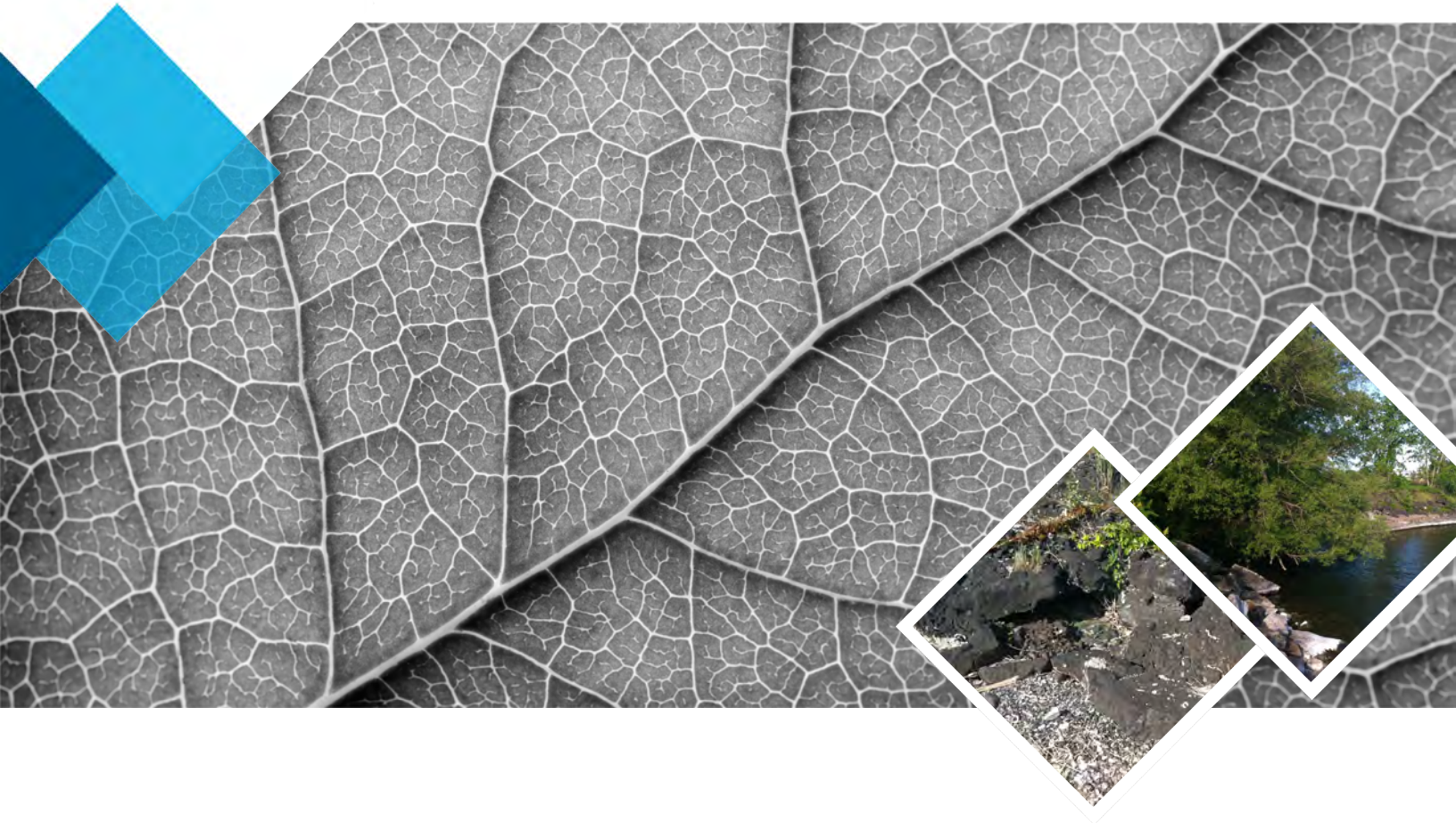




Évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques et des impacts sur l'eau souterraine

Berge du site de l'ancienne usine de ferromanganèse à Beauharnois

Elkem Métal Canada inc.



Environnement et géosciences

septembre | 2019



SNC • LAVALIN

SNC-Lavalin GEM Québec inc.
360, rue Saint-Jacques Ouest – 16^{ème} étage
Montréal (Québec) Canada H2Y 1P5
☎ 514.393.8000 📠 514.392.4758

Évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques et des impacts sur l'eau souterraine

Berge du site de l'ancienne usine de ferromanganèse à Beauharnois

Elkem Métal Canada inc.
2020, chemin de la Réserve
Chicoutimi (Québec) G7J 0E1

Préparé par :

Aleksandra Kasprzyk, M.Ing.
Chargée de projet

Environnement et géosciences
Ingénierie, conception et gestion de projet

Révisé par :

Matthieu François, Ph.D.
Directeur de projet

Environnement et géosciences
Ingénierie, conception et gestion de projet

Vérfié par :

Martin Duquette, Ph.D.
Environnement et géosciences

Ingénierie, conception et gestion de projet

N/Projet n° : 607871
N/Document n° : 607871-EG-L06-00

Septembre 2019

Distribution : M. Jean Villeneuve et M. Pierre Gauthier – Elkem Métal Canada (version électronique et 5 copies papier incluant les copies pour le MELCC)
M. Yvan Loubier - Le Cabinet de relations publiques NATIONAL (version électronique et 1 copie papier)



Sommaire exécutif

Mise en contexte

Dans le cadre du plan de restauration de la berge du site de l'ancienne usine de ferromanganèse d'Elkem à Beauharnois, il est prévu le maintien en place des remblais de matières résiduelles qui s'y trouvent, et ce, en cohérence avec le plan de réhabilitation environnementale établi pour le reste du terrain. Les remblais présentent une granulométrie les rendant assimilables à un sol. Leur contamination par des composés inorganiques et organiques a donc été évaluée comme pour un sol de manière à pouvoir ensuite en estimer l'impact potentiel sur l'environnement.

Une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques ainsi que des impacts sur les eaux souterraines a donc été réalisée en lien avec la présence de ces remblais contaminés dans la berge du site de l'ancienne usine de ferromanganèse, consistant en une bande de terrain de 10 m à partir de la limite des hautes eaux le long du lac Saint-Louis.

Évaluation des risques pour la santé humaine

Le site à l'étude correspond à la berge d'un site industriel clôturé. De par cet usage et la limitation à son accès depuis l'extérieur, de par sa configuration en une étroite bande de terrain essentiellement escarpée, la fréquentation du site à l'étude est en principe très restreinte. L'enrochement ou le couvert végétal constituent également une limitation à l'exposition des personnes aux remblais contaminés qui s'y trouvent. L'évaluation du risque à la santé humaine, selon les recommandations des lignes directrices de l'INSPQ, a toutefois considéré une fréquentation régulière et un potentiel d'exposition aux remblais comme s'ils étaient à nu. L'évaluation a porté sur le potentiel d'exposition des travailleurs reliés aux activités actuelles du terrain dont la berge fait partie. Bien que le terrain soit clôturé, et afin que la restriction d'accès ne soit pas une condition à la validité des estimations, l'évaluation a également porté sur le potentiel d'exposition de personnes extérieures (dont des enfants) qui fréquenteraient la berge sur une base régulière.

Les caractérisations environnementales antérieures ont permis d'établir que la contamination du remblai provient essentiellement des éléments inorganiques contenus dans les matières résiduelles d'origine industrielle dont principalement le manganèse, mais également de composés organiques de la famille des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les composés présents en concentrations supérieures aux critères A (teneurs de fond des composés inorganiques ou limites analytiques des composés organiques) ont été considérés comme contaminants potentiellement préoccupants (CPP) à l'exception des hydrocarbures pétroliers et les composés organiques volatils. Afin d'estimer l'exposition des récepteurs humains à ces contaminants présents dans les remblais, il a été considéré que les personnes fréquentant le Site (travailleurs ou visiteurs) pouvaient être exposées aux contaminants du site à l'étude via différentes voies :

- › L'ingestion accidentelle de sol (contact direct puis transfert mains-bouche);

- › L'inhalation de particules de remblais contaminés présentes dans l'air extérieur à la suite de leur érosion par le vent;
- › Le contact cutané avec les remblais contaminés lors d'activités à l'extérieur;

Dans le cadre de cette évaluation, des hypothèses conservatrices ont été considérées tant en ce qui a trait aux paramètres d'exposition utilisés qu'aux concentrations en CPP dans les sols retenues (LSIC 95 % sur la moyenne arithmétique).

Les résultats de l'évaluation quantitative des risques pour la santé humaine suggèrent que, dans l'état actuel de la berge, c'est-à-dire en considérant les remblais accessibles au contact direct :

- › Aucun risque d'effets non cancérogènes n'est attendu pour les travailleurs fréquentant le site, aucune dose d'exposition aux contaminants ne dépasse les valeurs de référence;
- › Les teneurs en **arsenic** et en **manganèse** des remblais sont associées à un potentiel de risque pour les jeunes enfants en tenant compte de la possibilité qu'ils soient en contact direct et régulier avec les remblais de la berge;
- › Les résultats suggèrent que l'exposition à vie aux teneurs d'**arsenic** présentes dans les remblais liés à l'ingestion par inadvertance de sol ainsi que par inhalation de particules érodées par le vent pourrait être à l'origine d'un potentiel de risque additionnel de cas de cancer supérieur au seuil acceptable de 1 cas sur 1 000 000 de personnes exposées (1×10^{-6}). En effet, le risque d'excès de cancer lié à l'exposition à l'arsenic par voie orale est de $5,8 \times 10^{-5}$, celui par inhalation est de $1,2 \times 10^{-5}$. L'exposition à vie par inhalation aux teneurs de **cadmium** et de **chrome** présentes dans les remblais pourrait également être à l'origine d'un potentiel de risque additionnel de cas de cancer légèrement supérieur au seuil acceptable, respectivement de $1,26 \times 10^{-5}$ et $1,05 \times 10^{-5}$. Enfin, les concentrations de **HAP** dans les remblais constituent également un potentiel d'excès de cas de cancer relié à l'ingestion par inadvertance de sol ($1,9 \times 10^{-5}$) ou au contact cutané avec les remblais ($8,5 \times 10^{-6}$).

Les hypothèses conservatrices considérées dans l'évaluation (fréquentation, remblais à nu notamment) font en sorte que les risques identifiés sont avant tout théoriques. Ces risques estimés n'étant liés qu'au potentiel théorique d'exposition des personnes par contact direct avec les remblais ou par l'envol et l'inhalation de poussières des remblais, la mise en place d'un recouvrement pérenne sur l'ensemble du remblai permettra d'assurer l'absence de risque à la santé humaine.

Évaluation des risques pour l'environnement

Le terrain de l'ancienne usine de ferromanganèse correspond à un site industriel clôturé et fortement artificialisé représentant peu d'intérêt écologique. La berge de ce site représente cependant un intérêt écologique un peu plus significatif du fait de la végétation qui s'y trouve et de sa contiguïté avec un milieu aquatique.

Afin d'évaluer les risques potentiels pour l'environnement associés au maintien en place d'une contamination dans les sols du site à l'étude, 8 récepteurs écologiques d'intérêt ont été retenus :

- › Les plantes terrestres;
- › Les invertébrés du sol;
- › Les microorganismes du sol;
- › Le bruant des prés (oiseau omnivore à régime majoritairement composé d'invertébrés);
- › La bernache du Canada (oiseau à régime majoritairement composé de végétaux);
- › Le goéland à bec cerclé (omnivore à régime majoritairement composé d'invertébrés et de petits mammifères);
- › Le campagnol des champs (micromammifère herbivore);
- › La grande musaraigne (micromammifère insectivore).

Les résultats de l'évaluation des risques suggèrent que, dans l'état actuel du site à l'étude :

- › Un potentiel de risque à la végétation de la berge exposée par contact direct avec le remblai est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 452), d'**arsenic** (QR = 6), de **zinc** (QR = 2,8), de **cuivre** (QR = 2,6), de **nickel** (QR = 1,8), de **cobalt** (QR = 1,7) et de **chrome total** (QR = 1,1). L'étendue et la diversité de la végétation présente actuellement dans la berge permettent toutefois de relativiser ce potentiel de risque identifié.
- › Un potentiel de risque aux invertébrés terrestres présents dans les sols de la berge exposés par contact direct avec le remblai est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 221), de **baryum** (QR = 2,2), de **zinc** (QR = 1,4), de **cuivre** (QR = 1,4) et de **chrome total** (QR = 1,3).
- › Un potentiel de risque aux micro-organismes présents dans les sols de la berge exposés par contact direct avec le remblai est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 402).
- › Un potentiel de risque pour les oiseaux invertivores fréquentant la berge et exposés par la chaîne alimentaire est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 96), de **plomb** (QR = 9,8), de **benzo[a]pyrène** (QR = 7,1), de **nickel** (QR = 6,3), de **chrome total** (QR = 6,2), de **cadmium** (QR = 3,8), de **cuivre** (QR = 2,8), de **cobalt** (QR = 1,7), d'**arsenic** (QR = 1,4) et de **zinc** (QR = 1,2). Seules les concentrations de **manganèse** (QR = 8,8) sont associées à un potentiel de risque pour les oiseaux herbivores tels que la bernache du Canada. De même, seules les concentrations de **manganèse** (QR = 3,9) sont associées à un potentiel de risque pour les oiseaux omnivores tels que le goéland à bec cerclé.

- › Un potentiel de risque pour les mammifères insectivores fréquentant la berge et exposés par la chaîne alimentaire est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 4,7), de **molybdène** (QR = 3), de **cadmium** (QR = 2,3), de **baryum** (QR = 1,02) et de plusieurs HAP (QR = 1, à 10). Un potentiel de risque pour les mammifères herbivores fréquentant la berge et exposés par la chaîne alimentaire est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 9,2), de **molybdène** (QR = 2,5) et de **baryum** (QR = 1,2).

Les hypothèses conservatrices considérées dans l'évaluation (concentrations totales des contaminants dans les remblais de scories probablement peu disponibles aux organismes écologiques, exposition à l'année longue) font en sorte que les risques identifiés sont probablement assez surestimés. Ces risques identifiés n'étant liés qu'au potentiel théorique d'exposition des récepteurs écologiques par contact direct ou au travers de la chaîne alimentaire des remblais, la mise en place d'un recouvrement pérenne sur l'ensemble du remblai permettra d'assurer l'absence de risque pour les organismes écologiques.

Évaluation des impacts sur l'eau souterraine

L'eau souterraine retrouvée au niveau du site à l'étude constitue un aquifère de classe III.

Les résultats de caractérisation de l'eau souterraine réalisée en 2019 au sein de six puits d'observation répartis le long de la berge ont démontré l'absence de contamination de l'eau souterraine au-delà des critères RES du Guide d'intervention du MELCC. Quatre des six concentrations de manganèse ont toutefois été mesurées au-delà du seuil d'alerte à 50 % du critère RES défini du fait de la proximité d'un plan d'eau en aval hydraulique.

Recommandations

La présente évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement, en considérant l'état actuel de la berge, a permis de mettre en évidence un potentiel de risque lié à l'exposition des personnes ou de certains organismes écologiques aux contaminants identifiés dans les remblais.

Bien que le conservatisme pris en compte dans l'évaluation et certaines autres observations permettent de croire que le niveau de risque réel soit nettement moindre que celui identifié jusqu'à présent, il paraît préférable, de mettre en place des mesures de mitigation (recouvrement des remblais) lesquelles sont par ailleurs requises pour des questions de stabilité de la berge à long terme.

Les mesures de stabilisation de la berge (enrochement, géotextile, remblai de sol propre, tapis de béton-câble) décrites au plan de restauration de la berge sont jugées adéquates à assurer une protection suffisante et pérenne aussi bien pour les personnes fréquentant le site que pour les organismes écologiques.

Un suivi de la qualité de l'eau souterraine transitant dans la berge serait requis sur une période de 3 ans en lien avec les concentrations de manganèse mesurées au-delà du seuil d'alerte à 50 % du critère RES.

Table des matières

SOMMAIRE EXÉCUTIF

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

LISTE DES ANNEXES

1	Introduction	1
1.1	Mise en contexte	1
1.2	Approche générale d'évaluation des risques au Québec	1
1.3	Approche générale d'évaluation des impacts sur l'eau souterraine	2
2	Description du site	3
2.1	Localisation du site	3
2.2	Milieu physique	3
2.2.1	Géologie locale	3
2.2.2	Hydrologie locale	3
2.2.3	Climat	3
2.3	Milieu humain	4
2.4	Milieu biologique	4
2.4.1	Flore	4
2.4.2	Faune	5
3	Études antérieures	6
4	Évaluation des risques pour la santé humaine	10
4.1	Identification du danger	10
4.1.1	Définition du problème	10
4.1.2	Qualité environnementale des sols	10
4.1.3	Contaminants potentiellement préoccupants (CPP) dans les sols	11
4.1.4	Population potentiellement exposée	12
4.1.5	Modèle conceptuel de site	12
4.2	Caractérisation toxicologique des CPP	13

4.2.1	Revue des données toxicologiques associées aux CPP	13
4.2.2	Valeurs toxicologiques de référence (VTR)	13
4.3	Estimation de l'exposition	13
4.3.1	Caractérisation et modélisation des concentrations dans l'environnement	13
4.3.2	Définition des conditions d'exposition	15
4.3.3	Estimation de l'exposition	17
4.3.4	Effets systémiques des CPP	18
4.4	Estimation du risque	18
4.4.1	Effets non cancérogènes	18
4.4.2	Effets cancérogènes	19
4.4.3	Calcul du risque	20
4.5	Évaluation des éléments d'incertitude	21
4.5.1	Incertitude liée à l'estimation de l'exposition	21
4.5.2	Incertitude liée aux valeurs toxicologiques de référence	21
4.5.3	Incertitude liée à l'interprétation du risque	22
4.5.4	Analyse générale de l'incertitude	22
4.6	Conclusion de l'évaluation des risques pour la santé humaine	23
5	Évaluation des risques pour l'environnement (faune et flore)	24
<hr/>		
5.1	Étape de planification	24
5.1.1	Problématique générale	24
5.1.2	Approche d'évaluation et objectif de l'étude	24
5.1.3	Choix méthodologique relié à la formulation des hypothèses	24
5.2	Modèle conceptuel	27
5.2.1	Source et devenir de la contamination	27
5.2.2	Voies d'exposition des récepteurs écologiques	28
5.3	Paramètres d'évaluation, paramètres de mesure et éléments de preuve	28
5.4	Méthodologie d'évaluation de l'exposition et du risque	29
5.4.1	Concentrations en contaminants présents dans les compartiments environnementaux d'intérêt	29
5.4.2	Paramètres d'exposition des récepteurs écologiques et méthode d'estimation de l'exposition	31
5.4.3	Choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR)	32
5.4.4	Méthode d'évaluation du risque	34
5.4.5	Règle de décision	34

5.4.6	Plan d'assurance qualité / contrôle qualité (AQ/CQ)	35
5.5	Calcul de l'exposition	35
5.5.1	Organismes de contact avec le milieu	35
5.5.2	Oiseaux et mammifères	35
5.6	Évaluation du risque écotoxicologique	35
5.6.1	Calcul du risque – Scénario avant aménagement	35
5.7	Évaluation des éléments d'incertitude	36
5.7.1	Incertaince liée à l'estimation de l'exposition	36
5.7.2	Incertaince liée aux valeurs toxicologiques de référence	37
5.7.3	Analyse générale de l'incertaince	38
5.8	Conclusions de l'évaluation des risques écotoxicologiques sur les éléments de preuve évalués	38
5.8.1	Santé, structure et composition des communautés végétales	38
5.8.2	Santé, structure et composition des populations d'invertébrés du sol	38
5.8.3	Structure, composition et fonctions écologiques des micro-organismes du sol	39
5.8.4	Santé, structure et composition des populations d'oiseaux	39
5.8.5	Santé, structure et composition des populations de mammifères	39
6	Évaluation des impacts sur l'eau souterraine	40
6.1	Classification de l'aquifère	40
6.2	Qualité de l'eau souterraine	40
6.3	Évaluation de l'impact environnemental	40
7	Conclusions et Recommandations	41
7.1	Conclusions	41
7.2	Recommandations	44

Liste des tableaux

Tableau 1	Statistiques descriptives des données de contamination des sols	49
Tableau 2	Voies d'exposition considérées applicables pour l'évaluation des risques pour la santé humaine	51
Tableau 3	Concentrations estimées en CP dans les compartiments environnementaux d'intérêt pour la santé humaine	52
Tableau 4	Résultat du calcul de risque pour les effets chroniques autres que le cancer associés à l'exposition par voie orale des récepteurs humains (tout-petit et adulte) aux CPP identifiés dans la zone d'étude	53
Tableau 5	Résultat du calcul de risque pour les effets chroniques autres que le cancer associés à l'exposition par inhalation des récepteurs humains aux CPP identifiés dans la zone d'étude	54
Tableau 6	Résultat du calcul de risque pour les effets cancérogènes associés à une exposition à vie des récepteurs humains aux CPP identifiés dans la zone d'étude	55
Tableau 7	Composantes valorisées de l'écosystème et choix des récepteurs de substitution	56
Tableau 8	Paramètres d'évaluation, de mesure et éléments de preuve retenus pour l'évaluation des risques écotoxicologiques	57
Tableau 9	Quotients de risques calculés pour les plantes, les invertébrés et les microorganismes du sol exposés aux CPP présents dans les sols de la zone d'étude	58
Tableau 10	Quotients de risques calculés pour les oiseaux exposés aux CPP présents dans la zone d'étude	60
Tableau 11	Quotients de risques calculés pour les mammifères exposés aux CPP présents dans la zone d'étude	62
Tableau 12	Conclusions sur les éléments de preuve évalués et recommandations potentielles en vue d'une évaluation détaillée du risque	64

Liste des figures

Figure 1	Localisation du site à l'étude	67
Figure 2	Démarche générale d'évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement	68
Figure 3	Localisation des sondages	69
Figure 4	Modèle conceptuel d'exposition des récepteurs humains et écologiques	70

Liste des annexes

Annexe A

Propriétés physico-chimiques et toxicologiques des CPP

Annexe B

Paramètres d'exposition des récepteurs humains

Annexe C

Équations utilisées pour le calcul de l'exposition des récepteurs humains

Annexe D

Résultats du calcul des doses d'exposition des récepteurs humains

Annexe E

Résultats de la modélisation des concentrations en CPP dans les médias d'intérêt pour les récepteurs écologiques

Annexe F

Paramètres d'exposition et doses d'exposition des récepteurs écologiques d'intérêt

1 Introduction

1.1 Mise en contexte

Dans le cadre du plan de restauration de la berge du site de l'ancienne usine de ferromanganèse d'Elkem à Beauharnois, il est prévu le maintien en place des remblais de matières résiduelles qui s'y trouvent, et ce, en cohérence avec le plan de réhabilitation environnementale établi pour le reste du terrain. Les remblais présentent une granulométrie les rendant assimilables à un sol. Leur contamination par des composés inorganiques et organiques a donc été évaluée comme pour un sol de manière à pouvoir ensuite en estimer l'impact potentiel sur l'environnement.

Une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques ainsi que des impacts sur les eaux souterraines a donc été réalisée en lien avec la présence de ces remblais contaminés dans la berge du site de l'ancienne usine de ferromanganèse, consistant en une bande de terrain de 10 m à partir de la limite des hautes eaux le long du lac Saint-Louis.

1.2 Approche générale d'évaluation des risques au Québec

Au Québec, l'évaluation des risques pour la santé humaine (ÉRSH) est encadrée par le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). L'Institut national de Santé publique du Québec (INSPQ) a émis des lignes directrices précises pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique (INSPQ, 2012). Concernant l'évaluation des risques écotoxicologiques (ÉRE), c'est le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ) qui a mis au point en 1998 une procédure d'évaluation du risque écotoxicologique (PÉRE) dans le cadre de la réhabilitation de terrains contaminés (CEAEQ, 1998).

L'ÉRSH et l'ÉRE comprennent essentiellement 4 étapes majeures (Figure 2). Ces deux démarches provinciales d'évaluation des risques établissent différents niveaux d'analyses en fonction de la précision de l'évaluation, de la qualité et de la quantité des informations disponibles, soit :

- › Une analyse de base déterministe (approche conservatrice);
- › Une analyse probabiliste (approche réaliste).

Dans certains cas, un niveau supérieur d'analyse peut être réalisé (analyse détaillée) et ainsi requérir des mesures directes de l'exposition et/ou des effets toxiques sur les récepteurs d'intérêt. Afin d'augmenter la précision de l'évaluation, chaque niveau nécessite une qualité et une quantité d'information toujours plus importante, tant en ce qui a trait à l'estimation de l'exposition qu'à l'évaluation des effets toxiques.

La présente évaluation des risques correspond à une analyse de base déterministe. Par conséquent, les hypothèses et scénarios retenus sont basés sur une approche conservatrice, notamment en ce qui a trait aux paramètres d'exposition (ex. : fréquence et durée d'exposition) et aux concentrations de contaminants dans les médias environnementaux (ex. : limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne arithmétique des concentrations dans le sol ou maximum).

1.3 Approche générale d'évaluation des impacts sur l'eau souterraine

Les impacts sur l'eau souterraine sont définis par le MELCC en fonction de son usage et des critères de qualité de l'eau adoptés dans la *Politique* ou dans les règlements municipaux applicables.

La classification établie par le MDDELCC comprend 3 classes d'unités hydrogéologiques et des sous-classes (I, IIA, IIB, IIIA et IIIB) :

- › Classe I : hautement vulnérable et irremplaçable pour une population substantielle ou vitale écologiquement.
- › Classe IIA : source courante d'eau de consommation.
- › Classe IIB : source potentielle d'eau de consommation.
- › Classe IIIA : n'est pas une source d'eau de consommation : degré de liaison hydraulique intermédiaire à élevé; de piètre qualité; ne peut être purifiée ou ne présente pas un potentiel suffisant en quantité ou ne peut pas être considérée d'un point de vue économique comme un substitut valable, en totalité ou en partie à la source actuelle d'approvisionnement.
- › Classe IIIB : n'est pas une source d'eau de consommation : faible degré de liaison hydraulique; de piètre qualité; et ne peut être purifiée.

Les impacts potentiels sur l'eau souterraine sont évalués en fonction des données de suivi de la profondeur et de la qualité de l'eau souterraine disponibles.

2 Description du site

2.1 Localisation du site

La propriété de l'ancienne usine de ferromanganèse est localisée au 61, boulevard de Melocheville à Beauharnois, à l'est du canal de Beauharnois. Le site à l'étude correspond à la berge de cette propriété, longeant le lac Saint-Louis.

Le site à l'étude est une bande riveraine d'une longueur de 800 m et d'une largeur de 10 m, au nord de la propriété. Conformément à la définition édictée dans la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, la délimitation de la zone d'étude a été définie comme la portion de terrain comprise entre la ligne des hautes eaux et une ligne distante horizontalement de 10 m vers l'intérieur du terrain. Dans le contexte d'une berge artificialisée avec présence d'enrochement, la ligne des hautes eaux a été définie sur la base de la ligne d'inondation de récurrence 2 ans. Celle-ci a été déterminée à une élévation de 22,17 m.

Le site à l'étude est vacant et recouvert de végétation ou d'enrochement. Une descente de bateau est présente dans la partie ouest du site. Les coordonnées géographiques approximatives du centre du site à l'étude sont : 45,3166 N et 73,8924 O.

2.2 Milieu physique

2.2.1 Géologie locale

D'après les informations recueillies lors des études antérieures, le site fait partie de la région physiographique des Basses-Terres du Saint-Laurent. Le socle rocheux est constitué de roches sédimentaires de l'âge paléozoïque (période cambrienne) composées de grès et de calcaire du groupe de Potsdam. Au-dessus du socle rocheux, on retrouverait des dépôts meubles généralement constitués de till glaciaire et de till remanié, soit du gravier grossier associé au till ainsi que du matériel hétérogène non stratifié. Par endroit, on retrouverait des sédiments des plaines alluviales actuelles, soit du sable, du silt, de l'argile et des débris organiques.

2.2.2 Hydrologie locale

Le fleuve Saint-Laurent s'écoule le long de la berge à l'étude. Considérant la proximité du fleuve et la direction d'écoulement de l'eau souterraine identifiée dans les études antérieures, celui-ci est considéré comme un récepteur de l'eau souterraine transitant dans la berge.

2.2.3 Climat

Le Site se trouve dans la grande région de Montréal, caractérisée par un climat continental modéré et humide. Les statistiques compilées sur 30 ans de 1971 à 2000 par Environnement Canada (Environnement Canada, Normales climatiques au Canada 1971-2000, 2010) révèlent que la température dans la région varie entre une moyenne de -10,2 °C en janvier au plus froid de l'année et une moyenne de 20,9 °C en juillet, mois le plus chaud.

On compte en moyenne 119 jours de pluie par année pour un total de précipitations annuelles de 764 mm. De plus, il y a en moyenne 60 jours avec précipitations de neige par hiver pour une épaisseur moyenne totale cumulée de 218 cm.

2.3 Milieu humain

Le site à l'étude correspond à la berge d'un site industriel clôturé. De par cet usage et la limitation à son accès depuis l'extérieur, de par sa configuration en une étroite bande de terrain essentiellement escarpée, la fréquentation du site à l'étude est en principe très restreinte.

Une vaste propriété résidentielle majoritairement boisée et partiellement marécageuse est située juste à l'est du site à l'étude. Un parc public est situé juste à l'ouest du site à l'étude. Du fait de la présence de ces propriétés et du fait que l'accès par le littoral reste possible, il ne peut être exclu que des personnes de l'extérieur puissent fréquenter la berge de manière occasionnelle.

2.4 Milieu biologique

2.4.1 Flore

Selon le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF), la région de Beauharnois fait partie du domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme. Ce domaine est très diversifié. On y trouve des espèces à la limite septentrionale de leur distribution telles que le caryer cordiforme, le caryer ovale, le micocoulier, l'érable noir, le chêne bicolore, l'orme de Thomas et le pin rigide. On y trouve également des espèces plus nordiques telles que l'érable à sucre, le sapin et les épinettes (MRNF, 2011).

Une description écologique a été réalisée au moment de l'étude d'impact par HDS en 2009. Cette description écologique avait permis d'identifier les éléments suivants :

Sur la berge, plusieurs arbres matures sont présents. La strate arborescente est ainsi composée de diverses espèces dont le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica*), le Frêne rouge (*Fraxinus pensylvanica*), l'orme d'Amérique (*Ulmus americana*), le peuplier à feuilles deltoïdes (*Populus deltoides*), le saule blanc (*Salix alba*) ou encore le saule fragile (*Salix fragilis*). La strate arbustive est également composée de diverses espèces dont le cornouiller stolonifère (*Cornus stolonifera*), le sumac vinaigrier (*Rhus typhina*), la viorne trilobée (*Viburnum trilobum*) ou encore la vigne des rivages (*Vitis riparia*). La strate herbacée est quant à elle composée de nombreuses espèces dont l'agropyron rampant (*Agropyron repens*), l'asclépiade commune (*Asclepias syriaca*), le chardon (*Cirsium sp.*), le laiteron des champs (*Sonchus arvensis*), la laitue bisannuelle (*Lactuca biennis*), la linaria vulgaire (*Linaria vulgaris*), le liseron des champs (*Convolvulus arvensis*), le lythrum salicaria (*Lythrum salicaria*), le phalaris roseau (*Phalaris arundinacea*), le pissenlit officinal (*Taraxacum officinale*), la renouée persicaire (*Polygonum persicaria*), la ronce (*Rubus sp.*), le trèfle (*Trifolium sp.*), la verge d'or du Canada (*Solidago canadensis*) ou encore la vesce jargeau (*Vicia cracca*).

Douze mentions d'occurrence d'espèces floristiques menacées ou susceptibles d'être désignées ont été inventoriées au CDPNQ. Aucune espèce à statut précaire n'a toutefois été observée sur la berge lors des inventaires floristiques effectués par HDS Environnement en 2009.

2.4.2 Faune

Oiseaux

23 espèces d'oiseaux ont été recensées par le passé (HDS, 2009) sur le site à l'étude, mais aucune n'a de statut précaire. Par contre, le Hibou des marais (*Asio flammeus*), le Petit blongios (*Ixobrychus exilis*), le Troglodyte à bec court (*Cistothorus platensis*) et le Martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*) sont des oiseaux en périls qui pourraient fréquenter le secteur du site à l'étude. Ces oiseaux, à l'exception du Martinet ramoneur, sont classés parmi les espèces susceptibles d'être désignées au Québec.

Mammifères

Un habitat de Rat musqué a été identifié par le passé (HDS, 2009) à moins de 100 m à l'est de la berge. De plus, le castor, l'écureuil, la mufette et le raton laveur ont été identifiés comme les plus susceptibles de fréquenter la berge.

Herpétofaune

20 espèces sont susceptibles de fréquenter le secteur du site à l'étude dont 8 espèces considérées à statut précaire au Québec : la Tortue-molle à épines est une espèce menacée. La Rainette faux-grillon de l'Ouest, la Tortue des bois et la Tortue géographique sont des espèces vulnérables; la Couleuvre brune, la Couleuvre à collier, la Couleuvre d'eau et la Couleuvre verte sont des espèces susceptibles d'être désignées.

3 Études antérieures

HDS, 2009 – Projet de restauration environnementale de la berge bordant le site d'une ancienne usine d'alliages de ferromanganèse à Beauharnois - Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs – Rapport principal

Cette caractérisation environnementale avait pour objectif de classer les matériaux de remblai de la berge selon les critères du *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction* (ministère de l'Environnement, 2002). Sept tranchées d'exploration (T1 à T7) ont été réalisées le long de la berge et ont intercepté deux couches de matériaux, dénommées remblai noir avec scories et remblai brun, d'épaisseur variable. Les analyses minéralogiques témoignaient d'une proportion majoritaire de scories dans le remblai permettant de le considérer comme un remblai de matières résiduelles avec moins de 50 % de sol. L'analyse des lixiviats TCLP de 5 échantillons de remblai noir a permis d'établir qu'aucune concentration ne dépassait les normes de l'article 3 du *Règlement sur les matières dangereuses* (RMD). Les remblais ont par la suite été classés de catégorie 3 selon les teneurs totales mesurées en contaminants métalliques (>C) et organiques (<C), en carbone organique total (>1 %) et en soufre (<2 %) dans 5 échantillons de remblai noirs et d'un échantillon de remblai brun. Un volume de 22 000 m³ de remblai était estimé être présent dans la berge dont 21 000 m³ de remblai noir et 1 000 m³ de remblai brun.

HDS, 2010 – Projet de restauration environnementale de la berge bordant le site d'une ancienne usine d'alliages de ferromanganèse à Beauharnois - Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs – Deuxième addenda – Réponses à la troisième série de questions du comité interministériel

Cette caractérisation environnementale complémentaire avait pour principal objectif de mieux estimer le volume de remblai dans la berge considérant le manque de données entre les anciennes tranchées T4 et T5 présentant une forte différence d'épaisseur de remblai. Deux nouvelles tranchées (T9 et T10) y ont été réalisées et ont confirmé la présence de matériaux de remblai similaires à ceux retrouvés auparavant avec des concentrations métalliques élevées. Le volume du remblai noir de scories présent dans la berge a été réestimé à 21 405 m³.

HDS et SNC-Lavalin, 2011 – Caractérisation complémentaire et solutions de restauration – 1, boulevard Edgard-Hébert Beauharnois (Québec) HDS-6605-5

Cette caractérisation environnementale complémentaire avait pour principal objectif de mieux estimer la qualité et le volume de remblai sur l'ensemble du terrain de l'ancienne usine de ferromanganèse. Parmi le programme de caractérisation, deux tranchées (TT-9 et TT-9B) et deux puits d'observation (PU-16 et PU-20) ont été implantés dans ou à proximité immédiate des limites de la berge. L'analyse du lixiviat TCLP d'un échantillon de remblai noir du sondage TT-9 ne présentait aucune concentration dépassant les normes de l'article 3 du *Règlement sur les matières dangereuses* (RMD). Bien qu'étant constitués majoritairement de matières résiduelles, les échantillons de remblai ont également été analysés pour leurs teneurs totales en contaminants et les résultats comparés aux critères A, B et C et au critère de l'annexe 1 du

RESC. Les résultats analytiques associés aux quatre échantillons de remblais prélevés dans ces sondages confirment les données antérieures avec des concentrations métalliques élevées notamment pour le manganèse (>RESC). Des concentrations d'arsenic (>RESC) ou de baryum, de cadmium, de cobalt, de cuivre, de mercure, de molybdène, de nickel et de zinc (>B) ont également été mesurées. Les concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été mesurées dans la gamme A-B pour l'échantillon de remblai noir du sondage TT-9 et dans la gamme B-C pour l'échantillon de remblai brun du sondage TT-9B.

L'analyse d'échantillons d'eau souterraine des deux puits aménagés dans la berge lors de cette caractérisation (PU-16 et PU-20) ainsi que de trois autres anciens puits présents dans la berge (PU-9, PU-14 et PU-15) indiquait des concentrations en excès des critères de résurgence dans l'eau de surface pour le cuivre et le mercure dans les puits PU-15 et PU-20 et juste pour le mercure dans le puits PU-16. Des concentrations en excès des critères d'eau de consommation étaient également relevées pour le manganèse et le molybdène dans les puits PU-15 et PU-16 ainsi que pour le manganèse, le nickel et le plomb dans le puits PU-20. Les concentrations de nickel et de plomb n'excédaient toutefois plus les critères d'eau de consommation pour ces mêmes échantillons une fois qu'ils étaient filtrés indiquant qu'une fraction significative était sous forme particulaire plutôt que dissoute. De même, les concentrations de manganèse des échantillons filtrés étaient très significativement inférieures à celles des échantillons non filtrés indiquant également leur forte proportion sous forme particulaire. Aucune concentration ne dépassait les critères d'eau de consommation ou de résurgence dans l'eau de surface dans les puits PU-9 et PU-14.

SNC-Lavalin, 2013 – Caractérisation environnementale complémentaire des remblais de scories de la berge dans le cadre d'essai de valorisation

Cette caractérisation environnementale complémentaire avait pour objectif de vérifier la qualité chimique des matériaux envoyés pour des essais de valorisation auprès d'éventuels acquéreurs. Trois des six tranchées (TR-2013-1, TR-2013-3 et TR-2013-5) réalisées lors de cette caractérisation étaient situées dans la berge. Les résultats d'analyse obtenus pour les échantillons prélevés dans ces tranchées confirmaient les très fortes concentrations de manganèse dans les remblais bien que celles-ci soient assez variables (74 800, 5 490 et 57 600 mg/kg respectivement). Les concentrations de baryum et de cuivre de ces échantillons se situaient dans la gamme B-C alors que les autres éléments métalliques présentaient des concentrations inférieures aux critères B. Aucun rapport n'a été rédigé en lien avec cette caractérisation des matériaux, seuls les certificats analytiques en font état.

Sanexen, 2014 – Caractérisation environnementale (Phase II) – Propriété située au 61, boulevard Edgar-Hébert à Beauharnois (Québec) RA13-206-6

Cette caractérisation environnementale a été menée à la suite d'une évaluation environnementale de site (Phase I) réalisée par Sanexen (2014)¹ et préalablement à l'élaboration d'un plan de réhabilitation du terrain de l'ancienne usine de ferromanganèse également par Sanexen (2014)², plan de réhabilitation qui excluait la zone de la berge. Cinq des tranchées d'exploration (TR136, TR139, TR192, TR193 et TR194) et six des puits d'observation (PO-103, PO104, PO106, PO108, PO112 et PO209) réalisés dans le cadre de cette caractérisation environnementale ainsi que deux anciens puits (P14 et P15) étaient toutefois situés dans ou suffisamment proche de la limite de la berge (<10 m) pour que les données environnementales qui y sont associées soient jugées pertinentes à la caractérisation environnementale de la berge.

Dans l'optique d'une évaluation du risque menée dans le cadre du plan de réhabilitation, les matériaux de remblais ont été assimilés à des sols et l'analyse des teneurs totales des contaminants a été réalisée. Les résultats analytiques associés à ces matériaux de remblais confirment la contamination métallique attendue avec les concentrations de manganèse généralement supérieures à la norme du RESC. L'arsenic, généralement en concentrations supérieures au critère C voire à la norme du RESC, ainsi que le baryum, le cuivre, le cadmium, le cobalt et le molybdène, retrouvés en concentrations supérieures aux critères B voire aux critères C, sont les principaux contaminants inorganiques présents. Une contamination des matériaux de remblai en HAP a été mesurée dans la gamme A-B (6 occurrences) et dans la gamme B-C (2 occurrences).

Conformément aux données antérieures, certaines concentrations en cuivre (P15), en mercure (P15) ou en manganèse (PO106, PO112) ont été mesurées dans l'eau souterraine au-delà des critères de résurgence dans l'eau de surface ou du seuil d'alerte. Une concentration de fluoranthène et une concentration d'aluminium ont également été mesurées au-delà du critère de résurgence dans l'eau de surface de l'échantillon d'eau prélevée dans PO108. Aucune concentration d'hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ (HP C₁₀-C₅₀), d'hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), de composés phénoliques chlorés (CPC) ou non chlorés (CPNC), d'hydrocarbures aliphatiques chlorés (HAC) ou encore de glycols n'a été détectée dans l'eau souterraine.

¹ Sanexen, 2014 – Évaluation environnementale de site (Phase I) – Propriété située au 61 boulevard Edgar-Hébert à Beauharnois – RA13-206-1.

² Sanexen, 2014 – Plan de réhabilitation environnementale – Propriété située au 61 boulevard Edgar-Hébert à Beauharnois – RA13-206-8.

SNC-Lavalin, 2019 – Caractérisation environnementale complémentaire - Site de l'ancienne usine d'alliage de ferromanganèse - 61, boulevard de Melocheville Beauharnois (Québec)

L'étude a confirmé la présence d'un remblai composé de matières résiduelles assimilables à un sol sur la totalité de la berge (superficie de l'ordre de 8 000 m² et un volume de 11 120 m³). Le remblai est composé de scories, mâchefers, et parfois des matériaux secs. Ces remblais de matières résiduelles sont indissociables des remblais de sols lorsque présents et sont le résultat des activités industrielles passées.

Ces remblais reposent soit sur le roc ou à quelques exceptions sur le terrain naturel de faible épaisseur suivi du roc. Le roc se retrouve façon générale entre 0,6 m et 5,6 m de profondeur. Dans la partie ouest, les remblais sont de faibles épaisseurs.

Ces remblais de matières résiduelles sont assimilables à un sol et ont fait l'objet d'analyse chimique en concentration totale de certains paramètres dans l'objectif de compléter les informations pour un plan de restauration basé sur une gestion du risque. Ces données sont essentielles dans le cadre de la préparation d'une Évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques.

Certaines concentrations en métaux, principalement le manganèse, sont élevées et dépassent les critères C, et à un endroit on retrouve des concentrations en HAP dans la place C-RESC (inférieure aux valeurs limites de l'annexe I du RESC).

4 Évaluation des risques pour la santé humaine

4.1 Identification du danger

Tel que décrit dans les lignes directrices de l'INSPQ, l'étape d'identification du danger « ... consiste à déterminer et à présenter la situation pouvant comporter un risque pour la santé publique. Elle sert principalement à définir les paramètres, l'étendue et les limites de l'évaluation du risque qui suivra. Cette étape permet la documentation des principales voies d'exposition et des principaux effets qui y sont associés ainsi que la détermination des populations à risque ».

4.1.1 Définition du problème

La problématique environnementale provient du remblayage du terrain de l'ancienne usine avec des résidus de production (scories, mâchefer et autres rebuts), remblai qui s'est effectué par le passé et qui s'est étendu jusque sur la berge.

Le site à l'étude se limite uniquement à la berge de ce terrain qui conserve un usage industriel et qui est clôturé. D'une longueur d'environ 800 m et d'une largeur de 10 m, la berge a donc une superficie d'environ 8 000 m². De par l'usage industriel et la limitation à son accès depuis l'extérieur, de par sa configuration en une étroite bande de terrain essentiellement escarpée, la fréquentation du site à l'étude est en principe très restreinte. L'enrochement ou le couvert végétal constituent également une limitation à l'exposition des personnes aux remblais contaminés qui s'y trouvent.

Une problématique émerge de la possible fréquentation de la berge par des travailleurs reliés aux activités actuelles du terrain dont la berge fait partie et ainsi par leur potentiel d'exposition aux contaminants des remblais.

Une autre problématique émerge du fait que des personnes extérieures (dont des enfants) pourraient fréquenter la berge sur une base régulière. En effet, la présence d'un parc public à l'ouest et d'une propriété résidentielle à l'est ainsi que l'ouverture sur le lac Saint-Louis ne permettent d'exclure la fréquentation de la berge même si le terrain est clôturé. Afin que la restriction d'accès ne soit pas une condition à la validité des estimations et considérant les lignes directrices de l'INSPQ, il peut être considéré une fréquentation régulière et un potentiel d'exposition aux remblais comme s'ils étaient à nu.

Le remblai de matériaux d'origine industrielle présent dans la berge constitue le seul média d'exposition des récepteurs humains potentiellement présents.

4.1.2 Qualité environnementale des sols

Les données issues de six caractérisations environnementales antérieures ont été retenues afin de définir la qualité environnementale des remblais. La localisation des sondages réalisés dans la berge est illustrée à la Figure 3.

Les résultats analytiques des caractérisations environnementales antérieures ont été compilés sous forme de matrice et des statistiques descriptives ont été réalisées afin de décrire la qualité des sols en place dans la berge. Les résultats de ces statistiques descriptives sont compilés au Tableau 1.

4.1.3 Contaminants potentiellement préoccupants (CPP) dans les sols

Comme le prévoit l'INSPQ dans ses lignes directrices, l'évaluation du risque ne doit pas se limiter aux substances dont les concentrations dépassent le critère d'usage, mais doit prendre en compte l'ensemble des contaminants associés au terrain à l'étude (INSPQ, 2012) (et lettre addenda associée). Ainsi, les CPP dans les sols ont été identifiés en comparant les concentrations détectées dans les sols du site à l'étude aux critères génériques A du Guide d'intervention - *Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* du MELCC (Beaulieu, 2016). Plus précisément, les critères bruit de fond pour les composés inorganiques référencés pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent ont été considérés Tableau 1.

Par conséquent, les CPP retenus pour la présente évaluation des risques pour la santé humaine sont :

Métaux

- | | |
|-----------|-------------|
| › Arsenic | › Manganèse |
| › Baryum | › Mercure |
| › Cadmium | › Molybdène |
| › Chrome | › Nickel |
| › Cobalt | › Plomb |
| › Cuivre | › Zinc |
| › Étain | |

HAP

- | | |
|----------------------------|---------------------------|
| › Acénaphthylène | › Dibenzo(a,h)pyrène |
| › Acénaphène | › Dibenzo(a,i)pyrène |
| › Anthracène | › Dibenzo(a,l)pyrène |
| › Benzo(a)anthracène | › Fluoranthène |
| › Benzo(a)pyrène | › Fluorène |
| › Benzo(b+j+k)fluoranthène | › Indéno(1,2,3-c,d)pyrène |
| › Benzo(c)phénanthrène | › Phénanthrène |
| › Benzo(g,h,i)pérylène | › Pyrène |
| › Chrysène | |
| › Dibenzo(a,h)anthracène | |

4.1.4 Population potentiellement exposée

La berge de ce terrain industriel est vacante hormis la zone d'accès au quai et la zone d'accès à l'eau pour l'accostage de barges. Rien n'empêche toutefois les travailleurs fréquentant le site d'avoir accès à la berge hormis le fait qu'elle est généralement escarpée voir boisée.

De plus, tel que discuté précédemment, il ne peut être exclu que des personnes de l'extérieur fréquentent la berge malgré la présence de clôture.

Par conséquent, les personnes potentiellement exposées aux sols en place sont considérées pouvoir être issues de toutes les classes d'âges définies par l'INSPQ pour la réalisation d'une évaluation du risque toxicologique (INSPQ, 2012). Ces classes sont : les Nourrissons (< 0,5 an), les Tout-petits (0,5 à < 5 ans), les Enfants (5 à < 12 ans), les Adolescents (12 à < 20 ans) et les Adultes (20 ans et plus).

4.1.5 Modèle conceptuel de site

Un modèle conceptuel de site a pour objectif de synthétiser les liens potentiels entre une source de contamination (ex. : sols contaminés), son transport d'un média à l'autre (devenir) et les récepteurs humains (cibles). Cette représentation graphique décrit les principaux mécanismes de transport et transfert des CPP associés à la source au travers des différents compartiments environnementaux (ex. : sol, air). Le devenir de ces substances entraîne potentiellement une exposition des humains et, le cas échéant, l'apparition d'effets toxiques sur la santé.

La Figure 4 présente le modèle conceptuel développé pour le site à l'étude.

4.1.5.1 Mécanismes potentiels de transport de la contamination

Peu de mécanismes de transport de la contamination des remblais sont susceptibles d'avoir lieu au niveau des différents compartiments environnementaux au point d'avoir un impact sur l'exposition des personnes. Malgré la présence de végétation ou d'enrochement, il a toutefois été considéré que des phénomènes d'érosion éolienne et de dispersion des particules de sol de surface dans l'air (processus A) peuvent avoir lieu. Notons qu'aucun CPP volatil n'est considéré dans l'évaluation, par conséquent aucun phénomène de volatilisation n'est considéré comme mécanisme de transfert opérant.

Des mécanismes d'atténuation (dégradation, insolubilisation) sont probables au niveau des sols, mais, par conservatisme, aucun n'a été considéré dans le cadre de l'évaluation.

4.1.5.2 Identification des voies d'exposition fonctionnelles

Dans un contexte d'évaluation du risque pour la santé humaine considérant un scénario d'exposition industrielle, les voies d'exposition potentielles définies par l'INSPQ ont été considérées (INSPQ, 2012).

Ainsi, et considérant les sols accessibles, les personnes fréquentant la berge sont potentiellement exposées via l'ingestion accidentelle de sol par contact direct puis transfert mains-bouche (voie 1). En effet, le sol peut constituer une source d'exposition significative via les activités quotidiennes extérieures.

De même, à l'occasion de ces activités extérieures, une exposition peut survenir via le contact de la peau avec le remblai suivi d'un transfert percutané de contaminants (voie 2).

Lors des activités extérieures, les personnes peuvent également être exposées, par inhalation, aux particules de remblai contaminé qui seraient émises dans l'air extérieur par l'érosion éolienne (voie 3).

Il est important de noter que toutes ces voies d'exposition associées à un contact direct avec le sol (ingestion, contact cutané) et à l'inhalation de particules de sol ne contribuent pas à une exposition à l'année longue. En effet, environ 5 mois par an, un couvert de neige est présent au sol et la contamination n'est donc pas accessible.

Par ailleurs, l'ingestion d'eau souterraine contaminée n'est pas considérée comme une voie d'exposition opérante dans le cas du site à l'étude puisqu'aucun puits d'eau potable n'est présent sur le site et que celui-ci est approvisionné en eau par l'aqueduc municipal.

Le Tableau 2 résume les voies d'exposition considérées comme applicables dans le cas du site à l'étude.

4.2 Caractérisation toxicologique des CPP

4.2.1 Revue des données toxicologiques associées aux CPP

L'annexe A propose une revue sommaire sous forme de fiches des caractéristiques toxicologiques et physicochimiques des CPP retenus dans la présente évaluation du risque.

4.2.2 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Pour les besoins de la présente étude, la sélection des VTR a été réalisée en considérant les sources suivantes et dans l'ordre de priorité présenté :

- › Santé Canada : Évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées (Santé Canada, 2010);
- › US EPA : Integrated Risk Information System (US EPA, 2012);
- › California EPA : OEHHA Toxicity Criteria Database;
- › ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

4.3 Estimation de l'exposition

4.3.1 Caractérisation et modélisation des concentrations dans l'environnement

Tel que détaillé dans le modèle conceptuel, les récepteurs humains sont susceptibles d'être mis en contact avec les CPP identifiés dans les sols du site à l'étude via différentes voies d'exposition. Afin d'évaluer l'exposition, il est nécessaire de documenter les concentrations en CPP dans les différents compartiments environnementaux d'intérêt (ex. : sol, air).

Les concentrations en CPP dans les sols sont connues et proviennent des études de caractérisation réalisées sur le Site. En revanche, les concentrations dans les autres médias environnementaux (ex. : air) ne sont pas connues et doivent être modélisées à partir des données de qualité des sols. Les sections ci-après détaillent la méthodologie utilisée pour modéliser ces concentrations en CPP.

4.3.1.1 Sols

Les statistiques associées aux concentrations de contaminants mesurées dans les sols du secteur à l'étude sont présentées au Tableau 1.

Tel que recommandé par l'INSPQ, dans un contexte d'évaluation du risque par méthode déterministe, l'exposition des récepteurs humains est estimée à partir de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % (LSIC95%) sur la moyenne arithmétique des concentrations en CPP mesurées dans le sol (INSPQ, 2012).

Le Tableau 3 résume les concentrations d'exposition retenues pour chaque CPP.

4.3.1.2 Air extérieur

Concernant l'air extérieur, tel que décrit précédemment, seules les formes particulières dans l'air des CPP sont considérées dans la présente étude.

Pour les particules, l'exposition par voie respiratoire est estimée en regard de la concentration atmosphérique des particules d'un diamètre inférieur à 10 µm (PM₁₀). En effet, d'une part les particules d'un diamètre supérieur à 10 µm se déposent essentiellement au niveau des voies respiratoires supérieures et, d'autre part, les particules de plus grande dimension ont une probabilité réduite d'être inhalées, entre autres, en raison des phénomènes d'inertie et du fait qu'elles demeurent moins longtemps en suspension dans l'air (INSPQ, 2011).

Pour la fraction de PM₁₀ dans l'air, le MEF³ recommandait en 1996 que la remise en suspension de particules de sol dans l'air soit considérée en milieux agricole et commercial/industriel seulement (MEF, 1996). Ainsi, en milieu industriel et commercial, le MEF retenait alors une concentration additionnelle correspondant à 25 µg/m³ de matières particulières provenant du sol contaminé du Site. Notons que cette valeur est conservatrice étant donné que Santé Canada a plus récemment publié une valeur égale à 0,46 µg/m³, plus réaliste d'un milieu résidentiel. La valeur du MEF est tout de même retenue.

Les concentrations en CPP dans l'air extérieur sous forme particulière sont donc estimées à partir de l'équation suivante :

$$[C_{air}] = [C_{sol}] \times 25 \cdot 10^{-9} \quad \text{Équation 1}$$

Où :

- › [C_{air}] = concentration en CPP dans l'air (en mg/m³);
- › [C_{sol}] = concentration en CPP dans le sol (en mg/kg).

³ MEF : Ministère de l'Environnement et de la Faune.

Les résultats sont présentés au Tableau 3.

