INSPQ INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

Avis scientifique sur le tritium dans l'eau potable

Québec

Avis scientifique sur le tritium dans l'eau potable

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Décembre 2015

Institut national de santé publique Québec

AUTEUR

Groupe de travail sur le tritium dans l'eau potable

MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL SUR LE TRITIUM DANS L'EAU POTABLE

Marie-Hélène Bourgault, M. Sc.
Céline Campagna, Ph. D.
Patrick Levallois, M.D., FRCPC
Patrick Poulin, Ph. D.
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Marco Desjardins, M.D.
Direction régionale de la santé publique de la Mauricie et du Centre-du-Québec

Dominic Larivière, Ph. D.
Université Laval

SOUS LA COORDINATION SCIENTIFIQUE DE

Patrick Levallois, M.D., FRCPC
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

RÉVISEURS SCIENTIFIQUES DE L'INSPQ

Denis Gauvin, M. Sc.
Pierre Lajoie, M.D., FRCPC
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

RÉVISEURS SCIENTIFIQUES EXTERNES

Anouka Bolduc, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec

Patsy Thompson, Commission canadienne de sûreté nucléaire, Ottawa

François Bréchignac, Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Paris

MISE EN PAGE

Julie Colas, agente administrative
Julie Douville, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

REMERCIEMENTS

Cette étude a été soutenue financièrement par le ministère de la Santé et des Services sociaux.

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.

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

DÉPÔT LÉGAL – 1er TRIMESTRE 2016
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA
ISBN : 978-2-550-72310-3 (VERSION IMPRIMÉE)
ISBN : 978-2-550-72311-0 (PDF)

© Gouvernement du Québec (2016)

Table des matières

Liste des tableaux et figure ..... **III**
Liste des sigles et acronymes ..... **V**
Faits saillants **1**
Sommaire **3**
1 Mandat **7**
2 Identification du contaminant **9**
3 Sources d'exposition **11**
3.1 Eau 11
3.1.1 Eau de surface 11
3.1.2 Eau souterraine 12
3.1.3 Eau potable 12
3.2 Air 13
3.3 Alimentation 13
3.4 Doses efficaces estimées à proximité des installations nucléaires 14
4 Métabolisme et toxicocinétique **15**
4.1 Modèle biocinétique du tritium 15
4.2 Modèle dosimétrique du tritium 15
4.2.1 Utilisation du facteur de pondération radiologique (W_R), du facteur d'efficacité biologique relative (EBR) et du facteur d'efficacité des radiations (FER) 17
4.3 Facteurs de conversion de dose 18
5 Effet sur la santé **19**
5.1 Effet du rayonnement ionisant 19
5.1.1 Effets déterministes 19
5.1.2 Effets stochastiques 19
5.2 Effet spécifique du tritium 20
5.2.1 Effet chez l'humain 20
5.2.2 Effet chez l'animal 21
6 Normes et recommandations existantes **23**
6.1 Norme québécoise (MDDELCC) 23
6.2 Norme ontarienne proposée (ODWAC) 23
6.3 Valeurs guides canadiennes (Santé Canada et CCSN) 23
6.4 Norme américaine (U.S. EPA) 24
6.5 Valeur guide et norme de la Californie (CalEPA) 25
6.6 Norme européenne (CUE) 25
6.7 Valeur guide internationale (OMS) 25
7 Méthodologie de la caractérisation du risque **27**
7.1 Approche utilisée par le groupe de travail de l'INSPQ 27
7.2 Modèles, coefficients de risque et autres variables utilisées 27
7.2.1 Modèles linéaires sans seuil 27
7.2.2 Modèles d'évaluation du risque de la CIPR et de la U.S. EPA 27
7.2.3 Coefficients de risque 28

