LIGNES DIRECTRICES POUR LA RÉALISATION DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE POUR LA SANTÉ HUMAINE

dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés

COLLECTION orientations et interventions 7

Québec

LIGNES DIRECTRICES POUR LA RÉALISATION DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE POUR LA SANTÉ HUMAINE

dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés

Santé et Services sociaux
Québec

Édition produite par :
La Direction des communications du ministère de la Santé et des Services sociaux

Pour obtenir un autre exemplaire de ce document, faites parvenir votre commande :

par télécopieur : **(418) 644-4574**

par courriel : **communications@msss.gouv.qc.ca**

ou par la poste : **Ministère de la Santé et des Services sociaux**
Direction des communications
1075, chemin Sainte-Foy, 16e étage
Québec (Québec) G1S 2M1

Le présent document peut être consulté à la section **Documentation**, sous la rubrique **Publications** du site Web du ministère de la Santé et des Services sociaux dont l'adresse est : **www.msss.gouv.qc.ca**

Le genre masculin utilisé dans ce document désigne aussi bien les femmes que les hommes.

Dépôt légal
Bibliothèque nationale du Québec, 2002
Bibliothèque nationale du Canada, 2002
ISBN 2-550-39389-9

© Gouvernement du Québec

Toute reproduction totale ou partielle de ce document est autorisée, à condition que la source soit mentionnée.

CES LIGNES DIRECTRICES ONT ÉTÉ RÉDIGÉES PAR LE GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'ÉVALUATION DU RISQUE TOXICOLOGIQUE DE L'INSTITUT NATIONAL DE LA SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

RÉDACTION :

Monique Beausoleil	Toxicologue, Institut national de la santé publique du Québec.
Luc Lefebvre	Toxicologue, Institut national de la santé publique du Québec.
Daniel G. Bolduc	Coordonnateur, Santé et environnement, Institut national de la santé publique du Québec.
Denis Belleville	Médecin-conseil, Direction de la santé publique, Régie régionale de la santé et des services sociaux de la Montérégie, Institut national de la santé publique du Québec.
Denise Phaneuf	Pharmacienne, Institut national de la santé publique du Québec

PRÉSIDENT DU GROUPE DE TRAVAIL :

Albert Nantel	Médecin et toxicologue, directeur, Institut national de la santé publique du Québec

PARTICIPATION :

Pierre Ayotte	Chimiste et toxicologue, professeur adjoint, département de Médecine Sociale et Préventive, Université Laval *(membre jusqu'au 15 décembre 1998)*
Marie-Odile Fouchécourt	Toxicologue, Institut National de la santé publique du Québec et professeur adjoint de cliniques à l'Université de Montréal.
Renée Gauthier	Chimiste, Service des lieux contaminés, Direction des politiques du secteur industriel, ministère de l'Environnement du Québec
Nicolas L. Gilbert	Toxicologue, Direction de la santé publique, Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre

Table des matières

AVANT-PROPOS **9**
INTRODUCTION **11**
1. DÉMARCHE GÉNÉRALE DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE **15**
1.1 Les étapes de l'évaluation du risque 15
1.2 Éléments clefs de la mise en œuvre des principes directeurs dans les lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine de projets industriels et de projets de réhabilitation de terrains contaminés 16
2. IDENTIFICATION DU DANGER **21**
3. CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE **25**
4. ESTIMATION DE L'EXPOSITION **31**
4.1 Caractérisation et modélisation des concentrations dans l'environnement 32
4.2 Définition des conditions d'exposition 33
4.2.1 Définition générale des scénarios d'exposition *34*
4.2.2 Définition des donnés d'exposition via l'inhalation *40*
4.2.3 Définition des données d'exposition via l'ingestion *40*
4.2.4 Définition des données d'exposition via le contact cutané *50*
4.2.5 Définition de scénarios pour estimer la dose d'exposition associée au bruit de fond *51*
4.3 Estimation de l'exposition 51
4.3.1 Exposition par inhalation *52*
4.3.2 Exposition par ingestion *52*
4.3.3 Exposition par contact cutané *53*
4.3.4 Autres sources d'exposition *53*
5. ESTIMATION DU RISQUE **57**
5.1 Estimation du risque en fonction des effets cancérigènes et autres 57
5.1.1 Effets cancérigènes *57*
5.1.2 Effets chroniques autres que le cancer *60*
5.1.3 Effets aigus *61*
5.2 Estimation du risque lors d'une exposition cutanée aux contaminants 61
5.3 Estimation du risque lors d'une exposition à un mélange de substances 62
5.3.1 Additivité des doses *62*
5.3.2 Évaluation du risque associé aux mélanges de substances *63*
5.4 Présentation et interprétation des résultats 63
5.4.1 Présentation des résultats *64*
5.4.2 Interprétation des résultats *64*
CONCLUSION **71**
GLOSSAIRE **75**
RÉFÉRENCES **79**
ANNEXES **85**
ANNEXE 1 Procédures particulières pour les évaluations du risque toxicologique réalisées dans le cadre de projets de réhabilitation de terrains contaminés 87
ANNEXE 2 Revue de littérature concernant le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, l'inhalation, la consommation d'eau potable, la consommation d'aliments ainsi que l'ingestion de sol et de poussières intérieures 91
ANNEXE 3 Procédures de gestion des résultats des évaluations du risque toxicologique au Canada et aux États-Unis 121

Liste des tableaux

Tableau 1 : Voies et médias d'exposition à considérer selon le scénario d'occupation du territoire 35
Tableau 2 : Proportion du temps passé dans la zone d'étude 36
Tableau 3 : Proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur selon l'occupation du territoire.....37
Tableau 4 : Gamme d'âges à considérer selon l'occupation du territoire 38
Tableau 5 : Classes d'âge à considérer.....38
Tableau 6 : Poids corporel retenu selon les classes d'âge.....39
Tableau 7 : Surface corporelle totale et de certaines parties du corps selon les classes d'âge.....39
Tableau 8 : Volume d'air inhalé par jour selon les classes d'âge 40
Tableau 9 : Consommation d'eau potable selon les classes d'âge.....41
Tableau 10 : Consommation de lait de formule[1] selon les classes d'âge 42
Tableau 11 : Consommation de lait[1] selon les classes d'âge.....42
Tableau 12 : Consommation de viande et d'oeufs[1] selon les classes d'âge 43
Tableau 13 : Consommation de poissons et fruits de mer[1] selon les classes d'âge.....44
Tableau 14 : Consommation de légumes racines[1] selon les classes d'âge 44
Tableau 15 : Consommation d'autres légumes[1] selon les classes d'âge 44
Tableau 16 : Consommation de fruits et jus de fruits[1] selon les classes d'âge.....45
Tableau 17 : Consommation de céréales[1] selon les classes d'âge.....45
Tableau 18 : Consommation de sucre[1] selon les classes d'âge 45
Tableau 19 : Consommation d'huile et de noix[1] selon les classes d'âge 46
Tableau 20 : Consommation de l'ensemble des aliments selon les classes d'âge.....46
Tableau 21 : Fractions des aliments consommés d'origine locale 47
Tableau 22 : Quantité moyenne de sol et de poussières intérieures (mg/jour) ingérés par les enfants selon divers auteurs 48
Tableau 23 : Quantité de sol ingéré utilisée par différents organismes 49
Tableau 24: Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés retenue.....49
Tableau 25 : Guide d'interprétation des résultats de l'estimation du risque 67

AVANT-PROPOS

Les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique* s'adressent à tous ceux qui ont à réaliser des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine lorsque requise dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et dans le cadre de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Elles ont été élaborées dans un objectif d'harmonisation des processus d'évaluation du risque et visent à favoriser un maximum de cohérence entre les évaluations du risque toxicologique. Ce document présente une procédure adaptée au contexte québécois.

L'approche méthodologique retenue par les lignes directrices demande que les évaluations du risque toxicologique soient basées sur les meilleures connaissances scientifiques disponibles. Elle est caractérisée par sa souplesse et sa flexibilité afin de pouvoir s'adapter facilement à l'évolution constante des connaissances scientifiques et aux particularités des projets à l'étude. Les lignes directrices sont principalement basées sur l'implication du jugement professionnel des analystes. Elles invitent à la transparence et à la présentation de toute l'information critique et de toutes les explications pertinentes afin de permettre à tous ceux qui sont concernés par le projet à l'étude de pouvoir suivre le cheminement de l'évaluation du risque.

Ces lignes directrices contribuent à la mise en œuvre des principes directeurs d'évaluation du risque déterminés par le Groupe de travail sur les principes directeurs de gestion du risque (MSSS, 1999). Elles présentent et expliquent la procédure d'évaluation du risque toxicologique retenue par le Groupe technique sur les méthodologies d'évaluation du risque toxicologique. Les aspects méthodologiques concernant la communication du risque, l'analyse de la perception du risque et la participation du public ne font pas l'objet de ces lignes directrices.

Le Groupe technique sur les méthodologies d'évaluation du risque du ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec (MSSS) tient à souligner que le projet de *Lignes directrices pour la réalisation des analyses des risques toxicologiques* proposé par le Groupe d'analyse de risque du ministère de l'Environnement et de la Faune en 1996 (MEF, 1996a et b) a constitué le point de départ de sa réflexion lors de l'élaboration des présentes lignes directrices.

INTRODUCTION

Le Québec a su développer au fil des ans une expertise en matière d'évaluation du risque toxicologique. Cette expertise s'est particulièrement déployée au sein du ministère de l'Environnement, des directions régionales de la santé publique, des universités et des services de consultants privés. En mai 1996, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) a décidé de ne pas renouveler le mandat du Groupe d'analyse de risque de la Direction des laboratoires. Pour répondre à ses besoins en matière d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine, le MEF a alors décidé de recourir aux experts en santé publique et aux experts universitaires. Face à cette situation, le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) a créé temporairement deux groupes de travail :

- un groupe de travail sur les principes directeurs de gestion du risque toxicologique et
- un groupe de travail technique sur les méthodologies d'évaluation du risque toxicologique.

Le premier groupe de travail doit développer un consensus autour des principes directeurs devant guider l'élaboration des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine au Québec.

Le mandat du second groupe consiste à proposer au MSSS des lignes directrices encadrant la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine. Il doit aussi, durant la durée de son mandat, apporter au besoin un soutien scientifique aux consultants devant faire des évaluations du risque sur des projets de développement industriel ou des projets de réhabilitation de terrains contaminés. De même, il peut supporter, au besoin, les directions régionales de santé publique devant réaliser ou examiner des évaluations du risque toxicologique.

Le présent document propose une version de consultation des lignes directrices du MSSS balisant la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine. Ces lignes directrices ne portent cependant que sur les évaluations du risque nécessaires pour examiner un projet dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et dans le cadre de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Dans ces deux cas, l'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine n'est pas la seule information demandée ni considérée par le ministère de l'Environnement pour évaluer le projet.

Le cheminement des dossiers d'évaluation du risque nécessaire à l'approbation gouvernementale d'un projet demeure inchangé. Les promoteurs doivent continuer à s'adresser au ministère de l'Environnement afin d'obtenir les autorisations nécessaires à la réalisation des projets. Des professionnels du MSSS et des directions de la santé publique des régies régionales de la santé et des services sociaux accompliront les tâches de validation des évaluations du risque à la santé réalisées auparavant par ceux du ministère de l'Environnement. En ce qui concerne les études écotoxicologiques, elles ne sont pas concernées par les présentes lignes directrices ; le ministère de l'Environnement dispose d'une procédure d'évaluation du risque écotoxicologique (MEF, 1998c).

CHAPITRE 1

DÉMARCHE GÉNÉRALE DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE

1. DÉMARCHE GÉNÉRALE DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE

Dans le présent document, le terme *évaluation du risque* a été préféré à celui d'*analyse de risque* afin de traduire l'expression anglaise « Risk Assessment ». L'évaluation du risque toxicologique est un processus qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à un ou des agresseurs environnementaux, d'origine chimique, physique ou biologique[1], produise des effets néfastes sur la santé humaine. C'est une démarche mettant en relation des informations toxicologiques sur un contaminant avec les informations sur l'exposition humaine à ce contaminant, en vue d'estimer quantitativement le niveau de risque pour la santé humaine associé à cette exposition.

1.1 Les étapes de l'évaluation du risque

L'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine comprend les quatre étapes suivantes :

1. Identification du danger
2. Caractérisation toxicologique
3. Estimation de l'exposition
4. Estimation du risque

Bien qu'en théorie toute évaluation du risque toxicologique procède selon ces quatre grandes étapes, la procédure suivie peut différer considérablement selon l'importance et le contexte du problème et des impacts, l'objectif visé et la disponibilité des données scientifiques.

Ainsi, la procédure classique implique que l'on franchisse en détail les quatre grandes étapes de l'évaluation du risque toxicologique, particulièrement celle de la caractérisation toxicologique où la relation dose-réponse est établie et où des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérigène sont définis. Cette procédure suppose un exigeant travail d'évaluation de la documentation scientifique et de prises de décisions quant aux méthodes de calcul et d'extrapolation. Elle sous-tend aussi une validation par des pairs. Dans certains cas, il faut même prévoir une phase de consultation plus étendue afin de s'assurer de l'existence d'un consensus.

Dans la pratique, une procédure plus courte est couramment utilisée. Elle s'apparente davantage à une analyse basée sur le risque (*Risk Based*). Cette procédure fait notamment appel, lors de l'étape de la caractérisation toxicologique, à des valeurs de référence et à des estimateurs de risque cancérigène établis par des organismes nationaux et internationaux. Cette procédure simplifiée est particulièrement utilisée dans un contexte d'examen de projets de développement industriel ou de terrains contaminés. Le travail réside alors surtout dans la caractérisation de l'exposition et de l'estimation du risque. Le travail redevient plus complexe lorsqu'il n'existe pas de valeurs de référence ni d'estimateurs de risque cancérigène établis scientifiquement et

[1] Nous incluons ici certains agresseurs physiques (ex. : amiante, radioactivité, ultraviolets) et biologiques (ex. : toxines biologiques) dans la notion de risque toxicologique puisque c'est l'effet toxique qui est étudié.

reconnus par des organismes officiels. C'est la procédure simplifiée qui a été favorisée dans les présentes lignes directrices.

1.2 Éléments clefs de la mise en œuvre des principes directeurs dans les lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine de projets industriels et de projets de réhabilitation de terrains contaminés

Le Groupe de travail sur les principes directeurs de gestion du risque du MSSS a développé treize principes directeurs afin d'encadrer et de baliser l'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine au sein du Gouvernement du Québec (MSSS, 1999). Ils ont été établis pour baliser l'ensemble du processus et des procédures d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine. Les lignes directrices proposent quant à elles une procédure spécifique d'évaluation du risque toxicologique à utiliser dans le cadre précis de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Ainsi, les lignes directrices participent à la mise en œuvre de plusieurs des principes directeurs, sans toutefois être le seul moyen de les mettre en œuvre.

1. L'étape de l'identification du danger doit présenter globalement le projet à évaluer et sa problématique, en tenant compte notamment de la perception du public et des groupes concernés (*stakeholders*).

2. Les substances à considérer doivent être explicitement présentées et leur choix, justifié, dans l'évaluation du risque toxicologique. Les sources d'exposition, les voies potentielles d'exposition, les propriétés physico-chimiques et toxicologiques des substances doivent être spécifiées. La population potentiellement visée doit être décrite en tenant compte particulièrement des groupes les plus à risque.

3. Les évaluations du risque toxicologique font appel à des valeurs de référence et à des estimateurs de risque cancérigène provenant d'organismes gouvernementaux nationaux et internationaux reconnus.

4. La caractérisation et la modélisation environnementale nécessaires à l'évaluation du risque toxicologique sont encadrées par le ministère de l'Environnement et non par les lignes directrices du MSSS.

5. Lors de l'estimation de l'exposition, les lignes directrices privilégient l'utilisation de données factuelles obtenues dans la population concernée. En l'absence de telles données, plusieurs valeurs par défaut sont proposées pour les différents scénarios et les diverses conditions d'exposition. Les valeurs choisies sont conservatrices mais ne représentent ni une exposition moyenne ni un « pire scénario ». Si les caractéristiques du projet à l'étude et celles de la population et leur perception le justifient, d'autres conditions et scénarios d'exposition peuvent être utilisés, en autant qu'ils soient présentés et justifiés.

6. À l'étape de l'estimation du risque, l'analyste doit illustrer clairement la nature des risques et identifier les sous-groupes concernés. Il doit présenter le niveau de risque associé aux substances cancérigènes découlant du projet à l'étude. L'exposition aux substances non cancérigènes provenant du projet à l'étude et du bruit de fond doit être comparée, ensemble et séparément, aux valeurs de référence. L'ensemble de ces résultats doit être discuté.

7. Les limites et les diverses sources d'incertitude associées à l'évaluation du risque ainsi que leurs conséquences doivent être présentées et discutées.

8. Tous les choix, toutes les équations mathématiques et tous les calculs doivent être présentés, expliqués et justifiés dans l'évaluation du risque. Il s'agit d'un processus transparent; toute personne intéressée au projet doit pouvoir suivre le cheminement de l'évaluation du risque.

9. L'évaluation du risque toxicologique ne définit pas si un risque est socialement acceptable pour la population concernée. Elle vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à des agresseurs environnementaux produise des effets néfastes sur la santé humaine, tout en tenant compte des limites et des incertitudes qui y sont associées. Ce processus n'évalue pas les autres facteurs considérés par la gestion du risque (facteurs économiques, sociaux, politiques, culturels...).

10. L'interprétation des résultats de l'évaluation du risque est guidée par les balises suivantes :

    - pour les substances produisant des effets toxiques autres que le cancer, les doses totales[2] d'exposition découlant du projet à l'étude et du bruit de fond doivent être inférieures ou égales aux valeurs de référence ; pour les substances cancérigènes, le risque de cancer doit être inférieur ou égal à $1 \text{ X } 10^{-6}$; dans les deux cas, le projet ne demande habituellement pas d'intervention particulière, à moins que le risque ne soit pas considéré comme étant socialement acceptable par les gestionnaires ni par la population concernée.

    - lorsque les doses totales d'exposition aux substances non cancérigènes sont supérieures aux valeurs de référence ou que le risque de cancer est supérieur à $1 \text{ X } 10^{-6}$, le projet doit faire l'objet d'un examen particulier par les organismes gouvernementaux, d'une gestion environnementale[3] , ainsi que d'une consultation du public et des groupes concernés.

---

[2] La dose totale intègre la dose bruit de fond et la dose découlant de l'exposition attribuable au projet à l'étude pour les substances non cancérigènes (voir la section 6.1.2.1).

[3] La gestion environnementale comprend la mise en place et l'application des meilleurs moyens pour diminuer à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants, la mise en place et l'application des méthodes de contrôle les plus appropriées, de même que la surveillance des milieux et des populations touchées afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

CHAPITRE 2

IDENTIFICATION DU DANGER

2. IDENTIFICATION DU DANGER

L'étape de l'identification du danger est la première étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle consiste à identifier et présenter la situation pouvant comporter un risque pour la santé publique. Elle sert principalement à identifier les paramètres, l'étendue et les limites de l'évaluation du risque qui suivra. Cette étape permet la documentation des principales voies d'exposition, des principaux effets qui y sont associés et la détermination des populations à risque. Elle prend en considération la perception du risque par la population et les groupes concernés par le projet.

L'analyste doit, dans un premier temps, définir le problème. S'agit-il d'un nouveau projet industriel, d'un nouveau procédé, d'un terrain contaminé, etc. Dès cette étape, il doit tenir compte, non seulement des éléments objectifs du problème tel qu'il le perçoit lui-même, mais aussi de la façon dont le projet est perçu par la population et les groupes concernés. En effet, l'objectif de son évaluation du risque est de fournir aux gestionnaires du risque les meilleures données factuelles possibles pour les aider à prendre leurs décisions, mais aussi d'éclairer le public quant à la nature et l'importance des risques qui découlent du projet. L'analyste doit donc être sensible tout autant à la perception du danger que le public et les autres intervenants peuvent en avoir s'il veut être en mesure, à la fin de l'exercice, de répondre à toutes les interrogations[4]. L'évaluation du risque toxicologique prend donc en considération la perception du public mais le processus d'évaluation et d'analyse de la perception du public (sondage d'opinion, « focus group », examen de la couverture médiatique, etc.) n'en fait pas partie et relève d'une discipline autre que l'évaluation du risque toxicologique.

La description du projet doit surtout servir à bien identifier les substances ou les contaminants susceptibles d'être produits, émis dans l'environnement ou mis en contact, d'une façon ou d'une autre, avec la population. Pour ce faire, il doit analyser les diverses étapes du procédé, s'il s'agit d'un projet de développement industriel, et identifier les sources d'émissions ou de contamination. Chacune des substances impliquées doit être identifiée et ses propriétés toxicologiques discutées. L'analyste peut alors justifier sa décision d'inclure cette substance ou non dans son évaluation du risque. Cette décision peut se fonder sur la toxicité intrinsèque de la substance, les risques qu'elle puisse être émise dans l'environnement, les quantités impliquées, les produits de dégradation de cette substance et les possibilités de réaction avec d'autres substances présentes, les voies d'exposition potentielles, les risques d'accidents technologiques, etc.

S'il s'agit d'un terrain contaminé, l'analyste base sa discussion sur les données de caractérisation obtenues selon les exigences du ministère de l'Environnement. En plus des substances présentes dans les sols et dont les concentrations dépassent les critères d'usage de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MEF, 1998b), l'analyste doit tenir compte de tous les contaminants présents sur le site, et l'évaluation du risque toxicologique doit porter aussi sur ces substances. L'analyste doit considérer chacun des contaminants identifiés, décrire

[4] La perception du danger par le public et les groupes concernés pourrait faire en sorte, par exemple, d'ajouter des substances à la liste des contaminants à l'étude dans l'évaluation du risque ou encore d'ajouter des éléments particuliers aux scénarios d'exposition.

ses propriétés toxicologiques, discuter des concentrations mesurées et identifier les voies potentielles d'exposition.

L'évaluation des risques toxicologiques d'un projet de réhabilitation de terrains contaminés diffère de celle des projets de développement industriel en ce qui concerne la caractérisation de la contamination, la proximité entre les contaminants et les résidents du site, ainsi que la pérennité des moyens de contrôle des contaminants. **L'annexe 1 présente certaines particularités de l'évaluation du risque toxicologique pour la réhabilitation de terrains contaminés dont l'analyste devra tenir compte.**

Il est important à cette étape, d'établir clairement pour chaque substance incluse dans l'évaluation du risque toxicologique, les voies potentielles d'exposition et leur importance relative. En effet, l'exposition des populations à ces contaminants (ou aux produits de dégradation) n'est pas seulement fonction des sources d'émission (contamination de l'air, de l'eau, des sols, de la chaîne alimentaire), mais aussi des propriétés de ces substances (liposolubilité, persistance, propriétés physico-chimiques).

Après avoir identifié et caractérisé les substances qui feront l'objet de l'évaluation du risque, l'analyste doit situer le projet dans son contexte environnemental. Cela implique tout d'abord de le situer dans son contexte géographique (milieu urbain, semi-urbain, rural). S'agit-il d'un milieu agricole? Si oui, quel type de culture ou d'élevage y retrouve-t-on?

L'analyste doit décrire ensuite la population potentiellement impliquée. Il doit notamment, à cette étape, localiser sur le plan géographique, la population par rapport au projet, présenter ses principales caractéristiques démographiques et culturelles, etc. Il doit porter une attention particulière à l'identification des groupes à risque pouvant être affectés par ce projet. Des groupes d'individus ou des sous-groupes de la population peuvent être particulièrement plus à risque tant par leur vulnérabilité (enfants, femmes enceintes, personnes hospitalisées, etc.) que leurs comportements, leurs habitudes et leurs activités particulières (par exemple une population qui vit de pêche et de chasse). Des groupes peuvent également être considérés plus à risque à cause des caractéristiques climatiques et géographiques locales affectant leur exposition aux contaminants (population vivant dans une vallée présentant fréquemment des phénomènes d'inversion atmosphérique, population située sous les vents dominants, population alimentée par des puits situés dans le sens de l'écoulement des eaux souterraines, etc.) ou à cause, par exemple, d'une exposition additionnelle en milieu de travail. Tous ces éléments serviront à justifier les divers scénarios d'exposition qui seront utilisés par la suite.

En vérifiant et en validant ses perceptions au niveau de la population impliquée, l'analyste est davantage assuré d'avoir couvert tous les aspects du problème. Ceci rejoint le principe général d'implication avec les groupes concernés à toutes les étapes du processus de gestion du risque. Il est généralement plus facile de prévoir dès le début tous les risques réels ou perçus et de les intégrer dans le processus d'évaluation du risque, que de devoir tout reprendre à la fin.

CHAPITRE 3

CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE

3. CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE

L'étape de la caractérisation toxicologique sert principalement à déterminer les doses de contaminants pour lesquelles des effets néfastes sur la santé humaine sont susceptibles de survenir. Elle vise à établir une relation dose-réponse pour des contaminants, c'est-à-dire la relation entre la dose d'exposition, la dose absorbée ou la dose biologiquement effective d'un contaminant et la réponse toxique chez l'être humain en termes de gravité et d'incidence. Le but de cette étape consiste à élaborer des valeurs de référence pour les substances non cancérigènes ainsi que des estimateurs de risque pour le cancer.

Les valeurs de référence correspondent aux doses de contaminants auxquelles un individu peut être exposé sans risque de subir des effets toxiques autres que le cancer. Pour les substances présentant des effets cancérigènes, les estimateurs de risque élaboré sont des coefficients de cancérogénicité. Les valeurs de référence et les estimateurs de risque cancérigène peuvent être basés sur des études toxicologiques animales ou des études épidémiologiques menées chez l'humain.