4.3.1.3 Concentrations naturelles en CPP dans l'environnement (bruit de fond)

L'exposition au milieu naturel est généralement déterminée à partir de concentrations « bruit de fond » tirées de la littérature représentant l'environnement québécois (ex. : air, eau potable, aliments). L'annexe A présente les données relatives à l'exposition bruit de fond pour chaque CPP (lorsque disponibles).

Au cours de la revue de littérature, la priorité a été donnée à Santé Canada pour l'estimation des doses d'exposition naturelle via l'ingestion d'aliments. En effet, le Bureau d'innocuité des produits chimiques de la Direction des aliments de Santé Canada dans son *Étude sur l'alimentation totale au Canada* fournit des données fiables et récentes quant aux doses d'exposition pour plusieurs composés chimiques via l'alimentation des Montréalais (Health Canada, 2010a). Pour les CPP non documentés par Santé Canada, les informations rapportées par l'INSPQ dans le document de validation des critères B et C de la *Politique* ont été considérées (INSPQ, 2005) (INSPQ, 2011). Pour ce qui est des concentrations en CPP présentes dans l'eau potable et l'air, les données de la Ville de Montréal ont été retenues par faute d'avoir pu obtenir des données spécifiques sur la Ville de Beauharnois (Gagnon, 2004) (Montréal, 2011). Pour l'air, ce sont majoritairement les données des réseaux de surveillance de la Ville de Montréal qui ont été exploitées. Notons que cette approche est conservatrice étant donné qu'il est attendu que la qualité de l'air à Montréal soit de moins bonne qualité qu'à Beauharnois.

Il est important de noter que, dans le cadre de la présente étude, les récepteurs humains sont majoritairement exposés aux sols du site à l'étude. Ainsi, il est généralement considéré que l'exposition bruit de fond des récepteurs humains via l'ingestion de sol hors site et le contact cutané avec le sol hors site est négligeable.

4.3.2 Définition des conditions d'exposition

4.3.2.1 Définition générale des scénarios d'exposition

La section suivante présente les paramètres d'exposition retenus pour la présente évaluation des risques. Ces derniers sont issus des lignes directrices de l'INSPQ pour la réalisation d'évaluations des risques pour la santé humaine (INSPQ, 2012). Lorsque l'INSPQ propose des valeurs différenciées pour le sexe, les valeurs combinées ont été retenues. Lorsque l'INSPQ propose des valeurs déterministes précises, ces dernières ont été retenues.

Occupation du territoire

Le site à l'étude est une berge bordant un terrain à usage industriel. Dans ce contexte, tel que défini par l'INSPQ dans ses lignes directrices (INSPQ, 2012), une occupation du territoire de type commercial/industriel a été considérée.

Voies et milieux d'exposition

Les voies d'exposition des récepteurs humains applicables et décrites dans le modèle conceptuel sont résumées dans le Tableau 2.

Paramètres généraux d'exposition

L'annexe B présente les paramètres retenus pour l'estimation de l'exposition des résidents aux CPP présents dans les sols du site à l'étude. Les valeurs sont celles recommandées par l'INSPQ (2012).

Une occupation du territoire 10 heures par jour, 5 jours par semaine, 50 semaines par année et pendant 50 ans (de 20 à 70 ans) a été considérée (INSPQ, 2012).

4.3.2.2 Définition des données d'exposition concernant l'inhalation

L'annexe B présente les taux d'inhalation considérés pour les différents groupes d'âge. Les valeurs sont celles recommandées par l'INSPQ (2012).

Notons que, tel que recommandé par l'INSPQ (2005) (2012), pendant 5 mois l'érosion éolienne du sol n'est pas possible, car recouverte de neige. Par conséquent, l'inhalation de particules de sol contaminé provenant du site à l'étude n'a pas lieu pendant 5 mois sur 12.

4.3.2.3 Définition des données d'exposition concernant l'ingestion

Consommation d'eau potable

L'annexe B présente les taux d'ingestion d'eau potable (bruit de fond seulement) pour les récepteurs. Les valeurs sont celles recommandées par l'INSPQ (2012).

Ingestion par inadvertance de sol

L'annexe B présente les taux d'ingestion de sol considérés pour chaque classe d'âge évaluée. Les valeurs sont celles recommandées par l'INSPQ (2012).

Notons que, tel que recommandé par l'INSPQ (2012), pendant 5 mois le sol n'est pas accessible, car recouvert de neige. Par conséquent, l'ingestion de sol contaminé, provenant du site à l'étude, n'a pas lieu pendant 5 mois sur 12.

4.3.2.4 Définition des données relatives à l'exposition par contact cutané

Surface cutanée exposée au sol

L'annexe B présente les surfaces cutanées considérées exposées au sol pour tous les groupes d'âge. Les valeurs sont celles recommandées par l'INSPQ (2012). Il n'est pas considéré comme applicable qu'un nourrisson entre en contact direct avec les sols extérieurs.

Taux d'adhérence du sol sur la peau

L'annexe B présente les taux d'adhérence du sol sur la peau considérés chez les différents groupes d'âge. Les valeurs sont celles recommandées par l'INSPQ (2012).

4.3.3 Estimation de l'exposition

4.3.3.1 Équations utilisées pour le calcul de l'exposition

L'annexe C présente l'ensemble des équations utilisées pour le calcul de l'exposition via l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané. Ces équations sont celles recommandées par l'INSPQ (2012).

4.3.3.2 Additivité des doses

Pour de nombreuses substances, les organismes de santé reconnus ne suggèrent qu'une seule valeur toxicologique de référence (VTR) pour une voie unique (ex. : ingestion). Dans ce cas précis, l'estimation des risques doit intégrer toutes les voies d'exposition, lorsqu'il est plausible biologiquement de le faire (effets attendus à un niveau systémique). Dans ces cas-là, les facteurs d'absorption respectifs pour les autres voies d'exposition doivent être pris en considération pour transformer la dose administrée par une voie (ex. : inhalation) en dose équivalente administrée par une autre voie pour laquelle on fournit une VTR (ex. : ingestion).

Par exemple, si une VTR pour l'ingestion est la seule disponible et que le CPP est reconnu pour produire des effets systémiques sur la santé, une dose en équivalent par ingestion se calcule comme suit :

$$DEing = Ding + \left(Din h \times \frac{Fabs.inh}{Fabs.ing} \right) + \left(\frac{Dcc.sol}{Fabs.ing} \right) \quad \text{Équation 2}$$

Où,

- › *DEing* = Dose équivalente par ingestion (en mg/kg/j)
- › *Dinh* = Dose totale par inhalation (en mg/kg/j)
- › *Ding* = Dose totale par ingestion (en mg/kg/j)
- › *Dcc.sol* = Dose totale par contact cutané avec le sol (en mg/kg/j)
- › *Fabs.ing* = Facteur d'absorption par ingestion spécifique au contaminant (sans unité)
- › *Fabs.inh* = Facteur d'absorption par inhalation spécifique au contaminant (sans unité)

Notons que, dans le cas de la présente étude, les facteurs d'absorption par ingestion et inhalation ont été fixés à 1 par défaut. Par ailleurs, lorsqu'une VTR est disponible pour une voie d'exposition spécifique, cette voie d'exposition n'est pas intégrée au calcul d'exposition multivoie.

4.3.3.3 Résultats du calcul de l'exposition

L'annexe D présente l'ensemble des résultats de calcul de l'exposition pour les récepteurs humains. Cette même annexe présente aussi un exemple de calcul détaillé de la dose d'exposition totale des adultes exposés par ingestion, inhalation et contact cutané au manganèse.

4.3.3.4 Doses d'exposition au bruit de fond

L'annexe D présente les doses d'exposition « bruit de fond » considérées dans la présente étude et pour tous les CPP.

4.3.4 Effets systémiques des CPP

Tel que décrit à la section précédente, dans certains cas, une dose d'exposition en équivalent par ingestion est calculée pour les CPP produisant des effets systémiques. L'annexe C présente pour chaque CPP les types d'effets qui sont observés par voie d'exposition et les VTR disponibles.

Pour l'évaluation des effets cancérigènes des HAP par la méthode des facteurs d'équivalence de puissance (FÉP), aucune équivalence de dose n'a été calculée. En effet, d'une part les effets cancérigènes des HAP sont majoritairement locaux et, d'autre part, des VTR pour les 3 voies d'exposition sont disponibles.

4.4 Estimation du risque

4.4.1 Effets non cancérigènes

Dans le cas des effets non cancérigènes, la dose d'exposition multimédia et multivoie totale pour un groupe cible spécifique est composée de la dose attribuable à la source de contamination (site à l'étude) et de celle attribuable à l'exposition quotidienne de la population aux CPP présents dans l'environnement (bruit de fond).

La dose totale ou concentration pour une voie d'exposition donnée associant la dose ou concentration attribuable au Site et la dose ou concentration attribuable au bruit de fond est par la suite comparée à une dose ou concentration de référence, ou VTR, spécifique à la voie d'exposition considérée (ex. ingestion). Cette VTR est une dose ou concentration au-dessous de laquelle on ne devrait pas observer d'effets néfastes sur la santé. Cette comparaison est faite à l'aide de la méthode du quotient.

Le résultat est appelé « quotient de risque » (QR) et se calcule comme suit :

$$QR = \frac{\text{dose totale ou concentration d'exposition}}{VTR} \quad \text{Équation 3}$$

Si QR est inférieur à 1, cela indique que la dose ou concentration totale d'exposition attribuable au Site et au bruit de fond est inférieure à la dose ou concentration maximale tolérable (VTR) et aucun effet néfaste sur la santé n'est attendu. En revanche, si QR est supérieur à l'unité, la dose ou concentration totale d'exposition dépasse la valeur limite recommandée et pourrait entraîner des effets sur la santé.

4.4.2 Effets cancérigènes

4.4.2.1 Dose ou concentration moyenne à vie

Lors d'une évaluation du risque d'excès de cancer, les estimateurs de risque cancérigène permettent d'évaluer un risque additionnel de cancer dans la population. Par conséquent, une exposition attribuable au bruit de fond n'est pas considérée dans le calcul.

Le risque de cancer est estimé à partir de l'exposition cumulative aux contaminants durant les 70 premières années de la vie, durée pendant laquelle l'exposition est susceptible de provoquer l'apparition de tumeurs. Concrètement, une dose d'exposition moyenne à vie est estimée en pondérant la dose ou concentration d'exposition moyenne chez tous les groupes d'âge en fonction de la durée de chaque tranche d'âge (INSPQ, 2012).

La dose ou concentration moyenne à vie est calculée comme suit :

$$D_{moy} = \frac{\sum_{i=1}^5 DE_i \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i} \quad \text{Équation 4}$$

Où,

- › D_{moy} = Dose ou concentration moyenne à vie (en mg/kg/j);
- › DE_i = Dose ou concentration d'exposition durant la tranche d'âge « i » (en mg/kg/j);
- › T_i = Durée de la tranche d'âge « i » (en années).

4.4.2.2 Estimation du risque d'effets cancérigènes

Afin d'estimer le risque d'excès de cancer (RC) par ingestion, qui correspond à la probabilité de développer un cancer dû à l'exposition à une substance donnée par voie orale, la dose d'exposition moyenne à vie (D_{moy} en mg/kg/j) est multipliée par le coefficient de cancérogénicité (CC exprimé en $(\text{mg/kg/j})^{-1}$) qui correspond à une probabilité d'occurrence de cas de cancer par unité de dose de la substance.

$$RC = D_{moy} \times CC \quad \text{Équation 5}$$

Pour le risque par inhalation ou par contact cutané, les concentrations d'exposition par inhalation sont comparées à des risques unitaires par inhalation (en $(\text{mg/m}^3)^{-1}$) et les concentrations d'exposition par contact cutané sont comparées à des coefficients de cancérogénicité par contact cutané (en $(\mu\text{g/cm}^2/\text{j})^{-1}$).

Les lignes directrices du MSSS recommandent que l'excès de risque de cancer dû à un contaminant ne dépasse pas un cas de cancer additionnel sur un million d'individus, soit 1.10^{-6} (1/1 000 000).

Les risques d'excès de cancer sont calculés individuellement pour chaque voie d'exposition si la substance est reconnue pour causer des effets locaux tels qu'une tumeur au poumon via l'inhalation. En revanche, si une substance est connue pour causer des effets cancérigènes systémiques, par exemple des tumeurs au rein, peu importe la voie d'exposition, une approche en dose équivalente par une voie en particulier (comme pour les effets non cancérigènes) est adoptée.

4.4.3 Calcul du risque

4.4.3.1 Risques chroniques autres que le cancer

Voie orale

Le Tableau 4 présente les résultats de calcul de risque pour les effets chroniques autres que le cancer associés à l'exposition par voie orale des tout-petits et des adultes aux CPP identifiés dans la zone étudiée.

Les résultats suggèrent que l'exposition aux CPP identifiés dans les sols de la zone d'étude serait à l'origine d'un potentiel de risque pour les tout-petits exposés à l'arsenic et au manganèse. Pour les adultes, aucun risque n'est appréhendé.

Notons que pour l'arsenic, ce risque théorique est essentiellement le fait de l'exposition au bruit de fond. Notons également que le quotient de risque supérieur à l'unité pour le zinc n'est relié qu'à une exposition au bruit de fond et provient d'hypothèses conservatrices de l'évaluation notamment concernant les valeurs de référence.

Voie respiratoire

Le Tableau 5 présente les résultats de calcul de risque pour les effets chroniques autres que le cancer associés à l'exposition par voie respiratoire des récepteurs humains aux CPP identifiés sur le Site.

Un QR de 50 est calculé en rapport au potentiel d'exposition des personnes aux concentrations de manganèse dans les particules de sols qui pourraient être érodées par le vent si les remblais étaient à nu. Un potentiel de risque pour les effets autres que le cancer au niveau du système respiratoire pourrait ainsi être associé à l'érosion éolienne des remblais.

4.4.3.2 Risques cancérigènes

Le Tableau 6 présente les résultats de calcul de risque pour les effets cancérigènes associés aux expositions par ingestion, par inhalation et par contact cutané des récepteurs humains aux CPP cancérigènes identifiés dans au niveau de la zone à l'étude.

Les résultats suggèrent que l'exposition à vie aux teneurs d'**arsenic** présentes dans les remblais liée à l'ingestion par inadvertance de sol ainsi que par inhalation de particules érodées par le vent pourrait être à l'origine d'un potentiel de risque additionnel de cas de cancer supérieur au seuil acceptable de 1 cas sur 1 000 000 de personnes exposées (1×10^{-6}). En effet, le risque d'excès de cancer lié à l'exposition à l'arsenic par voie orale est de $5,8 \times 10^{-5}$, celui par inhalation est de $1,75 \times 10^{-5}$. L'exposition à vie par inhalation aux teneurs de **cadmium**

et de **chrome** présentes dans les remblais pourrait également être à l'origine d'un potentiel de risque additionnel de cas de cancer légèrement supérieur au seuil acceptable, respectivement de $1,26 \times 10^{-6}$ et $1,05 \times 10^{-6}$. Enfin, les concentrations de **HAP** dans les remblais constituent également un potentiel d'excès de cas de cancer relié à l'ingestion par inadvertance de sol ($1,9 \times 10^{-5}$) ou au contact cutané avec les remblais ($8,5 \times 10^{-6}$).

4.5 Évaluation des éléments d'incertitude

L'évaluation des risques toxicologiques est une discipline qui comprend une part d'incertitude inhérente au processus même d'analyse et de choix des hypothèses d'exposition, des concentrations des composés chimiques dans les sols, à l'estimation du transfert de la contamination d'un compartiment environnemental à l'autre, à l'évaluation de l'exposition et au calcul du risque en fonction de valeurs toxicologiques de référence. L'interprétation du risque doit s'effectuer en considérant ces différentes sources d'incertitude et de variabilité.

4.5.1 Incertitude liée à l'estimation de l'exposition

Les facteurs qui contribuent le plus à l'incertitude et à la variabilité associées à l'estimation de l'exposition sont très fréquemment liés aux concentrations en CPP dans l'environnement et aux paramètres d'exposition des récepteurs humains.

Dans le cas du site à l'étude, le niveau de contamination des remblais est toutefois assez bien défini et les valeurs utilisées sont jugées représentatives et sujettes à peu d'incertitude. Le nombre d'échantillons prélevés est jugé suffisant pour assurer une bonne représentativité de la contamination.

De manière générale, les paramètres d'exposition recommandés par l'INSPQ sont adaptés d'études précises disponibles pour la population canadienne ou québécoise et il est attendu que ces données soient les plus adaptées dans le cas d'une évaluation des risques selon une méthode déterministe. Toutefois, les scénarios d'exposition considérés dans cette étude, notamment le niveau de fréquentation de la berge par les travailleurs et par des personnes extérieures ainsi que la présence de remblais à nu sujets à l'érosion éolienne, font en sorte que le niveau d'exposition calculé est très fortement surestimé en comparaison de ce qu'il doit être effectivement.

4.5.2 Incertitude liée aux valeurs toxicologiques de référence

Les VTR ont été obtenues auprès d'organismes publics reconnus (ex : Santé Canada, US EPA). Généralement, ces organismes se basent sur des études chez l'animal ou des études cliniques ou épidémiologiques et appliquent des facteurs d'incertitude importants (dans certains cas une valeur pouvant atteindre 10 000) aux doses ou concentrations d'exposition rapportées par les auteurs (ex. : *non-observable adverse effect level*, NOAEL) et ce, afin de couvrir au maximum l'incertitude liée à une extrapolation inter et intra-espèces.

De manière générale, les VTR utilisées dans la présente étude surestiment les risques potentiels associés à l'exposition à un composé chimique présent dans l'environnement et en particulier dans le sol. Cette observation est d'autant plus vraie pour les métaux considérés comme éléments essentiels au fonctionnement du corps humain tel que le zinc.

Autrement dit, les risques théoriques calculés dans la présente étude peuvent être qualifiés de relativement conservateurs.

4.5.3 Incertitude liée à l'interprétation du risque

Une source d'incertitude importante dans le calcul du risque et surtout dans son interprétation est la notion, toute relative, de risque acceptable. En effet, dans toute démarche d'évaluation du risque, une question fondamentale se pose à savoir : « Quel est le risque que la société consent à prendre et qui peut être jugé comme acceptable? »

Pour les effets cancérigènes par exemple, le niveau de risque acceptable établi par l'INSPQ est de 1 cas sur 1 000 000. L'US EPA propose par exemple une gamme de valeur de seuils de risques acceptables de 1 cas sur 10 000 à 1 cas sur un million. Santé Canada propose pour sa part un seuil de 1 cas sur 100 000. Ces niveaux acceptables sont en tous points théoriques.

Notons aussi que l'INSPQ, dans sa validation des critères B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (INSPQ, 2005), a estimé que l'exposition bruit de fond aux HAP serait à l'origine, pour la population québécoise, d'un potentiel de risque d'excès de cancer théorique de 87 cas sur 1 000 000 (ou $8,7 \cdot 10^{-5}$), et ce sans considérer les HAP à facteur d'équivalence de puissance cancérigène les plus élevés tel le dibenzo(a,l)pyrène (FÉP de 100 relativement au B(a)P), considérés dans la présente étude et source du plus grand risque théorique.

Pour ce qui est du risque cancérigène calculé pour l'arsenic, ce dernier est aussi très probablement associé au conservatisme des hypothèses d'exposition considérées et à la valeur du coefficient de cancérogénéité utilisé. À ce sujet, il est intéressant de noter que l'INSPQ dans sa validation des critères B et C de la *Politique* a aussi identifié en 2005 l'existence d'un potentiel de risque d'effets cancérigènes élevé pour l'arsenic lié à l'exposition naturelle d'une part et au critère B d'autre part (INSPQ, 2005). L'INSPQ précise aussi que malgré le fait que le risque d'excès de cancer associé à l'exposition naturelle à l'arsenic soit très important (de l'ordre de 1×10^{-3} dans leur cas), cette substance n'est pas considérée comme une substance qui présenterait, à l'heure actuelle, un problème de santé publique au Québec (INSPQ, 2005).

Dans le cas des effets chroniques autres que le cancer, le seuil d'acceptabilité n'est pas basé sur une probabilité d'occurrence d'effets, mais plutôt sur le dépassement d'une dose de référence. Ainsi, l'incertitude au niveau des effets non cancérigènes relève plus de l'incertitude qui entoure les VTR utilisées. Tel que mentionné ci-avant, les VTR sont généralement basées sur des données expérimentales sur les animaux auxquelles sont appliqués différents facteurs d'incertitude ou sont basés sur des maximum acceptables dans une diète normale pour les éléments essentiels.

4.5.4 Analyse générale de l'incertitude

Les risques calculés pour les CPP qui ont pu être évalués, c'est-à-dire qui possèdent une valeur ou dose de référence, peuvent être qualifiés de relativement conservateurs du fait de la valeur déterministe utilisée (LSIC 95 %) et des éléments d'incertitude cités ci-avant. On estime généralement que le risque peut être surévalué de plus d'un ordre de grandeur.

4.6 Conclusion de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Une évaluation des risques réalisée par la méthode déterministe permet, lorsque les quotients de risque sont inférieurs aux seuils de risque acceptable, de conclure à l'absence de risque pour la santé humaine avec un haut degré de confiance. En revanche, lorsqu'un quotient de risque théorique s'avère supérieur aux seuils de risque acceptable, cela n'indique pas forcément l'existence d'un risque significatif pour les humains fréquentant le site étudié. En effet, le dépassement des seuils de risque acceptable peut-être associé au conservatisme des hypothèses considérées et à l'incertitude entourant le calcul général de l'exposition, tel que démontré à la section précédente.

Dans le cas du site à l'étude, les résultats du calcul de risque réalisé selon cette méthode déterministe conservatrice suggèrent que l'exposition à certains CPP identifiés dans les sols du terrain serait à l'origine d'un potentiel de risque d'effets non cancérogènes pour les enfants en relation avec les concentrations de manganèse et d'arsenic.

Pour ce qui est de l'évaluation des effets cancérogènes, les résultats de la présente évaluation des risques suggèrent que l'exposition à vie à l'**arsenic**, au **cadmium** et au **chrome** ainsi qu'à certains **HAP** contenus dans les sols serait à l'origine d'un potentiel de risque additionnel de cas de cancer supérieur à 1 sur 1 000 000 (1×10^{-6}). Dans ce cas aussi, il est attendu que les hypothèses conservatrices considérées aient largement surestimé ces risques, tels que cela a été démontré ci-avant.

Les hypothèses conservatrices considérées dans l'évaluation (fréquentation, remblais à nu notamment) font en sorte que les risques identifiés sont avant tout théoriques. Ces risques estimés n'étant liés qu'au potentiel théorique d'exposition des personnes par contact direct avec les remblais ou par l'envol et l'inhalation de poussières des remblais, la mise en place d'un recouvrement pérenne sur l'ensemble du remblai permettra d'assurer l'absence de risque à la santé humaine.

5 Évaluation des risques pour l'environnement (faune et flore)

5.1 Étape de planification

Tel que suggéré dans la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique* (PÉRE) du CEAEQ (1998), l'étape de la planification vise à définir l'objectif général de l'étude. Elle présente la problématique générale associée au Site, notamment en ce qui a trait à la source et au niveau de contamination présent sur le terrain. Elle vise également à préciser l'approche d'évaluation retenue.

5.1.1 Problématique générale

Comme discuté précédemment, la problématique environnementale provient du remblayage du terrain de l'ancienne usine avec des résidus de production (scories, mâchefer et autres rebuts), remblai qui s'est effectué par le passé et qui s'est étendu jusque sur la berge.

Le terrain de l'ancienne usine de ferromanganèse correspond à un site industriel clôturé et fortement artificialisé représentant peu d'intérêt écologique. La berge de ce site représente cependant un intérêt écologique un peu plus significatif du fait de la végétation qui s'y trouve et de sa contiguïté avec un milieu aquatique.

Le site à l'étude se limite uniquement à la berge de ce terrain. D'une longueur d'environ 800 m et d'une largeur de 10 m, la berge a donc une superficie d'environ 8 000 m².

Le remblai de matériaux d'origine industrielle présent dans la berge constitue donc une source d'exposition des récepteurs écologiques potentiellement présents aux contaminants inorganiques et organiques contenus dans les remblais.

5.1.2 Approche d'évaluation et objectif de l'étude

Compte tenu des informations décrites précédemment, l'approche d'évaluation retenue consiste à déterminer s'il est possible de conserver des contaminants en place dans les sols du site à l'étude tout en assurant un milieu sécuritaire pour la santé des écosystèmes.

Ainsi, l'objectif général de l'évaluation du risque écotoxicologique est de vérifier si la présence de composés chimiques dans les sols du Site à des concentrations supérieures au niveau du bruit de fond régional, présente ou non un potentiel de risque pour les récepteurs écologiques vivant sur ou fréquentant la zone d'étude.

5.1.3 Choix méthodologique relié à la formulation des hypothèses

L'évaluation de la problématique conduit à la formulation d'hypothèses explicites qui reposent sur les 4 éléments descriptifs suivants :

- › Les contaminants potentiellement préoccupants (CPP) dans les sols;
- › Les récepteurs écologiques exposés;

- › Les réponses écotoxicologiques appréhendées;
- › Les limites spatiales de la zone d'étude.

5.1.3.1 Contaminants préoccupants (CPP) dans les sols

Le Tableau 1 présente les statistiques descriptives des concentrations en CPP analysées dans les sols prélevés sur le terrain à l'étude.

Comme le prévoit le CEAEQ dans sa procédure d'évaluation du risque écotoxicologique, l'évaluation du risque ne doit pas se limiter aux substances dont les concentrations dépassent le critère d'usage, mais doit prendre en compte l'ensemble des contaminants associés au terrain à l'étude. Ainsi, les CPP dans les sols ont été identifiés en comparant les concentrations détectées dans les sols du site à l'étude aux critères génériques A du Guide d'intervention de la *Politique de protection et de réhabilitation des terrains contaminés* du MDDELCC (Beaulieu, 2016). Plus précisément, les critères bruit de fond pour les composés inorganiques référencés pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent ont été considérés (Tableau 1).

Par conséquent, les CPP retenus pour la présente évaluation des risques pour les récepteurs écologiques sont :

Métaux

- | | |
|----------------|-------------|
| › Arsenic | › Manganèse |
| › Baryum | › Mercure |
| › Cadmium | › Nickel |
| › Chrome total | › Plomb |
| › Cobalt | › Zinc |
| › Cuivre | |
| › Étain | |

HAP

- | | |
|----------------------------|---------------------------|
| › Acénaphène | › Dibenzo(a,i)pyrène |
| › Acénaphylène | › Dibenzo(a,l)pyrène |
| › Anthracène | › Fluoranthène |
| › Benzo(a)anthracène | › Fluorène |
| › Benzo(a)pyrène | › Indéno(1,2,3-c,d)pyrène |
| › Benzo(b+j+k)fluoranthène | › Phénanthrène |
| › Benzo(c)phénanthrène | › Pyrène |
| › Benzo(g,h,i)pérylène | |
| › Chrysène | |
| › Dibenzo(a,h)anthracène | |
| › Dibenzo(a,h)pyrène | |

5.1.3.2 Récepteurs écologiques exposés

Le choix des récepteurs écologiques a été réalisé en considérant les facteurs suivants :

- › Le type de milieu, à savoir la berge d'un terrain industriel d'environ 0,8 Ha partiellement boisé;
- › L'analyse des études environnementales et de la littérature disponibles;
- › La source de contamination (sol) et le devenir environnemental des CPP dans les autres compartiments environnementaux (ex. : biote);
- › L'exposition directe aux sols contaminés (ex. : organismes de contact) ou le transfert des contaminants par l'entremise de la chaîne alimentaire (ex. : vers les oiseaux et mammifères) est possible.

Le Tableau 7 présente le détail des récepteurs écologiques choisis pour la présente évaluation du risque et les raisons de ce choix. Ainsi, les récepteurs suivants sont retenus :

Organismes de contact avec le sol

- › Les plantes terrestres;
- › Les vers de terre (invertébrés terrestres);
- › Les micro-organismes du sol.

Organismes exposés via leur régime alimentaire

- › Le bruant des prés (oiseau omnivore à régime majoritairement composé d'invertébrés);
- › La bernache du Canada (oiseau à régime majoritairement composé de végétaux);
- › La goéland à bec cerclé (oiseau à régime majoritairement composé d'invertébrés et de petits mammifères);
- › Le campagnol des champs (micromammifère herbivore);
- › La grande musaraigne (micromammifère insectivore).

5.1.3.3 Réponses écotoxicologiques appréhendées

La présence des CPP dans les sols peut potentiellement provoquer :

- › Une inhibition de la croissance et potentiellement de la survie des plantes terrestres présente dans la zone d'étude et puisant leur nourriture dans les sols de surface (rhizosphère).
- › Une inhibition de la reproduction et potentiellement de la survie des invertébrés du sol dans les sols de surface.
- › Une inhibition des activités des microorganismes du sol, comprenant les cycles des nutriments et la décomposition de la litière du sol au niveau des sols de surface;
- › Une diminution de la croissance ou de la reproduction et potentiellement de la survie de l'avifaune fréquentant la zone d'étude.

- › Une diminution de la croissance ou de la reproduction et potentiellement de la survie des mammifères fréquentant la zone d'étude.

5.1.3.4 Niveau de protection

L'objectif de protection consiste à maintenir des communautés de récepteurs écologiques en santé et viable. Pour ce faire, bien que la berge appartienne à un site industriel, la proximité du lac Saint-Louis, la présence d'une végétation diversifiée et le milieu constituant un habitat potentiel de plusieurs organismes écologiques, un niveau de protection visant les milieux résidentiels et récréatifs a été préféré.

5.1.3.5 Limites spatiales

Le site à l'étude correspond à une berge longue d'environ 800 m et de 10 m de large à partir de la limite des hautes eaux, soit environ 8 000 m². Les limites du terrain de l'ancienne usine de ferromanganèse et de la berge sont illustrées à la Figure 1.

5.2 Modèle conceptuel

Un modèle conceptuel de site a pour objectif de synthétiser les liens potentiels entre une source de contamination (ex. : sols contaminés) et les récepteurs écologiques (cibles), via le transport des contaminants et leur transfert d'un média à l'autre (devenir). Pour le site à l'étude, un modèle conceptuel de l'état actuel du Site a été développé et est présenté à la Figure 4. Le texte suivant complète la description du modèle en s'attardant sur les aspects écologiques.

5.2.1 Source et devenir de la contamination

La seule source de contamination qui subsiste sur le site est le remblai contenant des métaux et HAP (CPP).

En plus des mécanismes de devenir de la contamination, discutés lors de l'évaluation des risques à la santé humaine, s'ajoutent des processus de bioaccumulation (Figure 4). En effet, étant donné la nature des contaminants en cause, de tels mécanismes sont attendus au niveau des récepteurs écologiques.

La bioaccumulation dépend grandement de la manière dont les produits chimiques sont absorbés, métabolisés et éliminés par les organismes vivants. La bioaccumulation se produit si le taux d'assimilation de produits chimiques excède le taux de leur élimination ou leur métabolisation par l'organisme exposé. Les éléments essentiels tels que le manganèse, le zinc et le cuivre sont généralement assimilés et métabolisés efficacement. Ils servent aux fonctions essentielles à la vie. Les HAP quant à eux bioaccumulent très peu et sont rapidement métabolisés par les organismes vivants.

Enfin, dans les zones d'accumulation d'eau (mares temporaires) qui se forment suite à des épisodes de précipitations ou à la fonte des neiges, il est attendu que des mécanismes d'équilibre entre phases dissoutes des contaminants et phases liées aux colloïdes du sol, régis par les propriétés physico-chimiques du sol et des CPP, soient observés (Figure 4).

5.2.2 Voies d'exposition des récepteurs écologiques

Dans un contexte d'évaluation du risque écotoxicologique de niveau 1 (pire cas réaliste), les voies d'exposition les plus généralement pertinentes ont été considérées.

Les récepteurs écologiques de contact peuvent être exposés aux CPP présents dans leur milieu ambiant. Les évaluations toxicologiques associées à ces organismes reliant les effets néfastes aux concentrations de CPP dans le milieu ambiant, il est superflu d'identifier plus en détail leurs voies d'exposition aux CPP.

Les plantes terrestres, les invertébrés du sol et les microorganismes du sol peuvent ainsi être exposés aux CPP présents dans les sols (Figure 4).

En ce qui concerne les organismes de niveau trophique supérieur tels que les oiseaux et les mammifères, ces derniers peuvent être exposés aux CPP via leur diète. Ceci comprend l'ingestion de sol, de plantes ou d'invertébrés ayant bioaccumulé certains CPP et d'eau de surface présente sous forme d'accumulations au sol (Figure 4).

Dans un contexte d'évaluation de niveau 1, le contact cutané avec les sols contaminés et l'inhalation de CPP émis dans l'air n'ont pas été des voies d'exposition retenues pour les mammifères et les oiseaux. En effet, d'une part l'exposition via ces voies spécifiques est peu documentée dans la littérature, rendant son évaluation hasardeuse et, d'autre part, l'inhalation et le contact cutané sont généralement des voies peu significatives comparées à l'ingestion de sol, d'eau et de nourriture.

5.3 Paramètres d'évaluation, paramètres de mesure et éléments de preuve

Les différentes hypothèses formulées dans les sections précédentes sont à la base de la définition de plusieurs paramètres d'évaluation, de paramètres de mesure et d'éléments de preuve pour chaque récepteur écologique d'intérêt (ou classe de récepteurs représentée par un récepteur de substitution). Ces éléments sont exposés au Tableau 8.

Un paramètre d'évaluation correspond à un énoncé explicite mettant en relation un récepteur écologique d'intérêt et le niveau de protection désiré (ex. : santé, structure et composition des communautés végétales).

Associés à chaque paramètre d'évaluation, des paramètres de mesure permettant d'évaluer quantitativement ou qualitativement les effets potentiels de la présence de contaminants dans l'environnement sur chaque type de récepteur sont définis. Par exemple, la concentration en CPP dans les sols correspond à un paramètre de mesure permettant d'évaluer l'exposition ou les effets toxiques chez les végétaux terrestres.

Enfin, les éléments de preuve correspondent à la manière dont l'exposition, mesurée lors de l'étape précédente (paramètre de mesure), est jugée problématique ou non en fonction d'un niveau d'effet jugé acceptable. Ainsi, le paramètre de mesure « Concentration en CPP dans les sols » peut être comparé à une valeur de référence toxicologique (VTR) recommandée par le CEAEQ et correspondant à un niveau d'effet acceptable dans le cas d'un terrain résidentiel (ex. : VTR N2 équivalent à de 20 % d'effets).

Chaque élément de preuve conclut à l'existence d'un risque théorique ou non. Certains éléments de preuve sont jugés plus pertinents que d'autres en fonction de leur niveau de spécificité. Par exemple, des mesures directes des effets sur le terrain telles que des études de la diversité, la taille, l'abondance ou la dominance des communautés végétales possèdent un degré de pertinence supérieur à la simple comparaison d'une concentration en CPP mesurée dans le sol à une VTR publiée dans la littérature et non spécifique au Site.

L'ensemble des éléments de preuve associés à un type de récepteur écologique (ex. : les végétaux terrestres) sont pris en compte afin de conclure à l'existence d'un risque ou non.

Notons que dans le cadre de cette évaluation, les principaux éléments de preuve évalués sont liés à la simple comparaison des données de qualité des sols avec des valeurs toxicologiques seuil issues de la littérature (section suivante). À ce stade, aucun autre élément de preuve n'est évalué.

5.4 Méthodologie d'évaluation de l'exposition et du risque

Afin d'estimer le risque pour les récepteurs écologiques d'intérêt potentiellement exposés aux sols présents sur le site à l'étude, diverses informations relatives à la qualité des médias environnementaux et au transfert des CPP d'un média à un autre sont nécessaires.

Les paramètres requis pour le calcul de l'exposition et du risque ont été soit mesurés (ex. : concentrations en CPP dans le sol), soit estimés (ex. : concentrations dans les végétaux ou les invertébrés) ou tirés de la littérature (ex. : paramètres d'exposition des récepteurs écologiques, valeurs toxicologiques de référence).

Les sections suivantes présentent la méthodologie utilisée ainsi que l'ensemble des données nécessaires au calcul de l'exposition et du risque.

5.4.1 Concentrations en contaminants présents dans les compartiments environnementaux d'intérêt

5.4.1.1 Sols

Les concentrations en CPP dans les sols ont été mesurées au cours des différentes caractérisations environnementales réalisées sur le terrain entre 2009 et 2019. Les statistiques descriptives associées aux concentrations mesurées pour l'ensemble des CPP dans les sols de la zone à l'étude sont présentées au Tableau 1.

Dans un contexte d'évaluation déterministe, le paramètre statistique retenu pour l'évaluation du risque est la LSIC95% de la moyenne arithmétique des concentrations de chaque CPP.

5.4.1.2 Plantes terrestres

Les concentrations des différentes substances d'intérêt dans les plantes terrestres ont été estimées en accord avec les recommandations du document du département de l'énergie des États-Unis pour une estimation générale pour les composés inorganiques (United States Department of Energy, 1998) et en fonction des équations développées par Travis et Arms en 1988 pour les parties aériennes des végétaux et dépendantes des coefficients de partage octanol/eau (Kow) des CPP (Travis C.C. and Arms A.D., 1988).

Les facteurs de bioconcentration dans les plantes, les régressions linéaires utilisées, les équations retenues pour l'évaluation du transfert des composés organiques dans les parties aériennes des végétaux et les Kow des CPP organiques retenus sont présentés dans les fiches substances compilées à l'annexe A.

L'annexe E présente les résultats de la modélisation des concentrations en CPP dans les végétaux du site à l'étude. Les concentrations dans les végétaux ont été estimées à partir de la LSIC 95 % de la moyenne arithmétique des concentrations analysées dans les sols. Les résultats obtenus à l'aide des facteurs de bioconcentration et des régressions sont exprimés en mg de CPP par kg de végétaux en poids sec.

5.4.1.3 Invertébrés du sol

Les concentrations des différentes substances d'intérêt dans les vers de terre ont été estimées en accord avec les recommandations du document de Sample et al. pour une estimation générale pour les composés inorganiques (Sample, Beauchamp, Efrogmson, Suter II, & Ashwood, 1998) et en fonction des équations proposées par Sample et al. pour les composés organiques et dépendantes des coefficients de partage octanol/eau (Kow) des CPP (Sample et al., 1997).

Les facteurs de bioconcentration, les régressions linéaires utilisées, les équations retenues pour l'évaluation du transfert des composés organiques vers les vers de terre et les Kow des CPP organiques retenus sont présentés dans les fiches substances compilées à l'annexe A.

L'annexe E présente les résultats de la modélisation des concentrations en CPP dans les vers de terre du site à l'étude. Les concentrations dans les invertébrés du sol ont été estimées à partir de la LSIC 95 % sur la moyenne arithmétique des concentrations analysées dans les sols. Les résultats obtenus à l'aide des facteurs de bioconcentration et des régressions sont exprimés en mg de CPP par kg d'invertébrés en poids sec.

5.4.1.4 Petits mammifères

Les concentrations des différentes substances d'intérêt dans les petits mammifères ont été estimées en accord avec les recommandations du document de Sample et al. pour une estimation générale pour les composés inorganiques (Sample, Beauchamp, Efrogmson, & Suter II, 1998). Concernant les HAP, ces derniers sont rapidement métabolisés par les mammifères après absorption et ne sont pas considérés comme bioaccumulables.

Les facteurs de bioconcentration dans les petits mammifères et les régressions utilisées retenues sont présentés dans les fiches substances compilées à l'annexe A.

L'annexe E présente les résultats de la modélisation des concentrations en CPP dans les petits mammifères du site à l'étude. Les concentrations dans les mammifères ont été estimées à partir de la LSIC 95 % sur la moyenne arithmétique des concentrations analysées dans les sols. Les résultats obtenus à l'aide des facteurs de bioconcentration et des régressions sont exprimés en mg de CPP par kg de petits mammifères en poids sec.

5.4.2 Paramètres d'exposition des récepteurs écologiques et méthode d'estimation de l'exposition

5.4.2.1 Organismes de contact avec le sol (plantes terrestres, invertébrés du sol et microorganismes)

Le sol est le principal média environnemental par lequel les microorganismes du sol, les plantes terrestres et les invertébrés du sol peuvent être exposés par contact direct (toutes voies confondues). La plupart des tests de toxicité effectués sur ces récepteurs décrivent et quantifient des effets toxiques en fonction des concentrations d'un contaminant dans le sol ou dans le substrat utilisé. Pour ces trois types de récepteurs, l'exposition est donc directement fonction des concentrations en CPP mesurées dans les sols du site à l'étude.

En évaluation déterministe, les risques pour les organismes de contact sont évalués en comparant directement les concentrations en CPP mesurées dans les sols du site à l'étude (LSIC 95 % sur la moyenne arithmétique ou maximum) aux concentrations de référence recommandées par les agences gouvernementales ou trouvées dans la littérature.

5.4.2.2 Oiseaux (Bruant des prés, Bernache du Canada et Goéland à bec cerclé)

Tel que décrit dans le modèle conceptuel, les oiseaux peuvent être exposés aux CPP par ingestion de nourriture, d'eau et de sol.

Ainsi, pour les oiseaux, l'exposition aux CPP se calcule au moyen de l'équation suivante :

$$D_{ing} = D_{nourr} + D_{sol} + D_{eau}$$

Où :

- › D_{ing} = dose d'exposition totale attribuable à l'ingestion (en mg/kg/j);
- › D_{nourr} = dose d'exposition par ingestion de nourriture (en mg/kg/j);
- › D_{sol} = dose d'exposition par ingestion de sol (en mg/kg/j);
- › D_{eau} = dose d'exposition par ingestion d'eau de surface (en mg/kg/j).

Les différents termes de cette équation se calculent comme suit :

$$D_{nourr} = \left(\frac{(T_{ing.nourr1} * C_{nourr1}) + (T_{ing.nourr2} * C_{nourr2})}{PC} \right) \times \left(\frac{Ssc}{DV} \right)$$

$$D_{sol} = \left(\frac{(T_{ing.sol} * C_{sol})}{PC} \right) \times \left(\frac{Ssc}{DV} \right)$$

$$Deau = \left(\frac{(Ting.eau * Ceau)}{PC} \right) \times \left(\frac{Sec}{DV} \right)$$

Où :

- › *Ting.nourr1 et 2* = taux d'ingestion des nourritures 1 et 2 (en kg/j);
- › *Ting.sol* = taux d'ingestion de sol (en kg/j);
- › *Ting.eau* = taux d'ingestion d'eau (en L/j)
- › *Cnourr 1 et 2* = concentration CPP dans les nourritures 1 et 2 (en mg/kg);
- › *Csol* = concentration CPP dans le sol (en mg/kg);
- › *Ceau* = concentration CPP dans l'eau (en mg/L);
- › *PC* = poids corporel du récepteur (en Kg);
- › *Ssc* = superficie de sol contaminé (en ha);
- › *Sec* = superficie d'eau contaminée (en ha);
- › *DV* = domaine vital du récepteur (en ha).

Les paramètres d'exposition du bruant des prés, de la bernache du Canada et du goéland à bec cerclé sont fournis à l'annexe F.

Il est par ailleurs important de préciser que dans un contexte d'évaluation du risque déterministe, l'exposition aux CPP est considérée comme ayant lieu toute l'année (conservateur) et ne prend pas en compte les périodes de réduction d'activité des oiseaux, leur migration potentielle et de la moindre accessibilité des sols et de la nourriture en hiver.

5.4.2.3 Mammifères (Campagnol des champs et Grande musaraigne)

De la même façon que pour les oiseaux, les mammifères peuvent être exposés aux CPP par ingestion de nourriture, d'eau et de sol.

Ainsi, pour les mammifères, l'exposition aux CPP se calcule au moyen des mêmes équations que pour les oiseaux.

Les paramètres d'exposition du campagnol et de la grande musaraigne sont fournis à l'annexe F.

Dans le cadre de cette évaluation du risque, l'exposition aux CPP a été considérée comme ayant lieu toute l'année (conservateur) et ne prend pas en compte les périodes de réduction d'activité des mammifères et de la moindre accessibilité des sols et de la nourriture en hiver.

5.4.3 Choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR)

L'annexe A propose une revue des caractéristiques écotoxicologiques et physicochimiques des CPP retenus dans la présente évaluation du risque.

Pour les besoins de la présente étude, la sélection des VTR a été réalisée en considérant les sources suivantes et dans l'ordre de priorité présenté :

- › Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2011. Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres (CEAEQ, 2011);
- › US EPA. Ecological Soil Screening Levels (US EPA, 2010);
- › Autre sources spécifiques si nécessaires (voir Annexe A).

Le CEAEQ propose trois niveaux d'évaluation du risque dépendants de l'usage du site à l'étude. Le niveau N1 d'effet (correspondant à une VTR calculée sur la base d'un seuil d'effet acceptable de 10 %) est généralement considéré lorsque des espèces à statut particulier sont présentes sur le terrain. Le niveau N2 (seuil d'effet acceptable de 20 %) est considéré dans le cas de terrains résidentiels alors que le dernier niveau (N3, 40 % d'effet acceptable) est considéré en présence d'un terrain à vocation commerciale ou industrielle. Dans le cas de la présente étude, aucun habitat de qualité écologique sensible n'est observé. Ainsi, le risque a été évalué en considérant les VTR N2 du CEAEQ (niveau d'effet acceptable 20 %).

Précisons aussi que, dans le cas des mammifères, une dose équivalente (définie en fonction de l'espèce de mammifère retenue) doit être ajustée sur la base du temps physiologique en fonction des poids corporels de l'espèce évaluée et de l'espèce testée dans les tests de toxicité. L'équation suivante est généralement utilisée :

$$Desp.eval = Desp.test \times \left(\frac{PCesp.test}{PCesp.eval} \right)^{1/4} \quad \text{Équation 6}$$

Où :

- › *Desp.eval* = dose de référence pour l'espèce évaluée (en mg/kg/j);
- › *Desp.test* = dose de référence pour l'espèce testée (en mg/kg/j);
- › *PCesp.eval* = poids corporel de l'espèce évaluée (en kg);
- › *PCesp.test* = poids corporel de l'espèce testée (en kg).

Notons que le dernier document publié par le CEAEQ et recommandant les VTR à utiliser propose des doses de référence toutes exprimées en équivalent pour une souris commune de 21 g.

Pour l'exposition des oiseaux aux HAP, la méthode recommandée par les spécialistes du CEAEQ consistant à ajuster les VTR pour les mammifères en fonction des dépenses énergétiques des récepteurs d'intérêt a été suivie. À ce titre, seules des VTR pour le benzo(a)pyrène n'ont pu être dérivées.

L'US EPA, dans ses niveaux de dépistage (*Soil screening levels*), propose des concentrations limites au-delà desquelles un risque pourrait être présent pour les plantes, les invertébrés du sol, les oiseaux et les mammifères. Il est indiqué cependant que ces niveaux ne sont pas des critères de restauration, mais des valeurs au-delà desquelles une investigation plus poussée peut être réalisée (ex. : ÉRÉ).

D'autres sources d'information, telle que la base de données ECOTOX de l'US EPA (US EPA, 2012), ou de CalEPA (OEHHA, 2012), ont pu être consultées afin de combler le manque d'information concernant les effets toxiques de certains CPP identifiés dans la présente étude. Les détails de ces recherches sont présentés à l'annexe A.

5.4.4 Méthode d'évaluation du risque

En ÉRÉ de premier niveau (analyse déterministe), le risque lié à l'exposition des récepteurs cibles aux CP est estimé au moyen de la méthode du quotient et a pour but de vérifier l'absence de risque.

L'équation générale de la méthode du quotient est la suivante :

$$QR = \left(\frac{C_{expo} \text{ OU } D_{expo}}{VTR} \right) \quad \text{Équation 7}$$

Où :

- › *QR* = quotient de risque pour le CPP considéré;
- › *C_{expo}* = concentration d'exposition au CPP considérée pour les organismes de contact (en mg/kg);
- › *D_{expo}* = dose d'exposition au CPP considérée pour les organismes exposés via la diète (en mg/kg/j);
- › *VTR* = valeur toxicologique de référence retenue pour le CPP évalué (mg/kg ou mg/kg/j).

Il est important de noter que les concentrations limites proposées par l'EPA (*Soil screening levels* SSL) pour les oiseaux et les mammifères sont exprimées en concentration d'exposition dans le sol. Par conséquent, un simple ratio entre la concentration en CPP dans le sol et le SSL proposé par l'US EPA permet de vérifier le potentiel de risque associé à l'exposition des oiseaux et mammifères en question et ce, de la même façon que cela est fait pour les organismes de contact.

Lors d'une évaluation déterministe, l'analyse consiste à attribuer aux différents paramètres du calcul de la dose ou concentration d'exposition des valeurs uniques (ex. LSIC 95 % sur la moyenne arithmétique des concentrations dans les sols). L'indice de risque obtenu est une valeur unique et comporte un degré élevé de conservatisme.

5.4.5 Règle de décision

En évaluation déterministe, si QR est inférieur à l'unité (QR<1), on peut conclure à l'absence de risque avec un niveau de confiance relativement élevé.

Si QR est supérieur à 1, la concentration ou dose d'exposition associée au site à l'étude est supérieure à la concentration ou dose de référence pour un seuil d'effet acceptable. Un risque théorique lié à l'exposition d'un ou plusieurs récepteurs à un ou plusieurs CPP est alors pressenti. Cependant, cette méthode ne peut conclure avec certitude à l'existence d'un risque significatif. En effet, le dépassement de l'unité peut être lié au degré de conservatisme inhérent au calcul de l'exposition ou à la valeur toxicologique de référence utilisée.

5.4.6 Plan d'assurance qualité / contrôle qualité (AQ/CQ)

5.4.6.1 Données de caractérisation des médias environnementaux

Les données de caractérisation des sols ont été tirées des rapports d'évaluation environnementale de site réalisés par différents consultants. Ces données ont fait l'objet d'un contrôle de la qualité, lors de l'échantillonnage et des analyses en laboratoire.

5.4.6.2 Estimation de l'exposition et du risque

Les paramètres d'exposition retenus, les méthodes de calcul du devenir des CPP dans les compartiments environnementaux ainsi que les équations utilisées sont disponibles dans la littérature et sont reconnues par de nombreux organismes publics. D'autre part, SNC-Lavalin a assuré tout au long du processus d'évaluation du risque une vérification pour s'assurer de la conformité des résultats obtenus.

5.5 Calcul de l'exposition

5.5.1 Organismes de contact avec le milieu

Tel que précisé précédemment, l'exposition des organismes de contact avec le sol est estimée directement en fonction des concentrations en CPP présentes dans le milieu. Par conséquent, leur exposition est évaluée par le biais de concentrations d'exposition correspondant ici aux LSIC95% de la moyenne arithmétique des concentrations des substances identifiées comme CPP dans les différents médias environnementaux.

5.5.2 Oiseaux et mammifères

Les oiseaux et mammifères sont principalement exposés aux CPP identifiés sur le site à l'étude via l'ingestion de nourriture, de sol et d'eau. L'annexe F présente les résultats du calcul des doses d'exposition pour le bruant des prés, la bernache du Canada, le goéland à bec cerclé, la musaraigne et le campagnol des champs.

5.6 Évaluation du risque écotoxicologique

5.6.1 Calcul du risque – Scénario avant aménagement

Les résultats de calcul de risque estimés pour les récepteurs écologiques d'intérêt exposés aux CPP identifiés dans la zone à l'étude sont présentés du Tableau 9 au Tableau 11.

L'analyse des résultats suggère que l'exposition à plusieurs composés inorganiques présents dans les remblais de la berge pourrait être à l'origine d'un risque théorique pour certains récepteurs écologiques d'intérêt (QR > 1).

5.7 Évaluation des éléments d'incertitude

L'évaluation des risques écotoxicologiques est une discipline qui comprend une part d'incertitude inhérente au processus même d'analyse et de choix des hypothèses d'exposition, d'analyse des concentrations des composés chimiques dans les médias environnementaux, à l'estimation du transfert de la contamination, à l'utilisation de paramètres d'exposition issus de la littérature et au calcul du risque en fonction de valeurs toxicologiques de référence (VTR). L'interprétation du risque doit s'effectuer en considérant ces différentes sources d'incertitude et de variabilité.

5.7.1 Incertitude liée à l'estimation de l'exposition

Les variations inhérentes aux concentrations des CPP dans les médias d'exposition et aux paramètres d'exposition (ex. : poids corporel, taux d'ingestion de nourriture, de sol et d'eau, facteur de bioconcentration sol/plante ou sol/invertébrés, etc.) sont les facteurs qui contribuent le plus à l'incertitude et à la variabilité associées à l'estimation de l'exposition.

Dans le cas du site à l'étude, le niveau de contamination des remblais est toutefois assez bien défini et les valeurs utilisées sont jugées représentatives et sujettes à peu d'incertitude. Le nombre d'échantillons prélevés est jugé suffisant pour assurer une bonne représentativité de la contamination.

Des méthodes reconnues pour être conservatrices ont été utilisées pour estimer les concentrations en CPP dans les mares d'eau temporaire et leur bioconcentration dans le biote. Ces méthodes tendent à produire une estimation très conservatrice de l'exposition et permettent, lorsque les indices de risque calculés sont inférieurs à l'unité, de conclure à l'absence de risque avec un degré de confiance relativement élevé. Cependant, le choix de techniques d'évaluation conservatrices entraîne nécessairement une surestimation de l'exposition et du risque qui en découle.

Aussi, il a été considéré que les oiseaux et mammifères étaient exposés à l'année longue. Or, une exposition réaliste de ces organismes plus réaliste se fait sur des périodes de temps réduites aux mois lors desquels les organismes sont les plus actifs et que le sol est accessible (pas de couvert neigeux). D'autre part, dans le cas des risques pour le bruant des prés, le conservatisme lié à l'estimation des concentrations en CPP dans les invertébrés du sol qui sont par la suite ingérés via la diète a pour résultat un calcul de quotients de risques théoriques largement supérieurs à l'unité, mais probablement surestimés.

Enfin, il est important de noter que, les concentrations totales des CPP dans le sol ont été utilisées pour estimer le niveau d'exposition et le risque pour les organismes écologiques, notamment les organismes de contact avec le sol. Pour peu que le niveau de disponibilité de ces éléments dans le sol du Site soit différent de ceux présents dans les études toxicologiques ayant servi à établir les valeurs de référence, une incertitude plus ou moins grande du niveau d'exposition des organismes écologiques peut provenir de cette divergence.

5.7.2 Incertitude liée aux valeurs toxicologiques de référence

VTR du CEAEQ

La plupart des VTR utilisées dans le cadre de cette étude ont été établies par le CEAEQ (2011). Les données de base utilisées par le CEAEQ pour la dérivation de ces VTR sont, dans la plupart des cas, issues de tests en laboratoire.