7.2.4 Facteur d'efficacité biologique 28
7.2.5 Consommation d'eau potable 29
7.2.6 Autres variables 29
7.3 Caractérisation du risque 29
7.3.1 Modèle de la U.S. EPA 31
8 Résultats de la caractérisation du risque 33
9 Discussion 35
9.1 Risque cancérogène 35
9.2 Incertitudes reliées à la caractérisation du risque 35
9.2.1 Modèle linéaire sans seuil 36
9.2.2 Facteur d'efficacité de dose et de débit de dose (FEDDD) 37
9.2.3 Facteurs de conversion de dose efficace engagée (modèle de la CIPR) 37
9.2.4 Validité du modèle de la U.S. EPA 39
9.2.5 Facteur d'efficacité biologique relative du tritium 39
9.2.6 Susceptibilité *in utero* ou pendant l'enfance 40
9.2.7 Constats sur les incertitudes relevées 41
9.3 Acceptabilité et gestion du risque 41
10 Conclusion et recommandation du Groupe de travail sur le tritium dans l'eau potable 43
Références bibliographiques 45
Annexe 1 Contexte de la demande 55
Annexe 2 Groupe de travail sur le tritium dans l'eau potable 59
Annexe 3 Divulgation de situations de conflit d'intérêts 63
Annexe 4 Coefficients de cancérogénicité de la U.S. EPA 67

Liste des tableaux et figure

Tableau 1 Facteurs de conversion de dose efficace engagée pour l'ingestion unique d'un becquerel d'eau tritiée 18

Tableau 2 Sommaire des normes et des valeurs guides recommandées par différents organismes pour le tritium dans l'eau potable 26

Tableau 3 Facteurs de conversion de dose efficace engagée calculés par la CIPR et leur application à différents groupes d'âge pour le calcul de doses pour des expositions prolongées 30

Tableau 4 Concentrations en tritium (Bq/l) dans l'eau potable en fonction du risque de cas de cancer en excès, calculées à partir des modèles de la CIPR (2009) et de la U.S. EPA (1999) 33

Tableau 5 Risques de cas de cancer en excès en fonction de la concentration en tritium dans l'eau potable, calculés à partir des modèles de la CIPR (2009) et de la U.S. EPA (1999) 33

Figure 1 Modèle dosimétrique adapté de la CIPR (2009) 16

Liste des sigles et acronymes

ADN	Acide désoxyribonucléique
AGIR	Groupe consultatif sur le rayonnement ionisant (Advisory group on Ionising Radiation)
BEIR	Effets biologiques de la radiation ionisante (*Biological Effects of Ionising Radiation*)
Bq	Becquerel
CalEPA	Agence de protection environnementale californienne (California Environmental Protection Agency)
CANDU	Canada Deutérium-Uranium
CCSN	Commission canadienne de la sûreté nucléaire
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer
CIPR	Commission internationale de protection radiologique (International Commission on Radiological Protection)
CMA	Concentration maximale acceptable
CUE	Conseil de l'Union européenne
D_T	Dose absorbée engagée
E	Dose efficace engagée
EBR	Efficacité biologique relative
FCD	Facteur de conversion de dose efficace engagée
FEDDD	Facteur d'efficacité de la dose et du débit de dose
FER	Facteur d'efficacité des radiations (*Radiation Effectiveness Factor*)
GSE	Groupe scientifique sur l'eau
Gy	Gray
H_T	Dose équivalente engagée
HT	Hydrogène gazeux tritié
HTO	Eau libre tritiée
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
keV	Kiloélectronvolt
Low-LET	Faible énergie de transfert linéique (*Low-linear energy transfert*)