Le Groupe de travail technique sur les méthodologies d'évaluation du risque toxicologique n'a pas déterminé de valeurs de référence ni d'estimateurs de risque cancérigène, ni de méthodes spécifiques pour les définir. En effet, la définition de telles données est exigeante et nécessite un énorme travail d'évaluation de la documentation scientifique, de prises de décision quant aux méthodes de calcul et d'extrapolation à utiliser et de validation par des pairs. Nous recommandons plutôt l'utilisation de valeurs de référence et d'estimateurs de risque cancérigène établis par les organisations reconnues scientifiquement disposant de mécanismes de mise à jour et dont l'accessibilité à ces données est relativement facile.

Le choix des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérigène utilisés doit tenir compte de plusieurs paramètres tels que la qualité scientifique de l'étude ou des études qui ont servi de base à leur élaboration, la rigueur scientifique utilisée lors des diverses étapes de calcul, d'extrapolation ou de modélisation, la transparence du processus, l'évaluation par les pairs et les groupes concernés, le niveau de consensus autour de ces données, la disponibilité de l'information pour les spécialistes, les groupes et les individus intéressés et la mise à jour des données.

Les principales banques de valeurs de référence et d'estimateurs de risque cancérigène sont :

1. **IRIS** (*Integrated Risk Information System*): il s'agit d'une base de données électronique de l'EPA présentant des doses de référence pour l'exposition par la voie orale (RFD) et des concentrations de référence pour l'exposition par inhalation (RFC) à des substances ayant des effets chroniques non cancérigènes, de même que des coefficients de cancérogénicité pour les expositions par voie orale et par inhalation. La banque de données IRIS est accessible gratuitement sur Internet à l'adresse suivante : *http://www.epa.gov/docs/ngispgm3/iris* (US EPA, 1998).

2. **HEAST** (*Health Effects Assessment Summary Tables*) : Il s'agit de critères du *National Center for Environmental Assessment* du U.S. EPA. La banque de données présente des RFD et des RFC subchroniques et chroniques. Des évaluations quantitatives du risque cancérigène ont été faites pour les substances des groupes A et B, et certaines substances du groupe C [5]. HEAST réfère souvent aux valeurs d'IRIS, mais fournit également des données pour les substances en révision par IRIS. On peut commander les tables HEAST auprès du *NTIS Subscriptions Department* (U.S. EPA, 1997a).

3. **ATSDR** (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*) : L'ATSDR produit des profils toxicologiques pour plusieurs substances. Il a développé des *Minimal Risk Levels* (MRL) pour les substances non cancérigènes. Les MRL sont définis pour des expositions aiguës, intermédiaires et chroniques, autant par ingestion que par inhalation. Aucune MRL n'a encore été établie pour l'exposition cutanée. Les profils toxicologiques sont disponibles sur CD-ROM (ATSDR, 1997) et les MRL sont disponibles sur Internet à l'adresse suivante : *http:/www.atsdr.cdc.gov/mrls.html* (ATSDR, 1998).

4. **SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA :** Santé et Bien-être social Canada présente des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérigène (qui sont présentés sous diverses dénominations) dans le cadre des travaux de la liste des substances prioritaires de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (Santé Canada, 1994) et dans le cadre des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, pièces à l'appui* (Santé et Bien-être social Canada, 1989). Ces documents sont disponibles auprès de Santé Canada ainsi que sur internet :

   - Recommandations pour la qualité de l'eau potable, Documentation à l'appui : *http://www.hc-sc.gc.ca/ehp/dhm/catalogue/dpc_pubs/rqepdoc_appui/rqep.htm*

   - Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires : *http://www.hc-sc.gc.ca/ehp/dhm/catalogue/dpc_pubs/96dhm194.pdf*

5. **OMS** (Organisation mondiale de la santé) : L'OMS a défini des « tolerable daily intake » (TDI) ainsi que des estimateurs de risque cancérigène pour plusieurs substances chimiques. Ces données sont disponibles dans la série *Environmental Health Criteria* de l'International Programme on Chemical Safety et dans les *Recommandations pour l'eau potable* (WHO, 1996). Ces documents sont disponibles en s'adressant à l'OMS à Genève et auprès de l'Association canadienne de santé publique. Information supplémentaire disponible sur le site Internet de l'OMS : *http://www.who.int* (WHO, 1998).

Parmi ces différents organismes, IRIS a été retenu prioritairement à cause de sa facilité d'accès, du grand nombre de valeurs de référence et d'estimateurs de risque cancérigène disponibles, de sa mise à jour régulière et du consensus dont elle fait l'objet au sein de l'EPA. Lorsque aucune valeur de référence ou d'estimateur de risque cancérigène n'est présenté dans IRIS pour un

[5] Classification du potentiel cancérigène des substances chimiques du U.S. EPA: A : cancérigène humain, B : cancérigène humain probable (B1 indique une évidence limitée chez l'humain; B2 indique une évidence suffisante chez l'animal et une évidence inadéquate ou pas d'évidence chez l'humain) et C : cancérigène humain possible.

contaminant, les données de la banque HEAST, puis en troisième lieu celles de l'ATSDR peuvent être utilisées.

Si aucune des trois banques américaines ne présente de données pour un contaminant, il est alors possible de référer aux données de Santé et Bien-être Social Canada ou de l'OMS. Elles peuvent être toutefois plus difficiles d'accès et leur mise à jour est irrégulière. Le nombre de données disponibles est également plus limité que dans les trois banques américaines.

Si pour une substance donnée, l'analyste juge nécessaire de modifier la séquence de sélection de ces bases de données, il devra expliquer et justifier ses choix. Toutefois, si aucun de ces organismes reconnus n'a présenté de valeur de référence ou d'estimateurs de risque cancérigène pour une substance et si l'analyste juge qu'une donnée provenant d'une autre source de référence reconnue pourrait être utilisée, il pourra la proposer en présentant la méthodologie utilisée pour la définir et les limites qui y sont associées.

Si l'analyste estime qu'il n'existe aucune valeur de référence ou d'estimateur de risque cancérigène adéquat pour une substance, il aura la possibilité de proposer une valeur avec une justification appuyant son choix. Il faut toutefois considérer que cette démarche pourra nécessiter du temps avant d'être acceptée, car une réévaluation devra être faite et pourra nécessiter des consultations et une validation tant à l'intérieur qu'à l'extérieur du MSSS, de l'Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ) et des directions régionales de la santé publique des régies régionales.

CHAPITRE 4

ESTIMATION DE L'EXPOSITION

4. ESTIMATION DE L'EXPOSITION

L'étape de l'estimation de l'exposition consiste à estimer les doses auxquelles les personnes pourraient être exposées en tenant compte de la contamination dans les divers médias et des différentes voies d'entrée dans l'organisme. Pour ce faire, l'analyste peut utiliser des données qui proviennent de la mesure des contaminants dans les milieux biologiques humains (indicateurs biologiques), ou de l'estimation de l'exposition à partir de la caractérisation des concentrations mesurées dans l'environnement ou de la modélisation des concentrations de contaminants dans l'environnement.

À cette étape, l'analyste doit présenter, expliquer et justifier les scénarios d'exposition, les conditions d'exposition et les méthodes de calcul des doses d'exposition utilisées dans son évaluation du risque. Il doit expliquer les limites, les conséquences et les incertitudes reliées à ses choix. De même, il doit présenter les doses d'exposition calculées pour chaque classe d'âges, selon le sexe et en fonction des différents types d'occupation du territoire considérés.

Les présentes lignes directrices proposent une démarche qui vise à caractériser l'exposition des individus aux substances chimiques. L'utilisation d'indicateurs biologiques comme outil de l'estimation de l'exposition est très intéressante mais elle peut être restreinte dans le cadre de projets relevant de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. L'analyste devra plus souvent estimer l'exposition potentielle à partir de concentrations dans l'environnement qui auront été mesurées ou modélisées. Dans cette optique, la *Caractérisation et la modélisation des concentrations dans l'environnement* ne sont que brièvement abordées dans ce document, puisque cette expertise relève du ministère de l'Environnement. La section *Définition des conditions d'exposition* suggère les principales données applicables à la population québécoise. Enfin, la section *Estimation de l'exposition potentielle* présente les principales équations permettant d'estimer l'exposition.

Nous tenons à mentionner à cette étape-ci que les données d'exposition ainsi que les différentes équations permettant d'estimer l'exposition de la population pourraient être modifiées en fonction de la spécificité du projet à l'étude ou si de nouvelles connaissances scientifiques le suggéraient. Compte tenu que les présentes lignes directrices décrivent de façon générale l'approche à suivre pour la réalisation d'une évaluation du risque toxicologique, certains projets devront faire appel à des conditions d'exposition qui n'ont pas été abordées dans ce document. Dans un tel cas, l'analyste doit prendre en considération les particularités du projet, utiliser les équations et les données d'exposition de la documentation scientifique qui apparaissent les plus adéquates et s'assurer que le scénario d'exposition est conforme au projet à l'étude. Il doit expliquer et justifier ses choix.

4.1 Caractérisation et modélisation des concentrations dans l'environnement

Afin d'obtenir l'estimation la plus juste de l'exposition de la population, il importe d'obtenir les meilleures informations sur les concentrations de contaminants dans l'environnement. Pour les obtenir, l'analyste doit privilégier les valeurs réelles dans l'environnement de la population. Ces données peuvent être mesurées directement et spécifiquement pour le projet à l'étude ou encore, provenir d'études de caractérisation d'organismes gouvernementaux et autres. Lorsque les données réelles ne sont pas disponibles, l'analyste doit estimer les concentrations à partir de modèles mathématiques de dispersion des contaminants.

Le présent chapitre ne décrit pas la méthode à suivre pour réaliser la caractérisation environnementale, ni les différents modèles à utiliser lors d'une modélisation des concentrations dans un média quelconque (air extérieur, sol, eau souterraine, eau de surface, eau potable, dans les végétaux, etc.). Une telle section relève du ministère de l'Environnement qui possède la compétence pour guider les analystes et évaluer leurs travaux. À titre d'exemple, lors de la réalisation d'une évaluation du risque à la santé pour un projet impliquant des sols contaminés, l'analyste doit consulter le *Guide de caractérisation des terrains* (MEF, 1998a) publié par la Direction des politiques du secteur industriel du ministère de l'Environnement. Un tel guide explique à l'analyste les notions de base pour la réalisation d'une étude de caractérisation, la stratégie d'échantillonnage et l'identification des paramètres d'évaluation. De même, pour un projet impliquant l'utilisation de modèles de dispersion atmosphérique, l'analyste doit utiliser le *Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique* publié par la Direction des milieux atmosphériques du ministère de l'Environnement (MEF, 1995). Il existe également un guide pour caractériser l'eau de surface (Légaré et Hébert, février 2000) et des guides d'échantillonnages à des fins d'analyses environnementales pour les volets eau, air, sol. Dans des situations autres que celles des terrains contaminés et de la dispersion atmosphérique, s'il n'existe aucun guide préparé par le ministère de l'Environnement, l'analyste devra utiliser des méthodologies reconnues et justifier ses choix. L'analyste doit de plus présenter et discuter des incertitudes et des limites découlant des méthodes choisies.

En matière de modélisation, l'analyste doit utiliser une ou des méthodologie(s) reconnue(s) par le ministère de l'Environnement, selon les directions ou les services appropriés. Les résultats doivent toutefois être présentés dans l'étude de même que les méthodologies utilisées et les raisons de ses choix (par exemple référer à un guide ou à une référence). L'analyste doit de plus présenter et discuter des incertitudes et des limites découlant des méthodes choisies.

Les données provenant de la caractérisation ou de la modélisation sont alors utilisées afin d'estimer l'exposition de la population. Nous recommandons que l'analyste utilise la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sur la moyenne comme donnée d'exposition de la population. Si la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% est supérieure à la valeur maximale, cette dernière doit être utilisée. Si le nombre de données disponibles ne permet pas d'obtenir une distribution, il doit alors utiliser la valeur maximale des concentrations mesurées. Lorsque plusieurs échantillons présentent une concentration sous le seuil de détection, il existe des méthodes appropriées pour déterminer les valeurs à utiliser. L'analyste, après consultation

avec la direction concernée du ministère de l'Environnement, doit expliquer la méthode choisie et justifier son choix.

4.2 Définition des conditions d'exposition

Cette section présente les données qui permettront de définir les conditions d'exposition de la population. Les principales données nécessaires à l'élaboration de la majorité des scénarios d'exposition sont présentées ci-après. Il s'agit généralement des plus récentes données disponibles dans la documentation scientifique ou de données recommandées par d'autres organismes gouvernementaux tels l'EPA, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), le MEF, etc.

Pour chacune des conditions d'exposition citées ci-après, nous avons indiqué brièvement la démarche suivie par l'auteur de ces données. L'analyste est invité à consulter les documents originaux pour en savoir plus sur les méthodes employées et les résultats obtenus.

Dans certains cas, l'analyste ne trouvera pas dans ce document les données qui lui permettront d'estimer l'exposition de la population via certaines sources (habitudes de vie, loisirs, etc.). Nous suggérons alors de consulter les références suivantes :

> COMPENDIUM OF CANADIAN HUMAN EXPOSURE FACTORS FOR RISK ASSESSMENT (Richardson, 1997)
>
> ENQUÊTES SANTÉ-QUÉBEC, 1200 avenue McGill College, Bureau 1620, Montréal, H3B 4J8 (tél. : (514) 873-4749)
>
> DONNÉES STATISTIQUES CANADA, 200 boulevard René-Lévesque ouest, Montréal, H2Z 1X4 (tél. : 1-800-263-1136). Site Internet : *http://www.statscan.ca/start_f.html* (Statistique Canada, 1998).
>
> EXPOSURE FACTORS HANDBOOK, Volumes 1, 2 et 3 (U.S. EPA, 1997b). Document disponible sur Internet à l'adresse suivante : *http://www.epa.gov/ncea/exposfac.htm*

Par ailleurs, les choix que nous avons faits pour l'ensemble des données d'exposition d'une population nous apparaissent conservateurs. L'ensemble des valeurs choisies ne représentent ni une exposition moyenne ni un « pire scénario », mais se situent généralement entre ces deux positions. Le choix de chacune des données d'exposition a été fait de façon à représenter l'exposition moyenne « conservatrice »[6] de la population. L'utilisation du 95^{e} percentile pour chacune des données d'exposition aurait entraîné une surestimation importante de l'exposition de la population et représenterait l'exposition totale d'un individu qui n'existe pas. Toutefois, si

[6] Nous croyons que les données d'exposition moyennes retenues sont « conservatrices » en ce sens qu'elles peuvent, par exemple, représenter le taux moyen de consommation chez les individus qui avaient effectivement consommé un type d'aliments, ou encore elles peuvent représenter les moyennes arithmétiques de distributions lognormales. La revue de certaines conditions d'exposition présentée à l'annexe 2 présente les choix qui ont été faits.

l'analyste doit tenir compte de personnes très sensibles, telles les personnes allergiques ou celles ayant un comportement pica, il pourra utiliser des données d'exposition plus spécifiques.

4.2.1 Définition générale des scénarios d'exposition

Différents scénarios peuvent être nécessaires afin de caractériser l'exposition de la population à des contaminants chimiques lors d'une évaluation du risque. Ces scénarios doivent tenir compte de différentes données d'exposition générales : le type d'occupation du territoire, les voies d'exposition considérées, la proportion du temps passé dans la zone d'étude, la proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, la gamme et les classes d'âges considérés, le poids corporel et la surface corporelle.

4.2.1.1 Occupation du territoire

Trois types d'occupation du territoire sont proposés[7] :

1. Occupation résidentielle en milieu urbain
2. Occupation résidentielle en milieu rural
3. Occupation commerciale/industrielle

L'occupation résidentielle en milieu urbain consiste en l'occupation d'un lieu à des fins résidentielles, récréatives et institutionnelles, et ce en milieu urbain ou semi-urbain. Dans cette catégorie, on considère les occupants des résidences de tous types, les clientèles d'établissements scolaires, de garderies et d'hôpitaux ainsi que les utilisateurs des secteurs de récréation en zone résidentielle. Pour tous ces occupants, des données d'exposition particulières sont suggérées à titre de voies d'exposition, de proportions de temps passé dans la zone d'étude, de proportions de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, de même que la gamme d'âges à considérer.

L'occupation résidentielle en milieu rural consiste en l'occupation résidentielle en milieu agricole. Dans cette catégorie, on considère que les résidents consomment certains aliments d'origine locale de façon plus importante que les résidents occupant un secteur résidentiel en milieu urbain. S'il faut également considérer l'activité de travail agricole, l'analyste doit alors proposer des données spécifiques pour les paramètres associés à cette activité (proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, volume d'air inhalé, consommation d'eau potable, etc.).

L'occupation commerciale/industrielle comprend les activités de nature commerciale et industrielle. Bien qu'il s'agisse de deux types d'activités différentes, elles ont été réunies parce que les voies d'exposition ainsi que les données spécifiques concernant la proportion du temps passé dans la zone d'étude, la proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur et la gamme d'âges considérés sont semblables. Lorsque l'occupation commerciale/industrielle s'applique, il

[7] En ce qui concerne la réutilisation des sols contaminés, la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MEF, 1998) a défini des usages un peu différents qui doivent être considérés lors de l'utilisation des critères génériques de contamination.

s'agit d'estimer l'exposition des travailleurs de ces secteurs. Toutefois, ce scénario ne s'applique pas aux secteurs où des individus résident. Les situations où quelques commerces ou certaines activités industrielles sont situés en zone résidentielle ne sont pas incluses dans l'occupation commerciale/industrielle. Pour ces situations, l'occupation résidentielle en milieu urbain doit être utilisée.

4.2.1.2 Voies et média d'exposition

Diverses voies d'exposition doivent être considérées en fonction du type d'occupation du territoire. Il est important de considérer toutes les voies d'exposition possibles afin d'être assurés de ne pas sous-estimer l'exposition humaine. Le tableau 1 présente quelques-unes des voies d'exposition à considérer selon le scénario d'occupation du territoire.

Tableau 1 : Voies et médias d'exposition à considérer selon le scénario d'occupation du territoire

Voies d'exposition	Occupation du territoire		
	Résidentielle en milieu urbain	**Résidentielle en milieu rural**	**Commerciale/ industrielle**
Inhalation de la phase gazeuse à l'extérieur	X	X	X
Inhalation de particules à l'extérieur	X	X	X
Inhalation de la phase gazeuse à l'intérieur	X	X	X
Inhalation de particules à l'intérieur	X	X	X
Ingestion d'eau potable	X	X	X
Ingestion de sol	X	X	X
Ingestion de poussières intérieures	X	X	X
Ingestion de fruits et légumes	X	X	
Ingestion de fruits et légumes d'origine locale	X	X	
Ingestion de lait, viande et poisson d'origine locale		X	

Dans des cas particuliers, l'exposition en provenance de certaines de ces voies peut être pratiquement nulle alors que dans d'autres cas, de nouvelles voies d'exposition doivent être considérées (ingestion de lait maternel, ingestion de poissons en provenance de la pêche sportive, inhalation de substances volatiles lors de la douche, exposition cutanée aux pesticides, inhalation de substances volatiles en provenance d'un sol contaminé, etc.). Dans un tel cas, l'analyste doit modifier en conséquence les scénarios d'exposition.

Selon le type de projets, l'analyste peut retenir l'exposition à des substances chimiques par contact cutané via l'air intérieur et extérieur, l'eau, le sol et les poussières intérieures.

4.2.1.3 Proportion du temps passé dans la zone d'étude

La proportion du temps passé dans la zone d'étude a été fixée de façon arbitraire en fonction des trois types d'occupation du territoire (tableau 2). Une occupation à 100% du temps des secteurs *résidentiel en milieu urbain* et *résidentiel en milieu rural* a été choisie afin de représenter la situation d'une partie non négligeable de la population (jeunes enfants, adultes à la maison, personnes âgées). La valeur de 50 heures par semaine avec 2 semaines de vacances a été choisie pour l'occupation *commerciale/industrielle* de façon à tenir compte du nombre d'heures de présence au travail plutôt que le nombre d'heures travaillées.

Tableau 2 : Proportion du temps passé dans la zone d'étude

Facteur considéré	Occupation du territoire		
	Résidentielle en milieu urbain	Résidentielle en milieu rural	Commerciale/ industrielle
Nb d'heures par jour	24	24	10
Nb de jours par semaine	7	7	5
Nb de semaines par an	52	52	50

4.2.1.4 Proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur

Il existe peu d'études sur le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur pour les Québécois.

L'annexe 2 présente un résumé des quelques études ou recommandations recensées dans la littérature et qui ont servi de base aux recommandations des présentes lignes directrices.

Nous proposons d'utiliser les proportions de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur de Richardson (1997) pour l'occupation résidentielle (*résidentielle en milieu urbain et résidentielle en milieu rura*l). Ces données sont basées sur une enquête de Statistiques Canada (*1992 General Social Survey)* . Cette enquête avait été menée auprès d'environ 9000 Canadiens (en excluant les résidents du Yukon et des Territoires du Nord-Ouest ainsi que les résidents à temps plein d'institutions) âgés de 15 ans et plus afin de connaître, entre autres, le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur. L'échantillonnage avait été réparti sur une période de 12 mois comprise entre janvier et décembre 1992 afin de tenir compte de la variation saisonnière et sur 7 jours afin de représenter une semaine.

Cependant, ces données ne sont pas disponibles pour les cinq classes d'âges retenues. Cependant, il n'y a pas de différences significatives entre les données pour les 15-19 ans et les 20 ans et plus d'une part, et entre les hommes et les femmes d'autre part. C'est pourquoi une seule valeur est présentée par Richardson (1997) pour le temps passé à l'intérieur et une autre pour le temps passé à l'extérieur. Ces valeurs représentent des moyennes pour l'ensemble des Canadiens, et pour l'ensemble des résidents en milieu urbain et en milieu agricole.

Nous recommandons donc d'utiliser les valeurs de Richardson (1997) pour les 20 ans et plus, soit 1,4 heures par jour, afin de représenter la durée moyenne annuelle du temps passé à l'extérieur chez les adultes. Si l'analyste a besoin de données concernant le comportement des adultes durant la saison estivale seulement ou des adultes vivant en milieu rural, nous lui suggérons d'augmenter la durée de temps passé à l'extérieur.

Nous n'avons toutefois pas trouvé de données concernant le comportement des enfants. Intuitivement, on doit s'attendre à ce que les enfants passent plus de temps à l'extérieur que les adultes. De façon arbitraire, nous recommandons de doubler le temps passé à l'extérieur chez les adultes, soit de prendre une valeur de 2,8 heures/jour afin de représenter la durée moyenne annuelle du temps passé à l'extérieur chez les enfants. Si l'analyste doit considérer le comportement des enfants durant la saison estivale seulement ou d'enfants vivant en milieu rural, il devrait augmenter encore un peu plus la durée de temps passé à l'extérieur. Une attention particulière devra toujours être apportée lorsque le territoire affecté par le projet à l'étude comporte des milieux de vie spécifiques aux enfants (garderie, école, etc.).

En ce qui concerne l'occupation *commerciale/industrielle* du territoire, le temps passé à l'intérieur des travailleurs oeuvrant à l'intérieur devrait représenter environ les 10 heures de travail de présence au travail, tout en tenant compte de la durée des pauses qui peuvent être prises à l'extérieur. Toutefois, si on considère les travailleurs de la voirie, de la construction et de l'agriculture, on devrait plutôt considérer 10 heures de travail par jour passées à l'extérieur.

Tableau 3 : Proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur selon l'occupation du territoire

Temps passé à	**Occupation du territoire**		
	Résidentielle en milieu urbain Résidentielle en milieu rural		**Commerciale/industrielle**
	Adultes	Enfants	
l'intérieur	22,6 heures/jour	21,2	0 à10 heures/jour [1]
l'extérieur	1,4 heures/jour	2,8	

[1] Ces valeurs peuvent varier en fonction du type de travail effectué (travailleurs oeuvrant à l'intérieur, travailleurs de la voirie, de la construction et de l'agriculture).

4.2.1.5 Gamme d'âges

La gamme d'âges à considérer varie en fonction de l'occupation du territoire. Pour l'occupation *résidentielle en milieu urbain* et l'occupation *résidentielle en milieu rural*, il est important de tenir compte de la présence des enfants. Dans le scénario d'occupation *commerciale/industrielle*, il importe alors de tenir compte de la durée de vie professionnelle, et par conséquent, les enfants ne sont pas considérés (à moins qu'il y ait une garderie en milieu commercial ou en milieu

industriel). Le tableau 4 présente la gamme d'âges à considérer en fonction de l'occupation du territoire.

Tableau 4 : Gamme d'âges à considérer selon l'occupation du territoire

Occupation du territoire		
Résidentielle en milieu urbain	**Résidentielle en milieu rural**	**Commerciale/industrielle**
0 à 70 ans	0 à 70 ans	20 à 65 ans

4.2.1.6 Classes d'âges

L'intensité de l'exposition pouvant varier en fonction de l'âge, cinq (5) classes d'âges ont été retenues. Il s'agit de la classification du CCME (1996) qui considère les classes d'âges présentées au tableau 5.

Tableau 5 : Classes d'âge à considérer

Classes d'âge
< 0,5 ans
0,5 à 4 ans
>4 à 11 ans
>11 à 19 ans
>19ans et plus

4.2.1.7 Poids corporel

Les valeurs de poids corporel proposées proviennent du Compendium canadien (Richardson, 1997). Ces valeurs sont basées sur différentes enquêtes menées dans la population canadienne de 1970 à 1988 : l'enquête *Nutrition Canada* menée auprès de 12 601 personnes en 1970-1972 ainsi que les études du *Canadian Fitness and Lifestyle Research Institute* menées auprès de 15 868 personnes en 1981 et de 3 511 personnes en 1988 (cette dernière représentant un sous-échantillon de l'étude de 1981). Les données chez les enfants de 0-5 ans n'étaient pas disponibles dans les études de 1981 et de 1988.