Les tests de laboratoire utilisent souvent des formes chimiques de contaminants très solubles ou biodisponibles (ex. : sulfates, sels, etc.) afin que les effets attendus soient observés. Aussi, les espèces testées ne sont généralement pas des espèces retrouvées sur la plupart des terrains contaminés, mais sont plutôt choisies en fonction de leur intérêt économique (ex. : céréales ou plantes potagères) ou de leur disponibilité en laboratoire (ex. : souris ou cailles). Aussi, ces espèces sont qualifiées de « naïves » (ou primo-exposées) lorsqu'elles sont exposées au contaminant pour la première fois.

Ainsi, les tests de toxicité en laboratoire ne prennent pas en compte les phénomènes de séquestration et de vieillissement de la contamination dans l'environnement et d'adaptabilité des récepteurs écologiques (« lab to field factor »).

De manière générale, les VTR du CEAEQ peuvent être considérées comme conservatrices et adaptées à une évaluation de dépistage du risque.

EcoSSL de l'US EPA

L'agence de protection de l'environnement des États-Unis a mis en place depuis les années 2000 un programme de détermination de niveaux de dépistage des contaminants dans les sols sur la base des risques pour les récepteurs écologiques. Ces Eco SSL sont disponibles pour plusieurs métaux et quelques organiques (US EPA, 2010).

Le processus de dérivation de ces EcoSSL est aussi basé sur des données provenant d'études de toxicité et a été sélectionné pour rencontrer certains critères de qualité. Le même degré de conservatisme s'applique aussi aux valeurs proposées par l'US EPA. De plus, l'US EPA précise que ces EcoSSL doivent servir à la sélection des contaminants potentiellement préoccupants dans le but d'une évaluation plus détaillée du risque et qu'ils ne correspondent pas à des niveaux d'intervention ou à des objectifs de réhabilitation.

Aussi, lorsque les valeurs EcoSSL ont été utilisées dans la présente étude, aucun ajustement par rapport à la probabilité de rencontre de la contamination, ratio superficie du terrain contaminé VS domaine vital de l'animal, n'a été fait. Une exposition plus réaliste des mammifères sur le terrain considérerait une mobilité des récepteurs écologiques et une probabilité de rencontre de la contamination plus faible que modélisée.

5.7.3 Analyse générale de l'incertitude

Les méthodes utilisées dans la présente évaluation des risques tendent généralement à produire une estimation conservatrice de l'exposition et permettent, lorsque les indices de risque calculés sont inférieurs à l'unité, de conclure à l'absence de risque avec un degré de confiance relativement élevé. Cependant, le choix de techniques d'évaluation conservatrices entraîne nécessairement une surestimation de l'exposition et un QR supérieur à l'unité n'indique pas forcément l'existence d'un risque réel lié au Site.

Les risques calculés pour les CPP qui ont pu être évalués, c'est-à-dire qui possèdent une VTR, peuvent être qualifiés de relativement conservateurs du fait des éléments d'incertitude cités ci-avant.

Une analyse plus détaillée du risque, basée sur un plus grand nombre de données mesurées et moins de données modélisées, réduirait significativement l'incertitude résidant autour des quotients de risque calculés. Cependant, cette étude détaillée n'est pas recommandée dans le cas du site à l'étude et de l'aménagement qui y est prévu.

5.8 Conclusions de l'évaluation des risques écotoxicologiques sur les éléments de preuve évalués

Le Tableau 12 reprend les éléments de preuve apportés par cette évaluation des risques écotoxicologiques et pour le scénario avant aménagement.

5.8.1 Santé, structure et composition des communautés végétales

Un potentiel de risque à la végétation de la berge exposée par contact direct avec le remblai est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 452), d'**arsenic** (QR = 6,2), de **zinc** (QR = 2,8), de **cuivre** (QR = 2,6), de **nickel** (QR = 1,8), de **cobalt** (QR = 1,7) et de **chrome total** (QR = 1,1).

Tel qu'exprimé ci-avant, le conservatisme des hypothèses retenues à l'étape de l'évaluation des risques selon la méthode déterministe implique une surévaluation des risques estimés. En effet, l'étendue et la diversité de la végétation présente actuellement dans la berge permettent par exemple de relativiser ce potentiel de risque identifié. Toutefois, d'autres éléments d'évaluation seraient nécessaires s'il était souhaitable d'évaluer le niveau de risque de façon plus réaliste.

5.8.2 Santé, structure et composition des populations d'invertébrés du sol

Un potentiel de risque aux invertébrés terrestres présents dans les sols de la berge exposés par contact direct avec le remblai est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 221), de **baryum** (QR = 2,2), de **zinc** (QR = 1,4), de **cuivre** (QR = 1,4) et de **chrome total** (QR = 1,3).

Ainsi, un risque théorique lié à l'exposition des invertébrés terrestres du Site est calculé. Tel qu'exprimé ci-avant, le conservatisme des hypothèses retenues à l'étape de l'évaluation des risques selon la méthode déterministe implique une surévaluation des risques estimés. Surtout dans le cas de concentrations d'exposition inférieures à 3 fois les VTR recommandées (QR < 3).

5.8.3 Structure, composition et fonctions écologiques des micro-organismes du sol

Un potentiel de risque aux micro-organismes présents dans les sols de la berge exposés par contact direct avec le remblai est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 402).

Tel qu'exprimé ci-avant, le conservatisme des hypothèses retenues à l'étape de l'évaluation des risques selon la méthode déterministe implique une surévaluation des risques estimés. En effet, l'étendue et la diversité de la végétation présente actuellement dans la berge implique un fonctionnement de la microbiologie du sol suffisant et permet également de relativiser le potentiel de risque identifié. Toutefois, d'autres éléments d'évaluation seraient nécessaires s'il était souhaitable d'évaluer le niveau de risque de façon plus réaliste.

5.8.4 Santé, structure et composition des populations d'oiseaux

Un potentiel de risque pour les oiseaux invertivores fréquentant la berge et exposés par la chaîne alimentaire est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 96), de **plomb** (QR = 9,8), de **benzo[a]pyrène** (QR = 7,1), de **nickel** (QR = 6,3), de **chrome total** (QR = 6,2), de **cadmium** (QR = 3,8), de **cuivre** (QR = 2,8), de **cobalt** (QR = 2,6), d'**arsenic** (QR = 1,4) et de **zinc** (QR = 1,2). Seules les concentrations de **manganèse** (QR = 8,8) sont associées à un potentiel de risque pour les oiseaux herbivores tels que la bernache du Canada. De même, seules les concentrations de **manganèse** (QR = 3,9) sont associées à un potentiel de risque pour les oiseaux omnivores tels que le goéland à bec cerclé.

Il est important de rappeler que les résultats de risque obtenus pour les oiseaux invertivores sont essentiellement le fait de l'ingestion de vers de terre et de sol lors de la recherche de proies. Des modèles de transfert des CPP aux invertébrés conservateurs ont été utilisés. De plus, il a été considéré que le sol représentait 16,9 % de la diète du bruant des prés. Ces hypothèses peuvent être considérées conservatrices et les risques réels sont probablement surestimés.

5.8.5 Santé, structure et composition des populations de mammifères

Un potentiel de risque pour les mammifères insectivores, tels que la grande musaraigne, fréquentant la berge et exposés par la chaîne alimentaire est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 4,7), de **molybdène** (QR = 3), de **cadmium** (QR = 2,3), de **baryum** (QR = 1,02) et de plusieurs HAP (QR = 1,4 à 10). Un potentiel de risque pour les mammifères herbivores, tels que le campagnol des champs, fréquentant la berge et exposés par la chaîne alimentaire est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 9,2), de **molybdène** (QR = 2,5) et de **baryum** (QR = 1,2).

6 Évaluation des impacts sur l'eau souterraine

Tel que mentionné précédemment, les impacts sur l'eau souterraine sont définis par le MDDELCC en fonction de son usage et des critères de qualité de l'eau adoptés dans la *Politique*.

6.1 Classification de l'aquifère

L'aquifère dans les limites du site ne constitue pas une source irremplaçable d'alimentation en eau, et ne fait pas partie d'une aire d'alimentation d'un ouvrage de captage collectif. Il ne constitue pas non plus une source courante ou ponctuelle d'alimentation en eau. L'approvisionnement en eau du site de l'ancienne usine de ferromanganèse est assuré par le service d'aqueduc de la Ville de Beauharnois. Enfin, l'aquifère ne rencontre pas les critères de qualité requis pour en faire une source d'alimentation potentielle dans le futur et aucun projet de développement ne semble vouloir en faire l'exploitation.

Aussi, aucun ouvrage de captage de l'eau souterraine pour des fins de consommation n'est présent dans un rayon de 1 km en aval hydraulique du site à l'étude.

Considérant les éléments précités, l'eau souterraine retrouvée au niveau du site à l'étude constitue un aquifère de classe III.

6.2 Qualité de l'eau souterraine

Tel que précisé à la section 4.1.2, selon les études environnementales antérieures réalisées sur le site, l'écoulement des eaux souterraines se fait en direction du lac Saint-Louis. Le lac Saint-Louis est ainsi identifié comme récepteur potentiel de l'eau souterraine du terrain à l'étude.

Aucun puits d'alimentation en eau potable n'est par ailleurs présent sur le site et celui-ci est approvisionné y est assuré par l'aqueduc municipal.

Une campagne de caractérisation de l'eau souterraine a été réalisée dans le cadre de l'élaboration du plan de restauration. Les résultats de cette campagne peuvent être consultés dans le rapport de caractérisation environnementale complémentaire (SNC-Lavalin, 2019). Les résultats de caractérisation de l'eau souterraine réalisée en 2019 au sein de six puits d'observation répartis le long de la berge ont démontré l'absence de contamination de l'eau souterraine au-delà des critères RES du Guide d'intervention du MDDELCC. Quatre des six concentrations de manganèse ont toutefois été mesurées au-delà du seuil d'alerte à 50 % du critère RES défini du fait de la proximité d'un plan d'eau en aval hydraulique.

6.3 Évaluation de l'impact environnemental

Considérant les éléments précités, aucun impact sur la qualité de l'eau souterraine du site n'est actuellement appréhendé. La mise en place d'un suivi de la qualité de l'eau serait toutefois requise en lien avec les concentrations de manganèse mesurées au-delà du seuil d'alerte dans quatre des six échantillons prélevés lors de la dernière campagne.

7 Conclusions et Recommandations

Dans le cadre du plan de restauration de la berge du site de l'ancienne usine de ferromanganèse d'Elkem à Beauharnois, il est prévu le maintien en place des remblais de matières résiduelles qui s'y trouvent, et ce, en cohérence avec le plan de réhabilitation environnementale établi pour le reste du terrain. Les remblais présentent une granulométrie les rendant assimilables à un sol. Leur contamination par des composés inorganiques et organiques a donc été évaluée comme pour un sol de manière à pouvoir ensuite en estimer l'impact potentiel sur l'environnement.

Une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques ainsi que des impacts sur les eaux souterraines a donc été réalisée en lien avec la présence de ces remblais contaminés dans la berge du site de l'ancienne usine de ferromanganèse, consistant en une bande de terrain de 10 m à partir de la limite des hautes eaux le long du lac Saint-Louis.

7.1 Conclusions

Évaluation des risques pour la santé humaine

Le site à l'étude correspond à la berge d'un site industriel clôturé. De par cet usage et la limitation à son accès depuis l'extérieur, de par sa configuration en une étroite bande de terrain essentiellement escarpée, la fréquentation du site à l'étude est en principe très restreinte. L'enrochement ou le couvert végétal constituent également une limitation à l'exposition des personnes aux remblais contaminés qui s'y trouvent. L'évaluation du risque à la santé humaine, selon les recommandations des lignes directrices de l'INSPQ, a toutefois considéré une fréquentation régulière et un potentiel d'exposition aux remblais comme s'ils étaient à nu. L'évaluation a porté sur le potentiel d'exposition des travailleurs reliés aux activités actuelles du terrain dont la berge fait partie. Bien que le terrain soit clôturé, et afin que la restriction d'accès ne soit pas une condition à la validité des estimations, l'évaluation a également porté sur le potentiel d'exposition de personnes extérieures (dont des enfants) qui fréquenteraient la berge sur une base régulière.

Les caractérisations environnementales antérieures ont permis d'établir que la contamination du remblai provient essentiellement les éléments inorganiques contenus dans les matières résiduelles d'origine industrielle dont principalement le manganèse, mais également de composés organiques de la famille des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les composés présents en concentrations supérieures aux critères A (teneurs de fond des composés inorganiques ou limites analytiques des composés organiques) ont été considérés comme contaminants potentiellement préoccupants (CPP) à l'exception des hydrocarbures pétroliers et les composés organiques volatils. Afin d'estimer l'exposition des récepteurs humains à ces contaminants présents dans les remblais, il a été considéré que les personnes fréquentant le Site (travailleurs ou visiteurs) pouvaient être exposées aux contaminants du site à l'étude via différentes voies :

- › L'ingestion accidentelle de sol (contact direct puis transfert mains-bouche);
- › L'inhalation de particules de remblais contaminés présentes dans l'air extérieur à la suite de leur érosion par le vent;

- › Le contact cutané avec les remblais contaminés lors d'activités à l'extérieur.

Dans le cadre de cette évaluation, des hypothèses conservatrices ont été considérées tant en ce qui a trait aux paramètres d'exposition utilisés qu'aux concentrations en CPP dans les sols retenues (LSIC 95 % sur la moyenne arithmétique).

Les résultats de l'évaluation quantitative des risques pour la santé humaine suggèrent que, dans l'état actuel de la berge, c'est-à-dire en considérant les remblais accessibles au contact direct :

- › Aucun risque d'effets non cancérigènes n'est attendu pour les travailleurs fréquentant le site, aucune dose d'exposition aux contaminants ne dépasse les valeurs de référence.
- › Les teneurs en **arsenic** et en **manganèse** des remblais sont associées à un potentiel de risque pour les jeunes enfants en tenant compte de la possibilité qu'ils soient en contact direct et régulier avec les remblais de la berge.
- › Les résultats suggèrent que l'exposition à vie aux teneurs d'**arsenic** présentes dans les remblais liés à l'ingestion par inadvertance de sol ainsi que par inhalation de particules érodées par le vent pourrait être à l'origine d'un potentiel de risque additionnel de cas de cancer supérieur au seuil acceptable de 1 cas sur 1 000 000 de personnes exposées (1×10^{-6}). En effet, le risque d'excès de cancer lié à l'exposition à l'arsenic par voie orale est de $5,8 \times 10^{-5}$, celui par inhalation est de $1,2 \times 10^{-5}$. L'exposition à vie par inhalation aux teneurs de **cadmium** et de **chrome** présentes dans les remblais pourrait également être à l'origine d'un potentiel de risque additionnel de cas de cancer légèrement supérieur au seuil acceptable, respectivement de $1,26 \times 10^{-5}$ et $1,05 \times 10^{-5}$. Enfin, les concentrations de **HAP** dans les remblais constituent également un potentiel d'excès de cas de cancer relié à l'ingestion par inadvertance de sol ($1,9 \times 10^{-5}$) ou au contact cutané avec les remblais ($8,5 \times 10^{-6}$).

Les hypothèses conservatrices considérées dans l'évaluation (fréquentation, remblais à nu notamment) font en sorte que les risques identifiés sont avant tout théoriques. Ces risques estimés n'étant liés qu'au potentiel théorique d'exposition des personnes par contact direct avec les remblais ou par l'envol et l'inhalation de poussières des remblais, la mise en place d'un recouvrement pérenne sur l'ensemble du remblai permettra d'assurer l'absence de risque à la santé humaine.

Évaluation des risques pour l'environnement

Le terrain de l'ancienne usine de ferromanganèse correspond à un site industriel clôturé et fortement artificialisé représentant peu d'intérêt écologique. La berge de ce site représente cependant un intérêt écologique un peu plus significatif du fait de la végétation qui s'y trouve et de sa contiguïté avec un milieu aquatique.

Afin d'évaluer les risques potentiels pour l'environnement associés au maintien en place d'une contamination dans les sols du site à l'étude, 8 récepteurs écologiques d'intérêt ont été retenus :

- › Les plantes terrestres;
- › Les invertébrés du sol;
- › Les microorganismes du sol;
- › Le bruant des prés (oiseau omnivore à régime majoritairement composé d'invertébrés);
- › La bernache du Canada (oiseau à régime majoritairement composé de végétaux);
- › Le goéland à bec cerclé (omnivore à régime majoritairement composé d'invertébrés et de petits mammifères);
- › Le campagnol des champs (micromammifère herbivore);
- › La grande musaraigne (micromammifère insectivore).

Les résultats de l'évaluation des risques suggèrent que, dans l'état actuel du site à l'étude :

- › Un potentiel de risque à la végétation de la berge exposée par contact direct avec le remblai est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 452), d'**arsenic** (QR = 6), de **zinc** (QR = 2,8), de **cuivre** (QR = 2,6), de **nickel** (QR = 1,8), de **cobalt** (QR = 1,7) et de **chrome total** (QR = 1,1). L'étendue et la diversité de la végétation présente actuellement dans la berge permettent toutefois de relativiser ce potentiel de risque identifié.
- › Un potentiel de risque aux invertébrés terrestres présents dans les sols de la berge exposés par contact direct avec le remblai est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 221), de **baryum** (QR = 2,2), de **zinc** (QR = 1,4), de **cuivre** (QR = 1,4) et de **chrome total** (QR = 1,3).
- › Un potentiel de risque aux micro-organismes présents dans les sols de la berge exposés par contact direct avec le remblai est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 402).
- › Un potentiel de risque pour les oiseaux invertivores fréquentant la berge et exposés par la chaîne alimentaire est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 96), de **plomb** (QR = 9,8), de **benzo(a)pyrène** (QR = 7,1), de **nickel** (QR = 6,3), de **chrome total** (QR = 6,2), de **cadmium** (QR = 3,8), de **cuivre** (QR = 2,8), de **cobalt** (QR = 2,6), d'**arsenic** (QR = 1,4) et de **zinc** (QR = 1,2). Seules les concentrations de **manganèse** (QR = 8,8) sont associées à un potentiel de risque pour les oiseaux herbivores tels que la bernache du Canada. De même, seules les concentrations de **manganèse** (QR = 3,9) sont associées à un potentiel de risque pour les oiseaux omnivores tels que le goéland à bec cerclé.

- › Un potentiel de risque pour les mammifères insectivores fréquentant la berge et exposés par la chaîne alimentaire est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 4,7), de **molybdène** (QR = 3), de **cadmium** (QR = 2,3), de **baryum** (QR = 1,02) et de plusieurs HAP (QR = 1,4 à 10). Un potentiel de risque pour les mammifères herbivores fréquentant la berge et exposés par la chaîne alimentaire est identifié par des quotients de risque supérieurs à l'unité calculés pour les concentrations de **manganèse** (QR = 9,2), de **molybdène** (QR = 2,5) et de **baryum** (QR = 1,2).

Les hypothèses conservatrices considérées dans l'évaluation (concentrations totales des contaminants dans les remblais de scories probablement peu disponibles aux organismes écologiques, exposition à l'année longue) font en sorte que les risques identifiés sont probablement assez surestimés. Ces risques identifiés n'étant liés qu'au potentiel théorique d'exposition des récepteurs écologiques par contact direct ou au travers de la chaîne alimentaire des remblais, la mise en place d'un recouvrement pérenne sur l'ensemble du remblai permettra d'assurer l'absence de risque pour les organismes écologiques.

Évaluation des impacts sur l'eau souterraine

L'eau souterraine retrouvée au niveau du site à l'étude constitue un aquifère de classe III.

Les résultats de caractérisation de l'eau souterraine réalisée en 2019 au sein de six puits d'observation répartis le long de la berge ont démontré l'absence de contamination de l'eau souterraine au-delà des critères RES du Guide d'intervention du MDDELCC. Quatre des six concentrations de manganèse ont toutefois été mesurées au-delà du seuil d'alerte à 50 % du critère RES défini du fait de la proximité d'un plan d'eau en aval hydraulique.

7.2 Recommandations

La présente évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement, en considérant l'état actuel de la berge, a permis de mettre en évidence un potentiel de risque lié à l'exposition des personnes ou de certains organismes écologiques aux contaminants identifiés dans les remblais.

Bien que le conservatisme pris en compte dans l'évaluation et certaines autres observations permettent de croire que le niveau de risque réel soit nettement moindre que celui identifié jusqu'à présent, il paraît préférable, de mettre en place des mesures de mitigation (recouvrement des remblais) lesquelles sont par ailleurs requises pour des questions de stabilité de la berge à long terme.

Les mesures de stabilisation de la berge (enrochement, géotextile, remblai de sol propre, tapis de béton-câble) décrites au plan de restauration de la berge sont jugées adéquates à assurer une protection suffisante et pérenne aussi bien pour les personnes fréquentant le site que pour les organismes écologiques.

Un suivi de la qualité de l'eau souterraine transitant dans la berge serait requis sur une période de 3 ans en lien avec les concentrations de manganèse mesurées au-delà du seuil d'alerte à 50 % du critère RES.

Bibliographie

- Baes, C. S. (1994). *A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides Through Agriculture*. Research sponsored by the Office of Radiation Programs, U.S. Env.
- Beaulieu, M. (2016). *Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*, ISBN 978-2-550-76171-6, 210 p. ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- Beausoleil, M., & Price, K. (2010). *Concentrations de plomb et de HAP mesurées dans les légumes de certains jardins communautaires de Montréal*. Direction de santé publique - Agence de la santé et des services sociaux de Montréal.
- Biogénie. (2010). *Évaluation environnementale de site Phase II - Lot 137 du cadastre du village de Rigaud situé sur la rue Saint-Anselme - Rigaud (Québec) - Réf:ZY9491-001-610*.
- Bolté S, N. L. (2004). Human exposure to respirable manganese in outdoor and indoor air in urban and rural areas. *J. Toxicol. Environ. Health, part A* 67: 459-67.
- CEAEQ. (1998). *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, gouvernement du Québec - Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.
- CEAEQ. (2005c). *Paramètres d'exposition chez les oiseaux – Bruant des prés. Fiche descriptive*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 17 p. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.
- CEAEQ. (2011). *Valeurs de références pour les récepteurs terrestres - Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec*.
- Environnement Canada. (2010, Septembre 28). *Normales climatiques au Canada 1971-2000*. Consulté le Avril 12, 2011, sur http://climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/index_f.html
- Environnement Canada. (2015, Septembre 22). *Normales climatiques au Canada 1981-2010*. Consulté le mars 21, 2016, sur http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html
- Gagnon, C. B. (2004). *Réseau de surveillance de la qualité de l'air de la Ville de Montréal - Rapport 2003*.
- Gauthier, R. (2007). *Lignes de conduite pour le traitement des dossiers de terrains contaminés ayant recours à l'analyse de risque*. Groupe technique d'évaluation (GTE), Québec.
- Globensky, Y. (1987). *Géologie des Basses-Terres du Saint-Laurent*. MER, Direction de l'exploration géologique et minérale.

- Gouvernement du Québec. (2002). *Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains - 2002, c.11.*
- Health Canada. (2010a, 03 10). *Food and Nutrition - Canadian Total Diet Study.* Consulté le 02 2012, sur <http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/index-eng.php>
- INSPQ. (2005). *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (et annexes) - Protection de la santé humaine - Institut National de Santé publique du Québec.* Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction risques biologiques, environnementaux et occupationnels. Gouvernement du Québec.
- INSPQ. (2011). *Validation des critères B et C relatifs au manganèse dans les sols, sur la base de la protection de la santé humaine - Institut national de santé publique du Québec.*
- INSPQ. (2011). *Validation des critères B et C relatifs aux méthylnaphtalènes dans les sols, sur la base de la protection de la santé humaine.* Institut national de santé publique du Québec.
- INSPQ. (2012). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec - Institut national de santé publique du Québec.*
- Laboratoire ABS inc. (2008). *Évaluation environnementale de site Phase I.*
- MEF. (1996). *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques - ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.* Gouvernement du Québec.
- MEF. (1996). *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF).*
- Montréal, V. d. (2011). *Qualité de l'eau potable à l'usine Atwater et Charles J. Baillet - Rapport annuel.*
- MRNF. (2011). *Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec.* Consulté le 05 15, 2011, sur <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-zones-carte.jsp>
- OEHHA. (2012). *Cal/Ecotox Database - The California Wildlife Biology, Exposure Factor, and Toxicity Database - California Environmental Protection Agency.* Consulté le 11 2012.
- Sample et al. (1997). *Methods and Tools for Estimation of the Exposure of Terrestrial Wildlife to Contaminants.*
- Sample, B., Beauchamp, J., Efroymson, R., & Suter II, G. (1998). *Development and Validation of Bioaccumulation Models for Small Mammals - U.S. Department of Energy.*

Sample, B., Beauchamp, J., Efroymson, R., Suter II, G., & Ashwood, T. (1998). *Development and Validation of Bioaccumulation Models for Earthworms*.

Santé Canada. (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.

Travis C.C. and Arms A.D. (1988). Bioconcentration of Organics in Beef, Milk and Vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 22 No. 3, 271-274.

United States Department of Energy, (. D. (1998). *Empirical Models for the Uptake of inorganic Chemicals from Soil by Plants*.

US EPA. (1996). *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*. EPA Document Number: EPA/540/R-95/128.

US EPA. (2009). *Risk assessment guidance for superfund. Volume I: human health evaluation manual – Part F: Supplemental guidance for inhalation risk assessment.*) Office of Superfund Remediation and Technology Innovation.

US EPA. (2010, 10 20). *Ecological Soil Screening Levels*. Consulté le 11 12, 2012, sur <http://www.epa.gov/ecotox/ecossil/>

US EPA. (2012, 11 13). *ECOTOX Database - United States Environmental Protection Agency*. Consulté le 11 2012, sur <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>

US EPA. (2012). *Integrated Risk Information System (IRIS)*.

TABLEAUX

Tableau 1 Statistiques descriptives des données de contamination des sols

Substances	Effectif (n)	Effectif détecté	Moyenne arithmétique (mg/kg)	LSIC 95 %* (mg/kg)	Maximum (mg/kg)	Critères génériques pour les sols Guide d'intervention			Dépassements		
						(mg/kg)			A	B	C
						A	B	C			
Métaux et métalloïdes											
Argent	45	9	0,54	0,58	1,3	2	20	40	0	0	0
Arsenic	48	41	75,4	109	584	6	30	50	39	24	22
Baryum	49	48	594	767	2850	200	500	2000	30	21	2
Cadmium	50	37	3,7	5,1	29,5	1,5	5	20	26	10	1
Chrome total	52	45	84	126	1080	85	250	800	9	2	1
Cobalt	49	40	62	92	690	15	50	300	30	14	1
Cuivre	52	45	128	174	1100	40	100	500	38	21	1
Étain	45	12	5,5	6,3	16	5	50	300	8	0	0
Fer	2	2	45130	580950	87300	aucun	aucun	aucun	-	-	-
Manganèse	67	65	71717	99444	583000	770	1000	2200	59	58	53
Mercure	42	30	0,78	1,15	7,2	0,2	2	10	26	2	0
Molybdène	48	39	9,1	12,3	52	2	10	40	30	13	2
Nickel	52	45	90	125	662	50	100	500	32	8	2
Plomb	52	44	71	86	240	50	500	1000	28	0	0
Zinc	54	48	281	348	1370	110	500	1500	38	9	0

* LSIC 95 % = limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne arithmétique.

Tableau 1 Statistiques descriptives des données de contamination des sols (suite)

Substances	Effectif (n)	Effectif détecté	Moyenne arithmétique (mg/kg)	LSIC 95 %* (mg/kg)	Maximum (mg/kg)	Critères génériques pour les sols Guide d'intervention			Dépassements		
						(mg/kg)			A	B	C
						A	B	C			
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)											
Tri											
Acénaphène	38	9	0,19	0,28	1,3	0,1	10	100	9	0	0
Acénaphthylène	40	22	0,27	0,41	2,8	0,1	10	100	17	0	0
Anthracène	40	24	0,70	1,22	9	0,1	10	100	22	0	0
Benzo(a)anthracène	41	29	1,18	2,01	16,2	0,1	1	10	25	8	1
Benzo(a)pyrène	40	27	1,13	1,83	12,4	0,1	1	10	26	7	1
Benzo(b)fluoranthène	38	28	1,04	1,64	10,2	0,1	1	10	27	9	1
Benzo(b+j+k)fluoranthène	14	10	1,00	1,57	2,5	0,1	1	10	9	6	0
Benzo(c)phénanthrène	39	17	0,19	0,31	2,3	0,1	1	10	6	1	0
Benzo(g,h,i)pérylène	41	30	0,76	1,12	5,7	0,1	1	10	27	5	0
Benzo(j)fluoranthène	38	23	0,53	0,82	5,1	0,1	1	10	21	3	0
Benzo(k)fluoranthène	38	22	0,52	0,81	5,0	0,1	1	10	21	3	0
Chrysène	38	28	1,17	1,97	14,6	0,1	1	10	27	10	1
Dibenzo(a,h)anthracène	40	21	0,21	0,30	1,8	0,1	1	10	14	1	0
Dibenzo(a,h)pyrène	38	3	0,11	0,13	0,4	0,1	1	10	2	0	0
Dibenzo(a,i)pyrène	38	8	0,14	0,20	1,1	0,1	1	10	4	1	0
Dibenzo(a,l)pyrène	39	15	0,17	0,24	1,2	0,1	1	10	8	1	0
Diméthyl-1,3 naphtalène	38	5	0,12	0,15	0,6	0,1	1	10	4	0	0
Diméthyl-7,12 Benzo(a)anthracène	38	0	0,10	0,10	0,1	0,1	1	10	0	0	0
Fluoranthène	41	33	2,64	4,49	32,3	0,1	10	100	33	2	0
Fluorène	39	14	0,29	0,45	2,5	0,1	10	100	11	0	0
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	41	28	0,64	0,93	4,7	0,1	1	10	27	4	0
Méthyl-1 naphtalène	39	6	0,11	0,13	0,3	0,1	1	10	4	0	0
Méthyl-2 naphtalène	39	8	0,12	0,14	0,3	0,1	1	10	4	0	0
Méthyl-3 cholanthrène	38	0	0,10	0,10	0,1	0,1	1	10	0	0	0
Naphtalène	39	12	0,23	0,33	1,3	0,1	5	50	8	0	0
Phénanthrène	41	30	1,89	3,24	21,4	0,1	5	50	29	3	0
Pyrène	41	33	2,04	3,48	26	0,1	10	100	32	2	0
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	38	1	0,10	0,11	0,2	0,1	1	10	1	0	0
Hydrocarbures pétroliers											
Tri											
Hydrocarbures pétroliers (C ₁₀ à C ₅₀)	29	20	279	377	1190	100	700	3500	20	2	0

* LSIC 95 % = limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne arithmétique

Tableau 2 Voies d'exposition considérées applicables pour l'évaluation des risques pour la santé humaine

Voies d'exposition	Occupation du territoire	Commentaire
	Commercial/Industriel	
Inhalation de la phase gazeuse à l'extérieur		Composés volatils non évalués, gérés aux critères génériques
Inhalation de particules à l'extérieur	X	Bien que la berge soit végétalisée ou couverte d'enrochement et bien que les matériaux de remblai soient de granulométrie plutôt grossière, l'inhalation de particules dans l'air extérieur suite à l'érosion éolienne a été considérée applicable.
Inhalation de la phase gazeuse à l'intérieur		Composés volatils non évalués, gérés aux critères génériques. Aucun bâtiment sur le site.
Inhalation de particules à l'intérieur		Aucun bâtiment sur le site.
Ingestion d'eau potable		L'eau potable au niveau du secteur à l'étude est fournie par le service d'aqueduc de la Ville de Beauharnois. Par conséquent, la qualité des sols et de l'eau souterraine du site n'a pas de lien avec la qualité de l'eau potable. L'ingestion d'eau potable est cependant considérée pour l'exposition des groupes cibles humains au bruit de fond.
Ingestion de sol	X	
Ingestion de poussières intérieures		Aucun bâtiment sur le site. Par conservatisme, la fraction.
Ingestion de fruits et de légumes d'origine locale		Aucune culture sur le site.
Ingestion de lait, de viande et de poisson d'origine locale		Aucun élevage sur le site.
Ingestion de lait maternel		Aucun CPP n'est considéré comme bioaccumulable dans le lait maternel.
Contact cutané avec les particules (sol et/ou poussières intérieures)	X	L'aménagement du site a pour effet de couper les voies d'exposition directe aux sols.
Contact cutané avec la phase gazeuse		Composés volatils non évalués, gérés aux critères génériques.
Contact cutané avec l'eau		L'eau souterraine du site à l'étude n'est pas pompée pour des fins d'utilisation par les récepteurs humains. Par conséquent, le contact cutané avec l'eau n'est pas considéré comme une voie opérante.

Tableau 3 Concentrations estimées en CP dans les compartiments environnementaux d'intérêt pour la santé humaine

CPP	Concentration dans le sol LSIC95% (mg/kg)	Concentration dans les particules de l'air extérieur (mg/m ³)
Métaux et métalloïdes		
Arsenic	109	2,73 ^E 06
Baryum	767	1,92 ^E 05
Cadmium	5,1	1,28 ^E 07
Chrome	126	9,54 ^E 08
Cobalt	92	2,31 ^E 06
Cuivre	174	4,35 ^E 06
Étain	6,3	1,57 ^E 07
Manganèse	99444	2,49 ^E 03
Mercuré	1,15	8,70 ^E 10
Molybdène	12,3	3,08 ^E 07
Nickel	125	3,12 ^E 06
Plomb	86	2,16 ^E 06
Zinc	348	8,70 ^E 06
HAP		
Acénaphène	0,28	6,90 ^E 09
Acénaphylène	0,41	1,04 ^E 08
Anthracène	1,22	3,05 ^E 08
Benzo(a)anthracène	2,01	5,01 ^E 08
Benzo(a)pyrène	1,83	4,57 ^E 08
Benzo(b+j+k)fluoranthène	1,57	3,92 ^E 08
Benzo(c)phénanthrène	0,31	7,63 ^E 09
Benzo(g,h,i)pérylène	1,12	2,79 ^E 08
Chrysène	1,97	4,92 ^E 08
Dibenzo(a,h)anthracène	0,30	7,55 ^E 09
Dibenzo(a,h)pyrène	0,13	3,17 ^E 09
Dibenzo(a,i)pyrène	0,20	5,01 ^E 09
Dibenzo(a,l)pyrène	0,24	5,93 ^E 09
Fluoranthène	4,49	1,12 ^E 07
Fluorène	0,45	1,14 ^E 08
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0,93	2,34 ^E 08
Phénanthrène	3,24	8,11 ^E 08
Pyrène	3,48	8,71 ^E 08

Tableau 4 Résultat du calcul de risque pour les effets chroniques autres que le cancer associés à l'exposition par voie orale des récepteurs humains (tout-petit et adulte) aux CPP identifiés dans la zone d'étude

CPP	Dose exposition liée au Site combinée pour l'ingestion en mg/kg/j (ING+CC ou +ING+INH+CC selon les cas)		Dose bruit de fond en mg/kg/j		Dose journalière tolérable (DJT) (mg/kg/j)		QR Site à l'étude	QR Bruit de fond	QR Site à l'étude + Bruit de fond	Contribution du bruit de fond au risque total (tout-petit)	QR Site à l'étude	QR Bruit de fond	QR Site à l'étude + Bruit de fond	Contribution du bruit de fond au risque total (adulte)
	Tout-petit 7 mois - 4 ans	Travailleur 20 ans et plus	7 mois - 4 ans	20 ans et plus	7 mois - 4 ans	20 ans et plus	Tout-petit (7 mois - 4 ans)				Travailleur (20 ans et plus)			
Métaux et métalloïdes														
Arsenic	2,89E-04	5,19E05	4,67E-04	1,89E-04	3,00E-04	3,00E-04	0,93	1,56	2,48	61,7 %	0,17	0,63	0,70	90,3 %
Baryum	2,43E-03	3,82E04	2,19E-02	6,75E-03	2,00E-01	2,00E-01	0,00	0,11	0,12	90,0 %	0,00	0,03	0,04	94,6 %
Cadmium	1,19E-05	2,37E06	5,44E-04	3,01E-04	1,00E-03	1,00E-03	0,01	0,54	0,56	97,9 %	0,00	0,30	0,30	99,8 %
Chrome	3,98E-04	2,44E05	5,32E-03	1,62E-03	1,50E+00	1,50E+00	0,00	0,00	0,00	93,1 %	0,00	0,00	0,00	97,3 %
Cobalt	2,21E-04	4,29E05	5,33E-04	1,41E-04	1,00E-02	1,00E-02	0,02	0,05	0,08	70,7 %	0,00	0,01	0,02	76,7 %
Cuivre	4,91E-04	8,40E05	5,28E-02	2,34E-02	9,10E-02	1,41E-01	0,01	0,58	0,59	99,1 %	0,00	0,17	0,17	99,8 %
Étain	1,51E-05	2,93E06	Inconnu		3,00E-01	3,00E-01	0,00	NA	NA	NA	0,00	0,00	NA	NA
Manganèse	2,38E-01	4,62E02	9,60E-02	5,50E-02	1,36E-01	1,56E-01	1,73	0,71	2,44	28,7 %	0,30	0,35	0,43	81,2 %
Mercure	2,74E-06	1,85E07	1,39E-04	6,25E-05	3,00E-04	3,00E-04	0,01	0,46	0,47	98,1 %	0,00	0,21	0,21	99,8 %
Molybdène	2,95E-05	5,74E06	1,14E-03	6,00E-04	2,70E-02	2,80E-02	0,00	0,04	0,02	97,5 %	0,00	0,02	0,02	99,1 %
Nickel	3,31E-04	5,93E05	1,01E-02	2,97E-03	1,10E-02	1,10E-02	0,03	0,92	0,95	96,8 %	0,01	0,27	0,27	99,2 %
Plomb	2,07E-04	4,02E05	3,74E-04	1,44E-04	6,00E-04	1,00E-03	0,34	0,62	0,96	64,4 %	0,04	0,14	0,15	92,9 %
Zinc	8,63E-04	1,63E04	5,38E-01	1,63E-01	4,80E-01	5,70E-01	0,00	1,12	1,12	99,8 %	0,00	0,29	0,29	100,0 %
HAP														
Acénaphène	8,49E07	1,40E07	Inconnu		6,00E-02	6,00E-02	1,41E-05	NA	NA	NA	2,34E-06	NA	NA	NA
Acénaphthylène	1,27E06	2,11E07	Inconnu		Pas de VTR		NC				NC			
Anthracène	3,75E06	6,21E07	4,38E-05	2,92E-05	3,00E-01	3,00E-01	1,25E-05	1,46E-04	1,59E-04	92,1 %	2,07E-06	9,75E-05	9,96E-05	97,9 %
Benzo(a)anthracène	6,17E06	1,02E06	9,92E-06	9,92E-06	Pas de VTR		NC				NC			
Benzo(a)pyrène	5,62E06	9,31E07	6,47E-06	6,47E-06	Pas de VTR		NC				NC			
Benzo(b+j+k)fluoranthène	4,82E06	7,98E07	6,46E-06	6,46E-06	Pas de VTR		NC				NC			
Benzo(c)phénanthrène	9,39E07	1,55E07	Inconnu		Pas de VTR		NC				NC			
Benzo(g,h,i)pérylène	3,44E06	5,69E07	6,47E-06	6,47E-06	Pas de VTR		NC				NC			
Chrysène	6,06E06	1,00E06	1,87E-05	1,87E-05	Pas de VTR		NC				NC			
Dibenzo(a,h)anthracène	9,29E07	1,54E07	4,55E-06	4,55E-06	Pas de VTR		NC				NC			
Dibenzo(a,h)pyrène	3,90E07	6,46E08	Inconnu		Pas de VTR		NC				NC			
Dibenzo(a,i)pyrène	6,16E07	1,02E07	Inconnu		Pas de VTR		NC				NC			
Dibenzo(a,l)pyrène	7,30E07	1,21E07	Inconnu		Pas de VTR		NC				NC			
Fluoranthène	1,38E05	2,29E06	2,10E-04	1,35E-04	4,00E-02	4,00E-02	3,45E-04	5,26E-03	5,60E-03	93,8 %	5,72E-05	3,38E-03	3,44E-03	98,3 %
Fluorène	1,40E06	2,31E07	6,66E-05	3,30E-05	4,00E-02	4,00E-02	3,49E-05	1,66E-03	1,70E-03	97,9 %	5,78E-06	8,25E-04	8,31E-04	99,3 %
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	2,88E06	4,76E07	Inconnu		Pas de VTR		NC				NC			
Phénanthrène	9,97E06	1,65E06	5,31E-05	5,31E-05	Pas de VTR		NC				NC			
Pyrène	1,07E05	1,78E06	2,98E-04	1,73E-04	3,00E-02	3,00E-02	3,57E-04	9,94E-03	1,03E-02	96,5 %	5,92E-05	5,77E-03	5,83E-03	99,0 %

NA : Non applicable

ING : Ingestion

INH : Inhalation

CC : Contac cutané

En gras : Indice de risque supérieur à l'unité

Tableau 5 Résultat du calcul de risque pour les effets chroniques autres que le cancer associés à l'exposition par inhalation des récepteurs humains aux CPP identifiés dans la zone d'étude

CPP	Concentration de référence pour l'inhalation (mg/m ³)	Concentration d'exposition sur le site (mg/m ³)	Concentration d'exposition bruit de fond (mg/m ³)	QR Site à l'étude Exposition par inhalation	QR Bruit de fond Exposition par inhalation	QR Site à l'étude + Bruit de fond Exposition par inhalation	Contribution du bruit de fond au risque total
Métaux et métalloïdes							
Arsenic	1,50E-05	2,7E-06	1,6E-06	0,18	0,11	0,29	37,0 %
Baryum	Pas de VTR				NC		
Cadmium	2,00E-05	1,3E-07	5,0E-07	0,01	0,03	0,03	79,6 %
Chrome	Pas de VTR				NC		
Cobalt	1,00E-04	6,6E-07	2,0E-07	0,01	0,00	0,01	23,3 %
Cuivre	1,00E-01	4,4E-06	4,4E-05	0,00	0,00	0,00	91,0 %
Étain	Pas de VTR				NC		
Manganèse	5,00E-05	2,5E-03	1,5E-05	49,7	0,30	50	0,6 %
Mercure	3,00E-04	8,7E-10	1,0E-07	0,00	0,00	0,00	99,1 %
Molybdène	Pas de VTR				NC		
Nickel	1,80E-05	3,1E-06	5,3E-06	0,17	0,29	0,47	63,0 %
Plomb	Pas de VTR				NC		
Zinc	Pas de VTR				NC		
HAP							
Acénaphène	Pas de VTR				NC		
Acénaphylène	Pas de VTR				NC		
Anthracène	Pas de VTR				NC		
Benzo(a)anthracène	Pas de VTR				NC		
Benzo(a)pyrène	Pas de VTR				NC		
Benzo(b+j+k)fluoranthène	Pas de VTR				NC		
Benzo(c)phénanthrène	Pas de VTR				NC		
Benzo(g,h,i)pérylène	Pas de VTR				NC		
Chrysène	Pas de VTR				NC		
Dibenzo(a,h)anthracène	Pas de VTR				NC		
Dibenzo(a,h)pyrène	Pas de VTR				NC		
Dibenzo(a,i)pyrène	Pas de VTR				NC		
Dibenzo(a,l)pyrène	Pas de VTR				NC		
Fluoranthène	Pas de VTR				NC		
Fluorène	Pas de VTR				NC		
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	Pas de VTR				NC		
Phénanthrène	Pas de VTR				NC		
Pyrène	Pas de VTR				NC		

NC : Non calculé

En gras : Indice de risque supérieur à l'unité

Tableau 6 Résultat du calcul de risque pour les effets cancérogènes associés à une exposition à vie des récepteurs humains aux CPP identifiés dans la zone d'étude

CPP	INGESTION			INHALATION			CONTACT CUTANÉ		
	Dose moyenne à vie par ingestion (mg/kg/j)	Coefficient de cancérogénicité par ingestion (mg/kg/j) ⁻¹	Risque d'excès de cancer	Concentration d'exposition moyenne à vie par inhalation (mg/m ³)	Risque unitaire par inhalation (mg/m ³) ⁻¹	Risque d'excès de cancer	Concentration d'exposition moyenne à vie par contact cutané (µg/cm ² -jour)	Coefficient de cancérogénicité par contact cutané (µg/cm ² -jour) ⁻¹	Risque d'excès de cancer
Métaux et métalloïdes									
Arsenic	3,23E-05	1,80E+00	5,82E-05	2,73E-06	6,40E+00	1,75E-05	NC	Non cancérogène	NA
Baryum	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Cadmium	NC	Non cancérogène	NA	1,28E-07	9,80E+00	1,26E-06	NC	Non cancérogène	NA
Chrome	NC	Non cancérogène	NA	9,5 ^E -08	1,1 ^E +01	1,05^E-06	NC	Non cancérogène	NA
Cobalt	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Cuivre	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Étain	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Manganèse	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Mercurure	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Molybdène	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Nickel	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Plomb	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Zinc	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
HAP									
Acénaphène	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Acénaphthylène	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Anthracène	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Benzo(a)anthracène	5,94E-07	0,23	1,37E-07	5,01E-08	0,0031	1,55E-10	1,82E-07	0,35	6,38E-08
Benzo(a)pyrène	5,41E-07	2,3	1,25E-06	4,57E-08	0,031	1,42E-09	1,66E-07	3,5	5,81E-07
Benzo(b+j+k)fluoranthène	4,64E-07	0,23	1,07E-07	3,92E-08	0,0031	1,21E-10	1,42E-07	0,35	4,98E-08
Benzo(c)phénanthrène	9,04E-08	0,023	2,08E-09	7,63E-09	0,00031	2,36E-12	2,77E-08	0,035	9,70E-10
Benzo(g,h,i)pérylène	3,31E-07	0,023	7,61E-09	2,79E-08	0,00031	8,66E-12	1,01E-07	0,035	3,55E-09
Chrysène	5,83E-07	0,023	1,34E-08	4,92E-08	0,00031	1,53E-11	1,79E-07	0,035	6,26E-09
Dibenzo(a,h)anthracène	8,94E-08	2,3	2,06E-07	7,55E-09	0,031	2,34E-10	2,74E-08	3,5	9,60E-08
Dibenzo(a,h)pyrène	3,75E-08	2,3	8,63E-08	3,17E-09	0,031	9,82E-11	1,15E-08	3,5	4,03E-08
Dibenzo(a,i)pyrène	5,94E-08	2,3	1,37E-07	5,01E-09	0,031	1,55E-10	1,82E-08	3,5	6,37E-08
Dibenzo(a,l)pyrène	7,03E-08	230	1,62E-05	5,93E-09	3,1	1,84E-08	2,16E-08	350	7,55E-06
Fluoranthène	1,33E-06	0,0023	3,06E-09	1,12E-07	0,000031	3,48E-12	4,08E-07	0,0035	1,43E-09
Fluorène	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	2,77E-07	0,23	6,37E-08	1,7E-09	0,0031	5,33E-12	1,20E-08	0,35	4,21E-09
Phénanthrène	9,60E-07	0,0023	2,21E-09	2,50E-07	0,000031	7,73E-12	2,95E-07	0,0035	1,03E-09
Pyrène	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA	NC	Non cancérogène	NA
Somme des HAP			1,90E-05			2,07E-08			8,51E-06

En gras : Risque d'excès de cancer supérieur au seuil acceptable

Tableau 7 Composantes valorisées de l'écosystème et choix des récepteurs de substitution

CVÉ terrestres	Type de récepteur	Inclus dans l'évaluation des risques (oui/non)	Commentaires	Récepteur de substitution
Producteurs primaires	Herbes	Oui	Les végétaux terrestres sont les récepteurs parmi les plus significativement exposés aux sols du site à l'étude du fait de leur immobilité et qu'ils puisent leurs nutriments dans la rhizosphère. Par ailleurs, ils sont un enjeu capital pour toute la chaîne alimentaire.	Communauté végétale
Invertébrés terrestres	Invertébrés fouisseurs à corps mou (vers)	Oui	Les vers de terre sont indicateurs et garants de la santé du sol. Ils sont aussi une source de nourriture importante pour les oiseaux et micromammifères.	Communauté d'invertébrés
	Invertébrés à corps durs (insectes, arthropodes, arachnides)	Oui	Les invertébrés terrestres à corps dur sont une source de nourriture essentielle, en particulier pour les oiseaux.	
Microorganismes du sol	Bactéries	Oui	L'évaluation de la santé des micro-organismes du sol porte généralement sur leurs fonctions écologiques globales (dégradation cellulosique, diazotrophie, nitrification...) plutôt que sur le dénombrement ou la composition des différents phylums.	Communauté de microorganismes
	Archaeobactéries	Oui		
	Champignons	Oui		
Amphibiens	Anoures	Non	Les amphibiens ne sont pas retenus au stade d'une évaluation déterministe par faute de critères de dépistage des risques disponibles. Cependant, les amphibiens pourraient être retenus dans le cadre d'une évaluation détaillée du risque. Notons aussi que, dans de nombreuses évaluations des risques, par faute de données toxicologiques, les risques pour les amphibiens sont évalués en fonction des risques pour les oiseaux (récepteurs de substitution).	Oiseaux
Oiseaux	Invertivores	Oui	Les oiseaux potentiellement présents sur le Site seront évalués par type de mode de vie et régime alimentaire.	Bruant des près
	Herbivores	Oui		Pigeon biset
	Carnivores	Oui		Crécerelle d'Amérique
Mammifères	Invertivore	Oui	Les mammifères potentiellement présents sur le Site seront évalués par leur taille et régime alimentaire. Les mammifères carnivores sont peu susceptibles d'être présents sur le Site, ont généralement un grand domaine vital très étendu et la proximité humaine pourrait limiter leur fréquentation régulière du terrain.	Grande musaraigne
	Herbivore	Oui		Campagnol des champs
	Carnivore (partiellement)	Non		

Tableau 8 Paramètres d'évaluation, de mesure et éléments de preuve retenus pour l'évaluation des risques écotoxicologiques

Paramètres d'évaluation	Paramètres de mesure	Éléments de preuve
Santé, structure et composition des communautés de végétaux terrestres	Concentration des CPP dans le sol de surface	Comparaison de la LSIC95% de la moyenne des concentrations de CPP aux valeurs de références toxicologiques pour la végétation terrestre (CEAEQ, US EPA, CCME ou autres données trouvées dans la littérature).
	Diversité, taille, abondance, dominance au sein des communautés	Comparaison des communautés végétales comparables entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.
	Observation visuelle de la santé générale des individus sur le site	Aucun végétal de valeur écologique significative ne semble présent sur le site. Strate arborescente dominée par le peuplier faux-tremble.
	Tests de phytotoxicité	Phytotoxicité inférieure à 20 % d'effets néfastes.
	Concentration phytodisponible des CPP	Diminution ou stabilisation des concentrations avec le temps.
	Concentration phytoaccumulée des CPP	Comparaison avec des seuils de phytotoxicité déterminés par une revue de littérature.
Santé, structure et composition des communautés d'invertébrés du sol	Concentration des CPP dans le sol de surface	Comparaison de la LSIC95% de la moyenne des concentrations de CPP aux valeurs de références toxicologiques pour les invertébrés du sol (CEAEQ, US EPA, CCME ou autres données trouvées dans la littérature).
	Tests de toxicité	Toxicité inférieure à 20 % d'effets néfastes.
	Diversité, abondance et taille des individus (vers) et des indices de présence (trous, terriques) observés sur le site	Comparaison des données de populations d'invertébrés du sol entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.
	Observation visuelle de la santé générale des individus sur le site	Absence de symptômes ou de signes de maladies des individus observés.
Structure, composition et fonctions écologiques des communautés microbiologiques du sol	Concentration des CPP dans le sol de surface	Comparaison de la LSIC95% de la moyenne des concentrations de CPP aux valeurs de références toxicologiques pour les micro-organismes du sol (CEAEQ, US EPA, CCME ou autres données trouvées dans la littérature).
	Épaisseur et état de décomposition de la litière	Comparaison des litières entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.
	Tests de toxicité	Toxicité inférieure à 20 % d'effets néfastes.
Santé, structure et composition des populations d'oiseaux	Modélisation de l'exposition du bruant des prés, du pigeon biset et de la crécerelle d'Amérique aux CPP présents dans le sol (mesure), dans l'eau de surface (estimé) et au long de leur chaîne alimentaire (modélisation)	Comparaison de la dose d'exposition aux CPP du bruant des prés, du pigeon biset et de la crécerelle d'Amérique avec les valeurs de références toxicologiques pour les oiseaux (CEAEQ ou autres données trouvées dans la littérature).
	Diversité et abondance des espèces observées ou entendues sur le site	Comparaison des données de populations d'oiseaux observés et entendus entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.
Santé, structure et composition des populations de mammifères	Modélisation de l'exposition du campagnol des champs et de la grande musaraigne aux CPP présents dans le sol (mesure), dans l'eau de surface (estimé) et au long de leur chaîne alimentaire (modélisation)	Comparaison de la dose d'exposition aux CPP du campagnol des champs et de la grande musaraigne avec les valeurs de références toxicologiques pour les mammifères ajustées (CEAEQ ou autres données trouvées dans la littérature).
	Concentrations de CPP mesurées dans le sol	Comparaison de la LSIC95% de la moyenne des concentrations de CPP sans VTR du CEAEQ aux VTR (Eco-SSL) de l'USEPA pour les mammifères.
	Diversité et abondance des individus ou des indices de présence observés sur le site	Comparaison des observations entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.

