

**ANALYSE DES DOCUMENTS
PORTANT SUR LA PRÉSENCE DE
TRICHLOROÉTHYLÈNE DANS
LES EAUX SOUTERRAINES DE LA
RÉGION DE VALCARTIER**

Préparé pour :

**la Direction de santé publique
de la Capitale nationale**

**Direction des risques biologiques,
environnementaux et occupationnels**

Novembre 2004

*Institut national
de santé publique*

Québec 

AUTEURS

Denis Belleville, M.D., M. Sc., toxicologue
Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels
Institut national de santé publique du Québec

Denise Phaneuf, M. Sc., pharmacienne
Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels
Institut national de santé publique du Québec

Mathieu Valcke, M. Env., M. Sc., toxicologue
Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels
Institut national de santé publique du Québec

SECRETARIAT

Anne-Marie Delorme
Direction de santé publique de la Montérégie

Monique Hébert-Langevin
Direction de santé publique de la Montérégie

RÉSUMÉ

Suite à la détection en 1997 de trichloroéthylène (TCE) dans la nappe d'eau souterraine et dans le réseau d'eau potable de la garnison Valcartier, des campagnes de caractérisation ont été menées afin de mesurer l'ampleur de cette contamination. Il est apparu que l'eau souterraine de la municipalité de Shannon était contaminée à des niveaux parfois élevés, dépassant les normes de qualité de l'eau potable. Suite aux interventions du ministère de la Défense nationale afin de réduire la contamination de l'eau potable, le consultant Sanexen Services Environnementaux Inc. (Sanexen) a réalisé une évaluation du risque toxicologique dans le but de s'assurer que les mesures de gestion prises garantissaient la pérennité de la santé des citoyens et que la contamination restante ne menaçait pas la qualité de l'environnement. L'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a été sollicité par la Direction de santé publique (DSP) de la Capitale nationale pour commenter l'évaluation du risque toxicologique réalisée par Sanexen ainsi que deux autres documents, qui s'avèrent être des analyses critiques du rapport de Sanexen rédigés par MM. Daniel Green et Raymond Van Coillie.

Les commentaires de l'INSPQ concernent principalement l'évaluation du risque toxicologique à la santé humaine produite par Sanexen. L'analyse porte sur la méthodologie utilisée, le choix des paramètres retenus et la conformité de l'étude aux *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine* (Lignes directrices) du ministère de la Santé et des Services sociaux.

Dans l'ensemble, la méthodologie utilisée est conforme aux Lignes directrices. Pour estimer l'exposition, les auteurs ont recours aux formules et aux paramètres proposés dans ces Lignes directrices. Pour estimer les concentrations dans l'environnement issues de la contamination de la nappe phréatique, le *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques* (Trépanier, 1996) a été utilisé.

Deux scénarios d'exposition ont été élaborés dans le cadre de l'évaluation du risque. Le scénario H1 a été utilisé pour estimer les doses attribuables aux concentrations de TCE observées dans le réseau de distribution en 2002. Ce scénario inclut l'estimation de l'exposition aux concentrations de TCE mesurées dans l'eau de surface, c'est-à-dire la rivière Jacques-Cartier. Le scénario H2 a été élaboré avec l'objectif de déterminer la « *concentration moyenne acceptable* » du TCE et ses sous-produits dans l'eau souterraine qui ne conduirait pas au dépassement des doses de référence.

Dans aucun de ces deux scénarios, les auteurs n'ont développé la méthodologie utilisée pour estimer l'exposition attribuable à l'activité bain-douche, alors que l'exposition aux composés organiques volatils lors de cette activité est considérée très importante selon les travaux réalisés dans le cadre de la révision des normes dans l'eau potable par les organismes gouvernementaux ou dans les récentes publications de la littérature.

Suite à notre analyse, l'on constate que certains choix méthodologiques des auteurs ne respectent pas les directives contenues dans les Lignes directrices. Ainsi, pour estimer l'exposition attribuable à l'eau de consommation, ils ont retenu la concentration moyenne des échantillons analysés en 2002 (0,4 µg/l) au lieu de la valeur de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur cette moyenne (0,49 µg/l).

Le scénario d'exposition H1 est utilisé afin d'estimer les doses d'exposition attribuables aux concentrations de TCE dans l'eau souterraine mesurées lors de la caractérisation réalisée en 2002. Il ne permet pas d'évaluer les impacts possibles de la contamination qui prévalait antérieurement à cette date. Les données des caractérisations effectuées depuis 1997 auraient pu être utilisées, ce qui aurait permis d'apprécier les risques pour la période de 1997 à 2002.

Le scénario H1 comporte également une estimation des concentrations de TCE dans l'air intérieur attribuables à l'intrusion de vapeurs à partir de la nappe d'eau. Pour ce faire, le modèle de Jury a été utilisé. Aucune justification ne vient appuyer le choix de ce modèle. Cette justification est d'autant plus importante que l'utilisation d'un autre modèle (modèle de Johnson-Ettinger utilisé par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis) donne des résultats fort différents. **Les écarts importants entre les résultats de deux modèles et les variations considérables dans les doses d'exposition ainsi que dans les risques estimés militent en faveur de la nécessité de procéder à la caractérisation des concentrations de TCE à l'intérieur des maisons de Shannon.**

Le recours au scénario H2 afin de déterminer une « *concentration moyenne acceptable* » nous apparaît non pertinent. La méthodologie de l'évaluation du risque peut s'apparenter à celle utilisée pour l'élaboration des normes ou critères. Cependant, les organismes reconnus utilisent une méthodologie très bien définie pour établir les normes et les critères pour l'eau potable et celle-ci diffère sensiblement de celle élaborée dans le scénario H2. L'évaluation du risque est utilisée pour estimer quantitativement les impacts possibles d'une situation donnée alors qu'une norme ou un critère sont définis afin de prévenir qu'un milieu d'exposition devienne problématique au niveau de la santé. Aussi, dans le cas de contamination de l'eau potable, la mesure de gestion qui assure une protection à long terme de la santé des usagers s'avère être le respect des critères et des normes émis par les organismes reconnus.

Pour estimer les doses d'exposition ayant servi à calculer le risque cancérigène, les auteurs ont utilisé une concentration de TCE dans l'eau potable de 2 µg/l qui correspond à la concentration moyenne observée en 2002, de laquelle ils ont soustrait la concentration bruit de fond. Or, la population qui consomme l'eau de Shannon n'est pas exposée seulement aux concentrations de TCE qui excèdent la concentration bruit de fond, mais bien aux concentrations mesurées dans le système de distribution en 2002. De plus, la valeur utilisée de 0,2 µg/l pour la concentration bruit de fond semble surévaluée lorsqu'on se réfère aux campagnes d'échantillonnages réalisées par le ministère de l'Environnement entre 1986 et 1997, où les niveaux de TCE mesurés dans les réseaux québécois étaient dans la très grande majorité des cas inférieurs à 0,06 µg/l.

Certaines doses d'exposition soulèvent des interrogations. La dose de TCE reçue par l'ingestion de poissons pêchés dans la rivière Jacques-Cartier est trois fois plus élevée que la dose reçue par ingestion d'eau potable contaminée dans le cas du scénario H1, et du même ordre de grandeur dans le cas du scénario H2. Ces doses d'exposition particulièrement élevées s'expliquent par l'utilisation de paramètres très conservateurs : 50 % du poisson consommé provient de la rivière Jacques-Cartier et les quantités moyennes de poissons ingérés chaque jour correspondent à une population ayant une forte consommation de poissons et non à la population générale. Ces résultats méritent d'être validés à tout le moins par des dosages de TCE dans la chair des poissons de la rivière Jacques-Cartier.

En contrepartie, les doses d'exposition attribuables au contact cutané sont très faibles par rapport à celles provenant de l'ingestion de l'eau et de l'inhalation. Ces résultats ne correspondent pas à ceux de

la littérature récente qui indique que des quantités équivalentes de TCE peuvent être absorbées par chacune de ces voies (orale, cutanée, pulmonaire) lors de la prise de bains ou de douches.

