Avis aux lecteurs:

L'erreurs ci après ont été relevées après la publication.

Au bas du Tableau 3, la référence de la Direction des aliments de Santé Canada a été publiée en 2007 et non en 2010. La citation corrigée va comme suit : Santé Canada. 2007, Évaluation des risques pour la santé liés au mercure présent dans le poisson et bienfaits pour la santé associés à la consommation de poisson, Bureau d'innocuité des produits chimiques.

Au Tableau 4, Terrain industriel. Les heures par jour devraient être 10 heures par jour au lieu de huit.

Partie I:

L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0



L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada



Santé Canada est le ministère fédéral qui aide les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Nous évaluons l'innocuité des médicaments et de nombreux produits de consommation, aidons à améliorer la salubrité des aliments et offrons de l'information aux Canadiennes et aux Canadiens afin de les aider à prendre de saines décisions. Nous offrons des services de santé aux peuples des Premières nations et aux communautés inuites. Nous travaillons de pair avec les provinces pour nous assurer que notre système de santé répond aux besoins de la population canadienne.

Publication autorisée par le ministre de la Santé.

L'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 est disponible sur Internet à l'adresse suivante :

http://www.santecanada.gc.ca

Also available in English under the title: Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada, Part I: Guidance on Human Health Preliminary Quantitative Risk Assessment (PQRA), Version 2.0

La présente publication est disponible sur demande sous d'autres formes.

Pour obtenir plus de renseignements ou des copies supplémentaires, veuillez communiquer avec :

Publications Santé Canada Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Tél.: 613-954-5995 Téléc.: 613-941-5366 Courriel: info@hc-sc.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de la Santé, 2010

Modifié 2012

La présente publication peut être reproduite sans autorisation dans la mesure où la source est indiquée en entier.

Cat.: H128-1/11-632F-PDF ISBN: 978-1-100-96426-3

L'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

Septembre 2010
Préparée par la
Division des sites contaminés
Direction de la sécurité des milieux

TABLE DES MATIÈRES

PREF	ACE			iv
RÉSU	MÉ DES	RÉVISIONS	3	V
ACRO	NYMES	ET SIGLES.		vi
1. 0	INTF	ODUCTION .		1
	1.1	Contexte		1
	1.2	But		2
	1.3	L'évaluatio	n quantitative préliminaire des risques versus l'évaluation	
		quantitative	e détaillée des risques plus complexe	3
	1.4	Hydrocarbu	ures pétroliers et composés organiques volatils	4
	1.5	Contamina	nts radiologiques	4
	1.6	Participatio	on du public à la gestion des sites contaminés fédéraux	4
	1.7	Diligence ra	aisonnable sur les sites contaminés fédéraux	4
	1.8	Utilisation a	actuelle versus utilisation future du terrain	4
	1.9	Sites conta	aminés versus propriétés contaminées	5
2. 0	CON	TENU ET FC	DRMAT DU RAPPORT DE L'ÉQPR	7
	2.1	Résumé		7
	2.2	Introduction	n	7
	2.3	Description	n du site	7
		2.3.1 lc	dentification de tous les contaminants potentiels	7
		2.3.2 C	Concentrations de contaminants dans les milieux environnementaux	8
	2.4	Énoncé du	problème	8
		2.4.1 D	épistage et identification des contaminants potentiellement préoccupants (CPP)	9
		2.4.2 lo	dentification des récepteurs humains potentiels	10
		2.4.3 lo	dentification des scénarios d'exposition et des voies d'exposition fonctionnelles	11
		2.4.4 Li	iste de vérification de l'énoncé du problème	12
	2.5	Évaluation	de l'exposition	14
		2.5.1 D	étermination des concentrations de contaminants sur le site	14
		2.5.2 C	Caractéristiques des récepteurs potentiels	14
		2.5.3 F	réquence et durée de l'exposition	15
		2.5.4 É	quations d'exposition	15
		2.5.5 N	liveaux de poussières respirables dans l'air	17
		2.5.6 M	flodèles	17
		2.5.7 F	acteurs d'absorption relatifs et exposition par plusieurs voies	23
		2.5.8 S	ubstances cancérogènes	23
		2.5.9 É	valuation des risques associés à des expositions subchroniques et aiguës	23

	2.6	Évalua	ition de la toxicité	24
	2.7	Caract	érisation des risques	24
		2.7.1	Substances non cancérogènes – exposition à une seule substance	24
		2.7.2	Substances cancérogènes : expositions à une seule substance	25
		2.7.3	Expositions aux mélanges	29
	2.8	Hypoth	nèses non normalisées et valeurs toxicologiques de référence (VTR) non normalisées	29
	2.9	Incertit	dudes	30
	2.10	Conclu	isions et discussion	30
	2.11	Recom	nmandations	30
	2.12	Référe	nces et citations	30
3.0	RÉFÉ	RENCE	S BIBLIOGRAPHIQUES	31
ANNE	XE A			34
ANNE:	XE B			42
ANNE:	XE C			44

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Caractéristiques spécifiques de l'évaluation quantitative préliminaire des risques (éqpr)versus l'évaluation quantitative détaillée des risques (éqdr)	6
Tableau 2	Liste de vérification de l'énoncé du problème	13
Tableau 3	Récepteurs humains recommandés et leurs caractéristiques dans l'évaluation quantitative préliminaire des risques	16
Tableau 4	Hypothèses sur la durée et la fréquence d'exposition aux fins de l'évaluation quantitative préliminaire des risques	17
Tableau 5	Équations générales recommandées pour estimer les doses	19
Tableau 6	Exemple de calcul pour déterminer l'exposition d'un tout-petit aux xylènes par ingestion accidentelle de sol	22
Tableau 7	Facteurs d'équivalence de puissance (FÉP) pour des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) cancérogènes	26
Tableau 8	Facteurs d'équivalence de toxicité (FÉT) pour les dioxines, les furannes et certains BPC	28

Septembre 2011 iii

PRÉFACE

Mis sur pied par le gouvernement fédéral du Canada, le *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF)* a été conçu pour assurer la poursuite et l'amélioration du programme fédéral d'intendance environnementale se rapportant aux sites contaminés situés sur des propriétés fédérales ou exploités par le gouvernement. Divers documents d'orientation sur l'évaluation des risques pour la santé humaine (ÉRSH) à l'appui du PASCF ont été préparés par la Division des sites contaminés de Santé Canada et ils peuvent être obtenus sur notre site Web ou auprès de la Division des sites contaminés (cs-sc@hc-sc.gc.ca).

Le présent document d'orientation L'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 est destiné aux ministères gardiens.

Comme c'est souvent le cas de tout guide national, le présent document ne satisfera pas à toutes les exigences des tous les sites contaminés des ministres gardiens ou de tous les évaluateurs des risques. À mesure que la pratique de l'évaluation des risques évoluera et tant que la mise en œuvre du PASCF se poursuivra, des informations nouvelles et des mises à jour seront publiées. Par conséquent, il est à prévoir que la révision du présent document sera nécessaire de temps à autre afin d'intégrer ces nouvelles informations. Pour vous assurer que la version du document dont vous disposez est la plus récente et que vous utilisez les hypothèses, paramètres, etc. les plus à jour, veuillez contacter Santé Canada à l'adresse ci-après.

Les commentaires, questions, critiques, ajouts ou modifications à apporter au présent document doivent être envoyés à l'adresse suivante : Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada, indice postale 4111A, 99, rue Metcalfe, 11e étage, Ottawa (Ontario) K1A 0K9. Courriel : <u>cs-sc@hc-sc.qc.ca</u>

Voir aussi: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contamsite/index f.html

iv Septembre 2010

RÉSUMÉ DES RÉVISIONS

L'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 comprend de nombreuses révisions qui ont été apportées au texte et aux tableaux de la version 1. Les révisions techniques importantes au présent document incluent :

- Un examen des problèmes communs relevés par les pairs durant la révision des rapports de l'ÉQPR;
- L'ajout de renseignements pertinents pour l'évaluation des risques associés aux hydrocarbures pétroliers;
- L'emphase d'utiliser seulement la concentration maximale pour caractériser la contamination sur le site;
- Une définition détaillée de « sol de surface »;
- Les références à des sources de données et des renseignements sur les concentrations de fond (naturelles) des éléments et d'autres substances présents dans le sol;
- Un examen de la granulométrie du sol à prendre en considération dans l'évaluation des risques associés aux sites contaminés;
- L'ajout de directives plus détaillées sur l'évaluation des risques associés à des mélanges :
 - o facteurs d'équivalence de la puissance (FÉP) pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) cancérogènes;
 - o facteurs d'équivalence de la toxicité (FÉT) pour les dibenzo-p-dioxines polychlorées (PCDD), les dibenzofurannes polychlorés (PCDF) et les biphényles polychlorés (BPC) de type dioxine

ACRONYMES ET SIGLES

AQ/CQ assurance de la qualité / contrôle de la qualité

BPC biphényles polychlorés

BTEX benzène, toluène, l'éthylbenzène et xylènes CGC Commission géologique du Canada

CCME Conseil canadien des ministres de l'environnement

COV composés organiques volatils

CPP contaminant potentiellement préoccupant

DJA dose journalière acceptable

DJT dose journalière tolérable

DJE dose journalière estimée

DJMV dose journalière moyenne à vie

ÉSS évaluation environnementale de site

ÉQDR_{chim} Évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques

ÉQPR évaluation quantitative préliminaire des risques ÉRSH évaluation des risques pour la santé humaine

évaluation quantitative détaillée des risques

FAR facteur d'absorption relatif
FBA facteur de bioaccumulation
FBC facteur de bioconcentration
FBT facteur de biotransfert

ÉQDR

FÉP facteur d'équivalence de la puissance FÉT facteur d'équivalence de la toxicité HAP hydrocarbures aromatiques polycycliques

HCP hydrocarbures pétroliers

IR indice de risque (« Hazard Quotient »)

PASCF Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux

PCDD dibenzo-p-dioxine polychlorée PCDF dibenzofuranne polychloré

RAC risque additionnel de cancer à vie (« Incremental Lifetime Cancer Risk »)

RfD dose de référence (« Reference Dose »)

SP Standard pancanadien
TCDD tétrachlorodibenzo-p-dioxine

TLV Threshold Limit Value (valeur limite (seuil) d'exposition)
US EPA Environmental Protection Agency des États-Unis

VTR valeur toxicologique de référence

vi Septembre 2010

1.0 INTRODUCTION

Que ce soit sur le plan d'une évaluation préalable (dépistage) ou encore à des niveaux plus complexe, l'évaluation des risques pour la santé humaine (ÉRSH), requiert un jugement professionnel avec une justification scientifique. Les organismes d'environnement internationaux, nationaux et provinciaux/territoriaux offrent une grande variété de conseils et de directives pour la conduite de l'ÉRSH. Chaque évaluateur des risques obtient l'information et interprète les conseils et directives émanant des organismes réglementation de facon différente, ce qui peut engendrer une variabilité importante dans les estimations de l'exposition aux substances chimiques et des risques pour la santé. À titre d'exemple, en 1997, La Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL, 1997) a publié une étude pour laquelle neuf entreprises d'experts-conseils ont été mandatées pour estimer les risques liés à une propriété résidentielle contaminée. Des variations de plusieurs ordres de grandeur entre les estimations de l'exposition et des risques qui ont été calculées par chaque entreprise pour les effets autres que le cancer ont été constatées (plus de 9 ordres de grandeur) et pour les estimations des risques de cancer (plus de10 ordres de grandeur), et cela, malgré le fait que les entreprises avaient accès au même ensemble de données relatives au site. Cette variabilité importante était principalement attribuable aux hypothèses adoptées par chaque entreprise en ce qui concerne les récepteurs humains et les scénarios d'exposition. Une certaine variabilité a aussi été introduite par le choix de valeurs toxicologiques de référence (VTR) différentes pour caractériser les risques.

De même, une comparaison de dix évaluations quantitatives préliminaires des risques réalisée pour le compte de Pêches et Océans Canada (RSSI, 2003) a révélé des approches, hypothèses et conclusions très différentes, et ce, malgré le fait que les 10 sites étaient semblables en matière d'utilisation du sol et d'accès au public. Pour un contaminant en particulier évalué pour les 10 sites, la valeur toxicologique de référence (VTR) choisie par différentes entreprises d'experts-conseils variait d'un facteur de cing. De nombreuses autres variables et hypothèses différaient largement entre les entreprises et, dans un cas, même au sein de la même société. Sans recalculer et effectuer une analyse plus poussée des résultats, il était pratiquement impossible de se fier aux valeurs obtenues et de comparer les rapports et les conclusions concernant la présence ou l'absence des risques pour la santé humaine. Une comparaison entre les approches de divers organismes internationaux en matière d'ÉRSH a confirmé qu'il y a aussi. à l'échelle internationale, des variations dans les évaluations quantitatives des risques pour la santé humaine (Jones-Otazo et al., 2005).

Des organismes provinciaux de réglementation du Canada offrent des directives différentes pour plusieurs aspects liés à

l'ÉRSH. Par exemple, les définitions du niveau de risque de cancer acceptable varient, avec un risque additionnel de cancer (RAC) à vie de un (1) pour 100 000 (1 × 10-5) en Colombie-Britannique, en Alberta et dans les provinces de l'Atlantique, tandis que l'Ontario et le Québec ont retenu un seuil de un (1) pour un million (1 × 10-6). Pour caractériser les risques liés aux substances non cancérogènes, la Colombie-Britannique accepte un indice de risque de 1,0 (exposition ≤ VTR), tandis que l'Alberta et l'Ontario acceptent un indice de 0,2 (exposition ≤ 1/5e VTR). Quant au Québec, il accepte un indice de risque de 1,0 en exigeant toutefois que l'exposition au bruit de fond soit incluse dans les calculs (MSSS, 2002). La valeur statistique à utiliser pour calculer l'exposition est un autre élément qui diffère d'une province à l'autre, avec des recommandations relatives à l'usage de la concentration maximale d'un contaminant, la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la concentration moyenne, ou le 90e centile ou le 95e centile de la distribution des données de la concentration.

Une comparaison quantitative des méthodes provinciales d'évaluation pour un site contaminé hypothétique a été réalisée pour le compte de Santé Canada (Dillon, 2004; Loney et al., 2007). Malgré des différences quantitatives d'estimation des risques, les méthodes d'évaluation provinciales ont abouti aux mêmes conclusions qualitatives quant à la présence ou à l'absence de risques et à la nécessité ou non de mettre en place des mesures de gestion des risques. Cependant, des différences ont été observées dans les estimations quantitatives des risques de cancer et des indices de risque (IR) (pour les effets autres que le cancer), venant à nouveau corroborer la nécessité d'adopter des protocoles normalisés pour l'évaluation des sites de compétence fédérale dans l'ensemble du pays. Ce besoin d'uniformisation vaut tout particulièrement pour le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux, pour leguel la détermination des risques sert de fondement à l'établissement des priorités en matière de financement et de réhabilitation.

À la suite des observations susmentionnées, il s'est avéré nécessaire d'établir des directives normalisées à l'échelon fédéral pour assurer une évaluation cohérente des risques liés aux sites contaminés sous compétence fédérale au Canada.

1.1 Contexte

Un nouveau programme concernant les sites contaminés a été mis sur pied en 2003 au sein du gouvernement fédéral. Le *Plan d'action accéléré pour les lieux contaminés fédéraux* a été établi afin d'identifier, d'évaluer et de gérer les risques liés aux propriétés contaminées se trouvant sous la juridiction des ministères fédéraux canadiens. En mai 2005, le programme a été amélioré et renommé *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux* (PASCF). Santé Canada est l'un des ministères désignés pour apporter un soutien

technique aux autres ministères fédéraux. Environnement Canada, Pêches et Océans Canada et Travaux publics et Services gouvernementaux Canada sont aussi désignés pour fournir un soutien technique dans leurs domaines d'expertise respectifs. Pour plus de renseignements sur le PASCF, visitez le site suivant :

http://www.federalcontaminatedsites.gc.ca/fcsap_pascf/index_fra.aspx.

L'idée maîtresse du PALCF est de prioriser la réhabilitation ou la gestion des risques aux sites et aux propriétés qui présentent des risques importants pour la santé humaine. Le but d'une évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) est d'évaluer le niveau des risques *potentiels* pour la santé humaine résultant de la présence de contamination pour un site donné. Les résultats d'une ÉQPR pour des sites sous juridiction fédérale peuvent être employés par le PALCF pour classer et prioriser un site donné qui serait soumis au fond de réhabilitation des sites ou propriétés contaminés.

La Division des sites contaminés de Santé Canada relève du Direction de la sécurité des milieux de la Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs. Elle offre des conseils d'experts, des directives et de la formation sur l'évaluation des risques pour la santé humaine, la communication des risques et la participation du public aux activités des ministères gardiens qui assainissent les propriétés contaminées et/ou en gèrent les risques connexes. Par ses recherches et ses documents d'orientation, laDivision des sites contaminé de Santé Canada cherche à améliorer les méthodes d'ÉRSH afin de garantir l'application d'une approche cohérente et scientifiquement valable en matière d'ÉRSH sur les propriétés fédérales contaminées du Canada.

Des documents d'orientation sur l'évaluation des risques pour les récepteurs écologiques sont aussi disponibles. Pour des sites contaminés susceptibles de présenter des risques écologiques ou d'avoir des effets sur l'environnement, les experts-conseils et les promoteurs devraient communiquer avec la Division des lieux contaminés d'Environnement Canada.

Les ÉQDR préconisent généralement des méthodes et des hypothèses prudentes afin de ne pas sous-évaluer les expositions et les risques. Si cette approche prudente produit une évaluation où les risques à la santé humaine sont négligeables voire acceptables, les conditions et le profil d'utilisation du site étudié présenteront alors, sans aucun doute, des risques négligeables ou acceptables. Cependant, l'inverse n'est pas nécessairement vrai. Lorsque l'ÉQPR suggère un potentiel de risques inacceptables, cela n'indique pas immédiatement que les conditions du site donné sont inacceptables. Souvent, une évaluation plus approfondie peut être nécessaire pour résoudre les incertitudes et la prudence associées à l'ÉQPR avant que la mesure réelle

des risques pour la santé puisse être entièrement évaluée et définie.

Lorsque des stratégies de gestion des risques sont mises en œuvre à la suite des résultats d'une ÉQPR, les nouvelles conditions du site réhabilité ou géré réduiront presque certainement le risque pour la santé humaine. Cette réduction des risques sera probablement supérieure à celle qui aurait été jugée nécessaire si les risques avaient été évalués d'une manière plus précise et exhaustive. Pour décider si une évaluation complexe spécifique du site est pertinente, il faut considérer les coûts et la faisabilité des mesures de réhabilitation et de gestion qui seraient élaborés en fonction de l'ÉQPR ou utiliser des méthodes plus complexes d'analyse des risques pour réduire davantage les incertitudes de l'évaluation des risques associées au site en question, avant de définir la meilleure stratégie de gestion des risques.

1.2 But

Le but du présent guide est de prescrire, dans la mesure du possible, des paramètres standardisés requis tels que les voies d'exposition, les caractéristiques pour les récepteurs, et les valeurs toxicologiques de référence (VTR), afin d'évaluer de façon quantitative et cohérente les risques potentiels pour la santé humaine associés à l'exposition aux substances chimiques retrouvées sur les sites fédéraux contaminés. Un des buts premiers de l'ÉQPR est de comparer et de classer les risques potentiels pour la santé humaine associés aux différents sites contaminés fédéraux (afin d'étaver les décisions en matière de financement, etc.) et il est donc essentiel d'instaurer une uniformité pour assurer que les évaluations soient justes et équitables à travers les provinces et les territoires. Parallèlement, puisque l'ÉQPR peut jeter les fondements pour les décisions relatives à la gestion des risques si les intrants sont appropriés aux conditions particulières du site, les méthodes utilisées doivent donc reposer sur des bases bien fondées sur la science.