Ces trois enquêtes ont démontré que le poids corporel moyen des Canadiens a continuellement augmenté de 1970 à 1988. Richardson (1997) a utilisé les données de 1988 pour le poids corporel des enfants de 11 ans et plus, et il a corrigé les données de 1970-1972 pour les plus jeunes en tenant compte de l'augmentation du poids corporel chez les enfants de 6 à 11 ans observée entre 1970 et 1988. Le tableau 6 présente le résultat de ces extrapolations en fonction des classes d'âges retenues.

Tableau 6 : Poids corporel retenu selon les classes d'âge

Age (ans)	Hommes (kg)	Femmes (kg)	Combiné (kg)
< 0,5	--[1]	--[1]	8.2
0,5 à 4	16,5	16,4	16,5
>4 à 11	32,2	33,6	32,9
>11 à 19	63,1	56,2	59,7
>19 et +	78,8	63,1	70,7

[1] Valeur non différenciée pour le sexe.

4.2.1.8 Surface corporelle

À notre connaissance, il n'existe pas de mesures directes de la surface corporelle chez les Canadiens. À partir des données américaines de grandeur et de poids corporel, l'EPA a établi une série d'équations pour estimer la surface corporelle. Richardson (1997) a appliqué ces équations aux données de grandeur et de poids des Canadiens recueillies lors du *Nutrition Canada Survey* en 1970-1972. Le tableau 7 présente les données de surface corporelle retenues en fonction des classes d'âges.

Tableau 7 : Surface corporelle totale et de certaines parties du corps selon les classes d'âge

Sexe	Âges (ans)	Surface corporelle (m^2)				
		Totale	Bras	Mains	Jambes	Pieds
Hommes	< 0,5	0,374	0,038	0,032	0,094	0,026
	0,5 à 4	0,619	0,072	0,044	0,171	0,044
	>4 à 11	1,013	0,132	0,060	0,306	0,072
	>11 à 19	1,592	0,230	0,084	0,514	0,111
	>19 et +	1,872	0,279	0,098	0,613	0,127
Femmes	< 0,5	0,351	0,071	0,032	0,088	0,025
	0,5 à 4	0,605	0,110	0,043	0,167	0,043
	>4 à 11	1,015	0,165	0,059	0,307	0,072
	>11 à 19	1,505	0,216	0,076	0,481	0,105
	19 et +	1,675	0,226	0,083	0,538	0,113
Combiné	< 0,5	0,362	0,055	0,032	0,091	0,025
	0,5 à 4	0,613	0,089	0,043	0,169	0,043
	>4 à 11	1,014	0,148	0,059	0,307	0,072
	>11 à 19	1,547	0,223	0,080	0,497	0,108
	>19 et +	1,764	0,250	0,089	0,572	0,119

Source : Richardson 1997

4.2.2 Définition des donnés d'exposition via l'inhalation

Plusieurs études et organismes ont cherché à estimer les données d'inhalation de la population. L'annexe 2 présente un résumé de quelques études et recommandations sur lesquelles les volumes d'air inhalé à utiliser lors des évaluations de risque toxicologique sont recommandés.

Les données d'inhalation retenues sont celles retenues par Richardson (1997). Richardson (1997) propose d'utiliser les données générées par une étude réalisée pour le compte de Santé et Bien-être Social Canada par Allan (1995). Cet auteur a généré des volumes d'air inhalé durant 24 heures à partir d'une analyse Monte Carlo en combinant les volumes d'air inhalés par jour rapportés en fonction de différents niveaux d'activités avec les informations sur la durée de ces activités. Toutefois, pour les enfants de moins de 6 mois, nous recommandons d'utiliser la valeur de 4,5 m^3/jour proposée par l'EPA (1997b) au lieu de 2,1 m^3/jour tel qu'estimé par Richardson (1997). Le tableau 8 présente les moyennes arithmétiques estimées des volumes d'air inhalé quotidiennement selon les classes d'âges. Si le projet l'exige, l'analyste peut utiliser des valeurs d'inhalation en fonction de diverses activités que l'EPA (1997b) propose pour les enfants, les adultes ainsi que les travailleurs.

Tableau 8 : Volume d'air inhalé par jour selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (m^3/j)	Femmes (m^3/j)	Combiné (m^3/j)
< 0,5	-- [1]	-- [1]	4,5 [1]
0,5 à 4	9,7	8,8	9,3
>4 à 11	15,1	14,0	14,5
>11 à 19	17,7	14,0	15,8
>19 et +	17,2	14,4	15,8

[1] Valeur non différenciée pour le sexe.

Lors de l'évaluation de l'exposition par inhalation, de même que pour toutes les autres voies d'exposition, l'analyste ne doit tenir compte de la fraction absorbée des contaminants que si la valeur de référence ou l'estimateur de risque cancérigène a été élaboré en tenant compte de la biodisponibilité du contaminant. En effet, si la valeur de référence ou l'estimateur de risque a été établi à partir de données d'exposition sans tenir compte de la biodisponibilité de la substance, l'utilisation d'un facteur d'absorption lors de l'estimation de l'exposition entraînerait une sous-estimation du risque.

4.2.3 Définition des données d'exposition via l'ingestion

4.2.3.1 Consommation d'eau potable

La quantité d'eau potable consommée doit considérer l'ingestion directe d'eau provenant du robinet et l'ingestion indirecte par l'eau utilisée dans la préparation de boissons ou d'aliments

préparés à partir d'eau du robinet (thé, café, jus reconstitués, soupes, etc.). L'annexe 2 présente un résumé de plusieurs études concernant la consommation d'eau potable. Nous avons retenu les données recueillies par la Direction de l'hygiène du milieu de Santé et Bien-être social Canada en 1977-1978 (Richardson, 1997) et les avons revues en fonction des classes d'âges retenues. Le tableau 9 présente ces données et l'annexe 2 explique le détail de ces calculs.

Tableau 9 : Consommation d'eau potable selon les classes d'âge

Classes d'âges	Consommation d'eau potable		
	Hommes	Femmes	Combiné
< 0,5	0,477	0,687	0,596
0,5 à 4	0,683	0,756	0,728
>4 à 11	1,056	0,914	0,985
>11 à 19	1,367	1,108	1,232
>19 et +	1,525	1,630	1,584

4.2.3.2 Consommation d'aliments

Pour l'ensemble des classes d'aliments, nous avons retenu les valeurs proposées par Richardson (1997). Ces données sont basées sur l'enquête *Nutrition Canada* sur les habitudes de consommation de nourriture des Canadiens réalisée en 1970-1972. Des entrevues menées auprès d'un échantillon statistiquement représentatif de la population canadienne ont permis de déterminer les quantités de 180 aliments qu'elle avait consommés la veille. Ces aliments ont été répartis en 10 classes : nourriture pour bébés, lait et produits laitiers, viande et oeufs, poissons et fruits de mer, légumes racines, autres légumes, fruits et jus, céréales, sucre ainsi que huiles et noix.

Les tableaux 11 à 20 représentent la consommation proposée pour dix classes d'aliments en fonction de l'âge. Ces valeurs ne représentent pas les quantités moyennes d'aliments ingérées pour l'ensemble de la population, mais les quantités moyennes d'aliments ingérés chez les individus qui avaient effectivement consommé ces aliments. De plus, comme pour la plupart des enquêtes sur les habitudes alimentaires, l'enquête *Nutrition Canada Survey* est basée sur un questionnaire concernant les aliments consommés durant une période de 24 heures. C'est pourquoi la somme des quantités d'aliments ingérés par jour des dix classes d'aliments est différente des quantités totales de nourriture ingérée pour une classe donnée. Cette différence est d'autant plus importante chez les enfants de 0 à 6 mois en raison de leur alimentation peu variée. À cet âge, l'introduction des aliments solides se faisant de façon graduelle, il est possible que certains enfants ne consomment que des céréales alors que d'autres ne consomment que certains types de légumes.

Ces données ne représentent donc pas des habitudes alimentaires individuelles et ne permettent donc d'évaluer les risques qu'à l'échelle populationnelle.

4.2.3.2.1 Consommation de lait de formule pour bébés

Le tableau 10 présente les données de consommation de lait de formule pour bébés de Richardson (1997).

La consommation d'aliments chez les bébés est présentée aux tableaux 11 à 19. Une comparaison entre la consommation de nourriture chez les tout-petits de Richardson (1997) et celle de l'EPA (1997b) est présentée à l'annexe 2.

Tableau 10 : Consommation de lait de formule[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,317	0,464	0,394
0,5 à 4	0,658	0,333	0,495
>4 à 11	-	-	-
>11 à 19	-	-	-
>19 et +	-	-	-

[1] Comprend Similac, Enfalac, etc...

4.2.3.2.2 Consommation de lait et produits laitiers

Tableau 11 : Consommation de lait[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,645	0,682	0,664
0,5 à 4	0,608	0,573	0,592
>4 à 11	0,645	0,579	0,613
>11 à 19	0,674	0,498	0,583
19 et +	0,339	0,242	0,286

[1] Comprend : lait entier, lait 2%, lait écrémé, lait évaporé, crème (10-12%), crème glacée, yogourt, fromages.

4.2.3.2.3 Consommation de viande et d'oeufs

Tableau 12 : Consommation de viande et d'oeufs[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,051	0,053	0,052
0,5 à 4	0,089	0,083	0,086
>4 à 11	0,131	0,114	0,123
>11 à 19	0,201	0,141	0,170
>19 et +	0,209	0,131	0,166

1 Comprend : boeuf (steak, rôti, hamburger), porc (rôti, côtelettes), veau, agneau, volaille, abats, viandes froides, viandes en conserve, viande/volaille/oeufs pour bébés, viandes sauvages, volailles sauvages, saucisses, oeufs.

4.2.3.2.4 Consommation de poissons et fruits de mer

Les quantités de poissons et de fruits de mer ingérés proposées par Richardson (1997) sont passablement élevées pour représenter la consommation moyenne des Québécois. Il s'agit en fait de la consommation moyenne des individus qui avaient effectivement consommé ces aliments lors de l'enquête nutritionnelle. C'est pourquoi nous proposons d'utiliser, de façon générale, la quantité de poissons et fruits de mer ingérés tirée du Rapport de l'enquête québécoise sur la nutrition (Santé-Québec, 1995), soit une consommation de 0,015 kg/j. Bien que cette étude ait été menée chez des adultes de 18 à 74 ans, nous croyons que l'utilisation de cette quantité de poissons et fruits de mer peut être appliquée, de façon conservatrice, à tous les groupes d'âges.

Si l'analyste doit utiliser une quantité de poissons et de fruits de mer ingérés par un groupe particulier consommant beaucoup de poissons ou pour une population habitant certaines régions reconnues pour leur forte consommation de poissons, il pourra utiliser les données de Richardson (1997) présentées au tableau 13. Il existe également plusieurs études sur les habitudes de consommation de poissons des pêcheurs sportifs réalisées au Québec qui peuvent alors être consultées.

Tableau 13 : Consommation de poissons et fruits de mer[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	-	- [2]	- [2]
0,5 à 4	0,064	0,044	0,056
>4 à 11	0,094	0,087	0,090
>11 à 19	0,115	0,095	0,104
>19 et +	0,119	0,104	0,111

[1] Comprend : poissons de mer (morue, aiglefin), saumon en conserve, thon en conserve, sardines en conserve, poissons d'eau douce, crevettes (fraîches, congelées, en conserve).

[2] Un seul des 67 enfants du groupe avait consommé du poisson. Compte tenu de l'âge de ce groupe et de la faible proportion d'enfants ayant consommé du poisson et des fruits de mer, le taux d'ingestion de ces aliments a été considéré comme étant nul.

4.2.3.2.5 Consommation de légumes racines

Tableau 14 : Consommation de légumes racines[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,100	0,065	0,083
0,5 à 4	0,110	0,099	0,105
>4 à 11	0,178	0,143	0,161
>11 à 19	0,268	0,190	0,227
>19 et +	0,228	0,157	0,188

[1] Comprend : carottes, oignons, rutabagas, navets, betteraves, pommes de terre (crues, bouillies, en conserve, frites, croustilles).

4.2.3.2.6 Consommation d'autres légumes

Tableau 15 : Consommation d'autres légumes[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,082	0,061	0,072
0,5 à 4	0,068	0,065	0,067
>4 à 11	0,100	0,095	0,098
>11 à 19	0,121	0,119	0,120
>19 et +	0,148	0,129	0,137

[1] Comprend : maïs, choux (incluant la salade de chou), céleris, poivrons, laitues, choux-fleurs, brocolis, fèves vertes, pois, tomates (fraîches, en conserve, condiments à base de tomates), champignons, concombres (frais, condiments à base de concombres), légumes pour bébés, asperges, rhubarbe, courges, maïs soufflé, fèves (blanches, etc.).

4.2.3.2.7 Consommation de fruits et jus de fruits

Tableau 16 : Consommation de fruits et jus de fruits[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,154	0,120	0,136
0,5 à 4	0,235	0,234	0,234
>4 à 11	0,283	0,252	0,268
>11 à 19	0,260	0,257	0,258
>19 et +	0,254	0,239	0,245

[1] Comprend : oranges et pamplemousses (frais et en conserve), pommes, produits de la pomme (compotes, etc.), bananes, raisins, pêches, poires, prunes et pruneaux, cerises, melons, fraises, bleuets, ananas, framboises, autres baies, tartes aux fruits, raisins secs, fruits pour bébés, jus d'agrumes, jus de raisin, autres jus de fruits (pommes, etc.), jus de tomates.

4.2.3.2.8 Consommation de céréales

Tableau 17 : Consommation de céréales[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,037	0,043	0,040
0,5 à 4	0,173	0,159	0,168
>4 à 11	0,285	0,245	0,265
>11 à 19	0,336	0,232	0,282
>19 et +	0,273	0,181	0,222

[1] Comprend : pain (blanc, blé entier), petits gâteaux et biscuits, farine tout usage, gâteaux, brioches et beignes, craquelins, crêpes, céréales cuites (blé et avoine), céréales froides (maïs, blé et son), riz, pâtes, céréales pour bébés.

4.2.3.2.9 Consommation de sucre

Tableau 18 : Consommation de sucre[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,074	0,047	0,060
0,5 à 4	0,052	0,053	0,052
>4 à 11	0,075	0,066	0,071
>11 à 19	0,091	0,066	0,078
>19 et +	0,075	0,056	0,065

[1] Comprend : sucre blanc, sirop, confitures, miel, puddings, bonbons, gelées, desserts pour bébés.

4.2.3.2.10 Consommation d'huiles et de noix

Tableau 19 : Consommation d'huile et de noix[1] selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,031	0,022	0,026
0,5 à 4	0,028	0,024	0,026
>4 à 11	0,049	0,040	0,045
>11 à 19	0,071	0,046	0,058
>19 et +	0,059	0,040	0,049

[1] Comprend : beurre, huiles à salade et de cuisson, margarine, arachides, sauces, beurre d'arachides, autres noix, gras animal de cuisson.

4.2.3.2.11 Consommation de l'ensemble des aliments

Tableau 20 : Consommation de l'ensemble des aliments selon les classes d'âge

Âge (ans)	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
<0,5	0,811	0,864	0,838
0,5 à 4	1,442	1,381	1,414
>4 à 11	1,932	1,681	1,810
>11 à 19	2,396	1,791	2,079
>19 et +	2,552	1,945	2,214

4.2.3.3 Fractions des aliments consommés d'origine locale

En territoire résidentiel urbain ou rural, une partie de l'alimentation peut être produite localement (potager, ferme). Afin d'évaluer l'impact de la consommation d'aliments d'origine locale, nous avons retenu les paramètres arbitrairement fixés par le MEF (1996b) présentés au tableau 21. Toutefois, ce document ne donnait pas de valeur pour les céréales. Compte tenu du fait que les céréales ne peuvent généralement pas être consommées sans transformation (à l'exception du maïs), les quantités de céréales ingérées d'origine locale ont été fixées à 0% pour l'occupation résidentielle en milieu urbain et l'occupation résidentielle en milieu rural.

Tableau 21 : Fractions des aliments consommés d'origine locale

Type d'aliments	Occupation du territoire	
	Résidentielle en milieu urbain	Résidentielle en milieu rural
Lait	ne s'applique pas	100 %
Viande	ne s'applique pas	50 %
Poisson	ne s'applique pas	50 %
Légumes racines	10 %	50 %
Autres légumes	10 %	50 %
Fruits et jus de fruits	10 %	50 %
Céréales	0%	0%

4.2.3.4 Ingestion de sol et de poussières intérieures

Le sol peut constituer une source significative d'exposition aux contaminants, particulièrement chez les enfants, d'abord parce que ceux-ci peuvent l'ingérer (par exemple en portant à leur bouche des mains souillées) mais aussi parce que le sol est une source majeure de poussières intérieures dans les maisons (Stanek et Calabrese, 1992; Lanphear et Roghmann, 1997).

L'ingestion de sol et de poussières intérieures peut constituer une exposition significative à des contaminants, particulièrement dans les évaluations du risque toxicologique associées à la réutilisation de terrains contaminés.

Nous avons revu les principales études qui visaient à estimer la quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par les enfants et les adultes (Binder et al, 1986; Clausing et al, 1987; Calabrese et al, 1989; Van Wijnen et al, 1990; Davis et al, 1990; Thompson et Burmaster, 1991; Finley et al, 1994; Sedman et Mahmood, 1994; Stanek et Calabrese, 1995; Sheppard, 1995; Calabrese et al, 1997; Walker et Griffin, 1998). L'annexe 2 présente un résumé de ces études.

La plupart de ces études sont basées sur la mesure de traceurs dans différents milieux. Les auteurs ont estimé des quantités de sol et de poussières intérieures ingérés par les enfants et les adultes en déduisant la quantité de traceurs présents dans la nourriture et les produits de consommation de la quantité de traceurs mesurés dans les fèces des sujets, et en tenant compte de la concentration de ces traceurs dans le sol et les poussières intérieures de l'environnement de ces individus.

Le tableau 22 résume la quantité moyenne de sol et de poussières intérieures ingérés par les enfants.

Tableau 22 : Quantité moyenne de sol et de poussières intérieures (mg/jour) ingérés par les enfants selon divers auteurs

Études	Traceurs [1]					Autres méthodologies	
	Al	Si	Ti	Y	Zr	Valeurs	Méthodologies
Binder et al, 1986	181	184	1834			108	minimum [2]
Clausing et al, 1987						56	LTM [3]
Calabrese et al, 1989	153	154		85			
Van Wijnen et al, 1990						103 [4] 213 [5]	LTM
Davis et al, 1990	39 (64) [6]	82 (160)	246 (268)				
Thompson et Burmaster, 1991	97	85	1004				
Stanek et Calabrese, 1991 Calabrese et Stanek, 1991	153		218		21		
Finley et al, 1994					21		
Sedman et Mahmood, 1994						170 220	générale
Stanek et Calabrese, 1995						179	tous les traceurs
Calabrese et Stanek, 1995	136	133		97			
Sheppard, 1995						100	générale
Calabrese et al, 1997						193 23	meilleur traceur 4 meilleurs traceurs
Walker et Griffin, 1998						117 83 100	meilleur traceur 4 meilleurs traceurs tendance centrale

[1] Les éléments traceurs sont représentés par leur symbole chimique

[2] Basé sur le minimum de la concentration des trois traceurs

[3] L'utilisation des traceurs limitants assume que la quantité maximale de sol ingéré correspond à l'estimé le plus faible de tous les traceurs

[4] Chez des enfants en garderie

[5] Chez des enfants fréquentant un terrain de camping

[6] Ajusté en fonction de la proportion de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur

De plus, dans une autre étude, Calabrese et Stanek (1992) ont également estimé la proportion de sol et de poussières intérieures ingérés par les enfants à 65% et 35% respectivement.

Chez les adultes, deux principales études ont été menées afin d'estimer leur ingestion de sol. Calabrese et al (1990) ont évalué que la quantité de sol ingéré variait de 5 à 77 mg/jour selon le traceur retenu. Stanek et al (1997) ont estimé que la quantité moyenne de sol ingéré était de 10 mg/jour chez les adultes à partir de la médiane des quatre meilleurs traceurs parmi l'aluminium, le silicium, le titanium, le yttrium et le zirconium.

Au cours des années, plusieurs organismes ont proposé des valeurs d'ingestion de sol et de poussières intérieures (Santé et Bien-être Social Canada, 1994; CCME, 1996; U.S. EPA, 1997b). Le tableau 23 présente les différentes valeurs recommandées par ces auteurs.

Tableau 23 : Quantité de sol ingéré utilisée par différents organismes

Auteurs	Population visée	Ingestion de sol (mg/jour)
Santé Canada, 1994 [1, 2]	< 6 mois	35
	7 mois à 4 ans	50
	5 à 11 ans	35
	> 12 ans	20
CCME, 1996 [1, 3]	< 6 mois	20
	7 mois à 4 ans	80
	> 5 ans	20
EPA, 1997b [3]	Enfants	100 (moyenne)
		200 (estimé conservateur de la moyenne)
		400 (limite supérieure)
		10 000 (pica) [4]
	Adultes	50

[1] Valeurs moyennes pour l'ensemble de la population canadienne

[2] Ingestion de terre

[3] Ingestion de sol extérieur et de poussières intérieures

[4] Étude basée sur un seul enfant ayant un comportement pica

En nous basant sur les valeurs moyennes suggérées par les différentes études pour les enfants (tableau 22) et les adultes, ainsi que les valeurs recommandées par différents organismes (tableau 23), nous proposons d'utiliser les valeurs suivantes dans les évaluations de risque.

Tableau 24: Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés retenue

Population	Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés (mg/jour)
Enfants de < 0,5 ans	20
Enfants de 0,5 à 4 ans	150
Enfants de >4 à 11 ans	35
Enfants de >11 à 19 ans	20
Adultes de >19 et + ans	20
Travailleurs à l'intérieur	20
Travailleurs à l'extérieur (industrie ou agriculture)	50 à 100

Nous avons choisi la valeur de 20 mg/jour pour les enfants de moins de 6 mois selon la recommandation du CCME (1996) puisque ces enfants ont généralement peu accès au sol et aux poussières intérieures du sol de la maison. Nous proposons la valeur de 150 mg/jour pour les enfants de 6 mois à 4 ans, soit l'âge où ceux-ci sont le plus susceptibles d'être en contact avec le

sol et les poussières intérieures de façon importante, afin de représenter un intermédiaire entre les valeurs suggérées par les différentes études chez les enfants (tableau 22) et la recommandation de l'EPA (1997b) de 200 mg/jour comme étant un estimé conservateur de la moyenne. Pour les enfants de 5 à 11 ans, nous proposons d'utiliser la valeur de 35 mg/jour proposée par Santé et Bien-être Social Canada (1994) afin de tenir compte de leur niveau et leur type d'activités qui, sans être celui de la classe d'âges des 0,5 – 4 ans, sont plus importants que les adolescents et les adultes. Pour les jeunes de 12 à 18 ans, les adultes et les travailleurs oeuvrant à l'intérieur, nous proposons d'utiliser la valeur de 20 mg/jour tel que le CCME (1996) l'a proposé. De plus, afin de tenir compte de l'exposition plus importante des travailleurs oeuvrant à l'extérieur en industrie ou en milieu agricole, nous proposons d'utiliser des valeurs se situant entre 50 et 100 mg/jour. Dans son document, l'EPA (1997b) souligne que de nombreuses évaluations de risque faites par l'EPA assumaient des valeurs de 50 mg/jour pour des scénarios industriels et de 100 mg/jour pour des scénarios en milieu agricole.

Il n'existe pas beaucoup d'études visant à déterminer la proportion de sol et de poussières intérieures ingérés. Nous proposons que l'analyste assume que 65 % de la quantité ingérée est constituée de sol et 35 % de poussières intérieures, et ce, chez les enfants et les adultes. Chez les travailleurs à l'extérieur, la proportion de sol devrait être plus importante.

Comme l'ingestion de sol est dépendante de la saison, l'analyste devrait considérer que durant environ 5 mois, le sol extérieur est couvert de neige et n'est pas accessible. Durant ces mois, seules les poussières intérieures devraient être considérées pour l'exposition des individus.

4.2.4 Définition des données d'exposition via le contact cutané

L'absorption percutanée des contaminants est bien documentée pour certaines substances comme les solvants organiques et les insecticides organophosphorés, mais beaucoup moins connue pour d'autres contaminants tels les métaux. Aussi, l'absorption percutanée des métaux est souvent étudiée à l'aide de solutions de sels ou de dérivés alkylés mais cette méthode a des limites : le taux d'absorption de l'acétate de plomb ou du tétraéthyle de plomb en solution n'est pas applicable pour le plomb métallique ou les sels de plomb présents dans les sols.

L'exposition via le contact cutané peut survenir au cours de diverses activités via différents médias d'exposition et différents microenvironnements : eau (prendre un bain, se laver, nager, etc.), sol (activités extérieures, jardinage, construction, etc.), sédiments (pêche, travailleurs exposés au dragage, etc.), liquides, vapeurs et fumées (utilisation de produits commerciaux), activités intérieures (application de peintures, présence de tapis, etc.) (U.S. EPA, 1997b). La nécessité d'inclure l'exposition cutanée aux contaminants dans les évaluations du risque doit donc être examinée dans chaque situation en fonction des substances en cause. Lorsque cette voie d'exposition est retenue, différents facteurs doivent être pris en considération : la concentration de la substance chimique en contact avec la peau, la surface corporelle exposée et, lorsqu'il s'agit de particules, le taux d'accumulation des poussières sur la peau, la durée d'exposition et le taux d'absorption de la substance.

