



Information



Formation



Recherche



Coopération  
internationale

# ÉTUDE EXPLORATOIRE D'APPROCHES DE GESTION DE RISQUE LORS DES DÉPASSEMENTS DES NORMES CHIMIQUES DANS L'EAU POTABLE

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC



ÉTUDE EXPLORATOIRE D'APPROCHES  
DE GESTION DE RISQUE LORS DES  
DÉPASSEMENTS DES NORMES  
CHIMIQUES DANS L'EAU POTABLE

DIRECTION RISQUES BIOLOGIQUES,  
ENVIRONNEMENTAUX ET OCCUPATIONNELS

OCTOBRE 2006

## AUTEUR

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

## AVEC LA COLLABORATION DE

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

Robert Tardif, Ph. D., toxicologue  
Département de santé environnementale et santé au travail  
Université de Montréal

Patrick Levallois, M.D., M. Sc., FRCPC  
Direction Risques biologiques, environnementaux et occupationnels  
Institut national de santé publique du Québec

Daniel G. Bolduc, M. Env., biologiste  
Direction Risques biologiques, environnementaux et occupationnels  
Institut national de santé publique du Québec

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier le docteur Albert J. Nantel, de l'Institut national de santé publique du Québec, ainsi que le professeur Kannan Krishnan, de l'Université de Montréal, pour leurs précieux commentaires et suggestions.

C'est à la demande des membres de la Table nationale de concertation en santé environnementale que l'Institut national de santé publique du Québec a produit la présente réflexion.

La réalisation de ce document a été rendue possible grâce à la contribution financière du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec.

*Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.*

*Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : [droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca](mailto:droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca).*

*Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.*

## CONCEPTION GRAPHIQUE

MARIE PIER ROY

DÉPÔT LÉGAL – 1<sup>er</sup> TRIMESTRE 2007  
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC  
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA  
ISBN 13 : 978-2-550-49306-8 (VERSION IMPRIMÉE)  
ISBN 13 : 978-2-550-49307-5 (PDF)

©Gouvernement du Québec (2007)

## TABLE DES MATIÈRES

<b>LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES .....</b>	<b>III</b>
<b>LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS .....</b>	<b>V</b>
<b>1 INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
<b>2 REVUE DE LITTÉRATURE SUR L'ÉTABLISSEMENT DES NORMES CHIMIQUES DANS L'EAU POTABLE ET LA GESTION DE LEUR DÉPASSEMENT.....</b>	<b>3</b>
2.1 ÉTABLISSEMENT DES NORMES ET CRITÈRES DE CONTAMINATION CHIMIQUE .....	3
2.1.1 Normes aux États-Unis : approche traditionnelle .....	3
2.1.2 Norme aux États-Unis : nouvelle approche suivant le principe des marges d'exposition.....	5
2.1.3 Critères de l'Organisation mondiale de la Santé .....	6
2.1.4 Critères de l'ATSDR .....	7
2.1.5 Critères en France .....	7
2.1.6 Critères au Canada.....	7
2.1.7 Critères en Australie .....	8
2.1.8 Normes au Québec.....	8
2.2 GESTION DES DÉPASSEMENTS DES NORMES DANS L'EAU POTABLE .....	8
2.2.1 Gestion aux États-Unis.....	9
2.2.2 Gestion en Australie .....	13
2.2.3 Gestion en France .....	13
2.2.4 Gestion au Québec.....	13
2.2.5 Gestion dans les autres provinces canadiennes .....	14
<b>3 RÉFLEXION SUR UNE APPROCHE DE GESTION DES DÉPASSEMENTS DE NORMES CHIMIQUES .....</b>	<b>15</b>
3.1 PRÉMISSSES .....	15
3.2 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE L'APPROCHE EXPLORÉE .....	16
3.2.1 Détermination, avec l'exploitant, de la durée possible du dépassement .....	16
3.2.2 Évaluation de la période tolérable sans avis de non- consommation .....	17
3.2.3 Recommandation ou non d'avis de non-consommation.....	19
<b>4 DÉTERMINATION DES OUTILS NÉCESSAIRES À L'APPROCHE PROPOSÉE : LES CRITÈRES DE 1 AN .....</b>	<b>21</b>
4.1 DÉTERMINATION DE CRITÈRES DE 1 AN PAR L'UTILISATION DE DOSES DE RÉFÉRENCE SOUS-CHRONIQUE CONNUES.....	21

4.2	DÉTERMINATION DE CRITÈRES DE 1 AN EN L'ABSENCE DE VALEURS DE RÉFÉRENCE SOUS-CHRONIQUES .....	22
4.2.1	Détermination d'une marge d'exposition propre au critère à définir .....	22
4.2.2	Multiplication de la valeur de référence chronique .....	33
<b>5</b>	<b>EXEMPLES DE DÉFINITIONS DE CRITÈRES DE 1 AN .....</b>	<b>35</b>
5.1	EXEMPLES DE CRITÈRES ÉMIS À PARTIR DE DOSES DE RÉFÉRENCE SOUS-CHRONIQUES DÉJÀ DÉFINIES .....	35
5.2	EXEMPLES DE CRITÈRES DÉFINIS À PARTIR D'UNE VALEUR CALCULÉE DE MARGE D'EXPOSITION.....	36
5.2.1	Arsenic .....	36
5.2.2	Atrazine .....	37
5.2.3	Trichloroéthylène .....	37
<b>6</b>	<b>RECOMMANDATIONS ET LIMITES D'APPLICATION DE L'APPROCHE EXPLORÉE .....</b>	<b>39</b>
<b>7</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>45</b>
<b>8</b>	<b>RÉFÉRENCES .....</b>	<b>47</b>

## LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES

Figure 1	Extrapolation à faible dose et risques de cancer .....	5
Tableau 1	Facteurs d'incertitude à appliquer pour l'extrapolation interespèce.....	25
Tableau 2	Exemples de critères déterminés à partir de doses de référence sous-chroniques connues.....	35
Tableau 3	Exemples de choix de critères de 1 an pour l'atrazine, le TCE et l'arsenic.....	41



## LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

La liste suivante énumère les sigles et abréviations cités plus d'une fois dans ce document.

ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
ADI	Admissible daily intake
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BMD	Benchmark dose
CMA	Concentration maximale acceptable
CMA <sub>P</sub>	Concentration maximale acceptable provisoire
DAENO	Dose avec effet néfaste observé
DSENO	Dose sans effet néfaste observé
DSP	Direction de la santé publique
DWAL	Drinking water action level
DWEL	Drinking water equivalent level
ED	Effect dose
FQPA	Food Quality Protection Act
HA	Health advisories
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IRIS	Integrated Risk Information System
LED	Lowest effect dose
LOAEL	Lowest observed adverse effect level
MCL	Maximum contaminant level
MCLG	Maximum contaminant level goal
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MOE	Margin of exposure
MRL	Minimum risk level
NOAEL	No observed adverse effect level
PBPK	Physiological based pharmacokinetic
q*	Risque unitaire de cancer
TCE	Trichloroéthylène
TDI	Tolerable daily intake
TLV-TWA	Threshold limit value – time-weighted average
US EPA	U.S. Environmental Protection Agency



## 1 INTRODUCTION

La gestion de l'eau potable est un élément vital pour la protection de la santé publique. Pour cette raison, il existe un grand nombre de normes régissant sa qualité. Les procédures à suivre lorsque la contamination microbiologique excède les normes sont généralement bien établies. Toutefois, dans le cas des normes chimiques, il existe peu d'indications sur les règles à suivre. En effet le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) prévoit que dans de tels cas, l'exploitant doit voir à rétablir la situation et doit aviser la direction régionale du MDDEP et la direction de la santé publique (DSP) concernée. Celle-ci a bien sûr un devoir de protection du public, mais le règlement est silencieux quant aux décisions à prendre en attendant le retour au respect de la norme, comme l'émission ou non d'avis de non consommation<sup>1</sup>.

L'approche la plus connue traitant de ces situations consiste en la méthodologie américaine des *drinking water health advisories*. Ceux-ci se définissent comme étant des critères non coercitifs, établis pour divers contaminants de l'eau potable afin d'indiquer les concentrations maximales, parfois supérieures aux normes, à ne pas dépasser durant une période variable afin de préserver la santé des consommateurs<sup>2</sup>. Cependant, l'utilisation simple et directe de ces critères pourrait donner l'impression que le dépassement des normes est permis pour une certaine période de temps et variable selon le niveau de dépassement. Or, en regard du rôle des autorités de santé publique, cette situation n'est pas souhaitable même si d'un point de vue strictement de santé publique, un dépassement temporaire peut ne pas poser de problème particulier. En effet, il est de l'avis des auteurs de la présente réflexion que malgré les incertitudes et les imperfections qu'elles peuvent présenter, les normes doivent être respectées et il importe d'orienter la gestion de leur dépassement avec cette parcimonie. Dans la même veine, tel qu'adopté comme principe en Australie, l'établissement d'une norme n'est pas une caution pour dégrader la qualité de l'eau jusqu'au niveau de la norme, dans le cas où la qualité de l'eau initiale est supérieure à ce que prescrit la norme<sup>3</sup>.

On sait toutefois qu'assez régulièrement, un dépassement de normes est observé. Cette situation est évidemment non souhaitable, mais doit être gérée. L'approche explorée dans le présent document s'articule donc autour de la nécessité de prendre position quant à la recommandation ou non d'avis de non-consommation de l'eau, en attendant que la situation soit réglée. En effet, la grande majorité des normes chimiques est établie sur la base de risques à la santé découlant d'une exposition chronique durant toute la vie. Il est donc concevable qu'une exposition plus élevée découlant du dépassement d'une norme soit tolérée à condition que cela ne se produise que pour une période de temps limitée. D'ailleurs, il appert que cette situation est assez couramment rencontrée dans la pratique. Toutefois, en l'absence de balises pour ce faire, il y a un manque au niveau de l'harmonisation de la gestion de ces situations, que ce soit entre les diverses instances faisant face à un problème similaire ou encore d'une fois à l'autre pour les mêmes intervenants. Ainsi, encore aujourd'hui, ces situations sont gérées au cas par cas. Le présent document a comme objectif d'explorer de nouveaux éléments de gestion comme outils supplémentaires d'aide à l'harmonisation du processus de prises de décisions par les autorités lorsque des situations de dépassement des normes chimiques surviennent dans l'eau potable.

Pour ce faire, les balises scientifiques ainsi que les principes directeurs de gestion du risque<sup>4</sup> sur lesquels une telle décision devrait se baser seront considérés. Rappelons brièvement que ces principes directeurs sont :

- l'appropriation des pouvoirs par les individus et la collectivité;
- l'équité dans les bénéfices et les risques à l'intérieur de la communauté;
- l'ouverture à toutes les parties touchées;
- la primauté de la protection de la santé humaine;
- la prudence face aux éléments inconnus;
- la rigueur scientifique;
- la transparence au niveau de l'information à donner aux diverses parties impliquées.

Il est bien évident qu'en tout temps, le rétablissement le plus rapidement possible de la situation afin de respecter les normes est requis. Ce rétablissement est un objectif qui devrait toujours être poursuivi ultimement, parallèlement à la gestion du dépassement, lequel devrait toujours être perçu comme une situation temporaire et non acceptable en soi.

Ainsi, bien qu'il soit souhaitable que les autorités de santé publique procèdent régulièrement à la réévaluation de la pertinence des normes, une telle réévaluation ne constitue pas un objectif du présent document. Toutefois, il est concevable que les principes qui y sont avancés puissent être intégrés à un éventuel processus de réévaluation.

La méthodologie suivie pour effectuer cet exercice a consisté dans un premier temps à réaliser une revue de la littérature portant sur la gestion des dépassements de normes chimiques dans l'eau potable et de l'élaboration de critères à cet effet. À cette occasion, une courte revue du processus d'établissement des normes proprement dites a également été réalisée. De plus, lors d'un travail préliminaire d'enquête<sup>5</sup>, des contacts ont été établis avec d'autres institutions de santé publique au Canada et aux États-Unis afin d'avoir un aperçu des méthodes utilisées ailleurs pour faire face à ces situations. Toute cette revue est présentée au chapitre 2.

À la lumière de cette revue, une approche de gestion des dépassements a été développée davantage dans les chapitres subséquents. Des exemples d'application à des contaminants particulièrement pertinents au Québec sont aussi présentés. Les résultats de cet exercice ont permis de formuler quelques recommandations utiles si cette approche venait à être utilisée.

## 2 REVUE DE LITTÉRATURE SUR L'ÉTABLISSEMENT DES NORMES CHIMIQUES DANS L'EAU POTABLE ET LA GESTION DE LEUR DÉPASSEMENT

La gestion du dépassement des normes requiert une bonne compréhension de leur raison d'être ainsi que du processus d'élaboration de celles-ci et des divers critères leur étant reliés. Aussi, il faut tout d'abord rappeler que l'établissement de normes dans l'eau potable a comme objectif premier d'assurer la sécurité à long terme de l'eau desservie à la population. L'établissement des critères de durées variables a le même objectif mais pour des durées qui peuvent être plus courtes. Un examen des divers processus d'établissement des normes et critères, selon les institutions, est présenté ci-après.

### 2.1 ÉTABLISSEMENT DES NORMES ET CRITÈRES DE CONTAMINATION CHIMIQUE

Mis à part quelques variantes propres aux diverses institutions ou États, les normes de contamination chimique de l'eau potable sont généralement déterminées selon une méthode décrite par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (U.S. Environmental Protection Agency [US EPA]). La description la plus complète en a été faite par Zavaleta (1992). Pour des questions pratiques, cette méthode sera abordée en premier. Puis, les variantes propres aux autres institutions ou États seront ensuite décrites.

#### 2.1.1 Normes aux États-Unis : approche traditionnelle

Aux États-Unis, la norme de contamination de l'eau potable est définie comme étant le *maximum contaminant level* (MCL). La détermination de cette norme est précédée par l'établissement d'un objectif de contamination maximale, basé sur des critères sanitaires, le *maximum contaminant level goal* (MCLG). Cet objectif, non coercitif, est déterminé de manière différente selon que le contaminant visé est cancérigène ou non. Ainsi, les contaminants peuvent être classés dans trois catégories : les contaminants cancérigènes reconnus classés A ou B par l'US EPA, (Catégorie I), les contaminants non cancérigènes (Catégorie II), et les contaminants possiblement cancérigènes classés C (Catégorie III)<sup>6</sup>.

- Dans le cas des composés de la Catégorie I, l'**objectif** suggéré est de toujours viser à obtenir un niveau de contamination le plus faible possible. En effet, on assume pour ces produits qu'il n'y a pas de seuil sans effet et qu'en théorie, une seule molécule peut produire un cancer, c'est-à-dire que la relation dose-réponse associée à l'effet cancérigène est linéaire. Ceci implique en théorie la définition d'un risque unitaire de cancer ( $q^*$ ) ou « facteur de pente » de cancer, pour ces substances. Cela se rapporte aux substances dites génotoxiques. Donc, l'objectif ultime pour ces substances en est un d'absence totale de contamination.
- Pour le cas de la Catégorie II, soit les contaminants non cancérigènes, le MCLG est défini à partir de la dose de référence (*reference dose*), pour les effets chroniques non cancérigènes. Les doses de référence sont calculées à partir de doses repères (*lowest observed adverse effect level* [LOAEL] ou *no observed adverse effect level* [NOAEL]) obtenues expérimentalement chez l'animal (études toxicologiques), qui sont ensuite divisées par des facteurs qui tiennent compte de certaines incertitudes dans le processus d'extrapolation. Les doses de

référence sont transformées en concentrations équivalentes dans l'eau potable (*drinking water equivalent level* [DWEL]), en assumant une consommation de 2 litres d'eau par jour pour un adulte de 70 kg. Enfin, afin de tenir compte des sources d'exposition autres que l'eau potable pouvant contribuer à la charge corporelle d'un individu exposé durant toute sa vie, le DWEL est multiplié par le pourcentage de la contribution de l'eau potable à la charge corporelle. Lorsque les données disponibles dans la littérature ne permettent pas de justifier une autre valeur, cette contribution est assumée comme étant de 20 %, selon la formule qui suit, la concentration ainsi obtenue est le MCLG pour les composés non cancérigènes :

$$\text{Équation 1 : } \quad \text{MCLG} = \frac{\text{DR} \times \text{PC} \times \text{CR}}{\text{FI} \times \text{I}}$$

...où : MCLG = *Maximum contaminant level goal*

DR = Dose repère, en mg/kg-j

PC = Poids corporel, en kg

FI = Facteurs d'incertitude, sans unité

I = Ingestion d'eau potable, en l/j

CR = Contribution relative de l'eau potable à l'exposition totale, en %

- Dans le cas de contaminants de la Catégorie III, soit les contaminants possiblement cancérigènes (classés C) l'approche décrite plus haut pour les non cancérigènes (Catégorie II) est utilisée tout en ajoutant un facteur d'incertitude supplémentaire pour tenir compte de la possibilité de cancérigénicité. En effet, pour ces substances, leur classification de cancérigénicité découle entre autres de ce que l'on ne peut justement pas identifier de dose sans effet cancérigène ou alors que l'on ne peut déterminer précisément que le processus est épigénétique. Ceci sous-entend la présence de seuil, mais à très faible dose. Le principe d'application d'un facteur d'incertitude supplémentaire permet donc en théorie de définir des normes qui résultent en une exposition inférieure à ce seuil.

La prise en compte des aspects de faisabilité technique, sociale et économique permet par la suite d'établir la norme (MCL) à partir de l'objectif idéal de santé visé (MCLG). Cette norme est soit égale ou plus élevée que l'objectif idéal, selon diverses considérations. Notons que dans le cas des substances de la Catégorie I, puisque l'objectif est établi à une contamination égale à zéro, et que cet objectif est pratiquement impossible à atteindre, le seuil de détection analytique ou la disponibilité des moyens de traitement sont souvent des éléments considérés pour établir la norme. De plus, un risque supplémentaire de cancer associé à cette norme sera exprimé dans ce cas, en assumant l'absence de seuil d'effet cancérigène. Ceci se fait en multipliant la dose d'exposition découlant de la consommation d'eau potable présentant un contaminant au niveau de la norme par le  $q^*$  de chaque substance. Également, lorsque le seuil de détection analytique le permet, on peut, pour les substances pour lesquelles il est assumé qu'il n'existe pas de seuil d'effet, déterminer que la norme correspond à l'exposition pouvant entraîner un excès de risque jugé comme acceptable, généralement entre  $10^{-4}$  et  $10^{-6}$ , c'est-à-dire un cas de cancer en excès sur une population de 10 000 ou 1 000 000 selon le cas, exposée durant toute la vie. Ce *maximum contaminant level* signifie alors que la dose ingérée correspond à une dose virtuellement sûre.