Élément de preuve considéré dans la présente évaluation

Élément de preuve non considéré dans la présente évaluation

Tableau 9 Quotients de risques calculés pour les plantes, les invertébrés et les microorganismes du sol exposés aux CPP présents dans les sols de la zone d'étude

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Concentration dans les sols (mg/kg) LSIC95%	Plantes terrestres			Invertébrés du sol			Microorganismes du sol	
		VTR CEAEQ N2 (mg/kg)	VTR EcoSSL US EPA ou RCQS CCME (mg/kg)	QR	VTR CEAEQ N2 (mg/kg)	VTR EcoSSL US EPA ou RCQS CCME (mg/kg)	QR	VTR CEAEQ N2 (mg/kg)	QR
Métaux et métalloïdes									
Arsenic	109	25	-	6,2	16,00	-	0,4	304,8	0,5
Baryum	767	-	-	-	-	330	2,2	-	-
Cadmium	5,1	13	-	0,83	65,00	-	0,2	257,9	<0,1
Chrome total	126	115	-	1,1	-	-	1,3	545,1	0,2
Cobalt	92	63	-	1,7	-	-	-	-	-
Cuivre	174	65	-	2,6	122,00	-	1,4	447,7	0,4
Étain	6,3	-	-	-	-	-	-	1747,6	<0,1
Manganèse	99444	-	220,00	452	-	450,00	221	247,1	402
Mercure	1,15	-	-	-	3,20	-	0,4	175,9	<0,1
Molybdène	12,3	-	-	-	-	-	-	766,1	<0,1
Nickel	125	71,00	-	1,8	162,00	-	0,8	312	0,4
Plomb	86	172,00	-	0,5	645,00	-	0,1	1834,9	<0,1
Zinc	348	124,00	-	2,8	251,00	-	1,4	387	0,9

Tableau 9 Quotients de risques calculés pour les plantes, les invertébrés et les microorganismes du sol exposés aux CPP présents dans les sols de la zone d'étude

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Concentration dans les sols (mg/kg) LSIC95%	Plantes terrestres			Invertébrés du sol			Microorganismes du sol	
		VTR CEAEQ N2 (mg/kg)	VTR EcoSSL US EPA ou RCQS CCME (mg/kg)	QR	VTR CEAEQ N2 (mg/kg)	VTR EcoSSL US EPA ou RCQS CCME (mg/kg)	QR	VTR CEAEQ N2 (mg/kg)	QR
Hydrocarbures aromatiques polycycliques									
Acénaphène	0,28	-	-	-	-	29	<0,1	-	-
Acénaphthylène	0,41	-	-	-	-	29	<0,1	-	-
Anthracène	1,22	-	32	<0,1	-	18	<0,1	-	-
Benzo(a)anthracène	2,01	-	10	0,2	-	18	0,1	-	-
Benzo(a)pyrène*	1,83	-	72	<0,1	-	18	0,1	-	-
Benzo(b+j+k)fluoranthène	1,57	-	10	0,2	-	18	<0,1	-	-
Benzo(c)phénanthrène	0,31	-	-	-	-	18	<0,1	-	-
Benzo(g,h,i)pérylène	1,12	-	-	-	-	18	<0,1	-	-
Chrysène	1,97	-	-	-	-	18	0,1	-	-
Dibenzo(a,h)anthracène	0,30	-	10	0,1	-	18	<0,1	-	-
Dibenzo(a,h)pyrène	0,13	-	-	-	-	18	<0,1	-	-
Dibenzo(a,i)pyrène	0,20	-	-	-	-	18	<0,1	-	-
Dibenzo(a,l)pyrène	0,24	-	-	-	-	18	<0,1	-	-
Fluoranthène	4,49	-	180	0,1	-	29	0,2	-	-
Fluorène	0,45	-	-	-	31,20	-	<0,1	-	-
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0,93	-	-	-	-	-	<0,1	-	-
Phénanthrène	3,24	-	-	-	-	29	0,1	-	-
Pyrène	3,48	-	100	0,1	-	18	0,2	-	-

- : VTR indisponible ou risque évalué avec une autre VTR

en gras : quotient de risque supérieur à l'unité

QR = quotient de risque

Tableau 10 Quotients de risques calculés pour les oiseaux exposés aux CPP présents dans la zone d'étude

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Conc. dans les sols (mg/kg) LSIC95%	Bruant des prés				Bernache du Canada				Goéland à bec cerclé			
		Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR	Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR	Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR
Métaux et métalloïdes													
Arsenic	155	6,22	4,40	-	1,4	0,27	4,40	-	<0,1	0,32	4,40	-	<0,1
Baryum	741	50,1	51,27	-	0,98	4,6	51,27	-	<0,1	3,96	51,27	-	<0,1
Cadmium	10,8	7,89	2,10	-	3,8	0,05	2,10	-	<0,1	0,89	2,10	-	0,4
Chrome total	124	6,23	1,00	-	6,2	0,39	1,00	-	0,4	0,35	1,00	-	0,3
Cobalt	107	6,72	2,60	-	2,6	0,21	2,60	-	<0,1	0,50	2,60	-	0,2
Cuivre	168	12,6	4,50	-	2,8	0,74	4,50	-	0,2	0,83	4,50	-	0,2
Étain	6,3	1,86	-	-	-	0,17	-	-	-	0,27	-	-	-
Manganèse	99444	4436	46,00	-	96	405	46,00	-	8,8	178	46,00	-	3,9
Mercuré	1,15	0,34	0,80	-	0,42	0,01	0,80	-	<0,1	0,03	0,80	-	<0,1
Molybdène	12,3	3,68	-	-	-	0,37	-	-	-	0,57	-	-	-
Nickel	125	38,7	6,10	-	6,4	0,36	6,10	-	<0,1	4,02	6,10	-	0,7
Plomb	86	11,05	1,13	-	9,8	0,26	1,13	-	0,2	1,03	1,13	-	0,9
Zinc	348	163	130,90	-	1,2	3,9	130,90	-	<0,1	18,8	130,90	-	0,1

Tableau 10 Quotients de risques calculés pour les oiseaux exposés aux CPP présents dans la zone d'étude

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Conc. dans les sols (mg/kg) LSIC95%	Bruant des prés				Bernache du Canada				Goéland à bec cerclé			
		Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR	Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR	Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR
Hydrocarbures aromatiques polycycliques													
Acénaphène	0,28	1,05	-	-	-	2,05 ^{E03}	-	-	-	0,12	-	-	-
Acénaphthylène	0,41	4,20	-	-	-	3,03 ^{E03}	-	-	-	0,47	-	-	-
Anthracène	1,22	4,72	-	-	-	5,32 ^{E03}	-	-	-	0,53	-	-	-
Benzo(a)anthracène	2,01	8,14	-	-	-	5,10 ^{E03}	-	-	-	0,91	-	-	-
Benzo(a)pyrène	1,83	7,41	1,05	-	7,1	4,27 ^{E03}	1,05	-	<0,1	0,83	1,05	-	0,79
Benzo(b+j+k)fluoranthène	1,57	6,50	-	-	-	3,60 ^{E03}	-	-	-	0,73	-	-	-
Benzo(c)phénanthrène	0,31	3,46	-	-	-	7,56 ^{E04}	-	-	-	0,39	-	-	-
Benzo(g,h,i)pérylène	1,12	2,00	-	-	-	2,44 ^{E03}	-	-	-	0,22	-	-	-
Chrysène	1,97	7,98	-	-	-	5,01 ^{E03}	-	-	-	0,89	-	-	-
Dibenzo(a,h)anthracène	0,30	1,25	-	-	-	6,58 ^{E04}	-	-	-	0,14	-	-	-
Dibenzo(a,h)pyrène	0,13	1,23	-	-	-	2,67 ^{E04}	-	-	-	0,14	-	-	-
Dibenzo(a,i)pyrène	0,20	1,94	-	-	-	4,22 ^{E04}	-	-	-	0,22	-	-	-
Dibenzo(a,l)pyrène	0,24	2,30	-	-	-	4,99 ^{E04}	-	-	-	0,26	-	-	-
Fluoranthène	4,49	17,79	-	-	-	1,40 ^{E02}	-	-	-	1,98	-	-	-
Fluorène	0,45	1,72	-	-	-	2,59 ^{E03}	-	-	-	0,19	-	-	-
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0,93	3,88	-	-	-	2,04 ^{E03}	-	-	-	0,43	-	-	-
Phénanthrène	3,24	13,45	-	-	-	1,51 ^{E02}	-	-	-	1,50	-	-	-
Pyrène	3,48	13,82	-	-	-	1,10 ^{E02}	-	-	-	1,54	-	-	-

- : VTR indisponible ou risque évalué avec une autre VTR

en gras : indice de risque supérieur à l'unité
QR = quotient de risque

* ajustée en fonction de la dépense énergétique des récepteurs d'intérêt (B(a)P seulement)

Tableau 11 Quotients de risques calculés pour les mammifères exposés aux CPP présents dans la zone d'étude

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Concentration dans les sols (mg/kg) LSIC95%	Campagnol des champs				Grande musaraigne			
		Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR	Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR
Métaux et métalloïdes									
Arsenic	155	0,68	2,47	-	0,3	2,07	3,03	-	0,7
Baryum	741	18,9	15,67	-	1,2	19,61	19,24	-	1,02
Cadmium	10,8	0,21	2,21	-	0,1	6,35	2,72	-	2,3
Chrome total	124	1,15	3,07	-	0,4	1,60	3,77	-	0,4
Cobalt	107	0,54	8,52	-	0,1	2,94	10,46	-	0,3
Cuivre	168	2,62	26,15	-	0,1	5,46	32,11	-	0,2
Étain	6,3	0,81	-	-	-	1,35	-	-	-
Manganèse	99444	1392	151,44	-	9,2	865,15	185,96	-	4,6
Mercuré	1,15	0,05	4,94	-	<0,1	0,24	6,07	-	<0,1
Molybdène	12,3	1,82	0,72	-	2,5	2,67	0,89	-	3,0
Nickel	125	1,02	137,64	-	<0,1	28,40	169,02	-	0,2
Plomb	86	0,75	137,64	-	<0,1	6,68	169,02	-	<0,1
Zinc	348	17,0	275,37	-	0,1	124,09	338,14	-	0,4

Tableau 11 Quotients de risques calculés pour les mammifères exposés aux CPP présents dans la zone d'étude

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Concentration dans les sols (mg/kg) LSIC95%	Campagnol des champs				Grande musaraigne			
		Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR	Dose totale d'exp. (mg/kg/j)	VTR CEAEQ N2* (mg/kg/j)	VTR EcoSSL US EPA (mg/kg)	QR
Hydrocarbures aromatiques polycycliques									
Acénaphène	0,28	8,56E-03	-	100,00	<0,1	0,85	-	100,00	<0,1
Acénaphthylène	0,41	1,32E-02	-	100,00	<0,1	3,44	-	100,00	<0,1
Anthracène	1,22	1,89E-02	-	1,10	<0,1	3,86	-	1,10	3,5
Benzo(a)anthracène	2,01	1,29E-02	-	1,10	<0,1	6,64	-	1,10	6,0
Benzo(a)pyrène	1,83	9,89E-03	0,45	-	<0,1	6,05	3,94		1,5
Benzo(b+j+k)fluoranthène	1,57	8,22E-03	-	1,10	<0,1	5,31	-	1,10	4,8
Benzo(c)phénanthrène	0,31	1,87E-03	-	1,10	<0,1	2,84	-	1,10	2,6
Benzo(g,h,i)pérylène	1,12	5,25E-03	-	1,10	<0,1	1,62	-	1,10	1,5
Chrysène	1,97	1,27E-02	-	1,10	<0,1	6,52	-	1,10	5,9
Dibenzo(a,h)anthracène	0,30	1,40E-03	-	1,10	<0,1	1,02	-	1,10	0,9
Dibenzo(a,h)pyrène	0,13	5,43E-04	-	1,10	<0,1	1,01	-	1,10	0,9
Dibenzo(a,i)pyrène	0,20	8,59E-04	-	1,10	<0,1	1,59	-	1,10	1,4
Dibenzo(a,l)pyrène	0,24	1,02E-03	-	1,10	<0,1	1,88	-	1,10	1,7
Fluoranthène	4,49	4,19E-02	-	100,00	<0,1	14,52	-	100,00	0,2
Fluorène	0,45	1,01E-02	-	100,00	<0,1	1,40	-	100,00	<0,1
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0,93	4,37E-03	-	1,10	<0,1	3,17	-	1,10	2,9
Phénanthrène	3,24	5,52E-02	-	100,00	<0,1	10,99	-	100,00	0,1
Pyrène	3,48	3,28E-02	-	1,10	<0,1	11,28	-	1,10	10,2

- : VTR indisponible ou risque évalué avec une autre VTR
QR = quotient de risque

en gras : quotient de risque supérieur à l'unité

* ajustée en fonction du poids des récepteurs d'intérêt

Tableau 12 Conclusions sur les éléments de preuve évalués et recommandations potentielles en vue d'une évaluation détaillée du risque

Paramètres d'évaluation	Paramètres de mesure	Éléments de preuve	Résultats de l'évaluation
Santé, structure et composition des communautés de végétaux terrestres	Concentration des CPP dans le sol de surface.	Comparaison de la LSC95% de la moyenne des concentrations de CPP aux valeurs de références toxicologiques pour la végétation terrestre (CEAEQ, US EPA, CCME ou autres données trouvées dans la littérature).	La LSC95% de la moyenne des concentrations dépasse la VTR du CEAEQ ou une valeur EcoSSL de US EPA pour Cu, Mn, Pb, Zn et B(bjk)fluo et indique un potentiel de risque écotoxicologique pour la végétation.
	Diversité, taille, abondance, dominance au sein des communautés.	Comparaison des communautés végétales comparables entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.	Non évalué
	Observation visuelle de la santé générale des individus sur le site.	Aucun végétal de valeur écologique significative ne semble présent sur le site. Strate arborescente dominée par le peuplier faux-tremble.	Non évalué par manque de pertinence de l'élément de preuve.
	Tests de phytotoxicité	Phytotoxicité inférieure à 20 % d'effets néfastes.	Non évalué
	Concentration phytodisponible des CPP.	Diminution ou stabilisation des concentrations avec le temps.	Non évalué
	Concentration phytoaccumulée des CPP.	Comparaison avec des seuils de phytotoxicité déterminés par une revue de littérature.	Non évalué
Santé, structure et composition des communautés d'invertébrés du sol	Concentration des CPP dans le sol de surface.	Comparaison de la LSC95% de la moyenne des concentrations de CPP aux valeurs de références toxicologiques pour les invertébrés du sol (CEAEQ, US EPA, CCME ou autres données trouvées dans la littérature).	La LSC95% de la moyenne des concentrations dépasse la VTR du CEAEQ pour Cu, Mn, Pb et Zn et indique un potentiel de risque écotoxicologique pour les invertébrés du sol.
	Tests de toxicité	Toxicité inférieure à 20 % d'effets néfastes.	Non évalué
	Diversité, abondance et taille des individus (vers) et des indices de présence (trous, terribles) observés sur le site.	Comparaison des données de populations d'invertébrés du sol entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.	Non évalué
	Observation visuelle de la santé générale des individus sur le site.	Absence de symptômes ou de signes de maladies des individus observés.	Non évalué
Structure, composition et fonctions écologiques des communautés microbiologiques du sol	Concentration des CPP dans le sol de surface.	Comparaison de la LSC95% de la moyenne des concentrations de CPP aux valeurs de références toxicologiques pour les micro-organismes du sol (CEAEQ, US EPA, CCME ou autres données trouvées dans la littérature).	La LSC95% de la moyenne des concentrations dépasse légèrement la VTR du CEAEQ pour le Zn et plus significativement pour le Mne et indique un potentiel de risque écotoxicologique pour les micro-organismes du sol.
	Épaisseur et état de décomposition de la litière.	Comparaison des litières entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.	Non évalué
	Tests de toxicité	Toxicité inférieure à 20 % d'effets néfastes.	Non évalué

Tableau 12 Conclusions sur les éléments de preuve évalués et recommandations potentielles en vue d'une évaluation détaillée du risque

Paramètres d'évaluation	Paramètres de mesure	Éléments de preuve	Résultats de l'évaluation
Santé, structure et composition des populations d'oiseaux	Modélisation de l'exposition du bruant des prés, du pigeon biset et de la crécerelle d'Amérique aux CPP présents dans le sol (mesure), dans l'eau de surface (estimé) et au long de leur chaîne alimentaire (modélisation).	Comparaison de la dose d'exposition aux CPP du bruant des prés, du pigeon biset et de la crécerelle d'Amérique avec les valeurs de références toxicologiques pour les oiseaux (CEAEQ ou autres données trouvées dans la littérature).	Risque potentiel observé essentiellement pour les oiseaux à régime alimentaire à base d'invertébrés du sol exposés au Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn et b(a)p. Les hypothèses quant à la fréquence d'exposition des oiseaux ainsi que les modèles utilisés pour l'évaluation des concentrations en CPP dans la nourriture confèrent aux risques estimés un très haut degré de conservatisme.
	Diversité et abondance des espèces observées ou entendues sur le site.	Comparaison des données de populations d'oiseaux observés et entendus entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.	Non évalué
Santé, structure et composition des populations de mammifères	Modélisation de l'exposition du campagnol des champs et de la grande musaraigne aux CPP présents dans le sol (mesure), dans l'eau de surface (estimé) et au long de leur chaîne alimentaire (modélisation).	Comparaison de la dose d'exposition aux CPP du campagnol des champs et de la grande musaraigne avec les valeurs de références toxicologiques pour les mammifères ajustées (CEAEQ ou autres données trouvées dans la littérature).	Un faible QR théorique supérieur à l'unité est calculé pour les mammifères à régime invertivore au Cd. Ce risque théorique est cependant faible et surestimé du fait des hypothèses conservatrices retenues.
	Concentrations de CPP mesurées dans le sol.	Comparaison de la LSIC95% de la moyenne des concentrations de CPP sans VTR du CEAEQ aux VTR (Eco-SSL) de l'USEPA pour les mammifères.	Risque potentiel d'exposition aux HAP. Plusieurs QR s'avèrent 1 lorsque les concentrations en HAP dans le sol sont comparées aux EcoSSL de US EPA.
	Diversité et abondance des individus ou des indices de présence observés sur le site.	Comparaison des observations entre le site à l'étude et un milieu témoin non exposé.	Non évalué

Élément de preuve considéré dans la présente évaluation

Élément de preuve non considéré dans la présente évaluation

FIGURES





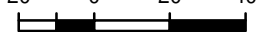
Fleuve Saint-Laurent

Route 132

- Lot 4 714 988
- Limite des hautes eaux à récurrence 2 ans (LHE2)
- - - Limite à 10 mètres de la LHE2
- Ancien site d'Elkem
- Zone des travaux, limite de la berge
- Portion de la berge exclue des travaux
- Zone d'accès à l'eau

Note:
Ce dessin doit être lu conjointement avec le rapport qui l'accompagne.

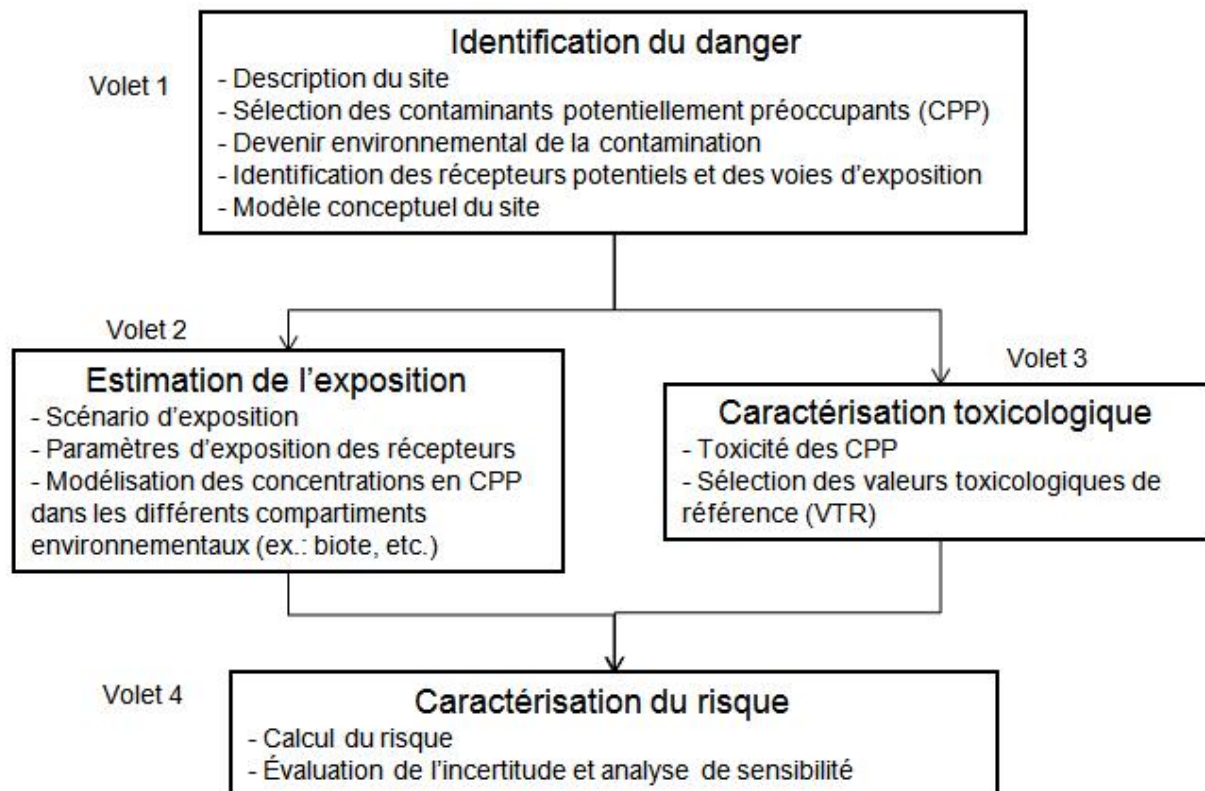
Référence:
GoogleEarthPro_02-06-2018

CLIENT :			
PROJET : Évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques et de l'impact sur l'eau souterraine			
ENDROIT : 61, boulevard de Melocheville Beauharnois (Québec)			
TITRE : Localisation du site à l'étude			
ÉCHELLE :		20 0 20 40 m	
1/2,000			
DATE :	DOSSIER :	RÉV.	DESSIN :
2019-08-29	607871-2019-AR	00	01

T:\Projet\607871 - ELKEM\DAO\ArcGIS\IMXD\Report\AR2019\snc607871-2019\PR_Eau_souerraine_190829.mxd

Figure 2

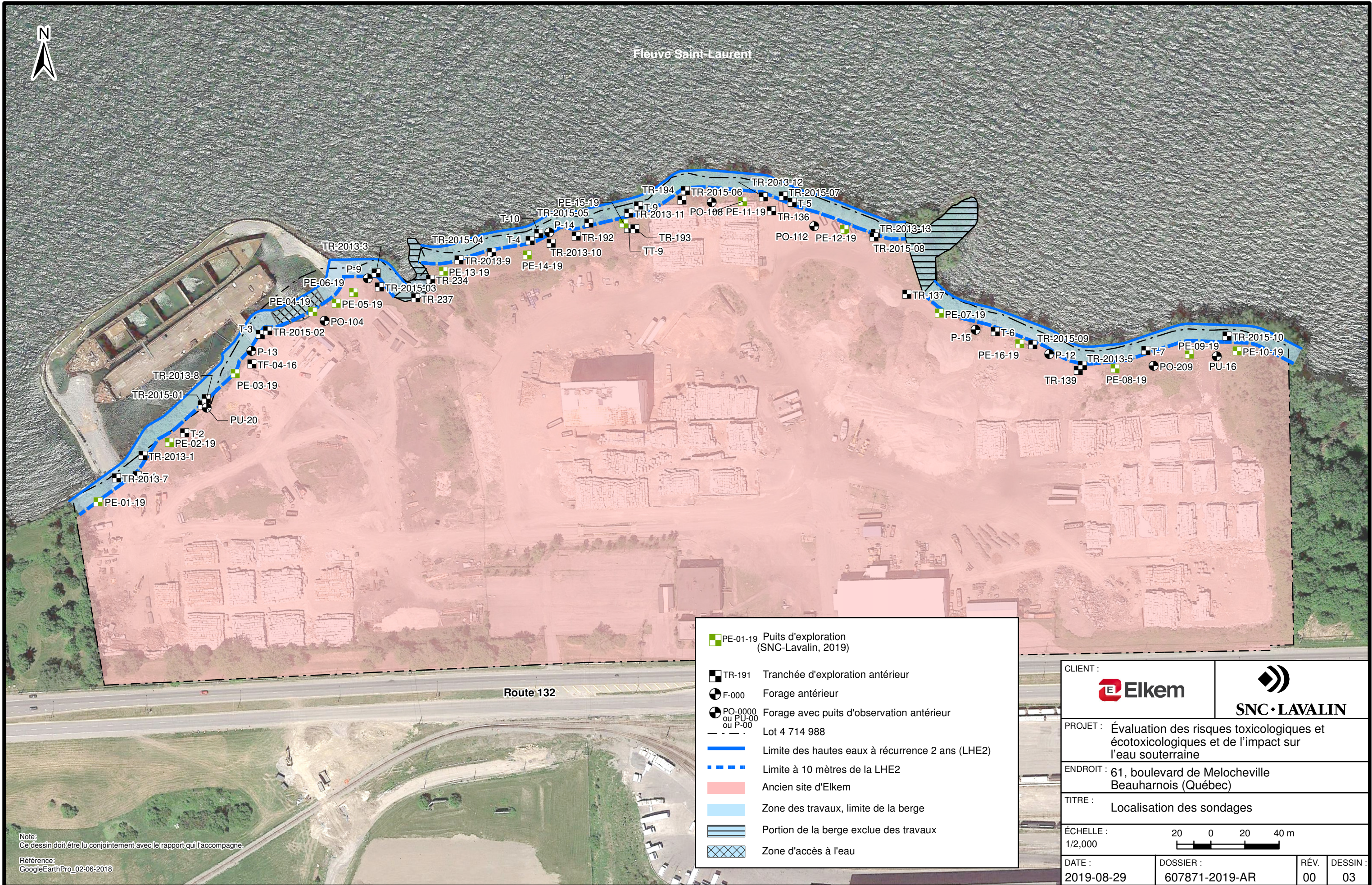
Démarche générale d'évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement





Fleuve Saint-Laurent

\\enviro1\public\Proj\607871 - ELKEM\DAO\AcGIS\1\MXD\Report\AR2019\snc607871-2019-PR_Localisation_sondages_190829.mxd



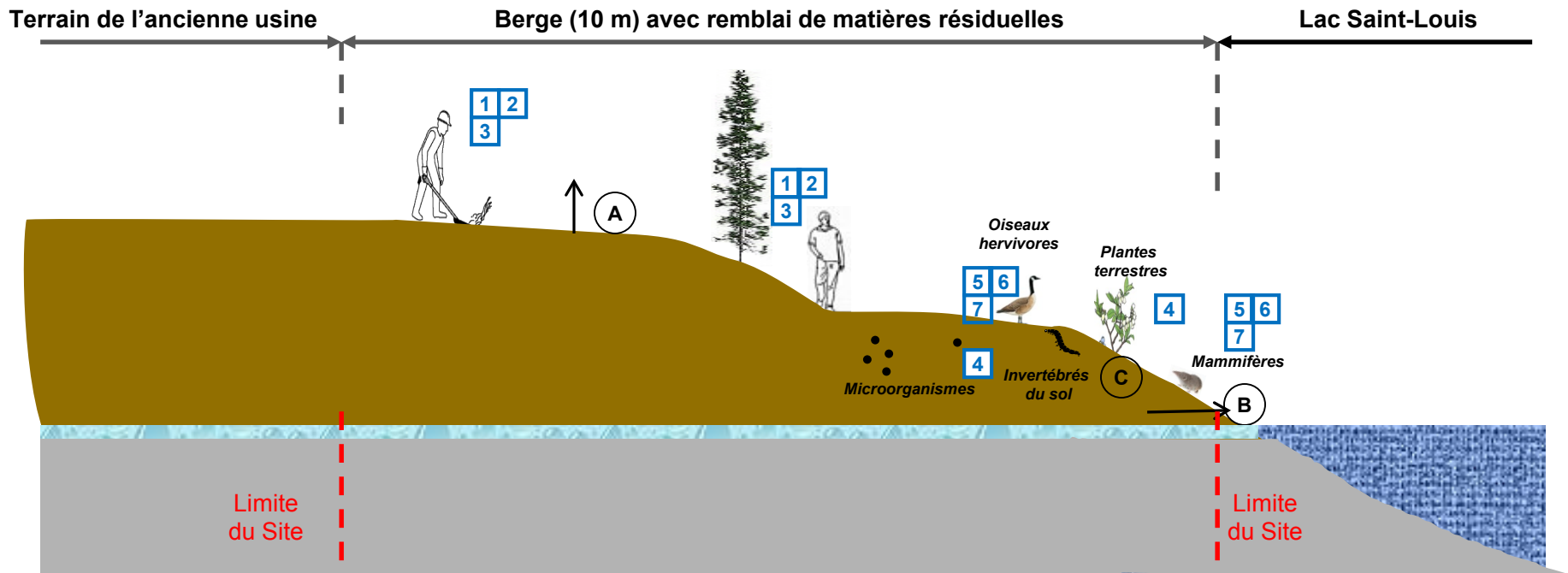
- PE-01-19 Puits d'exploration (SNC-Lavalin, 2019)
- TR-191 Tranchée d'exploration antérieur
- F-000 Forage antérieur
- PO-0000 ou PU-00 ou P-00 Forage avec puits d'observation antérieur
- Lot 4 714 988
- Limite des hautes eaux à récurrence 2 ans (LHE2)
- Limite à 10 mètres de la LHE2
- Ancien site d'Elkem
- Zone des travaux, limite de la berge
- Portion de la berge exclue des travaux
- Zone d'accès à l'eau

CLIENT :			
PROJET : Évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques et de l'impact sur l'eau souterraine			
ENDROIT : 61, boulevard de Melocheville Beauharnois (Québec)			
TITRE : Localisation des sondages			
ÉCHELLE : 1/2,000			
DATE : 2019-08-29	DOSSIER : 607871-2019-AR	RÉV. : 00	DESSIN : 03

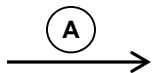
Note:
Ce dessin doit être lu conjointement avec le rapport qui l'accompagne.

Référence:
GoogleEarthPro_02-06-2018

Figure 4 : Modèle conceptuel d'exposition des récepteurs humains et écologiques



Mécanismes de transport/transfert opérant:



- A – Érosion éolienne depuis le remblai vers l'air extérieur
- B – Résurgence dans les eaux de surface depuis l'aquifère de surface
- C – Bioaccumulation dans les organismes terrestres

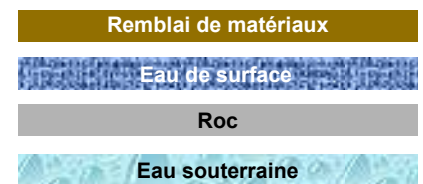
Voies d'exposition des récepteurs humains:



- 1 – Ingestion accidentelle de sol
- 2 – Inhalation d'air extérieur (particules)
- 3 – Contact cutané avec le sol

Voies d'exposition des récepteurs écologiques

- 4 – Contact direct avec le sol
- 5 – Ingestion de sol
- 6 – Ingestion de nourriture (plantes/invertébrés)
- 7 – Ingestion d'eau de surface



ANNEXES

Annexe A

Propriétés physico-chimiques et toxicologiques des CPP



TABLE DES MATIÈRES DE L'ANNEXE A

ARSENIC (CAS# 7440-38-2)	2
BARYUM (CAS# 7440-39-3).....	7
CADMIUM (CAS# 7440-43-9).....	12
CHROME (CAS# 7440-47-3)	16
COBALT (CAS# 7440-48-4)	19
CUIVRE (CAS# 7440-50-8).....	22
ÉTAIN (CAS# 7440-31-5)	26
MANGANÈSE (CAS# 7439-96-5).....	28
MERCURE (CAS# 7439-97-6, ÉLÉMENTAIRE).....	39
MOLYBDÈNE (CAS# 7439-98-7)	45
NICKEL (CAS# 7440-02-0).....	48
PLOMB (CAS# 7439-92-1)	52
ZINC (CAS# 7440-66-6).....	56
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	60
BIBLIOGRAPHIE	68



ARSENIC (CAS# 7440-38-2)

1 Propriétés physico-chimiques

L'arsenic est un métalloïde qui a des propriétés métalliques et non métalliques. Le numéro atomique de l'arsenic est le 33 et sa masse atomique est de 74,92. Chimiquement, l'arsenic possède quatre états d'oxydation stables, soit l'arsine (-3), l'arsenic métallique (0), l'arsénite (+3) et l'arséniat (+5). L'arsenic forme des liaisons covalentes avec la plupart des métaux et des non-métaux. Il forme des composés organiques stables, autant dans son état trivalent que pentavalent. L'arsenic ne se rencontre que rarement sous sa forme élémentaire. La forme d'arsenic anthropique la plus souvent rejetée dans l'environnement est l'oxyde d'As(III) (CCME, 1997).

1.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Plusieurs facteurs contrôlent le devenir et le comportement de l'arsenic dans les sols et, ultimement, sa biodisponibilité. Il est généralement reconnu que seul l'arsenic soluble peut être absorbé par les plantes. La solubilité et la spéciation de l'arsenic en solution sont déterminées surtout par le pH et le potentiel d'oxydoréduction. La spéciation de l'arsenic détermine son comportement et, en grande partie, sa toxicité (CCME, 1997).

La forme dominante d'arsenic dans la plage normale de pH des sols est l'arsénite AsO_3^{3-} (CCME, 1997).

1.2 Coefficient de partage sol-eau (K_d)

Un des processus les plus importants influençant le comportement et la biodisponibilité de l'arsenic dans les sols est sa capacité d'adsorption aux solides ou aux particules. L'adsorption dans les sols contrôle la persistance, l'activité et la mobilité des différentes formes d'arsenic. Les facteurs qui régissent l'adsorption de l'arsenic dans les sols sont, entre autres, le pH et la quantité d'argile, de fer, d'aluminium, de calcium et de phosphore présents dans le sol (CCME, 1997).

Le coefficient de partage sol/eau (K_d) moyen recommandé par US EPA ($\log K_d = 3,2$) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

L'absorption d'arsenic par les plantes terrestres et sa translocation subséquente sont influencées par l'espèce de plante, la forme chimique de l'arsenic et la température. Bien que les plantes cultivées dans un sol enrichi à l'arsenic puissent contenir des concentrations beaucoup plus élevées d'arsenic que les plantes cultivées dans un sol non traité, les plantes terrestres présentent rarement des concentrations d'arsenic plus fortes que le substrat où elles croissent (CCME, 1997).

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains à l'arsenic via l'ingestion de fruits et légumes locaux, les BCF recommandés par US EPA pour les légumes racines et les fruits du jardin, soit respectivement 0,008 et 0,002 (mg As par kg de plante en poids sec / mg As par kg de sol), ont été utilisés (US EPA, 1996).



En ce qui concerne le gibier, les mêmes méthodes d'estimation de la bioaccumulation des CPP par les mammifères et utilisées en évaluation des risques écotoxicologiques ont été suivies. Ces informations sont fournies ci-après.

Concernant la bioconcentration de l'arsenic par les poissons, le BCF recommandé par US EPA (BCF = 114 L/Kg) a été retenu (US EPA, 1999).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, les recommandations du Oak Ridge National Laboratory (ORNL) pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (US DOE, 1998). ORNL recommande l'équation suivante :

$$\ln [\text{plante}] = -1,992 + 0,564 \ln [\text{sol}]$$

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques qui consomment des vers de terre, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, & Ashwood, 1998). L'équation suivante a été considérée :

$$\ln [\text{ver}] = -1,421 + 0,706 \ln [\text{sol}]$$

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation de l'arsenic par les mammifères, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efroymsen, & Suter II, 1998). L'équation suivante a été considérée (équation pour les herbivores) :

$$\ln [\text{mammif}] = -5,6531 + 1,1382 \ln [\text{sol}]$$

2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

Selon les résultats de certaines études, l'arsenic pourrait être un élément essentiel pour plusieurs espèces animales (p. ex. les chèvres, les porcs miniatures, les rats, les poussins), mais rien n'indique qu'il soit essentiel pour les êtres humains.

L'arsenic élémentaire ingéré est mal absorbé et demeure en grande partie inchangé lorsqu'il est éliminé. Les oxydes d'arsenic sont facilement absorbés (>80 %) par voie gastro-intestinale et, dans une moindre mesure, par les poumons. L'arsenic tant organique qu'inorganique n'est pas bien absorbé par la peau. On a signalé que l'exposition par voie cutanée était de bien plus faible importance que l'exposition par ingestion (Santé Canada, 2006).

Après l'ingestion, l'arsenic inorganique se retrouve rapidement dans la circulation sanguine, où il se fixe principalement à l'hémoglobine. Dans les 24 heures qui suivent, il se retrouve principalement dans le foie, les reins, les poumons, la rate et la peau. Il s'accumule surtout dans la peau, les os et les muscles (Santé Canada, 2006).

Il semble exister, pour l'élimination de l'arsenic trivalent (As(III)) ingéré, deux procédés principaux qui se déroulent à des vitesses différentes. Le premier est celui de l'excrétion par voie urinaire rapide de l'arsenic inorganique sous les formes trivalente et pentavalente (près de 90 % de la totalité de l'arsenic excrété par voie urinaire pendant les douze premières heures). Le second est celui de la méthylation séquentielle de l'As(III) dans le foie sous les



formes organiques AMMAIII, ADMAIII, AMMAV et ADMAV. L'excrétion des composés méthylés commence environ cinq heures après l'ingestion, mais elle atteint son niveau maximal deux ou trois jours plus tard (Santé Canada, 2006).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,04, tel que recommandé par l'INSPQ (INSPQ, 2012), a été considérée.

Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau ($K_{p_{eau}}$) de $1,0 \times 10^{-3}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par Santé Canada (2008).

2.2 Effets sur la santé

Effets chroniques autres que le cancer

Des signes d'arsénicose chronique, qui comprennent la pigmentation et l'apparition de kératoses, la neuropathie périphérique, le cancer de la peau, la vasculopathie périphérique, l'hypertension cardiaque, des cancers d'organes internes (vessie, reins, foie et poumons), des altérations de la fonction gastro-intestinale (hypertension non cirrhotique) et un risque accru de mortalité liée au diabète, ont été observés chez des populations qui boivent de l'eau potable contaminée par l'arsenic (Santé Canada, 2006).

L'étude épidémiologique la plus importante réalisée à ce jour sur l'arsenic a été menée dans une région limitée du sud-ouest de Taïwan (bien connue pour son incidence élevée de la « maladie du pied noir »). Les données produites ont été analysées par de nombreux auteurs afin d'évaluer les effets sur la santé d'une exposition à l'arsenic par ingestion d'eau potable contaminée à l'arsenic. Tseng (Tseng, 1977) a réparti une population de 40 421 personnes en trois groupes selon la teneur en arsenic de leur eau de puits (élevée $\geq 0,60$ mg/L; moyenne : 0,30 à 0,59 mg/L; faible : 0,01 à 0,29 mg/L). Il existait une relation dose-effet claire entre l'exposition à l'arsenic et la fréquence des lésions cutanées, de la « maladie du pied noir » (une vasculopathie périphérique grave) (Santé Canada, 2006).

Effets cancérogènes

L'étude épidémiologique citée plus haut fait aussi le lien entre l'exposition à l'arsenic et le cancer de la peau. Cette étude donne aussi d'autres indications épidémiologiques de l'existence d'un lien entre l'incidence de divers cancers des organes internes et l'ingestion d'eau contaminée à l'arsenic. Les ratios standardisés de mortalité (RSM) mesurés dans cette étude pour les cancers de la vessie, du rein, de la peau, du poumon, du foie et du côlon étaient nettement plus élevés dans la région contaminée par l'arsenic. On a aussi établi un lien solide entre les RSM pour les cancers de la vessie, du rein, de la peau, du poumon et du foie et la prévalence de la maladie du pied noir (Santé Canada, 2006).

Dans tous les cas, les effets de l'arsenic sur la santé humaine sont considérés comme systémiques.

2.3 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Pour les effets non-cancérogènes liés à l'ingestion, en l'absence de recommandations de Santé Canada, les VTR retenues sont celles fournies par US EPA dans la banque de



données IRIS. US EPA recommande une RfD de **3 x 10⁻⁴ mg/kg/j** (IRIS US EPA, 1998). Cette donnée est issue de l'étude épidémiologique réalisée à Taiwan et citée ci-avant. Cette valeur a été calculée à partir d'un NOAEL de 8 x 10⁻⁴ mg/kg/j auquel un facteur d'incertitude de 3 a été appliqué pour tenir compte du manque de données de toxicité sur la reproduction comme effet critique et du fait que le NOAEL ne tenait pas compte de l'ensemble des individus sensibles.

Aucune VTR pour l'inhalation n'est recommandée par US EPA, Santé Canada ou l'ATSDR. Seule la California Environmental Protection Agency (Cal/EPA) a établi des concentrations de référence pour l'inhalation d'arsenic.

La CalEPA propose une concentration de référence de **0,015 µg/m³** établie à partir d'une étude chez l'homme où une réduction des fonctions intellectuelles chez des enfants de 10 ans a été observée (Cal OEHHA, 2012). Cette valeur a été considérée dans la présente étude.

Effets cancérogènes

Santé Canada recommande un coefficient de cancérogénicité par voie orale de **1,8 (mg/kg/j)⁻¹** (Santé Canada, 2010).

Santé Canada recommande aussi un risque unitaire par inhalation de **6,4 (mg/m³)⁻¹** (Santé Canada, 2010).

Ces deux valeurs ont été considérées dans la présente étude.

3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Certaines plantes vasculaires sont très sensibles à l'arsenic contenu dans le sol. Chez le haricot vert (*Phaseolus vulgaris*), par exemple, la croissance a été réduite de 40 à 60% par l'exposition à un sol contenant 10 mg As(V)/kg et 25 mg As(III)/kg (valeurs nominales ou extractibles par acide fort) (Jacobs, 1970) (Woolson, 1973). Une réduction de la croissance d'environ 40% a été constatée chez l'épinard (*Spinacia oleracea*) exposé à une concentration nominale de 10 mg As/kg (Woolson, 1973).

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 25 mg/kg. Cette concentration est consistante avec les travaux réalisés par US EPA qui propose une EcoSSL de 18 mg/kg.

3.2 Invertébrés du sol

Une étude portant sur le ver de terre a conclu à un taux de mortalité de 100% chez l'espèce *Eisenia fetida* exposée à l'arsénite de sodium à des concentrations nominales de 200 mg As(III)/kg pendant 14 jours dans un sol artificiel; aucun effet sur la survie n'a été observé avec la dose de 100 mg As(III)/kg (Bouche, 1987).

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 16 mg/kg.

3.3 Processus microbiens

Des études concernant l'exposition à des formes inorganiques d'arsenic ont révélé que l'oxyde d'As(III) a des effets inhibiteurs sur l'uréase normale dans certains sols, mais que le



degré d'inhibition dépend du type de sol. D'autres études ont démontré que l'As(III) est un inhibiteur plus efficace des activités de l'uréase, de l'amidase et du processus de nitrification que l'As(V). On observe l'effet contraire sur l'activité de la phosphatase acide et alcaline, où l'As(V) cause une plus grande inhibition d'activité microbienne. Ni l'As(III), ni l'As(V) a un effet inhibiteur majeur sur la minéralisation de l'azote (CCME, 1997).

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 304,8 mg/kg.

3.4 Amphibiens et reptiles

La base de données ECOTOX de US EPA rapporte une seule étude ayant étudié l'effet de l'arséniate de sodium sur le développement des têtards de grenouille léopard (*Lithobates pipiens*). Une concentration sans effets observés (CSEO) de 1026 µg/L était alors calculée.

Aucune autre donnée n'a été trouvée pour une exposition en milieu terrestre.

Tel que précisé dans la méthodologie d'estimation du risque chez les amphibiens, les données de toxicité pour les oiseaux peuvent être utilisées pour évaluer les risques pour les amphibiens dans leur stade terrestre.

Pour les oiseaux, US EPA propose une valeur Eco SSL de 43 mg/kg. Même si la méthode consistant à utiliser une valeur de toxicité chez les oiseaux pour évaluer les risques pour les stades de vie terrestres des amphibiens est empreinte d'une grande source d'incertitude, cette valeur a été considérée applicable dans le cadre du projet à l'étude.

3.5 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 4,4 mg/kg/j pour les oiseaux et de 2,9 mg/kg/j pour les mammifères.



BARYUM (CAS# 7440-39-3)

1 Propriétés physico-chimiques

Le baryum est un métal de couleur blanc argenté. Bien que 25 isotopes de baryum aient été identifiés, ce métal se trouve dans la nature sous la forme d'un mélange de 7 isotopes stables dont les poids moléculaires varient. L'isotope naturel le plus abondant est le ^{138}Ba . Le baryum est un métal hautement réactif qui n'existe pas dans la nature à l'état élémentaire, mais qui forme de façon caractéristique des composés ioniques bivalents. À la température ambiante, il s'associe facilement et exothermiquement avec l'oxygène et les halogènes et réagit explosivement avec l'eau pour former de l'hydroxyde de baryum ($\text{Ba}(\text{OH})_2$). Le baryum se combine avec la plupart des métaux pour former une vaste gamme d'alliages et de composés intermétalliques. Les composés organométalliques du baryum sont de nature ionique et s'hydrolysent facilement dans l'eau. Les formes minérales les plus communes du baryum sont la barytine (BaSO_4) et la withérite (BaCO_3) (CCME, 1999).

1.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Le baryum est susceptible de s'adsorber aux argiles, aux oxydes de manganèse et aux minéraux zéolitiques et on le retrouve dans les nodules de manganèse abyssaux et dans les dépôts de manganèse d'eau douce. Les nodules de ferromanganèse observés sur les fonds océaniques constitueraient l'un des principaux puits de baryum (CCME, 1999).

Le baryum est présent à l'état naturel dans les sols. De fortes concentrations de ce métal sont ordinairement liées à des dépôts de calcaire, de feldspath et de schiste argileux (CCME, 1999).

1.2 Coefficient de partage sol-eau (K_d)

En général, le baryum présente une mobilité limitée en raison de sa tendance à former des sels non hydrosolubles et de son incapacité à former des complexes humiques et fulviques solubles. Le baryum se précipite facilement sous forme de sulfates et de carbonates, des espèces relativement insolubles. Il réagit facilement avec les oxydes et les hydroxydes métalliques pour ensuite s'adsorber à la surface des particules du sol (CCME, 1999).

Le coefficient de partage sol/eau (K_d) moyen recommandé par US EPA ($\log K_d = 2,0$) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

On trouve du baryum dans la plupart des plantes, mais il ne s'agirait pas d'un élément essentiel. Bien qu'aucune étude approfondie n'ait été menée sur le sujet, en général, la bioconcentration du baryum dans les plantes terrestres est faible par rapport aux quantités observées dans les sols, et aucune absorption de ce métal à partir de l'air n'a été enregistrée chez les plantes (CCME, 1999).

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au baryum via l'ingestion de fruits et légumes locaux, le BCF recommandé par Baes et al. pour les fruits, les graines et les tubercules, soit 0,0015 (mg Ba par kg de plante en poids sec / mg Ba par kg de sol), a été utilisé (Baes, 1994).



En ce qui concerne le gibier, les mêmes méthodes d'estimation de la bioaccumulation des CPP par les mammifères et utilisées en évaluation des risques écotoxicologiques ont été suivies. Ces informations sont fournies ci-après.

Concernant la bioconcentration du baryum par les poissons, le BCF recommandé par US EPA (BCF = 633 L/Kg) a été retenu (US EPA, 1999).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, le BCF plante médian (0,156) recommandé par ORNL a été considéré (US DOE, 1998).

Bien que divers composés contenant du baryum aient été utilisés comme pesticides contre certains invertébrés terrestres, la documentation scientifique renferme peu d'information toxicologique portant précisément sur ce métal (CCME, 1999).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion d'invertébrés, le BCF invertébré médian (0,091) référencé par Sample et al. a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, & Ashwood, 1998).

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du baryum par les petits mammifères, le BCF médian (0,0566) référencé par Sample et al. pour les mammifères en général a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, & Suter II, 1998).

2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

Le baryum n'est pas considéré comme un élément essentiel dans la nutrition humaine.

Le degré d'absorption du baryum dans les poumons et le tractus gastro-intestinal dépend de la solubilité du composé, de l'espèce animale, du contenu du tube digestif, du régime alimentaire et de l'âge. Les sels de baryum solubles sont absorbés plus facilement. Des données récentes tirées d'études réalisées chez le rat et l'humain indiquent que les composés insolubles du baryum seraient également absorbés dans une assez grande mesure. On a constaté que l'absorption du baryum chez le rat diminuait avec l'âge (85 pour cent chez les rats âgés de quatorze à 18 jours comparativement à moins de 10 pour cent chez les rats âgés de 60 à 70 semaines) et qu'elle était plus grande chez les rats à jeun que chez les rats alimentés (Santé Canada, 1990).

Après l'ingestion, le baryum est distribué rapidement dans le plasma sanguin et surtout dans les os. Le corps humain contient environ 22 mg de baryum, dont 93% se retrouvent dans les tissus osseux et conjonctifs, et des quantités plus faibles dans les graisses, la peau et les poumons (Santé Canada, 1990).

Les matières fécales constituent la principale voie d'excrétion du baryum chez les humains et les animaux; 20% du baryum est excrété dans les fèces et 7% dans l'urine dans les 24 heures qui suivent l'exposition (Santé Canada, 1990).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,1 a été considérée (Santé Canada, 2010).



Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau ($K_{p_{\text{eau}}}$) de $1,0 \times 10^{-3}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par Santé Canada (2008).

2.2 Effets sur la santé

Effets chroniques autres que le cancer

Les signes de toxicité du baryum chez l'être humain ne sont pas observés de manière évidente et le peu d'études épidémiologiques qui existent présentent trop de facteurs confondants (Santé Canada, 1990).

Chez l'animal, la plupart des études démontrent que l'ingestion de baryum n'est associée à aucun effet néfaste observé. Une étude du National Toxicology Program (NTP) en 1994 a révélé l'apparition de lésions rénales chez les rongeurs en relation avec l'ingestion de chlorure de baryum dihydraté dans l'eau potable (NTP, 1994).

Les effets sur le rein du baryum sont considérés comme systémiques.

Effets cancérogènes

Étant donné qu'il existe peu de données sur la cancérogénicité du baryum, cet élément a été classé dans le groupe VA (données ne permettant pas de faire une évaluation) par Santé Canada (Santé Canada, 2010).

2.3 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Pour les effets non-cancérogènes liés à l'ingestion, Santé Canada recommande une dose journalière tolérable de **0,2 mg/kg/j** (Santé Canada, 2010). Cette valeur est la même pour US EPA (IRIS US EPA, 2005). Cette valeur a été dérivée à partir de l'étude du NTP citée plus haut. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué aux résultats de dose-réponse chez l'animal.

Aucune VTR pour l'inhalation n'est recommandée par Santé Canada, US EPA, l'ATSDR ou Cal/EPA.

Effets cancérogènes

Le baryum n'est pas considéré comme cancérogène chez l'humain.

3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Chaudhry et al. (1977) ont exposé des plants de haricot (*Phaseolus vulgaris*) et d'orge (*Hordeum vulgare*) à des concentrations en $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ variant de 0 à $2000 \text{ mg Ba.kg}^{-1}$. À une concentration de $500 \text{ mg Ba.kg}^{-1}$, une baisse de rendement significative de 38 % par rapport aux plants témoins a été observée chez l'orge. À $2000 \text{ mg Ba.kg}^{-1}$, une diminution relative de 63 % du rendement a été enregistrée chez les haricots. Les auteurs ont émis l'hypothèse que le baryum n'est toxique pour les plantes qu'en l'absence de quantités suffisantes de CaCO_3 .



Au niveau aigu, des tests de toxicité ont été effectués sur des plants de radis (*Raphanus sativa*) et de laitue (*Lactuca sativa*) au moyen d'un sol artificiel traité au $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Pour ce qui est de l'émergence des semis chez la laitue, la CSEO était de 177 mg/kg, la concentration létale (CL) à 25% (CL25), de 325 mg/kg et la CL50, de 868 mg/kg. Pour les semis de radis, la CSEO, la CL25 et la CL50 s'établissaient à 1055 mg/kg, à 1064 mg/kg et à 2944 mg/kg, respectivement. Les effets toxiques observés dans cette étude sont probablement attribuables à l'ion chlorure plutôt qu'à l'ion baryum, étant donné la dissociation du chlorure de baryum dans la solution de sol (CCME, 1999).

Le CEAEQ et US EPA (EcoSSL) ne proposent pas de VTR pour les végétaux exposés au baryum. Le CCME quant à lui n'a pas développé de RQS_E spécifique au baryum par manque de données. Le CCME recommande toujours son critère provisoire de qualité des sols de 500 mg/kg pour un usage résidentiel (CCME, 1999). Cette valeur est équivalente au critère B de la *Politique* du MDDEP.

La base de données de CalEPA ne rapporte pas d'études sur les effets du baryum chez les végétaux. La base de données ECOTOX de US EPA liste l'étude de Chaudhry et al. ainsi que 4 autres études. Malheureusement, les 4 autres études ne proposent pas de données de toxicité chronique exploitables.

La revue de littérature sur les effets du baryum sur les végétaux révèle que les effets observés sont difficilement attribuables à la présence seule du métal dans les sols (facteurs confondants comme le niveau de CaCO_3 ou de chlorure). Le CCME ajoute que, concernant le baryum, les données ou l'existence de facteurs confusionnels empêchent l'élaboration des valeurs préliminaires relatives au contact avec le sol et les valeurs de vérifications portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie.

Dans ce cas là, il semble difficile de calculer une VTR pour les végétaux exposés au baryum et de l'utiliser pour évaluer les risques dans la présente étude.

3.2 Invertébrés du sol

Environnement Canada (1996) a exposé des vers de terre (*Eisenia foetida*) à des sols artificiels à teneur en BaCl_2 . L'effet enregistré était la mortalité, et les résultats comprenaient une CSEO, une CMEQ, une CL25 et une CL50 de 2390 mg/kg, de 2894 mg/kg, de 2952 mg/kg et de 3754 mg/kg, respectivement. Il n'a pas été confirmé que les effets observés étaient attribuables à l'ion baryum; ces effets pourraient plutôt provenir de l'ion chlorure présent dans la solution de sol (CCME, 1999).

Le CEAEQ ne propose pas de VTR. En revanche, US EPA propose un EcoSSL de 330 mg/kg (US EPA, 2005).

3.3 Processus microbiens

Aucune donnée sur l'Effet du baryum sur les microorganismes du sol n'est disponible.

Le CEAEQ ne propose aucune VTR pour les microorganismes du sol exposés au baryum.

3.4 Amphibiens et reptiles

La base de données de US EPA ne rapporte pas de données exploitables sur la toxicité du baryum chez les amphibiens. Deux études sont cependant listées par US EPA, la première



ne semble pas rapporter d'effets observés chez des grenouilles (*Rana sp.*) exposées pendant 4 jours jusqu'à 24430 mg/L de chlorure de baryum pendant 4 jours. Cette étude datant de 1965 ne semble pas exploitable. Une autre étude semble rapporter l'effet du chlorure de baryum sur la conductivité chez les oocytes de xénope. Une concentration d'effet à 50% était alors rapportée à 0,45mM, soit environ 9000 mg/L. Ici aussi, les données sont peu exploitables.

La base de données de CalEPA ne rapporte pas d'étude sur les effets toxiques chroniques du baryum chez les reptiles et les amphibiens.

Tel que précisé dans la méthodologie d'estimation du risque chez les amphibiens, les données de toxicité pour les poissons et les oiseaux peuvent être utilisées, respectivement pour évaluer les risques pour les amphibiens dans leurs stades aquatique et terrestre.

Pour les poissons, ORNL ne propose pas de « benchmark » spécifique aux poissons pour le baryum. En revanche, une concentration de dépistage de niveau 2 est recommandée (0,004 mg/L) (Sutter, 1996). Cette dernière valeur a été considérée dans la présente étude.

Pour les oiseaux, US EPA ne propose pas de valeur Eco SSL.

3.5 Poissons, plantes et invertébrés aquatiques

Le baryum a été identifié comme CPP dans les eaux de surface.