Nous ne proposons pas de valeurs pour ces paramètres compte tenu de la grande variété de situations qui peuvent se présenter. L'analyste peut consulter, en autres documents, « Dermal

Exposure Assessment : Principles and Applications » (U.S. EPA, 1992) et « Exposure Factors Handbook » (U.S. EPA, 1997b).

En ce qui concerne la surface corporelle exposée, Richardson (1997) a estimé la surface corporelle totale et les surfaces corporelles de certaines parties du corps des Canadiens (tableau 7). Toutefois, aucune valeur de surface de la tête n'est fournie par cet auteur. L'analyste peut alors utiliser les données américaines (U.S. EPA, 1997b). Cette référence propose également des taux d'accumulation de particules sur la peau ainsi que des durées d'exposition en fonction des activités.

Lors de l'évaluation du risque, l'analyste doit présenter et justifier les choix méthodologiques associés à l'estimation de l'exposition via le contact cutané qui sont retenus en fonction du contexte du projet à l'étude.

4.2.5 Définition de scénarios pour estimer la dose d'exposition associée au bruit de fond

La dose d'exposition associée au bruit de fond est la dose d'exposition de la population en l'absence du projet. Il est important d'en tenir compte lors de l'évaluation des risques chroniques autres que le cancer afin de s'assurer que la dose d'exposition découlant d'un nouveau projet ne constitue pas une source de contamination qui, ajoutée à la dose d'exposition associée au bruit de fond, serait supérieure aux valeurs de référence des substances en cause.

Afin d'estimer la dose d'exposition associée au bruit de fond, l'analyste doit tenir compte des concentrations déjà présentes dans l'air, l'eau potable, l'alimentation, le sol et les poussières intérieures. La dose d'exposition associée au bruit de fond en provenance de l'ensemble de ces médias peut ensuite être estimée à partir des différentes données d'exposition proposées aux sections 5.2.1 à 5.2.4.

Afin de présenter les résultats d'estimation de l'exposition le plus clairement possible, il est suggéré de présenter séparément la dose d'exposition découlant du projet, la dose d'exposition associée au bruit de fond ainsi que la dose totale d'exposition de la population. Ces résultats doivent être présentés selon les différentes classes d'âges.

4.3 Estimation de l'exposition

L'étape de l'estimation de l'exposition permet d'estimer les doses d'exposition potentielles chez des individus en contact avec des substances toxiques présentes dans l'environnement. Ces doses d'exposition potentielles sont calculées à partir des concentrations mesurées ou estimées dans l'environnement et des données de conditions d'exposition (par exemple l'inhalation, l'ingestion d'eau potable) définies à la section 5.2.

Nous présentons ci-dessous quelques équations d'ordre général afin d'estimer l'exposition quotidienne de la population aux substances toxiques via l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané.

4.3.1 Exposition par inhalation

La méthode pour calculer l'exposition par inhalation considère la concentration du contaminant étudié dans l'air ambiant et le poids corporel. Dans le calcul de cette exposition, il faut tenir compte de l'inhalation de l'air intérieur et de l'inhalation de l'air extérieur. Pour ce faire, le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur est utilisé tel que défini à la section 5.2.1.4. La proportion de temps intérieur/extérieur est fonction du type d'occupation du territoire (résidentielle en milieu urbain et en milieu agricole, commerciale/industrielle, etc.).

Le calcul de la dose d'exposition par inhalation tient compte des contaminants présents sous forme gazeuse et de ceux présents sous forme de particules. L'analyste doit considérer que toutes les particules présentes dans l'air sont inhalées et absorbées.

Les équations pour le calcul de la dose d'exposition par inhalation se présentent ainsi :

$$D_{inh.\text{int}.} = \frac{\left(C_{air\,\text{int}\,g} + C_{air.\text{int}.part}\right) \times INH \times T_{\text{int}}}{P} \qquad D_{inh.ext.} = \frac{\left(C_{air.ext.g} + C_{air.ext.part}\right) \times INH \times T_{ext}}{P}$$

où :

$D_{inh.int.}$ = Dose d'exposition par inhalation d'air intérieur (mg/kg/jour)
$D_{inh.ext.}$ = Dose d'exposition par inhalation d'air extérieur(mg/kg/jour)
$C_{air\ int.g}$ = Concentration du contaminant sous forme gazeuse dans l'air intérieur (mg/m^3)
$C_{air\ int.part}$ = Concentration du contaminant sous forme de particules dans l'air intérieur(mg/m^3)
$C_{air\ ext.g}$ = Concentration du contaminant sous forme gazeuse dans l'air extérieur(mg/m^3)
$C_{air\ ext.part}$ = Concentration du contaminant sous forme de particules dans l'air extérieur(mg/m^3)
INH = Quantité d'air inhalé par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (m^3/jour)
T_{int} = Proportion du temps passé à l'intérieur en fonction du scénario
T_{ext} = Proportion du temps passé à l'extérieur en fonction du scénario
P = Poids corporel en fonction de la classe d'âges et du sexe (kg)

4.3.2 Exposition par ingestion

L'exposition aux différents contaminants par ingestion se fait principalement par les quatre milieux suivants : eau potable, aliments, sol et poussières intérieures. Pour ces quatre milieux, le calcul des doses ingérées se fait selon le même principe, en tenant compte de la concentration de la substance dans le milieu (par exemple le sol, l'eau), de la quantité de milieu ingérée et du poids corporel. Les équations pour le calcul des doses d'exposition par ingestion se présentent donc ainsi :

$$\mathrm{D_e} = \frac{\mathrm{C_e} \times \mathrm{QI_e}}{\mathrm{P}} \qquad \mathrm{D_a} = \frac{\mathrm{C_a} \times \mathrm{QI_a}}{\mathrm{P}}$$

$$\mathrm{D_s} = \frac{\mathrm{C_s} \times \mathrm{QI_s}}{\mathrm{P}} \qquad D_p = \frac{C_p \times QI_p}{P}$$

où :

D_e	=	Dose par ingestion d'eau potable (mg/kg/jour)
D_a	=	Dose par ingestion d'aliments(mg/kg/jour)
D_s	=	Dose par ingestion de sol (mg/kg/jour)
D_p	=	Dose par ingestion de poussières intérieures (mg/kg/jour))
C_e	=	Concentration du contaminant dans l'eau potable (mg/L)
C_a	=	Concentration du contaminant dans les aliments (mg/kg)
C_s	=	Concentration du contaminant dans le sol (mg/kg)
C_p	=	Concentration du contaminant dans les poussières intérieures (mg/kg)
QI_e	=	Volume d'eau potable ingérée par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (L/jour)
QI_a	=	Quantité d'aliments ingérée par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (kg/jour)
QI_s	=	Quantité de sol ingérée par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (kg/jour)
QI_p	=	Quantité de poussières intérieures ingérée par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe (kg/jour)
P	=	Poids corporel en fonction de la classe d'âges et du sexe. (kg)

4.3.3 Exposition par contact cutané

L'estimation de l'exposition par contact cutané est une partie complexe de l'évaluation de l'exposition à cause de la grande part d'incertitudes qu'elle comporte. L'exposition par contact cutané varie en fonction du milieu (air, eau, sol) qui sert de véhicule aux toxiques. Plusieurs modèles mathématiques ont été élaborés et publiés pour tenter de prévoir le degré d'absorption des substances à travers la peau. Bien que plusieurs de ces modèles semblent être des avenues intéressantes, aucun d'entre eux n'a été, jusqu'à ce jour, validé. Il s'avère donc difficile de sélectionner un modèle plutôt qu'un autre.

En fonction du projet à l'étude, l'analyste doit tenir compte de l'exposition aux contaminants par contact cutané et ce, en fonction des différents milieux (air, eau, sol et poussières intérieures). Il doit sélectionner les modèles d'exposition les plus pertinents ainsi que les données d'absorption cutanée qui semblent les plus appropriées. Les choix méthodologiques doivent alors être expliqués et justifiés dans le contexte du projet à l'étude.

4.3.4 Autres sources d'exposition

Il est possible que pour une situation particulière, d'autres sources d'exposition que celles mentionnées aux sections précédentes doivent être prises en considération (par exemple l'exposition via le lait maternel). Il revient alors à l'analyste d'en tenir compte et de justifier ses choix méthodologiques.

CHAPITRE 5

ESTIMATION DU RISQUE

5. ESTIMATION DU RISQUE

Cette dernière étape permet d'estimer le niveau de risque en mettant en relation les informations sur les caractéristiques toxicologiques des contaminants (valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène) avec les doses d'exposition.

En présentant les résultats de ses estimations de risque, l'analyste doit expliquer et justifier les méthodes de calcul retenues. Il doit présenter et expliquer les limites, les conséquences et les incertitudes reliées à ses choix. L'estimation du risque doit se faire pour chaque type d'effets (cancer, effets chroniques autres que le cancer, effets aigus) et pour chaque contaminant.

Dans le cas de certains projets, l'analyste peut juger pertinent de modifier certaines approches suggérées (par exemple dans le cas de nouvelles connaissances ou de nouvelles approches). L'analyste doit alors expliquer les modifications apportées, le contexte et leurs justifications. Il doit aussi en expliquer les limites et les incertitudes.

5.1 Estimation du risque en fonction des effets cancérigènes et autres

On considère que la plupart des substances toxiques ont un *seuil de toxicité* en ce qui concerne les effets autres que le cancer. Cela signifie qu'il existe un niveau d'exposition en deçà duquel la probabilité d'apparition d'effets toxiques est pratiquement nulle.

Par contre, il existe des divergences d'interprétation en ce qui concerne la relation dose-réponse cancérigène dans le cas d'exposition à faibles doses. Les scientifiques considèrent généralement que les substances promotrices ont un seuil d'effet en deçà duquel il n'y a pas d'effets cancérigènes. Cependant, les scientifiques ne s'entendent pas sur la présence ou non d'un effet de seuil chez les substances cancérigènes initiatrices. Par prudence, les organismes, tel l'EPA, imposent souvent la pire hypothèse suivant laquelle une seule mutation de la cellule fille pourrait déclencher la cancérogenèse complète.

Si une substance présente à la fois des effets cancérigènes et non cancérigènes (par exemple l'arsenic, le cadmium), les risques associés à cette substance doivent être évalués selon les deux approches.

5.1.1 Effets cancérigènes

Il est suggéré de tenir compte des effets cancérigènes de toutes les substances classées cancérigènes, cancérigènes probables ou possibles pour l'humain par l'EPA (classe A, classes B1 et B2) ou par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) (Groupe 1, Groupes 2A et 2B). Pour ces substances, l'EPA a généralement développé des estimateurs de risque cancérigène pour la voie orale et/ou pour l'inhalation.

Comme les estimateurs de risque cancérigène permettent d'évaluer un risque *additionnel* de cancer dans la population, l'analyste n'a pas à tenir compte de l'exposition bruit de fond au contaminant à l'étude.

5.1.1.1 Estimation de la dose d'exposition aux substances cancérigènes

Le risque de cancer est estimé à partir de l'exposition cumulative aux contaminants durant les 70 premières années de la vie, durée pendant laquelle l'exposition est susceptible de provoquer l'apparition de tumeurs. Concrètement, la dose d'exposition durant toute une vie est estimée en pondérant les doses d'exposition moyennes par tranches d'âge en fonction de la durée de ces tranches.

La dose moyenne est calculée au moyen de l'équation suivante :

$$D_{moy} = \frac{\sum_{i=1}^{5} D_i \times T_i}{\sum_{i=1}^{5} T_i}$$

Où :

D_{moy} = *Dose moyenne d'exposition entre 0 et 70 ans*
D_i = *Dose moyenne d'exposition durant la tranche d'âge i (en µg/kg/j)*
T_i = *Durée de la tranche d'âge i (en années)*

Tranches d'âge

i	Âge (ans)	Durée (ans)
1	< 0,5	0,5
2	> 0,5 à 4	3,5
3	> 4 à 11	7
4	> 11 à 19	8
5	> 19 à 70	51
Total		70

Dans la plupart des cas, les doses utilisées pour ce calcul sont les doses intégrant toutes les voies d'exposition. Toutefois, dans le cas d'une substance dont l'effet toxique ne dépend que d'une seule voie d'exposition, on considère la dose reçue uniquement par cette voie pouvant contribuer à l'effet toxique visé. Par exemple, si on veut estimer le risque de cancer du poumon associé à l'exposition au benzo[*a*]pyrène, on ne considérera que la dose inhalée puisque celle-ci est la seule à contribuer au risque de cancer du poumon.

5.1.1.2 Estimation du risque cancérigène

La méthode utilisée pour estimer le risque de cancer peut varier selon les organismes de santé. En ce qui concerne l'utilisation de la banque de données IRIS (U.S. EPA, 1998), l'approche préconisée par l'EPA est principalement fondée sur la procédure de linéarisation du modèle multistade à faibles doses. Par conséquent, la relation dose-réponse des effets cancérigènes est linéaire et passe par l'origine lorsqu'on considère l'excès de risque de cancer.

Le coefficient de cancérogénicité est la pente de la relation entre le risque additionnel et la dose d'exposition moyenne durant les 70 premières années de la vie. Le risque additionnel de cancer attribuable à l'exposition à la substance cancérigène est décrit par l'équation suivante :

$$R_{add} = D_{moy} \times C_{can}$$

Où :

R_{add}	=	*Risque additionnel de cancer*
D_{moy}	=	*Dose d'exposition moyenne*
C_{can}	=	*Coefficicent de cancérogénicité*

Dans le cas de certaines substances, la relation dose-réponse retenue pourrait ne pas être linéaire. Il faudrait alors utiliser l'équation mathématique spécifique à cette substance afin d'estimer le risque cancérigène associé à un projet.

Pour certaines substances, les organismes de santé reconnus ont présenté deux coefficients de cancérogénicité : un pour la voie orale et un pour la voie d'inhalation. L'estimation du risque cancérigène peut alors être traitée séparément en fonction de chacune des voies d'exposition ou en intégrant les deux voies d'exposition selon la façon dont les coefficients de cancérogénicité ont été établis par les organismes de santé.

Cependant, s'il n'existe qu'un seul coefficient de cancérogénicité, généralement pour la voie orale, l'estimation du risque cancérigène doit intégrer les deux voies d'exposition, lorsqu'il est plausible biologiquement de le faire. Dans ces cas-là, les facteurs d'absorption respectifs pour les deux voies d'exposition doivent être pris en considération pour transformer la dose administrée par une voie en dose équivalente administrée par une autre voie.

5.1.2 Effets chroniques autres que le cancer

5.1.2.1 Estimation du risque

Pour les substances qui présentent des effets chroniques autres que le cancer, les doses moyennes pour chacun des sexes et chacune des classes d'âges de la population potentiellement exposée doivent être comparées à une valeur de référence, c'est-à-dire une dose en deçà de laquelle les individus exposés ne sont pas susceptibles de subir des effets nocifs. Nous suggérons de comparer la valeur de référence avec les doses d'exposition des différentes classes d'âges plutôt qu'avec la dose moyenne à laquelle l'individu est exposé durant sa vie. Cette façon de faire permet de s'assurer que lors de circonstances particulières, par exemple une exposition à des substances bioaccumulables dans le lait maternel chez les nouveau-nés, l'exposition de certaines classes d'âges ne dépasse pas la valeur de référence pour ces substances.

Trois différents calculs de doses d'exposition doivent être comparés à la valeur de référence :

- la dose bruit de fond qui consiste en l'exposition de la population sans la présence d'un nouveau projet;
- la dose additionnelle découlant de l'exposition au projet en question;
- la dose totale intégrant la dose bruit de fond et la dose additionnelle.

5.1.2.2 Voies d'exposition

Tout comme pour les substances cancérigènes, les organismes de santé reconnus peuvent présenter deux valeurs de références pour certaines substances : une dose de référence (en mg/kg de poids corporel/jour) pour la voie orale et une concentration de référence (en mg/m^3 d'air) pour la voie d'inhalation. Dans de tels cas, l'estimation des risques chroniques autres que le cancer peut être traitée séparément en fonction de chacune des voies d'exposition.

Lorsqu'il n'y a qu'une seule valeur de référence, l'estimation des risques chroniques autres que le cancer doit intégrer les deux voies d'exposition, lorsqu'il est plausible biologiquement de le faire. Dans ces cas-là, les facteurs d'absorption respectifs pour les deux voies d'exposition doivent être pris en considération pour transformer la dose administrée par une voie en dose équivalente administrée par une autre voie.

5.1.2.3 Estimation du risque lors d'exposition sous-chronique

Il peut arriver que des projets entraînent une exposition non continue de la population, par exemple des arrosages de pesticides à quelques reprises au cours de la saison de culture ou la pêche sportive durant l'été d'espèces de poissons plus contaminés. Dans de tels cas, il peut arriver qu'une forte exposition à des substances chimiques soit inférieure à la valeur de référence chronique durant toute une vie, mais puisse présenter un risque à la santé de ces populations au cours de la période où elles sont exposées. Afin de protéger ces groupes d'individus, il est

important de tenir compte de la dose d'exposition, la durée d'exposition, la persistance des substances dans l'organisme afin d'identifier les cas où une augmentation de la charge corporelle pourrait présenter un risque toxique, même pour une courte période (quelques mois par exemple). Si tel est le cas, il faut alors comparer la dose d'exposition de la population pour une plus courte période à une valeur de référence établie pour une période de temps semblable. ATSDR (1997) et HEAST (1997a), entre autres, ont développé des MRL (minimal risk levels) et des RFD (reference dose) sous-chroniques pour des périodes d'exposition de moins d'un an.

5.1.3 Effets aigus

Dans le cas de substances présentant des effets aigus, par exemple des effets irritants, la concentration moyenne dans l'air ambiant doit aussi être comparée aux concentrations de références établies par les organismes de santé reconnus.

Il est également important de mentionner qu'il existe des effets aigus reliés à une exposition aux substances chimiques émises lors d'un accident technologique. Dans ces cas, l'évaluation du risque technologique peut s'avérer un outil extrêmement utile pour aider à la prise de décision (évacuation, confinement, interdiction de consommation de légumes ou d'eau potable, etc.). Cependant, ce type d'évaluation fait appel à une compétence spécifique et n'est pas abordé dans le présent guide.

5.2 Estimation du risque lors d'une exposition cutanée aux contaminants

Le calcul des doses d'exposition aux substances toxiques par voie cutanée varie selon les différents milieux d'exposition (air, eau, sol). Lors de la démarche d'estimation du risque attribuable à une exposition cutanée, on doit aussi tenir compte de ces différents milieux d'exposition lors du choix des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérigène.

Dans un premier temps, l'analyste doit déterminer si l'effet toxique de la substance se manifeste localement ou s'il s'agit d'un effet systémique. Il existe quelques limites d'exposition qui ont été établies pour des expositions cutanées en milieu de travail à des substances présentant des *effets toxiques locaux*. Quelques estimateurs d'exposition à des cancérigènes cutanés ont aussi été établis par des organismes de santé. On peut alors comparer les doses d'exposition calculées aux limites ou aux estimateurs d'exposition existants.

Par contre, il n'existe pas de valeurs de référence ou d'estimateurs de risque cancérigène établis spécifiquement pour les *effets toxiques systémiques* attribuables à une exposition cutanée. Les doses absorbées découlant d'une exposition cutanée sont alors comparées aux données établies à partir d'études d'exposition via l'ingestion et l'inhalation par IRIS (U.S. EPA, 1998) ou d'autres organismes. L'EPA (U.S. EPA, 1992) recommande d'utiliser les valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène établis pour la voie orale (RFD et coefficient de cancérogénicité oral) dans les cas d'exposition cutanée à des substances toxiques présentes dans les sols et dans l'eau. Dans le cas d'une exposition cutanée à des vapeurs, l'EPA recommande

l'utilisation des données établies pour la voie d'inhalation (RFC et coefficient de cancérogénicité par inhalation).

Toutefois, d'autres considérations peuvent justifier l'utilisation d'une valeur de référence ou d'un estimateur de risque cancérigène pour une voie plutôt qu'une autre. Ainsi, on sait que l'organisme humain répond différemment à une exposition par la voie orale par rapport à une exposition cutanée, en particulier à cause du premier passage hépatique résultant de l'ingestion. C'est pourquoi si l'effet toxique du contaminant est dû principalement à l'action, au niveau d'un organe cible, d'un métabolite de cette substance produit par le foie, le risque peut être surestimé lorsqu'on utilise une valeur de référence ou un estimateur de risque pour le cancer établi pour la voie orale afin d'estimer le risque d'une exposition cutanée. À l'opposé, l'utilisation de données établies pour la voie orale peut sous-estimer le risque associé à une exposition cutanée dans le cas d'une substance dont l'effet toxique est diminué par le processus de détoxication hépatique. Dans les deux cas, l'usage d'un estimateur d'exposition établi pour la voie d'inhalation pourrait être plus approprié.

De plus, il faut tenir compte que les valeurs de référence pour la voie orale sont établies à partir de doses administrées. Or, les doses estimées à partir d'expositions cutanées sont des doses absorbées. La conversion des valeurs de référence pour l'ingestion en doses absorbées est possible si on connaît le facteur d'absorption gastro-intestinale des substances. En multipliant la dose de référence administrée par ce facteur d'absorption, on obtient une dose de référence absorbée.

L'extrapolation d'une relation dose-réponse établie pour l'ingestion ou pour l'inhalation à la voie cutanée comporte des incertitudes qui doivent être discutées lors de l'analyse. L'analyste doit donc, entre autres, faire état des données issues des modèles toxicocinétiques qui justifient le choix des estimateurs d'exposition et qui ont servi à la modification ou à l'élaboration des estimateurs utilisés.

5.3 Estimation du risque lors d'une exposition à un mélange de substances

Lorsque des individus sont exposés simultanément ou consécutivement à plusieurs substances, celles-ci peuvent agir de façon additive ou encore interagir entre elles. Le risque associé à une telle exposition dépend donc non seulement de la toxicité intrinsèque des différentes substances mais aussi de la manière dont ces substances influencent mutuellement leurs toxicités.

5.3.1 Additivité des doses

L'additivité des doses suppose que tous les constituants du mélange ont des propriétés toxicologiques identiques d'un point de vue qualitatif (quand elles ont le même mode d'action et engendrent le même type de réponse): seule l'intensité des réponses varie. Par conséquent, chacun des constituants agit comme s'il était une dilution ou une concentration des autres. On peut donc prédire la toxicité d'un mélange en additionnant les concentrations des constituants

après les avoir corrigées en fonction de leur potentiel toxique (U.S. EPA, 1986). Cette approche s'applique surtout à des familles de substances dont les structures chimiques sont analogues, comme les dioxines et furanes, les BPC et les HAP. Dans ces cas bien documentés, des facteurs d'équivalence toxique (TEF) ont été développés pour estimer la toxicité des mélanges. Safe (1994) a établi des TEF en rapportant la toxicité des différents BPC coplanaires sur celle de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (2,3,7,8-TCDD). L'OTAN a proposé des TEF pour les dioxines et furanes en comparant leur toxicité avec la toxicité de la 2,3,7,8-TCDD (OTAN, 1988). De même, des TEF ont été déterminés pour les HAP en comparant leur toxicité à celle du benzo[*a*]pyrène (Nisbet et LaGoy, 1992; Petry et al., 1996)

5.3.2 Évaluation du risque associé aux mélanges de substances

On parle d'*interaction* toxicologique lorsque l'exposition à une substance modifie l'intensité ou la nature des effets toxiques d'une autre substance. Lorsque l'exposition à un mélange de substances produit une réponse plus forte que la somme des réponses qu'auraient provoquées les substances individuelles, on parle de ***synergie***; lorsque l'effet du mélange est moindre que la somme des effets de ses constituants, on parle d'***antagonisme***. En toxicologie, les cas les plus évidents d'interaction sont l'induction et l'inhibition des enzymes de biotransformation (Cassee et al, 1998).

Afin de tenir compte des risques associés aux mélanges de substances, il est recommandé de considérer que des substances qui produisent un même effet sur un organe ou un système d'organes par un même mécanisme d'action ont des effets additifs (MEF 1996b, USEPA 1999). Sinon, et dans le cas où suffisamment d'informations seraient disponibles sur les interactions entre les substances présentes, l'approche la plus adéquate à l'évaluation du risque pourra être choisie en se référant à USEPA 1999.

5.4 Présentation et interprétation des résultats

L'objectif des présentes lignes directrices est de baliser les différentes étapes de l'évaluation du risque toxicologique, tout en laissant une certaine flexibilité à la démarche afin de tenir compte des nouvelles connaissances et approches scientifiques ainsi que du contexte particulier du projet. L'évaluation du risque doit fournir aux décideurs et à la population les éléments objectifs nécessaires aux prises de décisions.

La présentation et l'interprétation des résultats de l'estimation du risque sont parmi les éléments de l'évaluation du risque toxicologique suscitant le plus de controverses. On a qu'à penser aux débats entourant la notion d'acceptabilité du risque pour bien saisir les difficultés de baliser la présentation et l'interprétation des résultats de l'évaluation du risque toxicologique.

Pour nous aider à établir des balises pour la présentation et l'interprétation des résultats de l'estimation du risque, nous avons analysé un certain nombre de procédures administratives de gestion des résultats des évaluations du risque toxicologique de plusieurs organismes

gouvernementaux, tant canadiens qu'américains. La démarche n'est pas exhaustive. Les résultats sont présentés à l'annexe 3.

5.4.1 Présentation des résultats

La présentation des résultats doit d'abord être dominée par un souci de transparence. L'analyste doit présenter les valeurs quantitatives de l'estimation du risque (doses d'exposition, risque cancérigène) en les comparant aux estimateurs de risque. Il doit également présenter les valeurs de bruit de fond estimées et en discuter dans le contexte de l'étude.