Un risque unitaire (donc une concentration acceptable correspondante), peut également être attribué à certains contaminants de la Catégorie II. Dans ce dernier cas, la valeur la plus conservatrice entre celle déterminée à partir d'une dose repère et celle déterminée à partir d'un excès de risque cancérigène (ou d'une limite de détection analytique), devrait être choisie comme norme<sup>6</sup>.

### 2.1.2 Norme aux États-Unis : nouvelle approche suivant le principe des marges d'exposition

Il importe de rappeler que l'US EPA est à réorienter son approche traditionnelle pour l'analyse de risque. Cette réorientation tend à éviter l'utilisation du  $q^*$  pour les cancérigènes, du NOAEL ou du LOAEL pour les non-cancérigènes, et à diminuer l'écart entre les méthodologies appliquées aux substances des deux types<sup>7-8</sup>. Elle aura inmanquablement des répercussions sur l'établissement des normes<sup>9</sup>. Brièvement, la nouvelle tendance consiste à utiliser l'approche des marges d'exposition (*margin of exposure* [MOE]), et elle est illustrée à la figure suivante.

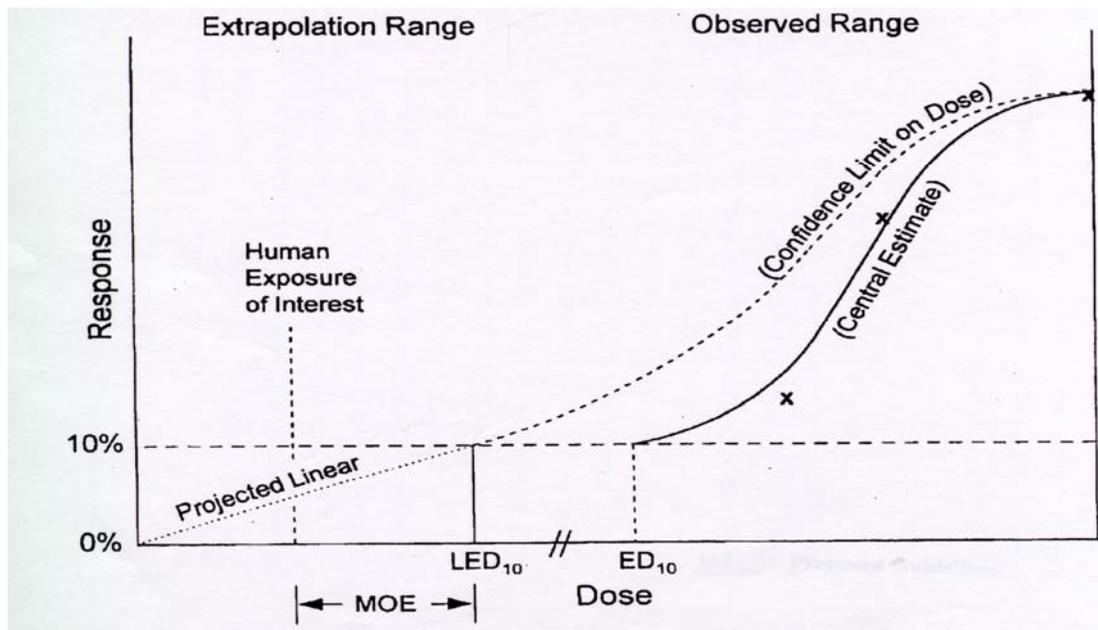


Figure 1 Extrapolation à faible dose et risques de cancer (tirée de l'US EPA, 1999)

Ainsi, en théorie, on identifie un point sur la courbe dose-réponse correspondant à l'intervalle de confiance inférieur à 95 % de la dose engendrant un excès de risque d'effet, cancérigène ou non, de 10 % (lorsque définie à partir d'études animales) ou de 5 % (lorsque définie à partir d'études épidémiologiques). Cette dernière dose correspond à ce qui est communément appelé la « benchmark dose » (BMD), lorsque définie pour des effets non cancérigènes, et est appelée « effect dose » (ED) dans le cas des cancérigènes. Elle est affublée d'un chiffre (5 ou 10) selon qu'elle correspond à un excès de risque de 5 ou 10 %. L'intervalle de confiance inférieur à 95 % sur cette dose est le « lowest effect dose » (LED). Dans le cas de cancérigènes avec seuil, la courbe dose-réponse est traitée comme dans le cas d'effets non cancérigènes, et des facteurs d'incertitude appliqués à la LED permettent de calculer une

marge d'exposition sécuritaire, que ce soit pour un critère à définir ou une exposition observée. Cette approche permet également de calculer un risque unitaire pour les substances cancérigènes sans seuil (généotoxiques) en se référant à la pente de la ligne unissant le point « 0,0 » à celui de l'incidence de cancer associée à la LED. Ce risque unitaire remplace le  $q^*$ . La MOE consiste donc en l'écart qu'il faut assurer entre une exposition et une dose repère pour s'assurer que cette exposition ne représente pas un risque inacceptable. D'après l'US EPA (1999), la  $LED_{10}$  correspond généralement à peu près au NOAEL, c'est-à-dire la dose maximale sans effet néfaste observé, provenant d'études pour des effets non cancérigènes. Dans certains cas, une dose de départ plus faible que la  $LED_{10}$  peut être utilisée, si les données expérimentales le justifient avec assez de certitude<sup>7</sup>.

### 2.1.3 Critères de l'Organisation mondiale de la Santé

L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a établi des directives pour l'eau de boisson afin de servir de principes de base pour l'élaboration de normes nationales<sup>10</sup>. Ainsi, ces directives suggèrent entre autres des concentrations maximales dans l'eau potable à ne pas dépasser pour ne pas mettre en danger la santé des consommateurs, et sont basées sur l'établissement de doses d'exposition maximale quotidienne, soit les *tolerable daily intakes* (TDI), ou les *admissible daily intakes* (ADI) dans le cas des résidus alimentaires, comme les pesticides ou les additifs. Puisque les recommandations de l'OMS n'ont pas force de loi, les valeurs suggérées ne sont en aucun cas coercitives. Ceci est d'une importance particulière considérant que tous les pays du monde n'ont pas les mêmes capacités en termes de traitement et purification de l'eau. En ce sens, il s'agit bien de critères ou de recommandations. Ces valeurs sont établies en tenant compte des risques de toxicité chronique seulement et sont déterminées en suivant la même logique que l'établissement des MCLG aux États-Unis. Toutefois, la contribution attribuée à l'eau potable est déterminée par défaut comme étant 10 % (plutôt que 20 % à l'US EPA), et le poids des adultes est considéré à 60 kg plutôt qu'à 70 kg.

Dans le cas des substances cancérigènes pour lesquelles un risque unitaire a été déterminé, la valeur suggérée est celle correspondant à un excès de risque de cancer de  $10^{-5}$ .

L'un des éléments particuliers propre à la méthodologie suivie par l'OMS est l'application, dans certains cas, d'un facteur d'incertitude additionnel pour tenir compte du potentiel de bioaccumulation des substances dans l'organisme. Ainsi, pour des substances fortement bioaccumulables telles que les insecticides organochlorés, un facteur d'incertitude supplémentaire allant jusqu'à 10 peut être comptabilisé<sup>11</sup>.

Un programme de l'OMS, l'International Programme on Chemical Safety (IPCS) a développé une méthodologie guide dans l'établissement des expositions maximales quotidiennes aux substances chimiques, sans se limiter à la question de l'eau potable. Il s'agit de valeurs guides pour des expositions chroniques déterminées de la même manière que les ADI ou TDI. Dans le cas des expositions non chroniques, on mentionne, sans plus de détails, que la méthodologie est basée sur les mêmes principes, avec quelques particularités pour tenir compte de la différence de durée d'exposition<sup>12</sup>.

### 2.1.4 Critères de l'ATSDR

Bien que cela ne soit pas spécifique au cas de l'eau potable, il est intéressant de rapporter que l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) a édicté des niveaux de risque minimum (*minimum risk levels* [MRL]) qui sont déterminés séparément pour les voies d'exposition par inhalation et par voie orale, et réfèrent à des effets non cancérigènes. Ces niveaux sont dérivés pour des expositions aiguës (moins de quatorze jours), sous-chroniques (de quatorze jours à un an) et chroniques (plus d'un an). La détermination des MRL est basée sensiblement sur la même méthode que les doses de référence menant à l'établissement des normes américaines dans l'eau potable. L'intérêt particulier des MRL réside cependant dans le fait qu'ils ne concernent pas seulement les expositions chroniques. Par conséquent, ils pourraient devenir pertinents dans le contexte d'expositions humaines non chroniques, comme celles pouvant découler d'un dépassement temporaire des normes dans l'eau potable. Notons que lorsque les informations sont disponibles, les MRL sont déterminés en recourant à de la modélisation *physiological based pharmacokinetic* (PBPK) ou à la modélisation de la *benchmark dose*<sup>13</sup>.

### 2.1.5 Critères en France

La France émet des critères de référence pour plusieurs paramètres associés à l'eau<sup>14</sup>. Ces critères se divisent en deux types. Le premier type, désigné « limites de qualité », est une valeur coercitive s'associant à des contaminants pouvant avoir un impact sur la santé des consommateurs (ex. : contaminants chimiques). Il est défini pour plusieurs substances pour lesquelles, à prime abord, un risque potentiel à la santé est suspecté ou connu si l'exposition est trop importante. Le second type se désigne « références de qualité », est non coercitif, et se rapporte plus à des considérations esthétiques ou pour des éléments qui ne posent pas de risque connu à la santé humaine. Autant pour les « critères » de qualité que pour les « références » de qualité, il n'a pas été possible d'avoir l'information sur la manière dont leurs valeurs respectives sont déterminées.

### 2.1.6 Critères au Canada

Le gouvernement fédéral n'édicte pas de norme légale de la qualité de l'eau. Toutefois, des critères chimiques sont élaborés, sous la forme d'une concentration maximale acceptable (CMA), dans les recommandations pour la qualité de l'eau au Canada. Ces critères sont établis de manière similaire à l'établissement des normes aux États-Unis<sup>15</sup>. Il existe cependant quelques différences notables :

- Dans le cas des substances non cancérigènes, un facteur d'incertitude additionnel variant de 1 à 5 est appliqué à l'occasion dans le cas où les données pour une substance indiquent la possibilité d'interactions avec d'autres, engendrant une augmentation de l'effet toxique.
- La consommation journalière moyenne d'eau potable est considérée comme étant 1,5 litre d'eau par jour pour les adultes, plutôt que 2 litres par jour selon la méthode américaine.
- Pour les substances cancérigènes, l'excès de risque associé à la présence de contaminants dans l'eau potable et jugé comme tolérable est de  $10^{-5}$  à  $10^{-6}$ . Dans le cas où la contribution des expositions aux autres sources que l'eau potable est significative, un excès de risque associé aux contaminants de l'eau potable ne doit pas être supérieur à  $10^{-6}$ .<sup>15</sup>

On constate donc que pour une même substance et en utilisant comme point de départ une même dose, on peut arriver à des critères canadiens qui auraient une valeur 1,33 fois plus élevée que le critère aux États-Unis, en raison de la variation de la consommation d'eau qui est considérée. Par contre, si la substance présente des interactions possibles avec d'autres, son critère pourrait être jusqu'à environ 4 fois plus faible ( $1,33/5 = 0,27$ ).

Pour les pesticides, la procédure d'évaluation de la CMA se fait en même temps que l'évaluation des concentrations maximales tolérables de résidus dans les aliments, dans le cadre de la Loi sur les produits antiparasitaires.

Enfin, notons que depuis quelques années, Santé Canada tient compte, dans l'élaboration de CMA pour les composés volatils, de l'inhalation possible lors de l'usage de l'eau.

### **2.1.7 Critères en Australie**

L'Australie utilise une combinaison de l'approche de l'OMS ainsi que celle du Canada pour définir ses critères, en plus d'apporter, lorsque les évaluateurs le jugent à propos, certaines particularités propres. Par exemple, lorsque la situation le justifie, un apport à la dose quotidienne par l'eau potable plus important que 10 % ou 20 % est considéré. La valeur de 10 % est considérée principalement pour les produits utilisés industriellement ou commercialement, alors que la valeur de 20 % est retenue pour les autres. De plus, le caractère volatil ou non des substances est pris en considération, pour tenir compte de l'exposition possible par les autres usages de l'eau que la consommation. Enfin, des considérations pratiques telles que la limite de détection et l'accessibilité aux divers moyens techniques sont prises en compte dans l'élaboration des critères<sup>3</sup>.

### **2.1.8 Normes au Québec**

Au Québec, les concentrations maximales permises dans l'eau potable de plusieurs contaminants sont présentées dans le Règlement sur la qualité de l'eau potable<sup>1</sup>. Ces valeurs sont coercitives et sont souvent équivalentes aux CMA du gouvernement fédéral canadien. Certains contaminants faisant l'objet d'une recommandation canadienne ne se retrouvent pas dans le règlement québécois. C'est le cas notamment de plusieurs radionucléides, de même que des chlorures, du toluène et du xylène, pour ne donner que quelques exemples.

## **2.2 GESTION DES DÉPASSEMENTS DES NORMES DANS L'EAU POTABLE**

Dans le cas d'une contamination de l'eau potable par une ou plusieurs substances chimiques au-delà des normes prescrites, diverses décisions peuvent être prises. Ces décisions visent à protéger les populations non seulement contre l'ingestion d'eau potentiellement dangereuse, mais également à éviter des expositions pouvant être associées à des utilisations domestiques de l'eau (lavage, hygiène personnelle, etc.). Ce dernier cas se présente particulièrement lors d'une contamination avec des substances volatiles pouvant être inhalées, ou lipophiles pouvant traverser la peau<sup>16</sup>. Notons que ces deux propriétés vont souvent de pair pour les substances organiques.

De façon générale, en révisant l'ensemble des façons de procéder des diverses institutions ou pays, on constate que les décisions prises sont au nombre de trois :

- on permet une dérogation à la norme pour une certaine période de temps, moyennant certaines précautions, notamment lors de l'utilisation de l'eau;
- on permet l'utilisation de l'eau, mais pas sa consommation, jusqu'à ce que les concentrations reviennent à un niveau jugé acceptable (cet avis est généralement accompagné de mesures à prendre pour atténuer les risques reliés à l'utilisation de l'eau);
- on ne permet ni la consommation, ni l'utilisation, jusqu'à ce que les concentrations reviennent à un niveau acceptable.

Les pages qui suivent détaillent les méthodes de gestion suivies à ce jour lors des dépassements de normes dans l'eau potable pour diverses institutions ou États.

## 2.2.1 Gestion aux États-Unis

### 2.2.1.1 Gestion des dépassements au niveau national

Avant 1986, on considérait généralement que la norme pouvait être dépassée pour un certain temps (non précisé, on parle de 10 à 20 ans selon le cas)<sup>17</sup>, par un facteur allant jusqu'à deux, sans générer de risque inacceptable pour la santé (*unreasonable risk to health* [URTH]). Toutefois, en 1986, alors que le « *Safe Drinking Water Act* » des États-Unis, qui réglementait les questions relatives à l'eau potable, a été amendé, l'US EPA a révisé ses recommandations pour les dépassements des normes afin de mieux tenir compte des propriétés toxicologiques des produits. Ceci permet de mieux établir les concentrations représentant un risque acceptable à court terme (*short term acceptable risk*)<sup>6</sup>.

Le dépassement des normes est géré de façon différente selon que l'on soit en présence de substances cancérigènes ou non. Ainsi, Zavaleta (1992) rapporte que pour les substances pour lesquelles un  $q^*$  est connu, la concentration acceptable à court terme ne devrait jamais dépasser celle correspondant à un risque de  $10^{-4}$  ou à celui équivalant à la concentration de la limite de détection (si plus élevé que  $10^{-4}$ ). Pour les substances qui n'ont pas de  $q^*$  connu, diverses approches ont été suggérées par divers groupes de travail. Si plusieurs critères sont envisageables d'après diverses méthodes, Zavaleta (1992) suggère de se référer au critère le plus conservateur.

Dans un document non officiel, l'US EPA suggère de se référer au processus de détermination de la norme pour établir des concentrations correspondant à des dépassements de normes tolérables en fonction d'un risque acceptable à court terme. Selon la catégorie à laquelle appartient le contaminant considéré, un dépassement maximal variable sera proposé<sup>17</sup>. Ainsi, pour la Catégorie III, il est proposé que lorsque la norme a été déterminée à partir de doses associées à des effets aigus, tout dépassement de celle-ci constitue un risque inacceptable, ce qui est appuyé par Zavaleta (1992). Ce serait également le cas lorsque le facteur total d'incertitude utilisé dans la détermination de la dose de référence est égal ou inférieur à 100. Si ce facteur varie entre 100 et 1000, un dépassement de la norme de 2 à 5 fois est jugé acceptable à court terme, alors que si le facteur est supérieur à 1000, le

dépassement peut aller jusqu'à 10 fois. Pour les substances de la Catégorie II pour lesquelles aucun  $q^*$  n'a été déterminé, on accepte de tolérer à court terme une concentration équivalente à 10 fois la norme, et ce, pour des expositions chroniques.

Une autre méthode de gestion non réglementaire à laquelle on peut avoir recours lors du dépassement de la norme, ou lorsqu'il n'existe pas de norme, est celle des *drinking water health advisories*. Ainsi, pour les contaminants des catégories II et III, le critère de santé (*health advisory*) à long terme pour les enfants est suggéré comme référence. Si ce critère n'est pas disponible, ou si le DWEL constitue un paramètre plus conservateur, ce dernier devrait être utilisé. La définition des *health advisories* et leur méthodologie d'établissement sont décrites ci-dessous<sup>6</sup>.

### 2.2.1.2 Méthodologie américaine des « *health advisories* »

#### 2.2.1.2.1 Objectif et définition

L'objectif poursuivi par cette méthodologie, développée initialement en 1978 par l'US EPA pour le territoire américain, est d'orienter la gestion des dépassements de normes. Cependant, de nombreuses institutions extérieures aux États-Unis s'y réfèrent depuis et ces critères peuvent être utilisés en l'absence de normes officielles<sup>2</sup>.