De façon générale, tout comme dans le cas de Shannon, l'évaluation du risque toxicologique permet d'estimer quantitativement des niveaux de risque. Par définition, elle comporte plusieurs points d'incertitudes. Les choix méthodologiques des auteurs et des différents paramètres retenus influencent grandement les résultats et leur variabilité. Les résultats et les conclusions de l'évaluation du risque **doivent être interprétés avec prudence** et être utilisés comme un outil à la gestion du risque.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. COMMENTAIRES	3
1.1 RAPPORT SANEXEN	3
1.1.1 Choix des substances	3
1.1.2 Choix des estimateurs de risque	4
1.1.3 Choix des concentrations utilisées	5
1.1.4 Scénario d'exposition H1	6
1.1.5 Scénario d'exposition H2	9
1.1.6 Interprétation des résultats.....	11
1.2 AUTRES RAPPORTS	14
1.2.1 Commentaires sur le rapport d'expertise critique de M. Daniel Green concernant la présence de TCE dans l'eau souterraine de Shannon.....	14
1.2.2 Rapport de M. Raymond Van Coillie.....	16
CONCLUSION	17
RÉFÉRENCES	19
ANNEXE 1 Appréciation objective de la modélisation faite par M. Daniel Green.....	21

INTRODUCTION

Suite à la détection en 1997 de trichloroéthylène (TCE) dans la nappe d'eau souterraine et dans le réseau d'eau potable de la garnison Valcartier, des campagnes de caractérisation hydrogéologique ont été menées par le ministère de la Défense nationale (MDN) afin de mesurer l'ampleur de cette contamination. Il est apparu que l'eau souterraine de la municipalité de Shannon était contaminée à des niveaux parfois élevés, dépassant les normes de qualité de l'eau potable. Par la suite, le MDN a procédé à différentes interventions au niveau de l'approvisionnement du réseau d'eau potable de la municipalité, ce qui a permis de réduire de manière importante la contamination de l'eau. Suite à ces interventions, le MDN a demandé au consultant Sanexen Services Environnementaux Inc. (Sanexen) de réaliser une évaluation du risque toxicologique dans le but de s'assurer que les mesures de gestion prises garantissaient la pérennité de la santé des citoyens et que la contamination restante ne menaçait pas la qualité de l'environnement.

L'évaluation du risque réalisée en juin 2003 a été déposée à la Direction régionale du ministère de l'Environnement (MENV), qui a sollicité, en décembre de la même année, la collaboration de la Direction de santé publique (DSP) de la Capitale nationale afin d'effectuer une analyse critique de cette étude. Par la suite, deux autres documents ont été déposés au MENV respectivement en décembre 2003 et en janvier 2004 par MM. Raymond Van Coillie et Daniel Green. Ces documents avaient été réalisés à la demande de la municipalité. Le MENV s'est à nouveau tourné vers la DSP de la Capitale nationale pour une analyse critique de ces documents, qui consistaient eux-mêmes en une critique du document de Sanexen. Devant l'ampleur et la complexité du dossier, le directeur de la DSP s'est adressé à l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) en mars 2004 pour commenter l'ensemble de ces trois rapports. Cette demande de collaboration s'inscrit d'ailleurs adéquatement dans le cadre de l'*Entente relative à l'évaluation du risque toxicologique de nature environnementale pour la santé humaine* (MSSS/MENV 2002).

C'est donc pour répondre à cette demande de collaboration que le présent rapport fait état de l'évaluation critique des trois rapports mentionnés ci-dessus.

1. COMMENTAIRES

1.1 RAPPORT SANEXEN

Le mandat confié à Sanexen par le MDN était « ...de déterminer la nature et l'importance des risques pour la santé humaine et pour l'environnement posés par la présence de TCE et de ses sous-produits présents dans l'eau souterraine qui s'écoule dans la région de Valcartier ». Le document comprend donc une évaluation du risque toxicologique à la santé humaine et une évaluation écotoxicologique. Nos commentaires porteront seulement sur la section du document qui concerne l'évaluation du risque toxicologique à la santé humaine.

Cette évaluation comporte deux volets. Le premier consiste à évaluer les risques pour la santé résultant de la contamination de l'eau souterraine par le TCE et ses sous-produits (c'est-à-dire *la situation actuelle en 2002*). Le deuxième volet vise à déterminer « une concentration moyenne acceptable » de TCE et de ses sous-produits dans l'eau potable qui ne conduirait pas au dépassement des doses de référence et qui respecterait ainsi les niveaux de risque jugés négligeables pour la santé humaine.

1.1.1 Choix des substances

Nous retrouvons à la page 49 (section 5.1) du rapport de Sanexen la justification du choix des contaminants évalués par l'évaluation du risque :

« D'un point de vue toxicologique, les composés les plus préoccupants sont le TCE et le chlorure de vinyle, tous deux cancérigènes, ainsi que le trans-1,2-dichloroéthylène et le cis-1,2-dichloroéthylène ».

Cette justification pour le choix des substances considérées dans l'évaluation du risque devrait être élaborée davantage. Le texte suggère que seuls les composés cancérigènes sont préoccupants du point de vue toxicologique, ce que nous ne pouvons entériner, plusieurs autres effets sont très préoccupants (exemples : effets sur la reproduction, neurotoxicité, immunotoxicité, etc.). De plus, si le seul critère de sélection est l'effet cancérigène, il faudrait ajouter à la liste le dichlorométhane, l'acide dichloroacétique et possiblement l'acide trichloroacétique. Également, il faudrait éliminer le cis 1,2-dichloroéthylène, car il est non classifiable au niveau cancérigène et le trans 1,2-dichloroéthylène, puisqu'il n'a tout simplement pas été évalué.

Nous pouvons supposer que le choix des composés pour l'évaluation du risque découle des concentrations mesurées dans l'eau, mais aucune information en ce sens n'est retrouvée. Les critères d'inclusion toxicologiques et quantitatifs ayant été utilisés pour inclure ou exclure une substance mériteraient d'être mieux définis.

Bien que le mandat donné à Sanexen soit de réaliser une évaluation du risque potentiellement lié à la présence de TCE et de ses produits de dégradation dans l'eau, nous croyons qu'il aurait été pertinent d'élaborer ou de discuter sur la présence dans l'eau souterraine des autres composés organiques volatils (COV) mesurés et de leur impact possible sur la santé, soit direct ou indirect, suite à l'interaction avec le TCE et ses produits de dégradation.

1.1.2 Choix des estimateurs de risque

Plusieurs commentaires peuvent être formulés concernant la section du choix des estimateurs de risque. Tout d'abord, nous pouvons lire que « l'OMS n'a pas développé d'estimateurs de risque pour une exposition chronique au TCE ». Ceci est inexact, une valeur de TDI (tolerable daily intake) de 23,8 µg/kg a été utilisée pour dériver la recommandation provisoire pour l'eau potable (World Health Organization, 1996).

Concernant le choix du coefficient de cancérogénicité du TCE pour la voie orale, il est indiqué que « Conformément aux recommandations du MSSS, nous avons retenu l'estimateur de risques de cancer développé par Cal/EPA (1999), ... ». *Les Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine* (Lignes directrices) du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) ne recommandent pas d'utiliser les estimateurs de risque développés par l'Agence de protection de l'environnement de Californie (Cal/EPA), mais plutôt ceux développés par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA). L'utilisation d'une autre banque de données que celles mentionnées dans les Lignes directrices devrait être justifiée dans le rapport.

Il aurait été important d'expliquer pourquoi les derniers coefficients de cancérogénicité du TCE pour la voie orale développés par l'EPA n'ont pas été retenus. Il est vrai que ces valeurs ne sont pour l'instant que des propositions et qu'elles n'ont pas encore été adoptées officiellement par l'EPA, mais ce fait n'a sûrement pas influencé la sélection puisque Sanexen a choisi, pour les effets non cancérigènes, des doses de référence par voie orale et par inhalation élaborées par l'EPA dans sa réévaluation du TCE (EPA 2001). Ces valeurs sont également des propositions.

Il ne semble pas y avoir de coefficient de cancérogénicité par inhalation qui ait été sélectionné pour le TCE. Nous n'en retrouvons aucune mention dans le texte, bien que nous puissions lire une valeur (en mg/kg/jour) à l'annexe E. D'où provient cette valeur? Quelles sont les justifications pour avoir exclu les coefficients de cancérogénicité par inhalation déterminés par l'EPA (2001)?

Une erreur s'est glissée au niveau de la valeur de la dose de référence par voie orale pour le TCE. Celle proposée par l'EPA a une valeur de 3×10^{-4} mg/kg/j. Le facteur de sécurité de 5 000 calculé a priori et appliqué à la dose sans effet néfaste observé (NOAEL) de 1,0 mg/kg/j a subséquentement été réduit à 3 000, ce qui représente la valeur maximale des facteurs de sécurité telle que définie dans les recommandations de l'EPA (2002).

La pertinence de transformer tous les estimateurs de risque par inhalation en doses de référence exprimée en mg/kg/j mérite d'être démontrée. Par exemple pour le TCE, la concentration de référence proposée par l'EPA (2001) de 0,04 mg/m³ a été transformée en 0,01 mg/kg/j. Aucune référence ni explication ou calcul ne justifie cette transformation. Nous pouvons supposer que cette « dose interne » correspond au volume d'inhalation quotidien multiplié par la fraction absorbée par inhalation. Pourquoi avoir fait cette transformation? Comment a-t-on tenu compte du métabolisme (premier passage au foie) pour effectuer cette transformation? Il apparaît y avoir beaucoup d'inconnu dans l'extrapolation d'une voie d'exposition à une autre pour le TCE. Ainsi, une exposition chronique par la voie orale à une dose de 1 mg/kg/j correspondrait à l'inhalation de 75 mg/m³ de TCE si l'on considère la surface sous la courbe des concentrations sanguines d'acide trichloroacétique (TCA) et à l'inhalation de 3 mg/m³ de TCE si l'on considère la surface sous la courbe des concentrations sanguines d'acide dichloroacétique (DCA) (EPA 2001).