Il existe peu de données de toxicité pour le baryum en milieu aquatique. Tel que décrit plus haut, ORNL ne propose pas de « benchmark » spécifique aux poissons, aux plantes ou aux invertébrés aquatiques pour le baryum. En revanche, une concentration de dépistage de niveau 2 est recommandée (0,004 mg/L) (Sutter, 1996).

Le CCME quant à lui ne propose aucune recommandation pour la qualité de l'eau relative au baryum. US EPA ne propose pas non plus de valeur.

Le MDDEFP recommande un critère de protection de la vie aquatique (effets chroniques, CVAC) pour le baryum. Ce critère est adapté du Michigan Department of Environmental Quality (MDEQ) et est dépendant de la dureté du milieu. L'équation permettant de calculer le critère est la suivante :

$$[\text{CVAC}]_{\text{mg/L}} = e^{[1,0629 (\ln \text{dureté}) + 1,1869]}/1000$$

Pour une dureté de 10 mg/L CaCO₃, le CVAC est égal à 0,038 mg/L. Cette dernière valeur a été retenue comme concentration de référence pour tous les récepteurs vivant dans la colonne d'eau.

3.6 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 51,3 mg/kg/j pour les oiseaux et de 18,4 mg/kg/j pour les mammifères.



CADMIUM (CAS# 7440-43-9)

1 Propriétés physico-chimiques

Le cadmium (CAS 7440-43-9), un métal luisant d'un blanc doux, teinté de bleu, rarement trouvé à l'état pur, existe dans la nature sous forme de cation divalent (Cd^{2+}) (CCME, 1999).

1.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Une variété de facteurs influencent la mobilité du cadmium dans les sols; les plus importants sont probablement le pH et le type de sol (y compris la taille des particules ; la teneur en oxydes, hydroxydes et oxyhydroxydes de métal ; et la teneur en matière organique) (CCME, 1999).

1.2 Coefficient de partage sol-eau (K_d)

La forme élémentaire du cadmium est insoluble dans l'eau, alors que la solubilité des sels de cadmium varie de 0,00013 à 140 g·100 mL⁻¹.

Le coefficient de partage sol/eau (K_d) moyen recommandé par US EPA ($\log K_d = 2,7$) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au cadmium via l'ingestion de fruits et légumes locaux, les BCF recommandés par US EPA pour les légumes racines et les fruits du jardin, soit respectivement 0,064 et 0,09 (mg Cd par kg de plante en poids sec / mg Cd par kg de sol), ont été utilisés (US EPA, 1996).

En ce qui concerne le gibier, les mêmes méthodes d'estimation de la bioaccumulation des CPP par les mammifères et utilisées en évaluation des risques écotoxicologiques ont été suivies. Ces informations sont fournies ci-après.

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, les recommandations du Oak Ridge National Laboratory (ORNL) pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (US DOE, 1998). ORNL recommande l'équation suivante :

$$\ln [\text{plante}] = -0,476 + 0,546 \ln [\text{sol}]$$

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion d'invertébrés, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efrogmson, Suter II, & Ashwood, Development and Validation of Bioaccumulation Models for Earthworms, 1998). L'équation suivante a été considérée :

$$\ln [\text{ver}] = 2,114 + 0,795 \ln [\text{sol}]$$

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du cadmium par les petits mammifères, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efrogmson, & Suter II, 1998). L'équation suivante a été considérée (mammifères herbivores) :



$$\ln [\text{mammif}] = -1,2571 + 0,4723 \ln [\text{sol}]$$

2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

Plusieurs études effectuées sur l'homme ont montré que l'intestin absorbe de 4 à 7 pour cent d'une dose unique de cadmium ingérée. On ne connaît pas les facteurs qui déterminent le dépôt et l'absorption du cadmium dans les poumons, et son élimination. Quoique peu de données quantitatives aient été publiées, on estime qu'environ 25 pour cent des composés du cadmium solubles inhalés sont absorbés. (Santé Canada, 1986).

Le cadmium absorbé s'accumule surtout dans le cortex du rein et dans le foie. Le pancréas, la thyroïde, la vésicule biliaire et les testicules peuvent aussi en contenir des concentrations assez élevées (Santé Canada, 1986).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,001, tel que recommandé par l'INSPQ (INSPQ, 2012), a été considérée.

Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau (K_{peau}) de $1,0 \times 10^{-3}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par Santé Canada (2008).

2.2 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Pour les effets non-cancérogènes liés à l'ingestion, Santé Canada recommande une dose journalière tolérable de **0,001 mg/kg/j** (Santé Canada, 2010). Cette valeur est issue d'une étude ayant observé un dysfonctionnement des cellules tubulaires rénales (dommages aux cellules tubulaires épithéliales proximales). Ces effets sont considérés systémiques.

Aucune VTR pour l'inhalation n'est recommandée par Santé Canada ou US EPA. Cal EPA recommande une concentration de référence de **0,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** (Cal OEHHA, 2012). Cette valeur a été considérée dans la présente étude.

Effets cancérogènes

Santé Canada recommande aussi un risque unitaire par inhalation de **9,8 (mg/m^3)⁻¹** (Santé Canada, 2010). Les effets cancérogènes observés sont au niveau du poumon (effets locaux).

Cette valeur a été considérée dans la présente étude.

3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 13 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 32 mg/kg.



3.2 Invertébrés du sol

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 65 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 140 mg/kg.

3.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 257,9 mg/kg.

3.4 Amphibiens et reptiles

La base de données ECOTOX de US EPA rapporte quelques études ayant étudié l'effet de du cadmium et de ses composés sur le développement des amphibiens.

Canton et Sloof ont rapporté des NOAEL de 3 et 9 $\mu\text{g}\times\text{L}^{-1}$ respectivement pour *Oryzias latipes* et *Xenopus laevis* exposés pour 18 et 100 jours (Canton J.H., 1982). Les effets observés étaient la croissance.

Nebeker a rapporté un LOEC sur la régénération de certaines parties du corps de 44,6 $\mu\text{g}\times\text{L}^{-1}$ pour la salamandre du nord-ouest exposée à du chlorure de cadmium (CdCl_2) pendant 10 jours (Nebeker, 1994). Des LOEC allant jusqu'à 859,6 $\mu\text{g}\times\text{L}^{-1}$ pour la grenouille africaine à griffes exposée pendant 31 jours au même composé sont aussi rapportés pour la croissance (Sharma, 2009).

Une seule donnée pour une exposition en milieu terrestre est disponible dans la base de données ECOTOX de US EPA. En effet, une étude n'a rapporté aucun effet sur le triton ponctué (*Triturus vulgaris*) exposé à des sols enrichis en sel de cadmium pendant 56 jours et ce, jusqu'à une concentration de 25 mg/kg (Piotrowska, 1994).

Pour l'évaluation des risques en milieu aquatique, une concentration de 3 $\mu\text{g}\times\text{L}^{-1}$ a été retenue (CSEO de l'étude de Canton en 1972). Pour l'évaluation des risques pour les amphibiens en milieu terrestre l'étude de Piotrowska ne rapportant pas d'effet à 25 mg/kg a été considérée.

3.5 Poissons, plantes et invertébrés aquatiques

Le cadmium a été identifié comme CPP dans les eaux de surface.

Le MDDEFP recommande un CVAC pour le cadmium adapté de US EPA et est dépendant de la dureté du milieu. L'équation permettant de calculer le critère est la suivante :

$$[\text{CVAC}]_{\text{mg/L}} = e^{[0,7409 (\ln \text{dureté}) - 4,719]}/1000$$

Pour une dureté de 10 mg/L CaCO_3 , le CVAC est égal à 0,49 $\mu\text{g/L}$.

ORNL propose des « benchmark » spécifiques égales à 1,7 $\mu\text{g/L}$ pour les poissons, 2 $\mu\text{g/L}$ pour les plantes aquatiques et 0,15 $\mu\text{g/L}$ pour les invertébrés aquatiques (Sutter, 1996).

Le CCME quant à lui propose aussi une recommandation pour la qualité de l'eau dépendante de la dureté. Pour une dureté de 10 mg/L CaCO_3 , cette recommandation est égale à 0,005 $\mu\text{g/L}$.

Les critères spécifiques à chaque espèce recommandés par ORNL ont été retenus pour l'évaluation de la toxicité spécifique du cadmium présent dans les eaux de surface de la zone d'étude.



3.6 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 2,1 mg/kg/j pour les oiseaux et de 2,6 mg/kg/j pour les mammifères.



CHROME (CAS# 7440-47-3)

1 Propriétés physico-chimiques

Le chrome est un métal brillant. Bien que le chrome soit un élément naturel, le chrome élémentaire ne se retrouve pas dans la nature. Il est plutôt trouvé sous forme de complexes avec l'oxygène, le fer ou le plomb, formant des oxydes comme la chromite (FeOCr_2O_3), la chromitite ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{Cr}_2\text{O}_3$) et la crocitate (PbCrO_4) (CCME, 1997).

1.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Bien que le chrome puisse exister en neuf états différents d'oxydation (valence), le chrome trivalent (III) et hexavalent (VI) sont les deux états les plus communs. Le chrome trivalent est généralement considéré comme la forme la plus stable d'un point de vue thermodynamique sous les conditions ambiantes d'oxydoréduction. Le Cr(VI) n'est pas stable d'un point de vue thermodynamique et se comporte comme un agent oxydant fort. Alors que les complexes de Cr(III) existent en milieu naturel et sont omniprésents dans l'environnement, la principale source de Cr(VI) dans l'environnement est la pollution anthropique; le Cr(VI) n'existe que rarement en milieu naturel à cause de son affinité à réagir avec la matière organique et les autres substances réductrices (CCME, 1997).

1.2 Coefficient de partage sol-eau (Kd)

Le coefficient de partage sol/eau (Kd) moyen recommandé par US EPA pour le chrome trivalent (III) ($\log K_d = 3,8$) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au chrome via l'ingestion de fruits et légumes locaux, le BCF recommandé par Baes et al. pour les fruits, les graines et les tubercules, soit 0,0045 (mg Cr par kg de plante en poids sec / mg Cr par kg de sol), a été utilisé (Baes, 1994).

En ce qui concerne le gibier, les mêmes méthodes d'estimation de la bioaccumulation des CPP par les mammifères et utilisées en évaluation des risques écotoxicologiques ont été suivies. Ces informations sont fournies ci-après.

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, le BCF plante médian (0,041) recommandé par ORNL a été considéré (US DOE, 1998).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion d'invertébrés, le BCF invertébré médian (0,306) référencé par Sample et al. a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, & Ashwood, 1998).

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du chrome par les petits mammifères, le BCF médian (0,0884) référencé par Sample et al. pour les mammifères herbivores a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, & Suter II, 1998).



2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

La proportion de chrome qui est absorbée par l'intestin est l'objet de plusieurs estimations. Certaines données indiquent que de 2 à 10 pour cent environ du chrome hexavalent et de 0,1 à 3 pour cent du chrome trivalent inorganique ingérés sont absorbés (Santé Canada, 1986).

Le métabolisme du chrome ingéré dépend de sa forme chimique. Le chlorure de chrome administré par voie parentérale à des rats disparaît rapidement du sang et est absorbé en majeure partie par les ovaires ou les testicules et la rate, tandis que le chrome administré sous forme de complexe organique du facteur de tolérance au glucose s'accumule surtout dans le foie (Santé Canada, 1986).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,1, tel que recommandé par Santé Canada (Santé Canada, 2010), a été considérée.

Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau ($K_{p_{\text{eau}}}$) de $1,0 \times 10^{-3}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par Santé Canada (2008).

2.2 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Pour les effets non-cancérogènes liés à l'ingestion, Santé Canada recommande une dose journalière tolérable de 0,001 mg/kg/j (Santé Canada, 2010). Cette valeur est issue d'un calcul en fonction d'une concentration limite dans l'eau potable est n'est pas considérée comme adaptée à une évaluation des risques pour un site contaminé. La valeur de US EPA de **1,5 mg/kg/j** basée sur une absence d'effets observés chez le rat et un facteur d'incertitude de 1000 a été considérée comme plus appropriée et a été utilisée dans la présente évaluation des risques (IRIS US EPA, 1998). Par mesure de conservatisme il a été considéré que les effets potentiels du chrome sur la santé étaient systémiques et qu'il pouvait y avoir additivité des doses par les différentes voies.

Aucune VTR pour l'inhalation n'est recommandée par Santé Canada ou US EPA.

Effets cancérogènes

Santé Canada recommande un risque unitaire par inhalation de **11 (mg/m³)⁻¹** (Santé Canada, 2010). Les effets cancérogènes observés sont au niveau du poumon (effets locaux).

Cette valeur a été considérée dans la présente étude.

3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 88 mg/kg.



3.2 Invertébrés du sol

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 42 mg/kg.

3.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 275,73 mg/kg.

3.4 Amphibiens et reptiles

La base de données ECOTOX de US EPA ne rapporte pas de données exploitables de toxicité chronique du chrome sur les amphibiens en milieu aquatique ou terrestre. La base de données de CalEPA ne rapporte pas non plus d'étude faisant le lien entre la présence de chrome dans l'environnement et des effets chroniques observés chez les amphibiens.

Ces conclusions sont valables aussi pour les reptiles.

Tel que précisé dans la méthodologie d'estimation du risque chez les amphibiens, les données de toxicité pour les poissons et les oiseaux peuvent être utilisées, respectivement pour évaluer les risques pour les amphibiens dans leurs stades aquatique et terrestre.

Pour les poissons, ORNL propose un « benchmark » spécifique aux poissons de 0,069 mg/L (Sutter, 1996). Cette dernière valeur a été considérée dans la présente étude.

Pour les oiseaux, US EPA propose une valeur Eco SSL de 26 mg/kg pour le Cr III. Sur le site à l'étude, la présence significative de concentration de Cr VI n'est pas attendue.

3.5 Invertébrés benthiques

Le chrome a été sélectionné comme CPP dans les sédiments.

Environnement Canada et le MDDEFP proposent une concentration d'effet probable (CEP) de 90 mg/kg pour le chrome total (Environnement Canada et MDDEP, 2007). Cette valeur est équivalente à la CEP recommandée par le CCME (CCME, 1999). Cette dernière correspond au seuil généralement considéré lors de l'évaluation de sédiments contaminés.

3.6 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 1,0 mg/kg/j pour les oiseaux et de 3,6 mg/kg/j pour les mammifères.



COBALT (CAS# 7440-48-4)

1 Propriétés physico-chimiques

Le cobalt est présent dans la nature où il représente environ 0,002 % de la croûte terrestre. Il est souvent associé au nickel, à l'argent, au plomb et au cuivre. Les principaux minerais sont la cobaltite (CoS_2), la smaltite (CoAs_2) et la linnéite (Co_3S_4) (INERIS, 2006).

1.1 Coefficient de partage sol-eau (K_d)

Le coefficient de partage sol/eau (K_d) moyen recommandé par US EPA ($\log K_d = 2,1$) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.2 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au cobalt via l'ingestion de fruits et légumes locaux, le BCF recommandé par Baes et al. pour les fruits, les graines et les tubercules, soit 0,007 (mg Co par kg de plante en poids sec / mg Co par kg de sol), a été utilisé (Baes, 1994).

En ce qui concerne le gibier, les mêmes méthodes d'estimation de la bioaccumulation des CPP par les mammifères et utilisées en évaluation des risques écotoxicologiques ont été suivies. Ces informations sont fournies ci-après.

Concernant la bioconcentration du cobalt par les poissons, le BCF médian (720 L/Kg) calculé par Environnement Canada dans son programme de priorisation des substances chimiques a été considéré (EC and HC, 2011).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, le BCF plante médian (0,00745) recommandé par ORNL a été considéré (United States Department of Energy, 1998).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion d'invertébrés, le BCF invertébré médian (0,122) référencé par Sample et al. a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, & Ashwood, 1998).

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du cobalt par les petits mammifères, le BCF médian (0,0205) référencé par Sample et al. pour les mammifères en général a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, & Suter II, 1998).

2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

Le cobalt en poudre est absorbé chez l'homme par inhalation ou ingestion. Une pénétration transcutanée est possible avec les solutions. La poudre métallique inhalée se dépose dans les voies respiratoires et est absorbée lentement. Le taux de rétention pulmonaire de l'oxyde de cobalt après 180 jours est de 50 % de la dose initiale, avec quelques variations minimales en fonction de la taille des particules. Par voie orale, le cobalt est stocké dans les régions proximales et distales du tube digestif et est libéré par desquamation de l'épithélium.



L'absorption gastro-intestinale est variable (18 à 97 % de la dose administrée) et dépend de la dose, du composé et du statut nutritionnel (INERIS, 2006).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,01, soit 1 % comme le recommande US EPA pour les composés inorganiques lorsque des données spécifiques au métal sont inconnues, a été considérée (US EPA, 1995).

Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau ($K_{p_{eau}}$) de $1,0 \times 10^{-3}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par l'INSPQ dans le cas d'un composé inorganique non spécifiquement documenté.

2.2 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Le système respiratoire est la principale cible lors d'une exposition par inhalation. Les effets sur le système respiratoire d'une exposition chronique professionnelle par inhalation sont multiples. Il est observé une irritation respiratoire, une respiration bruyante, de l'asthme, des pneumonies et une fibrose pour des niveaux d'exposition de 0,007 à 0,893 mg de cobalt/m³ et des durées d'exposition de 2 à 17 ans (INERIS, 2006).

Chez l'homme, comme chez l'animal, l'exposition au cobalt par voie orale se caractérise par des effets respiratoires, cardiovasculaires, gastro-intestinaux, hématologiques, musculo-squelettiques, hépatiques, rénaux, oculaires, thyroïdiens et sur l'état général (INERIS, 2006).

Seul l'ATSDR propose une concentration limite dans l'air de 1×10^{-4} mg/m³ pour des expositions chroniques et une dose journalière acceptable de 1×10^{-2} mg/kg/j pour une exposition sub-chronique (INERIS, 2006).

En l'absence d'autres VTR ces deux données ont été retenues.

Effets cancérogènes

Le cobalt est classé comme potentiellement cancérogène par plusieurs agences internationales, sauf Santé Canada et US EPA. Aucune VTR n'est cependant reconnue.

3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 34 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 13 mg/kg.

3.2 Invertébrés du sol

Le CEAEQ ne propose pas de VTR pour le cobalt. Aucun Eco SSL n'est non plus recommandé par US EPA. Le CCME ne recommande pas RQS_E spécifique pour le contact direct des invertébrés avec le sol.

La base de données de US EPA rapporte les résultats d'une étude ayant analysé les effets du cobalt sur la croissance d'*Eisenia fetida* exposé pendant 8 semaines. Une CSEO de 3000 mg/kg était alors rapportée (Hartenstein, 1981).



CalEPA ne propose aucune référence.

3.3 Processus microbiens

Le CEAEQ ne propose pas de VTR pour le cobalt. Aucun Eco SSL n'est non plus recommandé par US EPA. Le CCME ne recommande pas RQS_E spécifique les cycles naturels dans les sols.

Aucune autre référence n'a été trouvée.

3.4 Amphibiens et reptiles

La base de données ECOTOX de US EPA ne rapporte pas de données exploitables de toxicité chronique du cobalt sur les amphibiens en milieu aquatique ou terrestre. La base de données de CalEPA ne rapporte pas non plus d'étude faisant le lien entre la présence de cobalt dans l'environnement et des effets chroniques observés chez les amphibiens. Ces conclusions sont valables aussi pour les reptiles.

Tel que précisé dans la méthodologie d'estimation du risque chez les amphibiens, les données de toxicité pour les poissons et les oiseaux peuvent être utilisées.

Pour les poissons, ORNL propose une « benchmark » spécifique aux poissons de 0,29 mg/L (Sutter, 1996). Cette dernière valeur a été considérée dans la présente étude.

Pour les oiseaux, US EPA propose une valeur Eco SSL de 120 mg/kg pour le cobalt.

3.5 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 2,6 mg/kg/j pour les oiseaux et de 10 mg/kg/j pour les mammifères.



CUIVRE (CAS# 7440-50-8)

1 Propriétés physico-chimiques

Le cuivre est un métal qui se rencontre sous quatre états d'oxydation (Cu, Cu¹⁺, Cu²⁺ et Cu³⁺) dont Cu²⁺ est la forme la plus fréquente. Le cuivre est présent dans un large éventail de types de dépôts minéraux en tant que minéral primaire et secondaire. Le cuivre métallique à l'état élémentaire existe dans la nature, mais la plupart du cuivre est présent sous forme de minéraux sulfurés, particulièrement la chalcoppyrite (CuFeS₂), ainsi que la chalcocite (Cu₂S), la bornite (Cu₅FeS₄) et la tétraédrite ((CuFe)₁₂Sb₄S₁₃) (CCME, 1999).

1.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Le cuivre est fortement adsorbé aux particules du sol; par conséquent, il est beaucoup moins mobile que d'autres éléments traces. Il en résulte que le cuivre déposé tend à s'accumuler dans le sol. Les différents types de sol ont des capacités de rétention limitées pour les ions de cuivre, et un lessivage peut survenir lorsque les niveaux de cuivre épandus ou déposés excèdent cette capacité (CCME, 1999).

1.2 Coefficient de partage sol-eau (Kd)

Le coefficient de partage sol/eau (Kd) moyen recommandé par US EPA (logKd = 2,5) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au cuivre via l'ingestion de fruits et légumes locaux, le BCF recommandé par Baes et al. pour les fruits, les graines et les tubercules, soit 0,25 (mg Cu par kg de plante en poids sec / mg Cu par kg de sol), a été utilisé (Baes, 1994).

En ce qui concerne le gibier, les mêmes méthodes d'estimation de la bioaccumulation des CPP par les mammifères et utilisées en évaluation des risques écotoxicologiques ont été suivies. Ces informations sont fournies ci-après.

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, les recommandations du Oak Ridge National Laboratory (ORNL) pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (US DOE, 1998). ORNL recommande l'équation suivante :

$$\ln [\text{plante}] = 0,669 + 0,394 \ln [\text{sol}]$$

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion d'invertébrés, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, & Ashwood, 1998). L'équation suivante a été considérée :

$$\ln [\text{ver}] = 1,675 + 0,264 \ln [\text{sol}]$$

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du cuivre par les petits mammifères, le BCF médian (0,1086) référencé par Sample et al. pour les mammifères herbivores a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, & Suter II, 1998).



2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

D'après des études réalisées avec des isotopes radioactifs du cuivre, la majeure partie du cuivre est absorbée à partir de l'estomac et du duodénum des voies gastro-intestinales. Les concentrations maximales de cuivre dans le sang ont été observées de 1 à 3 heures après l'administration orale et environ 50 pour cent du cuivre ingéré a été absorbé (Santé Canada, 1992).

Le cuivre absorbé à partir des voies gastro-intestinales est rapidement transporté jusqu'au sérum sanguin et il est déposé dans le foie fixé à la métallothionéine, de laquelle il est libéré pour s'incorporer dans la céruloplasmine, une protéine spécifique du transport du cuivre. Le cuivre qui reste dans le sérum est fixé à l'albumine, aux acides aminés, ou encore il est contenu dans les érythrocytes. Environ 80 pour cent du cuivre absorbé sont fixés à de la métallothionéine du foie; le reste est incorporé dans la cytochrome c-oxydase ou séquestré par les lysosomes. La répartition du cuivre dépend du sexe, de l'âge et de la teneur en cuivre de l'alimentation. Les concentrations tissulaires de cuivre sont maximales dans le cerveau et dans le foie (environ un tiers de la charge corporelle totale), des concentrations plus faibles se retrouvant dans le coeur, la rate, les reins et le sang. La teneur en cuivre de l'iris et de la choroïde de l'oeil est très élevée (Santé Canada, 1992).

La demi-vie biologique pour la clairance du cuivre à partir du corps est très courte (quelques heures); ainsi, le cuivre n'a pas tendance à s'accumuler dans l'organisme (Santé Canada, 1992).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,06, tel que recommandé par Santé Canada (Santé Canada, 2010), a été considérée.

Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau (K_{peau}) de $1,0 \times 10^{-3}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par Santé Canada (2008).

2.2 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Pour les effets non-cancérogènes liés à l'ingestion, Santé Canada recommande une dose journalière tolérable variable en fonction de l'âge. Ainsi, des doses de 0,091; 0,091; 0,11; 0,126 et 0,141 mg/kg/j, respectivement pour les groupes cibles de 0 à 6 mois, 6 mois à 4 ans, 5 à 11 ans, 12 à 19 ans et les adultes (Santé Canada, 2010). Ces VTR sont issues d'une étude clinique ayant suivi les effets du cuivre sur le foie et les intestins. Ces effets sont considérés comme systémiques.

US EPA ne recommande pas de VTR pour l'ingestion.

Aucune VTR pour l'inhalation n'est recommandée par Santé Canada ou US EPA. Cal EPA recommande une concentration de référence de **100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** (Cal OEHHA, 2012). Cette valeur a été considérée dans la présente étude.

Effets cancérogènes

Non considéré comme cancérogène chez l'humain.



3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 65 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 70mg/kg.

3.2 Invertébrés du sol

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 122 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 80 mg/kg.

3.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 447,7 mg/kg.

3.4 Amphibiens et reptiles

La base de données ECOTOX de US EPA rapporte quelques études de toxicité chronique du cuivre sur les amphibiens en milieu aquatique.

Par exemple, Fort et al. ont rapporté en 2004 des EC50 de 100 µg × L-1 sur le développement de *Xenopus laevis* et *Xenopus tropicalis* après 46 jours d'exposition au cuivre (Fort D. R., 2004). Des LOEC sur la croissance de la grenouille africaine à griffes ont été rapportés allant de 10 µg × L-1 pour CuCl₂ pendant 4 jours (Luo, 1993) à 1100 µg × L-1 pour un sel de cuivre également pendant 4 jours (Fort D. E., 1996).

Une étude en milieu terrestre est listée par US EPA. Il s'agit d'une étude sur une espèce de salamandre, exposée à un sel de cuivre pendant 28 jours à des concentrations dans le sol variables. Un NOEL à 246 mg/kg et un LOEL à 705 mg/kg ont été calculés. Les effets observés étaient le compte de globules blancs dans le sang (Bazar, 2009).

Dans ce contexte, une concentration de référence de 10 µg × L-1 a été retenue pour les amphibiens en phase aquatique et de 246 mg/kg pour les amphibiens en milieu terrestre.

3.5 Poissons, plantes et invertébrés aquatiques

Le cuivre a été identifié comme CPP dans les eaux de surface.

Le MDDEFP recommande un CVAC pour le cuivre adapté de US EPA et est dépendant de la dureté du milieu. L'équation permettant de calculer le critère est la suivante :

$$[\text{CVAC}]_{\text{mg/L}} = e^{[0,8545 (\ln \text{dureté}) - 1,702]}/1000$$

Pour une dureté de 10 mg/L CaCO₃, le CVAC est égal à 1,3 µg/L.

ORNL propose des « benchmark » spécifiques égales à 3,8 µg/L pour les poissons, 1 µg/L pour les plantes aquatiques et 0,23 µg/L pour les invertébrés aquatiques de type daphnie (Sutter, 1996).

Le CCME quant à lui propose aussi une recommandation pour la qualité de l'eau dépendante de la dureté. Pour une dureté de 10 mg/L CaCO₃, cette recommandation est égale à 2 µg/L.



Les critères spécifiques à chaque espèce recommandés par ORNL ont été retenus pour l'évaluation de la toxicité spécifique du cuivre présent dans les eaux de surface de la zone d'étude.

3.6 Invertébrés benthiques

Le cuivre a été sélectionné comme CPP dans les sédiments.

Environnement Canada et le MDDEFP proposent une concentration d'effet probable (CEP) de 200 mg/kg pour le cuivre (Environnement Canada et MDDEP, 2007). Cette valeur est équivalente à la CEP (197 mg/kg) recommandée par le CCME (CCME, 1999). Cette dernière correspond au seuil généralement considéré lors de l'évaluation de sédiments contaminés.

3.7 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 4,5 mg/kg/j pour les oiseaux et de 30,7 mg/kg/j pour les mammifères.



Étain (CAS# 7440-31-5)

1 Propriétés physico-chimiques

L'étain est un élément naturel dans la croûte terrestre. C'est un métal doux, blanc et métal argenté qui ne se dissout pas dans l'eau.

1.1 Coefficient de partage sol-eau (Kd)

Le coefficient de partage sol/eau (Kd) moyen recommandé par US EPA ($\log Kd = 2,7$) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.2 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Aucune information. Un BCF de 1 a été appliqué hypothétiquement pour le calcul des concentrations en étain dans les fruits et légumes consommés par les récepteurs humains cibles et le gibier.

Pour les poissons, l'ATSDR rapporte un BCF de 3 000 L/Kg (ATSDR, 2005). Ce dernier, considéré comme relativement élevé, a été considéré dans la présente étude.

Des BCF hypothétiques de 1 ont été appliqués pour les plantes, invertébrés et mammifères dans le cadre de l'évaluation des risques écotoxicologiques.

2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,01, soit 1 % comme le recommande US EPA pour les composés inorganiques lorsque des données spécifiques au métal sont inconnues, a été considérée (US EPA, 1995).

Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau ($K_{p_{eau}}$) de $1,0 \times 10^{-3}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par l'INSPQ dans le cas d'un composé inorganique non spécifiquement documenté.

2.2 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Santé Canada et US EPA ne recommande aucune VTR pour l'étain.

Seul l'ATSDR a dérivé une dose de référence orale pour l'étain inorganique (sous forme de chlorure d'étain) de 0,3 mg Sn/kg/j basée sur un seuil sans effet observé chez le rat (effets hématologiques) (ATSDR, 2005). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué.

Effets cancérogènes

Aucune information.



3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Aucune donnée sur l'effet de l'étain sur les plantes n'est disponible dans les bases de données de USEPA et CalEPA.

Le CEAEQ ne propose aucune VTR pour les plantes exposées à l'étain. US EPA ne propose pas non plus de EcoSSL. Le CCME ne propose pas de RQS_E spécifique à l'étain. Le CCME recommande un critère provisoire de qualité des sols de 50 mg/kg pour un usage résidentiel.

3.2 Invertébrés du sol

Aucune donnée sur l'effet de l'étain sur les invertébrés du sol n'est disponible dans les bases de données de USEPA et CalEPA.

Le CEAEQ ne propose aucune VTR pour les invertébrés exposés à l'étain. US EPA ne propose pas non plus de EcoSSL. Le CCME ne propose pas de RQS_E spécifique à l'étain. Le CCME recommande un critère provisoire de qualité des sols de 50 mg/kg pour un usage résidentiel.

3.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 pour les microorganismes du sol de 1747,6 mg/kg.

3.4 Amphibiens et reptiles

La base de données de US EPA ne rapporte pas de données exploitables sur la toxicité de l'étain chez les amphibiens et les reptiles.

La base de données de CalEPA ne rapporte pas d'étude sur les effets toxiques chroniques de l'étain chez les reptiles et les amphibiens.

Tel que précisé dans la méthodologie d'estimation du risque chez les amphibiens, les données de toxicité pour les poissons et les oiseaux peuvent être utilisées, respectivement pour évaluer les risques pour les amphibiens dans leurs stades aquatique et terrestre.

Pour les poissons, ORNL ne propose pas de « benchmark » spécifique aux poissons pour l'étain (Sutter, 1996).

Pour les oiseaux, US EPA ne propose pas de valeur Eco SSL non plus.

3.5 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ ne propose aucune dose de référence pour les oiseaux et les mammifères.



MANGANÈSE (CAS# 7439-96-5)

1 Propriétés physico-chimiques

Le manganèse est un élément que l'on trouve naturellement dans l'environnement. Ce métal constitue 0,1 % de la croûte terrestre, ce qui en fait le douzième élément le plus abondant (ATSDR, 2008) (Health Canada, 2010). Il entre dans la composition de plusieurs sels et minéraux communs présents naturellement dans le roc, les sols, les sédiments et l'eau. Le manganèse existe sous plusieurs états de valence (-3 à +7), mais il se trouve plus fréquemment dans l'environnement sous ses états d'oxydation +2, +3 et +7 (ATSDR, 2008).

Les minéraux les plus observés dans l'environnement sont la pyrolusite (dioxyde de manganèse), la rhodocrosite (carbonate de manganèse), et la rhodanate (silicate de manganèse) (ATSDR, 2008).

Le manganèse est un élément essentiel pour les êtres vivants (WHO, 1981) (Health Canada, 1996) (ATSDR, 2008) (Health Canada, 2010).

1.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

La tendance des composés solubles de manganèse à s'adsorber sur les particules de sol dépend du pH du sol, de sa capacité d'échange cationique (CEC) et de son contenu en carbone organique. Les constantes d'adsorption du manganèse au sol (le rapport entre la concentration dans le sol à la concentration dans l'eau interstitielle du sol) pour Mn (+II) varie de 0,2 à 10 000 ml/g et tendent à augmenter en fonction de la teneur en matière organique et de la CEC. Dans certains cas, l'adsorption du manganèse aux particules de sol peut s'avérer être un processus difficilement réversible. À de faibles concentrations, le manganèse peut être fixé par les argiles et ainsi être difficilement libérable dans la solution du sol. À des concentrations plus élevées, le manganèse peut être désorbé par d'autres ions en solution par l'intermédiaire de mécanismes d'échange d'ions (ATSDR, 2008).

1.2 Coefficient de partage sol-eau (Kd)

La tendance des composés solubles de manganèse à se solubiliser dans le sol est extrêmement dépendante de la capacité d'échange cationique et du pH de ce dernier.

Le coefficient de partage sol/eau (Kd) pour le manganèse a été estimé à l'aide de l'équation dépendante du pH proposée en 2009 par Sheppard et al. après compilation de plus de 205 données de Kd dans des sols canadiens (Sheppard, 2009). L'équation est la suivante :

$$\log (Kd) = -0,330 + 0,457 (\text{pH})$$

Considérant une LSIC 95% sur la moyenne arithmétique des valeurs de pH mesurées dans les sols du site à l'étude (pH = 7,1), une valeur de $\log (Kd) = 2,92$ a pu être estimée.

1.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Le manganèse divalent est la forme principale de manganèse absorbée par les racines des végétaux. L'absorption par les racines du manganèse est caractérisée par une absorption en deux phases. La phase initiale de l'absorption est réversible facilement avec d'autres cations présents dans le milieu et le manganèse n'est pas métabolisé. Lors de cette phase initiale, le



manganèse semble être adsorbé par les constituants de la paroi cellulaire des cellules de l'apoplasme. La deuxième phase est plus lente, manganèse est moins facilement échangé et son absorption est dépendante du métabolisme de la cellule. Au cours de cette phase plus lente le manganèse est absorbé dans le symplaste (Maas, 1968).

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au manganèse via l'ingestion de fruits et légumes locaux, le BCF recommandé par Baes et al. pour les fruits, les graines et les tubercules, soit 0,05 (mg Mn par kg de plante en poids sec / mg Mn par kg de sol), a été utilisé (Baes, 1994).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, le BCF plante médian (0,0792) recommandé par ORNL a été considéré (US DOE, 1998).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion d'invertébrés, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, & Ashwood, 1998). L'équation suivante a été considérée :

$$\ln [\text{ver}] = -0,809 + 0,682 \ln [\text{sol}]$$

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du manganèse par les petits mammifères, le BCF médian (0,0205) référencé par Sample et al. a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, & Suter II, 1998).

2 Toxicologie

2.1 Concentrations naturelles et exposition au bruit de fond

Le manganèse est un métal qui se retrouve naturellement dans l'air, l'eau, le sol et dans les systèmes vivants. Au plan biologique, le manganèse est un minéral essentiel qui est indispensable au fonctionnement d'un bon nombre de familles enzymatiques (Health Canada, 2010b).

Sols

Le manganèse est toujours présent dans le sol arable. Les sols canadiens contiennent du manganèse à des concentrations variant de non détectable à 7 000 mg/kg.

Au Québec, le ministère des Ressources naturelles (MRN) a évalué statistiquement la teneur de fond naturelle du manganèse dans les sols du Québec à 770 ppm pour le secteur géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent et à 1 000 ppm pour les secteurs géologiques Appalaches, Grenville, Supérieur, Rae et Fosse du Labrador. Toutefois, la teneur naturelle en manganèse dans les sols est très variable, et il semblerait qu'à certains endroits au Québec le manganèse soit concentré à des niveaux beaucoup plus importants sous l'influence de procédés géologiques et géochimiques (INSPQ, 2011).

Dans la région des Basses-Terres du Saint-Laurent, une concentration naturelle de 770 mg/kg est rapportée par le MDDEP (MDDEP, 2003).



Aliments

L'alimentation est la source principale d'exposition au manganèse au sein de la population canadienne, et de loin. L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) estime qu'un adulte consommerait quotidiennement entre 0,7 et 10,9 mg de Mn selon son type d'alimentation (WHO, 2004).

Les niveaux de manganèse les plus élevés sont généralement retrouvés dans les céréales et les noix. Les niveaux les plus faibles sont enregistrés dans les produits laitiers, la viande, le poisson, les œufs et les fruits (WHO, 1999).

Dans le cadre de son mandat, qui consiste à veiller à ce que les concentrations de substances chimiques présentes dans les aliments ne causent pas de risque inacceptable pour la santé, le Bureau d'innocuité des produits chimiques de la Direction des aliments de Santé Canada est responsable de la réalisation de l'Étude sur l'alimentation totale au Canada. Cette étude procure les taux estimatifs d'exposition aux substances chimiques par l'approvisionnement alimentaire de la population canadienne des différents groupes d'âge-sexe (Health Canada, 2010a).

La première Étude sur l'alimentation totale a eu lieu de 1969 à 1973, la seconde s'est déroulée de 1976 à 1978, la troisième, de 1985 à 1988, la quatrième, de 1992 à 1999, la cinquième, de 2000 à 2004 et la plus récente a été entreprise en 2005. En 1993 et 2003, Montréal a été la ville canadienne évaluée (Health Canada, 2010a).

Cette vaste étude a révélé que, en moyenne pour tous les âges et hommes et femmes confondus, les montréalais consommaient 0,052 mg de manganèse par kilogrammes de poids corporel et par jour. Cette consommation via la nourriture varie de 0,042 mg/kg/j pour les adolescentes de 12 à 19 ans, à 0,111 mg/kg/j pour les garçons et filles âgés de 10 à 12 mois. Ainsi, par tranche d'âge, les apports suivants ont été enregistrés.

Groupe d'âge	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	>19 ans
Apport moyen de manganèse par la nourriture en mg/kg p.c./j	0,059	0,096	0,082	0,049	0,055

Ces données, les plus récentes et les plus fiables, ont été utilisées pour fins d'évaluation de l'exposition naturelle au manganèse via l'ingestion d'aliments.

On constate que l'apport maximal en manganèse survient entre 7 mois et 4 ans. Cette croissance importante est en majorité dû au fait que c'est au commencement de cette tranche d'âge que les enfants abandonnent la nutrition via le lait maternel ou de formule pour y introduire des aliments complémentaires (IOM, 2001). Par ailleurs, les tout-petits (7 mois à 4 ans) possèdent le rapport taux d'ingestion d'aliments sur poids corporel le plus important, ce qui en fait le groupe cible généralement le plus exposé.

Eau de surface, eau souterraine et eau potable

De façon générale, le manganèse est présent dans les eaux de surface naturelles, soit en solution, soit en suspension, à des concentrations inférieures à 0,05 mg/L. Une étude sur les eaux de surface canadiennes effectuée en 1980-1981 a montré que le manganèse était



ordinairement présent dans les cours d'eau à des concentrations allant de 0,01 à 0,40 mg/L. On a relevé les concentrations les plus élevées dans la Carrot River, en Saskatchewan : le manganèse dissous y atteignait 1,7 mg/L et le manganèse extractible, 4,0 mg/L (Health Canada, 2010b).

En raison des conditions réductrices qui prévalent dans le sous-sol, le manganèse est plus abondant dans les approvisionnements d'eau constitués à partir d'eaux souterraines que dans ceux qui font appel aux eaux de surface (Health Canada, 2010b). Dans la province de Québec, Choinière et Beaumier (1997) ont rapporté des niveaux de manganèse dans les eaux souterraines puisées pour fins de consommation entre 1974 et 1982 et dans 4 régions géologiques distinctes (Choiniere, 1997). Ce programme extensive d'échantillonnage a fourni les moyennes géométriques de concentrations en manganèse suivantes : Appalaches: 27 µg/L (n=15,553); Basses-Terres du Saint-Laurent: 35.8 µg/L (n=6,747); Grenville: 21.1 µg/L (n=1,890); et, Supérieur et Rae: 98.8 µg/L (n=5,485).

En 1974-1976, 67 % des 84 sites retenus pour un échantillonnage de l'eau potable à l'échelle du pays présentaient des concentrations de manganèse inférieures à 0,02 mg/L; dans 25 % de ces 84 sites, la concentration dépassait 0,05 mg/L. Une étude menée en Ontario en 1985-1986 auprès de 20 usines de traitement de l'eau de boisson a révélé des concentrations moyennes de manganèse de 0,014 et 0,008 mg/L dans l'eau non traitée et dans l'eau traitée, respectivement. Les concentrations de manganèse étaient constamment plus élevées dans les réseaux de distribution que dans l'eau traitée. Par exemple, à Hearst, en Ontario, les concentrations de manganèse dans les eaux non traitées, dans les eaux traitées et dans le réseau d'aqueduc (échantillons recueillis après cinq minutes de plein débit) étaient de 0,023, 0,009 et 0,011 mg/L, respectivement (Health Canada, 2010b).

La qualité de l'eau de distribution du réseau d'aqueduc de la Ville de Montréal est testée régulièrement et le dernier rapport en date précise que les concentrations moyennes en manganèse dans l'eau potable de l'usine Atwater sont de 0,00028 mg/L (Ville de Montréal, 2011). Cette concentration a été considérée pour l'évaluation de l'exposition naturelle via l'ingestion d'eau potable. Les doses d'exposition suivantes ont donc pu être calculées :

Groupe d'âge	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	>19 ans
Apport moyen de manganèse par l'eau potable en mg/kg p.c./j	2,74E-05	1,71E-05	1,10E-05	6,98E-06	7,16E-06

Air

Dans l'air, le manganèse se retrouve essentiellement sous forme particulaire. Environ 80 % du manganèse total particulaire possède un diamètre inférieur à 5 µm (PM5); la moitié de ce manganèse aurait un diamètre inférieur à 2 µm (Lee, 1972). Au Canada, les principales sources d'émission de manganèse dans l'air sont attribuables au secteur industriel, plus précisément à la production de ferroalliage, aux fonderies de fer et d'acier, aux usines de pâtes et papiers et à l'utilisation de combustibles fossiles, entre autres pour la production d'électricité (Health Canada, 2010b).

Jusqu'en 2003, le méthylcyclopentadiényl manganèse tricarbonyl (MMT) a été utilisé au Canada dans l'essence à titre d'agent additif pour remplacer le plomb tétraéthyle comme



antidétonant et pour augmenter l'indice d'octane. Lors de la combustion du MMT, du manganèse inorganique était alors émis dans l'atmosphère sous forme de phosphates, de sulfates et d'oxydes. Une étude de Joly et al. réalisée en 2011 et analysant les concentrations atmosphériques moyennes mesurées de manganèse à Montréal pour les périodes de 2001-2003 et de 2005-2007 montre une diminution significative de la présence de manganèse atmosphérique après la fin de l'utilisation du MMT comme additif pour le carburant. Une réduction de 39% était alors observée. En 2007, une moyenne de concentration en manganèse dans les particules en suspension totales (PST) sur trois stations d'échantillonnage était de 0,014 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Joly, 2011).

Le *Canadian National Air Pollution Surveillance (NAPS) Program* rapporte qu'entre 2003 et 2005, les niveaux de manganèse dans l'air de villes possédant des sources industrielles connues (Windsor et Hamilton) ont varié de 9 à 15 ng/m^3 . À Vancouver, Winnipeg, Montréal, Québec, Toronto, et Edmonton les niveaux moyens enregistrés ont varié de 4 à 14 ng/m^3 . À Saskatoon, Ottawa, Victoria, St. John, et de sites témoins répartis à travers le Canada, les niveaux étaient non détectables ($<5 \text{ ng}/\text{m}^3$). Le NAPS rapport aussi des niveaux de PM10 de 8 à 25 ng/m^3 à Montréal, Toronto, Edmonton, Winnipeg, Québec, Calgary, Vancouver, et Victoria; et, généralement $<10 \text{ ng}/\text{m}^3$ à Saskatoon, Ottawa, St. John, Yellowknife, et les sites de référence (Health Canada, 2010b).

Récemment, Environnement Canada a analysé en 2010 des niveaux de manganèse très faibles dans l'air à la station St-Anicet (NAPS Station: 54401), située à environ 40 km en amont des vents dominants du site à l'étude (40 km à l'ouest-sud-ouest). Les concentrations en manganèse soluble dans les PM2.5 ont varié de 0,12 ng/m^3 à 2,4 ng/m^3 pour une moyenne de 0,67 ng/m^3 (comm. personnelle David Mathieu, Environnement Canada NAPS). Ces niveaux sont plus représentatifs des concentrations retrouvées en milieu semi-rural à rural.

Plus précisément, à Montréal, le réseau de surveillance de la qualité de l'air a rapporté pour la dernière fois en 2003 les niveaux de manganèse dans l'air à une station située à l'est de l'Île de Montréal. Une moyenne arithmétique de 14.8 ng/m^3 était alors enregistrée (Gagnon, 2004). Ces données sont consistantes avec les autres niveaux enregistrés à Montréal par Joly en 2007 et par les maximums enregistrés par le NAPS entre 2003 et 2005. Cette dernière concentration a été considérée comme la plus appropriée pour fins de la présente étude, car plus conservatrice.

2.2 Absorption et distribution dans le corps humain

Voie orale

Lors d'une exposition par voie orale, le Mn est absorbé au niveau de l'intestin grêle par transport actif. Le manganèse présent dans les aliments est absorbé sous forme divalente ou tétravalente (INSPQ, 2011).

Certains composants de la diète tendent à diminuer l'absorption du Mn des aliments ingérés, tels que les fibres, les acides oxaliques, les tanins, les acides phytiques et les ions fer (IOM, 2001).

Seul un faible pourcentage de manganèse est absorbé par le système digestif et la portion absorbée est rapidement excrétée via la bile. Plusieurs auteurs ont estimé l'absorption autour de seulement 1 à 5 % du manganèse ingéré. Par ailleurs, la charge corporelle totale en



manganèse est vite régulée par homéostasie. Ainsi, l'absorption du manganèse diminue aussi avec l'augmentation de la teneur en manganèse ingérée (IOM, 2001).

Chez l'être humain adulte, la charge totale de manganèse se situe entre 10 et 20 mg. Ce sont les os qui en retiennent le plus, soit environ 25 % du total corporel; la plus grande partie de cette charge semble déposée dans la partie inorganique des os, où elle joue un rôle de tampon. Le manganèse s'accumule également dans les tissus riches en mitochondries et en réticule endoplasmique; à part le squelette, les principaux sites d'accumulation du manganèse sont le foie, les muscles du squelette, le tissu conjonctif et l'intestin (Health Canada, 1979).

Voie respiratoire

Contrairement au manganèse ingéré, le manganèse inhalé entre directement dans la circulation systémique, ce qui rend le manganèse disponible pour sa distribution et son accumulation dans les tissus du corps, y compris le cerveau (Health Canada, 2010b).

Le transport du manganèse au cerveau peut s'effectuer à travers la barrière hémato-encéphalique, ainsi que par le plexus choroïde et par transport olfactif. Dans ce dernier cas, le manganèse inhalé qui s'est déposé sur l'épithélium olfactif peut être transporté directement via l'appareil olfactif jusqu'au bulbe olfactif situé dans le cerveau, fournissant ainsi une interface immédiate entre le système nerveux et l'environnement extérieur (Health Canada, 2010b).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,01 a été considérée en conformité avec les recommandations de US EPA pour les composés inorganiques (1%) lorsque non documentés (US EPA, 1995).

2.3 Excrétion

Le manganèse endogène est excrété dans la bile par l'intermédiaire du foie pour être éliminé dans les fèces; lorsque le système biliaire est surchargé, les sécrétions pancréatiques et les autres sécrétions intestinales prennent le relais. Il est difficile de quantifier la répartition de l'excrétion de la bile entre les diverses voies en raison de la réabsorption qui peut survenir. Mais celle-ci semble peu importante; il est possible qu'elle dépende du contenu des fèces en calcium. Les fluctuations de la quantité de manganèse dans le régime alimentaire ont peu d'effet sur la faible quantité de manganèse excrétée dans l'urine (Health Canada, 1979).

Il existe assez peu de données sur le taux d'élimination du manganèse chez les humains. Une étude récente mettant en cause 14 sujets montrait que le manganèse administré par voie orale était éliminé par deux processus séquentiels, les demi-vies biologiques étant respectivement de 13 jours (plage : 6-30) et 34 jours (plage : 26-54) (Health Canada, 1979).

2.4 Caractère essentiel du manganèse

Le caractère essentiel du manganèse pour la santé humaine est aujourd'hui pleinement reconnu (Health Canada, 1987) (IOM, 2001) (ATSDR, 2008). Le manganèse joue un rôle de premier plan dans la constitution d'enzymes et de métalloenzymes. On a souligné son rôle dans le métabolisme des carbohydrates, des lipides et des stérols et dans la phosphorylation oxydative. De plus, des études expérimentales sur des animaux souffrant de déficience de



manganèse laissent croire que celui-ci joue un rôle dans la prévention de l'endommagement des tissus par suite de la peroxydation des lipides et dans le fonctionnement normal du système nerveux central (Health Canada, 2010b).

On n'a jamais relevé de déficiences graves de manganèse dans la population en général, mais une étude récente de caractère expérimental sur des humains dont le régime alimentaire comportait une déficience en manganèse (0,11 mg/j) a provoqué des dermatites et de l'hypocholestérolémie; on a également constaté des concentrations élevées de calcium et de phosphore dans le sérum.

Santé Canada a développé des apports nutritionnels de référence (ANREF) pour les éléments essentiels. Ces ANREF sont un ensemble de valeurs nutritionnelles de référence destinées à des populations en bonne santé qui peuvent servir à l'évaluation nutritionnelle et à la planification de l'alimentation. Les ANREF ont été publiés depuis 1997. Ils ont été définis par des scientifiques canadiens et américains suite à un processus de révision supervisé par les National Academies des États-Unis, un organisme non gouvernemental indépendant. Les ANREF tiennent compte de l'état actuel des connaissances scientifiques relativement aux besoins en nutriments et sont publiés par les National Academies des États-Unis dans une série de rapports.

Pour le manganèse les ANREF font directement référence aux publications de l'Institut of Medicine (IOM) qui, en 2001, présentait son rapport sur les apports de référence en vitamines A, K et plusieurs éléments essentiels dont le zinc, le cuivre et le manganèse (IOM, 2001). Ainsi, les apports adéquats et maximum tolérables suivants, en fonction des différents groupes d'âges, ont été définis :

Groupes d'âge	Apport adéquat (mg/j)	Apport maximal tolérable (AMT en mg/j)
0 à 6 mois	0,003	n.d.
7 à 12 mois	0,6	n.d.
1 à 3 ans	1,2	2
4 à 8 ans	1,5	3
9 à 13 ans	1,9 garçons et 1,6 filles	6
14 à 18 ans	2,2 garçons et 1,6 filles	9
19 ans et plus	2,3 hommes et 1,8 femmes	11

n.d. : non déterminé - Pour les enfants de moins de 1 an, aucun apport maximal tolérable n'est calculé par l'IOM. D'après IOM, 2001.

Les apports quotidiens maximaux tolérables de l'IOM ne sont aucunement établies sur l'observation d'un effet sur la santé. Par conséquent, l'ingestion d'une dose plus élevée que ces apports maximaux n'entraîne pas nécessairement la survenue d'une quelconque toxicité. En effet, les résultats des études chez l'humain suggèrent que les individus en bonne santé peuvent être exposés à de fortes doses par voie orale sans qu'il y ait manifestation d'effets



nocifs sur la santé (Finley & Johnson, 1994) (Finley, Penland, & Davis, 2003) (Finley J. , 2004).

Les mécanismes homéostatiques permettraient de réguler de façon efficace l'apport de Mn par voie orale. L'exposition à de plus fortes doses alimentaires de Mn serait accompagnée d'une diminution de l'absorption et d'une augmentation de l'excrétion (Finley & Johnson, 1994) (Finley, Penland, & Davis, 2003).

Une récente synthèse qui s'est intéressée à toutes les études consacrées au métabolisme du manganèse chez l'être humain a permis de conclure que les estimations déjà faites concernant les doses quotidiennes de manganèse qui semblaient à la fois sûres et adéquates étaient trop basses et on recommanderait pour les adultes une dose quotidienne qui pouvait varier de 3,5 à 7,0 mg. L'analyse statistique des études consacrées au métabolisme a permis de constater qu'un apport quotidien en manganèse d'environ 5 mg est nécessaire pour assurer l'équilibre positif de cet élément (Health Canada, 2010b).

2.5 Effets sur la santé

Le manganèse est considéré comme l'un des éléments les moins toxiques. Des expériences d'ingestion chronique effectuées sur des lapins, des porcs et du bétail, utilisant des doses de 1 à 2 mg/g, n'ont entraîné aucun effet autre qu'une modification de l'appétit et un ralentissement dans le métabolisme du fer pour la formation de l'hémoglobine. Mais des études expérimentales et épidémiologiques ont montré récemment que l'exposition au manganèse peut, en réalité, entraîner des modifications dangereuses (Health Canada, 1987).

De façon générale, les cations sont plus toxiques que les anions; l'ion Mn^{2+} s'avère plus toxique que l'ion Mn^{3+} . L'anion associé peut affecter la toxicité du manganèse; l'ion citrate, par exemple, est plus toxique que l'ion chlorure. La toxicité varie non seulement suivant la valence, mais encore suivant la voie d'administration et, dans le cas de l'inhalation, suivant la grosseur des particules (Health Canada, 1987).

Effets chroniques autres que le cancer

Voie orale

Par voie orale, les organes cibles principaux de la toxicité du manganèse seraient le foie, le pancréas et les reins. Le système nerveux central (SNC) est un organe cible secondaire (INERIS, 2007).

Il existe peu de données concernant la toxicité chronique du manganèse, en particulier neurologique, chez l'homme après ingestion, probablement parce que l'organisme exerce un fort contrôle homéostatique sur la quantité de manganèse absorbée suite à une exposition par voie orale (ATSDR, 2008).

Sauf pour un seul cas isolé, on ne rapporte pas de cas d'intoxication par le manganèse attribuable à l'utilisation d'eau de boisson. Une maladie ressemblant à l'encéphalite, signalée au Japon en 1941, a été attribuée à une eau de puits contaminée contenant 14 mg de manganèse par litre. Mais on trouvait aussi des concentrations excessivement élevées d'autres métaux (particulièrement de zinc) et on n'a jamais déterminé de façon concluante si la forte concentration de manganèse était à elle seule responsable ou non de la maladie. La présence de 0,75 mg/L de manganèse dans l'approvisionnement en eau de boisson dans



une autre partie du Japon n'a semblé produire aucun effet nocif sur la santé des personnes qui en ont consommé (Health Canada, 1987).