L'analyste doit illustrer la nature des risques (effets locaux ou systémiques; réversibles ou irréversibles; aigus, subaigus ou chroniques; cancérigènes, tératogènes, neurotoxiques, etc.). Il doit identifier les sous-groupes de la population potentiellement les plus à risque en fonction de leur âge, de leur sexe, de leur lieu d'habitation, de leur fonction, de leur mode de vie, de leur état de santé, etc.

Tout au long de la démarche d'évaluation, les hypothèses retenues, les modèles d'estimation et la qualité des données utilisées introduisent des limites et des incertitudes dans l'estimation des risques toxicologiques. L'analyste doit identifier, analyser de façon qualitative et présenter les incertitudes générées à chacune des étapes de l'évaluation du risque.

5.4.2 Interprétation des résultats

Il n'est pas du ressort de l'analyste de définir si un risque est acceptable ou non pour la population. La présentation des résultats de l'estimation du risque ne doit pas inclure de jugement de valeur. Or, l'acceptabilité du risque est un jugement de valeur résultant d'une démarche scientifique et sociale au terme de laquelle un gestionnaire prend une décision relative à un risque supplémentaire imposé à un groupe dûment informé et impliqué.

Nous proposons ici quelques balises pour guider l'interprétation des résultats des évaluations du risque toxicologique réalisées dans le cadre de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés et de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement. L'établissement de tels balises n'est pas indispensable mais il nous semble pouvoir être utile pour guider les décisions à prendre aux étapes subséquentes de gestion du dossier.

Pour les ***substances qui produisent des effets toxiques autres que le cancer***, les doses totales qui découlent de l'exposition additionnelle attribuable au projet et au bruit de fond doivent être inférieures ou égales aux valeurs de référence. Dans un tel cas, le projet ne demande alors habituellement pas d'intervention particulière, quoiqu'il puisse tout de même arriver que le projet ne soit pas considéré comme étant acceptable par les gestionnaires et la population concernée. Dans un tel cas, des mesures de gestion environnementale pourraient tout de même être nécessaires afin de diminuer l'exposition de la population aux contaminants.

Si les doses totales, découlant de l'exposition attribuable au projet à l'étude et au bruit de fond, sont plus élevées que les valeurs de référence retenues, une gestion environnementale[8] des contaminants émis devra être mise en place ou être renforcée de façon à ce que les doses totales d'exposition ne soient pas supérieures aux valeurs de référence. Le public et les groupes concernés devraient également être consultés.

Si la dose bruit de fond excède à elle seule la valeur de référence retenue, cela signifie que d'autres médias (eau, air, sol, aliment) sont fortement contaminés, et ce même sans l'établissement du nouveau projet. Une évaluation des sources particulières de contamination devrait être faite au niveau gouvernemental. Quant au projet à l'étude, il est important de mettre en relation la dose qui lui est attribuable avec la dose bruit de fond afin d'apprécier l'importance de cette contribution. Les effets pour la santé des résidents résultant de l'exposition attribuable au projet et au bruit de fond doivent être bien documentés et bien expliqués. Dans le présent guide, nous ne proposons pas de valeur ou de pourcentage à l'ajout de contaminants au bruit de fond en deçà duquel un dépassement pourrait être autorisé peu importe le contexte environnemental et les substances en cause. Nous croyons plutôt que les résultats de l'évaluation de risques réalisée dans le cadre du projet, devront faire l'objet d'un examen de la part des organismes gouvernementaux qui détermineront si l'apport additionnel de contaminants est tolérable et ce, après consultations des groupes concernés. La tenue de séances d'information du public peut être privilégiée et la mise en place d'une gestion environnementale n'est pas exclue.

Pour les ***substances cancérigènes***, l'évaluation du risque permet d'estimer un excès de risque de cancer attribuable à chacune des substances cancérigènes mises en cause dans le projet à l'étude[9]. L'analyste n'a donc pas à intégrer l'exposition attribuable au bruit de fond dans son évaluation. Ainsi, lorsqu'un risque de cancer est inférieur à $1 \text{ X } 10^{-6}$, celui-ci se situe alors dans une plage de risque généralement considérée par de nombreuses organisations nationales et internationales comme étant négligeable sur le plan toxicologique. Le projet ne demande alors habituellement

8 Par gestion environnementale, nous entendons la mise en place et l'application des meilleures moyens pour diminuer à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants; la mise en place et l'application des méthodes de contrôle les plus appropriées; de même que la surveillance des milieux et des populations touchées afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

9 Le choix d'une valeur guide pour les substances cancérigènes est sans doute celui qui est le plus controversé. C'est pourquoi il ne s'agit pas ici de proposer un critère absolu de décision puisque plusieurs autres facteurs doivent être considérés dans la décision d'accepter ou pas la réalisation d'un projet. Il s'agit par exemple de considérations économiques, technologiques, sociales, écologiques, éthiques, légales, culturelles ou politiques. La valeur guide choisie pour les substances cancérigènes est un excès de risque de $1 \text{ X } 10^{-6}$, c'est-à-dire d'un décès supplémentaire par cancer par 1 million de personnes exposées aux contaminants provenant d'un projet industriel ou de la réhabilitation d'un terrain contaminé. Nous ne portons pas ici de jugement sur l'acceptabilité ou la non acceptabilité sociale ou même scientifique de cet excès de risque, et par conséquent de ces projets. Chaque cas devrait être discuté avec la population et les groupes concernés et prendre en considération un ensemble de facteurs. Il s'agit d'une proposition de valeur guide basée sur le fait qu'un certain consensus, non parfait, semble s'être institutionnalisé à propos de cette valeur. Elle nous apparaît donc être issue d'un certain choix social, assez bien généralisé, non scientifique, qui s'est développé avec le temps aux États-Unis et à travers le monde, et ce, même si des décisions favorables sur des projets ont tout de même parfois été prises à des niveaux de risque supérieurs, mais dont la balance des inconvénients et des bénéfices a supporté l'autorisation de ces projets. En fait, les membres du Groupe de travail technique sur les méthodologies d'évaluation du risque toxicologique ont comme position qu'il faut réduire le plus possible l'exposition aux contaminants chimiques environnementaux cancérigènes.

pas d'intervention particulière, quoiqu'il puisse tout de même arriver que le projet ne soit pas considéré comme étant acceptable par les gestionnaires et la population concernée. Dans un tel cas, des mesures de gestion environnementale pourraient tout de même être nécessaires afin de diminuer l'exposition de la population aux contaminants.

Si le risque cancérigène est supérieur à $1 \text{ X } 10^{-6}$, le projet doit faire l'objet d'un examen de la part des organismes gouvernementaux, d'une gestion environnementale appropriée et d'une consultation du public et des groupes concernés.

Ainsi, une gestion environnementale des contaminants est nécessaire lorsque les doses d'exposition des substances non cancérigènes sont supérieures aux valeurs de référence définies ou lorsque le risque de cancer attribuable au projet à l'étude est supérieur à $1 \text{ X } 10^{-6}$. Dans de tels cas, certaines conditions de gestion environnementale doivent être observées :

- mise en place et application des meilleurs moyens pour diminuer à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants;
- mise en place et application des méthodes de contrôle les plus appropriées (par exemple suivi des émissions à la cheminée);
- surveillance des milieux et des populations touchés afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

Le Groupe de travail technique sur les méthodologies d'évaluation du risque considère également que la protection de l'environnement est un principe qui permet de conserver des milieux sains et sécuritaires pour l'humain. Dans ce sens, une attention particulière doit être portée à la présence de substances persistantes et bioaccumulables dans l'environnement et à leur ajout suite à l'implantation de nouveaux projets. Nous reconnaissons également l'importance de réaliser simultanément des évaluations du risque toxicologique et environnemental (écotoxicologiques et impacts sur l'eau souterraine) pour que les programmes de gestion environnementale soient élaborés de façon à protéger, sur la base des résultats de ces analyses, les paramètres identifiés comme étant les plus sensibles.

Le tableau 25 résume les balises proposées pour l'interprétation des résultats.

Tableau 25 : Guide d'interprétation des résultats de l'estimation du risque

SUBSTANCES QUI PRODUISENT DES EFFETS TOXIQUES AUTRES QUE LE CANCER		
Doses totales d'exposition (incluant le bruit de fond)	Inférieures ou égales aux valeurs de référence	Aucune intervention particulière à moins que le projet ne soit pas considéré comme étant socialement acceptable par les gestionnaires et les populations concernées
	Supérieures aux valeurs de référence	Examen de la part des organismes gouvernementaux; gestion environnementale [a] des contaminants émis de façon à ramener les doses totales d'exposition sous le niveau des valeurs de référence; consultation du public et des groupes concernés
Dose de bruit de fond uniquement	Supérieure aux valeurs de référence [b]	Évaluation gouvernementale des autres sources particulières de contamination; examen du projet par les organismes gouvernementaux afin de déterminer si l'apport additionnel de contaminants est acceptable; gestion environnementale appropriée [a]; consultation du public et des groupes concernés
SUBSTANCES CANCÉRIGÈNES [c]		
Risque cancérigène	Inférieur ou égal à 1×10^{-6} [d]	Aucune intervention particulière à moins que le projet ne soit pas considéré comme étant socialement acceptable par les gestionnaires et les populations concernées
Risque cancérigène	Supérieur à 1×10^{-6}	Examen de la part des organismes gouvernementaux, gestion environnementale appropriée [a] et consultation du public et des groupes concernés

[a] Par gestion environnementale, on entend la mise en place et l'application des meilleurs moyens pour diminuer à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants; la mise en place et l'application des méthodes de contrôle les plus appropriées; de même que la surveillance des milieux et des populations touchées afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

[b] Cela signifie que d'autres médias (eau, air, sol, aliment) sont fortement contaminés, et ce même sans tenir compte de l'établissement du nouveau projet à l'étude.

[c] L'évaluation de risque permet d'estimer un excès de risque de cancer attribuable à toutes les substances cancérigènes mises en cause par le projet à l'étude. L'analyste n'a pas à intégrer l'exposition attribuable au bruit de fond dans son évaluation.

[d] Plage de risque généralement considérée par de nombreuses organisations nationales et internationales comme étant négligeable sur le plan toxicologique.

CONCLUSION

CONCLUSION

L'évaluation du risque toxicologique fournit de l'information scientifique objective nécessaire à la gestion du risque. Ces lignes directrices s'inscrivent dans un effort d'harmonisation des procédures d'évaluation du risque toxicologique au Québec. Toutefois, l'évaluation du risque toxicologique est un domaine qui se signale par une évolution rapide des connaissances et des approches méthodologiques. Même si la souplesse de l'approche retenue permet aux lignes directrices de s'adapter facilement aux nouveautés scientifiques, il est à prévoir qu'elles évolueront régulièrement durant les prochaines années en fonction des développements scientifiques et de l'expérience acquise dans la gestion des dossiers d'évaluation du risque toxicologique par le MSSS, l'INSPQ, le réseau des directions régionales de la santé publique et le ministère de l'Environnement.

GLOSSAIRE

GLOSSAIRE

Acceptabilité du risque
Jugement de valeur résultant d'une démarche scientifique et sociale au terme de laquelle un gestionnaire prend une décision relative à un risque supplémentaire imposé à un groupe dûment informé et concerné, en tenant compte des critères et des normes en vigueur, de l'équité substantive et procédurale, du bien commun et des valeurs de la société.

Analyste
Toute personne réalisant une évaluation du risque toxicologique.

Bruit de fond
Concentrations ambiantes d'un contaminant. Ces concentrations peuvent indiquer des variations géologiques naturelles ou l'influence d'une activité industrielle ou urbaine généralisée dans une région (inspiré de CCME 1996).

Caractérisation toxicologique
Deuxième étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle consiste à déterminer les doses de contaminants pour lesquelles des effets néfastes sur la santé humaine sont susceptibles de survenir.

Communication du risque
Processus itératif d'échange d'informations et d'opinions entre des individus, des groupes et des institutions. Elle exige des messages sur la nature du risque et d'autres messages non directement liés au risque lui-même mais renvoyant à des préoccupations, des opinions ou des réactions relatives aux messages sur le risque ou aux dispositions légales et institutionnelles pour la gestion du risque.

Estimation de l'exposition
Troisième étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle permet d'estimer les doses auxquelles les personnes sont exposées en raison de la contamination dans les divers véhicules en tenant compte des différentes voies d'entrée dans l'organisme.

Estimation du risque
Quatrième et dernière étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle permet d'estimer le niveau de risque et son incertitude en mettant en relation les informations sur les caractéristiques toxicologiques des contaminants avec les doses d'exposition.

Évaluation du risque toxicologique
Processus qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à un ou plusieurs agresseurs environnementaux , d'origine chimique, physique ou biologique, produise des effets néfastes sur la santé humaine.

Gestion du risque toxicologique
Processus d'identification, de sélection, de mise en œuvre et d'évaluation des actions de réduction du risque toxicologique pour la santé humaine ; le but est d'intégrer de manière scientifiquement valable et économiquement efficiente les actions de réduction ou de prévention du risque toxicologique en considérant les aspects sociaux, culturels, éthiques, politiques et légaux.

Identification du danger
Première étape de l'évaluation du risque toxicologique. Elle consiste à identifier et présenter une situation ou un agresseur environnemental pouvant comporter un risque pour la santé publique.

Risque toxicologique
Probabilité que des effets néfastes sur la santé humaine se produisent à la suite d'une exposition à des agresseurs environnementaux, d'origine chimique, physique ou biologique[10].

[10] Nous incluons ici certains agresseurs physiques (ex. amiante, radioactivité, ultraviolets) et biologiques (ex. toxines biologiques) dans la notion de risque toxicologique puisque c'est l'effet toxique qui est étudié.

RÉFÉRENCES

RÉFÉRENCES

ALLAN, M., 1995. *Probabilistic assessment of 24-hour breathing rates.* Cornerstone Engineering and Consulting Inc., Calgary, Alberta, contract report prepared for Health Protection Branch, Health Canada, Ottawa. 114 pages et annexes. Cité dans Richardson (1997)

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1997. *ATSDR's Toxicological Profiles on CD-ROM*, [CD-ROM]. CRC Lewis Publishers.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1998. (Page consultée le 2 septembre 1998). *Agency for Toxic Substances and Disease Registry, MRLs*, [En ligne]. Adresse URL : *http://atsdr1.atsdr.cdc.gov:8080/mrls.html*

BINDER, S., SOKAL, D. et MAUGHAN, D., 1986. Estimating Soil Ingestion : The Use of Tracer Elements in Estimating the Amount of Soil Ingested by Young Children. *Archives of Environmental Health*, 41 (6) : 341-345.

CALABRESE, E.J., BARNES, R., STANEK, E.J. et al, 1989. How Much Soil do Young Children Ingest : an Epidemiologic Study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 10 : 123-137.

CALABRESE, E.J., STANEK, E.J., GILBERT, C.E. and BARNES, R.M., 1990. Preliminary Adult Soil Ingestion Estimates : Results of a Pilot Study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology,* 12 : 88-95.

CALABRESE, E.J. et STANEK, E.J., 1992. What Proportion of House Hold Dust is Derived from Outdoor Soil? *Journal of Soil contamination*, 1 (3) : 253-263.

CALABRESE, E.J. et STANE.K, E.J., 1995 Resolving Intertracer Inconsistencies in Soil Ingestion Estimation. *Environmental Health Perspectives,* 103 : 454-457.

CALABRESE, E.J., STANEK, E.J. et BARNES, R., 1997. Soil Ingestion Rates in Children Identified by Parental Observation as Likely Soil Ingesters. *Journal of Soil Contamination,* 6 : 271-279.

CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1996. *A Review of the California Environmental Protection Agency's Risk Assessment Practices, Policies, and Guidelines. Report of the Risk Assessment Advisory Committe*.

CASSEE, F.R., GROTEN, J.P., VAN BLADEREN, P.J. et FERON, V.J., 1998. Toxicological Evaluation and Risk Assessment of Chemical Mixtures. *Critical Reviews in Toxicology,* 28 : 73-101.

CLAUSING, P., BRUNEKREFF, B., et VAN WIJNEN, J.H., 1986. A Method for Estimating Soil Ingestion in Children. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 59 : 73.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1996. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Environnement Canada, Ottawa, 186 pages.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1997. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols.* Conseil canadien des ministres de l'environnement, Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Environnement Canada, Ottawa, 169 pages.

CSE (Comité de santé environnementale du Québec), 1993. *Évaluation des impacts des grands projets sur la santé. Cahier d'introduction à l'évaluation des impacts sur la santé*. ISBN 2-92-1636-093.

DAVIS, S., WALLER, P., BUSCHOM, R. et al, 1990. Quantitative Estimates of Soil Ingestion in Normal Children Between the Ages of 2 and 7 Years : Population-Based Estimates Using Aluminum, Silicon and Titanium as Soil Tracer Elements. *Archives of Environmental Health*, 45 : 112-122.

FINLEY, B., PROCTOR, D., SCOTT, P. et al, 1994. Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. *Risk Analysis*, 14 (4) : 533-553.

GOUVERNEMENT DU CANADA, 1990. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Polychlorodibenzodioxines et polychlorodibenzofurannes.* Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 64 pages.

HAWLEY, J.K., 1985. Assessment of Health Risk from Exposure to Contaminated Soil. *Risk Analysis,* 5 : 289-302.

KISSEL, J.C., RICHTER, K.Y. et FENSKE, R.A., 1996. Field Measurement of Dermal Soil Loading Attributable to Various Activities : Implications for Exposure Assessment. *Risk Analysis,* 16 : 115-124.

LANPHEAR, B.P. et ROGHMANN, K.J., 1997. Pathways of Lead Exposure in Urban Children. *Environmental Research,* 74 : 67-73.

MEF, 1995. *Guide sur la modélisation atmosphérique.* Direction du milieu atmosphérique, Ministère de l'Environnement et de la Faune, 18 p.

MEF, 1996a. *Lignes directrices pour la réalisation des analyses de risques toxicologiques*. Groupe d'analyse de risque. Direction des laboratoires. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. (document non publié).

MEF, 1996b. *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. Direction des laboratoires. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 761 pages. (document non publié).

MEF, 1998a. *Guide de caractérisation des terrains.* Service des lieux contaminés, Direction des politiques du secteur industriel, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. En préparation. (Publication prévue en 1998)

MEF, 1998b. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés.* Ministère de l'environnement et de la Faune du Québec. Direction des politiques du secteur industriel. Service des lieux contaminés. Les Publications du Québec, éd. 1998, 124 pages.

MEF, 1998c. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Gouvernement du Québec.

MSSS, 1999. *Évaluation et gestion du risque toxicologique au Québec. Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine.* Groupe sur les principes directeurs de gestion du risque toxicologique. 61 p.

NISBET, I.C. et LAGOY, P.K., 1992. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology,* 16 : 290-300.

OTAN, 1988. *International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixture of Dioxins and Related Compounds*. NATO-CCMS Report no 176.

PETRY, T., SCHMID, P. et SCHLATTER, C., 1996. The Use of Toxic Equivalency Factors in Assessing Occupational and Environmental Health Risk Associated with Exposure to Airborne Mixtures of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Chemosphere* 32 : 639-648

PRESIDENTIAL/CONGRESSIONAL COMMISSION ON RISK ASSESSMENT AND RISK MANAGEMENT, 1997a. *Framework for Environmental Health Risk Management*. Final Report, Volume 1.

PRESIDENTIAL/CONGRESSIONAL COMMISSION ON RISK ASSESSMENT AND RISK MANAGEMENT, 1997b. *Risk Assessment and Risk Management in Regulatory Decision-Making.* Final Report, Volume 2.

RICHARDSON, G.M. 1997. *Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment*. O'Connor Associates environmental inc. 74 pages.

SAFE, S.H., 1994. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) : Environmental Impact, Biochemical and Toxic Responses, and Implications for Risk Assessment. *Critical Reviews in Toxicology,* 24 : 87-149.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1981. *Consommation de l'eau du robinet au Canada*. Santé et Bien-être social Canada, Direction de l'hygiène du milieu, rapport 82-DHM-80.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1989. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Pièces à l'appui.* Santé et Bien-être social Canada, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa.

SANTÉ QUÉBEC, 1995. *Les Québécois et les Québécoises mangent-ils mieux? Rapport de l'enquête québécoise sur la nutrition.* Santé Québec, Montréal, 317 pages.

SEDMAN, R.M., 1989. The Development of Applied Action Levels for Soil Contact : a Scenario for the Exposure of Humans to Soil in a Residential Setting. *Environmental Health Perspectives, 79* : 291-313

SEDMAN, R.M. et MAHMOOD, R.J., 1994. Soil Ingestion by Children and Adults Reconsidered Using the Results of Recent Tracer Studies. *Journal of Air and Waste Management Association,* 44 (2) : 141-144.

SHEPPARD, S.C., 1995. Parameter Values to Model the Soil Ingestion Pathway. *Environmental Monitoring and Assessment,* 34 : 27-44.

STANEK E.J. et CALABRESE, E.J., 1992. Soil Ingestion in Children : Outdoor Soil or Indoor Dust. *Journal of Soil Contamination,* 1 : 1-28.

STANEK, E.J. et CALABRESE, E.J., 1995. Daily Estimates of Soil Ingestion in Children. *Environmental Health Perspectives,* 103 (3) : 276-285.

STANEK, E.J., CALABRESE, E.J., BARNES, R. et PEKOW, P., 1997. Soil Ingestion in Adults–Results of a Second Pilot Study. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* 36 : 249-257.

STATISTIQUES CANADA, 1998. (Page consultée le 2 septembre 1998). *Bienvenue à Statistique Canada*, [En ligne]. Adresse URL : http://www.statcan.ca/start_f.html

THOMPSON, K.M. et BURMASTER, D.E., 1991. Parametric Distributions for Soil Ingestion by Children. *Risk Analysis*, 11 (2) : 339-342.

U.S. EPA, 1986. Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. *Fed. Reg.* 51 : 34014-34025.

U.S. EPA, 1992. *Dermal Exposure Assessment : Principles and Application (Interim Report)*. Exposure Assessment Group, Office of Health and Assessment, Washington. EPA/600/8-91/011B. January 1992.

U.S. EPA, 1997a. *Health Effects Assessment Summary Tables. FY-1997 Update*. Office of Research and Development. Office of Emergency and Remedial Response. EPA 540/R-97-036. July 1997.

U.S. EPA, 1997b. (Document consulté le 23 juin 1999). *Exposure Factors Handbook, Volume 1, 2 and 3*. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment,

Washington, August 1997. Adresse URL : http://www.epa.gov/ncea/exposfac.htm

U.S. EPA, 1998. (Banque consultée le 2 septembre 1998). *IRIS Integrated Risk Information System*, [En ligne]. Adresse URL : http://www.epa.gov/docs/ngispgm3/iris

U.S. EPA, 1999. *Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixture – External Scientific Peer Review Draft.* NCEA-C-0148.

VAN WIJNEN, J.H., CLAUSING, P. et BRUNEKREEF, B., 1990. Estimated Soil Ingestion by Children. *Environmental Research,* 51 : 147-162.

WALKER, S. et GRIFFIN, S.,1998. Site-Specific Data Confirm Arsenic Exposure Predicted by the U.S. Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives*, 106 (3) : 133-139.

WHO, 1996. *Guidelines for Drinking-Water Quality. Volume 2 : Health Criteria and Other Supporting Information.* International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva.

WHO, 1998. (Site consulté le 2 septembre 1998). *WHO-OMS; World Health Organization - Organisation mondiale de la santé*, [En ligne]. Adresse URL : http://www.who.int

ANNEXES

ANNEXE 1

PROCÉDURES PARTICULIÈRES POUR LES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE RÉALISÉES DANS LE CADRE DE PROJETS DE RÉHABILITATION DE TERRAINS CONTAMINÉS

La présente annexe a pour objectif de définir plus spécifiquement la procédure pour les évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine s'appliquant aux dossiers de réhabilitation de terrains contaminés. Tel que mentionné dans la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MEF, 1998b), l'estimation des impacts et du risque se fait, dans un premier temps, à l'aide des critères génériques pour les sols. Dans un deuxième temps, le propriétaire d'un terrain peut évaluer le risque spécifique que constitue son terrain, de façon à confirmer ou infirmer l'existence d'un impact ou d'un risque significatif. Si la situation représente (ou est susceptible de représenter) un risque significatif pour la santé, différents modes de gestion du risque [11] sont possibles.

Cependant, cette procédure ne s'applique pas à tous les terrains. Dans certains cas, des limitations quant aux mesures de gestion sont présentes. Ces limitations s'appliquent pour la réutilisation de terrains contaminés à des fins résidentielles lorsque les utilisateurs ont accès à des parcelles de terrains individuels ou encore, à tout type de terrains lorsque les sols sont contaminés par des produits pétroliers.

Utilisation de l'évaluation du risque toxicologique

L'évaluation du risque toxicologique est une approche qui permet d'évaluer l'innocuité d'une substance ou de quantifier la probabilité que survienne un effet toxique suite à une exposition aigue ou chronique à cette substance. Bien que cette approche soit très utile pour donner un aperçu du risque à la santé associé à une situation donnée, il n'en demeure pas moins que l'évaluation du risque est un exercice théorique pour lequel il est généralement impossible de savoir avec précision sa représentativité de la réalité. En théorie, lors de la préparation des devis pour un dossier de terrains contaminés, il est possible d'émettre différentes hypothèses en matière de gestion du risque pour atténuer l'exposition aux contaminants. Ces hypothèses peuvent alors avoir des conséquences importantes sur les résultats de l'évaluation. C'est pourquoi, un analyste ne pourra intégrer des facteurs atténuants que s'il est capable d'en démontrer l'applicabilité et la pérennité. Ainsi, l'introduction de mesures d'atténuation telles que l'interdiction d'avoir des jardins potagers, des arbres avec des racines profondes, de remanier les sols, de prohiber l'usage d'eau souterraine comme eau de consommation, etc., ne peuvent être prises en considération, car l'analyste n'a aucun contrôle à long terme sur ces mesures d'atténuation.