Il est très difficile présentement de statuer pour le choix d'un estimateur de risque, d'autant plus que plusieurs organismes (EPA, Cal/EPA, Santé Canada [SC]) sont en processus de révision pour le TCE. L'approche proposée par l'EPA pour les estimateurs du risque cancérigène, c'est-à-dire d'utiliser un intervalle de valeurs, chaque valeur dérivant d'une étude distincte, nous apparaît intéressante. Cette façon de procéder reflète mieux l'incertitude reliée à l'évaluation du risque et elle est moins sensible à l'ajout de nouvelles données ou études pour l'évaluation du risque.

1.1.3 Choix des concentrations utilisées

Dans l'évaluation du risque, les scénarios d'exposition incluent l'exposition par l'eau de consommation et par l'eau de surface par ingestion des poissons et par contact cutané lors de la baignade dans la rivière Jacques-Cartier.

Les concentrations de TCE mesurées dans l'eau distribuée sont rapportées dans le tableau 4.4. Il s'agit des résultats obtenus lors des campagnes d'échantillonnages réalisées en 1997, 2001 et 2002. La concentration moyenne de TCE lors de l'échantillonnage de 1997 est de 55,6 µg/l. À cette époque, le système d'aqueduc de la garnison était approvisionné principalement par le puits P5 qui était suppléé par les puits P2 et P4. Le nombre d'échantillons était relativement restreint (n=5), mais l'étendue des résultats était de 46 à 65 µg/l, donc pas très éloignée de la valeur centrale. La concentration moyenne des échantillons analysés en 2001 est de 0,29 µg/l. L'eau du système de distribution de la garnison provenait principalement du puits P2 suppléé par le puits P4. Le nombre d'échantillons analysés est de 12. La campagne d'échantillonnages réalisée en 2002 comporte un plus grand nombre d'échantillons (n=22). La concentration moyenne (0,39 µg/l) est plus élevée que celle de 2001.

Pour estimer l'exposition attribuable à l'eau de consommation, les auteurs ont retenu la concentration moyenne des échantillons analysés en 2002, soit 0,4 µg/l. Ce choix diffère avec la recommandation contenue dans les Lignes directrices où il est indiqué que « *l'analyste utilise la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % (I.C. 95 %) sur la moyenne comme donnée d'exposition de la population* ». L'utilisation de la valeur de la limite supérieure de l'I.C. 95 % s'avère un choix plus conservateur, car elle inclut les variations des concentrations de TCE dans l'eau de distribution durant la période d'échantillonnages ainsi que les variations attribuables à la méthode analytique. Les auteurs rapportent des écarts possibles dans les résultats de l'ordre de 30 à 40 % attribuables à la variabilité interlaboratoire et des contrôles internes de laboratoires. Le traitement statistique d'échantillons et l'analyse de la tendance centrale a justement comme objectif de déterminer la variabilité et la probabilité de dispersion de la moyenne à l'intérieur d'un intervalle. La borne supérieure de l'I.C. 95 % indique une forte probabilité que la moyenne soit égale ou inférieure à cette valeur.

Les concentrations mesurées dans les échantillons analysés en 1997 étaient de beaucoup supérieures à celles mesurées en 2001 et 2002. À l'exception des indications partielles fournies par les 5 échantillons prélevés en 1997, il est impossible de connaître les concentrations auxquelles les citoyens ont été exposés antérieurement à 1997.

Les auteurs n'apportent pas d'explication à ce choix alors que pour la concentration retenue pour l'exposition à l'eau de surface, ils justifient le choix de prendre la concentration moyenne des échantillons prélevés dans la rivière en 2002 entre les points JC-3 et JC-8 afin de « *tenir compte du fait que les poissons circulent librement dans la rivière et que la pêche n'est pas pratiquée uniquement dans cette portion de la rivière* ». Le nombre d'échantillons prélevés dans ce secteur de la rivière est

de 16 et l'étendue des concentrations est de 0,2 à 5,4 µg/l. Alors que la valeur moyenne (1 µg/l) a été utilisée pour estimer l'exposition lors de l'évaluation du risque à la santé humaine, les auteurs utilisent la concentration maximale (5,4 µg/l) pour estimer l'exposition des récepteurs biologiques pour le volet écotoxicologique. Si la justification pour retenir la moyenne des concentrations pour estimer l'exposition des récepteurs humains est recevable, il est surprenant de constater le plus grand conservatisme attribué à l'évaluation du risque écotoxicologique où on a choisi d'utiliser la concentration maximale mesurée dans ce secteur de la rivière. Bien que ne voulant pas se positionner sur la méthodologie utilisée lors de l'évaluation écotoxicologique, nous estimons que le choix d'utiliser la valeur de l'I.C. 95 % sur la moyenne de ces échantillons prélevés dans la rivière assurerait autant de conservatisme et serait conforme aux recommandations des Lignes directrices.

1.1.4 Scénario d'exposition H1

Le scénario d'exposition H1 est présenté comme scénario d'exposition de la *situation actuelle en 2002*. Il est utilisé afin d'estimer les doses d'exposition attribuables à la contamination de l'eau souterraine par le TCE et ses sous-produits. Dans les faits, ce scénario est utilisé pour estimer les risques à la santé résultant de l'exposition seulement au TCE, puisque les concentrations de chlorure de vinyle, de trans-DCE et de cis-DCE sont considérés comme nuls dans le système de distribution à Shannon. En plus, le scénario d'exposition proposé par les auteurs inclut l'estimation de l'exposition aux concentrations de TCE mesurées dans l'eau de surface.

Ce scénario tient compte des voies d'exposition suivantes :

- ◆ Ingestion
 - de l'eau;
 - des produits potagers arrosés par l'eau du réseau de distribution;
 - de sols et de poussières;
 - d'eau de la rivière Jacques-Cartier lors des activités de baignade;
 - de poissons pêchés dans la rivière Jacques-Cartier.
- ◆ Inhalation
 - de l'air intérieur contaminé par la volatilisation du TCE secondaire à :
 - l'intrusion de vapeurs dans les bâtiments;
 - la volatilisation à partir de l'usage domestique de l'eau;
 - de l'air extérieur contaminé par la volatilisation du TCE.
- ◆ Contact cutané
 - avec l'eau distribuée d'usage domestique;
 - à partir de l'air intérieur et extérieur;
 - avec l'eau de baignade dans la rivière Jacques-Cartier.

Dans l'ensemble, les scénarios d'exposition sont conformes aux Lignes directrices. Les différents paramètres nécessaires à l'estimation des doses d'exposition sont issus, soit des Lignes directrices ou

du *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques du ministère de l'Environnement et de la Faune* (Guide technique) (Trépanier, 1996).

Ces scénarios s'apparentent beaucoup à ceux utilisés par les consultants lors des évaluations du risque réalisées dans le cadre de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Dans le présent document, l'approche aurait pu être orientée de façon plus spécifique pour tenir compte de la problématique de la contamination de l'eau souterraine par du TCE. Plusieurs voies d'exposition qui ont été considérées contribuent de façon très négligeable à la dose d'exposition totale. C'est le cas pour les voies d'exposition suivantes : ingestion de sols et de poussières, inhalation d'air extérieur, contact cutané avec le sol, les poussières et l'air extérieur. Par ailleurs, les auteurs ont peu développé l'approche utilisée pour estimer l'exposition attribuable à l'activité bain-douche. Que ce soit lors des travaux réalisés dans le cadre de la révision des normes dans l'eau pour les COV par les organismes gouvernementaux ou dans les publications de la littérature, l'exposition au TCE lors de cette activité est considérée très importante.

Les concentrations de TCE dans l'air intérieur proviennent de deux sources :

- ◆ la volatilisation du TCE à partir de l'eau d'usage domestique;
- ◆ l'intrusion de vapeurs à l'intérieur des maisons à partir de la nappe d'eau contaminée.

L'annexe D, qui décrit les méthodologies utilisées pour estimer les concentrations de contaminants dans les différents milieux, est silencieux quant à la méthodologie utilisée pour estimer les concentrations dans l'air attribuables à la volatilisation à partir de l'usage domestique de l'eau. On assume que les auteurs ont utilisé la méthodologie décrite au point 5.3.2 dans le Guide technique. Celle-ci a été adaptée du modèle proposé par M. McKone (1987). Les équations servent à calculer une concentration moyenne sur 24 heures imputables à différents usages de l'eau qui sont :

- ◆ l'utilisation de la douche et du bain;
- ◆ le lavage de la vaisselle;
- ◆ l'utilisation de la toilette;
- ◆ la cuisine;
- ◆ le nettoyage;
- ◆ la lessive.