L'approche normalisée de l'ÉQPR présentée ici vise particulièrement l'évaluation des sites qui demeureront la propriété d'une agence fédérale. Pour les propriétés qui seront ultérieurement cédées à une entité privée ou à un gouvernement provincial ou territorial, ou pour les évaluations spécifiques aux risques dus à la migration horssite de la contamination (p. ex. vers un plan d'eau provincial contigu ou une propriété privée avoisinante), les ÉQPR pourraient devoir se conformer aux exigences réglementaires, provinciales ou territoriales. Les exigences réglementaire locales pourraient être différentes des méthodes normalisées décrites dans le présent guide. Lorsque les méthodes à employer diffèrent notablement de celles présentées ci-après, les évaluateurs des risques doivent identifier les hypothèses, les méthodes et les interprétations requises par les autres agences provinciales

qui diffèrent de la présente méthode, et en présenter les répercussions financières et de réhabilitation pour le ministère fédéral qui assure la surveillance du site.

Au premier abord, les directives de ce document d'orientation pourraient sembler excessivement exigeantes. En réalité, la longueur du présent document provient principalement de l'inclusion de notes à caractère explicatif visant à assurer que les directives sont compréhensibles. En d'autres termes, nous avons tenté d'expliquer *pourquoi* les méthodes sont proposées au lieu de se contenter de les énoncer.

Même si les directives présentées sont de nature normative, elles n'ont pas été conçues ni destinées à remplacer le bon jugement professionnel d'un spécialiste qualifié et expérimenté en ÉRSH. Il est évident que plusieurs sites présenteront des situations uniques qui ne peuvent pas être abordées ici. Nous invitons les évaluateurs des risques de s'assurer que leurs ÉRSH sont complètes et couvrent tous les risques pertinents pour la santé humaine. Les méthodes énoncées ci-après ne sont pas « une boîte noire » contenant des équations et des hypothèses qui excluent le besoin d'un jugement professionnel solide. Cependant, lorsque cela est possible et approprié, les directives présentées ici doivent être employées. Lorsque des approches alternatives ou uniques sont jugées nécessaires, celles-ci doivent être documentées et décrites de façon suffisante pour permettre une révision par les pairs.

Les directives suivantes ont été organisées selon les thèmes exigés par Santé Canada pour la production du rapport final. Toutefois, nous reconnaissons que différents styles de rédaction ou de présentation standard des entreprises peuvent différer quelque peu du sommaire ci-dessus. D'autres formats de présentation seront acceptés, à condition que toute l'information demandée soit incluse.

Avant l'introduction du PASCF, Santé Canada a relevé une variété de problèmes systématiques dans la conduite des ÉQPR et la production des rapports connexes. Ces problèmes communs sont résumés au Tableau A-1. Nous encourageons les évaluateurs de risque et les gestionnaires de sites à examiner ce tableau qui illustre les causes les plus fréquentes des délais dans le processus d'examen par les pairs et de l'approbation des ÉQPR.

Les objectifs que vise Santé Canada par l'ÉRSH sont de protéger la santé humaine (c.-à-d. la réduction des risques) et d'assurer que les risques à la santé humaine ont été adéquatement évalués. Si l'ÉQPR pour les sites contaminés fédéraux et le rapport ont été réalisés conformément aux exigences définies dans ce guide, le Ministère et le grand public auront l'assurance que l'ÉQPR est :

- **transparente** l'évaluation décrit clairement ce qui a été fait et dans quel but;
- reproductible les pairs examinateurs peuvent reproduire les résultats sur la base des renseignements inclus dans le rapport;
- défendable les résultats se justifient sur le plan scientifique et inspirent la confiance;
- **complète** tous les produits chimiques, récepteurs, voies et risques pertinents ont été déterminés.
- 1.3 L'évaluation quantitative préliminaire des risques versus l'évaluation quantitative détaillée des risques plus complexe

Les ÉQPR et les ÉQDR plus complexes ne sont pas indépendantes, mais représentent plutôt les extrêmes d'un continuum de complexité. Les caractéristiques générales des ÉQPR et des ÉQDR sont comparés au Tableau 1. L'ÉQPR n'est pas un substitut pour une ÉQDR. Une ÉQDR peut être particulièrement indiquée dans les situations où il existe une grande variabilité, à l'intérieur du site, en ce qui concerne les usages du terrain, les types et les concentrations de contaminants, la qualité du sol et d'autres caractéristiques du site, les récepteurs et de leurs interactions avec le site.

L'augmentation du niveau de détail et de la complexité de l'ÉQDR a généralement pour effet de diminuer le degré d'incertitude associé aux estimations des risques (comparativement à ceux obtenus au moyen d'une ÉQPR par exemple). Ceci entraînera une quantification des risques plus exacte, plus précise, plus réaliste, plus fiable et plus défendable, et pourra servir d'outil critique dans l'identification d'alternatives complexes de réhabilitation du site et de gestion des risques. Quand l'ÉQPR détermine que, pour des expositions maximales, des risques potentiellement inacceptables pour la santé humaine pourraient exister, il peut être approprié d'entreprendre une ÉQDR plus complexe avant de définir des options de réhabilitation ou de gestion des risques.

Santé Canada a élaboré un guide sur la conduite des évaluations quantitatives plus complexes des risques pour les sites fédéraux contaminés par des substances chimiques. Le document qui suit peut être obtenu en communiquant avec la Division des sites contaminés à l'adresse cs-sc@hc-sc.gc.ca.

 L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDR_{chim})

1.4 Hydrocarbures pétroliers et composés organiques volatils

Les directives contenues dans le présent document conviennent à l'évaluation des risques associés aux hydrocarbures pétroliers (HCP), mais elles doivent être appliquées conjointement avec le *Standard pancanadien (SP) relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol*, élaborés et publiés par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (CCME, 2008a,b,c). Des directives à ce sujet sont disponibles auprès de Santé Canada (cs-sc@hc-sc.qc.ca). Des renseignements sur l'évaluation des risques associés au benzène, au toluène, à l'éthylbenzène et aux xylènes (BTEX), ainsi qu'aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) est décrite de façon détaillée dans une section ultérieure du présent quide d'orientation.

Le document d'orientation suivant devrait être consulté dans le cas des sites présentant des risques de l'intrusion de vapeurs du sol :

 L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie VII : Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés.

Pour obtenir des précisions sur l'état de cette publication, veuillez communiquer avec Santé Canada à <u>cs-sc@hc-sc.gc.ca</u>.

1.5 Contaminants radiologiques

Le document d'orientation suivant devrait être consulté dans le cas des sites présentant des risques radiologiques :

 L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie VI : L'évaluation quantitative détaillée des risques radiologiques pour la santé humaine (ÉQDR_{rad})

Pour plus d'information sur l'état de cette publication, veuillez communiquer avec Santé Canada (cs-sc@hc-sc.gc.ca).

1.6 Participation du public à la gestion des sites contaminés fédéraux

Afin de rendre encore plus transparente la gestion des sites contaminés, Santé Canada encourage les ministères gardiens à mettre en place des stratégies de participation du public durant toutes les phases de la gestion du site contaminé (de l'identification d'un site et durant toutes les étapes d'examen, d'évaluation des risques, de gestion des risques et de réhabilitation). Pour appuyer les ministères gardiens dans ces efforts, Santé Canada a élaboré les guides suivants :

- Améliorer les relations entre les intervenants : Participation du public et lieux contaminés : Un guide pour les gestionnaires de sites.
- Aborder les facteurs psychosociaux à l'aide d'une approche axée sur le renforcement des capacités : Un guide pour les gestionnaires de sites contaminés.
- Un guide pour la participation des autochtones à la gestion des sites contaminés.

Des feuillets d'information sur la participation et la sensibilisation du public sont également disponibles à l'adresse suivante : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/index-fra.php

1.7 Diligence raisonnable sur les sites contaminés fédéraux

La diligence raisonnable est le niveau de jugement, de soins, de prudence, de détermination et d'activité auquel il serait raisonnable de s'attendre d'un individu, d'une entreprise ou d'un ministère dans des circonstances particulières. Dans le cadre des sites contaminés, le principe de diligence raisonnable signifie que les ministères gardiens prendront toutes les précautions raisonnables, dans les circonstances particulières, pour réduire au minimum les effets potentiellement néfastes sur la santé humaine ou l'environnement qui pourraient résulter de la gestion et de l'intendance des sites en question.

Certains sites contaminés fédéraux présentent des risques potentiels pour la santé humaine ainsi que pour l'environnement (flore, faune et habitats). Lorsque l'évaluation environnementale de site (ÉES) ou l'évaluation des risques révèle, preuves à l'appui, qu'un site présente des risques potentiels importants pour la santé humaine ou l'environnement, il incombe au gardien du site de s'assurer que des mesures soient élaborées et mises en œuvre en temps opportun (lequel varie selon la gravité des risques) afin d'éviter des effets nocifs potentiels pour les êtres humains ou l'environnement.

Les ministères fédéraux et les sociétés d'État consolidées devraient consulter leur avocat-conseil pour connaître leurs responsabilités en matière de diligence raisonnable pour chacun de leurs sites.

1.8 Utilisation actuelle versus utilisation future du terrain

Santé Canada préfère que les ÉQPR des sites contaminés fédéraux soient basées sur les conditions actuelles d'utilisation du terrain, car ce type d'évaluation représente mieux les risques pour les personnes qui fréquentent actuellement le site (à des fins professionnelles, récréatives ou autres) et/ou il pourrait ne pas y avoir réaménagement futur du site. Les risques associés à l'utilisation actuelle du

terrain serviront, dans le cadre du PASCF, à classer le site en termes de priorité de financement ou de réhabilitation. Cependant, cela ne signifie pas pour autant qu'une ÉQPR ne puisse aussi être réalisée selon un ou plusieurs scénarios de réaménagement, surtout si le plan de gestion des risques ou de réhabilitation prévoit une utilisation future qui diffère sensiblement des conditions actuelles.

1.9 Sites contaminés versus propriétés contaminées

Les termes *site* et *propriété* sont souvent utilisés de façon interchangeable pour désigner un endroit où le sol est

contaminé. Cependant, nombre de *propriétés* fédérales renferment plus d'un *site* contaminé à l'intérieur de leur périmètre. Pour une définition officielle de ces termes, nous invitons les lecteurs à consulter les politiques du Conseil du Trésor du Canada (SCT, 2000, 2002). Le PASCF met l'accent sur les *sites* plutôt que sur les *propriétés* comme unité de terrain contaminé. Il n'est donc pas inhabituel que plusieurs ÉQPR soient réalisées pour plusieurs *sites* contaminés situés sur une même *propriété* fédérale. En basant l'ÉQPR sur chaque *site* plutôt que sur la *propriété*, les problèmes dus aux variations d'utilisation du terrain, d'occupation du site (fréquence, durée) et d'accès au site (éloigné ou rapproché, libre ou restreint, etc.) seront évités, ce qui simplifiera l'ÉQPR pour chaque *site*.

Tableau 1 Caractéristiques spécifiques de l'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) versus l'évaluation quantitative détaillée des risques (ÉQDR)

	ÉQPR	ÉQDR
MILIEUX ENVIRONNEMENTAUX ÉCHANTILLONNÉS	En général, seulement des sols; parfois des eaux souterraines si c'est une source de préoccupation.	Inclura généralement sols et eaux souterraines, et possiblement végétaux, air intérieur, air extérieur (composés volatils et/ou particules), poussière intérieure autres milieux environnementaux au besoin.
QUANTITÉ DE DONNÉES	Limitée; généralement restreinte aux données rassemblées pendant les ÉES pour confirmer la contamination et circonscrire les « points chauds » très sommairement.	Importante; en général, inclut un plan d'échantillonnage conçu pour quantifier les contaminants de façon fiable et représentative dans chaque milieu environnemental/voie de pénétration et d'exposition
VALEUR STATISTIQUE UTILISÉE POUR REPRÉSENTER LES CONCENTRATIONS DE CPP	Généralement, la concentration maximale mesurée.	Généralement, la moyenne arithmétique ou la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne.
MODÉLISATION	Substantielle car les concentrations de CPP dans tous les milieux, sauf le sol (et peut-être les eaux souterraines), sont habituellement estimées à l'aide de modèles.	Restreinte; généralement, des données seront recueillies directement dans tous les milieux environnementaux susceptibles d'être contaminés et/ou de constituer une source d'exposition importante.
CARACTÉRISATION DU SITE	Limitée à la mesure des CPP dans le sol (et peut-être dans les eaux souterraines).	Substantielle; caractérisation physique (granulométrie du sol, profondeur de la nappe phréatique, etc.) et chimique (pH, teneur en carbone organique, pouvoir tampon, etc.). Caractérisation du sol et des eaux souterraines sur le site; mesure précise de la distance entre les structures sur place (habitations, etc.) et les sources de contamination (« points chauds »); autres caractéristiques au besoin.
CARACTÉRISATION DES RÉCEPTEURS	Limitée aux hypothèses normalisées et prudentes énoncées dans les publications.	Peut être propre au site, surtout en ce qui concerne la nature et l'ampleur de l'utilisation des sols ainsi que le profil d'activité humaine (quand et comment les terres sont utilisées par les récepteurs). La quantification des caractéristiques des récepteurs tend à être plus précise et moins basée sur des hypothèses prudentes.
CARACTÉRISATION	Pour les substances non cancérogènes : basée sur une valeur égale à 20 % de la dose journalière tolérable (DJT), puisque l'exposition attribuable aux sources naturelles (sans lien avec le site) n'est pas quantifiée.	Pour les substances non cancérogènes : basée sur une valeur égale à 100 % de la DJT, puisque l'exposition au bruit de fond est quantifiée.
DES RISQUES	Pour les substances cancérogènes : basée sur une valeur égale à 100 % du niveau de risque acceptable, soit 1 × 10 ⁻⁵ , puisque le risque additionnel de cancer (RAC) à vie est indépendant des risques liés aux sources d'exposition au bruit de fond.	Pour les substances cancérogènes, valeur fondée sur 100 % des risques acceptable (1 × 10 ⁻⁵), puisque le RAC à vie est indépendant des risques liés à l'exposition au bruit de fond.

2. 0 CONTENU ET FORMAT DU RAPPORT DE L'ÉQPR

Le rapport de l'ÉQPR sur la santé humaine doit inclure tous les chapitres et les sections présentés ci-après. Chaque rapport d'ÉQPR devrait être autonome pour des raisons de communication des risques. Tous les modèles, équations, hypothèses, etc., appropriés et requis pour l'ÉQPR doivent y être présentés. Chaque rapport doit également contenir des références complètes avec toutes les citations indiquées d'une manière claire et exhaustive pour faciliter l'examen par les pairs et la vérification des hypothèses.

2.1 Résumé

Un bref résumé soulignant les particularités du site, l'énoncé du problème, les résultats et les conclusions de l'ÉQPR et toutes les recommandations provenant de l'analyse doit y être présenté.

2.2 Introduction

Cette section identifie clairement et brièvement le ministère client et l'évaluateur des risques chargé de l'ÉQPR. Il faut également y énoncer clairement le but ou l'objectif de l'ÉQPR. Celui-ci peut inclure un ou plusieurs des éléments suivants :

- pour le classement du site en vertu du PACLF, en regard de l'utilisation et des conditions actuelles du terrain:
- pour déterminer les besoins en matière de gestion des risques ou d'évaluation plus complexe des risques;
- pour répondre aux préoccupations du public ou d'autres parties concernées à l'égard des risques pour la santé humaine associés à un site en particulier;
- pour recueillir de l'information sur les risques pour la santé humaine dans le cadre d'une évaluation environnementale réalisée aux termes de la Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (LCÉE);
- pour définir les objectifs de réhabilitation propres au site;
- pour confirmer que les conditions actuelles sont compatibles avec les scénarios envisagés d'aménagement futurs à l'appui de l'usage ou des usages futurs proposés.
- Si un réaménagement est envisagé ou prévu, l'utilisation future proposée doit aussi être décrite en termes clairs.

2.3 Description du site

Une description brève, mais complète, du site doit être fournie, y compris toutes les caractéristiques pertinentes à la compréhension et/ou à la quantification de l'exposition et des risques potentiels propres au site. Les sous-sections peuvent contenir, mais sans s'y limiter, aux suivantes :

- la désignation du site;
- le propriétaire du site;
- l'emplacement du site;
- l'usage actuel du site (et usage futur, si cette information est pertinente);
- les utilisations antérieures du terrain;
- la topographie;
- la géologie;
- l'hydrogéologie, incluant l'utilisation de l'eau souterraine comme source d'eau potable;
- l'identification des usages actuels du terrain et des récepteurs potentiels sur les propriétés voisines;
- la distance de la collectivité (village, ville, etc.) la plus proche; si le site est situé à l'intérieur des limites municipales, le préciser;
- l'estimation du nombre d'habitants de la communauté la plus proche;
- la proximité du site de l'eau de surface locale;
- le résumé de la contamination sur le site, y compris l'identification et la description des panaches de produit libre, de liquide dense en phase non aqueuse, de liquide léger en phase non aqueuse, etc.;
- les concentrations de fond locales ou régionales de contaminants (celles qui sont disponibles et appropriées);
- les renvois aux rapports pertinents fournissant une description détaillée du site, des évaluations environnementales de site (ÉES) et/ou tout autre échantillonnage, investigations, analyses ou évaluations des risques déjà réalisés sur le site en question.

2.3.1 Identification de tous les contaminants potentiels

L'Annexe A présente une liste des contaminants potentiels associés à diverses activités du gouvernement et de l'industrie (voir l'Annexe A Section A-2 et Tableau A-2). Cette liste n'étant pas exhaustive, il faudra s'en remettre au jugement professionnel après l'examen des activités antérieures et actuelles sur le site pour déterminer les contaminants à inclure dans le plan d'échantillonnage et d'analyse.

2.3.2 Concentrations de contaminants dans les milieux environnementaux

La validité et la pertinence des données sur la concentration des substances chimiques utilisées aux fins de l'ÉRSH pour les sites contaminés dépendent largement du caractère adéquat du plan d'échantillonnage. D'autres documents proposent des lignes directrices sur les plans d'échantillonnage des sites contaminés (voir notamment CCME, 1993a, 1993b). Santé Canada s'emploie actuellement à préparer un document sur les plans d'échantillonnage des sites contaminés fédéraux afin d'assurer la collecte de données plus fiables à l'appui de l'ÉRSH. Pour obtenir des précisions sur l'état d'avancement et la disponibilité de ce guide, communiquer avec la Division des sites contaminés (cs-sc@hc-sc.qc.ca).

Les données des concentrations de contaminants mesurées sur le site doivent être adéquatement résumées dans le rapport y compris toutes les activités d'échantillonnage qui ont été faites, sans se limiter aux efforts de collecte les plus récents. Du moins, les moyennes arithmétiques (± l'écart-type), les valeurs minimales et maximales des concentrations doivent être rapportées, ainsi que le nombre d'échantillons analysés pour tous les milieux échantillonnés (le sol, l'eau souterraine, l'eau de surface, la végétation, etc.), les limites de détection et le nombre total ou la proportion des échantillons ayant des niveaux sous le seuil de détection. Pour les échantillons de sol, la profondeur de la prise d'échantillons doit être indiquée de même que la granulométrie des particules de sol qui ont été analysées pour déterminer la concentration des substances chimiques (p. ex. <2 mm, <250 μm, <65 μm). Une carte illustrant les emplacements de prélèvement doit aussi être incluse pour démontrer ou déterminer si le plan d'échantillonnage est adéquat pour refléter la distribution des contaminants à travers le site.