De plus, si l'évaluation confirme l'existence d'un impact significatif sur la santé associé à un terrain contaminé et que l'analyste propose des modes de gestion du risque, il ne doit pas les

[11] Les modes de gestion du risque comprennent la gestion en fonction des critères génériques, la gestion en fonction de critères spécifiques, l'utilisation de mesures de confinement/contrôle/suivi, l'utilisation de mesures restrictives ainsi que la combinaison de deux ou plusieurs de ces approches.

justifier par une nouvelle évaluation du risque. En effet, dans certaines situations, les résultats d'une évaluation du risque toxicologique seront sensiblement les mêmes qu'il y ait eu un ajout de quelques centimètres ou deux mètres de sol propre sur un terrain contaminé. La gestion subséquente du risque est une décision administrative qui relève des organismes gouvernementaux quant à leur choix et à leur acceptabilité.

Caractérisation environnementale

Lors de la réalisation d'une évaluation du risque toxicologique dans le cadre de projets de réhabilitation de terrains contaminés, l'analyste doit considérer directement le sol contaminé et ne pas tenir compte de certaines surfaces, telles une couche de gravier, qui pourraient être présentes sur le terrain.

Au niveau de la caractérisation, nous désirons qu'une attention particulière soit portée sur deux points spécifiques, soit la profondeur qui doit être prise en considération pour l'évaluation des risques et la distribution géostatistique des résultats sur un site donné.

Profondeur de la contamination

En ce qui concerne la profondeur, pour les contaminants non volatils (pour lesquels l'exposition ne peut se faire par volatilisation dans l'air ou par infiltration dans les sous-sols de bâtiment) et/ou non solubles (c'est-à-dire qu'il n'y a pas d'exposition potentielle par la consommation d'eau ayant reçu des contaminants solubles provenant du sol), la contamination en surface est davantage susceptible d'affecter les récepteurs que la contamination en profondeur. Les concentrations à utiliser dans le modèle d'exposition doivent donc généralement être représentatives de la contamination de surface. L'analyste devra justifier le choix de ses données en tenant compte de la nature du sol en place. Toutefois, ce choix ne fait pas en sorte que la contamination en profondeur n'a pas à être prise en compte dans l'évaluation globale du projet. En effet, la présence d'une contamination en profondeur peut entraîner des risques pour l'environnement et les biens, et en ce sens ne doit pas être négligée, même si elle ne devrait pas être déterminante dans l'évaluation du risque pour la santé.

Cependant, dans certains cas, comme celui des composés qui par leur caractère volatil peuvent migrer vers les sous-sols des bâtiments ou vers la surface, la contamination en profondeur peut entraîner une exposition des récepteurs. La concentration de composés volatils représentative de la contamination en profondeur doit alors être utilisée dans le modèle d'exposition pour évaluer ce qui pourra résulter de leur migration vers la surface et/ou vers les sous-sols de bâtiments.

Comme il est impossible de prévoir toutes les situations susceptibles d'être évaluées, l'analyste pourrait avoir à prendre en considération des paramètres additionnels (afin d'évaluer l'exposition de la population située à proximité du site à l'étude, de la population exposée lors des travaux de restauration, etc.) afin de s'assurer que les choix qui seront faits n'auront pas pour conséquence de sous-estimer les résultats de l'évaluation des risques.

Distribution géostatistique des échantillons

La caractérisation environnementale revêt une grande importance lors d'une évaluation des risques toxicologiques. Comme on connaît rarement l'ensemble des concentrations des polluants dans l'espace, l'analyste doit s'assurer, avant de procéder à l'évaluation des risques, qu'il a une bonne connaissance du terrain à l'étude. Pour ce faire, il peut utiliser l'historique du terrain pour tenter de définir des zones de contamination distincte. L'analyste peut également avoir recours à une analyse spatiale ou géostatistique des données d'échantillonnage. Un certain nombre de méthodes d'interpolation ou d'extrapolation spatiale peuvent être utilisées pour identifier les patrons spatiaux à un site spécifique. Ainsi, un secteur dont la contamination est nettement supérieure en terme de concentration ou nettement différente en terme de nature, doit être considéré séparément. Lorsque l'analyse permet d'identifier des patrons ou des zones de contamination différents sur un même site à l'étude, il est nécessaire de procéder à une évaluation des risques pour chacune de ces zones. Ainsi, les concentrations présentes dans les sols d'un secteur contaminé (par exemple au-delà des critères C) ne doivent pas être traitées de concert avec les données d'un autre secteur non contaminé (par exemple sous la limite de quantification) par ces contaminants, à moins que l'analyse spatiale ou géostatistique ne montre qu'il s'agit d'une même population.

Référence

MEF, 1998. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés.* Ministère de l'environnement et de la Faune du Québec. Direction des politiques du secteur industriel. Service des lieux contaminés. Les Publications du Québec, éd. 1998, 124 pages.

ANNEXE 2

REVUE DE LITTÉRATURE CONCERNANT LE TEMPS PASSÉ À L'INTÉRIEUR ET À L'EXTÉRIEUR, L'INHALATION, LA CONSOMMATION D'EAU POTABLE, LA CONSOMMATION D'ALIMENTS AINSI QUE L'INGESTION DE SOL ET DE POUSSIÈRES INTÉRIEURES

Introduction

Nous présentons ci-après les données provenant des diverses études recensées ainsi que les justifications de certains choix retenus dans les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation des impacts sur l'environnement et de l'examen de projets de réhabilitation de terrains contaminés*. Dans cette annexe, les données relatives aux points suivants sont présentées :

1. Temps passé à l'intérieur et à l'extérieur
2. Inhalation
3. Consommation d'eau potable
4. Consommation d'aliments pour enfants
5. Ingestion de sol et de poussières intérieures

1. Temps passé à l'intérieur et à l'extérieur

Le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur a un impact sur d'autres données d'exposition, en particulier sur l'inhalation de contaminants présents dans l'air.

1.1 Résumé des principales études et/ou estimations du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur

Richardson (1997)

Richardson (1997) a utilisé les résultats du *1992 General Social Survey* de Statistiques Canada. Cette enquête avait été menée auprès d'environ 9 000 Canadiens (en excluant les résidents du Yukon et des Territoires du Nord-Ouest ainsi que les résidents à temps plein d'institutions) âgés de 15 ans et plus afin de connaître, entre autres, le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur. Un questionnaire téléphonique avait été complété afin de recueillir les activités réalisées au cours des dernières 24 heures. L'échantillonnage avait été réparti sur une période de 12 mois comprise entre janvier et décembre 1992 afin de tenir compte de la variation saisonnière et sur 7 jours afin de représenter une semaine.

Le tableau 1 présente la moyenne arithmétique des « probability density function » du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur pour les Canadiens âgés de 15 ans et plus. L'enquête originale ne comportait pas de volet pour déterminer cette variable chez les enfants. Il n'y a pas de

différences significatives entre les données pour les 15-19 ans et les 20 ans et plus, d'une part, et entre les hommes et les femmes d'autre part. De plus, les données ne sont pas disponibles spécifiquement pour les résidents de milieu urbain et de milieu agricole.

Tableau 1 : Temps passé à l'intérieur et à l'extérieur selon Richardson (1997)

Sexe	Âge	Temps passé à l'intérieur (heure/jour) Moyenne ± erreur-type	Temps passé à l'extérieur (heure/jour) Moyenne ± erreur-type
Hommes	15-19 ans	22,6 ± 1,2	1,4 ± 1,2
	20-59 ans	22,5 ± 1,4	1,5 ± 1,4
	60 ans et plus	22,7 ± 1,4	1,3 ± 1,4
	20 ans et plus	22,5 ± 1,4	1,5 ± 1,4
Femmes	15-19 ans	22,6 ± 1,2	1,4 ± 1,2
	20-59 ans	22,6 ± 1,2	1,4 ± 1,2
	60 ans et plus	22,7 ± 1,4	1,3 ± 1,4
	20 ans et plus	22,7 ± 1,2	1,3 ± 1,2
Combiné	15-19 ans	22,6 ± 1,2	1,4 ± 1,2
	20-59 ans	22,6 ± 1,3	1,4 ± 1,3
	60 ans et plus	22,7 ± 1,4	1,3 ± 1,4
	20 ans et plus	22,6 ± 1,3	1,4 ± 1,3

Guévin et al, 1996

Cette étude visait à mieux connaître la consommation d'eau potable au Québec. Le projet pilote a été réalisé en avril et mai 1996 auprès de 125 adultes des régions de Québec et de la Côte de Beaupré. En plus de noter leur consommation d'eau, les participants devaient indiquer le temps passé à l'intérieur du domicile. Ces valeurs ne représentent pas tout le temps passé à l'intérieur, puisque le temps passé au travail, à l'école ou tout autre endroit intérieur n'est pas pris en compte. De plus, les données ne concernent pas les enfants.

Tableau 2 : Temps passé à l'intérieur de la résidence selon Guévin et al, 1996

Individus	Durée de séjour dans la maison (heures/jour) Moyenne ± erreur-type
Travailleurs	15,5 ± 0,5
Étudiants	16,8 ± 2,1
Sans emploi	20,1 ± 0,4
Ensemble des individus	17,4 ± 0,4

- **MEF, 1996**

Les auteurs avaient fixé de façon arbitraire le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur en fonction des saisons et de l'occupation du territoire (tableau 3).

Tableau 3 : Temps passé à l'intérieur et à l'extérieur selon les saisons et le type d'occupation du territoire

Saison		Occupation du territoire (heures/jour)			
		Résidentielle	**Résidentielle et agricole**	**Commerciale**	**Industrielle**
Été	Temps à l'intérieur	21,6	14,4	22,8	2,4
	Temps à l'extérieur	2,4	9,6	1,2	21,6
Hiver	Temps à l'intérieur	23,5	22,8	22,8	12
	Temps à l'extérieur	0,5	1,2	1,2	12

- ***U.S. EPA, 1997***

L'EPA (1997) ne propose pas de données de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur pour toute la journée. Il a cependant évalué le temps passé à l'extérieur pour plusieurs activités, ce qui peut s'avérer utile dans certains projets spécifiques.

1.2 Proposition pour les Lignes directrices du MSSS

Les études traitant du temps total passé à l'intérieur et à l'extérieur ne sont pas nombreuses. Celle qui nous apparaît la plus adéquate pour notre propos est celle de Richardson (1997) car les données sont disponibles pour un grand nombre de personnes, spécifiques aux Canadiens et représentatives de toute l'année. C'est pourquoi nous recommandons d'utiliser les valeurs de Richardson (1997) pour les 20 ans et plus, soit 1,4 heures par jour, afin de représenter la moyenne annuelle du temps passé à l'extérieur chez les adultes. Si l'analyste avait besoin de données concernant le comportement des adultes durant la saison estivale seulement ou des adultes vivant en milieu rural (sans tenir compte du travail agricole), nous lui suggérons d'augmenter la durée de temps passé à l'extérieur.

Nous n'avons toutefois pas trouvé de données concernant le comportement des enfants. Intuitivement, on doit s'attendre à ce que les enfants passent plus de temps à l'extérieur que les adultes. De façon arbitraire, nous recommandons de doubler le temps passé à l'extérieur chez les adultes, soit de prendre une valeur de 2,8 heures/jour pour les enfants. Si l'analyste doit considérer le comportement des enfants durant la saison estivale seulement ou d'enfants vivant en milieu rural, il devrait augmenter encore un peu plus la durée de temps passé à l'extérieur. Une attention particulière devra toujours être apportée lorsque le territoire affecté par le projet à l'étude comporte des milieux de vie spécifiques aux enfants (garderie, école, etc.).

En ce qui concerne l'occupation *commerciale/industrielle* du territoire, le temps passé à l'intérieur des travailleurs oeuvrant à l'intérieur devrait représenter environ les 10 heures de travail de présence au travail, tout en tenant compte de la durée des pauses qui peuvent être prises à l'extérieur. Toutefois, si on considère les travailleurs de la voirie, de la construction et de l'agriculture, on devrait plutôt considérer 10 heures de travail par jour passées à l'extérieur.

2. Inhalation

Un résumé des quelques études sur les données d'inhalation retrouvées dans la littérature est proposé ci-après ainsi que la recommandation proposée dans le cadre des Lignes directrices.

2.1 Résumé des principales études et/ou estimations concernant l'inhalation

Richardson (1997)

Richardson (1997) a utilisé une étude réalisée pour le compte de Santé et Bien-être Social Canada par Allan (1995). Cet auteur a utilisé des simulations Monte Carlo afin d'estimer des volumes d'air inhalé durant 24 heures en combinant les volumes d'air inhalés par jour rapportés en fonction de différents niveaux d'activités avec les informations sur la durée de ces activités. Le tableau 4 présente les moyennes arithmétiques estimées des volumes d'air inhalé quotidiennement selon les classes d'âges.

Tableau 4 : Volume d'air inhalé par jour selon les classes d'âges

Âge (ans)	Hommes (m^3/j)	Femmes (m^3/j)	Combiné (m^3/j)
< 0,5	-- [1]	-- [1]	2,1 [1]
0,5 à 4	9,7	8,8	9,3
5 à 11	15,1	14,0	14,5
12 à 19	17,7	14,0	15,8
20 et +	17,2	14,4	15,8

[1] Valeur non différenciée pour le sexe.

U.S. EPA, 1997

L'EPA (1997) a effectué une revue de la littérature et a proposé les valeurs suivantes comme quantités d'air inhalé en fonction de l'âge (voir tableau 5). On constate que le volume d'air inhalé chez les enfants de moins de 1 an est plus élevé que celui proposé par Richardson (1997). Le volume d'air inhalé de 4,5 m3/jour retenu par l'EPA provient de l'étude de Layton (1993).

Tableau 5 : Volume d'air inhalé en fonction de l'âge selon EPA (1997)

Population	Volume d'air moyen inhalé (m^3/jour)
Enfants de moins de 1 an	4,5 [1]
Enfants de 1 à 12 ans	8,7
Adultes • Femmes • Hommes	 11,3 15,2

[1] Basé sur l'étude de Layton (1993)

Finley et al, 1994

Finley et al (1994) ont également basé leur recommandation sur l'étude de Layton (1993). Le tableau 6 présente les volumes d'air inhalé qu'ils recommandent d'utiliser.

Tableau 6 : Volume d'air inhalé en fonction de l'âge selon Finley et al (1994)

Age	Volume d'air inhalé (m^3/jour)			
	50^e percentile	**75^e percentile**	**90^e percentile**	**95^e percentile**
< 3 ans	4,7	5,5	6,2	6,7
3-10 ans	8,4	9,7	10,9	11,8
10-18 ans	13,1	15,3	17,7	19,3
18-30 ans	14,8	17,1	19,5	21,0
30-60 ans	11,8	13,6	15,4	16,7
> 60 ans	11,9	13,7	15,6	16,7

MEF (1996)

Le MEF (1996) avait proposé des valeurs pour l'inhalation, en tenant compte du scénario d'occupation, du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, de l'été et l'hiver, ainsi que du sexe.

Tableau 7 : Volume d'air inhalé en fonction de l'âge selon le MEF (1996)

Âge	Volume d'air inhalé pour les hommes et les femmes combinés (m^3/jour)				
	Intérieur		Extérieur		Total
	Été	Hiver	Été	Hiver	
0	2,98	3,17	0,24	0,05	3,22
0,25	4,10	4,40	0,37	0,07	4,47
0,5	5,11	5,49	0,48	0,10	5,59
1	6,55	7,06	0,64	0,13	7,19
2	8,83	9,52	0,85	0,17	9,68
3	11,07	11,91	1,05	0,21	12,12
4	13,27	14,25	1,23	0,25	14,5
5	15,15	16,25	1,37	0,27	16,52
6	16,69	17,87	1,48	0,30	18,17
7,5	18,91	20,23	1,65	0,33	20,56
10	21,43	22,88	1,81	0,36	23,24
15	24,10	25,64	1,92	0,38	26,02
20	22,93	24,39	1,83	0,37	24,76
30	20,65	21,99	1,67	0,33	22,32
40	18,76	19,98	1,53	0,31	20,29
60	16,93	18,01	1,34	0,27	18,27
80	15,94	16,88	1,17	0,23	17,11

2.2 Proposition pour les Lignes directrices du MSSS

Pour les besoins des lignes directrices, nous avons retenu les données de Richardson (1997) puisqu'il s'agit de données canadiennes, qui sont disponibles pour les classes d'âges retenues et qui sont basées sur une évaluation relativement récente (Allan, 1995). Toutefois, d'autres évaluations (Layton, 1993) ont conduit à une estimation du volume d'air inhalé deux fois plus important pour les enfants de moins de 6 mois que cellui de Richardson (1997). C'est pourquoi, pour les enfants de mois de 6 mois, nous recommandons d'utiliser la valeur de 4,5 m^3/jour. Si le projet l'exige, l'analyste peut utiliser des valeurs d'inhalation en fonction de diverses activités que l'EPA (1997) propose pour les enfants, les adultes ainsi que les travailleurs.

3. Ingestion d'eau potable

L'ingestion d'eau potable doit considérer l'ingestion directe d'eau provenant du robinet et l'ingestion indirecte par l'eau utilisée dans la préparation de boissons ou d'aliments préparés à partir d'eau du robinet (thé, café, jus reconstitués, soupes, etc).

Nous présentons d'abord les différents taux d'ingestion suggérés par des organismes gouvernementaux et des auteurs québécois et canadiens. Puis, à la lumière des avantages et des faiblesses de ces données, nous présentons les quantités d'eau consommée proposées pour les Lignes directrices .

3.1 Résumé des principales études et estimations d'ingestion d'eau potable

Santé et bien-être social Canada, 1981

Une enquête a été menée pour le compte de la Direction de l'hygiène du milieu du ministère de la Santé et Bien-être social Canada en 1977 et 1978 afin d'estimer la consommation de l'eau du robinet au Canada. Elle a été effectuée en deux phases (fin été 1977 et hiver 1978) chez 970 particuliers provenant de 295 ménages, au cours de deux journées, une de semaine et une autre de fin de semaine. On a eu recours aux techniques de l'entrevue et du questionnaire pour établir la consommation individuelle d'eau du robinet dans toutes les formes de boissons ainsi que la répartition de l'eau du robinet consommée dans diverses boissons (eau, thé, café, lait reconstitué, soupes, boissons alcooliques maison, etc). Dans cette étude, la courbe de la distribution des données de consommation d'eau potable est tirée vers la droite. La consommation quotidienne moyenne d'eau potable par la population était de 1,34 L/jour, alors que 90% de la population consommait moins de 2,36 L/jour. Les tableaux ci-dessous présentent les résultats de cette enquête.

Tableau 8 : Quantité moyenne d'eau consommée par jour chez les Canadiens selon l'enquête de Santé et Bien-être social Canada (1981)

Age	Quantité moyenne d'eau consommée (L/jour)		
	Hommes	Femmes	Hommes et femmes
< 3 ans	0,50	0,69	0,61
3 - 5 ans	0,90	0,85	0,87
6 - 17 ans	1,27	1,00	1,14
18 -34 ans	1,43	1,33	1,38
35 - 54 ans	1,47	1,63	1,55
> 55 ans	1,59	1,55	1,57

Tiré de Richardson (1997)

Tableau 9 : Quantité d'eau consommée par jour chez 90% des Canadiens selon l'enquête de Santé et Bien-être social Canada (1981)

Age	Quantité moyenne d'eau consommée (L/jour)		
	Hommes	Femmes	Hommes et femmes
< 3 ans	1,07	1,50	1,50
3 - 5 ans	1,57	1,50	1,40
6 - 17 ans	2,64	1,79	2,21
18 -34 ans	2,57	2,50	2,57
35 - 54 ans	2,57	2,64	2,57
> 55 ans	2,29	2,28	2,29

Richardson, 1997

Richardson (1997) a utilisé les données de Santé et Bien-être Social Canada (1981). Toutefois, comme les données brutes de l'enquête n'existaient plus, il a dû utiliser les tableaux résumés où les fréquences de la consommation d'eau des individus étaient rapportées en consommation totale par intervalles de 0,5 L. Comme il ne pouvait pas faire de tests statistiques afin de déterminer s'il y avait une différence entre la consommation d'eau des hommes et des femmes, Richardson a présenté les résultats regroupés pour les deux sexes.

Il a déterminé des "probability density functions" en regroupant les groupes 18-34 ans et 35-54 ans dans la classe des 20-59 ans et en utilisant les 55 ans et plus pour la classe des 60 ans et plus. Par la suite, il a combiné les données des trois groupes adultes de Santé et Bien-être Social Canada dans la classe des 20 ans et plus. Les données pour les enfants des quatre classes d'âges retenues ont été basées sur les études de Ershow et Cantor (1989) réalisées chez 26 081 Américains à partir d'une enquête menée en 1977-78. Comme les données américaines pour les adultes étaient semblables à celles des adultes canadiens, il a assumé que les données pour les enfants américains pouvaient être utilisées pour les enfants canadiens. Les résultats de cette étude sont présentés au tableau10.

Tableau 10 : Consommation d'eau potable basée sur une enquête américaine de Ershow et Cantor (1989)

Classe d'âges	Consommation d'eau potable chez les hommes et les femmes
	Moyenne arithmétique et erreur-type (L/jour)
0-5 mois	0,27 +/- 0,25
5-11 mois	0,33 +/- 0,27
1-3 ans	0,65 +/- 0,39
4-6 ans	0,74 +/- 0,41
7-10 ans	0,79 +/- 0,42
11-19 ans	0,97 +/- 0,56
20-64 ans	1,37 +/- 0,73
65 ans et plus	1,46 +/- 0,64

Richardson a ensuite généré des distributions de fréquences par des simulations Monte Carlo. Comme les données de base et celles générées ainsi étaient tirées vers la droite, il a recommandé que les taux de consommation d'eau potable soient définis comme lognormaux. Le tableau 11 présente les données de consommation d'eau potable suggérées pour la population canadienne par Richardson (1997).

Tableau 11 : Quantité d'eau potable ingérée par les Canadiens suggérée par Richardson (1997)

Classes d'âges	Consommation d'eau potable pour la population canadienne (L/jour)	
	Moyenne arithmétique et erreur-type	Moyenne arithmétique et erreur-type des données transformées $\log_e$
0-6 mois	0,3 +/- 0,2	-1,39 +/- 0,61
6 mois - 4 ans	0,6 +/- 0,4	-0,69 +/- 0,61
5-11 ans	0,8 +/- 0,4	-0,33 +/- 0,47
12-19 ans	1,0 +/- 0,6	-0,15 +/- 0,55
20-59 ans	1,5 +/- 0,8	0,28 +/- 0,50
60 ans et plus	1,6 +/- 0,6	0,40 +/- 0,36
20 ans et plus	1,5 +/- 0,8	0,28 +/- 0,50

Guévin et al, 1996

Cette étude présente les résultats d'un projet pilote réalisé en avril et mai 1996 auprès de 125 adultes des régions de Québec et de la Côte de Beaupré. Un rappel de 24 heures et un journal de

48 heures ont été utilisés pour évaluer la consommation d'eau potable consommée via l'ingestion d'eau ou d'aliments.

La consommation moyenne d'eau était de 1,617 ± 0,924 L/jour (moyenne ± erreur type), la moitié provenant de l'eau bue nature et l'autre moitié étant de l'eau utilisée pour reconstituer des aliments et des boissons. La consommation moyenne d'eau embouteillée était de 0,374 L/jour. Il n'y avait pas de différence statistique entre la consommation d'eau des hommes et des femmes. Différentes données ont été mesurées dans cette enquête et sont présentées au tableau 12. L'étude a fait ressortir une différence entre la consommation d'eau des régions urbaines et celle des régions rurales.

Tableau 12 : Quantité d'eau consommée par jour chez des Québécois d'après l'enquête de Gauvin et al (1996)

Age	Quantité d'eau consommée (L/jour)					
	Moyenne et erreur-type de la population totale	10e percentile	50e percentile	90e percentile	Moyenne et erreur-type de la population urbaine	Moyenne et erreur-type de la population rurale
Adultes	1,617±0,924	0,648	1,526	2,662	1,493±0,099	1,760±0,135
20-29 ans	1,262±0,172					
30-39 ans	1,696±0,171					
40-49 ans	1,516±0,133					
50-59 ans	1,689±0,200					
60-64 ans	1,921±0,209					

MEF, 1996

Le groupe d'analyse de risque du MEF (1996) a utilisé les données de Santé et Bien-être social Canada (1981) qui ont été revues en fonction des 17 classes d'âges retenues (voir tableau13).

Tableau 13 : Quantité d'eau consommée retenue par le MEF (1996)

Age (ans)	Quantité d'eau consommée (L/jour)		
	Hommes	Femmes	Combiné
0	0,350	0,350	0,350
0,25	0,366	0,425	0,395
0,5	0,386	0,492	0,439
1	0,437	0,604	0,520
2	0,574	0,752	0,663
3	0,740	0,821	0,780
4	0,900	0,850	0,875
5	1,027	0,872	0,949
6	1,120	0,892	1,006
7,5	1,208	0,922	1,065
10	1,262	0,970	1,116
15	1,297	1,075	1,186
20	1,358	1,191	1,274
30	1,459	1,416	1,437
40	1,474	1,583	1,528
60	1,484	1,650	1,567
80	1,590	1,550	1,570

U.S. EPA, 1997

Après une revue de la littérature américaine, l'U.S. EPA (1997) a suggéré des quantités d'eau potable consommée décrites au tableau 14 . L'EPA propose également différentes valeurs de percentiles, ainsi que des données pour les femmes enceintes et qui allaitent, et les adultes qui effectuent des activités intenses à des conditions climatiques chaudes.