L'application de cette méthodologie a résulté en la proposition de valeurs de concentration dans l'eau potable à ne pas dépasser afin de préserver la santé des consommateurs, pour des périodes de temps d'une journée, de 10 jours, à long terme (7 ans, soit 10 % de la durée de vie moyenne d'un individu, durée sous-chronique), et de vie entière. Les éléments considérés dans l'établissement de ces critères sont décrits ci-dessous.

#### 2.2.1.2.2 Processus suivi dans l'établissement des *health advisories*

Le processus qui préside l'établissement des *health advisories* pour les divers types de contaminants chimiques est sensiblement le même que celui utilisé dans l'établissement de leurs objectifs idéaux de santé (MCLG). Toutefois, la dose repère utilisée au départ correspondra à une concentration mesurée lors d'une expérimentation de durée équivalente à la période de temps visée par le critère. Ainsi, dans le cas du critère « une journée », on visera idéalement à obtenir une dose repère correspondant à une exposition unique aiguë. Si ce n'est pas possible, une dose repère obtenue lors d'une expérimentation de 5 jours est adéquate. Dans le cas du critère « 10 jours », une dose repère obtenue après administration durant 7 à 30 jours est considérée acceptable. Pour les critères « long terme » et « vie durant », des doses repères obtenues après administrations sous-chronique et chronique sont jugées adéquates<sup>2-18</sup>. Il s'en déduit ainsi que le critère « vie durant » est le même que celui de l'objectif idéal de santé si la dose repère de base est la même.

Outre la durée, il existe quelques nuances dans l'établissement des *health advisories* par rapport au MCLG. En effet, les *health advisories* de courte durée (1 et 10 jours), sont établis en considérant la consommation d'un litre par jour par un enfant de 10 kg, alors que le MCLG est établi en considérant l'ingestion moyenne de 2 litres par jour par un adulte de 70 kg. Les *health advisories* de longue durée (long terme et vie durant) sont établis pour les enfants et les adultes. De plus, contrairement au MCLG, on établit pour les critères autres que celui de « vie durant » que la dose totale d'exposition provient à 100 % de l'eau potable, alors que les contributions relatives de l'eau potable étaient assumées comme étant de 20 % sur la vie durant dans le cas des MCLG<sup>2</sup>.

Ces différences traduisent le souci d'être conservateur et de protéger les individus sensibles comme les enfants. De plus, on recommande de se référer à la dose repère la plus faible recensée dans la littérature, tout effet confondu. Toutefois, ces procédures impliquent également de considérer un certain niveau de réalisme quant aux scénarios envisagés, sans qu'ils soient nécessairement les pires possibles. Ainsi, cela se reflète dans le fait de considérer que 100 % de la dose provienne de l'eau potable dans les critères autres que ceux correspondant à des expositions la vie durant<sup>2</sup>.

Évidemment, puisqu'il n'y a pas de MCLG d'établi pour les cancérigènes A ou B, les valeurs des *health advisories* pour ce type de substance sont exprimées en termes de concentration pouvant entraîner un excès de risque jugé tolérable, entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  selon la subjectivité reliée au processus de gestion du risque, ou encore en termes d'excès de risque associé à la concentration correspondant à la limite de détection analytique<sup>6</sup>.

Le principal problème relié à cette méthodologie est la difficulté d'avoir accès à des données complètes, validées, et régulièrement mises à jour, puisque la banque de données IRIS (*Integrated Risk Information System*) est celle qui est généralement consultée et que cette dernière présente souvent ces failles.

### 2.2.1.3 Gestion des dépassements au niveau des États américains individuels

En 1992, 23 États étaient en mesure de développer leurs propres critères d'intervention. Cette capacité était basée sur l'expertise et les ressources humaines disponibles et compétentes dans les domaines requis. Les autres États se basaient sur les valeurs des *health advisories* de l'US EPA<sup>16</sup>. Une enquête précédemment effectuée par Belles-Isles (2001) a démontré que tous les États ayant répondu à l'enquête (New Hampshire, Texas, Hawaii, Connecticut, Rhode Island, Iowa, Kansas) ont affirmé émettre occasionnellement des avis spéciaux destinés à des sous-groupes à risque (personnes âgées, jeunes enfants, personnes immunodéprimées, etc.)<sup>5</sup>.

Certains États américains rapportent également traiter de manière particulière les cas de dépassement de normes des contaminants volatils, afin de tenir compte de l'exposition par inhalation. Ainsi, dans ces cas, une analyse de risque est recommandée afin de déterminer dans quelle mesure une dose d'exposition résultant d'un dépassement temporaire d'une norme engendre des risques plus ou moins acceptables. Selon les résultats des évaluations de risque, des recommandations pour diminuer l'exposition peuvent être émises et même, dans certains cas graves, des avis de non-utilisation. Au Rhode Island, il est parfois recommandé

d'ajouter des systèmes de traitement d'eau lorsque la norme est excédée de 10 fois pour les substances volatiles. Entre 1 et 10 fois, des mesures permettant de réduire l'exposition en modifiant certaines habitudes d'utilisation de l'eau (douches plus courtes, eau moins chaude, etc.) sont jugées suffisantes pour protéger la santé du public<sup>5</sup>.

Dans l'ensemble, les méthodologies suivies par les États semblent résulter d'éléments empruntés à la méthodologie des *health advisories* de l'US EPA et de contributions propres aux États. Des éléments particuliers sont appliqués au Minnesota, au Wisconsin et en Californie.

#### 2.2.1.3.1 État du Minnesota

Le Minnesota ne traite pas les dépassements de normes en tant que tels. En revanche, on y traite des cas où des mélanges de substances ayant un même effet délétère sur la santé ou un même organe cible se retrouvent dans l'eau potable. Dans ces cas, il est possible qu'aucune substance prise individuellement ne dépasse la norme, mais que l'effet cumulatif des substances puisse représenter un risque en vertu du principe de l'additivité des effets. Il est alors recommandé d'évaluer si la somme des rapports de la concentration observée sur la norme, pour chaque substance, est supérieure à 1. Dans de tels cas, la situation devrait être gérée comme un dépassement de normes même si individuellement, aucune substance ne dépasse sa norme<sup>19</sup>. Cette approche est également suivie par le New Hampshire<sup>5</sup>.

#### 2.2.1.3.2 État du Wisconsin

Au Wisconsin, une méthodologie tenant compte de la volatilité des contaminants de l'eau potable (entre autres, les composés organiques volatils) a permis d'établir des critères de contamination à ne pas dépasser pour que les gaz résultant de cette volatilité ne présentent pas de risque significatif. Les valeurs sont rapportées, mais aucun détail sur le processus de détermination n'a été trouvé<sup>20</sup>.

#### 2.2.1.3.3 État de la Californie

La Californie a établi des critères de contamination à ne pas dépasser pour 48 substances non normées<sup>21</sup>. Ces critères, non coercitifs, sont appelés « *drinking water action level* » (DWAL). Le développement de ces critères se fait par analyse de risque. Cette méthodologie recommande de ne pas s'approvisionner en eau pour la consommation, même de manière temporaire, lorsque le DWAL est dépassé par un facteur de 10. On déduit de cela que lorsque le DWAL est dépassé entre 1 et 10 fois, la consommation de l'eau est acceptable pour une période limitée (qui n'est toutefois pas précisée). De plus, lorsque le contaminant est présent à une concentration moindre que le DWAL, il est considéré que les risques sont minimes et que la consommation d'eau ne pose pas de problème à long terme. En ce qui concerne les substances cancérigènes pour lesquelles un risque unitaire a été déterminé, la concentration dans l'eau qui génère un excès de risque supérieur à  $10^{-4}$  pour la vie durant est jugée comme impropre à la consommation, même de façon temporaire.

## 2.2.2 Gestion en Australie

Lorsque les critères d'eau potable sont dépassés, ils sont considérés comme des « niveaux d'action », et requièrent une action immédiate, à commencer par la communication aux exploitants et à la population concernée du dépassement observé et des mesures requises pour se protéger, si nécessaire. Le dépassement des critères esthétiques ne requiert qu'un avis en ce sens.

Une particularité du système australien réside en ce que les critères sont également utilisés, sur la base de périodes de temps plus longues, comme des « référence de performance » et servent alors à évaluer les systèmes de traitement quant à leur capacité à rencontrer les critères établis. Ce genre d'évaluation se fait au besoin et permet d'orienter les décisions quant à la nécessité par exemple de remplacer ou de moderniser des systèmes de traitement existants<sup>3</sup>.

## 2.2.3 Gestion en France

La gestion des dépassements de limites ou de références de qualité se fait par processus d'évaluation de risque. Si les limites de qualité sont dépassées, les autorités (le préfet) et la population concernée sont avisées. Si l'évaluation conclut à un risque, des mesures de mitigation peuvent être communiquées aux citoyens (ex : dilution de l'eau avec de l'eau en bouteille) ou encore le préfet prend la décision de ne plus permettre l'utilisation de l'eau à des fins de consommation humaine. En même temps, une enquête est menée sur l'origine du dépassement et la manière de rétablir la situation. Si cette enquête démontre qu'il n'est pas possible à court terme de rétablir la situation (absence de moyens techniques pour respecter immédiatement le critère), et démontre aussi l'innocuité des niveaux observés en regard de la santé publique, une période de dérogation maximale de trois ans, renouvelable une fois, peut être octroyée. Dans le cas du dépassement de référence de qualité, si l'évaluation de risque conclut à l'innocuité du dépassement, la communication immédiate n'est pas nécessaire, mais le dépassement devra être consigné dans le rapport annuel sur le bilan de fonctionnement du système de distribution, dont prendra connaissance le préfet. Par contre, si l'évaluation conclut à un risque, les mêmes éléments que pour le dépassement de limites de qualité peuvent être mis en œuvre. Les historiques de la qualité de l'eau pour les réseaux concernés sont également pris en considération dans la gestion des dépassements<sup>14</sup>.

## 2.2.4 Gestion au Québec

Une enquête a été faite concernant la façon dont quelques situations de dépassement de normes chimiques dans l'eau potable ont été gérées. Le type d'intervention peut varier. Ainsi, dans certains cas, lorsque les normes étaient dépassées, la DSP a recommandé simplement des avis de non-consommation de l'eau pour une période prolongée, mais à court terme, c'était toléré en attendant de corriger la situation. Dans d'autres cas, surtout en présence de mélanges de substances, notamment de substances volatiles, les avis étaient plus nuancés. De même, il était recommandé de faire un suivi régulier. Pour ce qui est des substances volatiles, lorsque la concentration retrouvée dépassait la norme, des mesures plus ou moins radicales selon le niveau de dépassement étaient mises en place. Parmi elles, on retrouve par exemple : l'émission d'avis de non-consommation de l'eau, l'installation de systèmes de traitement, l'imposition de limitations des autres usages de l'eau accompagnées de la

suggestion de bien ventiler les lieux lorsque ces usages sont absolument nécessaires, et enfin, l'émission d'avis de non-consommation accompagnés d'une recommandation de ventiler adéquatement les lieux lorsque les autres usages de l'eau ont cours. De plus, certaines directions de santé publique ont procédé parfois par évaluation du risque associé aux autres usages de l'eau pour statuer sur l'utilisation ou non de l'eau potable, et se sont alors parfois fiées à des critères étrangers (ex. : Wisconsin) établis en regard de ces risques propres aux substances volatiles. L'analyse de risque a aussi été utilisée pour les cas impliquant des substances cancérigènes. Les critères *health advisories* ne sont presque jamais utilisés car les concentrations observées atteignent très rarement ces niveaux. Dans le cas de mélanges de produits, les contributions en équivalents toxiques ont été considérées lorsque possible (ex : pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques, en benzo- $\alpha$ -pyrène équivalents, et pour les dioxines/furannes en équivalents toxiques de 2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine)<sup>22</sup>.

Dans certains cas où des mélanges de substances étaient en cause, 10 % de la valeur de la norme la plus sévère rencontrée parmi toutes les réglementations connues pour les contaminants cancérigènes, et 20 % de cette même norme dans le cas des substances non cancérigènes (valeurs arbitraires) ont été utilisées comme valeurs justifiant la recommandation d'un avis de non-consommation. Ceci a été le cas alors que l'on se retrouvait en situation de contamination multiple dans des puits privés. Il a été estimé que ces proportions engendraient une marge de sécurité suffisante pour tenir compte des effets additifs possibles et des fluctuations des concentrations dans le temps, souvent difficile à mesurer pour des raisons pratiques reliées à la difficulté de procéder à des échantillonnages de puits de manière continue<sup>22-23</sup>. Par ailleurs, certains puits ne présentant aucun dépassement de normes, ou n'ayant fait l'objet d'aucune analyse, ont été visés par des avis de non-consommation s'ils se trouvaient dans un secteur déterminé à risque, en regard des concentrations observées dans les puits des alentours<sup>22</sup>.

### **2.2.5 Gestion dans les autres provinces canadiennes**

Les autres provinces canadiennes procèdent au cas par cas quand vient le temps de gérer une situation de dépassement des normes. Dans certains cas, les normes sont propres à la province, alors que dans d'autres, elles se réfèrent aux CMA du gouvernement fédéral. Ainsi, en Ontario, les questions relatives aux normes de l'eau potable sont traitées en tenant compte des critères fédéraux<sup>24</sup>. En Alberta et au Nouveau-Brunswick, la procédure suivie est celle d'analyse de risque, tandis qu'à Terre-Neuve, les décisions sont basées sur des jugements d'experts. Enfin, plusieurs provinces considèrent les voies d'exposition autres que celle de l'ingestion d'eau, alors que les groupes sensibles de la population sont considérés séparément (femmes enceintes, enfants, personnes âgées, etc.)<sup>5</sup>.

### **3 RÉFLEXION SUR UNE APPROCHE DE GESTION DES DÉPASSEMENTS DE NORMES CHIMIQUES**

Les prémisses de base ayant été considérées dans la réalisation du présent exercice exploratoire seront d'abord décrites, suivi d'une présentation de l'approche retenue. Cette dernière est articulée autour de la détermination de critères, c'est-à-dire des concentrations acceptables dépassant la norme pour un certains temps. La méthode de détermination de ces critères fait l'objet du chapitre 4.

#### **3.1 PRÉMISSES**

La gestion des dépassements des normes chimiques telle qu'explorée dans la présente étude passe principalement par l'établissement de critères de contamination tolérable de l'eau potable pour une période maximale de 1 an. Cette période de 1 an apparaît être un compromis raisonnable entre la nécessité de protéger la santé des citoyens à court et moyen terme tout en maintenant une vigilance auprès des exploitants. L'objectif de cette vigilance est de s'assurer que les exploitants se conforment aux normes d'une part, et qu'ils ont une période de temps raisonnable pour prendre les dispositions nécessaires afin de corriger une situation de concentrations hors normes, d'autre part.

Ces critères d'exposition ne sauraient être définis en situation d'urgence. Il serait souhaitable qu'ils soient définis préalablement de manière bien encadrée, pour ensuite être utilisés dans des situations de dépassement des normes chimiques édictées par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable*. Ainsi, ces critères permettraient dans ces cas d'orienter les décisions quant à la recommandation ou non d'avis de non-consommation de l'eau potable. Notons que cela tient compte du fait qu'il existe à l'intérieur de la population des sous-groupes plus vulnérables que d'autres (notamment les enfants par rapport aux adultes) pour lesquels un avis de non-consommation pourrait être requis sans que cela ne soit le cas pour le reste de la population. De plus, bien que l'on traite de critères de contamination à court terme, le caractère cancérigène (effet à long terme) de certaines substances doit être pris en considération. Enfin, cet exercice exploratoire ne vise à considérer que les différents contaminants pris individuellement, puisqu'une contamination multiple au-dessus des normes n'est que rarement observée dans les réseaux. Toutefois, à titre informatif, la revue de littérature présentée au chapitre 2 fait état d'une approche suivie par l'État du Minnesota pour gérer les contaminations multiples, sans considérer le dépassement ou non des normes établies. Cette approche, qui est habituelle en analyse de risque pour les composés en mélange, pourrait être adaptée pour gérer des dépassements de normes en fonction de critères établis pour plusieurs substances ayant une action toxique commune sur un même organe cible ou encore pour un groupe de substances possédant des équivalents toxiques, comme par exemple les dioxines/furannes.

Il est important de mentionner que ce cadre théorique ne vise que les contaminants normés, retrouvés dans les réseaux, et non pas dans les puits privés. En effet, ces derniers ne font pas l'objet d'un suivi systématique. Or, le suivi devra être un élément important si une telle approche venait à être utilisée, puisqu'il sera important de connaître l'évolution des concentrations

retrouvées pour les contaminants en cause. Par conséquent, il apparaît qu'aucune approche ne saurait permettre un encadrement adéquat de l'ensemble des situations possibles lorsque les puits privés sont considérés, et l'analyse cas par cas apparaît comme demeurant la meilleure méthode de gestion pour ceux-ci. Cependant, l'expérience acquise en appliquant l'approche développée dans la présente étude pourrait éventuellement être utile dans certaines situations impliquant des puits privés.

### **3.2 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE L'APPROCHE EXPLORÉE**

L'approche explorée s'articule autour de trois composantes principales, qui devraient être suivies dans l'ordre, et qui sont décrites en détail ci-après :

- La collaboration avec l'exploitant du réseau hors normes afin de déterminer approximativement la période de temps requise pour atteindre l'objectif ultime, soit le rétablissement de la situation le plus rapidement possible. Notons que la collaboration entre les exploitants, les DSP et le MDDEP lors des situations impliquant la gestion de dépassements de normes chimiques dans l'eau potable est déjà en grande partie une pratique courante, puisqu'elle résulte de la communication des résultats d'analyse, requise par le règlement. Seul l'objectif précis à suivre lors d'une telle collaboration dans le cadre de la démarche proposée, à savoir explicitement la détermination du temps requis pour corriger le problème, est original dans la présente approche.
- La prise en compte de cette période de temps en fonction du niveau de contamination observé et de critères de contamination de 1 an déterminés tel que décrit au chapitre 4, afin d'évaluer le temps envisageable sans recommandation d'un avis de non-consommation.
- La recommandation, si requise, d'une directive quant à la consommation, en attendant le rétablissement de la situation dans l'échéancier prévu en 1, échéancier qui pourrait éventuellement et sous certaines conditions seulement, être prolongé.