L'exposition directe au sol (c.-à-d., ingestion, contact cutané, inhalation de matière particulaire en suspension) se rapporte principalement au sol en « surface ». La définition précise du sol de surface variera d'un site à l'autre selon la profondeur de la prise d'échantillons et peut comprendre des profondeurs variant entre ≤5 cm à 1,5 m. Le CCME (2006) définit le sol de surface comme étant la couche de sol comprise entre le « niveau du sol » et une profondeur de 1,5 m. sous ce niveau. À l'exception des prélèvements uniformes peu profonds, la définition du CCME doit être employée pour définir les sols en surface et en subsurface. Cependant, la couche de surface qui contribuera aux expositions incidentes sera habituellement ≤5 cm, à condition que le sol ne soit soumis à aucune activité de jardinage, de labour, d'excavation, etc. Il convient donc de bien définir la profondeur de la « couche » de surface sur le site en question, et les données sur la caractérisation du site doivent correspondre clairement et parfaitement à cette définition du sol de surface. Il **ne** faut **pas** pour autant en déduire qu'une couche de 5 cm de sol propre est considérée comme une couverture suffisante aux fins de la gestion des risques ni qu'elle soit représentative de la profondeur des sols de surface dans tous les sites. Si la profondeur d'échantillonnage pour un site en particulier diffère de celle définie par le CCME, soit le « niveau du sol » à une profondeur de 1,5 m, une justification doit être fournie.

Le laboratoire exécutant les analyses chimiques doit être accrédité par la Canadian Association for Laboratory Accreditation ou une organisation semblable comme le Programme d'accréditation des laboratoires d'analyse au Québec. Le CCME offre aussi des informations supplémentaires sur les protocoles d'échantillonnage, l'analyse et la gestion de données (1993a, b).

La granulométrie des particules du sol est un facteur important qu'il faut prendre en considération dans l'échantillonnage, l'analyse chimique et l'ÉRSH. En effet, l'adhérence du sol à la peau (qui contribue à l'absorption cutanée et à l'ingestion incidente de sol par transfert mainsbouche) augmente à mesure que le calibre des particules de sol diminue (voir Richardson et al., 2006; GlobalTox, 2005). De plus, les concentrations de substances chimiques ne sont pas uniformes dans les différentes classes granulométriques des particules de sol (Bright et al., 2006), la concentration augmentant souvent à mesure que le calibre des particules diminue. Par conséquent, il faudrait idéalement échantillonner et analyser la fraction ≤ 65 µm de sol pour déterminer la concentration de substances chimiques et utiliser ces résultats pour déterminer et évaluer les risques pour la santé humaine. Pour plus de renseignements à ce sujet, voir Richardson et al. (2006) et le document d'orientation de Santé Canada sur l'ÉQDR_{chim}.

2.4 Énoncé du problème

Il est essentiel de fournir une description brève mais complète des contaminants potentiellement préoccupants (CPP) dans l'énoncé du problème. Les sous-sections peuvent inclure, mais sans se limiter aux suivantes :

- le dépistage et l'identification des contaminants potentiellement préoccupants (CPP);
- l'identification et la description des récepteurs humains potentiels;
- l'identification des voies d'exposition fonctionnelles;
- un bref résumé d'un paragraphe décrivant les CPP, les récepteurs critiques et les voies d'exposition;
- une présentation de la liste de vérification de l'énoncé du problème (voir la Section 2.4.4).
- une modélisation conceptuelle du site indiquant les sources, les voies d'exposition et les récepteurs

Des justifications doivent être fournies pour tout CPP ou récepteur éliminé de l'évaluation, ainsi que pour toute voie d'exposition jugée non fonctionnelle.

2.4.1 Dépistage et identification des contaminants potentiellement préoccupants (CPP)

Les CPP se définissent comme suit :

- les substances chimiques dont la concentration maximale mesurée sur le site dépasse les recommandations pertinentes pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine; et
- les substances chimiques dont la concentration maximale mesurée sur le site est supérieure aux concentrations de fond locales ou régionales (voir ciaprès); ou
- les substances chimiques pour lesquelles il n'existe aucune recommandation en fonction de la santé humaine ni donnée sur les concentrations de fond.

Ces règles s'appliquent aux sites où des échantillons ponctuels discrets (non composites) ont été recueillis et analysés. Dans les cas où seuls des échantillons composites (≥ 2 échantillons combinés pour n'en former qu'un seul) ont été recueillis, le promoteur du site ou l'évaluateur des risques devrait consulter Santé Canada pour connaître les directives à suivre.

Les CPP du sol doivent être dépistés et identifiés en comparant les concentrations maximales mesurées sur le site à celles des Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement publiées par le CCME (CCME, 1999 et ses mises à jour plus récentes) pour protéger la santé humaine, le cas échéant. Dans le cas où des recommandations du CCME pour la santé humaine ne sont pas disponibles, les directives provinciales pour la protection de la santé humaine peuvent être employées, à condition que ces directives pour les substances non cancérogènes se basent sur une valeur équivalente à 20% de la valeur toxicologique de référence (conformément aux méthodes de calcul recommandées par le CCME pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols; voir CCME, 2006). Le CCME emploie 20 % de la dose journalière tolérable (DJT) résiduelle (la DJT porte aussi le nom de dose de référence (RfD) ou dose journalière acceptable/admissible (DJA)) pour les recommandations sur la qualité du sol et d'autres milieux. Là où, pour un contaminant en particulier, aucune compétence canadienne n'a établi de directives pour la protection de la santé humaine, les objectifs de réhabilitation (Preliminary Remediation Goals) de la United States Environmental Protection Agency (US EPA, 2004a) ou les concentrations fondées sur les risques (Risk-Based Concentrations (RBCs); US EPA, 2006), peuvent être utilisés, en ajustant les valeurs pour les substances non cancérogènes à 20 % de la RfD de

l'US EPA. Il est possible de communiquer avec Santé Canada pour demander des conseils sur les corrections qui doivent être apportées aux recommandations provinciales ou de l'US EPA. À noter que toute correction apportée aux recommandations émises par d'autres agences doit être clairement décrite et documentée.

Si des recommandations pour la qualité des sols ont été établies pour plusieurs catégories d'utilisation du sol (agricole, résidentielle, industrielle, etc.), il faut utiliser celles qui s'appliquent à l'utilisation qui se rapproche le plus de l'utilisation actuelle du terrain (et des utilisations futures, s'il y a lieu) pour caractériser les CPP.

Si, pour une utilisation donnée, des recommandations pour la qualité des sols ont été élaborées pour plusieurs scénarios d'exposition possibles (ingestion directe, exposition cutanée, infiltration de contaminants volatils à l'intérieur, etc.), comme l'a fait le CCME (1999), la recommandation basée sur la plus faible valeur (la plus appropriée pour l'utilisation actuelle et future des sols) devra être employée pour identifier les CPP.

Dans l'éventualité qu'un contaminant n'a pas de recommandation sur la qualité du sol pour la santé humaine, le contaminant doit être retenu à titre de CPP pour une évaluation des risques plus poussée, à moins que les concentrations mesurées soient représentatives des concentrations naturelles ou de fond (voir ci-après). Il est souvent présumé que les éléments essentiels ne posent aucun risque pour la santé humaine, et ils sont soustraits de l'évaluation sans justification. Or, les éléments essentiels peuvent être toxiques à des doses excédant leur apport maximal tolérable comme élément essentiel. Par conséquent, en l'absence de recommandations pour le dépistage, les éléments essentiels doivent être retenus à moins qu'une justification détaillée puisse démontrer qu'ils soient présents en quantités non toxiques.

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada de Santé Canada peuvent être employées pour le dépistage des CPP. Toutefois, l'application des Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada demeurerait le choix du ministère gardien dans le cas où les eaux souterraines ne sont pas actuellement utilisées comme source d'eau potable. Lors du dépistage de substances volatiles dans les eaux souterraines, il faut s'assurer d'utiliser des critères de dépistage intégrant la migration des vapeurs dans l'air intérieur, s'y il y a lieu.

Les critères suivants peuvent vous aider à déterminer si l'eau souterraine est non potable :

- l'aquifère le plus probable dans un rayon de 500 mètres du site a une conductivité hydraulique inférieure à 1 × 10-6 m/s ou un débit égal ou inférieur à 1,3 L/min;
- la concentration de la teneur naturelle en matières dissoutes totales (MDT) est supérieure à 4 000 mg/L;

- I'« aquifère » est un dépôt de tourbe et/ou un muskeg ;
- les agences provinciales ont approuvé par écrit l'application d'un critère d'eau souterraine non potable pour le site

Avant qu'un site ne soit considéré contaminé, les concentrations des contaminants du site, en particulier celles des éléments naturels, doivent aussi être comparées aux données d'enquêtes locales ou régionales des concentrations de fond du sol et des eaux souterraines (et des eaux de surface, si nécessaire) dans des secteurs non contaminés, là où ces données sont disponibles. Si la concentration maximale mesurée d'un CPP est inférieure ou égale à la concentration de fond représentative de cet élément ou de ce contaminant (c.-à-d. une valeur statistique représentative comme la moyenne, mais généralement pas la concentration maximale), la contamination sur le site sera considérée comparable aux niveaux de fond.

Santé Canada a mandaté la compagnie WESA (2005a) de recenser l'usage des concentrations de fond du sol dans l'évaluation des risques et l'élaboration de recommandations établies par les diverses autorités. Des sources canadiennes de données sur les concentrations de fond de contaminants dans le sol incluent, sans toutefois s'y limiter, les suivantes :

- British Columbia Ministry of Environment. 2010.
 Protocol for determining background soil quality, Table
 Regional background soil quality estimates for inorganic substances.
- Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2009.
 Rationale for the Development of Soil and Ground Water Standards for Use at Contaminated Sites in Ontario.
- Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs, Québec. 2002. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Teneurs de fond (critères A) pour les métaux et métalloïdes.
- Commission géologique du Canada. Non daté. Levés géochimiques du Canada. Voir aussi: Spirito et Adcock (2009a, b), Adcock (2009a,b), Garrett et Chen (2007), Rencz et al. (2006), Spirito et al. (2006, 2004).
- évaluations environnementales de site et/ou rapports d'évaluation des risques sur d'autres sites situés à proximité, selon leur disponibilité et leur pertinence (si ces rapports contiennent des données sur les concentrations de fond qui ne sont pas influencées par d'autres activités anthropiques).

Si les concentrations des CPP mesurées sur un site sont déterminées être représentatives des concentrations naturelles de fond, il se peut que le site ne soit pas contaminé, même si celles-ci dépassent les recommandations génériques. Ces concentrations élevées sont possiblement attribuables aux conditions géologiques

naturelles de la région. L'Annexe B présente une discussion plus détaillée sur les concentrations naturelles de fond.

Hydrocarbures pétroliers

Les hydrocarbures pétroliers (HCP) sont parmi les contaminants les plus fréquemment rencontrés aux sites fédéraux. Le PASCF recommande l'application de la dernière mise à jour par le CCME du Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (SP-HCP) pour les évaluations des risques à tous les sites contaminés fédéraux. Si la propriété fédérale est en voie d'être cédée à un organisme provincial, le cadre réglementaire provincial est également en vigueur. Plusieurs agences provinciales et territoriales ont adopté le SP-HCP, mais toutefois, certaines provinces (Colombie britannique, Québec, provinces de l'Atlantique) ont établies des démarches alternatives pour l'évaluation des sites contaminés par les HCP. Dans l'incertitude, il convient de consulter les agences fédérales et provinciales pour confirmer que le protocole approprié et les critères pertinents ont été utilisés.

2.4.2 Identification des récepteurs humains potentiels

Les calculs de l'exposition devraient être faits pour tous les récepteurs humains et groupes d'âges susceptibles d'être exposés. Les groupes de récepteurs susceptibles de visiter ou d'habiter un site varieront selon l'utilisation du terrain. En raison de la nature des propriétés sous compétence fédérale, les récepteurs incluront souvent les employés du ministère gardien et les membres du grand public. Les membres des sous-groupes de populations spécifiques (les Autochtones, par exemple) peuvent aussi avoir accès au site. Les récepteurs potentiels peuvent également inclure les occupants de propriétés voisines du site contaminé, s'il y a eu migration hors site ou si une telle migration est possible. Le cas échéant, les récepteurs hors site seront identifiés en fonction de l'utilisation du terrain sur la propriété voisine et non sur le site fédéral. Enfin, il faut identifier et évaluer les récepteurs critiques dans tous ces sous-groupes, s'il est prévu que ces groupes pourraient être exposés aux contaminants du site. Les récepteurs par défaut à inclure dans l'ÉQPR sont les suivants :

- les membres du grand public;
- les employés (y compris le personnel d'entretien);
- les membres des collectivités autochtones.

Les caractéristiques de ces divers groupes de récepteurs sont présentées ci-après à la Section 2.5.2.

Les sites contaminés situés sur des terrains d'usage agricole, résidentiel et récréatif seront évalués en fonction des risques qu'ils présentent pour le grand public. Quant aux

établissements (écoles, hôpitaux, etc.), les risques sont évalués pour le grand public, les groupes d'âges, la fréquence et la durée de l'exposition, en tenant compte du type d'établissement. Les terrains commerciaux et industriels, ainsi que les établissements accessibles au public, sont évalués en fonction des risques qu'ils présentent pour le grand public et les employés, car ces deux groupes de récepteurs y auraient accès. Dans le cas des sites commerciaux, une distinction est faite entre ceux qui offrent des services de garderie et ceux qui n'en offrent pas. Ainsi, les sites commerciaux avec garderie sont évalués par rapport aux risques qu'ils comportent pour les nourrissons, les tout-petits et les enfants qui fréquentent ces établissements. Quant aux sites industriels et autres sites professionnels auxquels l'accès du public est contrôlé ou limité, le personnel constituera le principal groupe de récepteurs. Enfin, les sites fréquentés par les membres de collectivités autochtones, ou les sites qui sont situées à proximité de celles-ci, doivent être évalués en fonction des risques qu'ils présentent pour ce segment de la population. Tous les groupes d'âge susceptibles de fréquenter un site ou de consommer des produits récoltés sur un site doivent être identifiés.

Dans chaque groupe de récepteurs, les groupes d'âge ciblés sont ceux définis par Santé Canada (1994) et le CCME (2006), à savoir les nourrissons (0 à 6 mois), les tout-petits (7 mois à 4 ans inclusivement), les enfants (5 à 11 ans inclusivement), les adolescents (12 à 19 ans inclusivement) et les adultes (20 à 80 ans inclusivement). Quant aux employés, il est présumé qu'ils sont adultes, sauf si des emplois généralement occupés par des jeunes durant l'été (plantation d'arbres, aménagement paysager, etc.) soient mentionnés. Une justification détaillée devra être fournie à l'appui de tout récepteur et/ou groupe d'âge exclu.

2.4.3 Identification des scénarios d'exposition et des voies d'exposition fonctionnelles

L'exposition aux contaminants dans le sol peut se faire par une ou plusieurs des voies suivantes :

- ingestion directe de sol contaminé;
- absorption cutanée résultant de l'adhérence de sol contaminé aux surfaces exposées de la peau;
- inhalation à l'extérieur de poussières de sol contaminé, en suspension dans l'air;
- inhalation à l'intérieur de vapeurs infiltrées provenant du sol ou d'eaux souterraines contaminés (voie particulièrement pertinente pour l'évaluation de l'exposition aux HCP volatils ou autres substances volatiles, à la suite de l'infiltration de vapeurs à l'intérieur);
- inhalation à l'extérieur de vapeurs s'échappant d'un sol contaminé;

 ingestion d'eaux souterraines contaminées servant de source d'eau potable.

Il se peut qu'une ou plusieurs voies d'exposition ne soi(en)t pas fonctionnelle(s) pour un site donné. L'évaluateur doit identifier les voies d'exposition fonctionnelles et non fonctionnelles pour le site et en fournir une justification détaillée toute voie jugée non fonctionnelles (c.-à-d. étant exclue du calcul de l'exposition) sur le site en question.

L'exposition peut aussi se faire par voies indirectes telles que :

- consommation de produits du potager ou de plantes sauvages contaminés cultivés dans le sol contaminé;
- consommation d'animaux d'élevage ou de gibier contaminés, se nourrissant ou broutant sur des terrains contaminés;
- consommation de poissons ou de mollusques et/ou crustacés contaminés par le ruissellement en surface ou l'alimentation en subsurface de plans d'eau adjacents aux sites contaminés;
- inhalation de vapeurs et absorption cutanée de contaminants provenant d'eaux souterraines ou d'eaux de surface contaminées, durant la douche ou le bain;
- ingestion ou le contact cutané et l'absorption d'eau de surface contaminée durant la baignade;
- absorption par le fœtus en développement, sous l'effet d'une exposition *in utero*;
- ingestion par les nourrissons de lait maternel contaminé:
- ingestion de poussières intérieures, ou le contact cutané avec les poussières intérieures contaminées par l'introduction de sol contaminé provenant de l'extérieur.

Pour évaluer les risques associés à la consommation de produits du potager (fruits et de légumes), de plantes ou fruits sauvages, d'animaux d'élevage ou de gibier contaminés, des méthodes de vérification fournies par le CCME (2006) s'avèrent utiles: la vérification de la consommation de fruits et de légumes frais, de viande et de lait y est définie comme une composante du processus d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine. À cet égard, il peut s'avérer nécessaire de déterminer et de choisir les valeurs appropriées des facteurs de bioaccumulation (FBA), de bioconcentration (FBC) ou de biotransfert (FBT) (selon le cas) pour évaluer l'absorption de contaminants présents dans le biote et utilisé comme nourriture. Des valeurs par défaut, spécifiques pour chacune des substances chimiques, n'ont pas encore été définies par Santé Canada. Des hypothèses et des données pertinentes peuvent toutefois être tirées des documents scientifiques détaillés étayant les recommandations pour la qualité des sols du CCME, ainsi que d'autres publications scientifiques et d'autres sources comme Staven et al. (2003).

Dans le cas de ces voies et d'autres voies d'exposition indirectes, les évaluateurs des risques doivent déterminer la démarche la plus pertinente et les hypothèses appropriées pour les variables comme le FBC (s'il y a lieu), et décrire d'une manière détaillée et bien documentée la démarche et les hypothèses retenues. Cette description doit également être accompagnée de références complètes pour faciliter l'examen par les pairs.

Il convient enfin de préciser que les voies d'exposition indirectes peuvent exiger des modélisations plus approfondies afin de prévoir les transferts entre les milieux, les concentrations au point d'exposition dans un milieu secondaire, etc. Or, il se peut que la complexité de ces modèles ou d'autres méthodes ne soit pas compatible avec

le niveau de dépistage plus simple de l'ÉQPR, et qu'une évaluation quantitative détaillée des risques (ÉQDR), plus complexe, puisse être justifiée.

2.4.4 Liste de vérification de l'énoncé du problème

Le Tableau 2 présente un exemple d'une liste de vérification pour faciliter et résumer l'énoncé du problème pour le site en question. Elle identifie l'utilisation du terrain, les récepteurs et les voies d'exposition fonctionnelles et non fonctionnelles. Cette liste, ou toute autre liste de vérification, doit être incluse dans le rapport de l'ÉQPR comme outil de communication des risques pour la santé et pour faciliter l'examen de l'ÉQPR par les pairs.