Tableau 14 : Quantité d'eau consommée par jour suggérée par l'EPA (1997)

Groupes d'âges	Quantité d'eau consommée (L/jour)	
	Moyenne	90^{e} percentile
< 1 an	0,30	0,65
<3 ans	0,61	1,5
3-5 ans	0,87	1,5
1-10 ans	0,74	1,3
11-19 ans	0,97	1,7
Adultes	1,4	2,4

Finley et al, 1994

Le tableau 15 présente les quantités d'eau consommée par jour suggérées par Finley et al (1994). Nous ne présentons ici que les 50è, 75è, 90è et 95è percentile.

Tableau 15 : Quantité d'eau consommée par jour suggérée par Finley et al (1994)

Age	Consommation d'eau par jour (L/jour)			
	50^{e} percentile	75^{e} percentile	90^{e} percentile	95^{e} percentile
< 1 an	0,24	0,42	0,65	0,78
1-11 ans	0,67	0,96	1,3	1,5
11-18 ans	0,87	1,2	1,7	2,0
18-65 ans	1,3	1,7	2,3	2,7
> 65 ans	1,4	1,8	2,3	2,6

3.2 Proposition pour les Lignes directrices du MSSS

Pour les besoins des lignes directrices, les critères de sélection des valeurs de consommation d'eau potable étaient, entre autres, la représentativité des données pour les Québécois, ainsi que la disponibilité de données pour les enfants et pour les classes d'âges retenues. Nous avons retenu les données de Richardson (1997) basées sur l'enquête de Santé et Bien-être social Canada (1981) (voir tableau 8). Bien que cette enquête date de 1977-78, on constate que les valeurs moyennes de cette enquête sont du même ordre de grandeur que celles d'enquêtes plus récentes.

Toutefois, comme les classes d'âges utilisées par Santé et Bien-être social Canada sont différentes de celles retenues dans les Lignes directrices, certaines conversions ont été apportées aux données. Pour ce faire, nous avons d'abord attribué une valeur médiane à chacune des classes d'âges utilisées par Santé et Bien-être social Canada et une limite supérieure de 79 ans à la dernière classe d'âges (tableau 16).

Tableau 16 : Classes et médianes des âges de l'enquête de Santé et Bien-être social Canada (1981) et celles retenues dans les Lignes directrices

Données de Santé et Bien-être social Canada		Données recalculées selon les classes d'âges retenues	
Classes (ans)	**Médianes (ans)**	**Classes (ans)**	**Médianes (ans)**
< 3	1,5	< 0,5	0,25
3-5	4,5	0,5 à 4	2,75
6-17	12	>4 à 11	8,5
18-34	26,5	>11 à 19	16
35-54	45	>19 et +	40
> 55	67,5		

Puis, au moyen du logiciel SPSS, des équations de type $Y = b_0 + b_1X + b_2X^2 + b_3X^3$ ont été générées. Toutes les régressions obtenues avaient un coefficient de corrélation supérieur à 0,9. Ces équations ont ensuite servi au calcul des quantités d'eau consommée en fonction des cinq classes d'âges retenues dans les lignes directrices (tableau 17).

Tableau 17 : Quantité moyenne d'eau consommée par jour retenue dans les Lignes directrices

Classes d'âges	Quantité moyenne d'eau consommée (L/jour)		
	Hommes	**Femmes**	**Combiné**
< 0,5	0,477	0,687	0,596
0,5 à 4	0,683	0,756	0,728
>4 à 11	1,056	0,914	0,985
>11 à 19	1,367	1,108	1,232
>19 et +	1,525	1,630	1,584

4. Taux d'ingestion des aliments des bébés

En nutrition, il est suggéré de ne pas introduire d'aliments solides avant l'âge de 4 à 6 mois, car l'enfant n'est pas prêt à avaler des aliments solides. Cependant, certains bébés ont un bon appétit et vont réclamer des céréales vers l'âge de 3 mois. Ainsi, pour un nombre non négligeable d'enfants, les céréales seront introduites dans l'alimentation vers l'âge de trois mois, les légumes et les fruits vers 4, 5 ou 6 mois. Par la suite, les aliments tels que la viande, le poisson, etc. seront introduits. Pour certains enfants, l'introduction des aliments peut ne pas respecter cette chronologie.

Compte-tenu qu'il est possible que l'ensemble de ces aliments soit introduit dans la diète avant l'âge de 6 mois, nous avons choisi de retenir les taux d'ingestion d'aliments proposés par Richardson (1997) pour les enfants de moins de 6 mois (tableau 18). Nous les avons comparés avec les valeurs définies par l'EPA (1997) (tableau19). Évidemment, la comparaison n'est pas tout à fait adéquate car nous comparons des apports alimentaires entre deux groupes d'âges non identiques.

Ainsi, en ce qui concerne les fruits et jus de fruits, on constate que les valeurs proposées dans les lignes directrices se situent entre le 50 et le 75 percentile de la distribution américaine. Pour les légumes totaux, les valeurs retenues se rapprochent du 95 percentile de la distribution américaine. Au niveau des viandes et des œufs, nous avons retenu des valeurs qui se situent entre le 75 et le 95 percentile de la distribution américaine. Finalement, pour les céréales, les valeurs retenues se situent entre le 25 et le 50 percentile de la distribution américaine.

Tableau 18 : Quantité d'aliments consommés par les enfants de moins de 6 mois selon Richardson (1997)

Aliments	Hommes (kg/j)	Femmes (kg/j)	Combiné (kg/j)
Fruits et de jus de fruits	0,154	0,120	0,136
Légumes totaux	0,182	0,126	0,155
Viandes et œufs	0,051	0,053	0,052
Céréales	0,037	0,043	0,040

Tableau 19 : Quantité d'aliments consommés par les moins de 1 an selon l'EPA (1997) [1]

Aliments	Moyenne	50^{e} percentile 50	Percentile 75	Percentile 95
Fruits et de jus de fruits	0,122	0,072	0,179	0,350
Légumes totaux	0,056	0,045	0,085	0,158
Viandes et œufs	0,023	0,019	0,039	0,070
Céréales	0,058	0,050	0,083	0,160

[1] Pour estimer les quantités d'aliments consommés par les enfants de moins de 6 mois, nous avons utilisé l'apport quotidien estimé par l'EPA (en g de nourriture par kg de poids corporel) défini pour les enfants de moins de 1 an et nous avons multiplié cette valeur par le poids d'un enfant de 6 mois, soit 8,2 Kg

4.2 Recommandations pour les Lignes directrices

Tel que mentionné précédemment, la comparaison effectuée n'est pas parfaite car les groupes d'âges ne sont pas totalement les mêmes. Cependant, elle nous permet d'évaluer les taux d'ingestion que nous avons retenus. Ainsi, à l'exception des céréales, les valeurs que nous avons retenues peuvent être considérées conservatrices et respectent cette tendance définie à plusieurs endroits dans le document.

5. Ingestion de sol et de poussières intérieures

Nous avons effectué ci-dessous une revue des principales études en rapport avec l'ingestion de sol et de poussières intérieures. Nous présentons ci-après un résumé des principales études d'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les enfants, un résumé des principales études d'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les adultes, des estimations de la proportion de sol et de poussières intérieures ingérés par les enfants, les quantités de sol et de poussières intérieures ingérés retenues par quelques organismes de santé ainsi que les quantités de sol et de poussières intérieures ingérés proposées pour les Lignes directrices du MSSS.

5.1 Résumé des principales études d'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les enfants

- **Binder et al (1986):** ***Estimating Soil Ingestion: The Use of Tracer Elements in Estimating the Amount of Soil Ingested by Young Children***

Une des premières études d'ingestion de sol a été faite par Binder et al (1986) dans une ville du Montana. Durant 3 jours, ils ont mesuré la concentration de trois traceurs (Al, Si et Ti [12]) dans les fèces de 65 enfants âgés de 1 à 3 ans et dans le sol de la cour arrière de ces enfants. Ils ont assumé que le poids sec des fèces était de 15 g/jour. Son étude ne tenait pas compte de la présence des traceurs dans la nourriture et dans les médicaments. Elle ne distinguait pas l'ingestion de sol de celle des poussières intérieures. Un résumé des résultats de cette étude est présenté au tableau 20.

Cette étude surestime probablement l'ingestion de sol puisque la présence des traceurs dans la nourriture n'était pas mesurée et parce que le poids sec des fèces était surestimé.

Tableau 20 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des enfants de 1 à 3 ans selon Binder et al (1986)

Méthode d'estimation	Moyenne (mg/jour)	Médiane (mg/jour)	95^{e} percentile (mg/jour)
Al	181	121	584
Si	184	136	578
Ti	1834	618	9590
Minimum [1]	108	88	386

[1] Basé sur la concentration minimale des trois traceurs

[12] Les éléments traceurs sont représentés par leur symbole chimique.

- **Clausing et al (1987):** ***A method for estimating soil ingestion by children***

L'étude de Clausing et al (1987) a été menée chez 18 enfants hollandais âgés de 2 à 4 ans durant 5 jours à l'aide d'une méthode de traceurs semblable à celle de Binder et al (1986). La concentration d'Al, de Ti et de résidus insolubles dans l'acide (AIR) a été mesurée dans le sol de la cour d'école et dans les fèces des enfants. Le poids sec des fèces a été estimé à 10 g/jour. Les auteurs ont aussi utilisé un groupe contrôlé de 6 enfants alités et hospitalisés qui représentaient des enfants qui avaient un accès limité au sol. Toutefois, la concentration des traceurs dans les médicaments n'a pas été considérée et les résidus insolubles dans l'acide n'ont pas été mesurés chez ce groupe d'enfants. Les auteurs ont utilisé une méthode appelée traceurs limitants (LTM) qui considère que la quantité maximale de sol ingéré par les enfants correspond à l'estimé le plus faible de tous les traceurs. Un résumé de cette étude est présenté au tableau 21.

Bien que l'utilisation d'un groupe contrôle pour estimer l'ingestion de sol soit intéressante, des paramètres importants comme la mesure de la concentration de traceurs dans la nourriture et dans les médicaments n'a pas été prise en compte.

Tableau 21 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des enfants de 2 à 4 ans selon Clausing et al (1987)

Ingestion moyenne de sol (mg/jour)	Al	Ti	AIR	Traceurs limitants - LTM [1]
Chez les 64 enfants	232	1431	129	105
Chez les 6 enfants hospitalisés	56	2293		49
Estimée				56

[1] L'utilisation des traceurs limitants assume que la quantité maximale de sol ingéré correspond à l'estimé le plus faible de tous les traceurs.

- **Calabrese et al (1989):** ***How much soil do young children ingest: an epidemiologic study***

Cette étude a mesuré la concentration de 8 traceurs dans la nourriture, dans le sol et dans les fèces de 64 enfants âgés de 1 à 4 ans provenant d'un milieu favorisé (famille de deux parents et où les parents étaient très scolarisés) du Massachusetts. Cette étude s'est déroulée en septembre/octobre. Une première étude d'exposition volontaire d'adultes à des quantités connues de sol a permis de déterminer que Al, Si et Y étaient les meilleurs traceurs parce qu'ils étaient les plus récupérables. Par la suite, les concentrations des 8 traceurs ont été mesurées dans un duplicata de toute la nourriture ingérée par les enfants, dans l'urine et toutes les fèces des enfants, dans le sol de chaque cour, de chaque garderie et dans la poussière intérieure de la maison de chaque enfant. Le temps que les enfants ont passé à l'intérieur et à l'extérieur a été noté. La concentration des traceurs dans les médicaments et les autres produits (pâte dentifrice) était prise en considération. L'étude s'est déroulée durant 8 jours répartis sur deux semaines.

Cette étude a l'avantage de tenir compte de la concentration des traceurs dans la nourriture et les médicaments, et le choix des traceurs a été validé chez les adultes. Un résumé de cette étude est présenté au tableau 22.

Tableau 22 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des enfants de 1 à 4 ans selon Calabrese et al (1989)

Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés (mg/jour)	Al	Ba	Mn	Si	Ti	V	Y	Zr
Moyenne	**153**	32	-294	**154**	218	459	**85**	21
Médiane	**29**	-37	-261	**40**	55	96	**9**	16
95è percentile	**223**	283	788	**276**	1432	1903	**106**	110

- **Van Wijnen et al (1990):** ***Estimated soil ingestion by children***

Cette étude hollandaise a porté sur des enfants de 1 à 5 ans provenant de garderies (en deux périodes, au début et à la fin de l'été) et de terrains de camping, et sur un groupe contrôlé d'enfants alités et hospitalisés. L'étude de Clausing et al (1987) en était l'étude pilote et la méthodologie utilisée ici est très semblable, à la différence que le poids sec des fèces estimé dans cette étude a été estimé à 15 g/jour. Les traceurs utilisés étaient l'Al, Ti et AIR. L'estimation finale provient de la méthode des traceurs limitants (LTM).

L'intérêt de cette étude est de fournir des données pour des enfants ayant une exposition typique et une forte ingestion. Toutefois, l'apport de traceurs via la nourriture n'a pas été pris en considération. Un résumé des résultats de cette étude est présenté au tableau 23.

Tableau 23 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des enfants de 1 à 5 ans selon Van Wijnen et al (1990)

Groupe	Age (ans)	Nombre	LTM[1]			
			Moyenne géométrique (mg/jour)		Moyenne (mg/jour)	Médiane (mg/jour
Garderie (1ère période)	1-2	108	33-88	69	103	111
	>3	115	12-62			
Garderie (2ème période)	1-2	104	0-19			
	>3	70	0-29			
Terrains de camping	<3	20	150-200	120	213	160
	>3	51	31-81			

[1] L'utilisation des traceurs limitants assume que la quantité maximale de sol ingéré correspond à l'estimé le plus faible de tous les traceurs.

- **Davis et al (1990):** ***Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years: population based estimates using aluminium, silicon and titanium as soil tracer elements***

Dans une étude menée durant 7 jours auprès de 104 enfants âgés de 2 à 7 ans du sud de l'état de Washington, Davis et al (1990) ont analysé l'Al, le Si et le Ti dans les fèces, l'urine, un duplicata de la nourriture, le sol et les poussières intérieures. Les quantités de sol ingéré étaient très variables (surtout celles basées sur le Ti) et sont présentées au tableau 24.

Tableau 24 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des enfants de 2 à 7 ans selon Davis et al (1990)

Quantité ingérée	Al (mg/jour)	Si (mg/jour)	Ti (mg/jour)
Moyenne	39 [1] (64) [2]	82 (160)	246 (268)
Médiane	25 (52)	59 (112)	81 (116)

[1] Quantité de sol et de poussières ingérés basée sur la concentrations dans les sols
[2] Quantité de sol et de poussières ingérés basée sur la concentrations dans les sols et les poussières intérieures et ajustée en fonction de la proportion de temps passé à l'intérieur et l'extérieur

- **Thompson et Burmaster (1991):** ***Parametric distributions for soil ingestion by children***

Ces auteurs ont repris les données de Binder et al (1986), mais ont utilisé 7,5 g/jour comme poids plus représentatif des fèces. Un résumé de leurs estimations est présenté au tableau 25.

Tableau 25 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des enfants de 1 à 3 ans selon Thompson et Burmaster (1991)

Ingestion	Al (mg/jour)	Si (mg/jour)	Ti (mg/jour)	Moyenne de Al et Si (mg/jour)
Moyenne	97	85	1004	91

- **Stanek et Calabrese (1991) et Calabrese et Sanek (1991):** ***A guide to interpreting soil ingestion studies I. Development of a model to estimate the soil ingestion detection level of soil ingestion studies*** **et** ***II. Qualitative and quantitative evidence of soil ingestion***

Les auteurs ont élaboré un modèle qui permet de prédire les valeurs de récupération des traceurs dans les différentes études d'ingestion de sol. Ils ont ensuite revu quatre études d'ingestion de sol à la lumière des forces et faiblesses du design et/ou de l'exécution de l'étude ainsi que de la nouvelle méthodologie d'estimation de la récupération des traceurs dans les sols. Ils ont conclu que les estimations des quantités de sol ingéré de Binder et al (1986) et de Clausing et al (1987)/Van Wijnen et al (1990) ne pouvaient être utilisées compte tenu des limites méthodologiques. Les études de Calabrese et al (1989) et de Davis et al (1990) permettaient d'obtenir des évidences quantitatives. Toutefois, en tenant compte des niveaux de détection de traceurs lors de l'ingestion de sol, le Zr, le Ti et possiblement l'Al apparaissaient comme étant les traceurs les plus fiables (alors que dans l'article original, c'était le Al, Si et Y). Le Ti apparaît

maintenant plus fiable en particulier parce que, même s'il était peu récupéré lors de l'étude chez les adultes, le taux de récupération de ce traceur est meilleur chez les enfants. Les résultats de Davis et al (1990) étaient toutefois moins fiables. Le tableau 26 présente les quantités de sol et de poussières intérieures estimés par le modèle de Stanek et Calabrese.

Tableau 26 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des enfants selon Calabrese et al (1989) et revue par Stanek et Calabrese (1991)

Quantité ingérée (mg/jour)	Al	Ba	Mn	Si	Ti	V	Y	Zr
Moyenne	**153**	32	-294	154	**218**	459	85	**21**
Médiane	**29**	-37	-261	40	**55**	96	9	**16**
95^{e} percentile	**223**	283	788	276	**1432**	1903	106	**110**

- **Finley et al, 1994:** ***Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment***

Dans cet article, les auteurs ont utilisé les données d'ingestion de sol de Calabrese et al (1989) basées sur le Zr (Calabrese et Stanek, 1991) parce qu'ils les considéraient comme étant les plus précises. Ils ont construit une distribution cumulative de l'ingestion de sol chez les enfants à partir, entre autres, de la moyenne (21 mg/jour), la médiane (16 mg/jour) et le 95ème percentile (110 mg/jour).

- **Sedman et Mahmood (1994):** ***Soil ingestion by children and adults reconsidered using the results of recent tracer studies***

Ces auteurs ont considéré les études de Calabrese et al (1989) et Davis et al (1990). A l'aide de différents tests statistiques, ils ont retenu les traceurs les plus fiables. Puis ils ont ajusté la quantité moyenne de sol ingéré par un enfant de 2 ans (220 mg/jour pour l'étude de Calabrese et al, 1989 et 170 mg/jour pour l'étude de Davis et al, 1990). Ils ont donc recommandé d'utiliser une quantité d'ingestion de sol conservatrice pour un jeune enfant de 250 mg/jour.

- **Stanek et Calabrese (1995):** ***Daily estimates of soil ingestion in children***

Les auteurs ont de nouveau réévalué les données de l'étude de Calabrese et al, 1989. A partir des nouvelles quantités de sol et de poussières intérieures ingérés estimées à partir de chaque traceur, un estimé pour l'ensemble des traceurs a été calculé. De plus, la médiane a été projetée pour l'ensemble des 365 jours de l'année, soit 75 mg/jour.

Tableau 27 : Quantité de sol et de poussières ingérés par des enfants de 1 à 4 ans selon Calabrese et al (1989) et revue par Stanek et Calabrese (1995a)

Ingestion de sol (mg/jour)	Tous les traceurs	Al	Ba	Mn	Si	Ti	V	Y	Zr
Moyenne	179	122	655	1053	139	271	112	165	23
Médiane	45	19	65	121	32	31	47	15	15

- **Calabrese et Stanek (1995):** ***Resolving Intertracer Inconsistencies in Soil Ingestion Estimation***

Dans cet article, les auteurs identifient les différentes sources possibles d'erreurs positives et négatives sur les estimations de Calabrese et al (1989). Cette étude indique que l'Al, le Si et le Y sont les traceurs les plus dignes de confiance pour l'estimation de l'ingestion de sol par les enfants; après avoir identifié le Ti et le Zr comme étant les traceurs les plus fiables (Stanek et Calabrese, 1991 et Calabrese et Stanek, 1991), ils reviennent aux traceurs jugés les plus fiables au départ (Calabrese et al, 1989).

Tableau 28 : Quantité de sol et de poussières ingérés par des enfants de 1 à 4 ans selon Calabrese et al (1989) ajustée par Stanek et Calabrese (1995b)

Ingestion de sol (mg/jour)	Al	Si	Ti	V	Y	Zr
Moyenne ajustée	**136**	**133**	208	148	**97**	113

- **Sheppard (1995):** ***Parameter values to model the soil ingestion pathway***

Sheppard a revu deux types d'études: celles basées sur la mesure de traceurs (Binder et al, 1986, Clausing et al, 1987, Davis et al, 1990, Calabrese et al, 1989, 1990, van Wijnen et al, 1990 et autres études) et celles basées sur le type d'activités affichées et la durée d'exposition à ces activités (Hawley, 1985). Compte tenu de la distribution lognormale des données, il a proposé d'utiliser des moyennes géométriques. La quantité moyenne de sol ingéré pour les enfants de moins de 6 ans est estimée à 100 mg/jour, alors que pour les enfants de plus de 6 ans et pour les adultes, elle est estimée à 20 mg/jour.

- **Calabrese et al (1997):** ***Soil Ingestion Estimates for Children Residing on a Superfund Site***

Une étude d'estimation de l'ingestion de sol a été menée au cours du mois de septembre chez 64 enfants âgés de 1 à 4 ans résidant sur le site Superfund Anaconda au Montana. Cette étude réalisée sur des sols contaminés a mesuré 8 traceurs dans un duplicata de nourriture, dans les fèces, dans le sol des trois endroits les plus fréquentés par les enfants ainsi que dans les poussières intérieures. Des produits de toilette à faible concentration de traceurs ont été fournis

aux familles. Cette estimation utilisait une méthodologie « mass-balance » qui permettait de réduire les erreurs positives et négatives et améliorait la récupération des traceurs. Le tableau 29 présente les résultats de cette étude.

Tableau 29 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des enfants de 1 à 4 ans selon Calabrese et al (1997)

Quantité ingérée	Méthode du meilleur traceur			Méthode de la médiane des 4 meilleurs traceurs		
(mg/jour)	sol	poussières	sol + poussières	sol	poussières	sol + poussières
Moyenne	66	127	193	7	16	23
50è percentile	20	27	47	<1	<1	<1

- **Walker et Griffin (1998):** ***Site-spécific Data Confirm Arsenic Exposure Predicted by the U.S. Environmental Protection Agency***

Les auteurs ont utilisé un modèle d'estimation de l'exposition afin de prédire les concentrations urinaires d'arsenic des enfants habitant près du site Superfund Anaconda au Montana. Ces concentrations prédites ont été comparées aux concentrations mesurées chez des enfants vivant à proximité de ce site. Les concentrations d'arsenic dans le sol, dans les poussières intérieures et dans l'alimentation, les quantités ingérées spécifiques au site, les taux d'absorption de l'arsenic et les concentrations urinaires d'arsenic ont été utilisées. Dans cet article, les auteurs font référence aux données d'ingestion de sol et de poussières de Calabrese et Stanek illustrées au tableau 30.

Tableau 30 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des enfants selon Calabrese et Stanek

Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés (mg/jour)	Médiane	Moyenne	95^{e} percentile	Étendue
Meilleur traceur	51	117	277	0-899
4 meilleurs traceurs	39	83	273	0-515

Dans leur modèle, les auteurs ont utilisé des valeurs d'exposition qui représentaient la tendance centrale et le maximum raisonnable (désigné pour représenter le 90-98ème percentile cumulatif de la population). L'utilisation de la valeur de tendance centrale (soit 100 mg/jour d'ingestion de sol et de poussières intérieures) était en accord avec les concentrations urinaires mesurées. Les auteurs avaient assumé que 55% du sol et des poussières intérieures provenaient des poussières intérieures et 45% du sol. Le modèle de l'EPA prévoit qu'en l'absence de données, la biodisponibilité doit être fixée à 100%. Ils ont utilisé une biodisponibilité pour l'arsenic de 26% dans les poussières intérieures et de 18% dans le sol.

- **Brochu et Brodeur (1998) :** ***Reference Values for Use in Environmental Exposure Assessment of Children 2 to 5 Years Old***

Les auteurs ont utilisé la médiane de l'ingestion de sol de Calabrese et al (1989) basée sur le titanium de 55 mg/jour pour les enfants de 1 à 4 ans. Ils ont considéré que 35% de cette valeur était constituée de poussières intérieures et 65% de sol. De plus, ils ont ajusté ces données en fonction des données météorologiques de la ville de Québec. Selon leurs estimations, l'ingestion médiane de poussières intérieures varierait de 13 à 29 mg/jour alors que l'ingestion médiane de sol et de neige varierait de 20 à 61 mg/jour.

- **Résumé des principales études d'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les enfants**

Le tableau 31 présente un résumé des principales études d'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les enfants.