Des difficultés d'apprentissage chez des enfants de 11 à 13 ans ont été associées à une ingestion excessive de manganèse (He P., 1994) (Zhang G., 1995). Cependant une telle association n'est pas suffisante pour établir une relation de cause à effet puisque de nombreux autres composés, dont le plomb, ont pu être impliqués (Pihl, 1977).

Chez l'animal, certaines études ont révélé l'apparition de troubles, principalement au niveau du système digestif, après exposition à de très fortes concentrations de manganèse.

Dans une étude du National Toxicological Program (NTP, 1993), des rats et des souris ont été exposés par voie orale, du sulfate de manganèse pendant deux ans. Il a été observé une hyperplasie, une érosion et une inflammation du pré-estomac chez les souris mâles (à 585 mg/kg/jour) et femelles (à 731 mg/kg/jour). De plus, à la fin de la période d'exposition, les rats mâles exposés jusqu'à 200 mg/kg/jour ont présenté un poids moyen 10 % inférieur à celui des témoins (NTP, 1993). D'autres auteurs documentent ce type d'effets à des concentrations similaires.

Voie respiratoire

Lors d'exposition chronique au manganèse, ce sont des atteintes du SNC qui prédominent (manganisme) (INERIS, 2007). Les symptômes sont à la fois des troubles psychiatriques et des atteintes purement neurologiques. Les troubles psychiques précèdent habituellement les déficits moteurs. Et, contrairement à l'exposition par voie orale, l'exposition par voie respiratoire est liée à des troubles observés clairement chez les êtres humains en milieu de travail et chez l'animal.

Les signes précoces de toxicité au niveau du système nerveux surviennent pour des expositions comprises entre 0,027 et 1 mg Mn/m³. Les signes explicites de manganisme ont été observés pour des expositions de 2 à 22 mg Mn/m³ après environ 1 à 2 ans d'exposition (INERIS, 2007).

Effets cancérigènes

Aucune information. Le manganèse n'est pas considéré comme cancérigène.

2.6 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Voie orale

Santé Canada propose des apports maximums tolérables (AMT) dépendants de l'âge pour l'exposition par ingestion (Santé Canada, 2010). Ces AMT sont directement issus des apports maximaux définis par l'IOM et détaillés ci-avant. Ainsi, les AMT suivants sont recommandés comme VTR :

Groupe d'âge	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	>19 ans
AMT en mg/kg p.c./j	0,136	0,136	0,122	0,142	0,156



Ces VTR sont adaptées à l'évaluation de l'ingestion de manganèse via la diète et l'ingestion d'eau potable. Ces VTR ne sont pas basés sur des effets toxiques observés.

Aussi ces VTR sont consistantes avec les recommandations de US EPA qui proposent une VTR pour une exposition chronique par la nourriture, dérivée à partir des apports recommandés en manganèse dans une diète normale. À partir d'une dose tolérable de 10 mg Mn/j pour un adulte de 70 kg, US EPA a dérivé une RfD de 0,14 mg/kg/j (IRIS, 1996).

US EPA précise que lorsque la VTR est utilisée dans le cas d'une évaluation de l'exposition via la nourriture, la VTR peut être utilisée sans modification particulière (facteur de modification de 1).

En revanche, lorsque la VTR est utilisée pour évaluer l'exposition via le sol ou l'eau de boisson, un facteur de modification de 3 doit être appliqué (RfD = 0,047 mg/kg/j). Il existe 4 raisons principales à cette recommandation. La première est que, tandis que les données indiquent qu'il n'y a pas de différence significative entre l'absorption de manganèse en fonction de la forme sous laquelle il est ingéré (aliments par rapport à l'eau), il est possible qu'il y ait une absorption accrue de manganèse depuis l'eau de boisson chez les individus à jeun. Deuxièmement, une étude réalisée par Kondakis et al. (1989) soulève une certaine inquiétude pour d'éventuels effets néfastes sur la santé associés à une consommation d'eau potable contenant environ 2 mg/L de manganèse. Troisièmement, bien que la toxicité du manganèse n'ait pas été démontrée chez le nourrisson, le fait que certains bébés soient nourris au lait de formule doit être pris en considération. En effet, souvent le lait de formule est plus concentré en manganèse que le lait maternel. Enfin, il existe certaines preuves que les nourrissons absorbent plus de manganèse par le tractus gastro-intestinal que les récepteurs plus âgés, qu'ils ont des capacités d'excrétion moins importantes, et que le manganèse traverse plus facilement la barrière hémato-encéphalique chez les nourrissons (IRIS, 1996).

Voie respiratoire

Santé Canada propose une concentration de référence pour le manganèse inhalé de 0,05 µg/m³ de PM_{3.5} (Health Canada, 2010b). Cette valeur correspond à la concentration à laquelle la population générale, y compris les sous-groupes sensibles, peut être exposée au cours de la vie sans effet nocif appréciable. Cette valeur est consistante avec celle proposée par US EPA (RfC = 0,05 µg/m³) (IRIS, 1993). Cependant, les deux études qui ont servi au calcul de ces concentrations de référence chez Santé Canada est US EPA ne sont pas les mêmes.

Cal EPA suggère dans son cas une concentration de référence de 0,09 µg/m³ (Cal OEHHA, 2008).

La VTR retenue dans le cas du projet à l'étude est celle de Santé Canada.

L'étude déterminante pour le calcul de la concentration de référence pour le manganèse de Santé Canada est une étude portant sur des travailleurs italiens du secteur des alliages ferreux (Lucchini, 1999). Par rapport à la concentration de référence rapportée dans cette étude, Santé Canada a appliqué un premier facteur d'incertitude de 10 pour prendre en compte la variabilité interindividuelle de la réponse au manganèse. Des données relatives à une augmentation possible de la susceptibilité dans certains groupes ont été prises en considération, notamment chez les personnes âgées, les nourrissons et les enfants, les



sujets atteints de pré-parkinsonisme asymptomatique, les sujets atteints de maladie du foie chronique ou alimentés par nutrition parentérale, les femmes et les personnes ayant une carence en fer. Un deuxième facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour prendre en compte les lacunes suivantes qui sont présentes dans la base de données de l'étude : a) la population générale peut être exposée à des formes plus solubles de manganèse, ce qui peut accroître la quantité de manganèse transporté au cerveau; b) l'absence d'études approfondies sur l'effet d'une exposition prénatale au manganèse; et c) l'influence de manganèse sur la prolactine sérique (Health Canada, 2010b).

Effets cancérigènes

Aucune information. Il n'y a aucun signe de cancérogénicité du manganèse chez l'être humain.

3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

La base de données ECOTOX de US EPA ne fournit pas de données exploitables sur les effets du manganèse chez les plantes terrestres. La base de données de CalEPA ne rapporte pas non plus ce type de données.

Le CEAEQ ne propose pas de VTR pour les végétaux exposés au manganèse. Le CCME quant à lui n'a pas développé de RQS_E spécifique au manganèse.

US EPA recommande un EcoSSL de 220 mg/kg pour les plantes.

3.2 Invertébrés du sol

La base de données ECOTOX de US EPA ne fournit pas de données exploitables sur les effets du manganèse chez les invertébrés. La base de données de CalEPA ne rapporte pas non plus ce type de données.

Le CEAEQ ne propose pas de VTR pour les invertébrés exposés au manganèse. Le CCME quant à lui n'a pas développé de RQS_E spécifique au manganèse.

US EPA recommande un EcoSSL de 450 mg/kg pour les invertébrés.

3.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 3 pour les microorganismes du sol exposés au manganèse de 477,5 mg/kg.

3.4 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 3 de 92 mg/kg/j pour les oiseaux et de 573,8 mg/kg/j pour les mammifères.

US EPA recommande des EcoSSL de 4300 et 4000 mg/kg respectivement pour les oiseaux et les mammifères.



MERCURE (CAS# 7439-97-6, élémentaire)

4 Propriétés physico-chimiques

Les propriétés chimiques et physiques du mercure varient essentiellement selon la forme sous laquelle il se trouve (WHO, 2003). Le mercure peut exister sous trois états d'oxydation stables : le mercure élémentaire (Hg^0 , $\text{Hg}(0)$), l'ion mercureux (Hg_2^{2+} , $\text{Hg}(I)$), et l'ion mercurique (Hg^{2+} , $\text{Hg}(II)$) (CCME, 1999).

Le mercure élémentaire est un métal lourd qui émane naturellement des roches, du sol et des volcans. Il est dense, blanc, argenté et se retrouve à l'état liquide, à la température ambiante (CCME, 1999). Il est aussi la forme de mercure la plus volatile et se transforme en vapeur à température ambiante (WHO, 2003).

Les ions mercureux et mercuriques sont les formes inorganiques du mercure et se complexent à différents éléments chimiques pour former des composés tels que : le chlorure de mercurique (HgCl_2 ; CAS No. 7487-94-7); chlorure mercureux (Hg_2Cl_2 ; CAS No. 10112-91-1) ou encore l'acétate de mercure ($\text{HgC}_4\text{H}_6\text{O}_4$; CAS No. 1600-27-7) (WHO, 2003).

Dans certaines conditions dans l'environnement et aussi par métabolisation par les êtres vivants, le mercure peut se convertir par méthylation en forme organique (ex. : méthylmercure MeHg). Le méthylmercure est bioaccumulatif, bioamplifiable et hautement toxiques.

4.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Le comportement environnemental du mercure est fortement déterminé par deux propriétés, dont la pression de vapeur élevée du mercure liquide qui engendre des concentrations de vapeurs dangereuses, et la solubilité relativement faible des formes ioniques et organiques.

Les principaux paramètres du sol qui déterminent le devenir et le comportement du mercure sont le pH, la teneur en matières organiques et en argile, le potentiel d'oxydoréduction, la capacité d'échange de cations (CEC), l'aération, et la texture. Les principaux processus qui déterminent la mobilité et la répartition du mercure dans l'environnement terrestre sont l'adsorption, les réactions chimiques, le lessivage, la volatilisation, la photolyse, et la biodégradation (CCME, 1999).

Dans le cas du site à l'étude, le mercure a été analysé sous sa forme totale. Il est considéré que, dans les sols, le mercure est essentiellement présent sous forme élémentaire et inorganique (CCME, 1999). L'exposition des récepteurs humains et écologiques aux formes organiques de mercure ne sera pas évaluée dans la présente étude.

4.2 Coefficient de partage sol-eau (K_d)

Le processus dominant qui détermine le devenir du mercure dans l'environnement terrestre est l'adsorption. Comme l'adsorption augmente en présence de matières organiques en raison de la complexation du mercure avec les acides humiques et fulviques, l'adsorption est plus grande dans les horizons de surface où la teneur en humus est élevée. Lorsqu'ajouté sous forme élémentaire, cationique, ou anionique, le mercure est fortement adsorbé dans les sols (CCME, 1999).



Le coefficient de partage sol/eau (Kd) moyen recommandé par US EPA pour le Hg²⁺ (logKd = 3,6) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

4.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au mercure via l'ingestion de fruits et légumes locaux, les BCF recommandés par US EPA pour les légumes racines, les légumes fruits et les fruits du jardin, soit respectivement 0,014, 0,008 et 0,01 (mg Hg par kg de plante en poids sec / mg Hg par kg de sol), ont été utilisés (US EPA, 1996).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, les recommandations du Oak Ridge National Laboratory (ORNL) pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (US DOE, 1998). ORNL recommande l'équation suivante :

$$\ln [\text{plante}] = -0,996 + 0,544 \ln [\text{sol}]$$

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion d'invertébrés, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, & Ashwood, 1998). L'équation suivante a été considérée :

$$\ln [\text{ver}] = 0,0781 + 0,3369 \ln [\text{sol}]$$

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du mercure par les petits mammifères, le BCF médian (0,0543) référencé par Sample et al. a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, & Suter II, 1998).

5 Toxicologie

5.1 Concentrations naturelles et exposition au bruit de fond

Tout le monde est exposé à un certain niveau de mercure dans l'air, l'eau et les aliments. Dans la population générale, l'exposition à des niveaux dangereux de mercure est vraisemblablement due à la consommation de poisson contaminé au méthylmercure (Santé Canada, 2007).

L'exposition peut aussi avoir lieu lorsque des produits contenant du mercure sont brisés et que le mercure est libéré ou répandu au domicile ou dans les lieux de travail. Des produits comme les piles de type bouton, les tubes fluorescents, les thermomètres, les commutateurs de thermostat, les baromètres et les amalgames dentaires peuvent contenir du mercure (Santé Canada, 2007).

Eau Potable

La qualité de l'eau potable du réseau d'aqueduc de la ville de Beauharnois n'est pas connue. En revanche, la qualité de l'eau de distribution du réseau d'aqueduc de la Ville de Montréal est testée régulièrement et le dernier rapport en date précise que les concentrations en mercure dans l'eau potable de l'usine Atwater sont inférieures à la limite de détection (<0,00004 mg/L) (Ville de Montréal, 2011).

Considérant cette absence de mercure dans l'eau potable il a été considéré que l'exposition via l'ingestion d'eau potable du réseau d'aqueduc était négligeable. Surtout comparée à



l'exposition via l'ingestion d'aliments. À titre de comparaison, une concentration de 0,00004 mg Hg/L dans l'eau potable équivaut à une dose d'exposition inférieure à 1×10^{-6} mg/kg/j chez l'adulte, soit 140 fois moins que l'exposition via la nourriture.

Aliments

Les travaux de l'INSPQ sur la validation des critères B et C de la *Politique* du MDDEP rapportent que les doses d'exposition via l'ingestion d'aliments au mercure inorganique dues au bruit de fond varient de $0,62 \times 10^{-4}$ à $1,4 \times 10^{-4}$ mg/kg-j selon l'âge (INSPQ, 2005).

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au mercure présent naturellement dans l'environnement via l'exposition par ingestion, les données fournies par l'INSPQ pour le mercure inorganique ont été retenues (INSPQ, 2005).

Air

À Montréal, le réseau de surveillance de la qualité de l'air a rapporté pour la dernière fois en 2003 les niveaux de mercure dans l'air à une station située à l'est de l'Île de Montréal. Le mercure est quasiment absent de l'air de Montréal. Une moyenne arithmétique non détectée $< 0,1$ ng/m³ était alors rapportée (Gagnon, 2004).

Pour fin d'évaluation de l'exposition naturelle au mercure via l'air, la moyenne arithmétique rapportée par Gagnon et al. dans l'air de Montréal en 2003 est retenue, soit la valeur de la limite de détection de 0,1 ng/m³.

5.2 Absorption et distribution dans le corps humain

Lorsque des composés de mercure inorganique sont ingérés, moins de dix pourcent est absorbé par le tractus intestinal; cependant, dans certaines conditions, comme dans le cas d'ulcères saignants, l'organisme peut absorber jusqu'à 40 pourcent du mercure par la lésion dans l'estomac et les intestins. Le mercure inorganique peut être absorbé par voie cutanée mais seule une faible quantité pénétrera dans l'organisme par comparaison à la quantité absorbée en cas d'ingestion (Santé Canada, 2004).

Le mercure inorganique absorbé s'accumule surtout dans les reins et ne franchit pas la barrière placentaire ou la barrière hémato-encéphalique aussi facilement que le mercure élémentaire ou le méthylmercure. Il s'accumule cependant dans les tissus placentaires (Santé Canada, 2004).

Chez la mère allaitante, une certaine quantité du mercure inorganique contenu dans son organisme sera transmise au nouveau-né lors de l'allaitement (Santé Canada, 2004).

La plus grande partie du mercure élémentaire et inorganique et des composés de mercure inorganique est éliminée de l'organisme dans l'urine et les excréments sur une période qui varie entre plusieurs semaines et plusieurs mois, alors que les quantités moins importantes de vapeur de mercure absorbées sont éliminées plus rapidement de l'organisme par l'expiration et la sudation. La demi-vie dans l'organisme varie entre 29 et 60 jours, une moyenne de 42 jours dans le cas du mercure inorganique (Santé Canada, 2004).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,01, tel que recommandé par l'INSPQ (INSPQ, 2012), a été considérée.



5.3 Effets sur la santé

Effets chroniques autres que le cancer

Les effets possibles du mercure sur la santé sont grandement liés à la forme chimique du mercure, à la voie d'exposition et à la quantité absorbée. Les atteintes du système nerveux et les troubles rénaux constituent les deux principales réactions suite à une intoxication au mercure (INSPQ, 2005).

Le mercure possède une forte affinité pour les groupements thiol. Cette propriété contribue à sa toxicité car la plupart des enzymes et des protéines ont des groupements thiols. Les composés mercuriels ont la possibilité d'endommager la quasi totalité des cellules de l'organisme car ils dégradent les protéines, désactivent les enzymes et perturbent gravement tout tissu avec lequel il entre en contact avec une concentration suffisante (INSPQ, 2005).

Dans les cas d'exposition aux vapeurs de mercure élémentaire, l'organe critique est le système nerveux central. L'exposition aux vapeurs de mercure à de très fortes doses peut entraîner des douleurs thoraciques, de la dyspnée, de la toux, une hémoptysie ou même provoquer une pneumonie interstitielle mortelle. L'exposition à de plus faibles concentrations peut entraîner des réactions psychologiques comme le délire, des hallucinations ou des tendances suicidaires. L'exposition à de très faibles doses peut être associée à des symptômes d'éréthisme qui se traduisent, entre autres, par de légers tremblements qui, lors de cas bénins, régressent lentement quelques années après la cessation de l'exposition (INSPQ, 2005).

Le mercure inorganique peut causer une insuffisance rénale et des lésions gastro-intestinales. Les sels de mercure sont irritants et peuvent provoquer des cloques et des ulcères sur les lèvres et la langue. Les éruptions cutanées, la transpiration excessive, l'irritabilité, la fibrillation musculaire, la faiblesse et l'hypertension artérielle sont d'autres symptômes de l'exposition à des niveaux élevés de composés du mercure inorganique (Santé Canada, 2007).

Il existe peu d'information sur les effets du mercure inorganique dans la population générale. La plupart des études ont été effectuées chez l'animal, chez des populations de travailleurs ou lors d'intoxications graves. Ainsi, l'ingestion de chlorure de mercure peut provoquer une gastro-entérite ulcérate et une nécrose tubulaire aiguë susceptible d'entraîner la mort par anurie si l'on ne dispose pas de moyens de dialyse (INSPQ, 2005).

Les effets du mercure sur le système nerveux sont considérés comme systémiques.

Effets cancérigènes

Santé Canada et US EPA ne classent pas les composés élémentaires et inorganiques de mercure comme cancérigènes avérés.

5.4 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Pour le mercure élémentaire, Santé Canada et US EPA ne recommandent pas de dose journalière tolérable par ingestion. Pour le mercure inorganique, Santé Canada et US EPA recommandent la même dose journalière tolérable de 3×10^{-4} mg/kg/j (Santé Canada, 2010) (IRIS US EPA, 1995).



Pour l'inhalation, US EPA recommande une concentration de référence dans l'air de 3×10^{-4} mg/m³ (IRIS US EPA, 1995).

Effets cancérigènes

Le groupe de travail CIRC sur l'évaluation des risques cancérigènes pour les humains a classé les composés inorganiques du mercure comme étant « inclassable en ce qui a trait à leur cancérogénicité pour les humains » (Groupe 3) en raison de preuves insuffisantes de la cancérogénicité du mercure et des composés du mercure pour les humains et de preuves limitées de la cancérogénicité du chlorure mercurique pour les animaux de laboratoire (CCME, 1999).

US EPA a considéré le mercure élémentaire comme groupe D « non classable en ce qui a trait à la cancérogénicité ». En effet, les études ne démontrent pas clairement une augmentation de cas de mortalité par cancer chez les travailleurs exposés aux vapeurs de mercure. L'expérimentation animale s'est aussi révélée inadéquate comme preuve de cancérogénicité (IRIS US EPA, 1995).

US EPA a considéré le mercure inorganique (chlorure de mercure) comme groupe C « possiblement cancérigène pour l'humain », sans recommander de coefficient de cancérogénicité (IRIS US EPA, 1995).

6 Écotoxicologie

6.1 Plantes terrestres

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 25 mg/kg.

6.2 Invertébrés du sol

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 3,2 mg/kg.

6.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 175,9 mg/kg.

6.4 Amphibiens et reptiles

La base de données ECOTOX de US EPA ne rapporte pas d'étude sur les effets chroniques du mercure inorganique chez les amphibiens et les reptiles. Certaines études sont cependant listées par US EPA mais elles ne rapportent pas de niveaux d'effets observés.

Aucune autre donnée n'a été trouvée pour une exposition des amphibiens en milieu terrestre ni sur les reptiles.

La base de données de CalEPA rapporte une seule étude sur les effets létaux du chlorure de mercure sur *Rana catesbeiana* en 96 heures. Une LC50 de 63,36 µg/L est rapportée (McCrary, 1997).

Tel que précisé dans la méthodologie d'estimation du risque chez les amphibiens, les données de toxicité pour les poissons et les oiseaux peuvent être utilisées, respectivement pour évaluer les risques pour les amphibiens dans leurs stades aquatique et terrestre.



Pour les poissons, ORNL propose une « benchmark » spécifique aux poissons de 0,00023 mg/L (Sutter, 1996). Cette dernière valeur a été considérée dans la présente étude.

Pour les oiseaux, US EPA ne propose pas de EcoSSL.

6.5 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 0,8 mg/kg/j pour les oiseaux et de 5,8 mg/kg/j pour les mammifères.



MOLYBDÈNE (CAS# 7439-98-7)

7 Propriétés physico-chimiques

Le molybdène est un métal de transition. Le métal pur est d'aspect blanc métallique et il est très dur. La principale source de molybdène est la molybdénite (MoS_2).

7.1 Coefficient de partage sol-eau (Kd)

Le coefficient de partage sol/eau (Kd) moyen recommandé par US EPA ($\log K_d = 1,3$) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

7.2 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au molybdène via l'ingestion de fruits et légumes locaux, le BCF recommandé par Baes et al. pour les fruits, les graines et les tubercules, soit 0,06 (mg Mo par kg de plante en poids sec / mg Mo par kg de sol), a été utilisé (Baes, 1994).

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques, le BCF plante (1,1) recommandé par The Fertilizer Institute a été considéré (The Fertilizer Institute, 2000). La confiance en cette valeur est très limitée.

Aucun BCF pour les invertébrés n'a été trouvé dans la littérature. Un BCF hypothétique de 1 a été considéré.

Aucun BCF pour les petits mammifères n'a été trouvé dans la littérature. Un BCF hypothétique de 1 a été considéré.

8 Toxicologie

8.1 Concentrations naturelles et exposition au bruit de fond

Les concentrations en molybdène naturellement présentes dans l'environnement sont peu documentées.

Le molybdène est un élément essentiel au même titre que le manganèse. L'IOM recommande par exemple un apport quotidien essentiel de 45 $\mu\text{g}/\text{j}$ chez les adultes (IOM, 2001).

Des données spécifiques d'exposition pour le Québec ne sont pas disponibles. Le Bureau d'innocuité des produits chimiques de la Direction des aliments de Santé Canada ne rapporte pas le molybdène dans son étude à Montréal en 2003. Les concentrations de molybdène dans l'air de Montréal ne sont pas documentées dans le suivi de la qualité de l'air de la Ville de Montréal. Dès lors, il a été admis que les groupes cibles humains étaient naturellement exposés au molybdène à hauteur des besoins nutritifs quotidiens.

Ainsi, les doses d'exposition bruit de fond suivantes ont été considérées pour la présente étude (adapté de (IOM, 2001)) :



Groupe d'âge	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	>19 ans
Besoin quotidien en mg/kg p.c./j	0,0003	0,00114	0,0009	0,0007	0,0006

8.2 Absorption et distribution dans le corps humain

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,01, soit 1 %, tel que recommandée par Santé Canada, a été considérée (Santé Canada, 2010).

8.3 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Le molybdène est un élément essentiel et Santé Canada propose des apports maximums tolérables (AMT) dépendants de l'âge pour l'exposition par ingestion (Santé Canada, 2010). Ces AMT sont directement issus des apports maximaux définis par l'IOM (IOM, 2001). Ainsi, les AMT suivants sont recommandés comme VTR :

Groupe d'âge	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	>19 ans
AMT en mg/kg p.c./j	0,023	0,023	0,023	0,027	0,028

Ces VTR ne sont pas basés sur des effets toxiques observés. Par conservatisme, une dose d'exposition multivoie en équivalent par ingestion a été calculée dans la présente étude.

US EPA a dérivé une RfD de 0,005 mg/kg/j pour le molybdène (IRIS US EPA, 1993). Cette dernière valeur est basée sur une augmentation des niveaux d'acide urique dans le sérum.

Les valeurs de Santé Canada, plus récentes et plus adaptées au fait que le molybdène est un élément essentiel, ont été retenues.

Aucune autre VTR n'est documentée pour le molybdène.

Effets cancérigènes

Le molybdène n'est pas classé comme cancérigène.

9 Écotoxicologie

9.1 Plantes terrestres

Aucune donnée sur l'effet du molybdène sur les plantes n'est disponible dans les bases de données de USEPA et CalEPA.

Le CEAEQ ne propose aucune VTR pour les plantes exposées au molybdène. US EPA ne propose pas non plus de EcoSSL. Le CCME ne propose pas de RQS_E spécifique au molybdène.



9.2 Invertébrés du sol

Aucune donnée sur l'effet du molybdène sur les invertébrés du sol n'est disponible dans les bases de données de USEPA et CalEPA.

Le CEAEQ ne propose aucune VTR pour les invertébrés exposés au molybdène. US EPA ne propose pas non plus de EcoSSL. Le CCME ne propose pas de RQSE spécifique à l'étain.

9.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 3 pour les microorganismes du sol de 766,1 mg/kg.

9.4 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ ne propose aucune dose de référence pour les oiseaux. Une VTR de niveau 3 de 1,7 mg/kg/j est recommandée pour les mammifères.



NICKEL (CAS# 7440-02-0)

1 Propriétés physico-chimiques

Le nickel (CAS 7440-01-0) est un métal du sous-groupe VIIIa de la série des éléments de transition du tableau périodique (CCME, 1999).

Le nickel élémentaire est insoluble dans l'eau, et la solubilité des sels de nickel est variable (CCME, 1999).

Le nickel est présent en particulier dans les minerais de fer et de magnésium tels l'olivine et les pyroxènes. Dans les minéraux, on le trouve le plus souvent en combinaison avec le soufre, l'arsenic ou l'antimoine. Ses principaux minéraux sont la millérite (NiS), le minerai de nickel rouge (p. ex., NiAs) et la pentlandite (Ni,Fe)₉S₈. Dans l'environnement, le nickel est généralement divalent et forme divers composés organiques et inorganiques dont l'abondance varie en fonction du milieu étudié et des conditions ambiantes (CCME, 1999).

1.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

La distribution globale et la persistance du nickel suggèrent que les cycles naturels sont les processus qui ont la plus grande incidence sur le devenir de ce métal dans l'environnement. Le devenir du nickel dépend de nombreux facteurs biologiques et physicochimiques qui agissent sur les échanges cycliques entre les composantes biotiques et non biotiques du milieu. Les plus importants de ces facteurs sont le pH ainsi que la présence et l'abondance de matières organiques, d'hydroxydes, de minéraux argileux, de cations et de ligands (CCME, 1999).

1.2 Coefficient de partage sol-eau (Kd)

Le coefficient de partage sol/eau (Kd) moyen recommandé par US EPA (logKd = 2,9) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au nickel via l'ingestion de fruits et légumes locaux, les BCF recommandés par US EPA pour les légumes racines et les fruits du jardin, soit respectivement 0,008 et 0,006 (mg Ni par kg de plante en poids sec / mg Ni par kg de sol), ont été utilisés (US EPA, 1996).

En ce qui concerne le gibier, les mêmes méthodes d'estimation de la bioaccumulation des CPP par les mammifères et utilisées en évaluation des risques écotoxicologiques ont été suivies. Ces informations sont fournies ci-après.

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, les recommandations du Oak Ridge National Laboratory (ORNL) pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (US DOE, 1998). ORNL recommande l'équation suivante :

$$\ln [\text{plante}] = -2,224 + 0,748 \ln [\text{sol}]$$



Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion d'invertébrés, le BCF invertébré médian (1,059) référencé par Sample et al. a été considéré (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, & Ashwood, 1998).

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du nickel par les petits mammifères, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efroymsen, & Suter II, 1998). L'équation suivante a été considérée :

$$\ln [\text{mammif}] = -0,2462 + 0,4658 \ln [\text{sol}]$$

2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

Le nickel et ses composés sont absorbés par les voies respiratoires et, dans une moindre mesure, par le tube digestif. En général, l'absorption du nickel augmente proportionnellement à la solubilité des composés, tant après ingestion qu'après inhalation. Les résultats d'études réalisées chez des humains indiquent qu'environ 35 % du nickel inhalé est absorbé dans le sang à partir des voies respiratoires, alors que de 1 à 10 % seulement du nickel ingéré est absorbé, cette proportion dépendant largement de la composition de l'alimentation. Après inhalation, le nickel particulaire insoluble (p. ex., la poussière de nickel métallique ou de monoxyde de nickel) est très lentement éliminé, ce qui entraîne une accumulation avec le temps. La distribution du nickel varie selon la voie d'exposition. Les concentrations de nickel sont beaucoup plus élevées dans les poumons que dans le foie et les reins après une exposition par inhalation. Après absorption par le tube digestif, le nickel est principalement présent dans les reins, mais on en retrouve des quantités appréciables dans le foie, le cœur, les poumons et les tissus adipeux, ainsi que dans les tissus du système nerveux périphérique et du cerveau. La plus grande partie du nickel absorbé est excrétée dans l'urine, quelle que soit la voie d'exposition; toutefois, le gros du nickel ingéré (c.-à-d. non absorbé) est excrété dans les fèces (Santé Canada, 1994).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,04, tel que recommandé par l'INSPQ (INSPQ, 2012), a été considérée.

Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau ($K_{p_{\text{eau}}}$) de $2,0 \times 10^{-4}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par Santé Canada (2008).

2.2 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Pour les effets non-cancérogènes liés à l'ingestion, Santé Canada recommande une même dose journalière tolérable (**0,011 mg/kg/j**) pour le chlorure de nickel, le sulfate de nickel et le nickel soluble (Santé Canada, 2010). Ces VTR sont issues d'une étude sur la létalité périnatale après l'implantation chez le rat.

US EPA recommande une dose de référence pour l'ingestion de 0,02 mg/kg/j (IRIS US EPA, 1996). Cette valeur est calculée à partir des résultats d'une étude ayant mis en évidence une perte de poids chez les rats exposés à du nickel dans leur diète.



Pour l'inhalation, Santé Canada recommande une concentration de référence de $1,8 \times 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ (Santé Canada, 2010). Cette VTR est calculée d'après les résultats d'une étude sur les effets du nickel métallique sur le système respiratoire chez le lapin. Ces effets sont considérés locaux.

Pour l'évaluation des risques via l'ingestion, la VTR de Santé Canada, priorité de l'INSPQ dans le choix des VTR, a été considérée.

Pour l'évaluation des risques via l'inhalation, la VTR de Santé Canada a aussi été retenue.

Effets cancérigènes

Non considéré comme cancérigène chez l'humain. Certains composés de nickel sont cependant classés B2 par US EPA, soit potentiellement cancérigènes pour l'humain mais les données sont insuffisantes pour recommander une valeur numérique de coefficient de cancérogénicité. Le nickel subsulfide quant à lui est considéré par US EPA comme cancérigène avéré via inhalation. Cependant, sur le site à l'étude la présence de nickel subsulfide n'est pas attendue.

3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 71 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 38 mg/kg.

3.2 Invertébrés du sol

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 162 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 280 mg/kg.

3.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 312 mg/kg.

3.4 Amphibiens et reptiles

La base de données ECOTOX de US EPA rapporte deux études de toxicité du nickel sur les amphibiens en milieu aquatique.

Sztrum et al. ont rapporté en 2011 deux niveaux d'effets du chlorure de nickel (NiCl_2) sur la consommation d'oxygène (respiration) chez les embryons de crapaud de *Rhinella arenarum* après 24 heures d'exposition (Sztrum, 2011). Un NOEC à 4000 $\mu\text{g/L}$ et un LOEC à 10000 $\mu\text{g/L}$ ont été calculés.

Une autre étude réalisée en 1992 a calculé un LOEC à 5,6 $\mu\text{mol/L}$ pour la croissance des embryons de xenopus exposés à du chlorure de nickel (NiCl_2) pendant 4 jours (Sunderman F. J., 1992). Une telle concentration molaire équivaut à une concentration massique de 1327 $\mu\text{g/L}$. Cette concentration était tout de même associée à 95% d'apparition de malformations. Le même auteur rapportait en 1994 une absence d'effets sur la production de methallothionéine par la même espèce à une concentration 10 fois supérieure à celle-ci (Sunderman F. J.-I., 1994).



Aucune donnée en milieu terrestre pour les amphibiens ni pour les reptiles n'a été trouvée.

Les données plus haut n'ont pas été retenues pour l'évaluation du risque déterministe. Les concentrations rapportées étant associées à de trop grands niveaux d'effets.

Tel que précisé dans la méthodologie d'estimation du risque chez les amphibiens, les données de toxicité pour les poissons et les oiseaux peuvent être utilisées, respectivement pour évaluer les risques pour les amphibiens dans leurs stades aquatique et terrestre.

Pour les poissons, ORNL propose une « benchmark » spécifique aux poissons de 0,035 mg/L (Sutter, 1996). Cette dernière valeur a été considérée dans la présente étude.

Pour les oiseaux, US EPA propose une valeur Eco SSL de 210 mg/kg pour le nickel.

3.5 Invertébrés benthiques

Le nickel a été sélectionné comme CPP dans les sédiments.

Environnement Canada et le MDDEFP proposent une concentration d'effet observé (CEO) de 47 mg/kg pour le nickel (Environnement Canada et MDDEP, 2007).

3.6 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 6,1 mg/kg/j pour les oiseaux et de 161,6 mg/kg/j pour les mammifères.

US EPA rapporte des EcoSSL de 210 et 130 mg/kg, respectivement pour les oiseaux et les mammifères.



PLOMB (CAS# 7439-92-1)

1 Propriétés physico-chimiques

Le plomb (CAS 7439-92-1) est un métal argenté brillant, malléable et dense qui ternit au contact de l'air et devient d'un gris bleuâtre terne (CCME, 1999).

La solubilité du plomb métallique est très faible, alors que la solubilité des autres composés du plomb varie de très soluble à extrêmement insoluble. En milieux naturels, le plomb se rencontre rarement sous forme élémentaire, mais existe principalement sous forme d'ion divalent stable Pb²⁺. Le plomb forme facilement des alliages avec d'autres métaux comme l'étain, l'antimoine, le cuivre et le zinc (CCME, 1999).

1.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Le plomb peut constituer un danger pour l'environnement s'il se déplace dans le sol et contamine la nappe phréatique et les eaux de surface, ou s'il est transféré aux organismes vivants. Plusieurs facteurs affectent la mobilité et la biodisponibilité du plomb : le pH, la texture du sol (surtout la teneur en argile) et la teneur en matières organiques. Comme le plomb dissous dans l'eau des sols est normalement sous la forme de Pb²⁺, l'adsorption sur les sites d'échange cationique des argiles ou de la matière organique peut diminuer la mobilité et la disponibilité du plomb à court terme. L'érosion des sols par le vent ou l'eau est une voie importante par laquelle les sols contaminés au plomb peuvent migrer et contaminer le milieu environnant (CCME, 1999).

1.2 Coefficient de partage sol-eau (Kd)

Le coefficient de partage sol/eau (Kd) moyen recommandé par US EPA (logKd = 3,7) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au plomb via l'ingestion de fruits et légumes locaux, le BCF recommandé par Baes et al. pour les fruits, les graines et les tubercules, soit 0,009 (mg Ba par kg de plante en poids sec / mg Ba par kg de sol), a été utilisé (Baes, 1994).

En ce qui concerne le gibier, les mêmes méthodes d'estimation de la bioaccumulation des CPP par les mammifères et utilisées en évaluation des risques écotoxicologiques ont été suivies. Ces informations sont fournies ci-après.

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, les recommandations du Oak Ridge National Laboratory (ORNL) pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (US DOE, 1998). ORNL recommande l'équation suivante :

$$\ln [\text{plante}] = -1,328 + 0,561 \ln [\text{sol}]$$

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies



(Sample, Beauchamp, Efrogmson, Suter II, & Ashwood, 1998). L'équation suivante a été considérée :

$$\ln [\text{ver}] = -0,218 + 0,807 \ln [\text{sol}]$$

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du plomb par les petits mammifères, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efrogmson, & Suter II, 1998). L'équation suivante a été considérée (équation pour mammifères herbivores) :

$$\ln [\text{mammif}] = -0,6114 + 0,5181 \ln [\text{sol}]$$

2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,01, tel que recommandé par l'INSPQ (INSPQ, 2012), a été considérée.

Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau (K_{peau}) de $1,0 \times 10^{-4}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par Santé Canada (2008).

2.2 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Santé Canada a récemment recommandé de ne plus utiliser la valeur proposée jusqu'à présent pour l'ingestion ($3,6 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$) et propose aux évaluateurs de risque de choisir une VTR et d'en justifier le choix. US EPA a aussi retiré sa valeur et est actuellement en discussion.

Pour les besoins de la présente étude, deux valeurs ont été dérivées par SNC Lavalin et sont proposées, une pour les enfants et une pour l'adulte.

La valeur proposée pour les enfants est issue d'une étude réalisée par l'Organisation Mondiale de la Santé en 2010 (JECFA, 2010). La VTR est basée sur les effets neurotoxiques du plomb dans le développement de l'enfant. Dans cette étude, une dose chronique de $0,3 \mu\text{g Pb}/\text{kg}/\text{j}$ a été associée à une diminution de 0,5 points de QI dans la population et une dose de $1,9 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ a été associée à une diminution de 3 points de QI. La relation étant quasi linéaire, une diminution de 1 point de QI (seuil acceptable considéré par Cal EPA et Santé Canada) correspondrait à une dose de **$0,6 \mu\text{g Pb}/\text{kg}/\text{j}$** .

Les adultes sont moins sensibles aux effets du plomb que les enfants, principalement parce que la neurotoxicité développementale n'est pas le principal problème de santé chez les adultes. La valeur proposée pour l'adulte est issue d'une étude commandée par Santé Canada en 2009 (Azimuth, 2009). Dans cette étude, l'augmentation de la pression sanguine (hypertension) a été l'effet considéré comme le plus sensible chez l'adulte. Une concentration sanguine en Pb de $1,7 \mu\text{g}/\text{dl}$ a été proposée comme niveau de référence pour les adultes qui n'entraînerait pas une augmentation de plus de 1% de la pression sanguine. Ce niveau de plomb dans le sang correspond à une dose journalière de **$1 \mu\text{g Pb}/\text{kg}/\text{j}$** .

Ces effets sont considérés comme systémiques.



Effets cancérigènes

Aucun coefficient de cancérogénicité n'est proposé par Santé Canada ou US EPA.

3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 172 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 120 mg/kg.

3.2 Invertébrés du sol

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 645 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 1700 mg/kg.

3.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 1834,9 mg/kg.

3.4 Amphibiens et reptiles

Aucunes données exploitables sur les amphibiens et les reptiles n'ont été trouvées.

Tel que précisé dans la méthodologie d'estimation du risque chez les amphibiens, les données de toxicité pour les poissons et les oiseaux peuvent être utilisées, respectivement pour évaluer les risques pour les amphibiens dans leurs stades aquatique et terrestre.

Pour les poissons, ORNL propose une « benchmark » spécifique aux poissons de 0,019 mg/L (Sutter, 1996). Cette dernière valeur a été considérée dans la présente étude.

Pour les oiseaux, US EPA propose un Eco SSL pour les oiseaux de 11 mg/kg.

3.5 Poissons, plantes et invertébrés aquatiques

Le plomb a été identifié comme CPP dans les eaux de surface.

Le MDDEFP recommande un CVAC pour le plomb adapté de US EPA et est dépendant de la dureté du milieu. L'équation permettant de calculer le critère est la suivante :

$$[\text{CVAC}]_{\text{mg/L}} = e^{[1,273 (\ln \text{dureté}) - 4,705]}/1000$$

Pour une dureté de 10 mg/L CaCO₃, le CVAC est égal à 0,17 µg/L.

ORNL propose des « benchmark » spécifiques égales à 18,88 µg/L pour les poissons, 500 µg/L pour les plantes aquatiques et 12,26 µg/L pour les invertébrés aquatiques de type daphnie (Sutter, 1996).

Le CCME quant à lui propose aussi une recommandation pour la qualité de l'eau dépendante de la dureté. Pour une dureté de 10 mg/L CaCO₃, cette recommandation est égale à 1 µg/L.

Les critères spécifiques à chaque espèce recommandés par ORNL ont été retenus pour l'évaluation de la toxicité spécifique du plomb présent dans les eaux de surface de la zone d'étude.



3.6 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 1,1 mg/kg/j pour les oiseaux et de 161,6 mg/kg/j pour les mammifères.

US EPA rapporte des EcoSSL de 11 et 56 mg/kg, respectivement pour les oiseaux et les mammifères.



ZINC (CAS# 7440-66-6)

1 Propriétés physico-chimiques

Le zinc (CAS 7440-66-6) est un métal de transition du Groupe 2B, qui a le numéro atomique 30 et une masse moléculaire de 65,38. Le zinc est divalent et tend à réagir fortement avec les composés organiques et inorganiques. Le zinc forme des combinaisons stables avec plusieurs substances organiques, incluant les acides humiques et fulviques et un large éventail de composés biochimiques. Le zinc métallique est insoluble, alors que les différents composés du zinc varient entre insolubles (oxydes, carbonates, phosphates, et silicates) et extrêmement solubles (sulfates et chlorures) (CCME, 1999).

1.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Le zinc est très réactif dans les sols, de sorte qu'en plus du Zn^{+2} inorganique, on retrouve aussi le zinc sous forme de composés organiques solubles et insolubles. Le zinc peut être adsorbé aux minéraux argileux et aux oxydes métalliques et peut aussi être présent dans les minéraux primaires des matériaux d'origine (CCME, 1999).

1.2 Coefficient de partage sol-eau (Kd)

La concentration de zinc dans la solution du sol dépend de la quantité de zinc présente dans le sol, de la solubilité du composé particulier de zinc et de l'ampleur de l'adsorption. La solubilité varie de façon significative entre les différents composés de zinc; le sulfate de zinc est très soluble dans la solution du sol, alors que l'oxyde de zinc est relativement insoluble. Le zinc peut être adsorbé aux minéraux argileux, mais peut aussi former des composés stables avec la matière organique du sol, dont les hydroxydes, les oxydes et les carbonates (CCME, 1999).

Le coefficient de partage sol/eau (Kd) moyen recommandé par US EPA ($\log Kd = 2,7$) a été considéré dans la présente étude (US EPA, 2005a).

1.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour fins d'évaluation de l'exposition des récepteurs humains au zinc via l'ingestion de fruits et légumes locaux, les BCF recommandés par US EPA pour les légumes racines et les fruits cueillis, soit respectivement 0,044 et 0,046 (mg Zn par kg de plante en poids sec / mg Zn par kg de sol), ont été utilisés (US EPA, 1996).

En ce qui concerne le gibier, les mêmes méthodes d'estimation de la bioaccumulation des CPP par les mammifères et utilisées en évaluation des risques écotoxicologiques ont été suivies. Ces informations sont fournies ci-après.

Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques exposés via l'ingestion de végétaux, les recommandations du Oak Ridge National Laboratory (ORNL) pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (US DOE, 1998). ORNL recommande l'équation suivante :

$$\ln [\text{plante}] = 1,575 + 0,555 \ln [\text{sol}]$$



Pour fins d'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter II, & Ashwood, 1998). L'équation suivante a été considérée :

$$\ln [\text{ver}] = 4,449 + 0,328 \ln [\text{sol}]$$

Dans le cas de l'estimation de la bioaccumulation du zinc par les petits mammifères, les recommandations de Sample et al. pour une estimation générale à l'aide d'une régression simple ont été suivies (Sample, Beauchamp, Efroymsen, & Suter II, 1998). L'équation suivante a été considérée :

$$\ln [\text{mammif}] = 4,4713 + 0,0738 \ln [\text{sol}]$$

2 Toxicologie

2.1 Absorption et distribution dans le corps humain

Chez les humains, le zinc est absorbé dans l'intestin grêle par un mécanisme à médiation par le vecteur. La fraction de zinc absorbé est difficile à déterminer, car cet élément est aussi sécrété dans l'intestin. En général, on admet que l'absorption du zinc chez les humains est, en moyenne, de 33 pour cent, bien que sa biodisponibilité puisse être plus grande à partir de l'eau potable que des aliments. L'absorption de zinc augmente en fonction des apports alimentaires jusqu'à un taux maximal indiquant une médiation jusqu'à saturation des vecteurs responsables. En outre, le bilan du zinc peut influencer sur l'absorption de ce métal. Son efficacité d'absorption augmente chez les humains qui en sont privés, alors qu'elle diminue chez ceux qui ont une alimentation riche en zinc (Santé Canada, 1979). Ce type de mécanisme de régulation est observé chez tous les éléments considérés comme essentiels.

Le zinc absorbé à partir de l'intestin se lie à l'albumine; il est ensuite transporté sous cette forme jusqu'au foie. Dans l'appareil circulatoire, de 80 à 90 pour cent du zinc présent dans le sang entier se trouve dans les érythrocytes, où il est largement fixé à l'anhydrase carbonique. Le reste du zinc plasmatique est principalement lié à l'albumine, bien que le zinc soit aussi fixé par d'autres protéines et des acides aminés libres. Une faible portion seulement du zinc plasmatique existe sous forme ionique (Santé Canada, 1979).

Les tissus organiques ayant une forte teneur en zinc sont, entre autres, les os, le foie, les reins, le pancréas, la rétine et la prostate. Le stress peut entraîner une nouvelle répartition du zinc (Santé Canada, 1979).

L'excrétion du zinc se fait principalement par le tube digestif sous forme de zinc alimentaire non absorbé, de zinc endogène sécrété dans le tube digestif et de zinc venant de la desquamation des cellules muqueuses (Santé Canada, 1979).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,01, tel que recommandé par Santé Canada (Santé Canada, 2010), a été considérée.

Enfin, un coefficient de perméabilité dans l'eau ($K_{p_{\text{eau}}}$) de $6,0 \times 10^{-4}$ cm/h a été retenu, tel que recommandé par Santé Canada (2008).



2.2 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Santé Canada propose des apports maximums tolérables (AMT) dépendants de l'âge pour l'exposition par ingestion (Santé Canada, 2010). Ces AMT sont directement issus des apports maximaux définis par l'IOM. Ainsi, les AMT suivants sont recommandés comme VTR :

Groupe d'âge	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	>19 ans
AMT en mg/kg p.c./j	0,49	0,48	0,48	0,54	0,57

Ces VTR sont adaptées à l'évaluation de l'ingestion de manganèse via la diète et l'ingestion d'eau potable. Ces VTR ne sont pas basés sur des effets toxiques observés. Il est aisé de constater que certaines de ces VTR sont déjà inférieures aux doses d'exposition au bruit de fond naturelles détaillées ci-avant. En d'autres termes, et tel que le précise Santé Canada, le dépassement de ces doses recommandées n'implique pas forcément l'apparition d'effets néfastes sur la santé. Par soucis de conservatisme il a été admis que les effets potentiels du zinc sur la santé pouvaient être systémiques.

US EPA propose une dose de référence pour une exposition chronique par la nourriture de 0,3 mg/kg/j (IRIS US EPA, 2005). Cette dose de référence pour le zinc est basée sur des études cliniques humaines afin d'établir les besoins nutritionnels quotidiens. Les principales études qui supportent le calcul de cette dose de référence examinent l'effet des compléments alimentaires de zinc et l'interaction du zinc avec d'autres métaux-traces essentiels, plus particulièrement le cuivre, afin d'établir un niveau d'ingestion sans danger quotidienne de zinc pour la population en général, y compris les femmes enceintes et les enfants, sans compromettre la santé et le développement des individus. Ainsi, dans certaines études cliniques sur des adultes volontaires, à 0,91 mg/kg/j il a été observé une diminution de la présence de cuivre dans les érythrocytes et une baisse de l'activité de la Zn-superoxyde dismutase (ESOD).

Pour l'ingestion, les VTR de Santé Canada ont été retenues pour la présente étude. Considérant les conclusions de US EPA sur l'influence du zinc sur l'activité enzymatique chez l'humain, les effets potentiels du zinc sur la santé ont été considérés comme systémiques.

Pour l'inhalation, ni Santé Canada, ni US EPA, ni Cal EPA ne recommandent de concentration de référence.

Effets cancérogènes

Non considéré comme cancérogène chez l'humain.

3 Écotoxicologie

3.1 Plantes terrestres

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 124 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 160 mg/kg.



3.2 Invertébrés du sol

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 251 mg/kg. US EPA propose de son côté un EcoSSL de 120 mg/kg.

3.3 Processus microbiens

Le CEAEQ propose une VTR de niveau 2 de 387 mg/kg.

3.4 Amphibiens et reptiles

Herbovitz et al. ont rapporté en 1989 une absence d'effets du zinc élémentaire sur le développement d'embryons de crapaud de *Rhinella arenarum* à des concentrations allant jusqu'à 2000 µg/L (Herkovits, 1989).

Une autre étude réalisée en 2009 par Brodeur et al. a rapporté un NOEC et un LOEC à respectivement 100 et 1000 µg/L chez les têtards de *Rhinella arenarum* exposés à du chlorure de zinc (ZnCl₂), pesticide connu, pendant 14 jours (Shenoy, 2009).

Chez les embryons de xenopus, Luo et al. rapportaient en 1993 des NOEC et LOEC sur la croissance à 100 et 300 µmol/L après une exposition à du chlorure de zinc pendant 4 jours (Luo, 1993). De telles concentrations molaires équivalent à des concentrations massiques respectives de 13,6 et 40,8 mg/L.

Aucune donnée en milieu terrestre pour les amphibiens ni pour les reptiles n'a été trouvée.

Tel que précisé dans la méthodologie d'estimation du risque chez les amphibiens, les données de toxicité pour les oiseaux peuvent être utilisées pour évaluer les risques pour les amphibiens dans leur stade de vie terrestre.

Pour les oiseaux, US EPA propose un Eco SSL pour les oiseaux de 46 mg/kg.

Pour les stades de vie aquatiques, l'évaluation des risques a été faite sur la base des résultats d'absence d'effets sur la croissance de Herbovitz et al. avec des embryons de crapaud de *Rhinella arenarum* à des concentrations allant jusqu'à 2000 µg/L.

3.5 Invertébrés benthiques

Le zinc a été sélectionné comme CPP dans les sédiments.

Environnement Canada et le MDDEFP proposent une concentration d'effet probable (CEP) de 310 mg/kg pour le zinc (Environnement Canada et MDDEP, 2007). Cette valeur est équivalente à la CEP (315 mg/kg) recommandée par le CCME (CCME, 1999). Cette dernière correspond au seuil généralement considéré lors de l'évaluation de sédiments contaminés.

3.6 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ propose une dose de référence de niveau 2 de 130,9 mg/kg/j pour les oiseaux et de 323,3 mg/kg/j pour les mammifères.

US EPA rapporte des EcoSSL de 46 et 79 mg/kg, respectivement pour les oiseaux et les mammifères.



HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

4 Propriétés physico-chimiques

L'expression «hydrocarbures aromatiques polycycliques» (HAP) désigne les composés constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène formant des anneaux contenant cinq ou six atomes de carbone. Les HAP constituent une catégorie de produits chimiques qui comprend environ une centaine de composés distincts (Santé Canada, 1994).

Certains HAP proviennent de sources anthropiques, d'autres de sources naturelles – en général, il s'agit des sous-produits de la combustion ou de la modification des terpénoïdes et des composés hétérocycliques d'origine végétale. Les incendies de forêt et les éruptions volcaniques constituent également des sources naturelles de certains HAP (CCME, 2010).

4.1 Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

La solubilité aqueuse des HAP est inversement proportionnelle au nombre de cycles benzéniques (ou non benzéniques) et au poids moléculaire. Le naphthalène, un composé à deux cycles, est l'HAP le plus soluble (solubilité aqueuse estimée de près de $32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à 25°C). L'indéno[1,2,3-c,d]pyrène, un HAP à six cycles, a une solubilité aqueuse beaucoup moins élevée à température ambiante ($2,2 \times 10^{-5} \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) (CCME, 2010).

Les HAP de faible poids moléculaire, tel le naphthalène, sont considérés comme faiblement volatils. À titre d'exemple, la pression de vapeur et la constante de Henry du naphthalène sont de $8,5 \times 10^{-2} \text{ mm Hg}$ et de $4,83 \times 10^{-4} \text{ atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$, respectivement, tandis que celles de l'indéno[1,2,3-c,d]pyrène sont de $1,0 \times 10^{-10} \text{ mm Hg}$ et de $1,6 \times 10^{-6} \text{ atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$, respectivement (CCME, 2010).

Les HAP sont des substances organiques relativement hydrophobes. Leur tendance à se lier à la matière organique, à la surface des particules et aux lipides biologiques (et à quitter les milieux aqueux tels que la nappe phréatique) croît en général avec le nombre de cycles benzéniques du noyau aromatique – soit entre 2 (naphthalène) et 6 (benzo[g,h,i]pérylène). Dans l'ensemble des HAP non substitués, l'hydrophobie et la lipophilie varient d'un composé à l'autre. Le coefficient de partage octanol-eau (Kow) du naphthalène, par exemple, est d'environ 2×10^3 , tandis que celui du benzo[g,h,i]pérylène est de 4×10^6 . Il y a un écart de trois à six ordres de grandeur entre le naphthalène et le benzo[g,h,i]pérylène relativement à la solubilité aqueuse, la tendance à passer de la matière organique hydrophobe à l'eau, la pression de vapeur à température ambiante et la volatilisation à partir de l'eau (constante de Henry) (CCME, 2010).

L'adsorption et la biodégradation constituent les modes d'évolution les plus importants, notamment pour les HAP dont le poids moléculaire est élevé – ceux-ci demeurent bien fixés au sol. Les HAP à cinq ou six cycles peuvent présenter une très faible biodisponibilité pour les organismes terrestres (contact avec le sol) ou pour les organismes aquatiques (transfert des substances s'effectuant par l'intermédiaire de la nappe phréatique). En général, la dégradation microbienne des HAP dans les sols constitue le processus le plus important en ce qui concerne les changements à moyen et à court terme de la quantité des substances. La résistance à la dégradation microbienne dans les sols ou dans les eaux tend à augmenter elle aussi avec le poids moléculaire et le nombre de cycles. Si le naphthalène se dégrade rapidement dans la majorité des cas, les HAP à quatre, cinq ou six cycles ont tendance à se



dégrader beaucoup plus lentement. En général, la biodégradation est beaucoup plus rapide en milieu aérobie qu'en milieu anaérobie (CCME, 2010).