Tableau 2 Liste de vérification de l'énoncé du problème

Utilisation du terrain (cocher [√] les choix appropriés)		Groupe(s) de récepteurs) (cocher [√] les choix appropriés)		Récepteurs critiques (cocher [√] les choix appropriés)		Voies d'exposition (cocher [√] les choix appropriés)						
	[√]		[√]		[√]	Ingestion de sol	Contact cutané avec le sol	Inhalation de poussières	Inhalation de vapeurs à l'intérieur	Inhalation de vapeurs à l'extérieur	Ingestion d'eau souterraine ou de surface contaminée	Autre (préciser)
Agricole		Grand public		Nourrisson								
Résidentielle		Employés		Tout-petit								
Commerciale, avec garderie		Collectivités autochtones canadiennes		Enfant								
Commerciale, sans garderie		Autre (préciser)		Adolescent								
Industrielle		Autre (préciser)		Adulte								
Urbaine (récréative (p. ex. parc urbain)		Autre (préciser)		Autre (préciser)								
Terrains sauvages et éloignés (p. ex. récréativ e, pas de camping)		Autre (préciser)		Autre (préciser)								
Terrains sauvages et éloignés (p. ex. chasse, pêche et camping)		Autre (préciser)		Autre (préciser)								
Travailleur de la construction ou des services publics		Autre (préciser)		Autre (préciser)								
Autre (à préciser)		Autre (préciser)		Autre (préciser)								

2.5 Évaluation de l'exposition

La présente section doit inclure toutes les équations d'exposition, les caractéristiques spécifiques des substances chimiques, les hypothèses retenues pour les récepteurs, la concentration maximale utilisée pour représenter les concentrations des CPP dans les milieux pertinents (l'air, l'eau, le sol, la végétation, etc.) de même que l'identification de toutes les méthodes ou modèles exigés pour estimer les concentrations dans un milieu environnemental à partir de celles d'un autre milieu et les résultats ainsi obtenus. Les modèles peuvent inclure ceux qui utilisent des concentrations mesurées dans le sol pour estimer les concentrations de l'eau souterraine, de l'eau de surface, de l'air intérieur (pour les contaminants volatils seulement), de l'air ambiant, des produits agricoles, des plantes sauvages, du gibier ou du poisson destiné à la consommation humaine, etc., qui sont récoltés sur le site contaminé ou sur un terrain qui aurait été contaminé par le site en question.

Le rapport de l'ÉQPR doit présenter des exemples de calculs (en annexe peut-être) et inclure au moins un exemple du calcul de l'estimation de l'exposition (et des risques) pour une substance non cancérogène et un autre pour une substance cancérogène, en précisant toutes les étapes intermédiaires et tous les paramètres d'entrée. Le rapport doit aussi comprendre des tableaux sommaires indiquant toutes les expositions calculées pour faciliter l'examen par les pairs, notamment si d'autres modèles sont utilisés.

Dans certains cas, les évaluateurs des risques peuvent croire que les hypothèses et les équations présentées sont inadéquates ou inappropriées pour le site en question. Dans ces cas, l'évaluateur de risques doit discuter de sa préoccupation avec le ministère gardien et Santé Canada et considérer l'usage d'hypothèses et/ou d'équations alternatives jugées appropriées. Le rapport de l'ÉQPR doit contenir, cependant, une description claire des lacunes dans les directives présentées dans ce guide en indiquant de quelle façon elles se rapportent à la question en litige et en fournissant un raisonnement convaincant (avec citations) pour soutenir l'utilisation de méthodes ou d'hypothèses alternatives.

2.5.1 Détermination des concentrations de contaminants sur le site

Pour l'ÉQPR des sites contaminés fédéraux au Canada, la concentration maximale sur le site de chaque CPP doit être utilisée pour quantifier les risques potentiels des occupants ou des visiteurs du site. Un des objectifs principaux de l'ÉQPR est de classer les sites contaminés fédéraux par ordre de priorité en vue d'avoir accès à des ressources financières limitées pour les travaux de réhabilitation. Or l'utilisation de valeurs statistiques autres que la concentration

maximale pour l'ÉQPR pourrait nuire à une comparaison juste et équitable de tous les sites qui se font concurrence pour l'obtention des mêmes ressources limitées.

Diverses méthodes sont utilisées pour choisir les points d'échantillonnage pour prélever des échantillons de milieux environnementaux contaminés pertinents (lesquels peuvent inclure le sol, la poussière intérieure, l'eau potable, l'air intérieur ou extérieur, les plantes ou autre biote). L'échantillonnage peut ainsi se faire de façon aléatoire, systématique (par quadrillage), ciblée (aux « points chauds » connus ou présumés) ou aux endroits où la présence de récepteurs est constante ou fréquente), etc. Durant l'ÉES, si l'échantillonnage est généralement circonscrit aux zones contaminées ou présumées l'être, un ensemble de données biaisées sur des zones fortement contaminées est donc obtenu et elles ne sont pas représentatives de l'ensemble du site. De plus, au cours d'une ÉES type, l'échantillonnage du sol d'un site contaminé est habituellement limité et il n'est pas inhabituel que le rapport d'ÉQPR repose sur un nombre d'échantillons (de sol ou autre milieu contaminé) égal ou inférieur à 20. Par conséquent, en raison du caractère biaisé et limité du plan d'échantillonnage de sites soumis à une ÉQPR, seule la concentration maximale de chaque CPP doit être utilisée pour estimer les risques pour la santé humaine sur le site en question.

Lorsque, de l'avis de l'évaluateur de risque, les données sont suffisamment nombreuses et rigoureuses pour justifier un autre traitement statistique des données sur la contamination sur le site (par exemple, utilisation de la concentration moyenne ou de la limite supérieure de l'intervalle de confiance sur la moyenne), l'évaluateur ou le promoteur du site devrait communiquer avec Santé Canada pour discuter de l'utilisation d'une ÉES qui serait menée conformément aux directives relatives à l'ÉQDR_{chim}.

2.5.2 Caractéristiques des récepteurs potentiels

Les caractéristiques physiques (exigées pour les calculs d'exposition) pour une variété de groupes de récepteurs communs sont présentées au Tableau 3. Les données sur les taux d'ingestion de sol ont été revues à la demande de Santé Canada (Wilson Scientific/Meridian, 2006). Les données disponibles appuient toujours les taux d'ingestion de sol propres à chacun des groupes d'âge tels que recommandés par le CCME (2006).

Lorsque les voies et circonstances d'exposition ne sont pas représentées dans les équations et les hypothèses présentées dans ce guide, des hypothèses additionnelles de caractérisation des récepteurs devraient être prises de Richardson (1997), si disponibles. Si des données canadiennes ne sont pas disponibles pour certaines caractéristiques exigées pour les récepteurs, des sources alternatives, comme les documents *Exposure Factors*

Handbook de la US EPA (1997) ou Child-Specific Exposure Factors Handbook préparé par la même agence (US EPA, 2008), devraient être employées. Lorsque des sources supplémentaires de données sont consultées, elles doivent être clairement citées avec une référence complète.

Un tableau complet de toutes les valeurs spécifiques des caractéristiques des récepteurs utilisées dans l'évaluation de l'exposition doit figurer dans le rapport de l'ÉQPR.

2.5.3 Fréquence et durée de l'exposition

La plupart des hypothèses concernant la fréquence et la durée de l'exposition sont de nature arbitraire, étant basées sur le meilleur jugement professionnel. Sans vouloir mettre en doute un tel jugement professionnel, une base moins arbitraire pour ces hypothèses est préférable pour le classement des sites. Aux fins des ÉQPR, la fréquence des visites du site (p. ex. le nombre de jours par année) et la durée de ces visites (p. ex. le nombre d'heures par jour) doivent être basées sur les directives présentées au Tableau 4, à moins que, selon l'avis de l'évaluateur des risques, des hypothèses alternatives soient plus valables. La justification des hypothèses alternatives doit être citée avec une référence complète.

Les substances toxiques ayant des effets sur le développement présentent des risques n'ayant peut-être aucun rapport avec la fréquence ou la durée de l'exposition. Dans certains cas, une seule exposition ou une exposition à court terme pendant une phase spécifique du développement peut présenter un risque pour le fœtus, selon l'importance de l'exposition à une substance. Santé Canada a développé des VTR pour protéger le fœtus d'effets sur le développement (voir 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 qui comprennent, mais sans être limitées aux substances suivantes : le phtalate de bis(2-éthylhexyle), le phtalate de dibutyle, l'éthylbenzène, le mercure méthylique, les polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofurannes (PCDF), le trichloroéthylène et les xylènes.

Les expositions à ces substances ou à d'autres substances ayant des effets toxiques sur le développement devraient être évaluées selon le nombre d'heures d'exposition par jour et de jours par semaine, tels que définis au Tableau 4, mais sans la période d'amortissement (la durée de l'exposition serait équivalente à la période d'amortissement). Ceci

pourrait apparaître dans les équations comme étant une exposition de 365 jours par année amortie sur une période de 365 jours par an.

Dans le cas de certaines substances comme les dioxines ayant des VTR basées sur un apport mensuel tolérable, il faut faire la moyenne de l'exposition répartie sur une période de 30 jours pour être cohérent avec le principe des VTR. Dans tous les cas, l'évaluateur de risque devrait confirmer si l'amortissement d'une exposition de courte durée serait approprié selon les propriétés toxicologiques de la substance. Si l'évaluateur, considère ou soupçonne que d'autres CPP à un site donné sont des substances toxiques ayant des effets sur le développement, la Division des sites contaminés de Santé Canada devrait être consultée par l'évaluateur de risques pour obtenir des conseils et des directives propres à cette ÉRSH.

2.5.4 Équations d'exposition

Les équations d'exposition préférées pour un nombre limité de voies d'exposition sont présentées au Tableau 5. En plus des voies d'exposition présentées dans ce tableau, des équations supplémentaires peuvent aussi être incluses à l'endroit opportun où l'évaluateur désire ajouter des voies d'exposition additionnelles. Dans ces cas, la section Énoncé du problème du rapport de l'ÉQPR doit fournir une explication adéquate sur le besoin d'y inclure ces voies supplémentaires. La source de toutes les équations complémentaires doit être citée avec une référence complète.

Un exemple de calculs pour évaluer l'exposition d'un toutpetit par ingestion directe de sol contaminé est présenté au Tableau 6.

Les expositions par inhalation seront évaluées en fonction du séjour dans l'environnement contaminé (p. ex. 1,5 heure par jour si à l'extérieur; 22,5 heures par jour si à l'intérieur; voir les Tableaux 3 et 4). Cependant, les expositions par ingestion de sol sont considérées être indépendantes du temps passé à l'extérieur. Bien qu'il soit peu probable que le sol ne soit ingéré en une dose bolus, il est également peu probable que la dose soit distribuée uniformément pendant toute la journée. Par ailleurs, les études disponibles sur les taux d'ingestion de sol ne permettent pas de résoudre suffisamment la distinction entre les différents moments de la journée ou entre les environnements intérieur et extérieur. Donc, par prudence, 100 % de la dose involontaire de sol ingérée quotidiennement doit être considérée comme provenant du site contaminé.

Tableau 3 Récepteurs humains recommandés et leurs caractéristiques dans l'évaluation quantitative préliminaire des risques

Population canadienne	gonoral					Travailleur de la	
Caractéristique du récepteur	Nourrisson	Tout-petit	Enfant	Adolescent	Adulte	construction ou des services publics	Source
Âge	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	≥ 20 ans	≥ 20 ans	Santé Canada, 1994
Durée pour le groupe d'âge	0,5 an	4,5 ans	7 ans	8 ans	60 ans	60 ans	Pour une espérance de vie de 80 ans
Masse corporelle (kg)	8,2	16,5	32,9	59,7	70,7	70,7	Richardson, 1997
Taux d'ingestion de sol (kg/j)	0,00002	0,00008	0,00002	0,00002	0,00002	0,0001	CCME, 2006; Wilson Scientific Meridian, 2006; MassDEP, 2002
Taux d'inhalation (m³/j)	2,2	8,3	14,5	15,6	16,6	1,4 m ³ /hr*	Allan et al., 2008; Allan et al., 2009
Taux d'ingestion d'eau (L/j)	0,3	0,6	0,8	1,0	1,5	1,5	Richardson, 1997
Temps passé à l'extérieur (h/j)	1,5 [†]	1,5 [†]	1,5 [†]	1,5	1,5	_‡	Richardson, 1997
Surface de la peau (cm²) Mains Bras (de l'épaule au poignet) Jambes (de l'aine au pied) TOTALE (toute la surface corporelle)	320 550 910 3 620	430 890 1 690 6 130	590 1 480 3 070 10 140	800 2 230 4 970 15 470	890 2 500 5 720 17 640	890 2 500 5 720 17 640	Richardson, 1997
Charge du sol sur la peau exposée (kg/cm²/épisode) Mains Surfaces autres que les mains Ingestion d'aliments [§] (kg/j)	1 × 10 ⁻⁷ 1 × 10 ⁻⁸	1 × 10 ⁻⁶ 1 × 10 ⁻⁷	Kissel et al., 1996, 1998				
Légumes-racines Autres légumes Poisson"	0,083 0,072	0,105 0,067	0,161 0,098	0,227 0,120	0,188 0,137	Non disponible	Richardson, 1997 Richardson, 1997
Populations canadienno population générale)	es des Autocht	ones (leurs cara	ctéristiques n	on répertoriées	devraient êtr	e réputées équivale	ntes à celles de la
Caractéristique du récepteur	Nourrisson	Tout-petit	Enfant	Adolescent	Adulte		Source
Âge	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	≥ 20 ans		Santé Canada, 1994
Ingestion d'aliments [§] (kg/j) Poisson " Gibier	0	0,085	0,125	0,175	0,270		Richardson, 1997

Allan et coll. (2009) font état d'un taux d'inhalation de 1,4 m³/h chez les travailleurs de la construction et de 1,25 m³/h chez les travailleuses de la construction. À noter que le taux d'inhalation s'applique au nombre d'heures travaillées au site, ce qui diffère des taux journaliers applicables à la population générale.

Données non disponibles; il peut toutefois être supposé que le temps passé à l'extérieur est équivalent à celui des adultes, en présumant que le nourrisson, le tout-petit ou l'enfant sera accompagné d'un parent ou d'un gardien durant ses activités à l'extérieur.

[‡] Ces valeurs devraient être propres au site, et tout amortissement devrait s'appliquer à une substance chimique particulière et comporter une justification scientifique appropriée.

Données s'appliquant uniquement aux consommateurs ; les personnes ayant déclaré une consummation nulle (0) on été exclues de l'analyse.

La Direction des aliments de Santé Canada (2010) décrit les valeurs de la consommation de poisson utilisées, qui proviennent de diverses études et enquêtes récentes sur la consommation de poisson au Canada. Veuillez consulter ce document pour connaître les valeurs de la consommation de poisson chez la population générale. Dans le cas de populations dont la Direction des aliments de Santé Canada (2010) ne traite pas, il convient de présenter des valeurs propres au site, accompagnées d'une justification.

Tableau 4 Hypothèses sur la durée et la fréquence d'exposition aux fins de l'évaluation quantitative préliminaire des risques

	Terrain agricole	Terrain résidentiel	Terrain commercial	Terrain industriel [*]	Terrain urbain récréatif [†]	Terrains sauvages éloignés (camping, chasse, pêche) [†]	Travailleur de la construction ou des services publics [†]
Heures par jour sur le site	24	24	8	8	_	_	-
Jours par semaine sur le site	7	7	5	5	_	_	-
Semaines par année sur le site	52	52	52	48	_	_	_
Événements d'exposition cutanée par jour	1	1	1	1	_	_	_
Jours par année d'ingestion d'aliments contaminés	365	365	0	0	_	_	-
Nombre total d'années d'exposition	80	80	35 ‡	35 ‡	_	_	-
Espérance de vie (années)	80	80	80	80	-	-	-

^{*} récepteurs adultes seulement.

2.5.5 Niveaux de poussières respirables dans l'air

Il est attendu que l'apport de contaminants par inhalation de poussières respirables dans l'air sera généralement peu important en comparaison avec l'ingestion directe de sol et d'eau et par contact cutané. Cependant, les expositions selon cette voie devraient être prises en considération, si elles sont jugées nécessaires par l'évaluateur des risques (p. ex., un site non pavé). Lorsqu'elle est incluse, la concentration du contaminant dans la poussière respirable en suspension dans l'air doit être considérée égale à la concentration (maximale) retrouvée dans le sol de surface.

Lorsque cette voie est incluse dans une ÉQPR, une concentration moyenne de particules respirables (diamètre aérodynamique $\leq 10~\mu m$) dans l'air devrait être considérée égale à 0,76 $\mu g/m^3$ (d'après US EPA, 1992). Pour des situations où une circulation routière significative sur des

surfaces contaminées non pavées est un problème, un tel trafic peut produire des niveaux de poussières considérablement plus élevés. Les niveaux de poussières de routes non pavées varient selon les conditions climatiques, l'achalandage, la texture et la nature du matériel du revêtement routier (Claiborn et al., 1995). Un niveau de poussière raisonnable créé par la circulation routière sur des routes non pavées est de 250 µg/m³ (au bord de la route en aval du vent; Claiborn et al., 1995).

Dans certaines situations, l'inhalation de matière particulaire peut poser en soi un risque à la santé qui, possiblement, devrait être évaluée selon les conditions propres à un site.

2.5.6 Modèles

Les modèles peuvent être nécessaires pour estimer les concentrations de CPP dans l'eau souterraine, l'eau de surface, l'air intérieur ou ambiant, les produits du potager, la

[†] Ces hypothèses devraient être propres au site, et tout amortissement devrait s'appliquer à une substance chimique particulière et comporter une justification scientifique appropriée

Durée d'exposition de 35 ans si il est présumé qu'un employé, plutôt que les membres du grand public, sera le plus exposé et à répétition.

végétation, le poisson, le gibier ou d'autres milieux environnementaux auxquels les récepteurs sont potentiellement exposés. Meridian Environmental (2006) a examiné les modèles disponibles pour une variété d'applications sur le devenir dans l'environnement et a formulé des recommandations à l'intention de Santé Canada. L'usage nécessaire de modèles doit être tenu à un niveau de complexité compatible avec le niveau de « dépistage » de l'ÉQPR. Les estimations de la concentration des CPP volatils de l'air intérieur doivent être dérivées des méthodes décrites par Santé Canada (voir L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie VII : Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés). Les estimations des concentrations de CPP dans l'eau souterraine et dans l'eau de surface peuvent être obtenues des méthodes décrites par le CCME (2006). Pour estimer les concentrations de CPP dans la végétation, les méthodes présentées par le CCME (2006 – Vérification des produits cultivés) ou par les méthodes discutées dans WESA (2005b) peuvent être

utilisées. Pour estimer les concentrations des CPP dans le poisson et le gibier, de simples facteurs de bioaccumulation et/ou de bioamplification de chaque substance peuvent être utilisés au cas par cas selon leur disponibilité; des modèles plus sophistiqués peuvent également être employés selon le jugement de l'évaluateur de risque (voir : L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux aliments d'origine locale (ÉRSH_{aliments})).

Indépendamment de la directive ci-dessus, d'autres méthodes de modélisation peuvent aussi être utilisées, mais Santé Canada doit être consultée au préalable. Par ailleurs, les promoteurs et les évaluateurs des risques doivent démontrer que ces modèles alternatifs sont *généralement acceptés*. De plus, quels que soient les modèles utilisés, ceux-ci doivent être accompagnés d'une référence complète, incluant une justification pour l'emploi du modèle spécifique choisi, afin d'assurer un contrôle les pairs.

Tableau 5 Équations générales recommandées pour estimer les doses

Ces équations sont généralisées et les équations actuelles utilisées par l'évaluateur pourraient varier selon la présentation des variables, les unités employées et la présentation précise de la fréquence d'exposition, de la durée d'exposition et des durées moyennes. Les abréviations représentant les variables ont été uniformisées pour l'ensemble des équations; les variables ne sont pas nécessairement représentées dans chaque équation.

Ingestion involontaire de sol contaminé

La dose estimée de chaque contaminant par ingestion de sol contaminé se calcule comme suit :

Dose (mg/kg pc/jour) =
$$\frac{C_S \times TI_S \times FAR_{orale} \times J_2 \times J_3 \times J_4}{PC \times EV}$$

Où:

C_S = concentration du contaminant dans le sol (mg/kg)

TI_S = taux d'ingestion de sol par le récepteur (kg/j)

FAR_{orale}= facteur d'absorption relatif par le tractus

gastro-intestinal (sans unité)

J2 = jours d'exposition par semaine /7 jours

J3 = semaines d'exposition par année /52 semaines

J4 = années totales d'exposition sur le site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

PC = poids corporel (kg)

EV = espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

Remarque: Les termes J_3 et J_4 devraient être évalués selon les données propres à la substance chimique considérée, et l'amortissement doit être considéré, particulièrement pour l'exposition associée aux substances chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus).