LSS	Étude de suivi des survivants japonais aux bombardements atomiques d'Hiroshima et de Nagasaki (*Life Span Study*)
MCL	Niveau maximal de contamination (*Maximum Contaminant Level*)
MCLG	Objectif de niveau maximal de contamination (*Maximum Contaminant Level Goal*)
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
mSv/a	Millisievert par année
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
NSEO	Niveau sans effet nocif observable
OBT	Tritium lié aux composés organiques (*Organically Bound Tritium*)
ODWAC	Conseil consultatif sur les normes de qualité et d'analyse de l'eau potable de l'Ontario (Ontario Drinking Water Advisory Council)
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PHG	Objectif de santé publique (*Public Health Goal*)
pCi	Picocurie
SC	Santé Canada
Sv	Sievert
µSv/a	Microsievert par année
UNSCEAR	Comité scientifique des Nations-Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (United nation scientific committee on the effects of atomic radiation)
U.S. EPA	Agence américaine de protection environnementale (United States Environmental Protection Agency)
W_R	Facteur de pondération radiologique
W_T	Facteur de pondération tissulaire

Faits saillants

La rédaction de cet avis s'inscrit dans une démarche de concertation entre le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) et le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) dans le cadre de la révision du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) qui a eu lieu en 2009. C'est dans ce contexte que le MSSS a adressé, au Groupe scientifique sur l'eau (GSE) de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), une demande d'évaluation de risque concernant la présence de tritium dans l'eau potable.

Le tritium est un isotope radioactif naturel de l'hydrogène, mais sa présence dans l'environnement est surtout attribuable à des sources qui résultent de l'activité humaine. Comme tous les éléments radioactifs, le tritium est considéré par les organisations sanitaires internationales comme un agent cancérigène.

Selon le Règlement sur la qualité de l'eau potable, la concentration maximale de tritium permise dans l'eau potable est fixée à 7 000 Becquerels par litre (Bq/l). Celle-ci correspond à la dose maximale recommandée par Santé Canada pour la qualité de l'eau potable (0,1 millisievert par année [mSv/a]).

Deux modèles reconnus ont été utilisés pour effectuer une évaluation du risque cancérigène. Le risque est ici défini comme étant le nombre de cas de cancer qui s'ajouterait au nombre de cas normalement attendu parmi une population, et ce, si tous les individus de cette population consommaient quotidiennement, durant toute leur vie, de l'eau qui contient du tritium. Selon les calculs réalisés, si 1 000 personnes consommaient quotidiennement de l'eau potable contenant 7 000 Bq/l de tritium, il pourrait y avoir 1 cas supplémentaire de cancer observé parmi ces personnes.

Enfin, les auteurs de l'avis recommandent, comme objectif de santé publique, que la concentration de tritium dans l'eau potable soit maintenue au niveau le plus bas qu'il soit possible d'atteindre. Ainsi, cette évaluation de risque pourrait servir à soutenir le MDDELCC lors d'une prochaine démarche de détermination du niveau réglementaire de tritium dans l'eau potable.

Sommaire

Description du contaminant

Le tritium est un isotope radioactif naturel de l'hydrogène, mais sa présence dans l'environnement est surtout attribuable à des sources qui résultent de l'activité humaine. Puisque le tritium gazeux s'oxyde rapidement au contact de l'air, la majeure partie du tritium présent dans l'environnement se retrouve sous forme d'eau tritiée. Les concentrations de tritium dans les sources d'eau potable sont généralement très faibles. Au Québec, les concentrations de tritium de 104 échantillons d'eau potable mesurées par le MDDELCC, dans des zones sous l'influence de points d'émission, varient entre < 3 Bq/l et 7 Bq/l.

Effets à la santé

Bien que les rayons ionisants émis par le tritium ne pénètrent pas la peau, ce dernier peut présenter un risque pour la santé lorsque la molécule d'eau tritiée est incorporée dans l'organisme. Les radiations ionisantes possèdent suffisamment d'énergie pour interagir avec les tissus humains sensibles. De façon générale, cette ionisation peut engendrer deux types d'effets, soit déterministes et stochastiques. La survenue de ces effets dépend de la dose reçue.