#### **3.2.1 Détermination, avec l'exploitant, de la durée possible du dépassement**

Le scénario exploré propose que lorsqu'un dépassement de normes dans un réseau est confirmé, la première intervention à effectuer consiste à profiter du dialogue engagé entre l'exploitant, la DSP et le MDDEP, pour évaluer le temps requis pour corriger la situation. Ainsi il serait nécessaire d'évaluer le plus précisément possible la période de temps pendant laquelle le dépassement de la norme perdurerait, sans toutefois aborder les conditions (ampleur ou durée du dépassement) dans lesquelles ce dépassement pourrait être toléré. Ce processus participatif, s'approchant de ce qui se fait en France<sup>14</sup>, permettrait de s'assurer que personne ne perçoive jamais la norme comme étant une valeur qui puisse ne pas être respectée, tout en maintenant intacte la coopération entre les divers intervenants. Cette dernière est en effet essentielle à la résolution du problème, et est en accord avec le principe directeur d'appropriation des pouvoirs<sup>4</sup>.

### 3.2.2 Évaluation de la période tolérable sans avis de non-consommation

Une fois la période du dépassement estimée, les autorités de santé publique pourraient procéder à l'évaluation du caractère acceptable ou non, en fonction du risque à la santé, du dépassement observé et de la durée prévue de tolérance. Cette évaluation se ferait en comparant la concentration observée au-delà de la norme avec celle correspondant aux critères de 1 an qui seraient évalués, pour les adultes et les enfants, selon la procédure explicitée dans le chapitre 4. Par conséquent, la durée maximale de la tolérance du dépassement de normes serait de 1 an, et elle s'appliquerait lorsque la concentration mesurée dans l'eau serait égale ou inférieure à celle du critère de 1 an. Cependant, dans le cas où cette concentration serait plus élevée, la durée de tolérance devrait être diminuée. Elle serait alors déterminée selon le jugement des professionnels de la santé publique. Ceux-ci disposeraient, pour orienter ce jugement, de deux valeurs guides, soit la norme et le critère de 1 an. Une méthode est proposée dans l'encadré suivant.

#### Encadré 1

La durée de la tolérance du dépassement pourrait être déterminée en utilisant la Loi de Haber<sup>a</sup>, selon laquelle une dose reçue durant une durée donnée est proportionnellement équivalente à une dose plus grande reçue durant une durée plus courte selon le rapport des deux doses<sup>25</sup>. L'équation suivante permettrait de déterminer une durée de tolérance plus courte :

**Équation 2 :  $D = (1/([mesurée]/critère_d)) \times d$**

où :  
D = Durée de la tolérance  
[mesurée] = concentration mesurée, en mg/l  
critère<sub>d</sub> = critère émis pour une durée d, en mg/l

Par exemple, si la valeur du critère 1 an (12 mois) pour une substance X est de 7 mg/l, la durée de la tolérance si la concentration dans l'eau est de 10 mg/l serait la suivante :

$$D = (1/[10 \text{ mg/l}/7 \text{ mg/l}]) \times 12 \text{ mois} = 8,4 \text{ mois}$$

Ainsi, le dépassement serait toléré pour une période d'environ 8 mois. Cette valeur servirait de guide pour donner une ampleur de la durée envisageable de la tolérance. Étant donné que la durée maximale envisagée de tolérance du dépassement de normes est de 1 an, il serait toutefois important de respecter assez strictement la valeur obtenue par cette approche si elle est retenue, sans quoi elle perdrait sa raison d'être.

<sup>a</sup> ten Berge *et al.*, (J. Hazardous Materials, 13:301-9, 1986), ont proposé une approche plus conservatrice modifiée de la Loi de Haber, selon laquelle les doses devraient être ajustées au carré du rapport des durées, mais cette approche était utilisée spécifiquement pour des expositions par inhalation à des irritants puissants, et en se basant sur les risques de mortalité. C'est donc dans un contexte d'extrapolation de deux situations d'exposition aiguë à très court terme (quelques heures), contexte très différent de celui de la présente étude.

La période de tolérance de dépassement donnerait le temps aux exploitants d'un réseau de prendre les mesures pour corriger la situation. Par contre, si au bout de cette période, le dépassement persistait, des avis de non-consommation devraient être recommandés. À cette période de tolérance, il faudrait déduire la période de temps écoulée depuis la dernière mesure effectuée ayant respecté la norme, mesure effectuée selon la fréquence d'échantillonnage prescrite par le règlement. Ainsi, il faudrait assumer que la contamination a débuté avant la date de mesure du résultat hors normes, mais, de manière conservatrice, immédiatement après la dernière date de mesure respectant la norme. Ceci permettrait de tenir compte de l'exposition qui a pu déjà avoir eu lieu en date de la mesure hors normes. Évidemment, la présente approche ne pourrait pas vraiment s'appliquer aux situations où les dépassements de la norme perdurent depuis de nombreuses années. Ce genre de situation mériterait une évaluation au cas par cas et dépasse le cadre du présent travail.

Dans certains cas, il pourrait être envisagé de tolérer des dépassements sur la base de la fréquence statistique de ces dépassements, tant que cela n'aille pas au-delà d'une certaine limite<sup>b</sup>, un peu sur le modèle des tolérances de dépassement des critères de la qualité de l'air de l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH)<sup>26</sup>. En effet, ces critères sont des valeurs guides émises pour des durées variables, et elles sont déterminées à partir de données toxicologiques obtenues chez l'humain (dans le cas d'accidents industriels) ou l'animal, lorsque disponibles. Dans nombre de cas, tout comme dans celui des *health advisories*, les valeurs nécessaires à l'établissement des critères à court terme ne sont pas disponibles. Dans ce cas, on se réfère à la distribution statistique des fréquences de dépassement des critères de concentrations moyennes sur 8 heures (*threshold limit value-time-weighted average* [TLV-TWA]). Ainsi, ces mesures sont généralement distribuées de manière « log-normale » avec un écart-type d'environ 2. Sans entrer dans les détails, on peut démontrer que dans ce cas, 5 % des valeurs vont excéder la moyenne géométrique par un facteur de 3,13<sup>26</sup>. Cela a mené l'ACGIH à recommander ce qui suit :

« La valeur de la TLV-TWA peut être dépassée par un facteur de 3 pour une durée maximale de 30 minutes ne peut en aucun cas la dépasser par un facteur de 5, pour autant que la TLV-TWA, qui est pondérée sur 8 heures, ne soit pas dépassée<sup>26</sup>. »

Cette recommandation découle du fait que certains dépassements du critère soient permis, mais pour des périodes de temps limitées, sous certaines conditions. Pour mettre ceci en pratique cependant, il serait nécessaire de disposer de données historiques sur la qualité de l'eau en regard de tous les contaminants, données décrivant les concentrations moyennes, les écarts à la moyenne, etc. Comme l'approche explorée ne concerne que les réseaux de distribution d'eau par aqueduc, et en autant que les propriétés toxicologique des substances en cause le permettent, cela devrait être applicable, car des relevés sont faits régulièrement, en vertu du *Règlement sur la qualité de l'eau potable*. Notons cependant que si le fait de déterminer une durée de dépassement en fonction de l'historique des concentrations mesurées, des fréquences de dépassement observées et de leurs durées, est une procédure défendable en soi, il demeure qu'un réseau présentant des fluctuations significatives sur une base régulière

---

<sup>b</sup> L'ampleur de cet écart serait à déterminer, selon les recommandations des professionnels ayant à gérer les dépassements de normes.

de certains contaminants devrait faire l'objet d'une attention particulière afin de déterminer les causes de ces fluctuations et les moyens d'y remédier.

### 3.2.3 Recommandation ou non d'avis de non-consommation

L'étape d'estimation de la durée du dépassement devrait être réalisée rapidement. Pour ce faire, il est proposé de donner un délai maximal de 10 jours. Si au bout de 10 jours<sup>c</sup>, une telle estimation n'est pas fournie ou si l'ampleur du dépassement est telle qu'il semble intolérable même à très court terme, un avis de non-consommation serait immédiatement recommandé par la Direction de la santé publique jusqu'à ce que la situation soit analysée plus en profondeur selon la procédure décrite dans la présente réflexion. Cela inciterait les exploitants à identifier rapidement la source du problème et la manière de le corriger.

Aucun avis de non-consommation ne serait recommandé s'il est jugé que la durée estimée par l'exploitant pour le dépassement est inférieure à la durée maximale tolérable pour la concentration observée (voir section 3.2.2). Ceci serait évidemment conditionnel à ce que l'exploitant respecte l'échéancier prévu et que le degré du dépassement n'augmente pas. Un retard dans la mise en œuvre d'une solution pour corriger le dépassement de la norme pourrait entraîner un avis de non-consommation, lequel serait en toutes occasions requis à partir du moment où la contamination observée ne pourrait plus être tolérée, soit à la fin de la période de tolérance. Toutefois, si l'exploitant a démontré une réelle volonté de corriger la situation mais qu'il nécessite plus de temps, il pourrait être envisageable de prolonger la période de tolérance s'il en fait la demande. Il serait important que les contraintes soient toutefois suffisamment sévères afin d'éviter que la norme ne soit perçue comme pouvant être dépassée à volonté. L'exploitant devrait faire la preuve des efforts consentis et démontrer l'impossibilité technique de régler le problème plus rapidement. Il devrait aussi démontrer que l'octroi d'un prolongement de la période de tolérance suffirait à donner le temps pour régler le problème, sans quoi il n'y aurait aucune raison de ne pas recommander immédiatement la non-consommation de l'eau. Pour chaque contaminant normé, un critère pour la population en général et un autre pour les populations vulnérables, ce dernier déterminé en utilisant les paramètres de poids et de consommation d'eau des enfants (10 kg et 1 l/jour), pourraient être proposés. Ainsi, il serait possible d'envisager des avis différents pour ces groupes constituant la population touchée par le dépassement de normes.

Afin de protéger adéquatement la santé des populations, un avis de non-consommation devrait être recommandé si le calcul de la période de tolérance donnait un résultat inférieur à 1 mois. En effet, dans une optique de protection de la santé des citoyens, il est difficile de justifier qu'une situation de contamination puisse présenter des risques pour un mois mais n'en présente pas pour une période plus courte. De plus, l'équation de l'encadré 1 démontre qu'une concentration qui serait tolérable pour moins d'un mois serait plus de 12 fois supérieures à la valeur du critère de 1 an. Subjectivement, cela apparaît trop considérable pour être envisagé tout en maintenant le principe directeur de prudence, surtout en regard de risques qui, dans ce cas-ci, seraient de nature presque aigüe. Enfin, comme le début

---

<sup>c</sup> Cette durée sera à déterminer ultérieurement, selon les recommandations des professionnels ayant à gérer les dépassements de normes.

d'une situation de contamination hors normes est souvent difficile à déterminer, il apparaît qu'une période minimale de 1 mois serait requise pour garantir une marge de sécurité suffisante.

Cette durée correspondrait vraisemblablement également à la période minimale requise pour réagir face à une telle situation. Toute situation hors normes devrait faire l'objet d'un suivi régulier, sans quoi la considération de critères de 1 an deviendrait caduque. La fréquence de ce suivi pourrait être déterminée par les autorités concernées selon la gravité de la situation, spécialement durant la période de tolérance sans avis de non-consommation. En effet, si les concentrations devaient augmenter, la période de tolérance devrait être diminuée en conséquence, en utilisant l'équation de l'encadré 1, toujours en tenant compte de l'exposition antérieure. Par mesure de protection, il est suggéré de ne pas ajuster à la hausse une période de tolérance qui aurait été déterminée suite à un premier échantillonnage, même si les échantillonnages subséquents devaient révéler des concentrations plus faibles. Ceci s'appliquerait également dans le cas où la réduction des niveaux de contamination pourrait se faire par étape. Enfin, afin de respecter le principe directeur de gestion de risque de transparence, toute situation où un dépassement de normes serait observé devrait faire l'objet d'un plan de communication complet afin de tenir la population informée le plus adéquatement possible. La levée d'une recommandation se ferait une fois les concentrations revenues sous les normes, suite à des échantillonnages de suivi. Dans le cas où les teneurs en contaminants reviendraient à des niveaux réglementaires avant que les mesures identifiées lors du constat du premier résultat hors normes aient été prises, il serait important de poursuivre l'investigation sur la cause du dépassement, afin de s'assurer qu'il ne se reproduise plus.

## 4 DÉTERMINATION DES OUTILS NÉCESSAIRES À L'APPROCHE PROPOSÉE : LES CRITÈRES DE 1 AN

La méthode décrite dans le présent chapitre permettrait de déterminer les critères de contamination de l'eau pour 1 an afin d'orienter les décisions quant à la recommandation ou non d'avis de non-consommation. Rappelons que la détermination des critères ne saurait être réalisée en situation d'urgence. De manière générale, la détermination de critères de 1 an pourrait se faire de deux façons :

- en premier lieu, en se référant à des doses de référence à moyen terme déjà définies par d'autres organismes;
- en l'absence de telles doses, ou advenant que les critères définis selon la première approche soient inapplicables, par la détermination d'une valeur de référence sous-chronique, laquelle servirait ensuite à la définition des critères de 1 an.

### 4.1 DÉTERMINATION DE CRITÈRES DE 1 AN PAR L'UTILISATION DE DOSES DE RÉFÉRENCE SOUS-CHRONIQUES CONNUES

En premier lieu, il est proposé d'utiliser, dans la mesure du possible, les MRL à moyen terme (sous-chroniques), définis par l'ATSDR. En effet, le moyen terme défini par cet organisme correspond à une exposition d'une durée maximale de 1 an, soit exactement la durée proposée dans la présente démarche, ce qui constitue un argument en faveur du choix de cette durée pour les critères. Toutefois, étant donné que l'on vise à définir des critères de consommation et que l'on veut éviter les problèmes d'extrapolation engendrés par le phénomène du premier passage hépatique (voir section 4.2.1.1), il serait important pour cela que ces valeurs aient été définies pour la voie orale. Il suffirait ensuite de définir les critères pour les adultes et les enfants en transformant ces valeurs de référence à moyen terme en concentration équivalente dans l'eau potable, en considérant la consommation journalière d'eau de 2 l/j et 1 l/j et des poids de 70 et 10 kg, respectivement pour les adultes et les enfants<sup>d</sup>. De plus, un apport quotidien par défaut par l'eau potable correspondant à 20 % de la dose totale maximale du contaminant devrait être pris en compte dans le cas des substances non volatiles. En effet, bien que l'on ne traite pas ici de critères chroniques, il est difficilement concevable que durant une période de 1 an pour laquelle s'applique le critère, l'eau soit la seule source d'exposition à un contaminant et contribuerait donc à 100 % de la charge corporelle. Les situations que viserait à gérer ce critère différent comparativement à un déversement accidentel dans une source d'eau de surface par exemple, alors que la contribution par l'eau à l'exposition totale est très forte durant quelques jours seulement, les autres sources étant relativement négligeables. Ces valeurs se basent sur les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable du Canada*<sup>15</sup>, desquelles s'inspire la réglementation québécoise, et sur la méthode de l'US EPA pour les critères non chroniques<sup>2</sup>.

---

<sup>d</sup> Même si les recommandations de Santé Canada préconisent l'utilisation d'une valeur de consommation de l'eau de 1,5 l/j, la valeur de 2 l/j est plus universellement reconnue, correspond mieux à ce que les études de consommation de l'eau suggèrent, et engendre également les critères les plus conservateurs. De plus, puisque l'on détermine des critères de 1 an qui sont de toute façon sensiblement plus permissifs que la norme chronique, l'impact de ce choix sur la cohérence, ou dans ce cas-ci l'apparente incohérence, entre les deux procédures de détermination serait somme toute faible.

Dans le cas des substances volatiles, les contaminants ont plus tendance à se volatiliser à partir de l'eau et donc à pénétrer chez les individus exposés par les autres voies d'exposition que l'ingestion, lors des autres usages de l'eau potable (lavage, hygiène individuelle). La contribution de l'ingestion d'eau potable à la charge corporelle totale devrait donc être considérée comme étant encore plus faible, soit 10 %, par défaut, afin justement de tenir compte de l'inhalation et de l'exposition par voie cutanée, lesquelles vont souvent de pair pour une même substance. Cela est également en accord avec la tendance des dernières années de Santé Canada de considérer les autres usages de l'eau que la consommation pour la détermination des CMA des substances volatiles. En effet, l'inhalation de vapeurs et l'absorption cutanée sont souvent très significatives selon Weisel et Jo (1996)<sup>27</sup>. La valeur de 10 % est d'ailleurs retenue en tout temps par l'OMS<sup>10</sup>. Elle est établie par défaut et pourra être modifiée selon l'avancement des connaissances à ce niveau. Cette méthode de gestion de dépassements de normes recourant aux MRL de l'ATSDR a été appliquée avec efficacité en Guadeloupe par Blateau *et al.*<sup>28</sup>. Notons que dans les deux cas, si des indications retrouvées dans la littérature suggèrent des pourcentages d'apport quotidien différents de ces valeurs par défaut, les valeurs de la littérature devraient prévaloir.

Dans le cas où des doses de référence sous-chroniques par voie orale ne seraient pas définies pour les substances inscrites au règlement parmi les MRL de l'ATSDR, il est suggéré de se référer alors aux doses de référence à long terme (7 ans) qui sont encore à être définies par l'US EPA dans son processus de détermination de doses de référence non chroniques<sup>8</sup>. La durée de 7 ans correspondant à ces doses ajoute au conservatisme de la procédure. D'autre part, un critère défini pour 7 ans pourrait être perçu comme une permission de dépasser la norme, ce qu'il faut éviter. Donc, il est suggéré d'utiliser ces valeurs tout en maintenant la définition d'un critère pour une durée maximale de 1 an.

## **4.2 DÉTERMINATION DE CRITÈRES DE 1 AN EN L'ABSENCE DE VALEURS DE RÉFÉRENCE SOUS-CHRONIQUES**

En l'absence de valeurs de référence sous-chroniques deux méthodes sont ici proposées pour en définir une, laquelle servirait ensuite à la détermination de critères de 1 an. La première méthode consiste à suivre un processus rigoureux pour définir une marge d'exposition propre au critère à définir, processus qui sous-tend la considération de plusieurs éléments concernant la toxicologie de la substance. La seconde est une procédure plus simple, mais moins rationnelle, que l'on peut qualifier de méthode par défaut ou de dernier recours. Elle consiste ainsi à multiplier la valeur de référence chronique par un certain facteur.