Inhalation de poussières de sol contaminées

La dose estimée de chaque contaminant par inhalation de poussières entraînées dans l'air se calcule comme suit :

Dose (mg/kg pc/jour) =
$$C_S \times P_{Air} \times TI_A \times FAR_{Inh} \times J_1 \times J_2 \times J_3 \times J_4$$

 $PC \times EV$

Où.

C_S = concentration du contaminant dans le sol (mg/kg)

P_{Air} = concentration de particules dans l'air (kg/m³)

TI_A = taux d'inhalation d'air par le récepteur (m³/j)

FAR_{Inh} = facteur d'absorption relatif par inhalation (sans unité)

J1 = heures d'exposition par jour/24 heures

J2 = jours d'exposition par semaine/7jours

J3 = semaines d'exposition par année /52 semaines

J4 = années totales d'exposition sur le site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

PC = poids corporel (kg)

EV = espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

Remarques: P_{Air} peut être mesurée directement ou peut être estimée à l'aide des méthodes décrites dans le texte. C_A (concentration dans l'air; mg/m³) peut aussi être mesurée directement, rendant ainsi nulle la prévision de la concentration dans l'air estimée par C_S et P_{Air}. Les termes J₃ et J₄ devraient être évalués selon les données propres à la substance chimique considérée, et l'amortissement doit être considéré, particulièrement pour l'exposition associée à des composés chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus).

Inhalation de vapeurs contaminées

La dose estimée de chaque contaminant par inhalation de vapeurs se calcule comme suit :

Dose (mg/kg pc/jour) =
$$\underline{C_A \times TI_A \times FAR_{Inh} \times J_1 \times J_2 \times J_3 \times J_4}$$

PC × EV

Où:

C_A = concentration du contaminant dans l'air (mg/m³)

Tl_A = taux d'inhalation d'air par le récepteur (m³/j)

FAR_{Inh} = facteur d'absorption relatif par inhalation (sans unité)

 J_1 = heures d'exposition par jour/24 heures

J2 = jours d'exposition par semaine/7jours

J3 = semaines d'exposition par année/52 semaines

J4 = années totales d'exposition sur le site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

PC =poids corporel (kg)

EV = espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

Remarques: C_A peut être mesurée directement ou être estimée à partir des concentrations de CPP volatils dans le sol ou les eaux souterraines, à l'aide des méthodes décrites dans le texte. Les termes J₃ et J₄ devraient être évalués selon les données propres à la substance chimique considérée, et l'amortissement doit être considéré, particulièrement pour l'exposition associée à des composés chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus).

Ingestion d'eau potable contaminée

La dose estimée de chaque contaminant par ingestion d'eau potable contaminée se calcule comme suit :

Dose (mg/kg pc/jour) =
$$\frac{C_{eau} \times TI_{eau} \times FAR_{orale} \times J_2 \times J_3 \times J_4}{PC \times EV}$$

Où:

Ceau = concentration du contaminant dans l'eau potable (mg/L)

Tleau = taux d'ingestion d'eau par le récepteur (L/j)

FAR_{orale} = facteur d'absorption relatif par le tractus

gastro-intestinal (sans unité)

J2 = jours d'exposition par semaine/7jours

J3 = semaines d'exposition par année /52 semaines

J4 = années totales d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

PC = poids corporelle (kg)

EV = espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

méthodes décrites dans le texte. Les termes J_3 et J_4 devraient être évalués selon les données propres à la substance chimique considérée, et l'amortissement doit être considéré, particulièrement pour l'exposition associée à des composés chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus).

Absorption cutanée à partir de sol contaminé

La dose estimée de chaque contaminant par contact cutané avec le sol contaminé se calcule comme suit :

Où:

C_S = concentration du contaminant dans le sol (mg/kg)

SE_M = surface des mains exposée à la charge de sol (cm²)

SE_A = surface exposée, autre que les mains (cm²)

CS_M = charge de sol sur la peau exposée des mains (kg/cm²-épisode)

CS_A= charge de sol sur la peau exposée autre que les mains (kg/cm²-épisode)

 J_2 = jours d'exposition par semaine/7jours

J₃ = semaines d'exposition par année/52 semaines

J₄ = années totales d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

FAR_{cut}= facteur d'absorption relatif par voie cutanée (sans unité)

PC = poids corporel (kg)

EV = espérance de vie (ans) (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

Remarque: Les termes J_3 et J_4 devraient être évalués selon les données propres à la substance chimique considérée, et l'amortissement doit être considéré, particulièrement pour l'exposition associée à des composés chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus).

Ingestion de produits de la terre contaminés, de poisson, de gibier ou d'autres aliments

La dose estimée de chaque contaminant par ingestion d'aliments contaminés se calcule comme suit :

Dose (mg/kg pc/jour) =
$$\frac{\left[\sum \left[C_{alimenti} \times TI_{Alimenti} \times FAR_{oralei} \times J_{i}\right]\right] \times J_{4}}{PC \times 365 \times EV}$$

Où:

C_{Aliment/} = concentration du contaminant dans l'aliment / (mg/kg)

Tl_{Aliment/} = Taux d'ingestion de l'aliment *i* par le récepteur (kg/j)

FAR_{oralei} = Facteur d'absorption relatif du contaminant *i*

par le tractus gastro-intestinal (sans unité)

J_i = jours durant l'année où il y consommation de l'aliment / (j/an)

J₄ = années totales d'exposition au site (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

365 = nombre total de jours par année (constante)

PC = poids corporel (kg)

EV = espérance de vie (pour l'évaluation des cancérogènes seulement)

Remarques: Les concentrations de contaminants dans les aliments peuvent être mesurées directement ou être estimées à l'aide des méthodes décrites dans le texte. Les termes J3 et J4 devraient être évalués selon les données propres à la substance chimique considérée, et l'amortissement doit être considéré, particulièrement pour l'exposition associée à des composés chimiques ayant des effets sur le développement (fœtus).

Tableau 6 Exemple de calcul pour déterminer l'exposition d'un tout-petit aux xylènes par ingestion involontaire de sol

Dose (mg/kg pc/jour) =
$$\underline{C_s \times TI_s \times FAR_{orale} \times J_2 \times J_3}$$

PC

Où:

C_s = concentration dans le sol = 9 750 mg/kg

TI_s = taux d'ingestion de sol = 80 mg/j

facteur de conversion des mg en kg, où 1 mg = 10-6 kg/mg

FAR_{orale} = facteur d'absorption relatif (biodisponibilité) par le tractus gastro-intestinal = 100 % (1,0)

J₂ = jours par semaine /7 jours = 5 jours/7 jours = 0,71

J₃ = semaines d'exposition par année/52 semaines = 52 semaines/52 semaines = 1,0

PC = poids corporel = 16,5 kg p.c.

Dose (mg/kg pc/jour) =
$$\frac{9.750 \text{ mg/kg} \times 80 \text{ mg/j} \times 10^{-6} \text{ kg/mg} \times 1,0 \times 0,71 \times 1,0}{16,5 \text{kg}}$$

= $\frac{0.5538 \text{ mg/j}}{16,5 \text{ kg}}$

Dose = 0.03 mg/kg pc/j

Indice de risque (IR) = <u>Exposition estimée (dose) (mg/kg pc/j)</u>

Dose journalière tolérable (DJT) (mg/kg pc/j)

Où:

DJT pour les xylènes = 1,5 mg/kg pc/jour

Indice de risque =
$$\frac{0.03 \text{ mg/kg pc/j}}{1.5 \text{ mg/kg pc/j}}$$

Indice de risque = 0.02

2.5.7 Facteurs d'absorption relatifs et exposition par plusieurs voies

Pour quelques CPP, des VTR distinctes pour l'exposition par ingestion et par inhalation sont disponibles. Dans ces cas, les expositions par le biais de chacune de ces voies devraient être déterminées individuellement afin de pouvoir les comparer à des VTR spécifiques aux voies d'exposition. L'absorption associée aux expositions par ingestion (orale) sera présumée être de 100 %, car les VTR par cette voie sont basées sur la dose administrée et non la dose absorbée. De même, l'absorption associée aux expositions par inhalation sera présumée être de 100 %, car les VTR par inhalation sont généralement basées sur la concentration mesurée dans l'air et non sur la dose absorbée.

Il y a peu de VTR développés spécifiquement pour l'exposition par voie cutanée. Ainsi, les expositions par cette voie sont couramment ajoutées à la dose orale, suivant un ajustement pour tenir compte de la biodisponibilité ou de l'absorption relative pour ensuite être comparées avec la VTR orale. Les HAP cancérogènes font toutefois exception à cette règle et la Division des sites contaminés a récemment proposé un coefficient de cancérogénicité pour l'exposition par voie cutanée à ces substances (voir 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; voir aussi EEI, 2006).

Dans le cas de CPP où de multiples voies d'exposition sont additionnées pour être comparées à une seule VTR, il est nécessaire d'appliquer des facteurs d'absorption relatifs (FAR) dans les calculs d'exposition. Les expositions par voie orale doivent toujours être considérées comme ayant une absorption de 100 % (FAR_{orale} = 1). Au moment où les expositions par inhalation sont additionnées aux expositions par voie orale, le FAR par inhalation (FARinh) sera généralement égal à 1 par défaut, à moins qu'il soit prouvé que l'absorption respiratoire est, de facon significative, inférieure à 100 %. Pour utiliser un FAR_{inh} < 1, il faut présenter des preuves à l'appui avec des références complètes. Les études toxicologiques publiées devront être aussi examinées afin de confirmer qu'il est défendable, sur le plan toxicologique, d'utiliser une VTR par voie orale pour caractériser les risques potentiels associés à l'inhalation.

Lorsque les expositions cutanées sont additionnées avec les expositions orales, les valeurs de FAR_{cut} présentées dans *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* doivent être utilisées, à moins que d'autres données plus appropriées et justifiables aient été identifiées (avec des citations à l'appui). Pour des contaminants non inscrits dans *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, d'autres sources, telles que l'US EPA (2004b), le Risk Assessment Information System (http://risk.lsd.ornl.gov/rap_hp.shtml), les profils toxicologiques publiés par l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html) ou d'autres documents de source reconnue doivent être consultés. Lors de la consultation de sources de données alternatives, elles doivent être clairement citées, références complètes à l'appui.

Pour d'autres formes d'exposition cutanée, comme celles impliquant une immersion dans l'eau, l'absorption cutanée en unités de µg/cm²/heure peut être exigée. La source de telles équations et hypothèses, si nécessaire, doit être clairement citée avec des références complètes.

2.5.8 Substances cancérogènes

Pour les substances cancérogènes, il faut calculer la dose journalière moyenne à vie (DJMV) en intégrant les différents stades de vie appropriés à l'utilisation du terrain et en utilisant les caractéristiques et les durées qui y correspondent (voir les Tableaux 4 et 5).

Santé Canada examine actuellement la validité et le bienfondé de l'amortissement de l'exposition en ce qui concerne les substances cancérogènes. Jusqu'à ce qu'il ait terminé son examen et émis des lignes directrices supplémentaires, l'estimation des risques de cancer dans le cadre d'une ÉQPR devrait comprendre une justification scientifique de tout amortissement.

2.5.9 Évaluation des risques associés à des expositions subchroniques et aiguës

Santé Canada est actuellement à élaborer des directives pour l'évaluation des risques associés à des expositions subchroniques et aiguës. L'information présentée ici est spécifique aux expositions d'une durée chronique. Lorsque les expositions subchroniques et aigües sont jugées pertinentes et importantes pour un site contaminé fédéral donné, les évaluateurs des risques et les promoteurs du site doivent communiquer avec la Division des sites contaminés de Santé Canada avant d'entreprendre l'évaluation des risques.

Il y a trois circonstances où les risques associés à des expositions subchroniques et aiguës sont pertinentes et devraient être discutées dans le contexte d'une ÉQPR pour les sites contaminés fédéraux au Canada:

 Lorsque les risques à court terme associés aux substances chimiques particulièrement toxiques de

façon aiguë par ingestion de sol contaminé chez les tout-petits exercent un rôle important sur le résultat de l'évaluation (un site contaminé par le cyanure, par exemple).

- Lorsque les CPP causent des effets aigus sur le système respiratoire, sur le tractus gastro-intestinal ou sur la peau par irritation et inflammation. Une évaluation préalable des risques doit être complétée en calculant les risques sans amortissement de l'exposition (c.-à -d. en omettant les termes d'exposition J₃ and J₄ – voir le Tableau 5). Si les risques de l'évaluation préalable sont élevés, cette question devrait être exploitée davantage en considérant l'usage et/ou la dérivation de VTR aiguës ou subchroniques.
- Lorsque les substances toxiques agissent sur le développement, et que les risques pour la santé sont estimés sans amortissement de l'exposition (c.-à -d. en omettant les termes d'exposition J₃ and J₄ – voir le Tableau 5) ils devraient être comparés à une VTR basée sur les effets sur le développement (voir aussi la Section 2.5.3).

2.6 Évaluation de la toxicité

Le rapport d'ÉQPR doit inclure un bref résumé des principales préoccupations en matière de santé qui sont associées à l'exposition à chacun des CPP. Ce résumé, qui peut être présenté en annexe, traitera des effets cancérogènes et non cancérogènes et établira, s'il y a lieu, une distinction entre les effets selon la voie de pénétration des CPP (orale, cutanée, inhalation).

Pour chaque CPP, la source (référence) de chaque VTR, de même que la ou les voies d'exposition auxquelles cette valeur est appliquée, doivent être précisées. Il faut utiliser les VTR de Santé Canada lorsqu'elles sont disponibles pour caractériser les risques potentiels pour la santé. Ces valeurs sont présentées dans le document d'accompagnement

L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de certaines substances chimiques. Dans le cas où une substance n'a pas de VTR émise par Santé Canada, la VTR devrait être obtenue auprès des organismes suivants, classés ici par ordre de préférence :

- 1) D'autres VTR de Santé Canada
- 2) Integrated Risk Information System de l'US EPA http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm
- 3) Organisation mondiale de la Santé; diverses sources, dont : http://www.inchem.org/; http://jecfa.ilsi.org/index.htm
- 4) Institut national de la santé publique et de l'environnement des Pays-Bas
- http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf
- 5) Agency for Toxic Substances and Disease Registry http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html
- 6) California Environmental Protection Agency http://www.oehha.ca.gov/risk/ChemicalDB/index.asp

Un évaluateur pourrait, dans certains cas, utiliser une VTR alternative même si une VTR de Santé Canada est disponible. Des VTR alternatives jugées appropriées peuvent être employées mais il est obligatoire que le rapport de l'évaluation préliminaire contienne une description claire des lacunes dans les VTR présentées par Santé Canada ainsi qu'une justification scientifique convaincante (avec citations) pour soutenir l'utilisation d'une valeur différente.

2.7 Caractérisation des risques

2.7.1 Substances non cancérogènes – exposition à une seule substance

Pour les substances présentant des risques autres que le cancer, l'indice de risque (IR ou « quotient de danger »), soit le rapport de l'exposition estimée (pour chaque récepteur critique) à la dose journalière tolérable ou la concentration tolérable dans l'air, sera calculé comme suit :

Indice de risque = Exposition estimée (μg/kg pc/jour)

Dose journalière tolérable (μg/kg pc/jour)

OU, dans le cas des contaminants aériens avec une concentration tolérable dans l'air (unités en µg/m³):

Indice de risque = Concentration dans l'air $(\mu g/m^3) \times$ Fraction de la durée d'exposition Concentration tolérable dans l'air $(\mu g/m^3)$

Les indices de risque pour les différentes voies d'exposition doivent être présentés là où il y a des VTR spécifiques à une voie d'exposition. Lorsque les expositions par des voies multiples sont additionnées pour être comparées à une seule VTR (par exemple, il est fréquent de faire la somme des expositions par voies orale et cutanée pour comparer avec la DJT orale), il est seulement nécessaire d'afficher l'IR pour la somme de l'exposition.

Dans le cadre de l'ÉQPR, les expositions sur le site (excluant la DJE de fond pour les sources hors site, et y compris les produits de consommation, les aliments, l'air et l'eau) associées à un IR est égal ou inférieur à 0,2 seront considérées négligeables. Cette façon de procéder est conforme aux recommandations du CCME (2006) et c'est maintenant une pratique acceptée d'emblée au Canada.

Dans certains cas et champs d'application, l'évaluateur des risques peut choisir d'évaluer les risques associés au site et les DJE provenant des sources de fond combinées, puis de comparer l'IR ainsi calculé à une valeur cible de 1,0.

Toutefois, dans le cadre de l'ÉQPR, cette information devra être présentée en plus du calcul de l'IR s'appliquant uniquement aux expositions sur le site, et la valeur cible de l'IR (\leq 0,2) pour les expositions sur le site continuera de s'appliquer.

En ce qui a trait aux contaminants pour lesquels il n'existe aucune donnée sur les expositions de fond, les expositions sur le site doivent toujours être évaluées en regard d'un IR ≤ 0,2. Une dose journalière estimée de fond de 0,0 (zéro) mg/kg/jour et l'application subséquente d'un IR ≤ 1,0 exigeraient des données probantes avec citations à l'appui.

2.7.2 Substances cancérogènes : expositions à une seule substance

Dans le cas des substances réputées être cancérogènes, la DJMV estimée sera multipliée par le coefficient de cancérogénicité ou le risque unitaire approprié dans le but de dériver une estimation prudente des risques additionnels de cancer à vie (RAC) associés à cette exposition. Le RAC est calculé de la façon suivante :

Risque additionnel de cancer à vie = Dose journalière moyenne à vie $(\mu g/kg \text{ pc/j}) \times \text{coefficient}$ de cancérogénicité $(\mu g/kg \text{ pc/j})^{-1}$

OU, dans le cas de contaminants atmosphériques dont le risque unitaire est exprimé en (µg/m³) -1:

Risque additionnel de cancer à vie = Concentration dans l'air $(\mu g/m^3) \times$ fraction de la durée d'exposition \times risque unitaire de cancer $(\mu g/m^3)^{-1}$

Là où il y a des coefficients de cancérogénicité ou des risques unitaires spécifiques à des voies d'exposition, les risques par inhalation et par voies orale et cutanée doivent être estimés séparément. En l'absence de coefficients de cancérogénicité propres à chacune de ces voies de pénétration, les risques de cancer associés à des expositions simultanées par voies orale et cutanée, ou par inhalation et voies orales et cutanée seront estimés pour caractériser les risques à l'aide d'un coefficient de cancérogénicité unique (peut-être par voie orale ou par inhalation). Les études toxicologiques publiées devront

toutefois être examinées avec soin afin de confirmer qu'il est défendable, sur le plan toxicologique, d'utiliser la VTR par voie orale pour caractériser les risques potentiels de cancer par inhalation ou d'utiliser la VTR par inhalation pour caractériser les risques de cancer associés à l'ingestion (selon le cas).

Le risque de cancer sera jugé « essentiellement négligeable » ($de\ minimus$) lorsque la valeur estimée du RAC est \leq 1/100 000 (\leq 1 × 10-5). Voir l'Annexe C pour connaître les justifications à l'appui pour le risque essentiellement négligeable.