Les effets déterministes, tels que des nausées et la perte de cheveux, se produisent au-delà d'un certain seuil de dose, lequel n'est pas susceptible d'être rencontré dans un contexte d'exposition populationnel par ingestion d'eau potable. En ce qui concerne les effets stochastiques, ils regroupent les cancers et les effets héréditaires : leur probabilité de survenir augmente avec la dose. Tous les radionucléides sont considérés comme des agents cancérogènes pour l'humain, classés dans le groupe 1 du Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC) et le groupe A de l'Agence américaine de protection environnementale (U.S. EPA). Les effets stochastiques des rayonnements ionisants, non spécifiques au tritium, ont été bien démontrés lors d'études populationnelles (survivants japonais des bombardements atomiques) et d'études animales. Aucun seuil d'effet stochastique n'a pu être établi pour l'exposition aux faibles doses de rayonnements ionisants, principalement en raison des limites de ces études.

En ce qui a trait plus spécifiquement aux effets stochastiques du tritium, le CIRC a jugé que les preuves quant à la cancérogénicité du tritium chez l'humain étaient insuffisantes, mais que les données concernant la cancérogénicité du tritium chez l'animal ainsi que celles sur le mécanisme d'action des émetteurs de particules bêta étaient quant à elles suffisantes pour le classer comme cancérigène pour l'humain (groupe 1). Les études épidémiologiques réalisées sur des cohortes de travailleurs exposés au tritium, leurs enfants et les résidents vivant à proximité d'installations nucléaires n'ont pas permis de statuer sur les risques cancérogènes découlant de l'exposition au tritium. Ceci est en partie dû aux difficultés à mesurer, de façon précise, l'exposition au tritium et d'isoler cette exposition par rapport aux autres sources d'exposition possiblement cancérogènes. Enfin, en dépit de ces éléments, des études en laboratoire ont pu démontrer que le tritium a une efficacité biologique, c'est-à-dire le potentiel de causer un impact négatif sur la santé, deux fois plus importante que les autres émetteurs de rayons bêta. L'efficacité biologique est définie comme le ratio entre les doses générées par le tritium et par le rayonnement gamma pour lesquelles un effet biologique de même intensité est observé, dans des conditions similaires.

Normes et recommandations

Plusieurs organismes québécois, canadiens et internationaux ont édicté des normes (valeurs réglementaires) ou des valeurs guides non réglementaires pour le tritium dans l'eau potable. Celles-ci varient entre 14,8 Bq/l (California Environmental Protection Agency [CalEPA]) et 10 000 Bq/l (Organisation mondiale de la Santé [OMS]). Le tableau suivant résume les valeurs répertoriées.

Sommaire des normes et des valeurs guides recommandées par différents organismes pour le tritium dans l'eau potable

	Normes			Valeurs guides			
	MDDELCC	**U.S. EPA***	**CUE**	**ODWAC**	**SC**	**CalEPA**	**OMS**
Année	2001	2000	2013	2009	2009	2006	2008
Activité (Bq/l)	7 000	740	100	20	7 000	14,8	10 000
Moyenne annuelle†	non	oui	non	oui	non	non	non

* La norme de la U.S. EPA s'applique à tous les états américains.

† Indique si la norme ou la recommandation doit être calculée sur une base annuelle.

MDDELCC : ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques; U.S. EPA : United States Environmental Protection Agency; CUE : Conseil de l'Union européenne; ODWAC : Ontario drinking water advisory council; SC : Santé Canada; CalEPA : California Environmental Protection Agency; OMS : Organisation mondiale de la Santé.

Approche utilisée par le Groupe de travail de l'INSPQ

L'approche linéaire sans seuil a été retenue pour caractériser le risque d'effet stochastique relié à la présence de tritium dans l'eau potable. Elle est ainsi harmonisée à celle utilisée pour l'évaluation du risque sanitaire associée à l'exposition à un contaminant cancérogène pour lequel il n'y aurait pas de seuil d'effet.