### **4.2.1 Détermination d'une marge d'exposition propre au critère à définir**

La méthodologie américaine des *health advisories* est celle dont s'inspire la méthode explorée dans le présent travail pour émettre des critères de 1 an en l'absence de doses de référence sous-chroniques connues. En effet, même si l'US EPA a occasionnellement proposé d'autres méthodes dans des documents non publiés ou non officiels<sup>17</sup>, le caractère plus reconnu des *health advisories* incite à s'y référer plus particulièrement. Toutefois, il importe de souligner que les remarques et critiques faites à son égard, ci-après, ont été considérées, et la méthode développée dans cette étude reflète ces réserves. De plus, elle

incorpore certains éléments empruntés aux autres méthodes présentées au chapitre 2, également brièvement critiquées, comme par exemple les critères de qualité de l'eau de l'OMS. Toutefois, il appert que même en se référant à la méthodologie des *health advisories*, les valeurs émises comme critères devront néanmoins être réévaluées si l'approche explorée ici venait à être utilisée. Ceci en raison d'une part des réserves émises ci-après, et d'autre part, de la difficulté de pouvoir compter sur des données mises à jour lors de l'émission des divers critères, tel que décrit à la section 4.2.1.3.

#### 4.2.1.1 Critique et éléments retenus de la méthodologie américaine

La méthodologie américaine utilisée pour déterminer des critères de contamination de l'eau jugés tolérables pour diverses périodes (excluant l'exposition chronique) pourrait être appliquée de manière assez systématique si l'on cherchait à avoir une méthode servant de « guide d'intervention ». De plus, l'établissement des normes (MCL), des objectifs idéaux de santé (MCLG) et des *health advisories* est basé sur une approche commune globale qui s'appuie sur des connaissances scientifiques défendables et pertinentes du point de vue toxicologique (voir section 2.2.1.2).

Il faut toutefois demeurer conscient qu'il reste une part de subjectivité concernant certains éléments de cette approche globale. En ce sens, elle découle d'une forme de « convention » sur laquelle se sont entendues diverses autorités en la matière afin de pouvoir justement harmoniser les pratiques, y compris celle applicable à la gestion des dépassements de normes chimiques. Par conséquent, il faut faire preuve de prudence lorsque cette méthode est appliquée car, en vertu du principe de rigueur scientifique qui fait partie des principes directeurs de gestion du risque<sup>4</sup>, certaines situations peuvent commander des ajustements. En effet, en raison des conséquences possibles (considérations économiques, pratiques et psychologiques, stress, etc.) pour les populations affectées par l'émission d'avis de non-consommation, il serait préférable que ces avis découlent d'une recommandation issue d'une analyse scientifique exhaustive du cas concerné plutôt que de l'application par défaut d'une procédure générale destinée à l'ensemble des situations, surtout lors de la défense de la décision face aux parties concernées, en accord donc avec le principe directeur de transparence<sup>4</sup>.

Ainsi, il importe de justifier de manière appropriée la valeur des facteurs d'incertitude utilisés pour déterminer les critères à partir des doses expérimentales, appelées ci-après « doses repères ». En effet, si, dans la majorité des cas, des valeurs par défaut de 10 sont utilisées, il se peut que dans certaines situations, cette valeur ne soit pas la meilleure valeur à retenir.

Par exemple, le facteur d'incertitude de 10, qui est appliqué pour tenir compte des individus sensibles à l'intérieur d'une même population, est une valeur par défaut. Ce facteur est traditionnellement justifié par le fait que les évaluations toxicologiques sont souvent faites sur des groupes d'individus relativement homogènes en terme génétique (travailleurs, animaux de laboratoire)<sup>29</sup>, alors que les populations humaines sont beaucoup plus hétérogènes du point de vue biologique, ce qui se traduit par une variabilité parfois importante de la sensibilité des individus. De plus, les adultes sont en général plus résistants que les jeunes enfants, principalement à cause de l'immaturité de certains systèmes de détoxification. Cet élément

serait retenu en tant que principe, mais son application sera légèrement modifiée (voir question 2, section 4.2.1.4)<sup>30</sup>.

Dans la méthodologie utilisée aux États-Unis, un facteur d'incertitude de 10 est appliqué lorsqu'une dose minimale avec effet néfaste observé (DAENO [LOAEL en anglais]) est utilisée comme dose de départ plutôt qu'une dose sans effet néfaste observé (DSENO, NOAEL en anglais). Ce facteur de 10 suppose qu'à une dose 10 fois inférieure à la DAENO, il n'y a pas d'effet. Il résulte d'une compilation statistique des données expérimentales comparant la DAENO avec la DSENO, laquelle a démontré que ce facteur de 10 tenait compte de pratiquement tous les écarts mesurés entre ces deux doses dans les expérimentations animales<sup>30</sup>. Il est proposé de garder cet élément dans la présente méthode.

Un autre facteur d'incertitude (10) permet d'extrapoler les résultats provenant d'une étude sous-chronique à une administration chronique. Il origine des observations qui ont montré que la durée d'exposition dans les études sous-chroniques est environ 10 % de la durée de vie<sup>31</sup>. Comme l'objectif du présent travail est de déterminer des critères sous-chroniques, cet élément ne serait pas retenu dans la méthode proposée.

Le facteur appliqué pour tenir compte de la variabilité interespèce s'appuie en partie sur le fait que le métabolisme chez les animaux de laboratoire est plus rapide que chez l'humain. Cela suggère que les animaux utilisés dans l'évaluation toxicologique peuvent tolérer de plus fortes doses de contaminants par poids corporel puisqu'ils les éliminent plus rapidement. La valeur de 10 est aussi une valeur conservatrice basée sur l'ensemble des estimations des rapports entre les vitesses métaboliques mesurées lors d'expérimentations animales, et des valeurs humaines<sup>30</sup>. Elle résulte à l'origine d'une moyenne entre les rapports des vitesses métaboliques animal/humain estimées chez le rat ( $\approx 6$ ) et chez la souris ( $\approx 13$ )<sup>31</sup>. Lorsque ce serait requis, il est proposé d'appliquer précisément comme facteur l'inverse du rapport des poids corporels humain/animal à la puissance  $-1/4$ , en fonction de l'espèce animale qui a été utilisée pour déterminer la dose repère. Cela permettrait de diminuer les incertitudes associées à ce facteur. En guise de simplification, les rapports des vitesses métaboliques en comparaison avec l'humain (70 kg), selon diverses espèces animales, sont rapportés dans le tableau suivant. Un facteur d'incertitude approprié devra être calculé pour les autres espèces le cas échéant. Notons que l'US EPA, malgré ces valeurs qu'elle a elle-même déterminées, et qu'elle considère comme résultant en des estimés « non biaisés » plutôt que conservateurs<sup>32</sup>, continue à ce jour d'utiliser des facteurs d'extrapolation interespèce de 3 ou 10.

**Tableau 1 Facteurs d'incertitude à appliquer pour l'extrapolation interespèce**

Espèce	Poids (kg)	Facteur d'incertitude
Souris	0,03	7
Rat	0,25	4
Cochon d'Inde	0,5	3
Lapin	2,5	2

Tiré de l'US EPA, 2002<sup>8</sup>.

Une procédure précise, développée à la section 4.2.1.4, permettrait de déterminer si ce facteur est requis, et la façon de l'appliquer. En effet, l'application de ce facteur est défendable uniquement dans le cas où l'effet toxique est causé par la substance mère. Cet argument ne tient plus quand un métabolite est responsable des effets toxiques. Pour les substances organiques, il importe de porter une attention particulière à cet aspect, puisque ces substances subissent souvent un métabolisme important. Dans ce cas, un métabolisme rapide constitue un désavantage quant au risque toxique, dans la mesure où la vitesse d'élimination est comparable entre les deux espèces. Notons que cette situation se présente assez souvent. On peut penser aux pesticides malathion et mancozèbe, qui génèrent chacun un métabolite toxique, respectivement le malaoxon et l'éthylèthiourée, et à une foule de produits cancérigènes (précancérigènes), notamment le trichloroéthylène<sup>31</sup>. De plus, cette situation s'applique surtout dans le cas où l'exposition implique la voie orale. Dans le cas des expositions par les autres voies, (inhalation, voies cutanée et intrapéritonéale), les substances absorbées ne sont pas soumises au phénomène de premier passage hépatique. Il s'ensuit qu'elles se retrouvent directement dans la circulation avant d'être métabolisées. Dans ce cas, les différences de métabolisme ont un impact moins important sur la concentration sanguine du contaminant. Ce raisonnement s'appuie sur une étude portant sur l'absorption de contaminants de l'eau potable par diverses voies, dans laquelle Weisel et Jo (1996) décrivent l'effet du phénomène de premier passage hépatique<sup>27</sup>. Les auteurs mentionnent que pour les organes cibles autres que le foie, et si la toxicité est causée par le produit mère ou un métabolite de courte durée de vie, l'inhalation et l'absorption cutanée génèrent des doses biologiquement efficaces plus élevées. Cependant, si l'organe cible est le foie, ou si la toxicité est causée par un métabolite de durée de vie relativement longue, l'ingestion (voie orale) est celle qui présente la plus forte exposition interne.

Finalement, bien que l'application de facteurs d'incertitude pour tenir compte du fait que certaines bases de données toxicologiques sont incomplètes soit un processus très subjectif, il s'inscrit directement en tant que principe directeur de gestion du risque, soit le principe de prudence<sup>4</sup>. Il serait donc retenu dans la présente démarche.

Enfin, le dernier point concerne le recours au  $q^*$ , ou risque unitaire, utilisé pour déterminer les critères applicables aux substances cancérigènes, en considérant un excès de risque acceptable de  $10^{-6}$ . Comme il est proposé ici d'établir des critères de 1 an maximum, le caractère cancérigène sur la vie durant a moins d'importance et la notion de risque unitaire ne devrait pas être utilisée dans la détermination initiale des critères. De plus, comme on le

verra plus loin, la méthode proposée ici se réfère plus à l'approche des marges d'exposition, décrite à la section 2.1.2, et utiliserait les mêmes facteurs d'incertitude quant à la justification de leur utilisation, même si les valeurs pourraient être différentes. Ceci afin d'une part de refléter les orientations confirmées de l'US EPA dans ce domaine, à savoir la mise de côté de l'utilisation du  $q^*$  au profit de la méthodologie des marges d'exposition<sup>7-32</sup> et d'autre part par souci de cohérence avec son principe d'application d'un facteur d'incertitude de 10 pour les substances classées C quant à leur potentiel cancérigène épigénétique<sup>2</sup>.

Une fois le critère défini, le  $q^*$  ou toute autre valeur de risque unitaire de cancer pourrait être utilisé afin de vérifier si le critère de 1 an ne génère pas un risque inacceptable de cancer pour la vie durant. La manière d'effectuer cette vérification sera décrite à la section 4.2.1.7.

Dans presque tous les cas, les erreurs qui peuvent découler de l'application de la méthode générale des *health advisories* génèrent une marge de sécurité qui garantit la protection de la santé publique et donc peuvent être considérées comme acceptables. Cependant, dans certains cas, un trop grand conservatisme peut générer des problèmes de gestion bien réels. En effet, cela pourrait entraîner un arrêt de l'accès à une eau de qualité pour un groupe d'individus. Cette conséquence, qui prive ce groupe d'une ressource importante et donc d'un droit important, est contraire à un autre principe directeur de gestion du risque, soit celui d'équité<sup>4</sup>. Il est donc nécessaire dans la gestion des dépassements de normes d'assurer un juste équilibre entre la protection de la santé et un certain degré de tolérance du dépassement. Ce juste équilibre requiert de faire appel au principe directeur de rigueur et d'appliquer avec précaution la méthode générale pour éviter les erreurs dans un sens comme dans l'autre (voir l'encadré 2 ci-après).

### **Encadré 2**

Si, dans la détermination d'un critère, un facteur d'incertitude interespèce de 10 était appliqué à une dose repère déterminée chez la souris pour une substance dont l'action toxique se fait par le métabolite, on pourrait sous-estimer de 70 fois la dose permise. En effet, dans ce cas, la dose mesurée pourrait être théoriquement multipliée par 7 chez l'humain (car son métabolisme, donc l'apparition du métabolite toxique, est 7 fois plus lent que chez la souris, voir Tableau 1, alors qu'elle est divisée par 10. Ceci dans la mesure où l'élimination chez l'humain n'est pas également 7 fois plus lente. Cette différence de 70 fois peut faire toute la différence entre la recommandation immédiate d'un avis de non-consommation de l'eau et un simple avis de suivi de la qualité de l'eau, sans conséquence pour les utilisateurs.

Une difficulté est liée au fait que les critères *health advisories* sont établis sur la base d'éléments uniquement toxicologiques et sans considérer l'applicabilité de ces critères et leur impact sur le terrain. À cet égard, on peut donner l'exemple de Santé Canada en regard de sa norme pour l'arsenic. Ainsi, Santé Canada a établi une norme chronique dans l'eau potable pour l'arsenic en considérant un risque additionnel de cancer de  $10^{-4}$ , une valeur qui

est supérieure au risque généralement considéré comme acceptable. La raison en est que l'organisme a évalué que les limites quant à la technologie existante dans le domaine du traitement de l'eau rendent techniquement impossible la diminution de la contamination de manière à respecter un risque cancérigène plus accepté de  $10^{-5}$  ou  $10^{-6}$ . Par conséquent, si la norme était établie en fonction de ces risques, il faudrait recommander des avis de non-consommation pour une grande partie de la population exposée à l'arsenic, ce qui n'est pas envisageable en pratique. Cette position reflète donc un choix de société. Dans la même veine, notons que dans le contexte où de nouveaux moyens techniques sont développés depuis peu permettant d'améliorer le traitement de l'eau, cette norme sera révisée à la baisse puisqu'il sera désormais envisageable de traiter l'eau jusqu'à de plus faibles concentrations<sup>33</sup>.

#### 4.2.1.2 Critique et éléments retenus à partir d'autres méthodologies

Dans quelques situations précises, la valeur de 10 % attribuée par l'OMS à la contribution de l'eau potable à l'apport quotidien tolérable pourrait être utilisée, notamment en présence de composés volatils, même si au Québec, les normes sont établies en considérant un apport de 20 %. De plus, le facteur d'incertitude de 10 attribué par cet organisme lors de la définition des critères pour les produits bioaccumulables pourrait être retenu lors de l'élaboration des critères.

Il apparaît également pertinent de retenir le point de vue de l'ATSDR, qui propose d'utiliser, lorsque disponibles, des données issues des modèles PBPK ou du modèle BMD comme sources d'information sur la relation dose-réponse.

Dans la méthodologie utilisée par Santé Canada pour déterminer les concentrations maximales acceptables ou concentrations maximales acceptables provisoires (CMAP), le facteur d'incertitude additionnel de 1 à 5, qui est comptabilisé dans le cas de possibilités d'interactions avec d'autres substances augmentant la toxicité, constitue un aspect particulier qui mérite d'être envisagé dans le présent travail.

Considérant l'objectif du présent exercice, le facteur supplémentaire de 10 appliqué par l'Office of Pesticides Programme de l'US EPA, d'après la position du Food Quality Protection Act (FQPA), dans l'établissement des *pesticide tolerances* pour protéger les enfants aurait pu être retenu, mais ce ne sera pas le cas<sup>34</sup>. En effet, Dourson *et al.* (2002) ont établi que cette protection était incluse dans le facteur d'incertitude interindividuelle et considèrent qu'il n'y a pas lieu de l'appliquer (voir la question 2, de la section 4.2.1.4)<sup>35</sup>.

#### 4.2.1.3 Difficultés rencontrées lors de l'application des diverses méthodes

Le principal problème d'application des diverses méthodes énumérées ci-dessus est l'accessibilité à des données mises à jour. Ainsi, les valeurs rapportées comme critères *health advisories* ont souvent été établies il y a plusieurs années, à partir d'indicateurs de risque chronique tirés de banques de données (exemple : IRIS), lesquels ont souvent été réévalués depuis. C'est notamment le cas pour les pesticides organophosphorés, qui sont en processus de réenregistrement depuis plusieurs années par l'Office of Pesticides Programme de l'US EPA. En outre et sauf exception, il est difficile de retracer les détails des processus complets ayant mené aux valeurs proposées. Ainsi, des critères établis à partir d'anciennes valeurs ne peuvent pas toujours refléter l'état des connaissances les plus récentes relatives aux risques pour une

substance donnée. De plus, bien qu'en théorie, la méthodologie des *health advisories* doive les fournir, des critères concernant les contaminations à court terme ne s'y retrouvent pas toujours, en pratique. Ceci est probablement dû au fait que les critères se basent souvent sur les données d'IRIS, qui compte peu de données d'exposition à court terme, à jour ou non. Ce problème d'accès à des données de base s'applique aussi aux autres méthodes décrites plus haut. Cependant, les données colligées dans le cadre de l'établissement des niveaux de tolérance de pesticides dans les aliments, recensés dans les Federal Registers, permettraient en partie de résoudre ce problème, du moins en ce qui a trait aux pesticides. Ainsi, si cette méthode n'est pas utilisée comme référence méthodologique dans le cadre du présent travail, il est suggéré de se référer aux dossiers de *pesticide tolerances* compilés dans les Federal Registers pour avoir accès à des données plus à jour, lors de l'établissement des critères pour les pesticides<sup>36</sup>. Les profils toxicologiques de l'ATSDR constituent de plus une bonne source de données qu'il est recommandé de consulter à cet effet, pour autant qu'ils aient été édités que récemment.

#### 4.2.1.4 Méthode proposée

La démarche explorée consiste à définir un critère pour l'eau potable générant une exposition maximale qui garantit une marge d'exposition considérée suffisante pour protéger la population (voir explication de la démarche des MOE dans la Figure 1). Cette marge est définie en considérant les mêmes facteurs d'incertitude à appliquer à une dose repère que ceux utilisés dans l'établissement des normes ou des critères *health advisories*. Dans cette méthode, l'éventail du choix entre 4 types de doses repères (DSENO, DAENO; BMD, LED) permet d'appliquer la même procédure pour les cancérigènes et les non-cancérigènes<sup>7</sup>. Cette harmonisation d'approche fait partie des objectifs poursuivis par le présent exercice.