Tableau 7 Facteurs d'équivalence de puissance des hydrocarbures aromatiques polycycliques cancérogènes

Hydrocarbures aromatiques polycycliques	Facteurs d'équivalence de puissance par rapport au benzo[a]pyrène
Anthanthracène (Aant)	0,1
Benzo[a]pyrène (B[a]P)	1
Benzo[a]anthracène (B[a]A)	0,1
Benzo[b]fluoranthène (B[b]F)	0,1
Benzo[/jfluoranthène (B[/jF)	0,1
Benzo[g,h,i]pérylène (B[g,h,i]P)	0,01
Benzo[k]fluoranthène (B[k]F) *	0,1
Chrysène (Chry)	0,01
Cyclopenta[c,d]pyrène (CP[c,d]P)	0,1
Dibenzo[a,e]fluoranthène (DB[a.e]F)	1
Dibenzo[a,h]anthracène (DB[a,h]A)	1
Dibenzo[a,e]pyrène (DB[a,e]P)	1,0
Dibenzo[a,h]pyrène (DB[a,h]P)	1,0
Dibenzo[a,i]pyrène (DB[a,i]P)	1,0
Dibenzo[a,l]pyrène (DB[a,l]P)	100
7,12-diméthylbenzo[a]anthracène (7,12-DMB[a]A)	10
Fluoranthène (Fanth)	0,001
Indéno[1,2,3- <i>c,d</i>]pyrène (I[1,2,3- <i>c,d</i>]P)	0,1
5-méthylchrysène (5-mChry)	1,0
Phénanthrène (Phen)	0,001
1,4-diméthylphénanthrène	0,01
4,10-diméthylphénanthrène	0,001
9,10-diméthylanthracène	0,01
2,9,10-triméthylanthracène	0,01

^{*} Le facteurs d'équivalence de puissance pour le B[k]F est conforme aux recommandations récentes du CCME (2008d); les autres suivent les recommandations de l'EEI (2006)

Tableau 7 Facteurs d'équivalence de puissance des hydrocarbures aromatiques polycycliques cancérogènes (continué)

Hydrocarbures aromatiques polycycliques	Facteurs d'équivalence de puissance par rapport au benzo[a]pyrène
2,3,9,10-triméthylanthracène	0,01
Benzo[c]phénanthrène	0,01
11-méthylbenzo[<i>b</i>]fluorène	0,01
6-, 7-, 8-, 9-, et 10- méthylchrysènes	0,1
5-éthylchrysène	0,1
5,9- et 5,11-diméthylchrysène	1,0
5,6-, 5,7-, et 5,8—diméthylchrysène	0,1
7-méthylbenzo[a]anthracène	1,0
8-méthylbenzo[a]anthracène	1,0
9-méthylbenzo[a]anthracène	0,1
12-méthylbenzo[a]anthracène	0,1
7,12-diméthylbenzo[a]anthracène	10
2-méthylfluoranthène	0,001
3-méthylfluoranthène	0
Benzo[c]chrysène	0,01
Benzo[g]chrysène	0,1
1-, 2-, 3-, 4-, 11-, et 12-méthylB[a]P	1,0
5- et 6-méthylB[a]P	0,1
1,2-, 3,6-, et 4,5-diméthylB[<i>a</i>]P	1,0
1,6-diméthylB[a]P	0,1

Tableau 8 Facteurs d'équivalence de toxicité pour les dioxines, les furannes et certains biphényles polychlorés*

Composé	Facteurs d'équivalence de toxicité de l' Organisation mondiale de la Santé (2005)		
Dibenzo-p-dioxines chlorées	· · · · · ·		
1,2,3,7,8-PeCDD	1		
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1		
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1		
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1		
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01		
OCDD	0,0003		
Dibenzofurannes chlorés			
2,3,7,8-TCDF	0,1		
1,2,3,7,8-PeCDF	0,03		
2,3,4,7,8-PeCDF	0,3		
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1		
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1		
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1		
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1		
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01		
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01		
OCDF	0,0003		
BPC non substitués en ortho			
BPC 77	0,0001		
BPC 81	0,0003		
BPC 126	0,1		
BPC 169	0,03		
BPC mono-ortho substitués			
105	0,00003		
114	0,00003		
118	0,00003		
123	0,00003		
156	0,00003		
157	0,00003		
167	0,00003		
189	0,00003		

^{*} voir van den Berg et al., (2006)

2.7.3 Expositions aux mélanges

L'exposition aux mélanges d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) cancérogènes doit être évaluée en fonction des facteurs d'équivalence de puissance (FÉP) présentés au Tableau 7, où les HAP cancérogènes sont corrigés en fonction de leur cancérogénicité par rapport à celle du benzo[a]pyrène, et ensuite, les équivalents de cancérogénicité sont additionnés. Ces FÉP sont équivalents à ceux recommandés par le CCME (2008d) et/ou EEI (2006). Ce ne sont pas tous les HAP sur cette liste qui doivent être évalués à chaque site contaminé. À noter que les HAP non cancérogènes devraient être évalués séparément, en regard de leurs effets toxiques non cancérogènes (voir 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.

Les risques potentiels associés à l'exposition à des HAP cancérogènes sont par la suite caractérisés en estimant le risque de cancer à partir des coefficients de cancérogénicité ou des risques unitaires pour le benzo[a]pyrène. Il faut souligner que les risques de cancer doivent être déterminés séparément pour l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané (pour connaître les coefficients de cancérogénicité et les risques unitaires prescrits, consulter le document 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).

De même, les expositions à des mélanges de dibenzodioxines polychlorées (PCDD), de dibenzofurannes polychlorés (PCDF) et de certains biphényles polychlorés (BPC) de type dioxine doivent être évaluées conformément au tableau révisé des facteurs d'équivalence de la toxicité (FÉT) de l'Organisation mondiale de la Santé (Tableau 8; voir van den Berg et al., 2006). Les PCDD, PCDF et certains BPC sont corrigés en fonction de leur toxicité par rapport à celle de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD), et les FÉT sont additionnés. Le risque est ensuite caractérisé en utilisant la VTR de la TCDD présentée dans le document 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.

Dans le cas d'expositions simultanées à plusieurs autres CPP pour lesquels il a été déterminé, en consultation avec Santé Canada, que les tissus cibles et les mécanismes d'action sont similaires, les IR non liés au cancer devraient être présumés additifs et, pour ces substances, ils devraient être additionnés. Au besoin, Santé Canada doit être consulté pour connaître la similarité des mécanismes d'action et la nécessité de faire la somme des indices de risque. Aux fins

de l'ÉQPR, les expositions seront considérées comme négligeables lorsque l'IR total est égal ou inférieur à 0,2 ou lorsque l'IR total est égal ou inférieur à 1,0 si les expositions de fond (hors site) sont également prises en considération. Tous les autres CPP ayant des mécanismes d'action et/ou des organes cibles uniques devront être évalués individuellement.

Enfin, dans le cas de substances cancérogènes pour lesquelles il a été déterminé, en consultation avec Santé Canada, que les tissus cibles et les mécanismes d'action sont similaires, les risques devraient être présumés additifs et ainsi, devraient être additionnés. Au besoin, il faudra consulter Santé Canada pour connaître la similarité des mécanismes d'action et déterminer s'il y a lieu de faire la somme des risques. En pareils cas, le risque total de cancer sera considéré « essentiellement négligeable » si la valeur estimée de risque additionnel de cancer pendant toute une vie est ≤ 1/100 000 (1 × 10-5). Toutes les autres substances cancérogènes, dont les mécanismes d'action, les organes cibles et/ou les formes de cancer sont uniques, devront être évaluées individuellement.

2.8 Hypothèses non normalisées et valeurs toxicologiques de référence (VTR) non normalisées

Dans les situations où les évaluateurs de risques introduisent des voies d'exposition, des équations, des hypothèses et/ou des VTR différentes de, ou en addition à celles décrites dans la présente directive ou d'autres guides d'orientation de Santé Canada, les répercussions sur les estimations de l'exposition et des risques doivent être résumées et discutées, en regard, par exemple, des aspects suivants :

- Les expositions estimées ont-elles augmenté, diminué ou demeurent-elles essentiellement inchangées par rapport aux résultats des procédures recommandées?
- Les estimations des risques ont-elles augmenté, diminué ou demeurent-elles essentiellement inchangées par rapport aux résultats des procédures recommandées?
- Est-ce que les méthodes recommandées prévoient des risques négligeables tandis que les méthodes alternatives suggèrent qu'un risque existe? Ou vice versa?
- Les méthodes prescrites étaient-elles insuffisantes, ou absentes, pour estimer adéquatement le risque.

2.9 Incertitudes

Les incertitudes dans les évaluations d'exposition et des risques doivent être discutées. Les discussions doivent inclure, sans toutefois s'y limiter :

- l'identification des CPP sur la base des activités antérieures et actuelles;
- la caractérisation environnementale (nombre et points d'échantillonnage par milieu);
- les analyses de laboratoire et protocoles d'assurance de la qualité/ contrôle de la qualité (AQ/CQ);
- l'ensemble de la qualité et la quantité des données;
- l'utilisation des concentrations maximales des CPP (à discuter s'il y a lieu);
- les données toxicologiques sur chaque CPP;
- les facteurs, les hypothèses et les modèles susceptibles de mener à une surestimation de l'exposition et des risques; et
- les facteurs, les hypothèses et les modèles susceptibles de mener à une sous-estimation des risques.

2.10 Conclusions et discussion

Cette section du rapport de l'ÉQPR doit résumer l'ensemble des conclusions sur les risques pour la santé humaine associés au site contaminé. Toute autre question qui n'a pas été abordée ou discutée ailleurs mais qui, de l'avis de l'évaluateur, pourrait avoir un effet sur la gestion des risques doit être présentée ici et aussi répétée dans la section du résumé du rapport.

2.11 Recommandations

Cette section doit contenir la liste de toutes les recommandations découlant des résultats del'ÉQPR comprenant, sans toutefois se limiter aux suivantes :

- les études supplémentaires des sites requises pour mieux délimiter la contamination ou combler toute lacune grave dans les données;
- toute mesure devant être prise sur-le-champ pour protéger les récepteurs humains qui pourraient avoir accès au site (employés, préposés à la réhabilitation, etc.);
- l'exigence d'une ÉQDR en vue de diminuer le degré d'incertitude et de fournir des données à l'appui des mesures de gestion des risques;
- toute mesure de réhabilitation ou de gestion des risques recommandée;
- tout suivi nécessaire pour surveiller les milieux environnementaux.

2.12 Références et citations

Le rapport doit contenir des références complètes afin de permettre aux pairs réviseurs d'identifier et d'obtenir tous les documents ou autres sources d'information utilisées dans le rapport. Une liste complète de ces références est exigée.

3.0 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

La liste qui suit présente les références citées dans le présent document. Les rapports d'entrepreneurs réalisés pour le compte de Santé Canada et cités dans le présent document peuvent être obtenus auprès de Santé Canada, à cs-sc@hc-sc.gc.ca.

Adcock, S.W. 2009a. *The Canadian Database of Geochemical Surveys: Analytical data for till surveys carried out across Canada by GSC staff.* Geological Survey of Canada Open File 5935.

Adcock, S.W. 2009b. *The Canadian Database of Geochemical Surveys: Technical documentation for the data model.* Geological Survey of Canada Open File 5938.

Allan, M., H. Jones-Otazo et G.M. Richardson. 2009. Inhalation rates for risk assessments involving construction workers in Canada. *Human and Ecological Risk Assessment,* 15(2): 371-387.

Allan , M., G.M. Richardson et H. Jones-Otazo. 2008. Probability density functions describing 24-hour inhalation rates for use in human health risk assessments: an update and comparison. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14: 372-391.

Bright, D.A., G.M. Richardson et M. Dodd. 2006. « Do current standards of practice measure what is relevant to human exposure at contaminated sites? I: A discussion of soil particle size and contaminant partitioning in soil. » *Human and Ecological Risk Assessment* 12(3): 591-605.

British Columbia Ministry of Environment. 2010. *Protocol for determining background soil quality, Table 1: Regional background soil quality estimates for inorganic substances.* BC Contaminated Sites Regulations, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria, C.-B. Octobre 2010. En ligne à : www.env.gov.bc.ca/epd/remediation/

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1993a. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés, volume I : Rapport principal* Rapport CCME EPC-NCS62F. CCME, Winnipeg. Décembre 1993.

CCME. 1993b. Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés, volume II : Sommaire des méthodes d'analyse. Rapport CCME EPC-NCS66F CCME, Winnipeg. Décembre 1993.

CCME. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (et mises à jour). CCME, Winnipeg. http://www.ccme.ca/publications/ceqg_rcqe.fr.html

CCME. 2006. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine [révisé]. Rapport CCME PN 1332, CCME, Winnipeg, MB. ISBN 13-978-1-896997-45-2

CCME. 2008a. Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol. CCME, Winnipeg. Janvier 2008.

CCME. 2008b. *Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil: Scientific Rationale* (document technique à l'appui). CCME, Winnipeg, MB. Janvier 2008

CCME. 2008c. Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol. Supplément technique. CCME, Winnipeg. Janvier, 2008

CCME. 2008d. Canadian Soil Quality Guidelines: Carcinogenic and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. (Environmental and Human Health Effects). Scientific Supporting Document. CCME, Winnipeg, MB.

Claiborn, C., A. Mitra, G. Adams, L. Bamesberger, G. Allwine, R. Kantamaneni, B. Lamb et H. Westberg 1995. « Evaluation of PM10 emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. » *Atmos. Environ.* 29(10): 1075-1089.

Commission géologique du Canada. Canadian Geochemical Surveys. En ligne à [le 1 septembre, 2010] : http://gdr.nrcan.gc.ca/geochem/index e.php

Dillon (Dillon Consulting Ltd.). 2004. Comparison of Provincial Human Health Risk Assessment Methods for Contaminated Sites – Final Report. Rapport d'entrepreneur présenté aux Services d'évaluation de la santé environnementale, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa.

EEI (Equilibrium Environmental Inc). 2006. *Potency Equivalency Factors for Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. Rapport d'entrepreneur préparé pour la Division des lieux contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

Garrett, R.G. et Y. Chen. (2007). *Rgr: The GSC (Geological Survey of Canada) Applied Geochemistry EDA Package – R tools for determining background ranges and thresholds.* Geological Survey of Canada, Open File 5583, 1 CD-ROM.

GlobalTox (GlobalTox International Consultants Inc.). 2005. Does size matter? The role of particle size in exposure estimates for risk assessment. Rapport d'entrepreneur préparé pour la Division des lieux contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

Jones-Otazo, H. M. Diamond et G.M. Richardson. 2005. An interagency comparison of screening-level risk assessment approaches . *Risk Analysis*, 25(4): 841-853.

Kissel, J.C., K.Y. Richter et R.A. Fenske. 1996. Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment. *Risk Analysis*, 16(1): 115-125.

Kissel, J.C., J. H. Shirai, K.Y. Richter, et R.A. Fenske 1998. Investigation of dermal contact with soil in controlled trials. *J. Soil Contamination*. 7(6): 737-752.

Loney, C.B., G.M. Richardson, B.D. Leece, R.M. Wilson, U. Klee et B.J. MacLean. 2007. Comparison of Contaminated Site Human Health Risk Assessment Approaches in Canada: Application of Provincial Methods to a Hypothetical Site. *Human and Ecological Risk Assessment, an International Journal* 13(6): 1228-154.

MassDEP (Massachusetts Department of Environmental Protection. 2002. *Technical Update: Calculation of Enhanced Soil Ingestion Rate.* Office of Research and Standards, MassDEP, Boston, MA.

Meridian Environmental Inc. 2006. *Critical Review of Available Environmental Fate and Exposure Models for Chemicals at Federal Contaminated Sites*. Rapport d'entrepreneur soumis à la Division des lieux contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

MEÉO (Ministère de l'environnement et de l'énergie de l'Ontario). 1993. *Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow.* Standards Development Branch, MEÉO, Toronto.

MSSS (Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec). 2002. *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique*. Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec, Québec. Publication no : 02-227-02

Rencz, A.N., R.G. Garrett, S.W. Adcock, et G.F. Bonham-Carter. 2006. *Geochemical Background in Soil and Till.* Geological Survey of Canada, Open File 5084, 64p.

Richardson, G.M. 1997. *Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment*. Ottawa. O'Connor Associates Environmental Inc.

Richardson, G.M., D.A. Bright et M. Dodd. 2006. Do current standards of practice measure what is relevant to human exposure at contaminated sites? II: Oral bioaccessibility of contaminants in soil. *Human and Ecological Risk Assessment* 12(3): 606-616.

RSSI (Risklogic Scientific Services Inc.). 2003. *Preliminary Screening-Level Risk Assessment (SLRA): Development of a Standardized Statement of Work and a Site Checklist to Aid SLRA for Fisheries and Oceans Canada – Final Report.*Rapport d'entrepreneur préparé pour le Bureau de la coordination environnementale, Pêches et Océans Canada, Ottawa.

Santé Canada. 1994. L'évaluation du risque à la santé humaine pour les substances d'intérêt prioritaire : Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Santé Canada, Ottawa. 42 p. EN40-215/41F

Santé Canada. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario. Mai 2008. En ligne à [le 1 septembre, 2010] : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/drink-potab/guide/index-fra.php

SCHL (Société canadienne d'hypothèques et de logement). 1997. *Evaluation of Site-specific Risk Assessment for Contaminated Lands*. Rapport d'entrepreneur présenté par Golder Associates Ltd. à la SCHL. Daté du 4 mars 1997.

SCT (Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada). 2000. Politique de gestion des sites contaminés fédéraux du Conseil du Trésor. Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada, Ottawa, ON. En ligne à [le 1 septembre, 2010] : http://www.tbs-

sct.gc.ca/pubs pol/dcgpubs/realproperty/fcsmp-gscf-fra.asp

SCT. 2002. Politique du Conseil du Trésor sur les inventaires des sites contaminés fédéraux et des décharges de déchets solides fédéraux. Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada, Ottawa, ON. En ligne à [le 1 septembre, 2010] : http://www.tbs-

sct.gc.ca/pubs_pol/dcgpubs/realproperty/tbfcsswlip-fra.asp

Spirito, W. A. et S.W. Adcock. (2009a). *The Canadian Database of Geochemical Surveys: Metadata for 600 geochemical surveys across Canada.* Geological Survey of Canada Open File 5934.

Spirito, W. A. et S.W. Adcock. (2009b). *The Canadian Database of Geochemical Surveys: User manual for the metadata website.* Geological Survey of Canada Open File 5936.

Spirito, A., A.N. Rencz, I.M. Kettles, S.W. Adcock et A.P. Stacey. 2004. *Compilation of soil and till geochemical metadata for Canada*. Geological Survey of Canada, Open File 4703.1 CD-ROM.

Spirito, W.A., A.N. Rencz, I.M. Kettles, S.W. Adcock, et A.P. Stacey. (2006). *Compilation of Soil and till geochemical metadata for Canada – an update*. Geological Survey of Canada, Open File 5085.

Staven L.H., K. Rhoads, B.A. Napier et D.L. Strenge. 2003. *A Compendium of Transfer Factors for Agricultural and Animal Products*. Report PNNL-13421, Battelle Pacific Northwest national Laboratory, prepared for the United States Department of Energy under Contract DE-AC06-76RL01830.

US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1992. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)*. EPA/540/R-92/003, US EPA, Washington, DC.

US EPA. 1997. Exposure Factors Handbook, Volume I: General Factors; Volume II: Food Ingestion Factors; Volume III: Activity Factors. EPA/600/P-95/002Fa, US EPA, Washington, DC. Août 1997.

US EPA. 2004a. *Preliminary Remediation Goals (PRGs): EPA Region 9 PRGs Table*. US EPA. Daté d'octobre 2004. http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/index.html.

US EPA. 2004b. *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume 1: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*. En ligneà [le 1 septembre, 2010]: http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragse/index.htm.

US EPA. 2006. *Risk-Based Concentrations (RBCs): EPA Region 3 RBCs Table*. US EPA. Daté du mai 2010. En ligne à [le 1 septembre, 2010] : http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/

van den Berg, M., L.S. Birnbaum, M. Denison, M. De Vito, W. Farland, M. Feeley, H. Fiedler, H. Hakansson, A. Hanberg, L. Haws, M. Rose, S. Safe, D. Schrenk, C. Tohyama, A. Tritscher, J. Tuomisto, M. Tysklind, N. Walker et R.E. Peterson. 2006. The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. *Toxicological Sciences*, 93(2): 223-241.