Principaux résultats

Pour une eau de consommation contenant 7 000 Bq/l, le risque évalué selon les 2 modèles dosimétriques utilisés, soit ceux de la U.S. EPA et de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), est respectivement de 831 et de 980 cas de cancer supplémentaires parmi 10^6 personnes exposées quotidiennement durant toute leur vie. Ce risque équivaut à environ 1 cas de cancer de plus pour 1 000 personnes exposées. Les risques unitaires, soit le nombre de cas de cancer supplémentaire associé à une exposition quotidienne vie entière à 1 Bq/l, sont respectivement de 1,2 et 1,4 parmi 10^7 personnes exposées, d'après les modèles de la CIPR et de la U.S. EPA respectivement.

Incertitudes relevées

Compte tenu des incertitudes associées à chacun de ces modèles, le Groupe de travail estime que les risques calculés à partir des deux modèles sont similaires. Le nombre de cas de cancer supplémentaires estimé est également similaire à ceux rapportés par différents auteurs, ce qui confère un certain degré de confiance à la présente caractérisation du risque. De plus, les incertitudes relevées n'auraient qu'une faible influence sur les niveaux de risques obtenus.

Recommandations

Les auteurs de cet avis recommandent, comme objectif de santé publique, que la concentration de tritium dans l'eau potable soit maintenue au niveau le plus bas qu'il soit possible d'atteindre. Cette recommandation est fondée sur le fait que :

1. les émetteurs de rayonnements ionisants et les émetteurs internes de particules bêta, incluant le tritium, sont classés cancérogènes pour l'homme par CIRC et par la U.S. EPA;
2. le modèle linéaire sans seuil est le plus utilisé par les organismes officiels de radioprotection et de santé afin d'estimer les risques stochastiques pour l'exposition aux radiations ionisantes;
3. la radiation ionisante du tritium aurait une efficacité biologique deux fois plus importante que les rayonnements gamma et que, selon plusieurs auteurs, cette différence d'efficacité biologique devrait être prise en compte lors des évaluations du risque spécifiques au tritium;
4. il n'y a pas de nouvelle donnée biologique sur la radiotoxicité du tritium qui pourrait influencer spécifiquement le calcul du risque pour ce radionucléide.

Acceptabilité et gestion du risque

Toutes les populations sont inévitablement exposées annuellement à un « bruit de fond » de radiations ionisantes. Dans le monde, cette dose attribuable au bruit de fond est en moyenne de 2,4 mSv/a, avec une étendue des valeurs qui s'échelonne entre 1 et 13 mSv/a selon les contextes géographiques. Au Canada, cette moyenne serait de 1,8 mSv/a et varierait entre 1,6 et 4,0 mSv/a selon les villes investiguées. Quant à la dose naturelle liée à l'ingestion d'eau potable et de nourriture, elle serait de 0,3 mSv/a, alors que celle liée seulement à l'ingestion d'eau potable se situerait à environ 0,01 mSv/a. Ce bruit de fond est considéré par Santé Canada dans l'établissement de la limite de dose de 0,1 mSv/a recommandée pour les isotopes radioactifs de l'eau potable.

Les auteurs de l'avis n'abordent pas les modalités relatives à l'acceptabilité sociale des risques, notamment en lien avec l'exposition au bruit de fond annuel de radiations ionisantes ni aux aspects de faisabilité économique et technique. Ces modalités relèvent des ministères du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) et de la Santé et des Services sociaux (MSSS). Ainsi, l'évaluation de risque et les recommandations présentées dans le cadre de cette publication constituent un outil de soutien à la gestion du risque destiné aux ministères concernés.

1 Mandat

Le MSSS a adressé, à l'automne 2009, au Groupe scientifique sur l'eau (GSE) de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), une demande d'évaluation de risque qui avait été initiée dans le contexte de la révision, par le MDDELCC, du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP).