La procédure proposée est basée sur une approche tenant compte des commentaires exprimés précédemment et fait donc appel au principe directeur de rigueur<sup>4</sup>. En fonction des réponses à certaines questions, les facteurs d'incertitude pertinents sont comptabilisés en vue d'en arriver à définir une valeur de marge d'exposition appropriée. Les pages suivantes présentent plus en détail le cheminement proposé et les justifications scientifiques que soutient chaque étape. À cet égard, cinq questions s'avèrent particulièrement importantes.

#### **Question 1 Quelle dose repère choisir?**

La première étape nécessite une revue de littérature exhaustive et l'identification d'une dose repère déterminée sur la base d'un effet critique qu'il est plausible de voir apparaître suite à une exposition d'une durée de 1 an. Ainsi, il est recommandé de se référer aux études sous-chroniques, puisque c'est aussi la durée du critère qui doit être défini. Les études de reproduction et de développement devraient être le sujet d'une attention particulière étant donné la sensibilité que ces phénomènes non cancérigènes témoignent face à une agression toxique. Mais il est évident que le choix des doses repères dépend de la qualité et du nombre des études disponibles. Dans le cas où plusieurs études différentes semblent à prime abord pertinentes, le choix final relèverait du jugement professionnel. Ainsi, il est recommandé qu'à qualité égale, des données humaines aient préséance sur des données animales, et que l'utilisation d'une BMD (ou d'une LED pour les substances à potentiel cancérigène) prime sur une DSENO, qui elle devrait primer sur la DAENO.

Si la dose repère utilisée comme référence devait consister en une DAENO, un facteur de 10 devrait être comptabilisé pour compenser l'absence de DSENO, BMD ou LED. Cette valeur devrait être suffisante, puisque Dourson et Stara (1983) ont démontré que la différence est égale ou inférieure à un facteur de 5 dans 96 % des cas<sup>30</sup>.

### **Question 2 La dose repère a-t-elle été déterminée chez une population sensible?**

Pour tenir compte, tel qu'exprimé à la section 4.2.1.1, des niveaux de sensibilité variables dans une population, le présent exercice exploratoire suggère d'émettre systématiquement des critères pour la population en général, d'une part, et pour des groupes plus vulnérables d'autre part, incluant notamment les enfants, mais également les personnes immunodéprimées, les personnes âgées, les femmes enceintes, etc. Le jugement professionnel serait requis pour définir précisément les populations vulnérables associées à chaque substance pour laquelle les critères sont émis. Dans ce contexte, un facteur d'incertitude de 3 ou 10 serait comptabilisé pour tenir compte de la variabilité intraespèce, selon le modèle proposé par Dourson (1996)<sup>37</sup>, où la valeur totale de 10 est considérée comme résultant de la multiplication de facteurs toxicocinétiques (TC = 3,16) et toxicodynamiques (TD = 3,16). Il est proposé d'appliquer la valeur de 3 lorsque la dose repère a été définie chez des individus identifiés comme étant déjà sensibles, tels les rejetons (animaux) ou les enfants (humains), ou encore des sujets adultes mais affligés d'une quelconque faiblesse au niveau de leur état de santé. Ce facteur devrait être augmenté à 10 pour une dose repère définie chez une population adulte saine, car on considère qu'ils sont sensés être plus résistants que les non-adultes. Il est de plus recommandé, lorsque la littérature rapporte des ordres de grandeur autres que 10 concernant des différences de sensibilité entre les individus, que la valeur de ce facteur d'incertitude soit modulée afin de tenir compte de cette information, plutôt que d'appliquer la valeur par défaut.

### **Question 3 Des facteurs d'incertitude associés à l'extrapolation animal/humain sont-ils requis?**

Cette question concerne l'extrapolation interspèce et vise à vérifier si la dose repère a été déterminée chez l'animal ou l'humain. Dans le cas où elle aurait été déterminée chez l'humain, ce facteur n'aurait pas à être appliqué. Toutefois, si c'est chez l'animal, la question sous-jacente se posant est : est-ce que l'espèce animale est plus sensible que l'humain? Dans la négative, un facteur de 2,5 serait utilisé pour les différences potentielles au niveau toxicodynamique entre l'animal et l'humain, difficilement mesurables. Ce facteur se base sur les recommandations de l'IPCS<sup>38</sup>. Par contre, si l'animal s'avérait plus sensible, ce facteur n'aurait pas à être comptabilisé, et on passerait alors directement au prochain élément de la question qui est : est-ce que la toxicité est produite par le métabolite ou par la substance mère?

Ensuite, il faudrait déterminer si l'agent toxique (métabolite ou produit mère) a une cinétique d'élimination plus rapide chez l'animal que chez l'humain, auquel cas l'animal est mieux protégé et donc, un facteur d'incertitude toxicocinétique serait appliqué (voir Tableau 1). Sa valeur serait déterminée par l'expression :

**Équation 3 :**  $1/(PC_H/PC_A)^{-1/4}$

...où :  $PC_H$  = Poids corporel de l'humain (70 kg)  
 $PC_A$  = Poids corporel de l'animal (en kg)

Ceci s'appliquerait à moins, comme l'indique l'US EPA (1999), que l'on ait des évidences que ce facteur doit avoir une autre valeur<sup>7</sup>. Ainsi, s'il devait exister pour une substance des données issues de modélisation PBPK permettant de connaître de manière plus précise les doses internes évaluées chez l'animal par rapport à l'humain, les facteurs issus de cette modélisation devraient avoir préséance sur ceux calculés par défaut.

**Question 4 La littérature présente-t-elle un tableau suffisamment complet en termes de données pour la substance concernée, permettant de limiter les incertitudes?**

Il est difficile de fixer des balises claires pour répondre à cette question, qui englobent l'ensemble des incertitudes non couvertes par les questions 1 à 3. Toutefois, mentionnons que pour la détermination de doses ou concentrations de référence aiguës, l'US EPA (2002) propose qu'une base de données complète devrait inclure au moins une étude de neurotoxicité aiguë, une étude de développement prénatal, et une étude de neurotoxicité développementale<sup>8</sup>. Comme dans le cas de l'exercice fait dans le cadre du présent document, cette proposition de l'US EPA concerne l'établissement de critères non chroniques. En considérant que, pour cette raison, elle peut être appliquée ici, il est proposé qu'un certain facteur d'incertitude soit utilisé si l'une ou l'autre de ces études était manquante, lors de l'établissement de critères sous-chroniques de 1 an. L'application de ce facteur demeure cependant très subjective, et par conséquent, il est difficile de statuer sur la valeur à lui attribuer. Toutefois, si l'on se fie à ce que l'US EPA applique, il ne devrait jamais être supérieur à 10. Comme l'exhaustivité des bases de données est évaluée en fonction de trois types d'études, il est envisageable de donner à ce facteur des valeurs de 3, 6, ou 10 selon le nombre (1 à 3) d'études disponibles. La valeur attribuée devrait s'appuyer sur le jugement professionnel et logiquement, aucun facteur ne serait comptabilisé en présence, dans les banques de données, des trois types d'études dûment documentées.

**Question 5 D'autres éléments de la littérature justifient-ils qu'un facteur additionnel d'incertitude soit comptabilisé?**

Les questions posées jusqu'à maintenant peuvent ne pas être exhaustives pour toutes les substances étudiées. Dans certains cas, des facteurs supplémentaires pourraient être requis. Par exemple, dans le cas où des interactions de synergisme ou de potentialisation entre deux substances seraient reconnues, il conviendrait alors d'être particulièrement précautionneux lors de la détermination de leurs critères respectifs, comme le fait Santé

Canada dans l'élaboration de ses concentrations maximales acceptables ou de ses concentrations maximales acceptables provisoires (voir section 4.2.1.2).

#### 4.2.1.5 *Définition de la marge d'exposition adéquate*

Une fois le cheminement complété, l'étape suivante consisterait à obtenir le résultat de la multiplication des facteurs d'incertitude comptabilisés jusqu'à maintenant dans le processus. Dans le cas où l'état des connaissances ne permettrait pas de donner une réponse claire à l'une ou l'autre des questions posées, il est suggéré de procéder de manière conservatrice en comptabilisant les facteurs d'incertitude appropriés, même s'il n'est pas clairement établi qu'ils soient nécessaires. Mentionnons que comme règle générale, on pourrait décider de limiter ici ce résultat à 3000. Cette mesure viserait à assurer une certaine harmonie au niveau des critères avec les normes établies, et elle est d'ailleurs proposée par l'US EPA<sup>8</sup>.

#### 4.2.1.6 *Calcul du critère*

Pour obtenir le critère visé, il suffirait de calculer la dose maximale tolérable pour une exposition de 1 an, en divisant la dose repère initiale par la marge d'exposition. Par la suite, une concentration équivalente dans l'eau potable serait déterminée à partir de la dose maximale tolérable, en considérant une consommation de 2 ou 1 l/j, ainsi que des poids corporels de 70 ou 10 kg, respectivement pour les adultes et les enfants. Ainsi, pour chaque substance, deux critères seraient définis : un premier pour la population générale, et un deuxième pour la population vulnérable, dont le critère résulterait des paramètres de poids et de consommation d'eau des enfants, ces derniers étant considérés plus vulnérables que les adultes.

À cette étape, il faudrait cependant tenir compte de la proportion de l'apport à la charge corporelle que représente l'eau potable par rapport aux autres sources d'exposition. Pour définir cette proportion, on propose de vérifier si la substance en cause est volatile ou non, ou bioaccumulable ou non. Dans la négative, la valeur du critère calculée à l'étape précédente serait divisée par un facteur d'incertitude de 5 pour tenir compte de l'exposition résultant des autres sources que l'eau potable, en se basant sur le principe par défaut que l'eau potable contribue à raison de 20 % de l'exposition totale au niveau chronique. Dans l'affirmative, le facteur retenu devrait être de 10, tel que le fait l'OMS.

#### 4.2.1.7 *Contrôle pour le potentiel cancérigène de certaines substances*

Tel que mentionné auparavant, le fait de déterminer des critères pour des expositions sous-chroniques diminue l'importance du caractère cancérigène ou non des substances. Toutefois, certains évaluateurs pourraient juger adéquat d'appliquer un facteur d'incertitude supplémentaire dans le cas où les substances en cause seraient reconnues cancérigènes et dans le cas où il serait jugé que la durée d'exposition inhérente au critère (1 an) pourrait être suffisamment longue pour que certaines substances initient un cancer. En effet, il existe des substances qui peuvent initier un cancer après une période de latence et une exposition relativement brèves, comme le chrome hexavalent par exemple<sup>39</sup>. De plus, certains pourraient soutenir que ce facteur devrait s'appliquer même à des critères qui ne visent pas la durée de vie totale, car l'impact d'une exposition à court ou moyen terme à des substances cancérigènes quant à la possibilité de développer un cancer est mal connu.

Encore une fois, cette étape est très subjective et relèverait du jugement professionnel de l'évaluateur. Deux options pourraient être envisagées pour les substances cancérigènes afin de s'assurer que le critère de 1 an établi ne pose pas de risque inacceptable à cet effet.

- Pour les substances pour lesquelles un risque cancérigène unitaire n'a pas été déterminé par les agences reconnues (US EPA, OMS), le critère pourrait être divisé automatiquement par un facteur de 10, tel qu'appliqué par l'US EPA pour les substances possiblement cancérigènes (EPA C) dans la détermination des normes pour des expositions chroniques. Cette approche apparaît raisonnable. En effet, l'application d'un facteur additionnel d'incertitude de 10 serait logique dans le contexte du recours à la méthode des marges d'exposition. Ainsi, ce facteur additionnel réduirait la probabilité d'occurrence de cancer dans le cas des substances cancérigènes sans seuil d'effet, c'est-à-dire à action génotoxique, alors que dans le cas des substances cancérigènes avec seuil, ou épigénétique, l'application de ce facteur d'incertitude aurait comme conséquence d'augmenter la probabilité que la dose tolérable n'atteigne pas le seuil d'effet. Cependant, considérant que la présente approche vise à proposer des critères de 1 an, il est suggéré d'appliquer ce facteur d'incertitude aux substances classées minimalement comme B2 quant à leur potentiel cancérigène. En outre, la force de l'association pour les effets cancérigènes étant plus faible pour les substances classées C, il n'apparaît pas justifié d'appliquer un facteur à ces substances pour une exposition à court terme.
- Pour les substances cancérigènes pour lesquelles un risque unitaire a été déterminé, l'acceptabilité du critère déterminé au niveau du risque cancérigène « vie durant » serait vérifiée en répartissant, sur la durée de toute la vie, l'exposition additionnelle encourue par la consommation d'eau contaminée au critère. Ceci se ferait en considérant le critère établi pour la population générale, ce critère étant moins conservateur que celui pour la population sensible. Si le critère devait s'avérer inacceptable aux yeux des évaluateurs, un facteur de sécurité additionnel de 10 serait appliqué, sur la base du même raisonnement que celui décrit plus haut. Un nouveau calcul de risque avec le critère divisé par 10 pourrait ensuite être fait pour juger de l'acceptabilité du nouveau critère de 1 an. Par exemple, dans le cas de l'arsenic dont la norme actuelle est de 25 µg/l, le critère de 1 an pour la population générale qui est de 658 µg/l (voir section 5.2.1)<sup>e</sup> équivaldrait à une dose journalière additionnelle sur toute la vie qui est calculée selon l'équation suivante.

**Équation 4 :**  $D_{j_{vie}} = \frac{(((c]-n) \times 2 \text{ l/j} \times 365 \text{ j})}{70 \text{ kg}}$   
**(70 ans x 365 j/an)**

...où :

$D_{j_{vie}}$	=	dose journalière additionnelle sur toute la durée de la vie (mg/kg-j)
$[c]$	=	concentration du critère (0,658 mg/l)
$n$	=	norme (0,025 mg/l)
$D_{j_{vie}}$	=	$2,6 \times 10^{-4}$ mg/kg-j

---

<sup>e</sup> Ce critère est donné à titre d'exemple dans le chapitre 5 et ne doit pas être considéré comme une recommandation officielle de l'INSPQ.

En multipliant cette valeur par le risque unitaire oral de l'arsenic de  $1,5 \text{ (mg/kg-j)}^{-1}$ , un risque de  $3,9 \times 10^{-4}$  est obtenu. Cette valeur pourrait être considérée trop élevée et donc, le critère initial devrait être à nouveau divisé par un facteur de 10, pour une valeur de  $65,8 \text{ }\mu\text{g/l}$ . Cela générerait un apport additionnel sur toute la vie de  $1,67 \times 10^{-5} \text{ mg/kg-j}$ , soit un risque additionnel plus acceptable de  $2,5 \times 10^{-5}$ .<sup>f</sup>

#### 4.2.2 Multiplication de la valeur de référence chronique

En théorie, il n'apparaîtrait pas incohérent de définir les critères sous-chroniques pour les populations sensibles ou non en définissant préalablement la valeur de référence sous-chronique par la multiplication de la valeur de référence chronique par 10. En effet, cela serait en accord avec la procédure consistant à appliquer un facteur de sécurité de 10 lors de la définition de valeurs de référence chroniques à partir d'études animales sous-chroniques. Cette approche devrait cependant être la dernière envisagée puisqu'elle ne se baserait que sur un principe relevant d'une convention et non pas de mécanisme toxicologique propre à la substance en cause. De plus, cela ne tiendrait pas vraiment compte de la durée envisagée du critère visé. Notons toutefois qu'en considérant que le critère de 1 an représenterait une exposition potentielle pour un soixante-dixième de la durée de vie moyenne d'un humain, le fait de multiplier la valeur de référence par 10 pour le définir, et non pas par 70, pourrait être considéré comme une source d'un certain conservatisme. En effet, la loi de Haber indique que, de manière simpliste, une concentration tolérable pour une durée de 1 an devrait être 70 fois plus élevée que celle tolérable pour une durée de 70 ans. Toutefois, selon l'approche de ten Berge, (voir note a), ce rapport devrait être d'environ  $8 (\sqrt{70})$ . Le but ici n'est pas de trancher, mais de suggérer des pistes de réflexion sur ce rapport potentiel. Toutefois, comme elle est réalisée à partir de la valeur unique de la norme chronique, cette méthode ne permettrait pas d'obtenir deux critères différents pour la population en général d'une part et la population sensible, dont les enfants, d'autre part.

---

<sup>f</sup> Le cas de l'arsenic est particulier. En effet, la norme actuelle de  $25 \text{ }\mu\text{g/l}$  entraîne déjà un dépassement du risque cancérigène généralement accepté par les organismes de santé. Il importe donc de toujours comparer le critère de 1 an avec la norme avant de le mettre en application. Dans le cas des substances cancérigènes dont la norme engendre un dépassement du risque acceptable, il peut être envisagé de ne pas tolérer de dépassement puisque le respect de la norme est déjà en soit une tolérance d'un risque supérieur à ce qui devrait normalement être permis. Cela devra être discuté par les évaluateurs déterminant les critères.



## 5 EXEMPLES DE DÉFINITIONS DE CRITÈRES DE 1 AN

Afin d'illustrer l'approche développée, des exemples sont présentés ci-après pour diverses substances, tant selon la méthode utilisant des doses de référence sous-chroniques déjà définies par d'autres organismes que selon celle basée sur le calcul d'une marge d'exposition. De plus, l'exercice suggéré à la section 4.2.2 est effectué pour les substances prises en exemple. Comme le but premier est d'illustrer des exemples de définitions de critères, ceux-ci ne doivent pas être considérés comme officiels puisqu'ils ne sont pas déterminés suite à une analyse en profondeur des données disponibles. Une discussion de ce que ces exemples nous apprennent sur le processus de détermination des critères et des difficultés rencontrées est faite au chapitre suivant.

### 5.1 EXEMPLES DE CRITÈRES ÉMIS À PARTIR DE DOSES DE RÉFÉRENCE SOUS-CHRONIQUES DÉJÀ DÉFINIES

Parmi les substances normées dans le règlement et pour lesquelles on retrouve une dose de référence sous-chronique déterminée par voie orale dans les MRL de l'ATSDR figurent les produits suivants : dichloroéthane, 1,4-dichlorobenzène et tétrachlorure de carbone. Les valeurs de MRL sont donc multipliées par le poids corporel des adultes ou des enfants (70 ou 10 kg respectivement), divisées par la consommation d'eau potable (2 et 1 litre respectivement), et le tout encore divisé par 10 en raison de la contribution de l'eau potable à 10 % de la charge corporelle totale, puisque ces trois substances sont considérées comme volatiles. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant.