4.2 Coefficients de partage octanol-eau (Kow) et coefficients d'absorption sur carbone organique (Koc)

Les coefficients de partage octanol-eau ont été obtenus de US EPA (US EPA, 1995) (US EPA, 1996).

Dans le cas des coefficients d'absorption sur carbone organique, ces derniers correspondent aux Koc moyens obtenus de US EPA (US EPA, 1996) ou du logiciel EPI suite de l'EPA.

Le tableau suivant résume l'information utilisée :

HAP	Log Kow	Référence	Log Koc	Référence
Acenaphthène	3,92	US EPA, 1996	3,85	US EPA, 1996
Acenaphthylène	3,94	Howard and Meylan (1997)	3,44	TPH Working Group. (1997)
Anthracène	4,55	US EPA, 1996	4,47	US EPA, 1996
Benzo(a)anthracène	5,70	US EPA, 1996	5,60	US EPA, 1996
Benzo(a)pyrène	6,11	US EPA, 1996	6,01	US EPA, 1996
Benzo(b+j+k)fluoranthène	6,20	US EPA, 1996	6,09	US EPA, 1996
Benzo(c)phénanthrène	5,81	US EPA, 2011	5,26	US EPA, 2011
Benzo(g,h,i)pérylène	6,63	Howard and Meylan (1997)	6,89	Howard and Meylan (1997)
Chrysène	5,70	US EPA, 1996	5,60	US EPA, 1996
Dibenzo(a,h)anthracène	6,69	US EPA, 1996	6,58	US EPA, 1996
Dibenzo(a+h)pyrène (a+l et a+i)	7,28	US EPA, 2011	6,80	US EPA, 2011
Diméthyl 1,3 naphthalène	3,92	US EPA, 1996	3,85	US EPA, 1996
Diméthyl-7,12 Benzo(a)anthracène	5,8	Howard and Meylan (1997)	5,69	Howard and Meylan (1997)
Fluoranthène	5,12	US EPA, 1996	5,03	US EPA, 1996
Fluorène	4,21	US EPA, 1996	4,14	US EPA, 1996



Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	6,65	US EPA, 1996	6,54	US EPA, 1996
Méthyl 1 naphthalène	3,87	Howard and Meylan (1997)	3,40	TPH Working Group. (1997)
Méthyl 2 naphthalène	3,86	Howard and Meylan (1997)	3,33	TPH Working Group. (1997)
Méthyl 3 cholanthrène	6,64	Non référencé	5,1	Non référencé
Naphthalène	3,36	US EPA, 1996	3,30	US EPA, 1996
Phénanthrène	4,46	Howard and Meylan (1997)	4,35	Howard and Meylan (1997)
Pyrène	5,11	US EPA, 1996	5,02	US EPA, 1996
Triméthyl naphthalène 2,3,5	3,87	Valeur pour Méthyl 1 naphthalène	3,4	Valeur pour Méthyl 1 naphthalène

Le coefficient de partage sol-eau K_d des HAP est fonction de la teneur en carbone organique totale dans les sols et du coefficient d'adsorption du contaminant sur carbone organique (K_{oc}) et se calcule selon la formule suivante :

$$K_d = f_{oc} \times K_{oc}$$

Où :

- f_{oc} = fraction en carbone organique dans le sol (2% par défaut);
- K_{oc} = coefficient d'adsorption du contaminant sur carbone organique (en L/kg).

4.3 Comportement chez le biote et facteurs de bioconcentration (BCF)

Pour les végétaux, les facteurs de bioconcentration pour les HAP ont été calculés en fonction des équations développées par Travis et Arms en 1988 pour les parties aériennes des végétaux et dépendantes des coefficients de partage octanol/eau (K_{ow}) des CPP (Travis C.C. and Arms A.D., 1988).

$$\log BCF = 1,588 - 0,578(\log K_{ow})$$

Où :

- BCF = facteur de bioconcentration (sans unité) ;
- K_{ow} = coefficients de partage octanol/eau (sans unité).

Pour les invertébrés du sol, ce sont les équations recommandées par Sample et al. (Sample et al., 1997) et adaptées de Connell and Markwell (1990) pour les composés organiques qui ont été retenues :

$$\log BCF = \log K_{ow} - 0,6$$



À noter que dans le cas des invertébrés du sol, la concentration en HAP dans les vers de terre est estimée à partir de la concentration en HAP dans l'eau interstitielle du sol et non pas à partir de la concentration dans le sol directement. Pour estimer les concentrations en HAP dans l'eau interstitielle du sol, les coefficients de partage sol-eau (K_d) sont utilisés.

Pour les composés organiques tels les HAP, il est considéré qu'il n'y a pas accumulation dans la chair des petits mammifères. En effet, les mammifères ont un fort pouvoir de métabolisation des HAP, ce qui rend non significative l'accumulation de tels composés.

5 Toxicologie

5.1 Concentrations naturelles et exposition au bruit de fond

La contamination des sols par les HAP est très répandue au Canada en raison de la nature quasi ubiquiste de leurs principales sources, soit le rejet de divers hydrocarbures pétroliers ou de produits à base de charbon, et divers procédés/types de combustion, comme les gaz d'échappement des véhicules et une grande variété de procédés industriels (CCME, 2010).

Environ 98 % des émissions de HAP (naturelles et anthropiques) se font dans l'atmosphère. Les incendies de forêt, qui représentent la plus importante source de HAP dans l'environnement, ont libéré environ 2 010 t de HAP dans l'atmosphère, soit 47 % des émissions atmosphériques totales répertoriées. Les alumineries constituent la deuxième source principale d'émissions de HAP, comptant pour 21 % (925 t) des émissions. Au Canada, trois procédés sont en utilisation dans les alumineries, tous faisant appel au brai de goudron pour la réduction de l'alumine : le procédé Söderberg à goujons horizontaux (HSS), le plus ancien, le procédé Söderberg à goujons verticaux (VSS) et le procédé à anodes précuites. Grâce à des programmes de modernisation des usines, l'industrie canadienne de l'aluminium a réduit les émissions de HAP attribuables au procédé HSS de 53 % de 1983 à 1990 (Santé Canada, 1994).

Au Québec, 72 % des émissions totales de benzo(a)pyrène (soit 73 tonnes/an) sont dues aux alumineries (INSPQ, 2005).

Selon le CCME, l'absorption quotidienne d'HAP par les Américains en général, estimée en 1981 par Santodonato et al., varierait entre 0,2 et 20 $\mu\text{g}\cdot\text{jour}^{-1}$ (excluant les personnes qui sont également exposées dans le milieu de travail). L'alimentation et le tabagisme sont les deux facteurs principaux de l'absorption d'HAP. Les aliments grillés sur charbon de bois et les viandes fumées peuvent représenter, pour certaines populations, une source importante d'HAP. Chez les humains exposés en dehors du milieu de travail, la quantité de benzo(a)pyrène absorbée au cours d'une vie entière (70 ans ou plus) dépend du mode de vie de la personne et peut atteindre 29 mg. Cela comprend l'absorption respiratoire, gastrointestinale et percutanée (CCME, 2010).

L'INSPQ, dans sa validation des critères B et C de la *Politique* du MDDEP, a étudié précisément l'exposition au bruit de fond pour les HAP suivants : acénaphthène, anthracène, fluoranthène, fluorène, naphthalène et pyrène (INSPQ, 2005) et plus récemment les méthyl-naphthalènes (INSPQ, 2011). Cette source a été retenue en priorité pour l'évaluation de l'exposition bruit de fond par ingestion de nourriture et d'eau potable aux HAP.

Pour l'évaluation de l'exposition bruit de fond aux HAP dans l'air de la Ville de Montréal, une demande spéciale a été acheminée aux services environnementaux de la Ville et les



résultats des analyses de HAP dans l'air pour l'année 2010 à la station 80 Molson située sur le boulevard Saint-Joseph ont été obtenues. Les moyennes de chaque HAP ont été considérées.

Pour les autres, aucune VTR non-cancérogène n'est disponible dans la littérature et aucun calcul de risque n'a été possible.

5.2 Absorption et distribution dans le corps humain

L'exposition humaine aux HAP a lieu par ingestion, inhalation et contact cutané. Quelle que soit la voie d'exposition, le taux d'absorption est très dépendant du média environnemental dans lequel se trouvent les HAP (solvant, eau, sol, particules, etc.). Les données relatives à l'absorption des HAP sont rares chez l'humain, mais des données ont été obtenues chez l'animal pour quelques composés (INSPQ, 2005).

La biodisponibilité par inhalation a été évaluée à environ 53 % pour le chrysène (administration intratrachéale chez le rat). Pour le benzo(a)pyrène, elle peut atteindre 87 %. Les taux d'absorption gastro-intestinale des HAP observés chez l'animal varient entre 10 et 99 % (Magee, 1996). Van Schooten et al., 1997 ont montré que la biodisponibilité (au niveau gastro-intestinal) des HAP présents dans le sol n'était pas toujours diminuée de façon significative par rapport à aux HAP en solution pure (Van Schooten, 1997).

Kadry et al., 1995 ont montré que l'absorption cutanée du phénanthrène adsorbé sur du sol dépendait surtout de la teneur en matière organique (Kadry, 1995).

Par défaut, des fractions d'absorption par ingestion et inhalation de 1 ont été considérées dans la présente étude. Une fraction d'absorption par contact cutané de 0,13, tel que recommandé par l'INSPQ (INSPQ, 2012), a été considérée pour tous les HAP évalués.

5.3 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Effets chroniques autres que le cancer

Les effets non-cancérogènes des HAP sont assez peu documentés et Santé Canada ne recommande que peu de doses journalières tolérables par voie orale (Santé Canada, 2010). La priorité a été donnée à Santé Canada dans la documentation des VTR pour les HAP. Lorsque disponibles, les recherches ont été complétées à l'aide des recommandations de US EPA (IRIS).

Aucune concentration de référence pour l'inhalation n'est documentée pour les HAP.

Effets cancérogènes

Le potentiel cancérogène des HAP est connu ou présumé. Il existe une quantité suffisante d'information scientifique sur les mécanismes de génotoxicité et de cancérogénicité des HAP fondée sur des études in vitro (cultures cellulaires mammaliennes et cultures bactériennes) et in vivo (rongeurs de laboratoire) pour conclure que les HAP considérés ici sont des substances cancérogènes connues ou potentielles. Il est recommandé de communiquer directement avec Santé Canada pour obtenir des conseils concernant les HAP qui ne sont pas traités par ce document d'orientation (CCME, 2010).

Les HAP ont une capacité limitée de se lier à l'ADN et de causer des mutations jusqu'à ce qu'ils soient transformés en intermédiaires plus puissants (notamment en dérivés



diolépoxydes) par les cytochromes-oxydases P-450 (enzymes de type CYP1A1) (CCME, 2010).

On a constaté que les HAP à deux ou trois anneaux aromatiques (p. ex. le naphthalène, l'acénaphène, l'acénaphthylène, le fluorène, l'anthracène et le phénanthrène) ont peu ou pas tendance à se lier au récepteur Ah et à entraîner la présence d'enzymes CYP tels que l'EROD (éthoxyrésorufine-O-déséthylase). On croit que ces HAP, dont le poids moléculaire est plus faible, n'ont pas la structure nécessaire pour qu'il y ait affinité entre la molécule et le récepteur Ah. Le benzo(k)fluoranthène semble un des inducteurs les plus puissants d'EROD et d'activité chez les gènes rapporteurs in vitro (CCME, 2010).

Un problème important nuit à l'évaluation des risques de cancer que représente l'exposition à des mélanges contenant des HAP : aucune étude sur la cancérogénicité des HAP individuels pour les organismes entiers (exposition subchronique ou chronique) n'a été achevée (à l'exception d'études sur le benzo(a)pyrène). Il est donc impossible d'établir directement avec confiance des coefficients de cancérogénicité pour les HAP potentiellement cancérogènes autres que le BaP. À l'échelle internationale, l'évaluation des risques de cancer pour les humains est plutôt fondée sur des valeurs de puissance relatives à celle du BaP, laquelle est calculée à l'aide d'études réalisées sur des animaux entiers exposés par voie cutanée, par implantation, par inhalation, par voie orale ou autre (CCME, 2010).

Santé Canada recommande un coefficient de cancérogénicité oral pour le B(a)P de $2,3 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$ et un risque unitaire par inhalation de $0,031 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$. Les effets observés sont respectivement l'apparition de tumeurs gastriques par voie orale et des voies respiratoires par inhalation chez les rongeurs. Ces effets sont locaux.

À noter aussi que, à l'heure actuelle, le benzo(a)pyrène est le seul composé pour lequel une VTR spécifique à la voie de pénétration par contact cutané est disponible (Santé Canada, 2010).

Aussi, Santé Canada recommande l'utilisation de facteurs d'équivalence de puissance (FÉP) pour l'évaluation des risques cancérogènes liés à l'exposition aux HAP (Santé Canada, 2010). Les FÉP suivants sont recommandés :

HAP	FÉP par rapport au B(a)P
Benzo(a)anthracène	0,1
Benzo(a)pyrène	1
Benzo(b+j+k)fluoranthène	0,1
Benzo(c)phénanthrène	0,01
Benzo(g,h,i)pérylène	0,01
Chrysène	0,01
Dibenzo(a,h)anthracène	1



Dibenzo(a,h)pyrène	1
Dibenzo(a,i)pyrène	1
Dibenzo(a,l)pyrène	100
Diméthyl-7,12 Benzo(a)anthracène	10
Fluoranthène	0,001
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0,1
Phénanthrène	0,001

Ainsi, par exemple, le coefficient de cancérrogénicité (CC) pour le benzo(a)anthracène par voie orale est équivalent à : $CC \text{ B(a)P} \times FÉP \text{ B(a)anth.} = 2,3 \times 0,1 = 0,23 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$.

6 Écotoxicologie

6.1 Plantes terrestres, invertébrés du sol et processus microbiens

Pour les invertébrés du sol le CEAEQ propose des VTR pour le fluoranthène et le naphthalène, avec respectivement des valeurs de niveau 3 de 56 et 76 mg/kg. Ces valeurs ont été retenues.

Pour les plantes terrestres, une valeur de 768 mg/kg est proposée pour le naphthalène.

D'autres références ont été trouvées chez US EPA qui propose de son côté plusieurs EcoSSL pour les invertébrés et le CCME qui propose des recommandations pour la protection de l'environnement fondées sur les effets non cancérrogènes des HAP, incluant le contact avec le sol et les cycles des nutriments.

De façon générale, US EPA recommande une valeur de 29 mg/kg pour les HAP à chaîne légère et de 18 mg/kg pour les lourds. Ces données ont été retenues pour les invertébrés.

Le tableau suivant résume l'information fournie par le CCME (commercial) et par conséquent les valeurs qui sont considérés pour les plantes terrestres.

HAP	Recommandation CCME contact avec le sol (en mg/kg)
Anthracène	32
Benzo(a)anthracène	10*
Benzo(a)pyrène	72
Benzo(b+j+k)fluoranthène	10*



Dienzo(a,h)anthracène	10*
Fluoranthène	180
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	10*
Phénanthrène	0,046**
Pyrène	100*

ND : non disponible

* Cette valeur correspond à la recommandation intérimaire provisoire et pas une RQSE spécifique

** Cette valeur est la recommandation pour la qualité des sols pour la protection de la vie aquatique. Cette valeur s'applique lorsque les impacts potentiels sur les eaux de surface avoisinantes au lieu constituent une préoccupation. Non applicable dans le cas du site à l'étude.

Les valeurs proposées par le CCME pour le phénanthrène s'applique lorsque les impacts potentiels sur les eaux de surface avoisinantes au lieu constituent une préoccupation. Ce n'est pas le cas pour le site à l'étude.

6.2 Oiseaux et mammifères

Le CEAEQ ne propose aucune dose de référence pour les oiseaux exposés aux HAP.

Le CEAEQ propose une seule dose de référence de niveau 3 pour les mammifères exposés aux HAP. Il s'agit du benzo(a)pyrène pour lequel le CEAEQ recommande une dose de référence de 7,3 mg/kg/j.

US EPA rapporte deux EcoSSL de 1,1 et 100 mg/kg pour les mammifères, respectivement pour les HAP de fort et de faible poids moléculaire. Ces valeurs sont retenues pour les HAP autres que le benzo(a)pyrène.

BIBLIOGRAPHIE

ATSDR. (2005). *Toxicological Profile for Tin and Tin compounds - Agency for Toxic Substances and Disease Registry.*

Azimuth, C. G. (2009). *Toxicological Review and Recommended Toxicological Reference Values for Environmental Lead Exposure in Canada. FINAL REPORT. Prepared for the Contaminated Sites Division, Health Canada.*

Baes, C. S. (1994). *A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides Through Agriculture. Research sponsored by the Office of Radiation Programs, U.S. Env.*

Bazar, M. M. (2009). Toxicological Responses of Red-Backed Salamanders (*Plethodon cinereus*) to Soil Exposures of Copper. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 57(1): 116-122 .

Bouche, M. P. (1987). *Lethal concentrations of heavy metals in tissue of earthworms, 1er et 2e rapports provisoires (DAJA 45-87-C-0013), rapports NTIS nosAD-A-191-092 et AD-A191-093, Université de Montpellier, France.*

Cal OEHHA. (2012). Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs).

Canton J.H., S. W. (1982). Toxicity and accumulation studies of cadmium (Cd²⁺) with freshwater organisms of different trophic levels. *Ecotoxicol Environ Saf*, 6, 113-128 .

CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments - Chrome - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*

CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments - Cuivre - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*

CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments - Zinc - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*

CCME. (1997). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Arsenic (Inorganique) - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*

CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Baryum - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*

CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Cadmium - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*

CCME. (1997). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Chrome - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*



- CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Cuivre - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*
- CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Nickel - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*
- CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Plomb - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*
- CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Zinc - Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - Conseil canadien des ministres de l'environnement.*
- Chaudhry, F. A. (1977). *Barium Toxicity in Plants - Commun. Soil Sci. Plant Anal.*8(9): 795-797.
- EC and HC. (2011). *Cobalt - Chemical Abstracts Service - Screening Assessment for the Challenge - Environment Canada and Health Canada.*
- Environnement Canada et MDDEP. (2007). *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application: prévention, dragage et restauration.*
- Fort, D. E. (1996). *Effect of Low-Level Copper and Pentachlorophenol Exposure on Various Early Life Stages of Xenopus laevis. In: D.A.Bengtson and D.S.Henshel (Eds.), Environmental Toxicology and Risk Assessment: Biomarkers and Risk Assessment, 5th volume.*
- Fort, D. R. (2004). *Comparative Sensitivity of Xenopus tropicalis and Xenopus laevis as Test Species for the FETAX Model. J. Appl. Toxicol.*24(6): 443-457.
- Hartenstein, R. E. (1981). *Effects of Heavy Metal and Other Elemental Additives to Activated Sludge on Growth of Eisenia foetida. J. Environ. Qual.*10(3): 372-376 .
- Herkovits, J. C.-C. (1989). *Protective Effect of Zinc Against Spontaneous Malformations and Lethality in Bufo arenarum Embryos. Biol. Trace Elem. Res.*22:247-250 .
- INERIS. (2006). *Cobalt et ses dérivés - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques.*
- INSPQ. (2012). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec - Institut national de santé publique du Québec.*
- IRIS US EPA. (1998). *Arsenic - Integrated Risk Information System - US Environmental Protection Agency.*
- IRIS US EPA. (2005). *Barium and Compounds - Integrated Risk Information System - US Environmental Protection Agency.*
- IRIS US EPA. (1998). *Chromium(III), insoluble salts - Integrated Risk Information System - US Environmental Protection Agency.*
- IRIS US EPA. (1996). *Nickel, soluble salts - Integrated Risk Information System - US Environmental Protection Agency.*



- IRIS US EPA. (1996). *Silver - Integrated Risk Information System - US Environmental Protection Agency*.
- IRIS US EPA. (2005). *Zinc and compounds - Integrated Risk Information System - US Environmental Protection Agency*.
- Jacobs, L. D. (1970). *Arsenic residue toxicity to vegetable crops grown on Plainfield sand*, *Agron. J.*, n° 62, p. 588-591.
- JECFA. (2010). *Summary report of the seventy-third meeting of JECFA. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Seventy-third Meeting. Geneva 8-17 June 2010. Summary and Conclusions, issued 24 June 2010. page 13*.
- Luo, S. M. (1993). *Embryotoxicity and Teratogenicity of Cu²⁺ and Zn²⁺ for Xenopus laevis, Assayed by the FETAX Procedure*. *Ann. Clin. Lab. Sci.*23(2): 111-120.
- Luo, S. M. (1993). *Mg²⁺ -Deprivation Enhances and Mg²⁺ -Supplementation Diminishes the Embryotoxic and Teratogenic Effects of Ni²⁺, Co²⁺, Zn²⁺, and Cd²⁺ for Frog Embryos in the FETAX Assay*. *Ann. Clin. Lab. Sci.*23(2): 121-129 .
- MDDEP. (2003). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Nouvelle édition - Ministère de l'Environnement Collection : Terrains contaminés*.
- Nebeker, A. G. (1994). *Effects of Cadmium on Limb Regeneration in the Northwestern Salamander Ambystoma gracile*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*27(3): 318-322 .
- NS&T. (1999). *Sediment Quality Guidelines developed for the National Status and Trends Program - National Status and Trends (NS&T)*.
- NTP. (1994). *NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of barium chloride dihydrate (CAS no. 10326-27-9) in F344/N rats and B6C3F1 mice (drinking water studies)*. NTP TR 432. Research Triangle Park, NC. NIH pub. no. 94-3163. NTIS pub PB94-21417.
- Piotrowska, M. a. (1994). *Estimation of Maximum Permissible Levels of Cadmium in a Light Soil by Using Cereal Plants - Water Air Soil Pollut.*73(1-4): 179-188.
- Sample et al. (1997). *Methods and Tools for Estimation of the Exposure of Terrestrial Wildlife to Contaminants*.
- Sample, B., Beauchamp, J., Efroymson, R., & Suter II, G. (1998). *Development and Validation of Bioaccumulation Models for Small Mammals - U.S. Department of Energy*.
- Sample, B., Beauchamp, J., Efroymson, R., Suter II, G., & Ashwood, T. (1998). *Development and Validation of Bioaccumulation Models for Earthworms*.
- Santé Canada. (2010). *Évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine - Version 2.0 - modifié 2012*.
- Santé Canada. (1986). *L'argent - Santé de l'environnement et du milieu de travail*.
- Santé Canada. (2006). *L'arsenic - Santé de l'environnement et du milieu de travail*.
- Santé Canada. (1990). *Le baryum - Santé de l'environnement et du milieu de travail*.
- Santé Canada. (1986). *Le cadmium - Santé de l'environnement et du milieu de travail*.



- Santé Canada. (1986). *Le chrome - Santé de l'environnement et du milieu de travail.*
- Santé Canada. (1992). *Le cuivre - Santé de l'environnement et du milieu de travail.*
- Santé Canada. (1994). *Le nickel et ses composés - LSIP1 - Santé de l'environnement et du milieu de travail.*
- Santé Canada. (1979). *Le zinc - Santé de l'environnement et du milieu de travail.*
- Santé Canada. (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.*
- Santé Canada. (2008). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie IV: Tableur ÉQPR.*
- Sharma, B. a. (2009). Effects of Cadmium on Growth, Metamorphosis and Gonadal Sex Differentiation in Tadpoles of the African Clawed Frog, *Xenopus laevis*. *Chemosphere*76(8): 1048-1055 .
- Shenoy, K. B. (2009). Growth and Survival of Northern Leopard Frog (*Rana pipiens*) Tadpoles Exposed to Two Common Pesticides. *Environ. Toxicol. Chem.*28(7): 1469-1474 .
- Sunderman, F. J. (1992). Embryotoxicity and Teratogenicity of Ni²⁺ and Co²⁺ in *Xenopus laevis*. *Science and Technology Letters*:467-474 .
- Sunderman, F. J.-I. (1994). Effects of Teratogenic Concentrations of Zn²⁺, Cd²⁺, Ni²⁺, Co²⁺, and Cu²⁺ in FETAX Assays on Metallothionein (MT) and MT-mRNA Contents of *Xenopus laevis* Embryos. *Proc. Int. Symp. , Metal Ions Biol. Med. , Phillippe Publ. , Libbey, Montrouge*:17-22 .
- Sutter, G. a. (1996). *Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota: 1996 Revision. Oak Ridge National Laboratory.*
- Sztrum, A. J. (2011). Nickel Toxicity in Embryos and Larvae of the South American Toad: Effects on Cell Differentiation, Morphogenesis, and Oxygen Consumption. *Environ. Toxicol. Chem.*30(5): 1146-1152 .
- Tseng, W. (1977). *Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. Environ. Health Perspect.* 19: 109-119.
- United States Department of Energy, (. D. (1998). *Empirical Models for the Uptake of inorganic Chemicals from Soil by Plants.*
- US DOE. (1998). *Empirical Models for the Uptake of inorganic Chemicals from Soil by Plants - United States Department of Energy .*
- US EPA. (1995). *Assessing Dermal Exposure from Soil - Region 3 - United States Environmental Protection Agency - Hazardous Waste Management Division.*
- US EPA. (2005). *Ecological Soil Screening Levels for Barium - Interim Final OSWER Directive 9285.7- 63 - U.S. Environmental Protection Agency.*
- US EPA. (2005a). *Partition Coefficients for Metals in Surface Water, Soil and Waste.*
- US EPA. (1999). *Screening-Level Ecological Risk Assessment Protocol, Center for Combustion Science and Engineering, EPA Region 6. .*



US EPA. (1996). *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*. EPA Document Number: EPA/540/R-95/128.

Woolson, E. (1973). *Arsenic phytotoxicity and uptake in six vegetable crops*», *Weed Sci.*, n° 21, p. 524-527.

Annexe B

Paramètres d'exposition des récepteurs humains



Tableau B-1 : Temps passé dans la zone d'étude

Facteurs considérés	Occupation du territoire
	Commercial/Industriel
Nombre d'heures par jour	10
Nombre de jours par semaine	5
Nombre de semaines par an	50

Tableau B-2 : Poids corporels des récepteurs

Âge (ans)	Hommes (kg)	Femmes (kg)	Combinés (kg)
< 0,5	--A	--A	
Moyenne (écart-type)			6,7 (1,5)
Forme de la distribution			log-normale
0,5 à < 5			
Moyenne (écart-type)	15,4 (3,5)	14,4 (3,6)	14,9 (3,5)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale
5 à < 12			
Moyenne (écart-type)	31,3 (10)	29,5 (9,2)	30,4 (9,7)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale
12 à < 20			
Moyenne (écart-type)	64,1 (15,7)	57,4 (15)	61,1 (15,8)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale
20 et +			
Moyenne (écart-type)	80,4 (14,8)	69,1 (17)	74,6 (17)
Forme de la distribution	log-normale	log-normale	log-normale

A : Valeur non différenciée pour les sexes

Source (ESCC, 2004)

Tableau B-3 : Surfaces corporelles totales retenues

Sexe	Surface corporelle totale (m ²) selon l'âge et le sexe				
	(Moyenne ± écart-type)				
	< 0,5 ans	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	> 20 ans et +
Homme	0,346 ± 0,034	0,527 ± 0,235	0,995 ± 0,173	1,663 ± 0,242	1,966 ± 0,194
Femme	0,346 ± 0,052	0,580 ± 0,073	0,968 ± 0,153	1,552 ± 0,220	1,758 ± 0,226
Sexes combinés	0,345 ± 0,044	0,577 ± 0,074	0,985 ± 0,166	1,608 ± 0,235	1,856 ± 0,223

Source: U.S.EPA (1985) d'après Dubois et Dubois (1916), Boyd (1935) et Van Graan (1969)

Tableau B-4 : Taux d'adhérence du sol sur la peau retenus selon les différentes tranches d'âges

Taux d'adhérence (mg/cm ²)	Tranches d'âges				
	< 0,5 ans	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	20 ans et plus
Taux d'adhérence sol/peau	0	0,2	0,2	0,07	0,07



Tableau B-5 : Taux d'inhalation d'air retenus selon les classes d'âges

Population	Distributions normales des volumes d'air inhalés par jour selon les classes d'âges (m ³ /kg-jour)		
	Hommes	Femmes	Sexes combinés
	moyenne ±	moyenne ±	moyenne ±
	(écart-type)	(écart-type)	(écart-type)
Âge (ans)			
< 0,5 ans	0,509 ^A ± 0,093	0,509 ^A ± 0,093	0,509 ^A ± 0,093
0,5 à < 5 ans	0,471 ± 0,062	0,453 ± 0,071	0,461 ± 0,047
5 à < 12 ans	0,4 ± 0,056	0,365 ± 0,063	0,382 ± 0,041
12 à < 20 ans	0,324 ± 0,043	0,27 ± 0,05	0,297 ± 0,032
20 ans et +	0,227 ± 0,035	0,219 ± 0,035	0,223 ± 0,025

^A Valeur non différenciée pour les sexes

Tableau B-6 : Taux d'ingestion d'eau potable retenus selon les classes d'âges (bruit de fond seulement)

Population	Distribution de la consommation pour les sexes combinés (ml/j)	
	Moyenne ± écart- type	75 ^e centile
		(valeur déterministe)
Âge (ans)		
< 0,5 ans	521 ± 311	655
0,5 à < 5 ans	728 ± 485	910
5 à < 12 ans	985 ± 493	1198
12 à < 20 ans	1 232 ± 739	1523
20 ans et +	1 528 ± 920	1907

Tableau B-7 : Taux d'ingestion de sol retenus

Population	Quantités de sol et de poussières intérieures ingérés (mg/jour)	
	Valeur déterministe	Distribution log-normale (médiane; 95 ^e centile)
Âge (ans)		
< 0,5 ans	20	1; 35
0,5 à < 5 ans	85	30; 115
5 à < 12 ans	35	15; 75
12 à < 20 ans	20	1; 35
Travailleur extérieur 20 ans et plus	85	1; 35

Équations utilisées pour le calcul de l'exposition des récepteurs humains

**Exposition par inhalation:**

La dose d'exposition totale par inhalation d'air extérieur se calcule comme suit :

Avec,

$$Dinh. air. ext = (Cair. ext. p \times Tinh \times Text \times FE) \quad \text{Équation 1}$$

Où,

- *Dinh.air.ext* = Dose par inhalation d'air extérieur (en mg/kg/j)
- *Cair.ext.p* = Concentration sous forme particulaire air extérieur (en mg/m³)
- *Tinh* = Taux d'inhalation d'air en fonction de la classe d'âge (en m³/kg/j)
- *Text* = Proportion du temps passé à l'extérieur (en heures)
- *FE* = Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 (sans unités)

Notons que, lorsque qu'une valeur toxicologique de référence (VTR) est disponible pour la voie de l'inhalation, l'évaluation du risque par voie respiratoire est faite en comparant une concentration d'exposition (et non pas une dose) à une concentration de référence ou un facteur de risque par inhalation (cas des substances cancérigènes). Dans ce cas précis, le calcul d'une dose d'exposition par inhalation n'est pas requis et la concentration d'exposition est ajustée pour le temps d'occupation du site.

De plus, la méthode qui consiste à convertir les VTR exprimées en unité métriques (ex. : mg/m³) en dose d'exposition équivalente (exprimée en mg/kg-j) n'est plus celle recommandée par l'U.S. EPA pour estimer le risque associé à l'inhalation de composés chimiques, car elle ne respecte pas les principes de dosimétrie en lien avec la voie respiratoire; la quantité de toxique inhalée, qui atteint l'organe cible, n'est pas une simple fonction du taux d'inhalation et du poids corporel (US EPA, 2009).

Ainsi, le calcul d'une dose d'exposition par inhalation selon l'équation 1 n'est utile que lorsqu'une VTR pour l'inhalation n'est pas disponible et que les effets toxicologiques du CPP sont reconnus comme systémiques et qu'une dose totale multivoie en équivalent par ingestion est calculée.

**Exposition par ingestion de sol :**

La dose d'exposition totale par ingestion accidentelle de sol se calcule comme suit :

$$Ding.sol = \left[\left(\frac{C_{sol} \times TingSol}{PC} \right) \times FE \right] \quad \text{Équation 2}$$

Où,

- *Ding.sol* = Dose totale par ingestion de sol et de poussières (en mg/kg/j)
- *Csol* = Concentration en CPP dans le sol (en mg/kg)
- *TingSol* = Taux d'ingestion de sol en fonction de la classe d'âge (en kg/j)
- *PC* = Poids corporel selon la classe d'âge (en kg)
- *FE* = Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 (sans unités)

Exposition par ingestion d'eau potable:

La dose d'exposition par ingestion d'eau potable se calcule comme suit :

$$Ding.eau = \left(\frac{C_{eau} \times Ting.eau}{PC} \right) \times FE \quad \text{Équation 3}$$

Où,

- *Ding.eau* = Dose totale par ingestion d'eau potable (en mg/kg/j)
- *Ceau* = Concentration en CPP dans l'eau potable (en mg/kg)
- *Ting.eau* = Taux d'ingestion d'eau potable (en kg/j)
- *PC* = Poids corporel selon la classe d'âge (en kg)
- *FE* = Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 (sans unités)

Rappelons que, considérant que l'eau souterraine du site à l'étude n'est pas utilisée pour fins de consommation, l'ingestion d'eau potable n'est considérée que lors de l'estimation de l'exposition bruit de fond via l'eau fournie par l'aqueduc de la Ville.

**Exposition par contact cutané avec le sol :**

La dose d'exposition par contact cutané avec le sol se calcule comme suit :

$$D_{cut.sol} = EV \times \left[\left(C_{sol} \times T_{adh.sol} \times FR_{peau.été} \times SC \right) \frac{Nb.J.été}{NB.an} + \left(C_{sol} \times T_{adh.sol} \times FR_{peau.aut.hiv} \times SC \right) \frac{Nb.J.aut.hiv}{NB.an} \right] \times \frac{F_{abs.cc}}{PC} \times FE \times 10^{-6} \quad \text{Équation 4}$$

Où,

- $D_{cut.sol}$ = Dose par contact cutané avec le sol (en mg/kg/j)
- EV = Nombre d'événements d'exposition cutanée par jour (événement/j)
- C_{sol} = Concentration en CPP dans le sol (en mg/kg)
- $T_{adh.sol}$ = Taux adhérence du sol sur la peau (en mg/cm²-événement)
- $Fr_{peau.xx}$ = Fraction de la surface de peau exposée selon la saison (sans unité)
- SC = Surface totale de peau selon la classe d'âge (en cm²)
- $F_{abs.cc}$ = Fraction d'absorption cutanée spécifique au contaminant (sans unité)
- PC = Poids corporel selon la classe d'âge (en kg)
- $Nb.j.xx$ = Nombre de jours dans la saison
- $Nb.j.an$ = Nombre de jours dans l'année
- FE = Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 (sans unités)
- 10^{-6} = Facteur de conversion d'unité (kg/mg de particules)

Annexe D

Résultats du calcul des doses d'exposition des récepteurs humains



Tableau D-1 : Doses d'exposition par ingestion de sol

CPP	Dose par ingestion de sol (mg/kg/j)				
	< 0,5 ans	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	Travailleur 20 ans et plus
Arsenic	1,32E-04	2,52E-04	5,08E-05	1,45E-05	5,03E-05
Baryum	9,26E-04	1,77E-03	3,57E-04	1,02E-04	3,54E-04
Cadmium	6,20E-06	1,18E-05	2,39E-06	6,80E-07	2,37E-06
Cuivre	1,52E-04	2,90E-04	5,85E-05	1,66E-05	1,98E-05
Chrome total	1,11E-04	2,13E-04	4,30E-05	1,22E-05	4,25E-05
Cobalt	2,10E-04	4,02E-04	8,10E-05	2,30E-05	8,02E-05
Étain	7,60E-06	1,45E-05	2,93E-06	8,33E-07	2,90E-06
Manganèse	1,20E-01	2,30E-01	4,63E-02	1,32E-02	4,58E-02
Mercure	1,38E-06	2,64E-06	5,33E-07	1,52E-07	1,81E-07
Molybdène	1,49E-05	2,85E-05	5,74E-06	1,63E-06	5,68E-06
Nickel	1,51E-04	2,88E-04	5,81E-05	1,65E-05	5,75E-05
Plomb	1,04E-04	1,99E-04	4,02E-05	1,14E-05	3,98E-05
Zinc	4,20E-04	8,03E-04	1,62E-04	4,61E-05	1,60E-04
Acénaphène	3,33E-07	6,37E-07	1,29E-07	3,65E-08	1,27E-07
Acénaphthylène	5,00E-07	9,56E-07	1,93E-07	5,49E-08	1,91E-07
Anthracène	1,47E-06	2,81E-06	5,68E-07	1,61E-07	5,62E-07
Benzo(a)anthracène	2,42E-06	4,63E-06	9,34E-07	2,66E-07	9,25E-07
Benzo(a)pyrène	2,21E-06	4,22E-06	8,51E-07	2,42E-07	8,43E-07
Benzo(b+j+k)fluoranthène	1,89E-06	3,62E-06	7,30E-07	2,07E-07	7,22E-07
Benzo(c)phénanthrène	3,68E-07	7,04E-07	1,42E-07	4,04E-08	1,41E-07
Benzo(g,h,i)pérylène	1,35E-06	2,58E-06	5,20E-07	1,48E-07	5,15E-07
Chrysène	2,38E-06	4,54E-06	9,17E-07	2,61E-07	9,08E-07
Dibenzo(a,h)anthracène	3,65E-07	6,97E-07	1,41E-07	4,00E-08	1,39E-07
Dibenzo(a,h)pyrène	1,53E-07	2,92E-07	5,90E-08	1,68E-08	5,84E-08
Dibenzo(a,i)pyrène	2,42E-07	4,62E-07	9,33E-08	2,65E-08	9,24E-08
Dibenzo(a,l)pyrène	2,87E-07	5,48E-07	1,11E-07	3,14E-08	1,09E-07
Fluoranthène	5,42E-06	1,04E-05	2,09E-06	5,94E-07	2,07E-06
Fluorène	5,48E-07	1,05E-06	2,11E-07	6,01E-08	2,09E-07
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	1,13E-06	2,16E-06	4,35E-07	1,24E-07	4,31E-07
Phénanthrène	3,92E-06	7,48E-06	1,51E-06	4,29E-07	1,49E-06
Pyrène	4,21E-06	8,04E-06	1,62E-06	4,61E-07	1,61E-06
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	1,30E-07	2,49E-07	5,02E-08	1,43E-08	4,97E-08



Tableau D-2 : Doses d'exposition par inhalation d'air intérieur et d'air extérieur

CPP	Dose par inhalation d'air extérieur sous forme particulaire (mg/kg/j)				
	< 0,5 ans	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	Travailleur 20 ans et plus
Arsenic	8,42E-08	9,97E-08	8,26E-08	7,72E-08	1,03E-07
Baryum	5,92E-07	7,01E-07	5,81E-07	5,42E-07	7,21E-07
Cadmium	3,96E-09	4,69E-09	3,89E-09	3,63E-09	4,82E-09
Chrome total	2,94E-09	3,49E-09	2,89E-09	2,70E-09	1,29E-09
Cobalt	7,12E-08	8,43E-08	6,98E-08	6,52E-08	8,67E-08
Cuivre	1,34E-07	1,59E-07	1,32E-07	1,23E-07	1,64E-07
Étain	4,85E-09	5,75E-09	4,76E-09	4,45E-09	5,91E-09
Manganèse	7,67E-05	9,09E-05	7,53E-05	7,03E-05	9,35E-05
Mercure	2,69E-11	3,18E-11	2,64E-11	2,46E-11	1,18E-11
Molybdène	9,51E-09	1,13E-08	9,33E-09	8,72E-09	1,16E-08
Nickel	9,62E-08	1,14E-07	9,44E-08	8,82E-08	1,17E-07
Plomb	6,66E-08	7,88E-08	6,53E-08	6,10E-08	8,11E-08
Zinc	2,68E-07	3,18E-07	2,63E-07	2,46E-07	3,27E-07
Acénaphtène	2,13E-10	2,52E-10	2,09E-10	1,95E-10	5,19E-11
Acénaphtylène	3,20E-10	3,79E-10	3,14E-10	2,93E-10	3,89E-10
Anthracène	9,40E-10	1,11E-09	9,23E-10	8,62E-10	1,15E-09
Benzo(a)anthracène	1,55E-09	1,83E-09	1,52E-09	1,42E-09	1,89E-09
Benzo(a)pyrène	1,41E-09	1,67E-09	1,38E-09	1,29E-09	1,72E-09
Benzo(b+j+k)fluoranthène	1,21E-09	1,43E-09	1,19E-09	1,11E-09	1,47E-09
Benzo(c)phénanthrène	2,35E-10	2,79E-10	2,31E-10	2,16E-10	2,87E-10
Benzo(g,h,i)pérylène	8,62E-10	1,02E-09	8,46E-10	7,90E-10	1,05E-09
Chrysène	1,52E-09	1,80E-09	1,49E-09	1,39E-09	1,85E-09
Dibenzo(a,h)anthracène	2,33E-10	2,76E-10	2,29E-10	2,14E-10	2,84E-10
Dibenzo(a,h)pyrène	9,77E-11	1,16E-10	9,59E-11	8,96E-11	1,19E-10
Dibenzo(a,i)pyrène	1,55E-10	1,83E-10	1,52E-10	1,42E-10	1,88E-10
Dibenzo(a,l)pyrène	1,83E-10	2,17E-10	1,80E-10	1,68E-10	2,23E-10
Fluoranthène	3,46E-09	4,10E-09	3,40E-09	3,17E-09	4,22E-09
Fluorène	3,50E-10	4,15E-10	3,44E-10	3,21E-10	4,27E-10
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	7,21E-10	8,54E-10	7,08E-10	6,61E-10	8,78E-10
Phénanthrène	2,50E-09	2,96E-09	2,45E-09	2,29E-09	3,05E-09
Pyrène	2,69E-09	3,18E-09	2,64E-09	2,46E-09	3,28E-09
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	8,32E-11	9,85E-11	8,16E-11	7,62E-11	2,03E-11



Tableau D-3 : Doses d'exposition par contact cutané avec le sol et les poussières intérieures

CPP	Dose par contact cutané avec le sol (mg/kg/j)				
	< 0,5 ans	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	Travailleur 20 ans et plus
Arsenic	0,00E+00	2,58E-05	2,16E-05	6,13E-06	1,60E-06
Baryum	0,00E+00	4,53E-04	3,79E-04	1,08E-04	2,81E-05
Cadmium	0,00E+00	3,03E-08	2,53E-08	7,21E-09	1,88E-09
Chrome total	0,00E+00	7,41E-05	6,20E-05	1,76E-05	4,60E-06
Cobalt	0,00E+00	5,44E-06	4,56E-06	1,29E-06	3,38E-07
Cuivre	0,00E+00	6,16E-05	5,16E-05	1,47E-05	3,82E-06
Étain	0,00E+00	3,71E-07	3,11E-07	8,83E-08	2,30E-08
Manganèse	0,00E+00	5,87E-03	4,91E-03	1,40E-03	3,64E-04
Mercuré	0,00E+00	6,76E-08	5,66E-08	1,61E-08	4,20E-09
Molybdène	0,00E+00	7,28E-07	6,09E-07	1,73E-07	4,52E-08
Nickel	0,00E+00	2,95E-05	2,46E-05	7,01E-06	1,83E-06
Plomb	0,00E+00	5,09E-06	4,26E-06	1,21E-06	3,16E-07
Zinc	0,00E+00	4,11E-05	3,44E-05	9,77E-06	2,55E-06
Acénaphène	0,00E+00	2,12E-07	1,77E-07	5,04E-08	1,31E-08
Acénaphthylène	0,00E+00	3,18E-07	2,66E-07	7,56E-08	1,97E-08
Anthracène	0,00E+00	9,35E-07	7,83E-07	2,23E-07	5,81E-08
Benzo(a)anthracène	0,00E+00	1,54E-06	1,29E-06	3,66E-07	9,55E-08
Benzo(a)pyrène	0,00E+00	1,40E-06	1,17E-06	3,34E-07	8,71E-08
Benzo(b+j+k)fluoranthène	0,00E+00	1,20E-06	1,01E-06	2,86E-07	7,46E-08
Benzo(c)phénanthrène	0,00E+00	2,34E-07	1,96E-07	5,57E-08	1,45E-08
Benzo(g,h,i)pérylène	0,00E+00	8,57E-07	7,17E-07	2,04E-07	5,32E-08
Chrysène	0,00E+00	1,51E-06	1,26E-06	3,59E-07	9,38E-08
Dibenzo(a,h)anthracène	0,00E+00	2,32E-07	1,94E-07	5,51E-08	1,44E-08
Dibenzo(a,h)pyrène	0,00E+00	9,72E-08	8,13E-08	2,31E-08	6,03E-09
Dibenzo(a,i)pyrène	0,00E+00	1,54E-07	1,29E-07	3,66E-08	9,54E-09
Dibenzo(a,l)pyrène	0,00E+00	1,82E-07	1,52E-07	4,33E-08	1,13E-08
Fluoranthène	0,00E+00	3,44E-06	2,88E-06	8,19E-07	2,14E-07
Fluorène	0,00E+00	3,48E-07	2,92E-07	8,29E-08	2,16E-08
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0,00E+00	7,17E-07	6,00E-07	1,71E-07	4,45E-08
Phénanthrène	0,00E+00	2,49E-06	2,08E-06	5,92E-07	1,54E-07
Pyrène	0,00E+00	2,67E-06	2,24E-06	6,36E-07	1,66E-07
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	0,00E+00	1,20E-07	1,01E-07	2,86E-08	1,60E-06



Tableau D-4 : Bilan des doses d'exposition par voie

CPP	Dose d'exposition par ingestion (mg/kg/j)					Dose d'exposition par inhalation (mg/kg/j)					Dose d'exposition par contact cutané (mg/kg/j)					Contribution à la dose totale (tout-petit - récepteur sensible)		
	< 0,5 ans	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	Travailleurs 20 ans et plus	< 0,5 ans	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	Travailleurs 20 ans et plus	< 0,5 ans	0,5 à < 5 ans	5 à < 12 ans	12 à < 20 ans	Travailleurs 20 ans et plus	Ingestion	Inhalation	Contact cutané
Arsenic	1,32E-04	2,52E-04	5,08E-05	1,45E-05	5,03E-05	8,42E-08	9,97E-08	8,26E-08	7,72E-08	1,03E-07	0,00E+00	2,58E-05	2,16E-05	6,13E-06	1,60E-06	90,7%	0,0%	9,3%
Baryum	9,26E-04	1,77E-03	3,57E-04	1,02E-04	3,54E-04	5,92E-07	7,01E-07	5,81E-07	5,42E-07	7,21E-07	0,00E+00	4,53E-04	3,79E-04	1,08E-04	2,81E-05	92,5%	0,2%	7,3%
Cadmium	6,20E-06	1,18E-05	2,39E-06	6,80E-07	2,37E-06	3,96E-09	4,69E-09	3,89E-09	3,63E-09	4,82E-09	0,00E+00	3,03E-08	2,53E-08	7,21E-09	1,88E-09	99,7%	0,0%	0,3%
Chrome total	1,52E-04	2,90E-04	5,85E-05	1,66E-05	1,98E-05	2,94E-09	3,49E-09	2,89E-09	2,70E-09	1,29E-09	0,00E+00	7,41E-05	6,20E-05	1,76E-05	4,60E-06	79,6%	0,0%	20,4%
Cobalt	1,11E-04	2,13E-04	4,30E-05	1,22E-05	4,25E-05	7,12E-08	8,43E-08	6,98E-08	6,52E-08	8,67E-08	0,00E+00	5,44E-06	4,56E-06	1,29E-06	3,38E-07	99,0%	0,2%	0,8%
Cuivre	2,10E-04	4,02E-04	8,10E-05	2,30E-05	8,02E-05	1,34E-07	1,59E-07	1,32E-07	1,23E-07	1,64E-07	0,00E+00	6,16E-05	5,16E-05	1,47E-05	3,82E-06	86,7%	0,0%	13,3%
Étain	7,60E-06	1,45E-05	2,93E-06	8,33E-07	2,90E-06	4,85E-09	5,75E-09	4,76E-09	4,45E-09	5,91E-09	0,00E+00	3,71E-07	3,11E-07	8,83E-08	2,30E-08	97,5%	0,0%	2,5%
Manganèse	1,20E-01	2,30E-01	4,63E-02	1,32E-02	4,58E-02	7,67E-05	9,09E-05	7,53E-05	7,03E-05	9,35E-05	0,00E+00	5,87E-03	4,91E-03	1,40E-03	3,64E-04	97,5%	0,0%	2,5%
Mercure	1,38E-06	2,64E-06	5,33E-07	1,52E-07	1,81E-07	2,69E-11	3,18E-11	2,64E-11	2,46E-11	1,18E-11	0,00E+00	6,76E-08	5,66E-08	1,61E-08	4,20E-09	97,5%	0,0%	2,5%
Molybdène	1,49E-05	2,85E-05	5,74E-06	1,63E-06	5,68E-06	9,51E-09	1,13E-08	9,33E-09	8,72E-09	1,16E-08	0,00E+00	7,28E-07	6,09E-07	1,73E-07	4,52E-08	99,0%	0,2%	0,8%
Nickel	1,51E-04	2,88E-04	5,81E-05	1,65E-05	5,75E-05	9,62E-08	1,14E-07	9,44E-08	8,82E-08	1,17E-07	0,00E+00	2,95E-05	2,46E-05	7,01E-06	1,83E-06	90,7%	0,0%	9,3%
Plomb	1,04E-04	1,99E-04	4,02E-05	1,14E-05	3,98E-05	6,66E-08	7,88E-08	6,53E-08	6,10E-08	8,11E-08	0,00E+00	5,09E-06	4,26E-06	1,21E-06	3,16E-07	97,5%	0,0%	2,5%
Zinc	4,20E-04	8,03E-04	1,62E-04	4,61E-05	1,60E-04	2,68E-07	3,18E-07	2,63E-07	2,46E-07	3,27E-07	0,00E+00	4,11E-05	3,44E-05	9,77E-06	2,55E-06	95,1%	0,0%	4,9%
Acénaphtylène	3,33E-07	6,37E-07	1,29E-07	3,65E-08	1,27E-07	2,13E-10	2,52E-10	2,09E-10	1,95E-10	5,19E-11	0,00E+00	2,12E-07	1,77E-07	5,04E-08	1,31E-08	90,6%	0,0%	9,4%
Acénaphtène	5,00E-07	9,56E-07	1,93E-07	5,49E-08	1,91E-07	3,20E-10	3,79E-10	3,14E-10	2,93E-10	3,89E-10	0,00E+00	3,18E-07	2,66E-07	7,56E-08	1,97E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Anthracène	1,47E-06	2,81E-06	5,68E-07	1,61E-07	5,62E-07	9,40E-10	1,11E-09	9,23E-10	8,62E-10	1,15E-09	0,00E+00	9,35E-07	7,83E-07	2,23E-07	5,81E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(a)anthracène	2,42E-06	4,63E-06	9,34E-07	2,66E-07	9,25E-07	1,55E-09	1,83E-09	1,52E-09	1,42E-09	1,89E-09	0,00E+00	1,54E-06	1,29E-06	3,66E-07	9,55E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(a)pyrène	2,21E-06	4,22E-06	8,51E-07	2,42E-07	8,43E-07	1,41E-09	1,67E-09	1,38E-09	1,29E-09	1,72E-09	0,00E+00	1,40E-06	1,17E-06	3,34E-07	8,71E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(b+j+k)fluoranthène	1,89E-06	3,62E-06	7,30E-07	2,07E-07	7,22E-07	1,21E-09	1,43E-09	1,19E-09	1,11E-09	1,47E-09	0,00E+00	1,20E-06	1,01E-06	2,86E-07	7,46E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(c)phénanthrène	3,68E-07	7,04E-07	1,42E-07	4,04E-08	1,41E-07	2,35E-10	2,79E-10	2,31E-10	2,16E-10	2,87E-10	0,00E+00	2,34E-07	1,96E-07	5,57E-08	1,45E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(g,h,i)pérylène	1,35E-06	2,58E-06	5,20E-07	1,48E-07	5,15E-07	8,62E-10	1,02E-09	8,46E-10	7,90E-10	1,05E-09	0,00E+00	8,57E-07	7,17E-07	2,04E-07	5,32E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Chrysène	2,38E-06	4,54E-06	9,17E-07	2,61E-07	9,08E-07	1,52E-09	1,80E-09	1,49E-09	1,39E-09	1,85E-09	0,00E+00	1,51E-06	1,26E-06	3,59E-07	9,38E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Dibenzo(a,h)anthracène	3,65E-07	6,97E-07	1,41E-07	4,00E-08	1,39E-07	2,33E-10	2,76E-10	2,29E-10	2,14E-10	2,84E-10	0,00E+00	2,32E-07	1,94E-07	5,51E-08	1,44E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Dibenzo(a,h)pyrène	1,53E-07	2,92E-07	5,90E-08	1,68E-08	5,84E-08	9,77E-11	1,16E-10	9,59E-11	8,96E-11	1,19E-10	0,00E+00	9,72E-08	8,13E-08	2,31E-08	6,03E-09	75,0%	0,0%	24,9%
Dibenzo(a,i)pyrène	2,42E-07	4,62E-07	9,33E-08	2,65E-08	9,24E-08	1,55E-10	1,83E-10	1,52E-10	1,42E-10	1,88E-10	0,00E+00	1,54E-07	1,29E-07	3,66E-08	9,54E-09	75,0%	0,0%	24,9%
Dibenzo(a,l)pyrène	2,87E-07	5,48E-07	1,11E-07	3,14E-08	1,09E-07	1,83E-10	2,17E-10	1,80E-10	1,68E-10	2,23E-10	0,00E+00	1,82E-07	1,52E-07	4,33E-08	1,13E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Fluoranthène	5,42E-06	1,04E-05	2,09E-06	5,94E-07	2,07E-06	3,46E-09	4,10E-09	3,40E-09	3,17E-09	4,22E-09	0,00E+00	3,44E-06	2,88E-06	8,19E-07	2,14E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Fluorène	5,48E-07	1,05E-06	2,11E-07	6,01E-08	2,09E-07	3,50E-10	4,15E-10	3,44E-10	3,21E-10	4,27E-10	0,00E+00	3,48E-07	2,92E-07	8,29E-08	2,16E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	1,13E-06	2,16E-06	4,35E-07	1,24E-07	4,31E-07	7,21E-10	8,54E-10	7,08E-10	6,61E-10	8,78E-10	0,00E+00	7,17E-07	6,00E-07	1,71E-07	4,45E-08	90,5%	0,2%	9,3%
Phénanthrène	3,92E-06	7,48E-06	1,51E-06	4,29E-07	1,49E-06	2,50E-09	2,96E-09	2,45E-09	2,29E-09	3,05E-09	0,00E+00	2,49E-06	2,08E-06	5,92E-07	1,54E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Pyrène	4,21E-06	8,04E-06	1,62E-06	4,61E-07	1,61E-06	2,69E-09	3,18E-09	2,64E-09	2,46E-09	3,28E-09	0,00E+00	2,67E-06	2,24E-06	6,36E-07	1,66E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	1,30E-07	2,49E-07	5,02E-08	1,43E-08	4,97E-08	8,32E-11	9,85E-11	8,16E-11	7,62E-11	2,03E-11	0,00E+00	1,20E-07	1,01E-07	2,86E-08	1,60E-06	90,6%	0,0%	9,4%