Depuis 2001, le RQEP au Québec permet une concentration maximale de tritium dans l'eau potable de 7 000 Bq/l (Gouvernement du Québec, 2001). Cette valeur a été reconduite dans la version actuelle du Règlement (Gouvernement du Québec, 2014). Une mise en contexte détaillée de la demande est présentée à l'annexe 1. Un groupe de travail ad hoc sur le tritium, nommé Groupe de travail dans le document, a été mis sur pied par le GSE dans le but d'estimer le risque associé à différentes concentrations de tritium dans l'eau potable. La liste des membres ainsi que la démarche méthodologique du Groupe sont présentées à l'annexe 2. Par ailleurs, il est important de préciser que le présent avis n'aborde pas les modalités relatives à la gestion du risque liées à l'eau potable telles que la faisabilité économique et technique, et l'acceptabilité sociale des risques, lesquelles sont du ressort des ministères concernés, soit le MSSS et le MDDELCC.

2 Identification du contaminant

Le tritium est le plus lourd des trois isotopes de l'hydrogène. Le noyau de l'hydrogène est constitué d'un seul proton ($^{1}_{1}H$), celui du deutérium d'un proton et d'un neutron ($^{2}_{1}H$), et celui du tritium d'un proton et de deux neutrons ($^{3}_{1}H$) (CCSN, 2010a). Contrairement aux noyaux de l'hydrogène et du deutérium, qui sont stables, celui du tritium est instable. L'instabilité du tritium est induite par la configuration asymétrique des constituantes (neutrons et protons) de son noyau, laquelle engendre un déséquilibre des forces électriques et nucléaires fortes qui agissent sur celles-ci. Ce déséquilibre mène à un réarrangement du noyau, à la libération de matière et d'énergie et à la constitution d'un élément plus stable (Magill et Galy, 2005). On nomme ce processus désintégration radioactive : le noyau du tritium se désintègre en un noyau d'hélium en générant un électron énergétique et un antineutrino[a]. L'émission de cet électron engendre un rayonnement ionisant de type bêta moins (β^-) de très faible énergie (moyenne : 5,7 kiloélectronvolts [keV]; maximum : 18,6 keV)[b]. Le tritium possède une période radioactive (ou temps de demi-vie) de 12,35 ans (Cohen *et al.*, 2008)[c]. Le rayonnement ionisant de type bêta émis par le tritium est reconnu pour être entièrement absorbé par la première couche de cellule de l'épiderme humain. Par ailleurs, lorsque le tritium est ingéré, inhalé ou absorbé par la peau, ce dernier peut néanmoins présenter un risque à la santé en tant qu'émetteur interne (CCSN, 2008). Le tritium se présente sous les mêmes formes chimiques dans l'environnement que l'hydrogène, soit l'hydrogène gazeux tritié (HT), l'eau libre tritiée (HTO) et le tritium lié aux composés organiques (*Organically Bound Tritium* [OBT]) (CCSN, 2009a). Comme le tritium gazeux s'oxyde rapidement au contact de l'air (sur une période allant de quelques heures à quelques jours), la majeure partie du tritium dans l'environnement est retrouvée sous forme d'eau tritiée (CCSN, 2009b; CCSN, 2010b).

---

[a] Un antineutrino est une particule élémentaire du modèle standard de la physique des particules.

[b] 1 kiloélectronvolt (keV) = $1{,}6021 \times 10^{-16}$ joules.

[c] La période radioactive est définie comme le temps nécessaire pour que la moitié des atomes de tritium d'un groupe donné subisse un réarrangement nucléaire.

3 Sources d'exposition

Le tritium est naturellement produit dans la haute atmosphère sous l'effet de l'interaction constante entre des gaz atmosphériques (azote, oxygène et argon) et les rayons cosmiques hautement énergétiques (CCSN, 2008; CCSN, 2009b). Par ailleurs, le tritium de sources anthropiques constitue la majeure partie du tritium environnemental (CCSN, 2009b). Il peut être issu de retombées de bombardements et d'essais nucléaires, de réacteurs nucléaires, d'usines de traitement du combustible, ou encore d'installations de production d'eau lourde (CCSN, 2009b). Des rejets de tritium peuvent également survenir lors de sa production ou de son utilisation à des fins industrielles (production de sources lumineuses au tritium gazeux ou à des fins de diagnostics médicaux) ou de recherches (recherche nucléaire ou traceur en exploration pétrolière et gazière) (CCSN, 2008; CCSN, 2009b).