**Tableau 2 Exemples de critères déterminés à partir de doses de référence sous-chroniques connues**

Substance	Norme mg/l	MRL sous- chronique* mg/kg-j	Critère	
			Population générale mg/l	Population sensible mg/l
Dichloroéthane	0,005	0,2	0,7	0,2
1,4-dichlorobenzène	0,005	0,4	1,4	0,4
Tétrachlorure de carbone	0,005	0,03	0,105	0,03

\* Selon l'ATSDR.

Si l'on appliquait la méthode décrite au point 4.2.2 aux normes du tableau ci-dessus, on obtiendrait des critères de 0,05 mg/l en multipliant la norme par 10 et de 0,35 mg/l si on la multipliait par 70.

## 5.2 EXEMPLES DE CRITÈRES DÉFINIS À PARTIR D'UNE VALEUR CALCULÉE DE MARGE D'EXPOSITION

Les substances retenues dans la présente section présentent un intérêt particulier pour le Québec : arsenic, atrazine et trichloroéthylène (TCE). En guise de comparaison, les CMA, ou CMAP selon le cas, de Santé Canada sont présentées pour chaque substance.

### 5.2.1 Arsenic

La concentration maximale acceptable provisoire de l'arsenic est de  $10 \mu\text{g/l}^{15}$ . La dose repère qui a été utilisée pour établir les critères est une DSENO chez le rat de  $9,4 \text{ mg/kg-j}$  obtenue dans une étude sous-chronique pour laquelle l'effet critique est un retard de gain de poids des adultes, tirée d'une base de données jugée complète<sup>40</sup>. Les facteurs d'incertitude à appliquer à cette dose afin de déterminer une marge d'exposition seraient les suivants :

- 10 pour la variabilité individuelle, les effets ayant été détectés chez des adultes;
- pour l'extrapolation animal/humain : 4 (cinétique, voir Tableau 1) et 2,5 (dynamique). En effet, on n'a pas d'indication claire que l'humain soit plus ou moins sensible que l'animal quant à l'effet critique décrit ci-dessus. Par mesure de prudence, on applique donc le facteur;
- 10 : l'arsenic est cancérigène chez l'humain<sup>9</sup>;
- Total :  $10 \times 4 \times 2,5 = 100$ .

La dose tolérable basée sur cette marge d'exposition serait calculée comme suit :

$$9,4/100 = 0,094 \text{ mg/kg-j}$$

Les critères équivalents (initiaux)<sup>7</sup> dans l'eau potable (EQUIV) seraient :

**Équation 5 : EQUIV = (Dose x Poids/Consommation)/F<sub>eau</sub>**

...où :

ÉQUIV est en mg/l

Dose est en mg/kg-j

Poids est en kg

Consommation est en l/j

F<sub>eau</sub> est le facteur de sécurité à considérer pour la proportion de l'apport total amenée par l'eau potable. Dans ce cas-ci, l'arsenic n'était pas volatil, ce facteur est de 5.

- pour la population sensible :  $= (0,094 \times 10/1)/5 = 0,19 \text{ mg/l} \Rightarrow 190 \mu\text{g/l}$
- pour la population en général :  $= (0,094 \times 70/2)/5 = 0,658 \text{ mg/l} \Rightarrow 658 \mu\text{g/l}$

---

<sup>9</sup> Ce facteur est comptabilisé en assumant que la vérification à l'aide du risque unitaire, tel que mentionné à la section 4.2.1.7, révélerait qu'il serait nécessaire d'appliquer ce facteur supplémentaire car le risque cancérigène associé à la dose additionnelle apportée par le critère initial ne serait pas considéré comme acceptable. Toutefois, il n'est pas comptabilisé lors de la détermination de ces critères initiaux, dont le calcul est illustré à l'Équation 5.

Selon la méthode décrite au point 4.2.2, les critères obtenus seraient de 100 µg/l si l'on multipliait la norme par 10 et de 700 µg/l si on la multipliait par 70.

Les critères équivalents basés sur la méthodologie des *health advisories* ne sont pas disponibles. **Il est à noter que l'arsenic est utilisé ici à titre d'exemple de calcul et la concentration calculée n'est en aucun cas une recommandation de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ). Une telle recommandation nécessiterait une évaluation beaucoup plus élaborée.**

### 5.2.2 Atrazine

La concentration maximale acceptable de l'atrazine est de 5 µg/l<sup>15</sup>. La dose repère utilisée pour établir les critères est une DSENO chez le lapin de 1 mg/kg-j basée sur la perte de gain de poids par les rejetons observée dans une étude de reproduction sous-chronique, tirée d'une base de données complète<sup>41</sup>. Les facteurs d'incertitude à appliquer à cette dose afin de déterminer une marge d'exposition seraient les suivants :

- 3 pour la variabilité individuelle, les effets ayant été détectés chez des rejetons;
- pour l'extrapolation animal/humain : 2,5 (cinétique, voir Tableau 1) et 2,5 (dynamique); En effet, on n'a pas d'indication claire que l'humain soit plus ou moins sensible que l'animal quant à l'effet critique décrit ci-dessus. Par mesure de prudence, on applique donc le facteur
- Total :  $3 \times 2,5 \times 2,5 = 19$

La dose tolérable basée sur cette marge d'exposition serait :  $1/19 = 0,05$  mg/kg-j

Considérant que l'atrazine n'est pas volatile, le facteur à appliquer pour la proportion de l'apport quotidien par la consommation d'eau potable est de 5. Les critères équivalents dans l'eau potable seraient, selon l'Équation 5 :

- pour la population sensible :  $= (0,05 \times 10/1)/5 = 0,1$  mg/l  $\Rightarrow$  100 µg/l.
- pour la population en général :  $= (0,05 \times 70/2)/5 = 0,35$  mg/l  $\Rightarrow$  350 µg/l.

Selon la méthode décrite au point 4.2.2, les critères obtenus seraient de 50 µg/l si l'on multipliait la norme par 10 et de 350 µg/l si on la multipliait par 70.

Les critères équivalents basés sur la méthodologie des *health advisories* ne sont pas disponibles. **Il est à noter que l'atrazine est utilisé ici à titre d'exemple de calcul et la concentration calculée n'est en aucun cas une recommandation de l'INSPQ. Une telle recommandation nécessiterait une évaluation beaucoup plus élaborée.**

### 5.2.3 Trichloroéthylène

La concentration maximale acceptable du trichloroéthylène est de 5 µg/l<sup>15</sup>. La dose repère utilisée pour établir les critères est une DSENO chez le rat de 100 mg/kg-j basée sur la diminution de la survie de rejetons lors d'une étude de reproduction sous-chronique, tirée

d'une base de données complète<sup>42</sup>. Les facteurs d'incertitude à appliquer à cette dose afin de déterminer une marge d'exposition seraient les suivants :

- 3 pour la variabilité individuelle, les effets ayant été détectés chez des rejets;
- pour l'extrapolation animal/humain : 2,5 (dynamique). Aucun facteur cinétique n'est appliqué étant donné que l'effet toxique est causé par le métabolite et que le métabolisme plus rapide chez le rat est un désavantage par rapport à l'humain si l'on considère la toxicité du TCE. Le facteur dynamique est quant à lui appliqué, par mesure de prudence, puisque l'on n'a pas d'indication claire que l'humain soit plus ou moins sensible que l'animal quant à l'effet critique décrit ci-dessus;
- 10 : le TCE est probablement cancérigène chez l'humain. (pas de risque unitaire disponible dans IRIS);
- Total :  $3 \times 2,5 \times 10 = 75$ .

La dose tolérable basée sur cette marge d'exposition à la dose repère serait :

$$100/75 = 1,33 \text{ mg/kg-j}$$

Considérant que le TCE est volatil, le facteur à appliquer pour la proportion de l'apport quotidien par la consommation d'eau potable est de 10. Les critères équivalents dans l'eau potable seraient, selon l'Équation 5 :

- pour la population sensible :  $= (1,33 \times 10/1)/10 = 1,33 \text{ mg/l} \Rightarrow 1330 \text{ } \mu\text{g/l}$
- pour la population en général :  $= (1,33 \times 70/2)/10 = 4,64 \text{ mg/l} \Rightarrow 4640 \text{ } \mu\text{g/l}$

Selon la méthode décrite au point 4.2.2, les critères obtenus seraient de 50  $\mu\text{g/l}$  si l'on multipliait la norme par 10 et de 350  $\mu\text{g/l}$  si on la multipliait par 70.

Les critères équivalents basés sur la méthodologie des *health advisories* ne sont pas disponibles. **Il est à noter que le TCE est utilisé ici à titre d'exemple de calcul et la concentration calculée n'est en aucun cas une recommandation de l'INSPQ. Une telle recommandation nécessiterait une évaluation beaucoup plus élaborée.**

## 6 RECOMMANDATIONS ET LIMITES D'APPLICATION DE L'APPROCHE EXPLORÉE

La détermination de critères en suivant la méthode explorée dans le présent travail peut poser certaines difficultés. Ainsi, il appert qu'en appliquant sans discernement le processus proposé, on risquerait d'émettre des critères pouvant paraître incohérents, en comparaison avec les normes actuelles, notamment lorsque les critères obtenus sont plus sévères que les normes. Cette situation peut découler du fait que les doses repères sous-chroniques de ces substances sont plus sévères (faibles) que les doses de référence chroniques de l'US EPA, qui sont souvent utilisées pour définir les normes. Dans certains cas, également, il peut ne pas y avoir de différence entre les doses repères sous-chroniques et chroniques, ce qui est aussi une source d'incohérence. En effet, les critères sous-chroniques devraient logiquement être plus élevés que les chroniques. Ceci pourrait aussi s'observer en utilisant les doses de référence à long terme (7 ans) comme élément pour établir des critères, car ils ont souvent la même valeur que la dose de référence chronique<sup>8</sup>. Dans le cas où l'application du processus générerait des critères plus sévères que la norme, il serait alors recommandé de considérer la possibilité que le critère de 1 an soit le même que la norme, c.-à-d. que le dépassement ne puisse pas être toléré dans le cas de ces substances.

Dans le cas de la détermination de critères basée sur des valeurs de marges d'exposition, l'application de l'approche développée ici nécessiterait le recours à des bases de données exhaustives afin d'identifier des doses repères. Or, il peut être difficile de choisir la dose repère à utiliser. Ceci fait appel au jugement professionnel, et comprend donc une certaine part de subjectivité. En guise de balises, il a été recommandé ici d'opter en priorité pour l'utilisation de données humaines plutôt qu'animales, de DSENO plutôt que de DAENO, de données récentes, etc. Toutefois, même en suivant ces recommandations, il peut arriver que les doses repères sélectionnées mènent à des incohérences en regard de la norme existante. Ainsi, les combinaisons des situations à prendre en compte pour évaluer une marge d'exposition totale et les nombreuses évaluations toxicologiques animales et doses repères utilisées génèrent une très grande variabilité quant à la valeur des critères.

D'autre part, il est aussi arrivé que les critères définis dans les exemples du chapitre 5 soient sensiblement plus élevés que les normes, particulièrement pour les substances volatiles. S'il est logique de considérer qu'un critère de 1 an devrait être plus permissif (élevé) que la norme, il reste qu'il est difficile de définir cet écart. Ainsi, un critère de 1 an beaucoup plus élevé que la norme correspondante pourrait s'avérer problématique du point de vue de la gestion par les autorités. Ceci tient en partie du fait que pour plusieurs substances, certains des effets se font sentir de manière chronique, à très faibles doses, mais elles n'ont que peu ou pratiquement pas d'effet à plus court terme. Par conséquent, la norme chronique sera basée sur un effet beaucoup plus sensible que tout autre effet pouvant apparaître à plus court terme.

Certaines incohérences peuvent aussi avoir comme origine le fait que les normes n'ont pas été déterminées selon un processus aussi critique (par exemple, tenir compte d'informations précises issues de modèles PBPK) que celui décrit ici, dans le cas des substances pour lesquelles il n'existe pas de dose de référence sous-chronique prédéterminée. En effet, il est

difficile de rendre cohérents des paramètres n'ayant pas été établis selon les mêmes bases, même s'il y a des similitudes entre les deux. Ces similitudes sont par ailleurs nécessaires pour que les critères à établir soient significatifs en regard de leur comparaison avec les normes.

La présente démarche exploratoire apparaît valable dans le processus de gestion des dépassements de normes une fois que les critères auraient été définis. Elle demeurerait cependant limitée quant à l'aide qu'elle pourrait apporter pour la détermination de ces critères. Ce dernier processus serait probablement long et fastidieux, et la détermination de critères adéquats pourrait être difficile même en suivant scrupuleusement les suggestions présentées ici. Le jugement professionnel, l'analyse en détail et la prise en compte de l'ensemble des données disponibles, des normes établies et des spécificités et moyens techniques inhérents à la gestion de chacune des substances seraient nécessaires. Les exemples illustrés démontrent toutefois qu'il est possible de déterminer des critères cohérents.

Pour contourner en partie les difficultés rencontrées dans la détermination des critères cités en exemple, deux options pourraient être envisagées et faciliteraient la détermination de critères selon le présent cadre théorique. Premièrement, il est possible de choisir au départ, parmi plusieurs, une seule dose repère jugée adéquate. Le choix se ferait en fonction des éléments rapportés à la question 1 et aussi de la pertinence des expérimentations animales pour une extrapolation humaine au niveau de la durée, des organes affectés, des mécanismes impliqués, etc. Ensuite, des critères seraient déterminés en fonction de cette dose. En effet, si certains mécanismes sont impliqués dans la toxicodynamique animale et que ces mécanismes ne se retrouvent pas chez l'humain (ex. : l'action cancérigène de l'atrazine chez le rat se fait par un processus hormonal qui est très peu probable chez l'humain en raison des différences « d'environnement hormonal » entre les deux espèces)<sup>43</sup>, ces données ne pourraient probablement pas être considérées comme les plus pertinentes. L'autre option est une variante de la première, et consiste à déterminer une série de critères à partir de plusieurs doses repères issues de quelques expériences animales apparaissant être les plus pertinentes et de choisir en bout de compte les critères les plus bas, par mesure de prudence. C'est d'ailleurs cette option que l'US EPA propose d'appliquer dans l'élaboration future des doses de référence à court terme<sup>8</sup>. À titre indicatif, cette approche a été appliquée pour les substances présentées en exemple à la section 5.2, et les résultats, parmi lesquels se trouve le critère le plus bas, sont illustrés dans le tableau 3.

**Tableau 3 Exemples de choix de critères de 1 an pour l'atrazine, le TCE et l'arsenic**

Animal	DSENO (NOAEL) mg/kg-j	Facteur d'incertitude IND-TC-TD-TOT*	Ajustement supplémentaire C-AS**	Critère 1 an	
				Général mg/l	Pop. sensible mg/l
<b>Atrazine</b> (norme = 0,005 mg/l)					
Rat	25	3-4-2,5-30	0-5	5,8	1,7
Rat	50	3-4-2,5-30	0-5	11,6	3,4
Rat	75	10-4-2,5-100	0-5	5,3	1,5
Rat	300	10-4-2,5-100	0-5	21,2	6
Lapin***	1	3-2,5-2,5-19	0-5	0,35	0,100
<b>Trichloroéthylène</b> (norme = 0,005 mg/l)					
Rat***	100	3-1-2,5-7,5	10-10	4,64	1,33
Souris	250	3-1-2,5-7,5	10-10	11,2	3,36
Souris	375	3-1-2,5-7,5	10-10	17,5	4,97
Rat	1100	3-1-2,5-7,5	10-10	68,4	14,8
<b>Arsenic</b> (norme = 0,01 mg/l)					
Rat	8	3-4-2,5-300	10-5	0,19	0,05
Rat***	9,4	10-4-2,5-100	10-5	0,066	0,025****
Souris	25	10-7-2,5-175	10-5	0,1	0,028
Souris	12	3-7-2,5-53	10-5	0,16	0,04

\* IND = protection des individus sensibles; TC = différence toxicocinétique; TD = différence toxicodynamique; TOT= facteur total

\*\* C = facteur pour tenir compte du caractère cancérigène; AS = facteur pour tenir compte des autres sources;

\*\*\* Critères les plus bas.

\*\*\*\* Lorsque le critère obtenu est inférieur à la norme, il est alors suggéré que la norme chronique soit aussi le critère de 1 an.

L'application de cette approche pour l'élaboration des critères exige donc une analyse exhaustive des données disponibles, et une préparation à justifier, par exemple, le choix d'une dose repère. De plus, il est clair que deux évaluateurs différents pourraient générer (et justifier adéquatement) des critères différents. Ceci est d'autant plus vrai que pour la sélection des doses repères, l'importance des effets critiques à partir desquels elles ont été déterminées devra être prise en compte. Ainsi, une induction des enzymes hépatiques et une inhibition des cholinestérases ne sauraient être considérées de la même façon dans le choix de la dose repère. Toutefois, un effet plus sévère pourrait également apparaître à une dose plus forte, et cela pourrait justifier l'application d'un facteur d'incertitude supplémentaire. Dans ce cas toutefois, vaudrait-il mieux, d'un point de vue de santé publique, considérer un effet plus sévère avec un facteur d'incertitude supplémentaire ou un effet moins sévère, mais en appliquant un facteur d'incertitude moindre? Ce genre de question, et elles sont nombreuses, se poserait souvent dans l'élaboration des critères et chaque fois, le jugement professionnel serait primordial pour y répondre. Sans compter que la cohérence des critères établis avec les normes exigerait peut-

être de ne pas se référer aux doses repères les plus faibles existantes (probablement en lien avec des effets moins sévères toutefois), ce qui pourrait poser un problème d'éthique de santé publique. Enfin, lors de l'élaboration de critères de 1 an, il pourrait être pertinent de comparer leurs valeurs par rapport à d'autres critères non chroniques émis ailleurs dans le monde, afin d'évaluer leur niveau de conservatisme. Cela permettrait de juger de la pertinence du critère.