WESA (Water and Earth Sciences Associates Ltd). 2005a. *Incorporating Background Soil Quality into Risk Assessment*. Rapport d'entrepreneur préparé pour la Division des lieux contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

WESA. 2005b. *The role of soil-to-plant transfer of chemicals in risk assessment and guideline derivation.* Rapport d'entrepreneur préparé pour la Division des lieux contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

Wilson Scientific et Meridian (Wilson Scientific Consulting Inc. and Meridian Environmental Inc.). 2006. *Critical review of soil ingestion rates for use in contaminated site human health risk assessments in Canada*. Rapport d'entrepreneur préparé pour la Division des lieux contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

ANNEXE A

CONSIDÉRATIONS IMPORTANTES DANS LA CONDUITE D'UNE ÉQPR

A1.0 Problèmes communs à considérer dans les ÉQPR

Tableau A1 Résumé des problèmes communs dans la conduite des ÉQPR et la production des rapports connexes

Section du	Problème ou question	Résolution
rapport Énoncé du problème	Objectifs de l'EQPR imprécis	Expliquer à quoi servira l'EQPR dans le processus global de gestion du site contaminé : • si le site sera restauré de manière à satisfaire aux normes (recommandations), l'ÉQPR peut servir uniquement à des fins de classement; • si le site doit faire l'objet d'une gestion des risques, l'ÉQPR peut servir à : o diriger une évaluation supplémentaire du site; o déterminer s'il convient de procéder à une évaluation plus détaillée des risques o développer des objectifs spécifiques au site en
	Imprécision quant à la propriété du site	matière de réhabilitation. Inclure des renseignements plus détaillés. Si le site n'est pas exploité par le gouvernement fédéral ou ne lui appartient pas, la participation de Santé Canada (et l'EQPR) n'est peut-être pas nécessaire.
	Y aura-t-il dessaisissement?	Si un dessaisissement est prévu, les directives provinciales en matière d'évaluation des risques pourraient être plus pertinentes que celles de SC.
	Les contaminants ciblés ne reflètent pas toujours le profil d'utilisation antérieur du site.	Le dépistage des CPP doit tenir compte de toutes les activités antérieures pour confirmer que tous les CPP ont été considérés
	Des substances chimiques détectées sont souvent éliminées à l'examen préalable, si aucun critère de dépistage du CCME ne s'applique à celles-ci. Les critères de dépistage ne conviennent pas aux milieux, aux analyses chimiques ou à l'utilisation du terrain. Les critères de détection ont été mal transcrits	Vérifier si d'autres agences ont établi des critères de dépistage en fonction des risques pour la santé humaine et les utiliser. S'il n'existe pas de lignes directrices, faire une détection en fonction des concentrations de fond et expliquer en détail pourquoi la substance n'est pas préoccupante (p. ex. élément nutritif essentiel tel que le Ca, le Mg) et inclure des données détaillées attestant que la substance en question n'est pas présent en quantités toxiques.
	ou la référence n'est pas donnée Utilisation de valeurs statistiques autres que la concentration maximale aux fins de la détection.	Il est impératif d'utiliser la concentration maximale pour le dépistage.

Section du rapport	Problème ou question	Résolution
Description du site	Renseignements de base insuffisants : cartes inadéquates	Inclure des cartes détaillées et fournir plus de détails sur : Ia description du site (cà-d. topographie, géologie, hydrogéologie, etc.); I'emplacement des sources d'eau potable; I'emplacement des immeubles, des eaux de surface; une description de l'utilisation des terrains adjacents.
	Description inadéquate de l'utilisation du terrain et des activités actuelles et passées	Fournir plus de détails pour déterminer tous les CPP selon l'utilisation du terrain et des activités actuelles et passées.
	Description inadéquate de l'utilisation ou des utilisations des terrains adjacents, incluant la distance jusqu'aux résidences ou collectivités les plus proches, le nombre d'habitants, la consommation d'eau, etc.	Il ne faut pas faire abstraction des récepteurs potentiels sur les propriétés adjacentes, en particulier s'il y a migration de CPP dans l'environnement ou si des individus ont accès au site.
Caractérisation du site	Qualité des échantillons :	Décrire, l'ampleur et l'étendue de la contamination dans tous les milieux environnementaux.
	 peu d'information sur les méthodes d'échantillonnage ou d'analyse. limites de détection de la méthode non 	Résumer les données sous forme de tableaux (concentrations minimale et maximale, limites de détection, nombre de substances non détectées, etc.).
	 défaut d'inclure une description de la méthodologie des AQ/CQ applicables aux analyses en laboratoire ou à l'échantillonnage sur le terrain. 	Inclure dans le rapport une référence aux procédures d'échantillonnage et d'analyse standardisées, incluant les méthodes d'AQ/CQ (se référer à d'autres documents, si nécessaires.
	Quantité d'échantillons : prélèvement d'un nombre insuffisant d'échantillons pour s'assurer que la concentration maximale a été mesurée. nombre insuffisant d'échantillons pour	Inclure une carte de tous les points d'échantillonnage pour montrer (mais ne sont pas nécessairement limités à): • l'emplacement des points d'échantillonnage • la délimitation de la ou des zones de contamination • la présence de produits libres
Évaluation de l'exposition	déterminer l'étendue de la contamination. Définition imprécise des récepteurs et des voies d'exposition associées à chacun d'eux.	S'assurer que la liste de vérification de l'énoncé du problème a été dûment remplie et que chaque récepteur et voie d'exposition figurant sur cette liste a été pris en compte.
	Les caractéristiques d'exposition des récepteurs ne proviennent pas de sources reconnues.	Dans la mesure du possible, utiliser les caractéristiques des récepteurs de Santé Canada. Décrire et justifier, avec référence à l'appui, toute autre source utilisée dans l'ÉQPR pour caractériser les récepteurs.
	La concentration maximale n'est pas utilisée comme concentration au point d'exposition	L'utilisation d'autres valeurs statistiques signifie que des données suffisantes existent ou la présence d'autres conditions qui justifient la conduite d'une ÉQDR _{chim} .
	Aucun modèle de calcul n'a été inclus.	

Section du rapport	Problème ou question	Résolution
	Les calculs ne peuvent être reproduits. Absence de cohérence dimensionnelle dans les équations ou erreurs dans les unités des équations.	Les évaluateurs des risques doivent s'assurer qu'il n'y aucune erreur mathématique, erreur dimensionnelle ou erreur dans la conversion des unités et confirmer que les calculs sont exacts et reproductibles, avant de soumettre l'ÉQPR à un examen par les pairs.
	Justification absente des voies d'exposition exclues.	L'exclusion de toute voie d'exposition potentielle (et fonctionnelle) doit être justifiée par des motifs exhaustifs et pertinents.
Évaluation de la toxicité	Utilisation de VTR alternatives provenant d'autres sources alors que celles de Santé Canada (plus prudentes) sont disponibles.	Les VTR de Santé Canada doivent être utilisées chaque fois qu'elles sont disponibles, même si ce n'est qu'à des fins de comparaison avec des VTR d'une autre source jugée préférable.
	Les VTR alternatives, bien qu'utilisées correctement, ont été mal transcrites ou la référence n'est pas donnée.	Lorsque les VTR utilisées proviennent d'une source autre que Santé Canada, les renseignements suivants doivent être inclus: justifications, description, éléments de base et référence, méthode de dérivation, niveau de protection, degré d'incertitude ou de confiance, et toute modification apportée.
	Les effets sur la santé associés à chaque CCP, de même que les fondements des VTR, ne sont pas expliqués.	Les effets potentiels sur la santé associés aux CPP doivent être décrits.
Incertitudes et lacunes	Il arrive souvent que les incertitudes associées à l'évaluation des risques et les lacunes dans les données ne soient pas expliquées et discutées/	Inclure les facteurs à considérer (mais ne sont pas nécessairement limités à): • quantité de données (suffisance de l'échantillonnage); • qualité des données (AQ/CQ; limites de détection des analyses en regard des critères de dépistage); • effets de la saison sur l'échantillonnage; • choix des CPP en regard de l'utilisation antécédente du terrain; • méthode utilisée pour déterminer les concentrations de CPP dans les milieux secondaires (modélisation ou mesure directe); etc.

A2.0 Contaminants associés à diverses activités du gouvernement et de l'industrie

Il arrive parfois que les plans d'échantillonnage et d'analyse ne tiennent pas compte de l'ensemble des contaminants potentiels susceptibles d'être présents dans un site contaminé à cause des activités actuelles ou passées. Les évaluations environnementales de site (EÉS) doivent assurer que tous les contaminants pertinents sont pris en compte. Il est à noter, par exemple, qu'un site contaminé où des hydrocarbures pétroliers (HCP) ou des lubrifiants ont été utilisés peut également contenir des BTEX et des HAP. Selon l'époque au cours de laquelle s'est produite la contamination, il pourrait aussi y avoir des concentrations de plomb (Pb) et d'éther de méthyle et de tertbutyle (MTBE) sur le site là où l'essence a été utilisée dans le passé.

Les contaminants associés à diverses activités du gouvernement ou de l'industrie sont énumérés au Tableau A-2. Toutefois, ni la liste de ces activités, ni celle des contaminants présents dans des sites contaminés n'est exhaustive. Les activités passées et actuelles à un site donné déterminent nécessairement le type de contaminants pouvant s'y trouver et seule une évaluation approfondie des activités passées peut nous éclairer à ce sujet. Le Tableau A-2. constitue un point de départ pour déterminer à la fois les grandes classes de contaminants et les contaminants particuliers qui pourraient être associés aux activités spécifiques à un site.

Les sites contaminés où il est plus probable d'observer des changements de pH figurent également au Tableau A-2. Bien qu'ils ne présentent aucun risque direct pour la santé humaine, ces changements induits par l'utilisation d'acides et de bases fortes peuvent influer sur le devenir environnemental, le transport et l'absorption biologique des métaux.

Il est également possible que, dans un site donné, de vieux bâtiments renferment des matériaux contenant de l'amiante (MCA; matériaux isolants, tuiles, panneaux de revêtement, etc.), du plomb (dans la vieille peinture) et du mercure (vieille peinture, interrupteurs et appareils d'éclairage électriques). Par le passé, il était courant que les pigments de peintures

contiennent du plomb, et que le mercure soit ajouté aux peintures comme fongicide (agent de conservation).

Dans tout site où se déroulent des activités de combustion (y compris de bois), ou est survenu un incendie, les HAP et les dioxines et furannes sont probablement présents.

Autres sources d'information :

U.S. National Library of Medicine (2007). *HazMap: Occupational Exposures to Hazardous Agents.* http://hazmap.nlm.nih.gov/index.html

United Kingdom Environment Agency. *DoE Industry Profiles*. http://www.environment-agency.gov.uk/research/planning/33708.aspx

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2001). *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Brownsfields Sites.* EPA/625/R-00/009. Novembre.

http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r00009/625r00009.htm

US EPA. (2001). *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Automotive Recycling Brownsfields, Site Profile*. EPA/625/R-02/001. Janvier.

http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r02001/625r0200 1.htm

US EPA. (2002). *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Brownsfields Sites: Municipal Landfills and Illegal Dumps.* EPA/625/R-02/002. Janvier. http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r02002/625r02002. htm

US EPA. (2002). *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Brownsfields Sites: Pulp and Paper Mills.* EPA/625/R-02/006. Juin.

http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r02006/625r02006.htm

US EPA. (2002). *Technical Approaches to Characterizing and Cleaning Up Brownsfields Sites: Railroad Yards.* EPA/625/R-02/007. Juillet.

http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r02007/625r02007.htm

Tableau A2 Contaminants couramment associés à diverses activités du gouvernement et de l'industrie*

Activité et installation industrielles	Contaminants potentiels
Activités agricoles	Les pesticides, les métaux (en tant que composants des pesticides), les polluants microbiologiques, les nitrates
Activités photographiques	Les métaux (en particulier le chrome, le plomb, le mercure), le TCA
Aires d'entraînement à la lutte contre les incendies	Les HCP, les HAP, les COV (en particulier, les solvants), le plomb, le MTBE, le SPFO, les APFC
Ateliers d'entretien de la machinerie, fabrication de métal	Les métaux, les COV, le TCE et ses produits de dégradation
Ateliers d'imprimerie	Les métaux, les COV, le toluène, le xylène, les changements de pH
Carrières	Les métaux, les COV
Champs de tir	Les HAP, les métaux (en particulier l'arsenic, l'antimoine, le plomb), la présence possible de munitions explosives (voir « dépôts de munitions explosives »), les herbicides
Chantiers de ferraille	Les métaux, le MCA, les BTEX, les solvants chlorés (en particulier le TCE, le TCA et leurs produits de dégradation), les PBC
Dépotoirs de récupération	Les métaux, les COV, le MCA, le cyanure, les BPC, les HCP, les BTEX, les HAP
Dépôts de cendre (incinérateurs ou autres installations thermiques)	Les métaux, les changements de pH, les HAP, les BPC, les dioxines/furannes (selon les matières premières.)
Dépôts de munitions explosives	Les métaux, les nitrophénols et le benzène, Le TNT, les composés nitroaromatiques, le RDX(cyclotriméthylènetrinitramine), l'hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazinèle 1,3,5-trinitro-1,3,5-triazacyclohexane, la nitroglycérine, les COV et les COSV (y compris le formaldéhyde), le toluène, les herbicides, le perchlorate, le HMX (cyclotétraméthylènetétranitramine), et les munitions explosives non explosées (UXO)
Décharges de neige de rues	Les métaux, le sodium, le chlorure
Gares de triage, entretien et rails	Les HCP, le BTEX, les HAP, les COV (y compris les solvants et les agents de dégraissage; les phénols), les BPC, les métaux (en particulier l'arsenic, le cadmium, le plomb, le mercure)
Électrodéposition	Les métaux (en particulier le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le zinc), le cyanure, le TCE et ses produits de dégradation, le TCA, les changements de pH
Entrepôts de sel de voirie	Le sodium, le chlorure
Extraction minière, usinage, entreposage en vrac (grossistes) ou livraison de l'amiante	MCA
Extraction minière, fusion des métaux, traitement du minerai et résidus	Les métaux, les changements de pH, les MCA, le cyanure,

Activité et installation industrielles	Contaminants potentiels
Extraction minière du charbon	Les métaux, les changements de pH, le souffre, les HAP
Fabrication d'encre	Les HCP, les BTEX, les métaux
Fabrication d'explosifs ou de munitions	Les métaux, nitrates
Fabrication et entreposage d'adhésifs	Toute une gamme selon le genre d'adhésif : à base d'eau, de solvant, de résine époxy, de substances naturelles (p. ex. caoutchouc); les solvants, les HCP, l'isocyanate, les cyanocrylates
Fabrication de l'acier et fours à coke	Les métaux, les BTEX, les HAP, les HCP, les phénols
Fabrication d'équipement électronique pour les ordinateurs	Les solvants, le TCE, le TCA and ses produits de dégradation, les HCP, les métaux
Fabrication de plastique	Les HCP, les BTEX, le styrène, les isocyanites, les PBDE
Fabrication et entreposage d'engrais chimiques	Les nitrates, le chlore, le souffre, les métaux
Fabrication de substances ignifuges	Les métaux (en particulier l'antimoine, et les composés à base de brome tels que les polybromodiphényléthers, le SPFO, les APFC
Fabrication de verre	Les métaux (en particulier l'arsenic, le cobalt, le thorium, l'uranium et le zinc), le matériel radioactif, les HCP, le BTEX, les HAP
Fabriques de pâtes et papiers	Les métaux (en particulier le bore, le cadmium, le chrome, le mercure, le plomb, le zinc, l'argent, le titane), les COV (en particulier les phénols), les dioxines et les furannes, les BPC, les changements de pH, le cyanure
Fonderies et ferrailles	Les métaux
Installations d'emmagasinage et de récupération de l'antigel	Les glycols
Installations de gazéification du charbon et sites renfermant du goudron de houille	Les HAP, les BTEX, le cyanure, les phénols, l'ammoniac, les métaux (en particulier l'aluminium, le chrome, le fer, le plomb, le nickel), les changements de pH
Installations de teinture	Les HAP, le benzène, le toluène, les métaux (en particulier le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel, le zinc), les anilines, les amines, les quinolines, les changements de pH
Installations et laboratoires chimiques désaffectés	Les métaux, le cyanure, les MCA, les changements de pH, les COV, les HAP, les BPC, les solvants, les substances chimiques propres à un site utilisées, entreposées ou fabriquées sur place
Nettoyage à sec	Le PCE et ses produits de dégradation, de nouveaux produits de nettoyage à sec à base d'hydrocarbures
Pistes d'atterrissage et hangars	Les HCP, les BTEX, les HAP, l'éthylène glycol, les COV (particulièrement les solvants de dégraissage), les métaux
Production et utilisation de pesticides	Le benzène, le xylène, le tétrachlorure de carbone, le cyanure, les métaux (en particulier l'arsenic, le cadmium, le plomb, le mercure), les COV, les pesticides

Activité et installation industrielles	Contaminants potentiels
Pétrole et gaz - en aval d'installations pétrolifères (stations d'essence, parcs de stockage et parcs commerciaux de ravitaillement en carburant avec accès contrôlé par un système automatique de cartes (cardlots)	Les HCP (en particulier, F1 et F2), les BTEX, les HAP (en particulier, le naphtalène), le MTBE, les composés organiques de plomb, les glycols, autres produits additifs, des changements redox (possibilité de mobilisation de certains métaux)
Pétrole et gaz - raffineries	Les HCP (F1 et F2), les BTEX, les COV, les métaux
Pétrole et gaz - sites de forage et d'exploration (têtes de puits, puisards, fosses de brûlage)	Le pétrole brut (HCP (F1 à F4), HAP, BTEX, métaux), les eaux usées (salinité, sodicité, chlorures, sulfates, composés inorganiques solubles), fluides hydrauliques de forage (pH, salinité, méthanol, glycol, Brocide®), composés chimiques additifs (pH, sodium, potassium, salinité chlorure, sulfates, solvants chlorés
Pétrole et gaz – pipelines (stations de transfert, fuites et vidange)	Le pétrole brut et condensat (HCP (F1 à F4), HAP, BTEX, métaux), cires (F3 et F4), solvants chlorés pour dégager les conduits
Pétrole et gaz – huiles usées (traitement, recyclage ou entreposage en vrac)	Les HCP, les COV, les BTEX, les métaux
Quais et jetées	Les chlorophénols, les HAP, les HCP, le TBT
Recyclage de fûts et de barils	Le cyanure, les changements de pH, les pesticides, les HCP, les BTEX, les HAP, les solvants
Recyclage et élimination de piles et batteries	Les métaux (en particulier l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel, le zinc), les changements de pH
Réparation et entretien de véhicules automobiles et ateliers de réparation de la carrosserie	Les métaux (en particulier l'aluminium, le cadmium, le chrome, le plomb et le mercure), les COV, les HCP, les BTEX, les HAP, l'acétone, le tétrachlorure de carbone, le PCE et ses produits de dégradation, le TCE et ses produits de dégradation, l'éthylène glycol, les CFC, les changements de pH
Sites d'enfouissement	Les métaux (y compris le fer, le mercure, le plomb, le zinc), les HCP, les BTEX, les HAP, les COV (y compris les phénols), le cyanure, les BPC, les PCDD/DF, les pesticides, les gaz (y compris le méthane et le dioxide de carbone)
Secteur de la peinture	Le benzène, le toluène, le xylène, les métaux (en particulier le cadmium, le chrome, le plomb, le mercure, le zinc), les herbicides et les fongicides, les COV
Tanneries	Les métaux, le benzène, le cyanure, les COV, les phénols, le formaldéhyde, les changements de pH, les tannins et les lignines
Traitement et préservation du bois	Le chlorophénol et autres phénols, les HAP, les HCP, le BTEX, les métaux (ACC)
Transformateurs et matériel électriques	Les BPC, les HCP (huiles minérales), probablement des HAP et des métaux

^{*} Adapté en partie de l'information présenté par la U. S. EPA (2007).