Selon le modèle proposé par M. McKone, on utilise la diffusivité du radon dans l'eau et les propriétés physicochimiques de la substance dont la constance de la Loi de Henry pour estimer l'efficacité de transfert du contaminant de l'eau à l'air. Ce coefficient de transfert du contaminant de l'eau à l'air est par la suite incorporé aux équations pour estimer les concentrations dans l'air résultant des différents usages décrits ci-dessus. Ces équations requièrent plusieurs autres paramètres : le temps alloué aux différents usages, le taux de ventilation de la maison, le volume de la douche comme celui de la maison, etc. Il aurait été indiqué de décrire ce modèle et les valeurs attribuées aux différents paramètres dans l'annexe D. Dans l'annexe F, où sont rapportés les résultats des estimations des doses d'exposition et des risques pour la santé, la concentration dans l'air intérieur estimée à partir des usages domestiques de l'eau est de $1,72E-05$ mg/m³. D'ailleurs selon les auteurs, « seule la

volatilisation de TCE à partir de l'usage domestique de l'eau potable serait donc une source significative de contamination de l'air intérieur ».

La concentration estimée dans l'air intérieur attribuable à l'intrusion de vapeurs à partir de la nappe d'eau ($1,1E-07$ mg/m³) est beaucoup moins importante que celle provenant de l'usage domestique de l'eau. La méthodologie utilisée pour estimer cette concentration n'est par ailleurs que très brièvement illustrée dans l'annexe D. Les auteurs ont utilisé le modèle de Jury afin d'estimer la concentration de TCE à l'intérieur provenant de l'intrusion de vapeurs issues de la nappe souterraine. Le modèle de Jury a été conçu afin d'estimer les concentrations de vapeurs de contaminants à l'intérieur des édifices provenant de sols contaminés en dessous du bâtiment et autour des fondations. Les auteurs ont considéré que la concentration du TCE dans la nappe souterraine correspondait à la concentration dans un sol saturé. La concentration maximale mesurée à la limite de Shannon dans l'eau souterraine (340 µg/l) a donc été utilisée. Les auteurs qualifient de conservatrice l'approche proposée et les paramètres utilisés dans le modèle. Cependant, dans son rapport d'expertise critique, M. Daniel Green fait état de résultats fort différents obtenus par le modèle Johnson-Ettinger (modèle J-E).

Le comportement des substances dans l'environnement et les modélisations qui s'y rapportent n'ont pas été inclus dans les travaux du Groupe scientifique d'évaluation du risque toxicologique de l'INSPQ puisque ne faisant pas partie de notre mandat. Bien que notre expertise en ce domaine soit limitée, nous avons tout de même réalisé une évaluation sommaire du modèle J-E afin de tenter d'identifier l'origine des écarts considérables des résultats obtenus par ce modèle par rapport à ceux estimés par le modèle de Jury. Nous attirons l'attention sur les éléments de réflexion suivants :

- ❖ L'approche utilisée par Sanexen et les paramètres retenus apparaissent conservateurs et les résultats qui découlent du modèle de Jury correspondent aux concentrations mesurées par Environnement Canada.
- ❖ Les résultats de concentrations dans l'air intérieur à partir de l'intrusion de vapeurs depuis la nappe d'eau souterraine obtenus par M. Daniel Green à l'aide du modèle J-E dépassent de plusieurs ordres de grandeur à ceux estimés par le modèle de Jury. Selon les résultats obtenus par le modèle J-E, la concentration de TCE à l'intérieur des maisons provenant de l'intrusion de vapeurs depuis la nappe d'eau souterraine dépasse celle attribuable à l'usage domestique de l'eau du système de distribution. Conséquemment, les doses d'exposition qui en découlent sont plus importantes et elles sont supérieures à celles attribuables à l'ingestion ou à l'inhalation et le contact cutané lors de l'activité bain-douche. Ces résultats étonnent.
- ❖ Bien qu'il ne soit pas possible de déterminer quelle modélisation correspond le plus à la réalité, mentionnons que l'analyse comparative de l'utilisation du modèle J-E par M. Green avec la modélisation effectuée par les professionnels de l'EPA dans un cas de contamination de l'eau souterraine à Stratford au Connecticut conclut à une utilisation adéquate et cohérente. Cette analyse est présentée en annexe 1. Dans un cas similaire de contamination de l'eau souterraine par des COV à Stratford, des travaux de caractérisation de la migration des COV à l'intérieur des maisons à partir d'une contamination de la nappe phréatique ont été réalisés. Les concentrations observées dans les maisons, bien qu'inférieures à celles prédites par le modèle J-E, sont tout de même significatives.
- ❖ Il existe des différences entre les paramètres que M. Green a utilisés pour estimer les concentrations de TCE issues des intrusions de vapeurs par le modèle J-E et ceux utilisés par Sanexen. Ces différences ne peuvent expliquer qu'en partie l'écart entre les résultats des deux modèles.

- ♦ Une gamme de paramètres par défaut est proposée dans le guide d'utilisation du modèle J-E. Certains de ces paramètres se rapportant au bâtiment comportent des incertitudes qui sont qualifiées de modérées à grandes, au même titre que la sensibilité des résultats aux paramètres suivants : le taux d'infiltration de vapeurs dans la maison à partir de la fondation (Q_{soil}), le ratio fissure/surface de contact avec le sol (η), le taux de ventilation de la maison ($Q_{building}$) et le taux de changement d'air à l'intérieur (ER). Les incertitudes et la variabilité reliées aux paramètres se rapportant au sol pour les paramètres suivants sont aussi qualifiées de modérées à grandes : la perméabilité du sol aux vapeurs (K_v), la porosité sol-eau zone non saturée (θ_w), la porosité du sol zone capillaire ($\theta_{n, cz}$) et l'épaisseur de la zone capillaire (L_{cz}). Bien que notre analyse du modèle J-E ne comporte pas une évaluation quantitative de la variation des résultats émanant de la variation de ces paramètres, il est plausible qu'ils aient une importante influence sur les résultats.

Pour ces raisons, nous jugeons qu'une justification détaillée du choix utilisé par Sanexen est requise. Comme le cas de Stratford l'illustre, le modèle J-E est privilégié par l'EPA pour l'évaluation de situations similaires à celle rencontrée à Shannon. Il apparaît également important de souligner que les articles concernant le modèle de Jury sont abondamment cités en référence par l'EPA, laissant sous-entendre que les auteurs du document connaissent ce modèle. Dans ce contexte, on comprend mal pourquoi Sanexen a choisi de considérer un modèle plus vieux alors qu'il en existe un plus récent comportant des éléments de l'ancien.

1.1.5 Scénario d'exposition H2

Le scénario H2 a été élaboré avec l'objectif de déterminer de la « *concentration moyenne acceptable* » du TCE et ses sous-produits dans l'eau souterraine qui ne conduirait pas au dépassement des doses de référence. Il est donc érigé dans le but de s'assurer que les mesures de gestion mises en place par le MDN pour améliorer la qualité de l'eau du système de distribution de ce secteur soient suffisamment protectrices pour préserver la santé des usagers. Cette démarche ressemble à celle utilisée pour déterminer des critères spécifiques du TCE et des autres produits dans l'eau potable pour les secteurs de Shannon et de Valcartier. Ce scénario s'apparente à la démarche utilisée lors de l'élaboration d'une norme dans l'eau potable. L'objectif du scénario H2 qui est la détermination d'une « *concentration moyenne acceptable* », accentue cette perception et porte à confusion puisque cette expression se rapproche du terme CMA utilisé par SC et qui signifie « *concentration maximale acceptable* ». Ces CMA sont, pour la majorité d'entre elles, adoptées par le Québec dans le Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP). L'élaboration des normes ou critères pour l'eau potable par les organismes reconnus se fait selon une méthodologie très bien définie qui diffère sensiblement de celle élaborée dans le scénario H2.

Une description de la méthodologie utilisée pour l'élaboration des normes ou critères a été rédigée par SC (1995). Elle peut se résumer par les équations suivantes :

Pour les substances chimiques considérées comme non cancérigènes :

$$\text{CMA} = \frac{\text{Drf} \times \text{CRE} \times \text{PC}}{\text{V}}$$

Et pour les substances cancérigènes :

$$\text{CMA} = \frac{\text{PC} \times \text{RA}}{\text{CC} \times \text{V}}$$

Où

CMA : concentration maximale acceptable

Drf : dose de référence

CRE : contribution relative de l'eau potable à l'exposition totale

PC : poids corporel

V : volume d'eau consommé

RA : risque acceptable (généralement entre 10^{-6} et 10^{-5})

CC : coefficient de cancérogénéité

Nous pouvons constater que les formules proposées par la méthodologie de SC considèrent surtout l'exposition attribuable à la consommation de l'eau potable et qu'elles ne tiennent pas compte de façon spécifique des autres sources d'exposition considérées lors d'une évaluation du risque (exemples : consommation d'aliments, inhalation d'air intérieur et extérieur, etc.). Le facteur CRE représente la proportion ou le pourcentage de la Drf attribuée à l'eau potable, ce qui signifie que les autres voies d'exposition correspondent au pourcentage restant ou à la différence entre 100 % et CRE (100 % - CRE exprimé en %). On ne tient compte de ce facteur que pour les substances non cancérigènes. Dans le cas des substances cancérigènes, la norme est élaborée pour s'assurer que le risque supplémentaire de cancer attribuable à l'eau est négligeable (EPA 2000). De plus, SC spécifie que dans les cas où l'apport de substance par des sources autres que l'eau potable est notable, la CMA devra correspondre à un risque de cancer inférieur ou égal à 10^{-6} (Santé Canada, 1995).