Il pourrait être tentant également pour les gestionnaires de considérer les éventuels critères comme étant des « normes alternatives » et en ce sens, de tolérer également leur dépassement, autrement dit d'agir avec ces critères de la même manière qu'avec les normes. Ceci surtout dans les cas où les conditions particulières de certains dépassements rendent difficile leur respect, que ce soit par l'endroit où un dépassement est observé ou encore la limitation de l'accès aux ressources techniques pour y remédier. Il serait important, lors d'éventuelles activités de formation des intervenants de santé publique gérant les questions d'eau potable, d'insister sur le caractère strict des critères, surtout qu'ils impliquent déjà un dépassement temporaire d'une norme coercitive. Sans quoi, leur détermination deviendrait inutile. En contrepartie, il sera important, lors du processus de définition des critères, de tenir compte du niveau de difficulté associé à leur respect. Ce serait difficile. Rappelons, comme exemple à cet effet, la définition de la concentration maximale acceptable provisoire de l'arsenic par Santé Canada.

À la lumière des exemples présentés plus haut pour le calcul de quelques critères, il apparaît donc que si la méthode développée devait être appliquée, cela devrait se faire avec circonspection. La méthode proposée à la section 4.2.1.4 vise à identifier l'ensemble des questions à se présenter, et à poser et à orienter les décisions qui peuvent être prises en fonction des réponses, particulièrement en regard des facteurs d'incertitude. Toutefois, il revient aux décideurs de l'appliquer selon leur bon jugement.

L'applicabilité de l'approche développée se joue donc à deux niveaux :

- la gestion des dépassements de normes une fois les critères de 1 an établis devrait être relativement simple si un minimum de formation est donnée aux intervenants et si la méthode proposée est ajustée selon ce que l'expérience de terrain nous apprendra;
- pour ce qui est de définir la valeur des critères de 1 an, l'applicabilité de la présente approche dépend principalement de l'accessibilité à des données complètes et mises à jour. Ainsi, l'établissement des critères de 1 an requiert d'avoir accès à des doses repères découlant d'expositions sous-chroniques. Or, ces données ne sont pas toujours disponibles, ce qui pourrait occasionner des difficultés.

Pour contourner ces difficultés, il semble que seul l'examen en profondeur des données disponibles soit la voie à suivre. Il s'agit souvent d'un processus long et fastidieux. Toutefois, les bénéfices reliés à la disponibilité de critères de 1 an pour guider les intervenants de santé publique impliqués dans la gestion de l'eau potable semblent valoir les efforts qui devraient être consentis dans un tel processus. En effet, une fois ces critères définis une première fois, la partie la plus importante du travail serait faite. Il resterait alors à se maintenir informé des éventuelles nouvelles données de la littérature afin, lorsque requis, de modifier les critères, de la même manière que les normes sont parfois modifiées. En soi, ceci constitue également un travail important. Il demeure toutefois qu'il serait vraisemblablement réparti, puisque tous

les critères n'auraient pas à être révisés en même temps. Par conséquent, le travail à faire représenterait une charge moins importante que l'étape d'élaboration initiale des critères.

Avant de penser mettre de l'avant la présente approche, il serait important de consulter les experts en traitement de l'eau afin de s'assurer de la faisabilité de corriger des situations de dépassement de normes chimiques en dedans d'une période de 1 an, correspondant au critère. Éventuellement, il pourrait être envisageable d'augmenter cette durée à 2 ans. Toutefois, s'il devait s'avérer nécessaire, dans la grande majorité des cas où des dépassements de normes chimiques sont observés, de disposer de plus que 2 ans pour corriger le problème, il est permis de remettre en question la pertinence de la présente approche. En effet, il apparaît difficile d'émettre des critères de contamination de 3 ans ou plus sans donner l'impression que les normes sont en fait des balises que l'on peut se permettre de dépasser, ce qui, répétons-le, doit être évité. Cela rejoint la critique faite sur la pertinence des critères de 7 ans dans la méthodologie des *health advisories* américains.

Si la question soulevée au paragraphe précédent était résolue adéquatement, il serait intéressant de tenter de mettre en pratique, à une échelle réduite, la démarche proposée ici. En effet, cela pourrait fournir de l'information sur la praticabilité de celle-ci. Cependant, il est bon de soulever la limite principale d'une telle initiative, à savoir qu'étant donné que les dépassements de normes chimiques ne sont pas excessivement fréquents pour une région administrative donnée, il serait vraisemblablement très long (plusieurs années) de réaliser un projet pilote permettant de colliger suffisamment de données et d'expérience pratiques pour permettre de juger de l'utilisation de la présente démarche. Une exception toutefois serait le cas des trihalométhanes, qui pourraient donc constituer un bon sujet de projet pilote, puisque le dépassement de leur norme est relativement fréquent et constitue un problème actuel au Québec. Cela n'empêche cependant pas qu'il pourrait être pertinent de tenter de définir des critères de 1 an pour les autres substances lors des révisions de littérature faites au moment de la révision des normes sur l'eau potable. Quoiqu'il en soit, il est certain qu'une consultation étendue auprès des divers intervenants (exploitants, DSP, MDDEP) serait requise afin de mettre de l'avant cette démarche qui risquerait peut-être, il faut bien l'avouer, de remettre en question certaines pratiques ou idées reçues. Toutefois, il apparaît raisonnable de penser que si une telle approche, ou une de ses variantes après consultation, était implantée chez les intervenants, cela deviendrait éventuellement un outil apprécié. En effet, cela donnerait des balises scientifiques supplémentaires pour aider la prise de décision sans toutefois empiéter sur la liberté de jugement professionnel des intervenants. Bien sûr, une période d'adaptation et de formation des intervenants serait préalablement nécessaire.

Parallèlement à cette démarche, il serait intéressant de mettre sur pied une étude de perception de la signification des normes, auprès de la population, ainsi que de la perception du risque posé par le dépassement de celles-ci. Les résultats d'une telle étude permettraient vraisemblablement de mieux orienter les décisions de gestion lors de dépassement des normes dans l'eau potable, notamment par une meilleure considération du principe directeur d'appropriation des pouvoirs<sup>4</sup>. Ils permettraient également d'avoir une meilleure idée des réactions possibles des populations aux prises avec des dépassements de normes chimiques dans l'eau potable face à la mise en pratique de la démarche proposée ici. Dans la même veine, la communication transparente des recommandations relatives à des dépassements

des normes chimiques, de ce que ces dernières représentent et ne représentent pas, ainsi que les éventuels critères de 1 an, serait toujours primordiale tout au long du processus de gestion d'une telle situation, afin de respecter le principe directeur de transparence.

## 7 CONCLUSION

Il existe une panoplie de variantes à la méthodologie des *health advisories*, selon les pays ou institutions. Chacune d'elles peut dans certains cas être pertinente selon les situations de gestion de divers teneurs de contaminants chimiques de l'eau potable. Toutefois, comme cette méthode est actuellement adoptée par de nombreuses instances, c'est à celle-ci que l'on s'est référé pour réaliser cet exercice. En tout temps, il importe de se rappeler que l'approche préconisée est exploratoire. Elle vise à guider la gestion des dépassements de normes vers une approche qui est fondée sur la science et qui est moins vulnérable aux interprétations subjectives que ces situations peuvent générer. En aucun cas, elle ne devrait se substituer au jugement professionnel. Une erreur dans l'élaboration de critères découlant de l'application inconsidérée de cette méthode théorique ne saurait lui être imputable. Le jugement professionnel devrait être omniprésent dans la réflexion et toutes les décisions en regard des cas de contamination chimique de l'eau potable. Ceci justifie donc l'incorporation éventuelle d'éléments issus d'autres méthodes de gestion de contamination de l'eau potable, mais qui n'auraient pas été considérés dans l'élaboration de la présente étude. À l'inverse, le retrait d'un élément proposé ici mais qui devait s'avérer inapplicable pourrait être requis, selon les particularités que commandera chaque situation.

En tout temps, la protection de la santé publique devrait avoir préséance sur toute autre considération, qu'elle soit pratique, économique ou autre, et ce, même si les conséquences des décisions peuvent être importantes. Cependant, cela ne signifie pas pour autant que ces dernières ne devraient en aucun cas être considérées dans le processus de décision de recommander ou non des avis de non-consommation. Toutefois, dans un tel cas, cela devrait toujours se faire dans une perspective de ce qui est le plus souhaitable pour le bien-être de la population. On parle ici de bien-être au sens général, et cela inclut prioritairement (mais ne se limite pas à) l'état de santé physiologique des individus et de la population en général. Ainsi, on devrait retenir tout au cours du processus décisionnel que l'eau est une ressource essentielle à la vie et que limiter son accès ne devrait se faire que quand cela est vraiment nécessaire pour protéger la population des risques qu'elle représente si elle est contaminée. Les critères définissant cette action sont nombreux, et l'approche développée permet en partie de répondre à la question de savoir quand cela est vraiment nécessaire justement, mais ne la résout pas dans son entièreté.

L'objet du présent travail concernait uniquement les dépassements de normes et leur gestion à court terme. Toutefois, il a permis d'identifier des besoins qui dépassent le cadre de cette étude, mais qui devraient absolument être traités dans le futur pour éventuellement pouvoir faire une gestion complète des situations impliquant des contaminations ponctuelles ou prolongées de l'eau potable par une ou plusieurs substances, en dépassement de normes ou non. Ainsi, il serait fortement souhaitable de définir des critères permettant de gérer les situations de contamination de l'eau par des produits non normés. Également, la façon de considérer une situation de contamination de l'eau impliquant un mélange de substances qui, prises individuellement, respectent leur norme respective, mais qui lorsque considérées en groupe, peuvent représenter un risque à cause d'une action toxicologique commune (ex. : effet additif), devrait faire l'objet d'un examen subséquent. De plus, des critères d'utilisation

de l'eau devraient éventuellement être définis pour la gestion du dépassement des normes pour les substances volatiles afin de tenir compte des usages de l'eau pouvant générer une exposition significative pour les usagers. Notons enfin à cet effet qu'une méthode devrait être parallèlement développée afin de permettre de définir les critères selon lesquels une substance serait considérée volatile ou non, et bioaccumulable ou non. En effet selon ces dernières propriétés, la méthode présentée dans le présent document pour définir des critères de 1 an attribue des facteurs d'incertitude supplémentaires. Pour conclure, mentionnons que la présente démarche étant souple, la procédure devrait, au besoin, être modifiée et mise à jour au fur et à mesure que les connaissances évoluent et en fonction de l'expérience de terrain acquise par les principaux intervenants.

En terminant, mentionnons que s'il peut paraître prématuré de recommander la mise en application telle quelle de l'approche proposée ici dans un avenir rapproché, il apparaît nécessaire de poursuivre la réflexion sur celle-ci pour éventuellement être en position de l'implanter. Ainsi, il est toujours pertinent de s'interroger sur la manière dont les approches de gestion des dépassements de normes chimiques dans l'eau potable pourrait être harmonisées et ce, à partir de balises établies sur des fondements scientifiques et sur les principes directeurs de gestion du risque. Le présent travail se veut une première étape vers l'atteinte de cet objectif et il apparaît raisonnable de croire qu'il est possible qu'il n'ait pas à être modifié de manière tellement importante pour pouvoir l'atteindre adéquatement.

## 8 RÉFÉRENCES

1. Gouvernement du Québec. Règlement sur la qualité de l'eau potable. Gazette officielle du Québec, 132<sup>e</sup> année, no. 26. p. 3849-56.
2. Zavaleta JO, Cantilli R, Ohanian EV (1993). Drinking water health advisories program. *Ann Ist Super Sanità*, vol.29(2):355-8.
3. NHMRC (National Health and Medical Research Council) (1996). Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Australian drinking water guidelines. Canberra, Australie. 376 p.
4. INSPQ (Institut national de santé publique du Québec) (2003). Cadre de référence en gestion des risques pour la santé dans le réseau québécois de la santé publique. ISBN 2-550-40781-4. 92 p.
5. Belles-Isles JC (2001). Revue des approches utilisées pour l'évaluation et la gestion des dépassements des normes chimiques. Institut national de santé publique du Québec.
6. Zavaleta JO (1992). Toxicological basis for drinking water: unreasonable risk to health values. *Journal of the American College of Toxicology*, vol. 11(3):325-9.
7. US EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1999). Guidelines for carcinogen risk assessment. Review Draft. NCEA-F-6044, Washington DC. 211 p.
8. US EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2002). A review of the reference dose and reference concentration process. Risk assessment forum. EPA/630/P-02/00F. 192 p.
9. Morrissey Donahue J, Lipscomb JC (2002). Health advisory values for drinking water contaminants and the methodology for determining acute exposure values. *Sci Tot Environ*, vol. 288:43-9.
10. OMS (Organisation mondiale de la Santé) (1996). Guidelines for drinking water quality. Chapter 5: Drinking water guidelines and standards. Accessible à : [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/water\\_quality/drinkwat.htm](http://www.who.int/water_sanitation_health/water_quality/drinkwat.htm)
11. OMS (Organisation mondiale de la Santé) (1996). Guidelines for drinking water quality. Water guidelines for drinking water quality training pack. Pesticides in drinking water. Accessible à : [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/Training\\_mat/GDWAtrtoc.htm](http://www.who.int/water_sanitation_health/Training_mat/GDWAtrtoc.htm)

12. IPCS (International Programme on Chemical Safety) (1994). Environmental health criteria for guidance values for human exposure limits. Publications of the World Health Organisation. Accessible à :  
[http://www.who.int/pcs/risk-assessment-ehc/docs/ehc170\\_guidance\\_values.htm](http://www.who.int/pcs/risk-assessment-ehc/docs/ehc170_guidance_values.htm)
13. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2002). Minimum risk levels (MRLs) for hazardous substances. Accessible à : <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>
14. Saout C, Guillemot ML, Herault S, Robin A (2001). Contrôle et prise en compte de l'autosurveillance dans le contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine. Direction générale de la santé, France. Accessible à :  
<http://rese.sante.gouv.fr/santenv/interven/aep/reg/1220/aghtm02.htm>
15. Santé Canada (1995). Recommandations pour la qualité de l'eau potable du Canada. Partie I. 10 p.
16. Sidhu KS (1992). Regulation of environmental contaminants in drinking water: state methods and problems. Journal of the American College of Toxicology, vol. 11(3):331-40.
17. US EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (≈ 1997). Guidance for determining unreasonable risk to health. Washington DC. 20 p. (Document de travail non publié).
18. Levallois P (2001). Aspects chimiques de l'eau potable : normes et niveaux d'intervention. Communication Power Point personnelle de formation sur le règlement de l'eau potable du Québec. Institut national de santé publique du Québec. 44 p.
19. Minnesota Department of Health (2001). Health risk limits for mixture of groundwater contaminants. Accessible à :  
<http://health.state.mn.us/divs/eh/esahra/gwcontam/hrlmix.html>
20. Wisconsin Department of Health (s.d., consulté en 2002). Volatile organic chemicals in drinking water. Accessible à : <http://www.dnr.state.wi.us/org/water/dwg/voc.htm>
21. California Department of Health Services. Drinking water actions levels. Accessible à :  
<http://www.dhs.ca.gov/ps/ddwem/chemicals/AL/actionlevels.htm>
22. Brault N (2002). Communication personnelle. Direction de santé publique de la Montérégie, Longueuil, Québec, Canada.
23. Environnement Québec (2000). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Accessible à :  
[http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe\\_2\\_tableau1\\_seuils.htm](http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau1_seuils.htm)

24. Government of Ontario (2000). Regulation made under the Ontario water resources act. 15 p.
25. Beck BD, Slayton TM *et al.* (2001). The use of toxicology in the regulatory process. Dans : Hayes AW (ed.), Principles and methods of toxicology. 4<sup>e</sup> ed., Taylor and Francis, Philadelphie, p. 382.
26. ACGIH (American Congress of Governmental Industrial Hygienists) (2001). Threshold limit values for chemical substances and physical agents. Cincinnati, 185 p.
27. Weisel CP, Jo WK (1996). Ingestion, inhalation and dermal exposure to chloroform and trichloroethene from tap water. Environ Health Perspect, vol. 104(1):48-50.
28. Bateau A, Chaud P, Corbion B, Quenel P (2003). Contamination de l'eau de consommation par des organochlorés, Guadeloupe, Janvier-mai 2000. Affiche présentée au Colloque « Pesticides et santé », Université de Montréal, 19-21 novembre 2003.
29. Kosatsky T (2002). Communication personnelle. Département de médecine du travail et d'hygiène du milieu, Université McGill, Montréal, Québec, Canada.
30. Dourson ML, Stara JF (1983). Regulatory history and experimental support of uncertainty (safety) factors. Regul Toxicol Appl Pharmacol 3:223-38.
31. Krishnann K (2000). MSN 6146- Modèles en analyse du risque toxicologique. Notes de cours. Département de santé environnementale et de santé au travail, Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
32. US EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2005). Guidelines for carcinogen risk assessment. EPA/630/P-03/001B, Washington DC. 161 p.
33. Health Canada (2004). Arsenic in drinking water. Document for public comment. 32 p.
34. US EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2002). Determination of the appropriate FQPA safety factor(s) in tolerance assessment. Office of Pesticide Programs. Washington DC, 74 p.
35. Dourson M, Charnley G, Sheuplein R (2002). Differential sensitivity of children and adults to chemical toxicity. II. Risk and regulation. Reg Toxicol Pharm 35:448-67.
36. US EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2001). Paraquat. Federal Register vol. 66(184):48593-601.
37. Dourson M, Felter S, Robinson D (1996). Evolution of science-based uncertainty factors in noncancer risk assessment. Regul Toxicol Pharmacol, vol. 24(2 Pt 1):108-20.

38. IPCS (International Programme on Chemical Safety) (1994). Environmental health criteria no. 170 : Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for health-based exposure limits. Organisation mondiale de la Santé, Genève.
39. Goyer RA, Clarkson TW (1996). Toxic effects of metals. Dans : Klaassen CD (ed.), Casarett & Doull's toxicology. The basic science of poison. McGraw-Hill, New York. p. 826.
40. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2000). Toxicological profile for arsenic. Prepared by : Syracuse Research Corporation. 468 p.
41. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2001). Toxicological profile for atrazine. Prepared by: Syracuse Research Corporation. 197 p.
42. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1997). Toxicological profile for trichloroethylene. 317 p.
43. Santé Canada (1993). L'atrazine. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Accessible à :  
[http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/doc-sup-appui/atrazine/atrazine\\_f.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/doc-sup-appui/atrazine/atrazine_f.pdf). Consulté en avril 2006.