Abréviations :

ACC = arséniate de cuivre chromaté, composé contenant de l'arsenic, du chrome et du cuivre

APFO= acide perfluorooctanoïque

BPC = biphényle polychloré

BTEX = benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes

CFC = chlorofluorocarbures

COSV = composés organiques semi-volatils

COV = composés organiques volatils

HAP = hydrocarbures polycycliques aromatiques

HCP = hydrocarbures pétroliers

MCA = matériaux contenant de l'amiante

MTBE = l'éther de méthyle et de tert-butyle

PBDE = éthers diphényliques polybromés

PCDD/PCDF = dibenzodioxine polychlorée et dibenzofuranne polychloré

PCE = tétrachloroéthylène

SPFO = sulfonate de perfluorooctane

TBT = tributylétain

TCA = trichloroéthane

TCE = trichloroéthylène

TNT = trinitrotoluène

UXO = munitions explosives non explosées (UXO)

RÉFÉRENCE

United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2007; *Industry Profile Fact Sheets. Region 3 Brownfields: Regional Initiatives*. En ligne à [1 septembre, 2010]: http://www.epa.gov/reg3hwmd/bf-lr/industryprofilefs.htm.

ANNEXE B

DÉPISTAGE DES CONTAMINANTS POTENTIELLEMENT PRÉOCCUPANTS (CPP) : CONCENTRATIONS DE FOND (NATURELLES) LOCALES OU RÉGIONALES DANS LE SOL, LES EAUX SOUTERRAINES ET LES EAUX DE SURFACE

Avant qu'un site ne soit considéré contaminé, les concentrations de contaminants au site même, notamment les concentrations d'éléments naturels, devraient être comparées aux données des enquêtes locales et régionales relatives à la qualité du sol, à la qualité de la nappe phréatique (eau souterraine) ou à la qualité de l'eau de surface dans les zones non contaminées par le site ou des activités anthropiques. Lorsque c'est possible, de telles enquêtes devraient être menées au moment de l'évaluation environnementale du site. Néanmoins, les résultats de plusieurs enquêtes régionales du sol sont disponibles auprès des sources scientifiques publiées. Des données d'enquêtes relatives aux éléments inorganiques du sol sont par ailleurs disponibles auprès des ministères provinciaux des ressources naturelles, et par la Commission géologique du Canada (CGC), lesquels ont mené et compilé les données d'enquêtes relatives au sol pour la prospection et la cartographie des minéraux. Ces enquêtes de la CGC sont accessibles au public sous forme de fichiers publiés, pour lesquels une recherche et une consultation peuvent être effectuées dans les points de vente ou à la bibliothèque de la CGC. À l'appui du PASCF, la CGC a en effet compilé la majorité des levés géologiques et levés des ressources minérales qui ont été réalisés par les administrations fédérale et provinciales (voir

http://gdr.nrcan.gc.ca/geochem/). Voir aussi les références présentées à la Section 2.4.1 du présent document.

Si des concentrations de CPP sont représentatives des niveaux de fond trouvés sur le site, le site pourrait ne pas être considéré contaminé en dépit du fait que les directives génériques sont excédées.

Plusieurs contaminants, en particulier les métaux, sont présents naturellement et les niveaux naturels peuvent dépasser les directives génériques du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) et d'autres sans pour autant représenter une contamination industrielle ou anthropique. À titre d'exemple, l'arsenic est un contaminant de choix. La recommandation du CCME pour la qualité du sol de l'arsenic est de 12 ppm. Cette recommandation a été élaborée à partir de la concentration de fond naturelle « nationale » de 10 ppm d'arsenic des terres agricoles du Sud de l'Ontario et des Prairies, avec 2 ppm de plus représentant la contamination supplémentaire (au-delà du niveau de fond) associée à 1 risque additionnel de cancer à vie sur 1 million (Santé Canada, 1995). Bien que les niveaux naturels d'arsenic de ces terres agricoles ne soient que de

10 ppm, le niveau de fond régional de l'arsenic pour l'Ontario est de 17 ppm (MEÉO, 1997), et dans certaines régions de la Colombie-Britannique, il s'élève jusqu'à 25 ppm (BC MWLAP, 2010). À Sydney, en Nouvelle-Écosse, un échantillonnage local a déterminé que la concentration de fond urbaine d'arsenic peut atteindre 200 ppm (JDAC Environment Ltd., 2002). Quant à Yellowknife, dans les Territoires du Nord-Ouest, les moyennes des niveaux d'arsenic présents naturellement dans le sol mesurent approximativement 150 ppm et à l'occasion, les niveaux naturels peuvent excéder 1500 ppm (RSSI, 2002).

La ville de Yellowknife est située sur une anomalie géologique communément appelée ceinture de roches vertes. Les ceintures de roches vertes et autres dépôts géologiques sont riches en gisements minéraux, dans lesquels l'arsenic est un contaminant naturel. Les sols dérivés de tels gisements minéraux comporteront des concentrations naturellement élevées de cet élément. En fait, la prospection des gisements de minéraux est fréquemment accomplie en recherchant des niveaux d'arsenic anormalement élevés dans les sols (voir RSSI, 2002). Ainsi, l'arsenic et d'autres métaux peuvent être présents naturellement dans les sols à des niveaux qui excèdent de loin les valeurs des lignes directrices nationales ou provinciales, quoique de tels niveaux ne représentent pas une pollution anthropique.

Lors de l'élaboration des recommandations nationales, le CCME obtient les valeurs recommandées en déterminant la concentration tolérable ou essentiellement négligeable d'un contaminant au-delà du niveau de fond (naturel) (CCME, 2006). Le CCME reconnaît par ailleurs que les niveaux naturels dans le sol varient selon l'espace et recommande que les objectifs locaux ou régionaux de la qualité du sol incorporent les concentrations de fond locales ou régionales, s'ils diffèrent considérablement de la valeur de fond naturelle utilisée dans l'élaboration de la recommandation générique nationale (CCME, 1996).

Dans certains cas, il pourrait être approprié d'utiliser les concentrations de fond « urbaines », plutôt que celles associées aux régions plus rurales. Cela est particulièrement vrai dans le cas des substances cancérogènes où l'évaluation et la gestion des risques visent des risques additionnels « *incrémentiels* » au-delà des niveaux de fond. Si l'environnement urbain local et/ou les propriétés

adjacentes ont des concentrations élevées provenant de sources autres que celles de la propriété en cause, et que ces concentrations élevées sont acceptées et ne sont pas destinées à des mesures de réhabilitation ou de gestion des risques, alors ce niveau de fond pourrait constituer la concentration de fond appropriée pour l'évaluation et la gestion des risques. Toutefois, un jugement professionnel sera requis pour déterminer la valeur la plus pertinente à la définition des concentrations de fond.

Le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEÉO, 1997) présente les éléments principaux d'une approche des niveaux de fond et des critères propres à l'Ontario (Tableau F). Une orientation similaire est en outre fournie par le Ministry of Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique (BCMWLAP, 2010).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BCMWLAP (British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection). *Protocol 4: Determining Background Soil Quality.* Section 53, Contaminated Sites Regulation, Environmental Management Act. Government of British Columbia, Victoria, BC. En ligne à [1 septembre, 2010]: http://www.env.gov.bc.ca/epd/remediation/

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1996. Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada. CCME, Winnipeg, Manitoba. Mars 1996.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine (révisé).* Rapport CCME PN 1332, CCME, Winnipeg, MB. ISBN 13-978-1-896997-45-2

JDAC Environment Ltd. 2002. *Background Surface Soil Concentrations, Urban Reference Area, Human Health Risk Assessment North of Coke Ovens (NOCO) Area – Sydney, NS.* Rapport d'entrepreneur soumis à Travaux publics et Services gouvernementaux Canada.

Ministère de l'environnement de l'Ontario (MEÉO). 2009. Rationale for the Development of Soil and Ground Water Standards for Use at Contaminated Sites in Ontario. La Direction de l'élaboration des normes, Toronto. (en anglais seulement).

Risklogic Scientific Services Inc (RSSI). 2002. *Determining Natural (Background) Arsenic Soil Concentrations in Yellowknife NWT, and Deriving Site-Specific Human Health-Based Remediation Objectives For Arsenic in The Yellowknife Area*. Final report, submitted by Risklogic Scientific Services Inc. to the Yellowknife Arsenic Soils Remediation Committee (YASRC), Yellowknife. Avril 2002.

Santé Canada. 1995. *Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated Sites, Human Health Effects: Inorganic Arsenic*. Division de l'air et des déchets, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa. Rapport inédit. Février 1995 (en anglais seulement).

ANNEXE C

RISQUE DE CANCER ESSENTIELLEMENT NÉGLIGEABLE DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES ASSOCIÉS AUX SITES CONTAMINÉS

Lors de l'évaluation des risques associés à l'exposition aux substances cancérogènes génotoxiques, les organismes de réglementation tels que Santé Canada et l'Environmental Protection Agency (US EPA) supposent que tout niveau d'exposition (autre que nul) est associé à un certain risque hypothétique quelconque de cancer. Par conséquent, les organismes de réglementation spécifient le niveau des risques cancérogènes qui est considéré acceptable, tolérable ou essentiellement négligeable.

Dans les années 70, la Food and Drug Agency (FDA) américaine était la première à aborder ce sujet en adoptant un niveau de risque défini à un risque de cancer de 1 sur 1 million (10-6), puisque les risques additionnels de cancer associés avec les résidus cancérogènes contenus dans les aliments étaient considérés être « essentiellement nuls » (Kelly, 1991). L'origine de ce niveau de risque « essentiellement nul » était purement arbitraire. Le niveau de risque de 10-6 est depuis devenu courant dans la réglementation et la gestion des contaminants environnementaux, dont l'appui le plus important provient de l'US EPA, laquelle utilise 10-6 comme son jalon principal pour une exposition « acceptable » aux substances cancérogènes auxquelles est exposée la population en général.

Bien que le risque de cancer de 1 sur 1 million (10-6) représente le niveau de risque le plus souvent utilisé pour la gestion des risques associés à la contamination environnementale (et du sol), plusieurs organismes fédéraux et provinciaux, y compris l'US EPA, identifient des risques d'incidence de cancer additionnels à vie, variant généralement de 1 sur 10 000 (ou 1 × 10-4) à 1 sur 1 000 000 (ou 1 × 10-6), comme échelle des valeurs acceptables des risques, selon la situation et les circonstances d'exposition (Graham, 1993 ; Kelly, 1991 ; Lohner, 1997 ; Travis, 1987 ; US EPA, 1991).

En revanche, de nombreuses normes industrielles relatives aux milieux de travail (par exemple, ACGIH, 2002) offrent seulement une protection avec un niveau de risque de 1×10^{-3} ou supérieur (par exemple, un risque de 1×10^{-2} , ou de 1 sur 100, soit une chance de 1%). Ce risque de cancer plus élevé est « accepté » dans les milieux de travail, puisqu'il est d'ordre technologique ou financier impossible de contrôler les expositions à des niveaux plus bas et que la nature de l'exposition est habituellement considérée être reconnue et « volontaire » au site de travail. La Cour suprême des États-Unis respecte les prémisses industrielles pour de telles normes (Graham, 1993).

En établissant les recommandations génériques sur la qualité du sol au Canada, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2006) a prescrit le niveau de risque de 10-6 comme étant essentiellement négligeable. Ce dernier a été établi comme le plus bas point commun parmi les organismes provinciaux et fédéraux participant au processus d'élaboration des recommandations du CCME. Le CCME maintient toujours la même philosophie depuis le début de la dérivation des recommandations en 1996. Cependant, le CCME (2006) reconnaît que la désignation des risques de cancer négligeable est une question politique plutôt que scientifique, permettant à différents organismes d'établir une telle politique en cohérence avec leurs activités de réglementation environnementale. À cet effet, Santé Canada, lors de la publication des recommandations pour la qualité des sols pour protéger la santé humaine, en appui du processus du CCME, a publié la concentration de substances cancérogènes dans les sols associée aux risques s'étendant de 1 sur 10 000 (10-4) à 1 sur 10 000 000 (10-7) (voir Santé Canada, 1995, par exemple).

Santé Canada (autrefois Santé et Bien-être social Canada) (SBSC, 1989), à titre de conseiller fédéral à l'égard des questions de santé environnementale, a établi que le risque de cancer entre 1 sur 100 000 (10-5) et 1 sur 1 million (10-6) est « essentiellement négligeable » pour les substances cancérogènes présentes dans l'eau potable. Bien qu'une directive publiée à cet effet par Santé Canada ait été restreinte aux expositions par le biais de l'eau potable, le niveau de risque de 10-5 est généralement accepté par les organismes fédéraux et les autres participants à l'évaluation des risques de sites contaminés. Par exemple, ce niveau de risque a été jugé essentiellement négligeable pour les évaluations des risques menées à Sydney, en Nouvelle-Écosse, pour les contaminants du sol associés aux étangs bitumineux de Sydney (JDAC Environment Ltd., 2002).

Les provinces de l'Atlantique (Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswich, Île-du-Prince-Édouard, Terre-Neuve-et-Labrador) ont mis en application une approche commune pour procéder à l'évaluation des risques associés aux sites contaminés, connue sous l'acronyme RBCA de l'Atlantique (Risk-Based Corrective Action) (Comité RBCA de l'Atlantique, 2003). Suivant ce cadre commun d'évaluation et de gestion des risques, un niveau de risque acceptable ou essentiellement négligeable de 10-5 a été adopté.

L'incidence de fond du cancer au Canada et aux États-Unis est élevée, étant associée à un niveau de risque de 10-5 ou 10-6. La probabilité d'être atteint d'un cancer aux États-Unis

et au Canada est d'environ 0,4 ou 40 % au cours de la vie (Institut national sur le cancer du Canada [INCC], 2001; National Cancer Institute [NCI], 1999). Ainsi, un risque additionnel de cancer de 1 \times 10⁻⁵ fait passer le risque à vie d'une personne d'être atteinte du cancer de 0,40000 à 0,40001.

Une certaine proportion inconnue de cette incidence « de fond » de cancer est attribuée être associée à l'exposition aux contaminants environnementaux. Néanmoins, un risque additionnel de cancer (c.-à-d. au-delà du niveau de fond) de 10^{-5} ne représente qu'une augmentation de 0,0025 % par rapport à l'incidence de fond du cancer; une augmentation qui passerait inaperçue dans les données statistiques et épidémiologiques, notamment dans les plus petites populations vivant à proximité des sites contaminés.

Les taux additionnels de cancer à vie hypothétiques associés aux substances cancérogènes des sites contaminés sont évalués par des « coefficients de cancérogénicité » (slope factors) ou « risques unitaires » élaborés à partir d'études épidémiologiques chez l'humain et des essais biologiques sur le cancer chez les animaux. En général, l'incidence de cancer chez les adultes professionnellement exposés ou chez les animaux de laboratoire (les deux étant exposés à des doses généralement plus élevées que les niveaux d'exposition de la population en général ou des populations habitant à proximité de sites contaminés) est tracée point par point en fonction de la dose d'exposition (souvent normalisée pour la durée de l'exposition, notamment dans les études professionnelles) et une courbe de dose-réponse est ajustée à ces données. Cette courbe de dose-réponse est par la suite extrapolée à partir des niveaux d'exposition de l'étude jusqu'à une dose nulle, en supposant qu'il n'existe pas de seuil en dessous duquel le cancer est improbable.

Aux États-Unis (Crump, 1996), l'extrapolation des niveaux d'exposition faibles est réalisée par l'application du modèle linéaire à stades multiples, un modèle statistique pouvant décrire les relations dose-réponse et non linéaires, et produisant une limite supérieure de confiance sur la pente linéaire des niveaux faibles d'exposition de la courbe doseréponse. Santé Canada applique régulièrement cette même méthodologie pour l'élaboration de la concentration tumorigène 0,05 (CT_{0.05}) (la concentration dans l'air ou l'eau correspondant à une augmentation de 5 % des cas, ou des décès, dus à des tumeurs considérées être associées à l'exposition; voir Santé Canada, 1996) ou la dose tumorigène 0,05 (DT_{0.05}) est la dose trouvée provoquant une augmentation de 5 % des cas, ou de décès, dus à des tumeurs considérées être associées à l'exposition. Santé Canada peut en outre appliquer une méthode d'extrapolation des niveaux d'exposition faibles sans modèle (Krewski et al., 1989), en ne rendant pas de jugements empiriques à l'égard de la forme de la courbe de dose-réponse pour les doses faibles. L'approche sans modèle peut par ailleurs déterminer

l'évaluation d'une limite supérieure sur la pente de la courbe dose-réponse des niveaux faibles d'exposition. Ces valeurs de la limite supérieure de la courbe dose-réponse deviennent les coefficients de cancérogénicité utilisés pour l'évaluation des taux de cancer hypothétiques. À savoir, c'est un fait réputé (mais non prouvé) que le coefficient de cancérogénicité ou le risque unitaire des substances cancérogènes vont surestimer l'incidence réelle de cancer associée aux faibles doses des contaminants environnementaux, comme ceux retrouvés dans les sites contaminés (Kelly, 1991).

Étant donnée la marge sécuritaire associée à l'élaboration prudente des coefficients de cancérogénicité ou des risques unitaires, et de l'impact négligeable d'un niveau de risque de cancer de 1 sur 100 000 pour les expositions aux sites contaminés, un niveau de risque de cancer de 1 sur 100 000 (1 × 10-5) est recommandé à des fins d'évaluation et de gestion des sites fédéraux contaminés de substances cancérogènes.

RÉFÉRENCES

ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists). 2002. *TLVs and BEIs*. ACGIH, Cincinnati, OH.

Comité RBCA de l'Atlantique. 2003. *ATLANTIC RBCA (Risk-Based Corrective Action) Version 2.0 for Petroleum Impacted Sites in Atlantic Canada.* – User Guide . Octobre 2003. En ligne à :

http://www.atlanticrbca.com/data_eng/arbca_user_guide_v2_2003.pdf

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Rapport CCME PN 1332, CCME, Winnipeg, MB. ISBN 13-978-1-896997-46-9

Crump, K.S. 1996. The linearized multistage model and the future of quantitative risk assessment. *Hum. Exp. Toxicol.* 15(10): 787-798.

Graham, J. 1993. The legacy of one in a million in risk in perspective. Harvard Center for Risk Analysis. *Risk in Perspective* 1:1-2.

Institut national du cancer du Canada (INCC). 2001. Statistiques canadiennes sur le cancer 2001. INCC, Toronto, Canada.

JDAC Environment Ltd. 2002. *Human Health Risk Assessment – North of Coke Ovens (NOCO) Area, Sydney, NS.* Rapport d'entrepreneur soumis à Travaux publics et Services gouvernementaux Canada.

Kelly, K.E. 1991. *The Myth of 10-6 as a Definition of "Acceptable Risk"*. Presented at the 84th Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Management Association, Vancouver, BC, June 16.

Krewski, D., D. Gaylor et M. Szyszkowicz. 1991. « A modelfree approach to low-dose extrapolation. » *Environ. Health Perspect.* 90: 279-285.

Lohner, T.W. 1997. Is 10-6 an appropriate *de minimus* cancer risk goal? *Risk Policy Report,* April 18, 1997, pp. 31-33.

National Cancer Institute (NCI). 1999. SEER Cancer Statistics Review, 1973-1996. NCI, National Institutes of Health, Bethesda, MD.

Santé Canada. 1995. *Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated Sites. Human Health Effects: Inorganic Arsenic.* Air and Waste Section, Environmental Health Directorate, Ottawa. Final Report. March 1995.

Santé Canada. 1996. Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires. Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé. Ottawa, Ontario.

Santé et Bien-être social Canada. 1989. « Calcul des concentrations maximales acceptables et des objectifs de qualité esthétique pour les substances chimiques dans l'eau potable. » Dans *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Santé et Bien-être social Canada. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'environnement et de l'hygiène du milieu et du travail. Ottawa, Ontario.

Travis, C.C., S.A. Richter, E.A. Crouch, R. Wilson et E. Wilson. 1987. Cancer risk management: A review of 132 federal regulatory agencies. *Environmental Science Technology* 21: 415-420.

United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1991. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume 1 Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals).* Publication 9285.7-01B. Office of Emergency and Remedial Response, US EPA, Washington, DC.