La méthodologie utilisée pour l'élaboration des normes ou critères n'est pas une simplification de l'approche d'évaluation du risque. Elle reflète au contraire des préoccupations de santé compte tenu que l'apport relatif des autres voies d'exposition peut changer dans le temps (EPA 2000).

Nous croyons donc qu'une évaluation du risque d'une situation donnée, à un moment donné, constitue la meilleure façon d'évaluer les risques à la santé. Par contre, lorsqu'il s'agit d'élaborer une norme ou un critère qui sera utilisé prospectivement dans le temps, l'approche par milieu d'exposition est préférable étant donné les fluctuations possibles d'un milieu (eau, sol, air, aliments) par rapport à un autre.

Présentement, le TCE est en processus de révision par plusieurs organismes (SC, EPA, Cal/EPA) responsables d'élaborer des normes ou critères pour l'eau potable. Le RQEP devrait lui aussi être

révisé pour 2006. Plusieurs groupes d'experts sont présentement à évaluer le risque encouru par le TCE dans l'eau potable.

Pour ce qui est du chlorure de vinyle, du cis et du trans 1,2-dichloroéthylène, il semble que le scénario H2 ait été modifié. Dans le cas du chlorure de vinyle, une évaluation du risque à partir de la limite de détection analytique a été faite au lieu de « *déterminer une concentration acceptable dans l'eau potable qui ne conduirait pas au dépassement des doses de référence* ». Dans le cas du trans et du cis 1,2-dichloroéthylène, on a comparé une dose totale qui inclut le bruit de fond aux doses de référence disponibles pour calculer un indice de risque. L'indice de risque est calculé pour les cinq groupes d'âge définis dans les Lignes directrices. Cet indice de risque est calculé pour une concentration de 50 µg/l (somme des deux isomères) qui correspond au critère du MENV pour les eaux de surface (prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques). Comme dans le cas du chlorure de vinyle, il s'agit de produire une évaluation du risque à partir d'une valeur donnée (50 µg/l) et non pas de « *déterminer une concentration acceptable* ».

En conclusion, dans le contexte du mandat confié à Sanexen, l'élaboration d'une « *concentration moyenne acceptable* » à partir du scénario H2 nous apparaît non pertinente. Nous n'appuyons pas l'utilisation de scénarios « hybrides » tel que le scénario H2 qui n'est ni une évaluation du risque ni l'élaboration d'une norme ou d'un critère. Nous croyons que leur utilisation ne fait qu'augmenter la confusion. Bien que l'objectif de la réalisation d'une évaluation du risque ou de l'élaboration d'une norme soit semblable, c'est-à-dire la protection de la santé publique, et que certains principes de base soient les mêmes, leur utilisation et la gestion qui en découlent sont différentes. Comme nous l'avons déjà mentionné, l'évaluation du risque est utilisée pour évaluer une situation donnée alors qu'une norme ou un critère existent pour prévenir qu'un milieu d'exposition devienne problématique au niveau de la santé. Aussi, dans le cas de contamination de l'eau potable, la mesure de gestion qui assure une protection à long terme de la santé des usagers s'avère être le respect des critères et des normes émis par les organismes reconnus.

1.1.6 Interprétation des résultats

1.1.6.1 Prise en compte du bruit de fond

À la lecture de l'annexe F, on observe que la concentration totale de TCE dans l'eau potable pour la modélisation du scénario H1 est de 0,4 µg/l. Cependant, la concentration dans l'eau d'usage domestique (*eau potable [eau souterraine]*) qui est utilisée dans le modèle est de 0,2 µg/l. Cette concentration correspond à celle retenue pour l'évaluation du risque de laquelle les auteurs ont soustrait la concentration bruit de fond. Selon les Lignes directrices, cette façon de procéder est acceptable pour le calcul des risques non cancérogènes tel que l'indique le libellé suivant :

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.

Dans le cas présent, il s'agit d'estimer l'excès de risque cancérigène pour une population qui consomme et fait usage de l'eau contaminée avec du TCE. Cette population n'est pas exposée seulement aux concentrations de TCE qui excèdent la concentration bruit de fond, mais bien aux concentrations mesurées dans le système de distribution. En fait, l'excès de cancer attribuable à cette contamination estimé pour la population devrait être calculé en considérant une concentration de 0,4 µg/l qui est la concentration moyenne retenue par les auteurs. Et pour être conforme aux Lignes directrices, la valeur de la limite supérieure de l'I.C. 95 % sur cette moyenne aurait dû être utilisée, soit 0,49 µg/l. De plus, nous nous interrogeons sur la valeur utilisée de 0,2 µg/l pour la concentration bruit de fond. Selon les campagnes d'échantillonnages réalisées par le MENV, entre 1986 et 1997, les niveaux mesurés dans les réseaux québécois étaient dans la très grande majorité des cas inférieurs à 0,06 µg/l (Groupe scientifique sur l'eau, 2003).

1.1.6.2 Estimation des doses d'exposition

Les doses d'exposition sont calculées pour chaque groupe d'âge et pour les trois voies d'exposition considérées. Celles pour l'ingestion sont comprises entre 1,9 et $4,1 \times 10^{-5}$ mg/kg/jour; par inhalation, elles varient entre 3,6 et $8,6 \times 10^{-6}$ mg/kg/jour et celles attribuables au contact cutané se situent entre 9 et 16×10^{-8} mg/kg/jour.

Il s'agit de doses d'exposition additionnelles par rapport à celles attribuables au bruit de fond. La concentration dans l'eau de TCE utilisée pour calculer l'exposition est donc de 0,2 µg/l au lieu de 0,4 µg/l. Cette concentration de 0,2 µg/l de TCE a été utilisée pour calculer les doses d'exposition pour l'ingestion de l'eau potable, mais aussi pour estimer les concentrations dans les légumes et les fruits consommés localement et pour estimer les concentrations de TCE dans l'air intérieur résultant des usages domestiques de l'eau.

Les doses d'exposition des groupes d'âge de 0 à 6 mois et de 6 mois à 4 ans sont les plus importantes.

Les doses d'exposition par voie d'ingestion sont plus grandes d'un ordre de grandeur à celles attribuables à la voie d'inhalation et de trois ordres de grandeur aux doses calculées pour l'exposition par contact cutané. Les doses d'exposition résultant de l'ingestion de l'eau potable sont par ailleurs comparables à celles attribuables à l'inhalation ($4,3$ à $14,5 \times 10^{-6}$ mg/kg/jour et $4,01$ à $8,32 \times 10^{-6}$ mg/kg/jour). Ce sont les doses d'exposition provenant de l'ingestion de fruits et de légumes (type feuille) et de l'ingestion de chair de poissons de la rivière Jacques-Cartier qui font en sorte que les doses d'exposition par ingestion totales sont supérieures à celles par inhalation. Les doses d'exposition résultant de la consommation du poisson pêché dans la rivière Jacques-Cartier nous semblent particulièrement élevées. Dans le cas du scénario H1, la dose reçue par ingestion de poissons correspond à 54 % de la dose totale par ingestion et elle est 3 fois plus élevée que la dose reçue par ingestion d'eau potable contaminée. Dans le cas du scénario H2, la quantité de TCE ingérée par le poisson est du même ordre de grandeur que la quantité ingérée par l'eau potable et représente environ

25 % de l'ingestion totale de TCE. Ce sont les doses d'exposition résultant de cette activité qui sont les plus élevées. Il ne s'agit pas d'une exposition se rapportant au TCE dans l'eau potable, mais à sa présence dans la rivière Jacques-Cartier. La concentration de TCE dans l'eau utilisée de la rivière est de 1 µg/l et le facteur de bioconcentration de 17 a été utilisé pour estimer une concentration dans la chair de poissons de 17 mg/kg. Le scénario utilisé pour estimer la dose ingérée par le poisson considère que la population de Shannon consomme du poisson qui provient à 50 % d'origine locale (pêché dans la rivière Jacques-Cartier). La quantité moyenne de poissons ingérée chaque jour est de 0,111 kg/j pour un adulte, ce qui correspond à une population ayant une forte consommation de poissons et non à la population générale (MSSS 2002). Cette quantité de poissons consommés est environ sept fois supérieure à la valeur utilisée chez un adulte en général.