Tableau D-5 : Doses d'exposition en équivalent pour l'ingestion

CPP	Dose d'exposition combinée Ingestion + Contact Cutané en équivalent pour l'ingestion (mg/kg/j)					Dose d'exposition combinée Ingestion + Inhalation + Contact Cutané en équivalent pour l'ingestion (mg/kg/j)					Contribution à la dose combinée (tout-petit - récepteur sensible)		
	0 - 6 mois	7 mois - 4 ans	5 - 11 ans	12 - 19 ans	Travailleurs 20 ans et plus	0 - 6 mois	7 mois - 4 ans	5 - 11 ans	12 - 19 ans	Travailleurs 20 ans et plus	Ingestion	Inhalation	Contact cutané
Arsenic	1,32E-04	2,78E-04	7,24E-05	2,06E-05	5,19E-05	NC	NC	NC	NC	NC	90,7%	NA	9,3%
Baryum	NC	NC	NC	NC	NC	9,27E-04	2,22E-03	7,36E-04	2,10E-04	3,82E-04	92,5%	0,2%	7,3%
Cadmium	6,20E-06	1,19E-05	2,42E-06	6,87E-07	2,37E-06	NC	NC	NC	NC	NC	99,7%	NA	0,3%
Chrome total	NC	NC	NC	NC	NC	1,52E-04	3,64E-04	1,20E-04	3,42E-05	2,44E-05	81,2%	0,0%	18,8%
Cobalt	1,11E-04	2,18E-04	4,75E-05	1,35E-05	4,29E-05	NC	NC	NC	NC	NC	99,2%	NA	0,8%
Cuivre	2,10E-04	4,63E-04	1,33E-04	3,77E-05	8,40E-05	NC	NC	NC	NC	NC	86,7%	NA	13,3%
Étain	NC	NC	NC	NC	NC	7,60E-06	1,49E-05	3,25E-06	9,26E-07	2,93E-06	97,5%	0,0%	2,5%
Manganèse	1,20E-01	2,35E-01	5,12E-02	1,46E-02	4,62E-02	NC	NC	NC	NC	NC	97,5%	NA	2,5%
Mercure	1,38E-06	2,71E-06	5,90E-07	1,68E-07	1,85E-07	NC	NC	NC	NC	NC	97,5%	NA	2,5%
Molybdène	NC	NC	NC	NC	NC	1,49E-05	2,92E-05	6,36E-06	1,81E-06	5,74E-06	99,0%	0,2%	0,8%
Nickel	1,51E-04	3,17E-04	8,28E-05	2,35E-05	5,93E-05	NC	NC	NC	NC	NC	90,7%	NA	9,3%
Plomb	NC	NC	NC	NC	NC	1,04E-04	2,04E-04	4,45E-05	1,27E-05	4,02E-05	97,5%	0,0%	2,5%
Zinc	NC	NC	NC	NC	NC	4,20E-04	8,44E-04	1,97E-04	5,61E-05	1,63E-04	95,1%	0,0%	4,9%
Acénaphène	NC	NC	NC	NC	NC	3,33E-07	8,49E-07	3,06E-07	8,71E-08	1,40E-07	90,6%	0,0%	9,4%
Acénaphthylène	NC	NC	NC	NC	NC	5,01E-07	1,27E-06	4,59E-07	1,31E-07	2,11E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Anthracène	NC	NC	NC	NC	NC	1,47E-06	3,75E-06	1,35E-06	3,85E-07	6,21E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(a)anthracène	NC	NC	NC	NC	NC	2,42E-06	6,17E-06	2,22E-06	6,33E-07	1,02E-06	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(a)pyrène	NC	NC	NC	NC	NC	2,21E-06	5,62E-06	2,03E-06	5,77E-07	9,31E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(b+j+k)fluoranthène	NC	NC	NC	NC	NC	1,89E-06	4,82E-06	1,74E-06	4,94E-07	7,98E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(c)phénanthrène	NC	NC	NC	NC	NC	3,69E-07	9,39E-07	3,38E-07	9,63E-08	1,55E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Benzo(g,h,i)pérylène	NC	NC	NC	NC	NC	1,35E-06	3,44E-06	1,24E-06	3,53E-07	5,69E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Chrysène	NC	NC	NC	NC	NC	2,38E-06	6,06E-06	2,18E-06	6,21E-07	1,00E-06	75,0%	0,0%	24,9%
Dibenzo(a,h)anthracène	NC	NC	NC	NC	NC	3,65E-07	9,29E-07	3,35E-07	9,53E-08	1,54E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Dibenzo(a,h)pyrène	NC	NC	NC	NC	NC	1,53E-07	3,90E-07	1,40E-07	4,00E-08	6,46E-08	75,0%	0,0%	24,9%
Dibenzo(a,i)pyrène	NC	NC	NC	NC	NC	2,42E-07	6,16E-07	2,22E-07	6,33E-08	1,02E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Dibenzo(a,l)pyrène	NC	NC	NC	NC	NC	2,87E-07	7,30E-07	2,63E-07	7,49E-08	1,21E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Fluoranthène	NC	NC	NC	NC	NC	5,42E-06	1,38E-05	4,97E-06	1,42E-06	2,29E-06	75,0%	0,0%	24,9%
Fluorène	NC	NC	NC	NC	NC	5,49E-07	1,40E-06	5,03E-07	1,43E-07	2,31E-07	75,0%	0,0%	24,9%
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	NC	NC	NC	NC	NC	1,13E-06	2,88E-06	1,04E-06	2,95E-07	4,76E-07	90,5%	0,2%	9,3%
Phénanthrène	NC	NC	NC	NC	NC	3,92E-06	9,97E-06	3,59E-06	1,02E-06	1,65E-06	75,0%	0,0%	24,9%
Pyrène	NC	NC	NC	NC	NC	4,21E-06	1,07E-05	3,86E-06	1,10E-06	1,78E-06	75,0%	0,0%	24,9%

NA : Non applicable

NC : Non calculé



Tableau D-6 : Doses d'exposition bruit de fond

CPP	Dose d'exposition naturelle par ingestion d'aliments (mg/kg/j)						Dose d'exposition naturelle par ingestion d'eau potable (mg/kg/j)						Dose d'exposition naturelle par inhalation d'air (mg/kg/j)								
	0 - 6 mois	7 mois - 4 ans	5 - 11 ans	12 - 19 ans	20 ans et plus	Référence	Conc. dans l'eau potable Montréal par défaut (mg/L)	0 - 6 mois	7 mois - 4 ans	5 - 11 ans	12 - 19 ans	20 ans et plus	Référence	Conc. dans l'air Montréal (mg/m³)	0 - 6 mois	7 mois - 4 ans	5 - 11 ans	12 - 19 ans	20 ans et plus	Référence	
Arsenic	2,16E-04	4,04E-04	2,69E-04	1,72E-04	1,63E-04	INSPQ, 2005	1,02E-03	9,97E-05	6,23E-05	4,02E-05	2,54E-05	2,61E-05	VdM, 2011	1,60E-06	8,14E-07	7,38E-07	6,11E-07	4,75E-07	3,57E-07	Gagnon, 2004	
Baryum	1,77E-02	2,05E-02	1,56E-02	8,45E-03	6,18E-03	Santé Canada, 2010	2,22E-02	2,17E-03	1,36E-03	8,74E-04	5,53E-04	5,67E-04	VdM, 2011	Inconnue					NC	NA	
Cadmium	2,13E-04	5,41E-04	4,26E-04	2,96E-04	3,00E-04	INSPQ, 2005	4,00E-05	3,91E-06	2,44E-06	1,58E-06	9,97E-07	1,02E-06	VdM, 2011	5,00E-07	2,55E-07	2,31E-07	1,91E-07	1,49E-07	1,12E-07	Gagnon, 2004	
Chrome total	8,21E-03	5,28E-03	3,27E-03	1,95E-03	1,60E-03	INSPQ, 2005	7,00E-04	6,84E-05	4,28E-05	2,76E-05	1,74E-05	1,79E-05	VdM, 2011	2,10E-06					4,68E-07	Gagnon, 2004	
Cobalt	5,90E-04	5,30E-04	3,70E-04	2,20E-04	1,40E-04	Santé Canada, 2010	5,00E-05	4,89E-06	3,05E-06	1,97E-06	1,25E-06	1,28E-06	VdM, 2011	2,00E-07					4,46E-08	Gagnon, 2004	
Cuivre	6,53E-02	4,83E-02	4,00E-02	2,45E-02	2,15E-02	Santé Canada, 2010	7,29E-02	7,13E-03	4,45E-03	2,87E-03	1,82E-03	1,86E-03	VdM, 2011	4,41E-05	2,24E-05	2,03E-05	1,68E-05	1,31E-05	9,83E-06	Gagnon, 2004	
Étain	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	
Manganèse	5,90E-02	9,60E-02	8,20E-02	4,90E-02	5,50E-02	Santé Canada, 2010	2,80E-04	2,74E-05	1,71E-05	1,10E-05	6,98E-06	7,16E-06	VdM, 2011	1,48E-05	7,53E-06	6,82E-06	5,65E-06	4,40E-06	3,30E-06	Gagnon, 2004	
Mercurure	1,32E-04	1,37E-04	1,04E-04	6,56E-05	6,15E-05	INSPQ, 2005	4,00E-05	3,91E-06	2,44E-06	1,58E-06	9,97E-07	1,02E-06	VdM, 2011	1,00E-07	5,09E-08	4,61E-08	3,82E-08	2,97E-08		Gagnon, 2004	
Molybdène	3,00E-04	1,14E-03	9,00E-04	7,00E-04	6,00E-04	IOM, 2001	Inconnue	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	NA	Inconnue						NC	NA
Nickel	1,28E-02	1,01E-02	6,30E-03	3,70E-03	2,95E-03	Santé Canada, 2010	6,20E-04	6,06E-05	3,79E-05	2,44E-05	1,55E-05	1,58E-05	VdM, 2011	5,30E-06	2,70E-06	2,44E-06	2,02E-06	1,57E-06	1,18E-06	Gagnon, 2004	
Plomb	3,43E-04	3,30E-04	2,10E-04	1,35E-04	1,25E-04	Santé Canada, 2010	6,50E-04	6,35E-05	3,97E-05	2,56E-05	1,62E-05	1,66E-05	VdM, 2011	9,50E-06	4,84E-06	4,38E-06	3,63E-06	2,82E-06	2,12E-06	Gagnon, 2004	
Zinc	7,30E-01	5,38E-01	3,65E-01	2,32E-01	1,63E-01	Santé Canada, 2010	1,97E-03	1,93E-04	1,20E-04	7,76E-05	4,91E-05	5,04E-05	VdM, 2011	5,00E-05	2,55E-05	2,31E-05	1,91E-05	1,49E-05	1,12E-05	INSPQ, 2005	
Acénaphthène					1,90E-04	INSPQ, 2005	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	1,18E-07						2,64E-08	VdM, 2010
Acénaphthylène	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	
Anthracène	1,27E-05	4,17E-05	3,16E-05	2,51E-05	2,84E-05	INSPQ, 2005	Inc.	6,10E-08	2,21E-07	1,50E-07	1,03E-05	8,71E-08	INSPQ, 2005	Inc.	1,86E-06	1,91E-06	1,49E-06	8,97E-07	7,58E-07	INSPQ, 2005	
Benzo(a)anthracène	8,84E-06	8,84E-06	8,84E-06	8,84E-06	8,84E-06	INSPQ, 2005	Inc.	1,02E-07	1,02E-07	1,02E-07	1,02E-07	1,02E-07	INSPQ, 2005	Inc.	9,80E-07	9,80E-07	9,80E-07	9,80E-07	9,80E-07	INSPQ, 2005	
Benzo(a)pyrène	5,91E-06	5,91E-06	5,91E-06	5,91E-06	5,91E-06	INSPQ, 2005	Inc.	5,09E-08	5,09E-08	5,09E-08	5,09E-08	5,09E-08	INSPQ, 2005	Inc.	5,10E-07	5,10E-07	5,10E-07	5,10E-07	5,10E-07	INSPQ, 2005	
Benzo(b+j+k)fluoranthène	3,01E-06	3,01E-06	3,01E-06	3,01E-06	3,01E-06	INSPQ, 2005	Inc.	2,04E-07	2,04E-07	2,04E-07	2,04E-07	2,04E-07	INSPQ, 2005	Inc.	3,25E-06	3,25E-06	3,25E-06	3,25E-06	3,25E-06	INSPQ, 2005	
Benzo(c)phénanthrène	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	
Benzo(g,h,i)pérylène	5,88E-06	5,88E-06	5,88E-06	5,88E-06	5,88E-06	INSPQ, 2005	Inc.	5,09E-08	5,09E-08	5,09E-08	5,09E-08	5,09E-08	INSPQ, 2005	Inc.	5,40E-07	5,40E-07	5,40E-07	5,40E-07	5,40E-07	INSPQ, 2005	
Chrysène	1,62E-05	1,62E-05	1,62E-05	1,62E-05	1,62E-05	INSPQ, 2005	Inc.	1,02E-07	1,02E-07	1,02E-07	1,02E-07	1,02E-07	INSPQ, 2005	Inc.	2,42E-06	2,42E-06	2,42E-06	2,42E-06	2,42E-06	INSPQ, 2005	
Dibenzo(a,h)anthracène	4,34E-06	4,34E-06	4,34E-06	4,34E-06	4,34E-06	INSPQ, 2005	Inc.	1,02E-07	1,02E-07	1,02E-07	1,02E-07	1,02E-07	INSPQ, 2005	Inc.	1,10E-07	1,10E-07	1,10E-07	1,10E-07	1,10E-07	INSPQ, 2005	
Dibenzo(a,h)pyrène	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	
Dibenzo(a,i)pyrène	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	
Dibenzo(a,l)pyrène	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	
Fluoranthène	8,00E-05	2,00E-04	1,60E-04	1,20E-04	1,30E-04	INSPQ, 2005	Inc.	9,76E-08	3,53E-07	2,40E-07	1,65E-07	1,39E-07	INSPQ, 2005	Inc.	1,00E-05	1,00E-05	9,00E-06	5,00E-06	5,00E-06	INSPQ, 2005	
Fluorène	5,00E-05	6,00E-05	4,00E-05	3,00E-05	3,00E-05	INSPQ, 2005	Inc.	7,07E-07	2,56E-06	1,74E-06	1,20E-06	1,01E-06	INSPQ, 2005	Inc.	4,00E-06	4,00E-06	3,00E-06	2,00E-06	2,00E-06	INSPQ, 2005	
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène					NC	NC	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	NC						NC	NC
Phénanthrène	4,18E-05	4,18E-05	4,18E-05	4,18E-05	4,18E-05	INSPQ, 2005	Inc.	4,68E-07	4,68E-07	4,68E-07	4,68E-07	4,68E-07	INSPQ, 2005	Inc.	1,08E-05	1,08E-05	1,08E-05	1,08E-05	1,08E-05	INSPQ, 2005	
Pyrène	8,00E-05	2,90E-04	2,20E-04	1,60E-04	1,70E-04	INSPQ, 2005	Inc.	6,10E-08	2,21E-07	1,50E-07	1,03E-07	8,71E-08	INSPQ, 2005	Inc.	8,00E-06	8,00E-06	7,00E-06	4,00E-06	3,00E-06	INSPQ, 2005	

NA : Non applicable

Inc. = Inconnue

NC : Non calculé

ND : Non déterminé

Exemple détaillé de calcul

Dose d'exposition des adultes par ingestion, inhalation et contact cutané au manganèse présent dans les sols du terrain à l'étude.

1- Dose par ingestion de sol

La dose d'exposition totale par ingestion accidentelle de sol et de poussières intérieures se calcule à l'aide de l'équation présentée à l'Annexe C :

$$Ding.sol = \left[\left(\frac{(C_{sol} \times T_{ingSol})}{PC} \right) \times FE \right]$$

Soit

$$Ding.sol = \left[\left(\frac{(99444,32 \times 8.50^{-5})}{74,6} \right) \times \frac{215}{365} \times \frac{5}{7} \times \frac{50}{52} \right]$$

Soit

$$Ding.sol = 4,58.10^{-2} \text{ mg/kg/j}$$

2- Dose par contact cutané avec le sol

La dose d'exposition par contact cutané avec le sol se calcule à l'aide de l'équation présentée à l'Annexe C pour :

2-1 Adulte générale

$D_{cut.sol} = EV$

$$\begin{aligned} & \times \left[\left((C_{sol} \times T_{adh.sol} \times FR_{peau.été} \times SC) \frac{Nb.J.été}{NB.an} \right) \right. \\ & \left. + \left((C_{sol} \times T_{adh.sol} \times FR_{peau.aut.hiv} \times SC) \frac{Nb.J.aut.hiv}{NB.an} \right) \right] \times \frac{F_{abs.cc}}{PC} \times FE \times 10^{-6} \end{aligned}$$

Soit :

$$\begin{aligned} D_{cut.sol} = 1 \times & \left[\left((99444,32 \times 0,07 \times 0,25 \times 18560) \frac{90}{365} \right) + \left((99444,32 \times 0,07 \times 0,10 \times 18560) \frac{180}{365} \right) \right] \\ & \times \frac{0,01}{74,6} \times \frac{7}{7} \times \frac{52}{52} \times 10^{-6} \end{aligned}$$

Soit :

$$D_{cut.sol} = 1 \times [(7964264,0) + (6371411,2)] \times \frac{0,01}{74,6} \times \frac{7}{7} \times \frac{52}{52} \times 10^{-6}$$

Soit :

$$D_{cut.sol} = 1,92.10^{-3} \text{ mg/kg/j}$$

2-2 Travailleurs à l'extérieur



$$D_{cut.sol} = EV \times [C_{sol} \times T_{adh.sol} \times FR_{peau.travailleur} \times SC] \times \frac{F_{abs.cc}}{PC} \times FE \times 10^{-6}$$

Soit :

$$D_{cut.sol} = 1 \times [99444,32 \times 0,07 \times 0,052 \times 18560] \times \frac{0,01}{74,6} \times \frac{215}{365} \times \frac{5}{7} \times \frac{50}{52} \times 10^{-6}$$

Soit :

$$D_{cut.sol} = 1 \times [6718299,12] \times \frac{0,01}{74,6} \times \frac{215}{365} \times \frac{5}{7} \times \frac{50}{52} \times 10^{-6}$$

Soit :

$$D_{cut.sol} = 3,64 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$$

3- Dose par inhalation d'air extérieur

La dose d'exposition des adultes par inhalation d'air extérieur se calcule comme suit :

$$D_{inh.air.ext} = (C_{air.ext.p} \times T_{inh} \times Text \times FE)$$

Soit :

$$D_{inh.air.ext} = (2,49 \cdot 10^{-3} \times 0,223 \times \frac{10}{24} \times \frac{5}{7} \times \frac{50}{52} \times \frac{215}{365})$$

Soit :

$$D_{inh.air.ext} = 9,35 \cdot 10^{-5} \text{ mg/kg/j}$$

4- Dose bruit de fond

4-1 Dose bruit de fond par ingestion d'aliments

La dose d'exposition naturelle au bruit de fond via l'alimentation a été tirée des données les plus récentes de la littérature (Santé Canada, 2010) et est détaillée à l'Annexe A.

La dose d'exposition bruit de fond des adultes au manganèse via l'ingestion d'aliments est égale à $5,50 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j.

4-2 Dose bruit de fond par ingestion d'eau potable

Tel que précisé à l'Annexe A, les concentrations en manganèse présentes dans l'eau de distribution de la Ville de Montréal ont été considérées, par défaut, pour l'évaluation de l'exposition naturelle au manganèse via l'ingestion d'eau de l'aqueduc de la Ville de Rigaud. Une concentration moyenne en manganèse dans l'eau potable de $2,80 \cdot 10^{-4}$ mg/L (Ville de Montréal, 2011) a été retenue.

La dose d'exposition par ingestion d'eau potable se calcule à l'aide de l'équation présentée à l'Annexe C :



$$D_{ing. eau. BF} = \left(\frac{(C_{eau} \times T_{ing. eau})}{PC} \right) \times FE$$

Soit :

$$D_{ing. eau. BF} = \left(\frac{(2,80 \cdot 10^{-4} \times 1,907)}{74,6} \right) \times \frac{365}{365}$$

Soit :

$$D_{ing. eau. BF} = 7,16 \cdot 10^{-6} \text{ mg/kg/j}$$

4-3 Dose bruit de fond par inhalation d'air à Montréal

Tel que précisé à l'Annexe A, les concentrations en manganèse présentes dans l'air ont été tirées du document de l'INSPQ (INSPQ, 2005). Une concentration moyenne en manganèse dans l'air de $1,48 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ a été retenue.

La dose d'exposition bruit de fond par inhalation d'air se calcule comme suit :

$$D_{inh. air. BF} = C_{air} \times T_{inh}$$

Soit :

$$D_{inh. air. BF} = 1,48 \cdot 10^{-5} \times 0,223$$

Soit :

$$D_{inh. air. BF} = 3,30 \cdot 10^{-6} \text{ mg/kg/j}$$

5- Dose d'exposition totale et calcul du risque d'effets non-cancérigènes

5-1 Dose d'exposition au site en équivalent par ingestion

Le manganèse ayant des effets systémiques et des VTR pour le contact cutané et l'inhalation n'étant pas disponibles, une dose d'exposition en équivalent par ingestion se calcule à l'aide de l'équation présentée dans le rapport d'évaluation des risques :

$$DE_{ing} = D_{ing} + \left(D_{inh} \times \frac{F_{abs. inh}}{F_{abs. ing}} \right) + \left(\frac{D_{cc. sol}}{F_{abs. ing}} \right)$$

Soit :

$$DE_{ing} = 4,58 \cdot 10^{-2} + \left(9,35 \cdot 10^{-5} \times \frac{1}{1} \right) + \left(\frac{3,64 \cdot 10^{-4}}{1} \right)$$

Soit :

$$DE_{ing} = 4,62 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg/j}$$

Cette dose est composée à 84,7% de la dose par ingestion.



5-2 Dose d'exposition au site et au bruit de fond

La dose d'exposition totale en équivalent par ingestion au site et au bruit de fond se calcule comme suit :

$$DE.TOTALEing = DEing.SITE + Dbruit.fond.alim + Ding.eau.BF + Dinh.air.BF$$

Soit :

$$DE.TOTALEing = 4,62.10^{-2} + 5,50.10^{-2} + 7,16.10^{-6} + 3,30.10^{-6}$$

Soit :

$$DE.TOTALEing = 1,01.10^{-1} \text{ mg/kg/j}$$

5-3 Le quotient de risque (QR) d'effets non-cancérigènes se calcule comme suit :

$$QR = \frac{DE.TOTALEing}{VTR_{Zn.adultes}} = \frac{1,01.10^{-1}}{1,56.10^{-1}} = \mathbf{0,65}$$

Le bruit de fond contribue à 54,4% de la dose totale

Annexe E

Résultats de la modélisation des concentrations en CPP dans les médias
d'intérêt pour les récepteurs écologiques



Tableau E-1 : Modélisation des concentrations en CPP dans les eaux de surface et les végétaux terrestres

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Concentration dans les sols de surface (mg/kg) LSIC95%	Eaux de surface du site à l'étude Mares temporaires			Végétaux du site à l'étude		
		Coef. de partage sol/eau interstitielle (Kd L/kg)	Coef. d'absorption sur carbone organique (log Koc L/kg)	Conc. dans les eaux de surface (mg/L)	Méthode d'évaluation	Valeur du paramètre d'évaluation	Conc. dans les végétaux (mg/kg poids sec)
Métaux et metalloïdes							
Arsenic	109,00	1584,89		6,88E-02	Régression	$\ln[\text{plante}] = -1,992 + 0,564 \ln[\text{sol}]$	1,92E+00
Baryum	314,40	100,00		3,14E+00	Facteur bioconcentration	0,156	4,90E+01
Cadmium	5,10	501,19		1,02E-02	Régression	$\ln[\text{plante}] = -0,476 + 0,546 \ln[\text{sol}]$	1,51E+00
Chrome total	60,61	6309,57		9,61E-03	Facteur bioconcentration	0,041	2,48E+00
Cobalt	15,96	125,89		1,27E-01	Facteur bioconcentration	0,00745	1,19E-01
Cuivre	174,00	316,23		5,50E-01	Régression	$\ln[\text{plante}] = 0,669 + 0,394 \ln[\text{sol}]$	1,49E+01
Étain	6,29	501,19		1,26E-02	Facteur bioconcentration	1 par défaut	6,29E+00
Manganèse	99444,32	831,76		1,20E+02	Facteur bioconcentration	0,0792	7,88E+03
Mercure	1,15	3981,07		2,88E-04	Régression	$\ln[\text{plante}] = -0,996 + 0,544 \ln[\text{sol}]$	3,98E-01
Molybdène	2,37	19,95		1,19E-01	Facteur bioconcentration	1,1	1,19E-01
Nickel	124,75	794,33		1,57E-01	Régression	$\ln[\text{plante}] = -2,224 + 0,748 \ln[\text{sol}]$	4,00E+00
Plomb	86,30	5011,87		1,72E-02	Régression	$\ln[\text{plante}] = -1,328 + 0,561 \ln[\text{sol}]$	3,23E+00
Zinc	347,97	501,19		6,94E-01	Régression	$\ln[\text{plante}] = 1,575 + 0,555 \ln[\text{sol}]$	1,24E+02
Hydrocarbures aromatiques polycycliques							
Acénaphylène	0,41		3,44	7,52E-03	Facteur bioconcentration basé sur le Kow (a)	Log Kow = 3,94	8,47E-02
Anthracène	1,22		4,47	2,07E-03		Log Kow = 4,55	1,11E-01
Benzo(a)anthracène	2,01		5,6	2,52E-04		Log Kow = 5,7	3,94E-02
Benzo(a)pyrène	1,83		6,01	8,93E-05		Log Kow = 6,11	2,08E-02
Benzo(b+j+k)fluoranthène	1,57		6,09	6,37E-05		Log Kow = 6,2	1,58E-02
Benzo(c)phénanthrène	0,31		5,26	8,38E-05		Log Kow = 5,81	5,18E-03
Benzo(g,h,i)pérylène	1,12		6,89	7,20E-06		Log Kow = 6,63	6,37E-03
Chrysène	1,97		5,6	2,47E-04		Log Kow = 5,7	3,87E-02
Dibenzo(a,h)anthracène	0,30		6,58	3,97E-06		Log Kow = 6,69	1,59E-03
Dibenzo(a,h)pyrène	0,13		6,8	1,00E-06		Log Kow = 7,28	3,04E-04
Dibenzo(a,i)pyrène	0,20		6,8	1,59E-06		Log Kow = 7,28	4,81E-04
Dibenzo(a,l)pyrène	0,24		6,8	1,88E-06		Log Kow = 7,28	5,70E-04
Fluoranthène	4,49		5,03	2,09E-03		Log Kow = 5,12	1,91E-01
Fluorène	0,45		4,14	1,64E-03		Log Kow = 4,21	6,48E-02
Phénanthrène	3,24		4,35	7,24E-03		Log Kow = 4,46	3,32E-01
Pyrène	3,48		5,02	1,66E-03		Log Kow = 5,11	1,50E-01

(a) $\log \text{BCF}_{\text{plante}} = 1,588 - 0,578 \log(\text{Kow})$

(b) $\log \text{BCF}_{\text{ver}} = \log(\text{Kow}) - 0,6$

(c) Concentration dans les invertébrés calculée à partir de la concentration du CPP modélisée dans l'eau interstitielle du sol



Tableau E-2 : Modélisation des concentrations en CPP dans les invertébrés du sol et les petits mammifères

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Invertébrés du sol du site à l'étude			Petits mammifères du site à l'étude		
	Méthode d'évaluation	Valeur du paramètre d'évaluation	Conc. dans les vers de terre (mg/kg poids sec)	Méthode d'évaluation	Valeur du paramètre d'évaluation	Conc. dans les petits mammifères (mg/kg poids sec)
Métaux et metalloïdes						
Arsenic	Régression	$\ln[\text{ver}] = -1,421 + 0,706 \ln[\text{sol}]$	6,63E+00	Régression	$\ln[\text{mamm}] = -4,8471 + 0,8188 \ln[\text{sol}]$	3,66E-01
Baryum	Facteur bioconcentration	0,091	2,86E+01	Facteur bioconcentration	0,0566	1,78E+01
Cadmium	Régression	$\ln[\text{ver}] = 2,114 + 0,795 \ln[\text{sol}]$	3,02E+01	Régression	$\ln[\text{mamm}] = -0,4306 + 0,4865 \ln[\text{sol}]$	1,44E+00
Chrome total	Facteur bioconcentration	0,0306	1,85E+00	Régression	$\ln[\text{mamm}] = -1,4599 + 0,7338 \ln[\text{sol}]$	4,72E+00
Cobalt	Facteur bioconcentration	0,122	1,95E+00	Facteur bioconcentration	0,0205	3,27E-01
Cuivre	Régression	$\ln[\text{ver}] = 1,675 + 0,264 \ln[\text{sol}]$	2,08E+01	Régression	$\ln[\text{mamm}] = -2,042 + 1,444 \ln[\text{sol}]$	2,73E-01
Étain	Facteur bioconcentration	1 par défaut	6,29E+00	Facteur bioconcentration	1 par défaut	6,29E+00
Manganèse	Régression	$\ln[\text{ver}] = -0,809 + 0,682 \ln[\text{sol}]$	1,14E+03	Facteur bioconcentration	0,0205	2,04E+03
Mercure	Régression	$\ln[\text{ver}] = 0,0781 + 0,3369 \ln[\text{sol}]$	1,13E+00	Facteur bioconcentration	0,0543	6,22E-02
Molybdène	Facteur bioconcentration	1 par défaut	2,37E+00	Facteur bioconcentration	1 par défaut	2,37E+00
Nickel	Facteur bioconcentration	1,059	1,32E+02	Régression	$\ln[\text{mamm}] = -0,2462 + 0,4658 \ln[\text{sol}]$	7,40E+00
Plomb	Régression	$\ln[\text{ver}] = -0,218 + 0,807 \ln[\text{sol}]$	2,94E+01	Régression	$\ln[\text{mamm}] = 0,0761 + 0,4422 \ln[\text{sol}]$	7,75E+00
Zinc	Régression	$\ln[\text{ver}] = 4,449 + 0,328 \ln[\text{sol}]$	5,83E+02	Régression	$\ln[\text{mamm}] = -4,4713 + 0,0738 \ln[\text{sol}]$	1,35E+02
Hydrocarbures aromatiques polycycliques						
Acénaphthylène	Facteur bioconcentration basé sur le Kow (b, c)	Log Kow = 3,94	1,65E+01	Pas de bioconcentration des HAP chez les mammifères		
Anthracène		Log Kow = 4,55	1,84E+01			
Benzo(a)anthracène		Log Kow = 5,7	3,17E+01			
Benzo(a)pyrène		Log Kow = 6,11	2,89E+01			
Benzo(b+j+k)fluoranthène		Log Kow = 6,2	2,53E+01			
Benzo(c)phénanthrène		Log Kow = 5,81	1,36E+01			
Benzo(g,h,i)pérylène		Log Kow = 6,63	7,71E+00			
Chrysène		Log Kow = 5,7	3,11E+01			
Dibenzo(a,h)anthracène		Log Kow = 6,69	4,89E+00			
Dibenzo(a,h)pyrène		Log Kow = 7,28	4,81E+00			
Dibenzo(a,i)pyrène		Log Kow = 7,28	7,60E+00			
Dibenzo(a,l)pyrène		Log Kow = 7,28	9,00E+00			
Fluoranthène		Log Kow = 5,12	6,93E+01			
Fluorène		Log Kow = 4,21	6,70E+00			
Phénanthrène		Log Kow = 4,46	5,25E+01			
Pyrène		Log Kow = 5,11	5,38E+01			

(a) $\log \text{BCF}_{\text{plante}} = 1,588 - 0,578 \log(\text{Kow})$

(b) $\log \text{BCF}_{\text{ver}} = \log(\text{Kow}) - 0,6$

(c) Concentration dans les invertébrés calculée à partir de la concentration du CPP modélisée dans l'eau interstitielle du sol

Annexe F

Paramètres d'exposition et doses d'exposition des récepteurs écologiques
d'intérêt

**Tableau F-1 : Paramètres d'exposition du Campagnol des Champs (*Microtus pennsylvanicus*)**

Paramètres	Valeur utilisée	Commentaire	Référence
Poids corporel (kg)	0,0399	Moyenne de mâles et femelles contrôlés d'une étude réalisée en Ohio	Hall et al., 1991 (CEAEQ, 2006)
Taux d'ingestion de végétaux (kg/jr)	0,0050	100% de végétaux - Selon Nagy, 1987 pour un adulte de 40 g (poids sec)	Nagy, 1987 (CEAEQ, 2006)
Taux d'ingestion autre (kg/jr)	n.a.	n.a.	n.a.
Taux d'ingestion d'eau (L/jr)	0,0055	Estimation générale pour mammifères Régression allométrique fonction du poids	Calder et Braun, 1983 (CEAEQ, 2006)
Taux d'ingestion de sol (kg/jr)	0,00016	3,2% de la consommation de nourriture	Eco SSL, US EPA, 2007
Domaine vital (ha)	0,0796	Ontario - Méthode de l'ellipse selon des observations faites après capture/recapture durant 6 semaines Moyenne des observations pendant et hors saison de reproduction	Rodd et Boonstra, 1984 (CEAEQ, 2006)

n.a. : Non applicable.

n.c. : Non considéré

Tableau F-2 : Paramètres d'exposition de la grande musaraigne (*Blarina brevicauda*)

Paramètres	Valeur utilisée	Commentaire	Référence
Poids corporel (kg)	0,0176	Moyenne mâles et femelles adultes - Amérique du Nord - Sur 25 populations	Innes, 1990 (CEAEQ, 2006)
Taux d'ingestion d'invertébrés (kg/jr)	0,0037	Régime alimentaire considéré à 100% composé d'invertébrés (poids sec)	Eco SSL, US EPA, 2007
Taux d'ingestion autre (kg/jr)	n.a.	n.a.	n.a.
Taux d'ingestion d'eau (L/jr)	0,0026	Estimation générale pour mammifères Régression allométrique fonction du poids	Calder et Braun, 1983
Taux d'ingestion de sol (kg/jr)	0,0001	3% de la consommation générale de nourriture	Eco SSL, US EPA, 2007
Domaine vital (ha)	0,39	Manitoba	Buckner, 1966 (CEAEQ, 2006)

n.a. : Non applicable.

n.c. : Non considéré

Tableau F-3 : Paramètres d'exposition du Bruant des prés (*Passerculus sandwichensis*)

Paramètres	Valeur utilisée	Commentaire	Référence
Poids corporel (kg)	0,0198	Moyenne d'adultes mâles et femelles - Québec	Bonneau, 1995 et Wheelwright et Rising, 1993 (CEAEQ, 2005)
Taux d'ingestion de nourriture générale (kg/jr)	0,0050	Estimation générale pour les passereaux (poids sec) Régression allométrique fonction du poids	Nagy, 1987
Taux d'ingestion d'invertébrés (kg/jr)	0,0050	Régime alimentaire considéré à 100% composé d'invertébrés - Adultes M&F à Matane/Kuujuuaq (poids sec)	Wheelwright et Rising, 1993 (CEAEQ, 2005)
Taux d'ingestion d'autre nourriture (kg/jr)	n.a.		
Taux d'ingestion d'eau (L/jr)	0,0043	Estimation générale pour oiseaux Régression allométrique fonction du poids	Calder et Braun, 1983
Taux d'ingestion de sol (kg/jr)	0,0008	16,4% de la consommation d'invertébrés du sol (valeur la bécasse)	Eco SSL, US EPA, 2007
Domaine vital (ha)	0,3	Moyenne au Québec - Isle Verte	CEAEQ, 2005

n.a. : Non applicable.

n.c. : Non considéré

Tableau F-4 : Paramètres d'exposition de la Bernache du Canada (*Branta canadensis*)

Paramètres	Valeur utilisée	Commentaire	Référence
Poids corporel (kg)	4,3015	Moyenne adultes des deux sexes dans différentes provinces du Canada (3,4 à 5,6kg)	CEAEQ, 2005
Taux d'ingestion de nourriture générale (kg/jr)	0,1505	Estimation générale pour les oiseaux (poids sec) Régression allométrique fonction du poids	Nagy, 1987
Taux d'ingestion de végétaux (kg/jr)	0,1505	Régime alimentaire considéré à 100% composé de végétaux (poids sec)	CEAEQ, 2005
Taux d'ingestion d'autre nourriture (kg/jr)	n.a.		
Taux d'ingestion d'eau (L/jr)	0,1568	Estimation générale pour oiseaux Régression allométrique fonction du poids	Calder et Braun, 1983
Taux d'ingestion de sol (kg/jr)	0,0120	8% de la consommation de nourriture en poids sec	CEAEQ, 2005
Domaine vital (ha)	n.c.	Non considéré - Les bernaches présentes sur le site à l'étude sont considérées comme une population exclusive au site	

Tableau F-5 : Paramètres d'exposition du Goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*)

Paramètres	Valeur utilisée	Commentaire	Référence
Poids corporel (kg)	0,5185	Moyenne d'adultes mâles et femelles - Ontario	CEAEQ, 2005
Taux d'ingestion de nourriture générale (kg/jr)	0,0380	Estimation générale pour les oiseaux (poids sec) Régression allométrique fonction du poids	Nagy, 1987
Taux d'ingestion d'invertébrés (kg/jr)	0,0148	39% d'invertébrés - Juvéniles mâles et femelles à Québec en 1993 (poids humide), il est important de noter que les goélands se nourrissent principalement de déchets et de poisson provenant de source extérieure au site à l'étude	Brousseau et al., 1996 (CEAEQ, 2005)
Taux d'ingestion de mammifères (kg/jr)	0,0066	17,4% de petits mammifères - Juvéniles mâles et femelles à Québec en 1993 (poids humide).	Brousseau et al., 1996 (CEAEQ, 2005)
Taux d'ingestion d'eau (L/jr)	0,0380	Estimation générale pour oiseaux Régression allométrique fonction du poids	Calder et Braun, 1983
Taux d'ingestion de sol (kg/jr)	0,0006	3,9% de la consommation d'invertébrés du sol (10,4% de sol pour 99% d'invertébrés, donc 3,9% de sol pour 37,5% d'invertébrés)	Beyer et al., 1994 (basé sur la consommation de sol du Merle d'Amérique car aucune donnée pour le Goéland)
Domaine vital (ha)	0,03801	Rayon de 11km autour du nid	Baird, 1977



Tableau F-6 : Doses d'exposition des récepteurs écologiques aux CPP identifiés dans les sols du site

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Bruant des près					Bernache du Canada					Goéland à bec cerclé				
	Dose ingestion invertébrés du sol (mg/kg/j)	Dose ingestion végétaux (mg/kg/j)	Dose ingestion eau (mg/kg/j)	Dose ingestion sol (mg/kg/j)	Dose totale (mg/kg/j)	Dose ingestion végétaux (mg/kg/j)	Dose ingestion autre nourriture (mg/kg/j)	Dose ingestion eau (mg/kg/j)	Dose ingestion sol (mg/kg/j)	Dose totale (mg/kg/j)	Dose ingestion vertébrés (mg/kg/j)	Dose ingestion autre nourriture (mg/kg/j)	Dose ingestion eau (mg/kg/j)	Dose ingestion sol (mg/kg/j)	Dose totale (mg/kg/j)
Métaux et metalloïdes															
Arsenic	1,68E+00	n.a.	3,60E-03	4,54E+00	6,22E+00	4,91E-02	n.a.	1,83E-04	2,23E-01	2,72E-01	1,89E-01	4,66E-03	5,04E-03	1,21E-01	3,20E-01
Baryum	1,77E+01	n.a.	4,02E-01	3,19E+01	5,01E+01	3,06E+00	n.a.	2,04E-02	1,57E+00	4,64E+00	1,99E+00	5,53E-01	5,62E-01	8,54E-01	3,96E+00
Cadmium	7,68E+00	n.a.	5,33E-04	2,12E-01	7,89E+00	3,86E-02	n.a.	2,71E-05	1,04E-02	4,91E-02	8,63E-01	1,83E-02	7,46E-04	5,68E-03	8,88E-01
Chrome total	9,79E-01	n.a.	1,05E-03	5,25E+00	6,23E+00	1,32E-01	n.a.	5,31E-05	2,57E-01	3,89E-01	1,10E-01	1,03E-01	1,46E-03	1,40E-01	3,55E-01
Cobalt	2,85E+00	n.a.	3,83E-02	3,83E+00	6,72E+00	1,75E-02	n.a.	1,94E-03	1,88E-01	2,07E-01	3,20E-01	2,40E-02	5,36E-02	1,02E-01	5,00E-01
Cuivre	5,29E+00	n.a.	2,88E-02	7,24E+00	1,26E+01	3,81E-01	n.a.	1,46E-03	3,55E-01	7,37E-01	5,95E-01	3,48E-03	4,03E-02	1,94E-01	8,32E-01
Étain	1,60E+00	n.a.	6,57E-04	2,62E-01	1,86E+00	1,61E-01	n.a.	3,34E-05	1,28E-02	1,74E-01	1,80E-01	8,01E-02	9,20E-04	7,00E-03	2,68E-01
Manganèse	2,89E+02	n.a.	6,26E+00	4,14E+03	4,44E+03	2,01E+02	n.a.	3,18E-01	2,03E+02	4,05E+02	3,25E+01	2,60E+01	8,76E+00	1,11E+02	1,78E+02
Mercure	2,87E-01	n.a.	1,51E-05	4,77E-02	3,35E-01	1,02E-02	n.a.	7,65E-07	2,34E-03	1,25E-02	3,23E-02	7,92E-04	2,11E-05	1,27E-03	3,44E-02
Molybdène	3,13E+00	n.a.	3,24E-02	5,13E-01	3,68E+00	3,46E-01	n.a.	1,64E-03	2,52E-02	3,73E-01	3,52E-01	1,57E-01	4,53E-02	1,37E-02	5,68E-01
Nickel	3,35E+01	n.a.	8,22E-03	5,19E+00	3,87E+01	1,02E-01	n.a.	4,18E-04	2,55E-01	3,57E-01	3,77E+00	9,43E-02	1,15E-02	1,39E-01	4,02E+00
Plomb	7,45E+00	n.a.	9,02E-04	3,59E+00	1,10E+01	8,25E-02	n.a.	4,58E-05	1,76E-01	2,59E-01	8,38E-01	9,87E-02	1,26E-03	9,61E-02	1,03E+00
Zinc	1,48E+02	n.a.	3,64E-02	1,45E+01	1,63E+02	3,17E+00	n.a.	1,85E-03	7,11E-01	3,89E+00	1,66E+01	1,72E+00	5,09E-02	3,87E-01	1,88E+01
Hydrocarbures aromatiques polycycliques															
Acénaphène	1,03E+00	n.a.	1,02E-04	1,15E-02	1,05E+00	1,48E-03	n.a.	5,19E-06	5,64E-04	2,05E-03	1,16E-01	0,00E+00	1,43E-04	3,07E-04	1,17E-01
Acénaphylène	4,18E+00	n.a.	3,94E-04	1,73E-02	4,20E+00	2,16E-03	n.a.	2,00E-05	8,47E-04	3,03E-03	4,70E-01	0,00E+00	5,51E-04	4,61E-04	4,71E-01
Anthracène	4,67E+00	n.a.	1,08E-04	5,08E-02	4,72E+00	2,83E-03	n.a.	5,50E-06	2,49E-03	5,32E-03	5,25E-01	0,00E+00	1,51E-04	1,36E-03	5,27E-01
Benzo(a)anthracène	8,05E+00	n.a.	1,32E-05	8,35E-02	8,14E+00	1,01E-03	n.a.	6,70E-07	4,10E-03	5,10E-03	9,05E-01	0,00E+00	1,85E-05	2,23E-03	9,08E-01
Benzo(a)pyrène	7,34E+00	n.a.	4,68E-06	7,61E-02	7,41E+00	5,31E-04	n.a.	2,38E-07	3,73E-03	4,27E-03	8,25E-01	0,00E+00	6,55E-06	2,03E-03	8,27E-01
Benzo(b+j+k)fluoranthène	6,44E+00	n.a.	3,33E-06	6,52E-02	6,50E+00	4,04E-04	n.a.	1,69E-07	3,20E-03	3,60E-03	7,24E-01	0,00E+00	4,67E-06	1,74E-03	7,25E-01
Benzo(c)phénanthrène	3,45E+00	n.a.	4,39E-06	1,27E-02	3,46E+00	1,32E-04	n.a.	2,23E-07	6,23E-04	7,56E-04	3,88E-01	0,00E+00	6,14E-06	3,40E-04	3,88E-01
Benzo(g,h,i)pérylène	1,96E+00	n.a.	3,77E-07	4,65E-02	2,00E+00	1,63E-04	n.a.	1,91E-08	2,28E-03	2,44E-03	2,20E-01	0,00E+00	5,27E-07	1,24E-03	2,21E-01
Chrysène	7,90E+00	n.a.	1,29E-05	8,20E-02	7,98E+00	9,88E-04	n.a.	6,58E-07	4,02E-03	5,01E-03	8,89E-01	0,00E+00	1,81E-05	2,19E-03	8,91E-01
Dibenzo(a,h)anthracène	1,24E+00	n.a.	2,08E-07	1,26E-02	1,25E+00	4,06E-05	n.a.	1,06E-08	6,17E-04	6,58E-04	1,39E-01	0,00E+00	2,91E-07	3,36E-04	1,40E-01
Dibenzo(a,h)pyrène	1,22E+00	n.a.	5,26E-08	5,28E-03	1,23E+00	7,76E-06	n.a.	2,67E-09	2,59E-04	2,67E-04	1,37E-01	0,00E+00	7,36E-08	1,41E-04	1,37E-01
Dibenzo(a,i)pyrène	1,93E+00	n.a.	8,31E-08	8,34E-03	1,94E+00	1,23E-05	n.a.	4,23E-09	4,09E-04	4,22E-04	2,17E-01	0,00E+00	1,16E-07	2,23E-04	2,17E-01
Dibenzo(a,l)pyrène	2,29E+00	n.a.	9,85E-08	9,88E-03	2,30E+00	1,45E-05	n.a.	5,01E-09	4,85E-04	4,99E-04	2,57E-01	0,00E+00	1,38E-07	2,64E-04	2,57E-01
Fluoranthène	1,76E+01	n.a.	1,10E-04	1,87E-01	1,78E+01	4,87E-03	n.a.	5,57E-06	9,17E-03	1,40E-02	1,98E+00	0,00E+00	1,53E-04	5,00E-03	1,98E+00
Fluorène	1,70E+00	n.a.	8,61E-05	1,89E-02	1,72E+00	1,66E-03	n.a.	4,38E-06	9,27E-04	2,59E-03	1,91E-01	0,00E+00	1,21E-04	5,05E-04	1,92E-01
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	3,84E+00	n.a.	7,06E-07	3,89E-02	3,88E+00	1,32E-04	n.a.	3,59E-08	1,91E-03	2,04E-03	4,32E-01	0,00E+00	9,88E-07	1,04E-03	4,33E-01
Phénanthrène	1,33E+01	n.a.	3,79E-04	1,35E-01	1,35E+01	8,47E-03	n.a.	1,93E-05	6,62E-03	1,51E-02	1,50E+00	0,00E+00	5,31E-04	3,61E-03	1,50E+00
Pyrène	1,37E+01	n.a.	8,71E-05	1,45E-01	1,38E+01	3,83E-03	n.a.	4,43E-06	7,12E-03	1,10E-02	1,54E+00	0,00E+00	1,22E-04	3,88E-03	1,54E+00

NC = Non calculé, les HAP ne s'accumulent pas dans les petits mammifères n.a.: non applicable



Tableau F-6 : Doses d'exposition des récepteurs écologiques aux CPP identifiés dans les sols du site (suite)

Contaminant potentiellement préoccupant (CPP)	Campagnol des champs					Grande musaraigne				
	Dose ingestion végétaux (mg/kg/j)	Dose ingestion autre nourriture (mg/kg/j)	Dose ingestion eau (mg/kg/j)	Dose ingestion sol (mg/kg/j)	Dose totale (mg/kg/j)	Dose ingestion d'invertébrés (mg/kg/j)	Dose ingestion autre nourriture (mg/kg/j)	Dose ingestion eau (mg/kg/j)	Dose ingestion sol (mg/kg/j)	Dose totale (mg/kg/j)
Métaux et metalloïdes										
Arsenic	2,40E-01	n.a.	8,62E-03	4,34E-01	6,83E-01	1,38E+00	n.a.	1,91E-03	6,83E-01	2,07E+00
Baryum	1,49E+01	n.a.	9,61E-01	3,06E+00	1,89E+01	1,46E+01	n.a.	2,13E-01	4,81E+00	1,96E+01
Cadmium	1,88E-01	n.a.	1,28E-03	2,03E-02	2,10E-01	6,32E+00	n.a.	2,83E-04	3,20E-02	6,35E+00
Chrome total	6,43E-01	n.a.	2,50E-03	5,02E-01	1,15E+00	8,06E-01	n.a.	5,54E-04	7,90E-01	1,60E+00
Cobalt	8,54E-02	n.a.	9,16E-02	3,67E-01	5,44E-01	2,35E+00	n.a.	2,03E-02	5,77E-01	2,94E+00
Cuivre	1,86E+00	n.a.	6,89E-02	6,94E-01	2,62E+00	4,36E+00	n.a.	1,53E-02	1,09E+00	5,46E+00
Étain	7,84E-01	n.a.	1,57E-03	2,51E-02	8,10E-01	1,31E+00	n.a.	3,48E-04	3,94E-02	1,35E+00
Manganèse	9,81E+02	n.a.	1,50E+01	3,96E+02	1,39E+03	2,38E+02	n.a.	3,32E+00	6,24E+02	8,65E+02
Mercure	4,95E-02	n.a.	3,60E-05	4,56E-03	5,41E-02	2,37E-01	n.a.	7,99E-06	7,18E-03	2,44E-01
Molybdène	1,69E+00	n.a.	7,74E-02	4,91E-02	1,82E+00	2,58E+00	n.a.	1,72E-02	7,73E-02	2,67E+00
Nickel	4,98E-01	n.a.	1,97E-02	4,97E-01	1,02E+00	2,76E+01	n.a.	4,36E-03	7,82E-01	2,84E+01
Plomb	4,02E-01	n.a.	2,16E-03	3,44E-01	7,49E-01	6,14E+00	n.a.	4,78E-04	5,41E-01	6,68E+00
Zinc	1,55E+01	n.a.	8,70E-02	1,39E+00	1,70E+01	1,22E+02	n.a.	1,93E-02	2,18E+00	1,24E+02
Hydrocarbures aromatiques polycycliques										
Acénaphène	7,22E-03	n.a.	2,44E-04	1,10E-03	8,56E-03	8,51E-01	n.a.	5,41E-05	1,73E-03	8,53E-01
Acénaphylène	1,06E-02	n.a.	9,43E-04	1,65E-03	1,32E-02	3,44E+00	n.a.	2,09E-04	2,60E-03	3,44E+00
Anthracène	1,38E-02	n.a.	2,59E-04	4,86E-03	1,89E-02	3,85E+00	n.a.	5,73E-05	7,64E-03	3,86E+00
Benzo(a)anthracène	4,91E-03	n.a.	3,16E-05	8,00E-03	1,29E-02	6,63E+00	n.a.	6,99E-06	1,26E-02	6,64E+00
Benzo(a)pyrène	2,59E-03	n.a.	1,12E-05	7,29E-03	9,89E-03	6,04E+00	n.a.	2,48E-06	1,15E-02	6,05E+00
Benzo(b+j+k)fluoranthène	1,97E-03	n.a.	7,98E-06	6,24E-03	8,22E-03	5,30E+00	n.a.	1,77E-06	9,82E-03	5,31E+00
Benzo(c)phénanthrène	6,45E-04	n.a.	1,05E-05	1,22E-03	1,87E-03	2,84E+00	n.a.	2,33E-06	1,91E-03	2,84E+00
Benzo(g,h,i)pérylène	7,93E-04	n.a.	9,02E-07	4,45E-03	5,25E-03	1,61E+00	n.a.	2,00E-07	7,00E-03	1,62E+00
Chrysène	4,82E-03	n.a.	3,10E-05	7,85E-03	1,27E-02	6,51E+00	n.a.	6,86E-06	1,23E-02	6,52E+00
Dibenzo(a,h)anthracène	1,98E-04	n.a.	4,98E-07	1,20E-03	1,40E-03	1,02E+00	n.a.	1,10E-07	1,89E-03	1,02E+00
Dibenzo(a,h)pyrène	3,79E-05	n.a.	1,26E-07	5,05E-04	5,43E-04	1,00E+00	n.a.	2,79E-08	7,94E-04	1,01E+00
Dibenzo(a,i)pyrène	5,99E-05	n.a.	1,99E-07	7,99E-04	8,59E-04	1,59E+00	n.a.	4,41E-08	1,26E-03	1,59E+00
Dibenzo(a,l)pyrène	7,10E-05	n.a.	2,36E-07	9,46E-04	1,02E-03	1,88E+00	n.a.	5,22E-08	1,49E-03	1,88E+00
Fluoranthène	2,38E-02	n.a.	2,62E-04	1,79E-02	4,19E-02	1,45E+01	n.a.	5,81E-05	2,81E-02	1,45E+01
Fluorène	8,07E-03	n.a.	2,06E-04	1,81E-03	1,01E-02	1,40E+00	n.a.	4,57E-05	2,85E-03	1,40E+00
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	6,46E-04	n.a.	1,69E-06	3,73E-03	4,37E-03	3,16E+00	n.a.	3,74E-07	5,86E-03	3,17E+00
Phénanthrène	4,13E-02	n.a.	9,07E-04	1,29E-02	5,52E-02	1,10E+01	n.a.	2,01E-04	2,03E-02	1,10E+01
Pyrène	1,87E-02	n.a.	2,09E-04	1,39E-02	3,28E-02	1,13E+01	n.a.	4,62E-05	2,19E-02	1,13E+01

n.a.: non applicable



SNC • LAVALIN

360, rue Saint-Jacques Ouest – 16^{ème} étage
Montréal (Québec) Canada H2Y 1P5
514.393.8000 - 514.392.4758