Tableau 31 : Résumé des quantités de sol et de poussières intérieures ingérés par les enfants selon différentes études

Études	Al	Si	Ti	Y	Zr	Minimum [1]	LTM [2]	Meilleur traceur	Quatre meilleurs traceurs	Général	Tous les traceurs
Moyennes											
Binder et al, 1986	181	184	1834			108					
Clausing et al, 1987							56				
Calabrese et al, 1989	153	154		85							
Van Wijnen et al, 1990							103 [3] 213 [4]				
Davis et al, 1990	39 (64) [5]	82 (160)	246 (268)								
Thompson et Burmaster, 1991	97	85	1004								
Stanek et Calabrese, 1991 Calabrese et Stanek, 1991	153		218		21						
Finley et al, 1994					21						
Sedman et Mahmood, 1994										170 220	
Stanek et Calabrese, 1995											179
Calabrese et Stanek, 1995	136	133		97							
Sheppard, 1995										100	
Calabrese et al, 1997								193	23		
Walker et Griffin, 1998								117	83		
Médianes											
Binder et al, 1986	121	136	618			88					
Calabrese et al,	29	40		9							

Études	Al	Si	Ti	Y	Zr	Minimum [1]	LTM [2]	Meilleur traceur	Quatre meilleurs traceurs	Général	Tous les traceurs
1989											
Van Wijnen et al, 1990							111 [3] 160 [4]				
Davis et al, 1990	25 (52) 6	59 (112)	81 (116)								
Stanek et Calabrese, 1991	29		55		16						
Finley et al, 1994					16						
Stanek et Calabrese, 1995											15
Walker et Griffin, 1998								51	39		
Brochu et Brodeur, 1998										13–29 [6] 20-61 [7]	

[1] Basé sur la concentration minimale des trois traceurs
[2] L'utilisation des traceurs limitants assume que la quantité maximale de sol ingéré correspond à l'estimé le plus faible de tous les traceurs
[3] Chez les enfants en garderie
[4] Chez les enfants fréquentant un terrain de camping
[5] Tendance centrale utilisée
[6] Ajusté en fonction de la proportion de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur
[7] Ingestion de poussières intérieures
[8] Ingestion de sol et de neige

5.2 Résumé des principales études d'ingestion de sol et de poussières intérieures chez les adultes

- **Calabrese et al (1990):** ***Preliminary adult soil ingestion estimates: results of a pilot study***

Les résultats d'une étude d'ingestion de sol réalisée auprès des adultes de l'étude de Calabrese et al (1989) ont été publiés en 1990. Comme les quantités de traceurs contenus dans le sol volontairement ingéré et dans la nourriture étaient connues, il était possible d'estimer la quantité de sol ingéré à partir des analyses faites dans les fèces et dans l'urine. L'étude s'est déroulée durant trois semaines.

Cette étude est intéressante parce qu'il y a peu d'études d'ingestion de sol chez les adultes. Elle ne concerne toutefois que 6 adultes et le design de l'étude n'était pas destiné à ce propos. Le tableau 32 présente un résumé des résultats de cette étude.

Tableau 32 : Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés par des adultes selon Calabrese et al (1990)

Quantité ingérée (mg/jour)	**Al**	Ba	Mn	**Si**	Ti	V	**Y**	Zr
Moyenne	**77**	770	828	**5**	377	448	**53**	22
Médiane	**57**	158	754	**1**	211	415	**65**	-4

- **Stanek et al (1997):** ***Soil Ingestion in Adults - Results of a Second Pilot Study***

Une étude pilote a été réalisée chez 10 adultes afin de déterminer leur ingestion de sol. Une méthodologie semblable à celle de Calabrese et al (1990) a été suivie: les adultes ont ingéré volontairement des quantités connues de sol contenant des traceurs et la mesure des traceurs a été faite dans un duplicata de nourriture, dans les sols et les poussières intérieures des maisons ainsi que dans toutes les fèces. Les auteurs ont estimé que la quantité moyenne d'ingestion de poussières chez les adultes à partir de la médiane des quatre meilleurs traceurs parmi l'Al, Si, Ti, Y et Zr était de 10 mg/jour.

5.3 Proportion de sol et de poussières intérieures ingérés par les enfants

- **Stanek et Calabrese (1992) : Soil ingestion in children : Outdoor soil or indoor dust.**

A partir de l'étude de Calabrese et al (1989), Stanek et Calabrese (1992) ont utilisé 4 approches pour estimer la proportion de sol et de poussières intérieures ingérés par les enfants. Ils ont favorisé une approche basée sur le ratio des concentrations des différents traceurs. Selon ces auteurs, il s'agit d'une méthode efficace, spécialement dans les cas où l'ingestion de sol ou de poussières intérieures est élevée. Ils ont estimé que 49,2% des traceurs fécaux résiduels provenaient du sol.

- **Calabrese et Stanek (1992) : What proportion of household dust is derived from outdoor soil?**

Les auteurs ont repris l'étude de Calabrese et al (1989) et à partir des concentrations des 8 éléments des traces mesurées dans le sol et dans les poussières intérieures, ils ont estimé que 31% des poussières intérieures provenaient de l'extérieur. Dans l'étude de Calabrese et al (1989), les concentrations médianes de Al, Ti et Zr (maintenant les traceurs les plus fiables depuis les études Stanek et Calabrese, 1991 et Calabrese et Stanek, 1991) étaient de 29, 55 et 16 mg/jour parce que les auteurs avaient assumé que 50% de l'excès des traceurs fécaux provenaient du sol. En utilisant maintenant la proportion de 31% des poussières intérieures ayant comme origine le sol, les auteurs estiment maintenant que 65% de l'excès des traceurs fécaux proviennent du sol alors que 35% proviendraient des poussières intérieures. Ainsi, les quantités médianes de sol uniquement ingéré seraient de 19, 36 et 10 mg/jour pour l'Al, le Ti et le Zr.

5.4 Ingestion de sol utilisée par des organismes de santé

Au cours des années, plusieurs organismes ont émis des recommandations quant aux quantités de sol et de poussières intérieures ingérés (Santé et Bien-être Social Canada, 1994; CCME, 1996; U.S. EPA, 1997). Le tableau 33 présente les différentes valeurs recommandées par ces auteurs.

Tableau 33 : Quantité de sol et de poussières ingérés selon différents organismes

Auteurs	Population visée	Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés (mg/jour)
Santé et Bien-être Social Canada, 1994 [1] [2]	< 6 mois	35
	7 mois à 4 ans	50
	5 à 11 ans	35
	> 12 ans	20
CCME, 1996 [1] [3]	< 6 mois	20
	7 mois à 4 ans	80
	> 5 ans	20
EPA, 1997 [3]	Enfants	100 (moyenne)
		200 (estimé conservateur de la moyenne)
		400 (limite supérieure)
		10 000 (pica) [4]
	Adultes	50

[1] Valeurs moyennes pour l'ensemble de la population canadienne
[2] Ingestion de terre
[3] Ingestion de sol extérieur et de poussières intérieures
[4] Étude basée sur un seul enfant ayant un comportement pica

5.5 Proposition retenue

Comme nous pouvons le constater, les quantités de sol et de poussières intérieures ingérés peuvent varier beaucoup d'un auteur à l'autre. En nous basant sur les valeurs moyennes suggérées par les différentes études pour les enfants (tableau 31) et les adultes (section 5.2) ainsi que sur les valeurs recommandées par différents organismes (tableau 33), nous proposons d'utiliser les valeurs suivantes dans les évaluations de risque.

Tableau 34 : Quantité de sol et de poussières intérieures retenue

Population	Quantité de sol et de poussières intérieures ingérés (mg/jour)
Enfants de < 0,5 ans	20
Enfants de 0,5 à 4 ans	150
Enfants de >4 à 11 ans	35
Enfants de >11 à 19 ans	20
Adultes de >19 et + ans	20
Travailleurs à l'intérieur	20
Travailleurs à l'extérieur (industrie ou agriculture)	50 à 100

Nous avons choisi la valeur de 20 mg/jour pour les enfants de moins de 6 mois selon la recommandation du CCME (1996) puisque ces enfants ont généralement peu accès au sol et aux poussières intérieures du sol de la maison. Nous proposons la valeur de 150 mg/jour pour les enfants de 6 mois à 4 ans, soit l'âge où ceux-ci sont le plus susceptibles d'être en contact de façon importante avec le sol et les poussières intérieures, afin de représenter un intermédiaire entre les valeurs suggérées par les différentes études chez les enfants et la recommandation de l'EPA (1997) de 200 mg/jour comme étant un estimé conservateur de la moyenne. Pour les enfants de 5 à 11 ans, nous suggérons d'utiliser la valeur de 35 mg/jour proposée par Santé et Bien-être Social Canada (1994) afin de tenir compte de leur niveau et leur type d'activités qui, sans être celui de la classe d'âges des 0,5 – 4 ans, sont plus importants que celui des adolescents et des adultes. Pour les jeunes de 12 à 18 ans, les adultes et les travailleurs oeuvrant à l'intérieur, nous proposons d'utiliser la valeur de 20 mg/jour tel que le CCME (1996) l'a proposé. De plus, afin de tenir compte de l'exposition plus importante des travailleurs oeuvrant à l'extérieur en industrie ou en milieu agricole, nous proposons d'utiliser des valeurs se situant entre 50 et 100 mg/jour. Dans son document, l'EPA (1997) souligne que de nombreuses évaluations de risques faites par l'EPA assumaient des valeurs de 50 mg/jour pour des scénarios industriels et de 100 mg/jour pour des scénarios en milieu agricole.

Il n'existe pas beaucoup d'études visant à déterminer la proportion de sol et de poussières intérieures ingérés. Nous proposons que l'analyste assume que 65% de la quantité ingérée est constituée de sol et 35% de poussières intérieures, et ce chez les enfants et les adultes. Chez les travailleurs de l'extérieur, la proportion de sol devrait être plus importante.

Comme l'ingestion de sol est dépendante de la saison, l'analyste devrait considérer que durant environ 5 mois, le sol extérieur est couvert de neige et n'est pas accessible. Durant ces mois, seules les poussières intérieures devraient être considérées pour l'exposition des individus.

6. RÉFÉRENCES

ALLAN, M., 1995. *Probabilistic assessment of 24-hour breathing rates.* Cornerstone Engineering and Consulting Inc., Calgary, Alberta, contract report prepared for Health Protection Branch, Health Canada, Ottawa. 114 pages et annexes. Cité dans Richardson (1997)

BINDER, S., SOKAL, D. et MAUGHAN, D., 1986. Estimating Soil Ingestion: The Use of Tracer Elements in Estimating the Amount of Soil Ingested by Young Children. *Archives of Environnemental Health*, 41 (6) : 341-345.

BROCHU, P. et BRODEUR, J., 1998. Reference Values for Use in Environmental Exposure Assessment of Children 2 to 5 Years Old. Article soumis à *Risk Analysis*, mars 1998.

CALABRESE, E.J., BARNES, R., STANEK, E.J. et al, 1989. How much soil do young children ingest: an epidemiologic study. *Regulatory of Toxicology and Pharmacology*, 10 (2) : 123-137.

CALABRESE, E.J., STANEK, E.J., GILBERT, C.E. and BARNES, R.M., 1990. Preliminary adult soil ingestion estimates: results of a pilot study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology,* 12 : 88-95.

CALABRESE, E.J. et STANEK, E.J., 1991. A guide to interpreting soil ingestion studies. II. Qualitative and quantitative evidence of soil ingestion. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 13 (3) : 278-292.

CALABRESE, E.J.et STANEK, E.J., 1992. What Proportion of Household Dust is Derived from Outdoor Soil? *Journal of Soil Contamination,* 1 (3) : 253-263.

CALABRESE, E.J. et STANEK, E.J., 1995. Resolving Intertracer Inconsistencies in Soil Ingestion Estimation. *Environmental Health Perspectives*, 103 (5) : 454-457.

CALABRESE, E.J.(1997). Soil Ingestion Estimates for Children Residing on a Superfund Site. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* 36 : 258-268.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1996. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Sous-comité sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Environnement Canada, Ottawa, 186 pages.

CLAUSING, P., BRUNEKREFF, B et VAN WIJNEN, J.H., 1987. A method for estimating soil ingestion by children. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 59(1) : 73-82.

DAVIS, S., WALLER, P., BUSCHOM, R. et al, 1990. Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 yers: population based estimates using aluminium, silicon and titanium as soil tracer elements. *Archives of Environmental Health*, 45 : 112-122.

ERSHOW, A.G. and K.P. Cantor, 1989. *Total water and tap water intake in the United States: population-based estimates of quantiles and sources*. Life Sciences Research Office, Federation of American Societies for Experimental Biology. tiré de Richardson, 1997

FINLEY, B., PROCTOR, D., SCOTT, P. et al, 1994. Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. *Risk Analysis*, 14 (4) : 533-553.

GUÉVIN, N. et al, 1996. *La consommation d'eau potable au Québec, rapport du projet pilote*. Centre de santé publique de Québec, septembre 1996.

LAYTON, D.W., 1993. Metabolically consistent breathing rates for uses in dose assessment. *Health Phys*., 64 (1) : 23-26. Cité dans Finley et al (1994)

MEF, 1996. *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques.* Direction des laboratoires. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 761 pages. (document non publié).

RICHARDSON, G.M., 1997. *Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment.* O'Connor Associates Environmental Inc. 74 pages.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1981. *Consommation de l'eau du robinet au Canada*. Direction de l'hygiène du milieu, rapport 82-DHM-80.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire*. Santé Canada, Ottawa, 42 pages.

SEDMAN, R.M. et MAHMOOD, R.J., 1994. Soil ingestion by children and adults reconsidered using the results of recent tracer studies. *Journal of air and Waste Management Association*, 44 (2) : 141-144.

SHEPPARD, S.C., 1995. Parameter Values to Model the Soil Ingestion Pathway. *Environmental Monitoring and Assessment*, 34 : 27-44.

STANEK, E.J. et CALABRESE, E.J., 1991. A Guide to Interpreting Soil Ingestion Studies I. Development of a Model to Estimate the Soil Ingestion Detection Level of Soil Ingestion Studies. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 13 (3) : 263-277.

STANEK, E.J. et CALABRESE, E.J., 1992. Soil Ingestion in children : Outdoor soil or indoor dust. *Journal of Soil Contamination*, 1 : 1-28.

STANEK, E.J. et CALABRESE, E.J., 1995. Daily estimates of soil ingestion in children. *Environmental Health Perspectives*, 103 (3) : 276-285.

STANEK, E.J., CALABRESE, E.J., BARNES, R. et PEKOW, P., 1997. Soil Ingestion in Adults Results of a Second Pilot Study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36 : 249-257.

THOMPSON, K.M. et BURMASTER, D.E., 1991. Parametric Distributions for Soil Ingestion by Children. *Risk Analysis*, 11 (2) : 339-342

U.S. EPA, 1997. *Exposure factors handbook*. EPA/600/8-89/043.

U.S. EPA, 1997. (Document consulté le 23 juin 1999). *Exposure Factors Handbook, Volume 1, 2 and 3*. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington, August 1997. Adresse URL : *http://www.epa.gov/ncea/exposfac.htm*

VAN WIJNEN, J.H., CLAUSING, P. et BRUNEKREEF, B., 1990. Estimated Soil Ingestion by Children. *Environmental Research*, 51 : 147-162.

WALKER, S. et GRIFFIN, S., 1998. Site-spécific Data Confirm Arsenic Exposure Predicted by the U.S. Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives*, 106 (3) : 133-139.

ANNEXE 3

PROCÉDURES DE GESTION DES RÉSULTATS DES ÉVALUATIONS DU RISQUE TOXICOLOGIQUE AU CANADA ET AUX ÉTATS-UNIS

Gestion du risque pour les substances présentant des effets toxiques autres que le cancer

L'approche visant à gérer le risque d'effets toxiques autres que le cancer est très semblable d'un organisme à l'autre. Elle consiste à diviser le seuil de toxicité (de préférence le NOAEL[13] ou, à défaut, le LOAEL) provenant d'études épidémiologiques ou expérimentales par des facteurs de sécurité afin de tenir compte de l'incertitude associée aux méthodes d'extrapolation (forte dose à faible dose, animal/humain, travailleurs/population générale, etc.) et à la variabilité inter et intra-spécifique.

C'est ainsi qu'au Canada, des concentrations maximales acceptables (CMA) sont établies pour les substances chimiques présentes dans l'eau potable (Santé et Bien-Être Social Canada, 1996). Ces CMA sont calculées à partir de l'apport quotidien tolérable (AQT) ne produisant pas d'effets sur un organe particulier, d'effets neuropathiques ou comportementaux, d'effets sur la procréation ou d'effets tératogènes. On a tenu compte de l'exposition des humains à des sources autres que l'eau potable (par exemple par l'air, la nourriture, les produits de consommation) en assignant une partie de l'AQT à l'eau potable.

Pour sa part, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a élaboré des recommandations en ce qui concerne la teneur de contaminants dans les sols à partir, entre autres, d'une démarche d'évaluation du risque à la santé. Celle-ci intègre toutes les voies d'absorption contribuant à l'exposition directe au sol (ingestion, inhalation, contact cutané) mais exclut les autres sources d'exposition (alimentation, pollution atmosphérique). Pour les substances dont l'effet toxique présente un seuil, le niveau recommandé de contaminants dans les sols sera le niveau entraînant une dose additionnelle quotidienne égale à 20% de la dose journalière admissible établie par Santé et Bien-être Social Canada (CCME, 1997).

Aux États-Unis, le FDA et l'US EPA procèdent de la même façon pour établir leurs critères. Cette approche a d'ailleurs été inventée par le FDA pour le calcul des doses quotidiennes acceptables (*acceptable daily intakes*, ADIs). L'US EPA procède sensiblement de la même façon pour définir des valeurs de référence (Rhomberg, s.d.).

---

[13] NOAEL : No Observed Adverse Effect Level ou Dose sans effet nocif observé
LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level ou Plus faible dose avec effet nocif observé

2 Gestion du risque pour les substances présentant des effets cancérigènes

2.1 Procédures canadiennes

En plus de certaines considérations techniques (méthodes de traitement de l'eau, techniques d'analyses), Santé et Bien-être Social Canada (1996) tient compte du risque de cancer lors de l'élaboration des CMA pour les substances chimiques cancérogènes présentes dans l'eau potable. Ainsi, dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de risque à vie de cancer produit par la CMA doit être, si possible, inférieure à 10^{-5} ou 10^{-6}.

Le même ministère a retenu une approche différente dans l'élaboration de la *Liste des substances d'intérêt prioritaire* prévue par la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (Santé et Bien-être Social Canada, 1994). Santé et Bien-être Social Canada n'a pas déterminé de concentrations acceptables ou négligeables pour les substances cancérigènes génotoxiques. La dose de contaminant qui produisait une augmentation de 5% de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité causée par le cancer ($DT_{0,05}$) dans les études épidémiologiques ou d'expérimentations animales a été retenue afin de déterminer si la substance à l'étude constitue un risque pour la santé des Canadiens. Cette $DT_{0,05}$ ne peut cependant pas servir directement pour des fins d'évaluation du risque toxicologique.

Pour sa part, le CCME a élaboré des doses à risque spécifique (DRS), soit la dose quotidienne d'une substance cancérigène qui entraîne un risque additionnel de cancer de 10^{-6}. Le niveau de contaminant recommandé dans les sols est celui qui entraîne une exposition égale à la DRS (CCME, 1997).

Au Québec, les directions du MENV responsables de la protection de la ressource (eau, air, chair de poisson) de toute contamination pouvant survenir et nuire à la consommation actuelle et future, ont adopté d'exiger le respect d'un risque de 10^{-6}.

2.2 Procédures américaines (Rhomberg,, s.d.)

2.2.1 U.S. EPA

Pour évaluer le risque de cancer, les différentes directions de l'U.S. EPA s'appuient toutes sur les mêmes estimateurs de risque faisant consensus au sein de l'agence. Néanmoins, la façon de gérer le risque estimé au moyen des valeurs d'IRIS varie d'une direction à l'autre (Rhomberg, s.d.).

Ainsi, l'*Office of Pesticide Programs* (OPP) de l'US EPA distingue trois catégories d'expositions : celle des consommateurs, celle des personnes exposées professionnellement (incluant les applicateurs et les travailleurs des fermes) et le public exposé par des voies autres que l'alimentation. Comme pour plusieurs programmes réglementaires, il n'existe pas de règles écrites ou de politique pour définir le niveau de risque considéré acceptable. Par contre, dans la pratique, il est possible de décrire la règle non écrite de l'OPP. Ainsi, pour chacune des trois catégories, l'OPP vise actuellement un risque individuel n'excédant pas 10^{-6} (auparavant, un risque pouvant aller jusqu'à 10^{-4} était toléré dans la catégorie occupationnelle).

Pour les consommateurs, le risque de 10^{-6} s'applique à une exposition cumulative de toutes les sources alimentaires, laquelle est calculée à partir d'estimations conservatrices de concentrations résiduelles et de valeurs moyennes pour la consommation des différents aliments. Il est difficile de déterminer si cette combinaison est conservatrice, et ce tout particulièrement pour les grands consommateurs de certains aliments. Par conséquent, bien que l'OPP parle d'un risque individuel, l'utilisation de la consommation d'aliments basée sur la moyenne populationnelle nous permet de croire qu'il serait plus juste de mentionner que cette évaluation est plutôt un risque collectif.

L'*Office of Pollution Prevention and Toxics* (OPPT) de l'U.S. EPA considère pour l'analyse de nouvelles substancesqu'un risque individuel inférieur à 10^{-5} pour la population générale et à 10^{-4} chez les travailleurs exposés est acceptable. Cependant, l'utilisation de ces critères est relativement primaire et ne sert que de « screening » pour déterminer la nature des évaluations qui devront être faites pour ces nouvelles substances. Le risque collectif est considéré au même titre que le risque individuel. Une estimation du nombre de personnes susceptibles d'être exposées à différents niveaux est effectuée. Une attention particulière est donnée pour les expositions étendues à des populations importantes.

L'*Office of Air and Radiation* (OAR) est la section de l'U.S. EPA chargée d'appliquer le *Clean Air Act* (CAA). Cet organisme n'a pas défini de niveau de risque acceptable. Ce dernier dépend de la nature des effets sur la santé, de la taille du groupe potentiellement affecté et du degré d'incertitude en rapport avec les effets et l'exposition.

Au départ, cet organisme avait la présomption que l'application de la meilleure technologie de contrôle disponible était suffisante pour la plupart des sources et des contaminants. Cependant, cette présomption a été fortement influencée par le jugement sur le chlorure de vinyle en 1987. Ainsi, la cour a décidé qu'il était nécessaire d'appliquer des critères sanitaires pour assurer la protection du public. La cour a noté que « sécuritaire » (*safe*) n'était pas synonyme de « sans risque » (*risk free*). Les critères proposés stipulent que le moins de personnes possible devrait avoir un risque supérieur à 10^{-6}, tandis que le risque individuel d'un individu théorique qui serait exposé continuellement à la concentration maximum pendant 70 ans ne doit pas excéder 10^{-4}.

L' *Office of Water* (OW) de l'U.S. EPA est chargé de l'application du *Clean Water Act* (CWA) et du *Safe Drinking Water Act* (SDWA). Le CWA limite les rejets de contaminants dans les cours d'eau tandis que le SDWA établit des critères pour la qualité de l'eau potable. Les normes établies en vertu de ces deux lois sont fondées sur le principe de la « meilleure technologie disponible » sans regard au coût et non sur les risques à la santé. Néanmoins, cet organisme tente de faire en sorte que les critères de la qualité de l'eau potable présentent un risque individuel à vie se situant entre 10^{-4} et 10^{-6}.

Enfin, l'*Office of Emergency and Remedial Response* (OERR) veille à la décontamination des terrains contaminés. L'OERR administre aussi le programme Superfund et les réglementations visant à le mettre en place , et comprises dans le National Contingency Plan (NCP). Des politiques en regard du niveau de risque constituant un danger sont présentes dans le programme Superfund. À l'origine, la valeur de 10^{-6} était souvent utilisée comme « benchmark ». La version actuelle du NCP est moins contraignante, stipulant que les niveaux acceptables de risque individuel se situent entre 10^{-4} et 10^{-6}. Pour déterminer les objectifs de réhabilitation d'un terrain,

le niveau de risque de 10^{-6} doit être utilisé comme point de départ, à moins qu'un autre critère plus adéquat ait été défini par un autre organisme de l'U.S. EPA.

2.2.2 OCCUPATIONAL SAFETY AND HEALTH ADMINISTRATION (OSHA)

L' *Occupational Safety and Health Administration* (OSHA) est responsable de protéger la santé et la sécurité des travailleurs. À l'origine, l'OSHA cherchait à atteindre le risque zéro, jusqu'à ce que la norme de 1 ppm qu'elle voulait établir pour le benzène soit invalidée en Cour à la requête de l'industrie pétrolière en 1980. Le jugement stipulait qu'avant de réglementer une substance, l'OSHA devait démontrer que cette substance causait un « risque significatif ». Néanmoins, l'OSHA n'a jamais établi officiellement un seuil au-delà duquel le risque devenait significatif. En pratique, les risques individuels jugés significatifs se situent généralement au-dessus de 10^{-5}.

2.2.3 CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (CAL/EPA)

L'Air Resource Board (ARB) de la Cal/EPA a développé une approche basée sur le risque pour réglementer les sources d'émissions de contaminants dans l'atmosphère. Tout projet causant un risque inférieur à 10^{-6} est accepté, et tout projet causant un risque supérieur à 10^{-4} est rejeté. Entre ces deux limites, le projet peut être accepté à certaines conditions.

Risque de cancer	Décision	Conditions
$<10^{-6}$	Approbation	Aucune
10^{-6} à 10^{-5}	Approbation	Meilleur technologie disponible pour le contrôle des rejets toxiques
10^{-5} à 10^{-4}	Approbation au cas par cas	Meilleur technologie disponible pour le contrôle des rejets toxiques; possibilité d'autres conditions
$>10^{-4}$	Refus	

3. RÉFÉRENCES

RHOMBERG, L.R. (s.d.). *A Survey of Methods for Chemical Health Risk Assessment among Federal Regulatory Agencies.* National Commission on Risk Assessment ad Risk Management. 173 pages.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire*. Santé et Bien-être Social Canada, Ottawa, 42 pages.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1996. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Sixième édition. Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, Comité fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, rapport 96-DHM-196. 102 p.

Santé
et Services sociaux
Québec

02-227-02