Les doses d'exposition attribuables au contact cutané sont par contre très faibles par rapport à celles provenant de l'ingestion de l'eau et de l'inhalation. Dans le cas du scénario H1, la dose par absorption cutanée est environ 50 fois inférieure à celle par ingestion d'eau contaminée et elle est de 40 fois inférieure dans le cas du scénario H2. Ces résultats soulèvent des interrogations surtout à la lumière des données de la littérature dans lesquelles des mesures dans les milieux biologiques chez l'humain ont été prises. En effet, bien que les études réalisées chez l'humain pour connaître l'absorption du TCE sont peu nombreuses, celle de Weisel et Jo (1996) nous apparaît pertinente à l'analyse de la situation en cause. Ainsi, les auteurs ont mesuré l'absorption cutanée et par inhalation du TCE présent dans l'eau. Les absorptions par ingestion, inhalation et contact cutané ont été évaluées séparément. Weisel et Jo ont conclu que des quantités équivalentes de TCE peuvent être absorbées par chacune de ces voies (orale, cutanée, pulmonaire) lors de la prise de bains ou de douches. Ils ajoutent que la voie d'exposition affecte le métabolisme et possiblement la toxicité. Ceci renforce la pertinence de la prise en compte du premier passage hépatique, tel que mentionné en page 5 lors de la discussion de la transformation des valeurs de référence par inhalation en équivalent par ingestion.

Lorsqu'ils comparent les doses additionnelles aux doses attribuables aux bruits de fond, ceux-ci concluent que les doses additionnelles pour l'ingestion sont comparables à celles du bruit de fond. Comme la concentration bruit de fond dans l'eau potable du TCE est de 0,2 µg/l et que la concentration dans l'eau potable utilisée pour calculer les doses d'exposition additionnelles est aussi de 0,2 µg/l, il est tout à fait prévisible que les doses soient comparables. Par contre, pour une concentration dans l'eau identique de 0,2 µg/l, les doses additionnelles pour l'inhalation estimées par les auteurs sont plus faibles de deux ordres de grandeur que les doses bruit de fond. Les doses d'exposition par inhalation sont essentiellement causées par la concentration de TCE dans l'air intérieur provenant de l'usage domestique de l'eau. Or, la concentration dans l'air estimée par les auteurs de l'étude de $1,7 \times 10^{-5}$ mg/m³ est 100 fois inférieure à la concentration de $1,5 \times 10^{-3}$ estimée par SC. Nous n'avons pas revu la méthodologie utilisée par SC pour l'estimation de cette concentration de TCE dans l'air intérieur provenant de l'usage domestique de l'eau potable, mais il est plausible que les auteurs sous-estiment cette concentration et du même coup les doses attribuables à cette voie d'exposition.

1.1.6.3 Estimation du risque

Pour les risques non cancérogènes, les indices de risque totaux (doses bruit de fond et doses additionnelles) sont tous inférieurs à 1. L'indice de risque total le plus élevé (0,40) se retrouve pour le groupe d'âge de 6 mois à 4 ans.

Pour les risques cancérogènes, l'excès de risque de cancer total est de $2,73E-07$. Il représente seulement le risque attribuable à l'exposition à la concentration de TCE dans l'eau de distribution qui excède la concentration bruit de fond. Or, la population de Shannon est exposée aux concentrations de TCE mesurées dans les systèmes de distribution de l'eau potable et l'excès de risque de cancer attribuable à cette exposition excède ce niveau de risque estimé dans le rapport.

1.2 AUTRES RAPPORTS

Le rapport de M. Daniel Green constitue une évaluation critique de l'évaluation du risque toxicologique effectuée par Sanexen. Il propose en plus une méthode alternative d'évaluation. Ceci se traduit par des variations dans le choix des concentrations retenues, les valeurs de certains paramètres et dans le choix de certaines méthodes de calcul. Également, l'auteur a utilisé un autre modèle pour évaluer les concentrations dans l'air intérieur résultant de l'intrusion de vapeurs à partir de la nappe phréatique (modèle J-E plutôt que le modèle Jury). Les résultats des deux méthodes sont présentés avec les facteurs de sous ou de surestimations correspondants. Cette analyse comparative illustre la très grande variabilité des résultats de l'évaluation du risque dépendamment des choix retenus par les auteurs.

Quant au mandat confié à M. Raymond Van Coillie, il comprenait « ...la production d'un rapport moins détaillé que le rapport d'expertise de TPSGC et MDN (2003) afin de défendre ce dossier devant le tribunal lors du procès... ». Le point de départ de ce rapport est néanmoins l'évaluation du risque réalisée par Sanexen. Cette expertise se base sur le scénario H2 dont certains paramètres ont été modifiés et le scénario H1 n'a pas été pris en considération. Il est également mentionné que ce rapport d'expertise est préliminaire.

1.2.1 Commentaires sur le rapport d'expertise critique de M. Daniel Green concernant la présence de TCE dans l'eau souterraine de Shannon

Bien qu'elles ne changent pas l'interprétation des données, il nous est apparu pertinent de signaler quelques erreurs de transcription des chiffres conciliés dans le rapport de Sanexen, notamment dans le tableau 1. Ainsi, on retrouve des erreurs au niveau des valeurs moyennes retranscrites pour la concentration dans le puits P2, ainsi que dans le nombre d'échantillons prélevés entre janvier et juin 2002 dans les puits P4 et P5. De plus, il est faux de prétendre que le puits P2 a été échantillonné seulement de janvier à juin 2002 (haut de la page 4), alors que le tableau 4-3 du rapport de Sanexen indique clairement qu'il a été échantillonné jusqu'en octobre de la même année. Nous ne comprenons pas la pertinence des exemples donnés par l'auteur concernant les valeurs hypothétiquement considérées dans une évaluation du risque suite à une campagne d'échantillonnages d'eau de puits puisque cette évaluation du risque s'est attardée à la consommation de l'eau de l'aqueduc.

Nous partageons l'avis de l'auteur concernant le fait que Sanexen aurait dû utiliser les valeurs supérieures de l'I.C. à 95 % de la moyenne, tel que recommandé par le MSSS (0,49 ug/l). Cependant, bien que nous comprenions le principe qui la sous-tend, la proposition de l'utilisation du 90^e centile des valeurs mesurées pour tenir compte de l'exposition passée avant l'implantation de l'aqueduc nous apparaît difficilement défendable, surtout que l'évaluation porte sur une situation actuelle. En effet, trop d'inconnus subsistent quant à l'ampleur de cette exposition passée pour pouvoir définir une concentration qui, introduite dans un scénario d'exposition actuelle, permettrait de « compenser » pour cette exposition passée. La durée de cette exposition et les concentrations moyennes auxquelles la

population a pu être exposée durant cette période sont deux facteurs qu'il est impossible de connaître. Par conséquent, il est impossible de savoir si cette valeur du 90^e centile (0,65 µg/l) est adéquate, trop élevée ou peut-être même insuffisante. Les suppositions qui sous-tendent cette suggestion de l'auteur relèvent de la gestion du risque et non pas de l'évaluation du risque.

Nous rejetons l'analogie avec les expérimentations en laboratoire avec des rats (page 26), puisque les conditions d'exposition qui prévalent dans ce genre de situation n'ont rien à voir avec celles retrouvées chez les humains. Dans le même ordre d'idées, l'analogie proposée par l'auteur suggérant de considérer l'exposition passée de la population de Shannon comme étant un bruit de fond auquel s'ajoute l'exposition ayant eu lieu après l'installation de l'aqueduc, ne nous apparaît pas pertinente. En effet, additionner une exposition découlant d'un projet à celle d'un bruit de fond requiert que les deux expositions se déroulent en même temps, et non pas de considérer des périodes de temps différentes aux situations d'exposition différentes. Si c'était le cas, il faudrait soustraire le bruit de fond de l'exposition totale pour les enfants jusqu'à 3 ans, puisque l'aqueduc est en fonction depuis 2001. Par conséquent, ces enfants ne peuvent avoir été exposés au TCE dans les conditions qui prévalaient avant son installation.

L'approche utilisée par l'auteur, en faisant ressortir les facteurs par lesquels Sanexen aurait sous-évalué l'exposition, nous apparaît non pertinente. Cela laisse sous-entendre que son évaluation correspond plus à la réalité que celle de Sanexen, alors qu'il n'y a aucun moyen de le savoir. Nous ne sommes pas d'accord avec l'affirmation sans équivoque du point 10 de la conclusion. Le processus d'évaluation du risque est une méthode qui comporte par définition son lot d'incertitudes. Dans ce contexte, l'étude proposée peut être considérée seulement comme une alternative à celle de Sanexen. Par contre, et pour les raisons expliquées dans la section sur l'évaluation du rapport de Sanexen, nous partageons les interrogations de l'auteur sur l'utilisation par Sanexen du modèle de Jury plutôt que du modèle J-E dans l'évaluation des concentrations de TCE infiltrées dans les maisons à partir de la nappe phréatique.

Il est vrai qu'il est difficile de comparer, comme le mentionne l'auteur en page 9, des maisons unifamiliales à des bâtiments militaires lorsque vient le temps d'extrapoler aux premières des résultats d'échantillonnages d'air effectués dans les seconds. Selon nous, cela n'est pas suffisant pour expliquer l'ampleur de la différence observée entre les concentrations modélisées par le modèle J-E et celles mesurées dans les bâtiments militaires. Cet argument devrait être nuancé.

Étant donné l'importance déterminante du choix du modèle dans l'évaluation de l'exposition de la population de Shannon au TCE, et pour trancher sur les éléments mentionnés aux paragraphes précédents, nous jugeons primordial que des mesures soient faites dans les maisons afin de valider l'utilisation de l'un ou l'autre des deux modèles. Ceci permettrait de valider l'échantillonnage effectué dans les bâtiments militaires.

Dans le tableau 7, l'auteur a utilisé la concentration dans l'air de TCE (76,5 µg/m³) provenant de l'utilisation aux fins domestiques de l'eau présentant des concentrations telles que celles retrouvées en contexte préaqueduc (340 µg/l). Comme l'évaluation du risque porte sur la situation actuelle, cette approche nous apparaît erronée et devrait considérer plutôt la concentration de 0,49 µg/l, pour une concentration dans l'air de 0,11 µg/m³, telle que rapportée au tableau 6. De plus, la raison pour laquelle l'auteur a considéré la concentration moyenne sur 24 heures à l'étage supérieur plutôt que la concentration moyenne dans toute la maison ne semble pas claire.

Contrairement à l'avis de l'auteur, nous trouvons qu'une différence allant d'un facteur de 2 à 28 entre les quantités respirées de TCE à partir de l'air intérieur doit être considérée comme importante (page 20).

Enfin, nous rejetons les hypothèses épidémiologiques de M. Green (tableau 17 et tableaux suivants), non seulement pour des raisons de faible puissance statistique causée par la petite population concernée, mais également parce que d'autres facteurs confondants ne sont pas pris en compte, notamment l'âge et le tabagisme.

1.2.2 Rapport de M. Raymond Van Coillie

Il est difficile de commenter en détails le rapport rédigé par M. Raymond Van Coillie compte tenu qu'il ne se réfère à aucune méthodologie d'évaluation du risque reconnue ou publiée par une revue scientifique. En fait, il part du scénario H2 (voir section 2.1.5) qu'il modifie pour réaliser son évaluation du risque. Comme nous l'avons déjà expliqué, le scénario H2 ne constitue pas une évaluation du risque puisqu'il s'agit de déterminer une concentration moyenne acceptable dans l'eau potable qui ne conduirait pas au dépassement des Drf, et la méthodologie utilisée ne correspond pas à celle de l'élaboration d'une norme ou d'un critère dans l'eau potable. Nous avons déjà mentionné que nous ne sommes pas d'accord avec l'utilisation de scénarios « hybrides », il nous apparaît donc impossible d'endosser son scénario.

Également, plusieurs éléments de cette évaluation soulèvent des interrogations :

- ◆ Concernant le choix des valeurs de référence, nous ne retrouvons pas les références pour les valeurs utilisées ni même d'explications justifiant ces choix.
- ◆ Une source d'exposition supplémentaire est ajoutée au scénario H2, c'est-à-dire l'air interstitiel du sol et un calcul est réalisé pour évaluer l'impact sur les concentrations d'air intérieur. D'où proviennent ces calculs ou quelle en est la référence?
- ◆ Il est indiqué que Sanexen n'a pas tenu compte de l'absorption cutanée causée par le bruit de fond et un facteur de correction est apporté à l'exposition. Nous ne pouvons être d'accord avec cette estimation puisque nous avons un questionnement important sur la méthodologie utilisée par Sanexen pour estimer la dose causée par l'absorption cutanée.
- ◆ Les doses d'exposition calculées par Sanexen sont multipliées par un facteur 3 étant donné que la concentration de 5 µg/l était celle considérée pour l'installation de système de traitement dans les domiciles et que la concentration à ne pas dépasser estimée par Sanexen était de 1,7 µg/l pour le TCE. Nous avons beaucoup de difficultés à entériner une méthodologie qui utilise un « critère » calculé qui est multiplié pour en faire une évaluation du risque.

CONCLUSION

Nous avons réalisé une analyse critique de l'évaluation du risque produite par Sanexen pour le compte du MDN. Notre évaluation a porté sur la méthodologie utilisée, le choix des paramètres utilisés et la conformité de l'étude aux Lignes directrices. Notre démarche s'est effectuée dans l'optique de pouvoir porter un jugement critique sur les conclusions de l'étude.

L'évaluation a été faite pour estimer le risque que représente l'exposition aux concentrations de TCE mesurées dans le système de distribution de l'eau potable de Valcartier en 2002 et l'exposition à la contamination de l'eau souterraine à partir de l'intrusion de vapeurs dans les maisons et celle de la rivière Jacques-Cartier à partir de l'eau de baignade et la consommation de poissons. Les résultats ne peuvent pas être utilisés pour estimer les impacts résultant de la contamination de la nappe phréatique et de l'eau potable pour la population de Shannon **antérieurement** à 2002.

Dans le cas de Shannon, tout comme dans n'importe quel autre cas, le recours à l'évaluation du risque toxicologique permet d'estimer quantitativement des niveaux de risque. Par définition, elle comporte plusieurs points d'incertitudes et elle doit être utilisée comme un outil à la gestion du risque.

La variabilité dans les résultats provient des choix méthodologiques des auteurs de l'étude et des différents paramètres retenus. La méthodologie d'évaluation du risque implique que l'estimation de l'exposition se fait à partir de scénarios qui comportent une quantité importante de variables. Le recours à l'approche probabiliste, selon laquelle l'utilisation de distributions de données plutôt que des valeurs unitaires pour les différents paramètres, permettrait des estimations d'exposition se rapprochant davantage de la réalité.

Ainsi, l'analyse de cette évaluation révèle que le choix des auteurs d'utiliser la concentration moyenne de TCE des échantillons prélevés en 2002, au lieu de la valeur de la limite supérieure de l'I.C. 95 % conformément à la recommandation des Lignes directrices, contribue à sous-estimer les doses d'exposition. Aussi, le choix de soustraire la concentration bruit de fond tout comme la valeur attribuée à cette concentration nous amène à conclure que l'excès de risque cancérigène attribuable aux concentrations de TCE observées dans le réseau de distribution en 2002 est sous-estimé.

Comme nous avons pu l'observer dans notre analyse, l'importance des écarts entre les résultats de deux modèles pour déterminer les concentrations du TCE dans les résidences provenant de la migration à l'intérieur de celles-ci peut conduire à des variations considérables dans les doses d'exposition et les risques estimés. Donc, les résultats et les conclusions de l'étude méritent d'être nuancés et doivent être interprétés avec prudence. De plus, ces écarts dans les résultats générés par les deux modèles **militent en faveur de la nécessité de procéder à la caractérisation des concentrations de TCE à l'intérieur des maisons de Shannon.**

Les doses d'exposition attribuables à la consommation du poisson pêché dans la rivière Jacques-Cartier sont particulièrement élevées. Les concentrations estimées dans la chair des poissons et le conservatisme du scénario utilisé expliquent ces résultats et le pourcentage élevé de la dose totale d'exposition par ingestion qu'ils représentent. **Ces résultats méritent d'être validés à tout le moins par des dosages de TCE dans la chair des poissons de la rivière Jacques-Cartier.**

De même, le choix des modèles utilisés pour évaluer l'exposition lors des bains et des douches devrait être reconsidéré puisqu'il ne correspond pas aux données mesurées chez l'humain.

RÉFÉRENCES

- CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1999). *Public Health Goal for Trichloroethylene In Drinking Water*, [En ligne], [s. l.], California Environmental Protection Agency, [s. p.],
[http://www.oehha.ca.gov/water/phg/pdf/tce_f.pdf] (août 2004).
- COMITÉ FÉDÉRAL-PROVINCIAL-TERRITORIAL SUR L'EAU POTABLE (2003). *Le trichloroéthylène dans l'eau potable*, [En ligne], [s. l.], Santé Canada, [s. p.],
[<http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/trichloroethylene.pdf>] (août 2004).
- ENVIRONMENTAL QUALITY MANAGEMENT, INC. (2003). *User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings*, [En ligne], North Carolina, Environmental Protection Agency, [s. p.],
[<http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/airmodel/guide.pdf>] (août 2004).
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2002). *A review of the reference dose and the reference concentration processes : Final Report*, Washington, Environmental Protection Agency, [s. p.].
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2000). *Methodology for deriving ambient Water Quality criteria for the protection of human health (2000)*, Washington, Office of Science and Technology, Office of Water, [s. p.].
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2001). *Trichloroethylene Health Risk Assessment : Synthesis and Characterization : External review draft*, Washington, Office of research and development, [s. p.].
- GROUPE SCIENTIFIQUE SUR L'EAU (2003). *Trichloroéthylène : Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine*, [En ligne], [s. l.], Institut national de santé publique du Québec, 10 p.,
[<http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/Trichloroethylene.pdf>] (août 2004).
- MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX (2002). *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 l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés*, Québec, Ministère de la Santé et des Services sociaux, 90 p.
- SANTÉ CANADA (1995). *Approches pour l'établissement des recommandations concernant l'eau potable* dans *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, [En ligne], [s. l.], Santé Canada, 11 p.,
[<http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/fpart.pdf>] (août 2004).

- TETRA TECH NUS, INC. (2000). *Draft Final Remedial Investigation : volume I of III, Text, Tables, and Figures : Raymark - OU2 – Groundwater, Stratford, Connecticut*, [En ligne], [s. l.], U.S. Environmental Protection Agency, [s. p.],
[<http://www.epa.gov/region01/superfund/sites/raymark/11635.pdf>] (août 2004)
- THE CONNECTICUT DEPARTMENT OF PUBLIC HEALTH (2003). *HEALTH CONSULTATION : Evaluation of Indoor Air, Soil Gas and Groundwater Data Sampling Phases 2, 3 and 4 (2001, 2002, 2003) : RAYMARK INDUSTRIES, STRATFORD, FAIRFIELD COUNTY, CONNECTICUT*, [En ligne], [s. l.], The Connecticut Department of Public Health, [s. p.],
[<http://www.epa.gov/region01/superfund/sites/raymark/46242.pdf>] (août 2004).
- TRÉPANIÉ, Jean-Pierre (1996). *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*, Version préliminaire pour consultation, [s. l.], Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 737 p.
- WEISEL, Clifford P., and Wan-Kuen JO (1996). “ Ingestion, Inhalation, and Dermal Exposures to Chloroform and Trichloroethene from Tap Water ”, *Environmental Health Perspectives*, vol. 104, n° 1, January 1996, p. 48-51.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (1996). *Guidelines for Drinking-Water Quality*, second edition : Volume 2 - Health criteria and other supporting information, Geneva, World Health Organization, [s. p.].

ANNEXE 1

Appréciation objective de la modélisation faite par M. Daniel Green

APPRÉCIATION OBJECTIVE DE LA MODÉLISATION FAITE PAR M. DANIEL GREEN

La présente appréciation se veut comparative par rapport à une autre modélisation ayant été faite dans des circonstances similaires à celle faite de M. Daniel Green. Il ne s'agit pas d'une opinion sur la validité du modèle utilisé par ce dernier.

La modélisation effectuée par M. Daniel Green a été comparée avec celle de l'EPA dans le cas de la contamination de l'eau souterraine à Stratford, Connecticut, impliquant la compagnie Raymark. Dans les deux situations, il s'agit d'une contamination de la nappe phréatique par des COV dont le TCE. Cependant, la modélisation de M. Daniel Green fait appel à la version 2003 du modèle de J-E sur l'intrusion de vapeurs dans les bâtiments à partir d'une contamination de l'eau souterraine, alors que l'EPA avait, à l'époque, utilisé une version antérieure (1998), puisque son rapport date de novembre 2000 (Tetra Tech NUS, Inc., 2000). Les deux modèles comportent de légères différences dans les paramètres constants utilisés, ce qui fait varier les résultats des modélisations. Les différences les plus importantes sont observées au niveau des valeurs de la saturation effective aux fluides (Ste), du coefficient total de diffusion efficace (DeffT), de la porosité du sol-air-zone capillaire (acz), et de l'expression à l'exposant du chiffre Peclet ($\exp(\text{Pef})$). Pour apprécier l'impact de ces différences sur les résultats, les paramètres variables utilisés dans l'étude de l'EPA ont été introduits dans la nouvelle version du modèle. Les résultats obtenus sont comparés à ceux de l'étude de l'EPA de novembre 2000 (Cbâtiment) (Tetra Tech NUS, Inc., 2000), pour la même concentration dans l'eau de TCE. Le tableau suivant résume l'essentiel des différences.

Tableau 1 : Impact des différences dans les paramètres d'entrée sur les résultats de la modélisation Johnson et Ettinger

Modèles	Ste cm^3/cm^3	DeffT cm^2/s	Acz cm^3/cm^3	Exp(Pef) (sans unité)	Cbâtiment $\mu\text{g}/\text{m}^3$
J-E, 1998	0,143	0,0037	0,136	5,5 ^E 101	25
J-E, 2003	0,125	0,0062	0,177	9,5 ^E 84	87

Pour les mêmes concentrations dans l'eau souterraine (230 $\mu\text{g}/\text{l}$), la concentration retrouvée dans le bâtiment suite à l'intrusion de vapeurs est multipliée par un facteur de 3,5. Le plus récent modèle est donc plus conservateur que l'ancien.

En introduisant dans ce dernier modèle la concentration retrouvée dans l'eau souterraine de Shannon (340 $\mu\text{g}/\text{l}$), la valeur obtenue dans le nouveau modèle serait de 129 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cependant, M. Green a utilisé des paramètres d'entrée du modèle légèrement différents de ceux par défaut. C'est notamment le cas pour : la porosité totale du sol (0,38 plutôt que 0,43), la densité du sol (1,66 plutôt que 1,5), la température de l'eau (10 degrés plutôt que 14,5), la profondeur de la nappe souterraine (4 m plutôt que 3,65) et la distance entre la nappe d'eau et la fondation de la maison-type (2 m plutôt que 1,65). Il ne justifie pas ces nouvelles valeurs. Avec ces paramètres, il obtient une concentration dans l'air du bâtiment de 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la concentration dans l'eau souterraine mesurée à Shannon. En introduisant la concentration de Stratford dans le modèle avec les paramètres de M. Green, on obtiendrait une concentration dans l'air de 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, plutôt que les 87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. On conclut que tout en étant similaire, la modélisation effectuée par M. Green est légèrement moins conservatrice que celle résultant de l'utilisation des valeurs par défaut du modèle récent de Johnson et Ettinger.

M. Green a utilisé dans sa modélisation la valeur suggérée par défaut de 5 l/m pour le taux d'infiltration de vapeurs dans la maison à partir des fondations. Cependant, le modèle J-E propose un calcul se basant sur les paramètres entrés plutôt que la valeur par défaut. En utilisant cette valeur calculée et les autres paramètres de M. Green, la concentration dans le bâtiment serait de 67 µg/m³ en utilisant la concentration retrouvée à Shannon et de 45 µg/m³ en introduisant la concentration dans l'eau retrouvée à Stratford. En considérant les autres paramètres comme étant ceux par défaut, on obtiendrait plutôt des valeurs de 110 et 74 µg/m³ pour les concentrations dans l'eau retrouvées respectivement à Shannon et à Stratford. L'ensemble des comparaisons est énuméré dans le tableau suivant.

Tableau 2 : Variation des concentrations dans l'air des maisons résultant de l'utilisation du taux d'infiltration (l/m) par défaut ou de celui calculé par le modèle

Paramètres de modélisation	[] dans l'eau introduite dans le modèle	[] dans l'air des maisons pour des valeurs variables (l/m) du taux d'infiltration de vapeurs dans la maison à partir des fondations (µg/m ³)	
		Valeur (l/m) par défaut (5)	Valeur (l/m) calculée par le modèle
Paramètres de base	Stratford (230 µg/l)	87	74
	Shannon (340 µg/l)	129	110
Paramètres de M. Green	Stratford (230 µg/l)	48	45
	Shannon (340 µg/l)	71	67

Mentionnons qu'il existe deux types de modèles J-E dans la plus récente version, un simplifié et un plus détaillé. D'après les paramètres fournis dans le rapport de M. Green, il a dû utiliser la version simplifiée. Un exercice a été fait dans le but de comparer les résultats issus du modèle avancé à ceux générés par le modèle simplifié. Les résultats ont été les mêmes et n'ont pas changé, même si on fait varier les paramètres plus détaillés qui ne se retrouvent pas dans la version simplifiée. Donc, le choix du type de modèle n'a visiblement pas influencé les résultats obtenus.

Pour finir, mentionnons que même si aucune validation systématique du modèle J-E n'a pu être trouvée, même après consultation auprès des autorités de l'EPA, des mesures ont été faites dans les maisons lors de l'étude au Connecticut afin de comparer les résultats générés par le modèle J-E (version 1998), avec les concentrations qui ont été effectivement mesurées dans l'air intérieur. Bien que les mesures ont été faites sur un nombre restreint de résidences, il appert que l'utilisation dans le modèle de concentrations moyennes dans l'eau (230 µg/l) comme point de départ générerait une concentration dans l'air légèrement inférieure à la valeur maximale retrouvée (25 versus 35 µg/m³), alors que l'utilisation de la valeur maximale mesurée dans l'eau (3 000 µg/l) surestimait les concentrations dans l'air par un facteur de 10 (328 versus 35 µg/m³) par rapport à cette valeur maximale (Tetra Tech NUS, Inc., 2000). Comme le modèle J-E (version 2003) semble être 3,5 fois plus conservateur, il est permis de croire, tout en gardant en tête le fait qu'un nombre limité de maisons ont été échantillonnées, que son utilisation surestimerait par plus d'un ordre de grandeur les concentrations dans l'air en utilisant les valeurs maximales dans l'eau, mais générerait des résultats demeurant dans le même ordre de grandeur en utilisant les valeurs moyennes dans l'eau.

Puisque pour deux études faites dans des conditions similaires et avec des modèles comparables, les modélisations ont donné des résultats similaires, on peut conclure que la modélisation faite par M. Green est cohérente, sur la base de la comparaison de ses résultats avec ceux de l'étude de l'EPA, 2000. Cependant, une représentation plus exacte, mais moins conservatrice aurait dû être faite aussi en utilisant la valeur moyenne dans l'eau souterraine plutôt que maximale.