Au Canada, l'exploitation de réacteurs nucléaires de type CANDU (Canada Deutérium-Uranium), tel que celui jadis en exploitation à la centrale Gentilly-2 au Québec, fait appel à un fluide modérateur et à un caloporteur constitué d'eau lourde (deutérium) susceptible de rejeter des quantités significatives de tritium dans l'environnement[d] (CCSN, 2008). Au Québec, la seule source de rejet de tritium dans l'environnement reconnue par les autorités est la centrale Gentilly-2 (CCSN, 2009a). Même si la centrale a cessé ses opérations en lien avec la production d'électricité depuis décembre 2012, Hydro-Québec poursuivra son programme de surveillance environnemental du tritium, notamment afin de s'assurer du bon déroulement de la mise en dormance et de l'éventuel démantèlement du réacteur (Hydro-Québec, 2013).

3.1 Eau

Le Groupe de travail a constaté qu'il n'y a, à l'heure actuelle, aucun programme de surveillance des concentrations en tritium (HTO et OBT) dans les eaux environnementales, autre que le programme de suivi que doivent obligatoirement effectuer les titulaires de permis de la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN). C'est pourquoi peu de données d'activité volumique de tritium sont actuellement disponibles; seules quelques séries de mesures effectuées à proximité de centrales nucléaires en activité ont été publiées. Par extension, la variabilité spatio-temporelle du tritium dans les eaux au Québec et au Canada demeure peu caractérisée.

3.1.1 Eau de surface

Les concentrations moyennes de tritium dans les eaux de surface canadiennes se situaient entre 5 et 12 Becquerels[e] (Bq)/l entre 1981 et 1984 (Santé Canada, 2009). Dans le lac Ontario, les concentrations moyennes mesurées entre 1991 et 1993, à proximité des réacteurs nucléaires ontariens, variaient entre 9 et 11 Bq/l (Santé Canada, 2009). Dans le fleuve Saint-Laurent, les concentrations moyennes en tritium, en amont de la Centrale Gentilly-2, variaient généralement entre 2 et 8 Bq/l, tandis qu'en aval (transept Saint-Pierre-les-Becquets/Lévis), les concentrations moyennes avec écart-type variaient entre 4,9 ± 1,7 Bq/l et 17,1 ± 15 Bq/l (Portneuf et Saint-Pierre-les-Becquets, respectivement) (Leblanc, 1996). La concentration maximale rapportée dans cette dernière étude était de 75 Bq/l (quai de Saint-Pierre-les-Becquets, situé à 18 km en aval de Gentilly-2). Une seconde étude, portant sur la teneur en radionucléides des eaux en aval de la centrale Gentilly-2, estimée à partir de tissus de moules (considérés à l'équilibre avec la

[d] L'eau lourde est constituée d'oxygène et de deutérium (CCSN, 2008). Dans les réacteurs de type CANDU, l'eau lourde est utilisée, entre autres, pour ralentir les neutrons nécessaires à la fission de l'uranium. Lorsqu'un atome de deutérium est atteint par un neutron, du tritium peut être produit sous forme d'eau tritiée (CCSN, 2009b).

[e] Un becquerel correspond à une désintégration d'un atome radioactif par seconde.

concentration de tritium dans l'eau), a permis de dériver des concentrations de tritium variant entre le bruit de fond naturel et 3 928 Bq/l à une station d'échantillonnage située à 421 m du point de rejet (Latouche, 2008). D'autre part, les travaux de surveillance, effectués en 2012 par Hydro-Québec, ont montré que les concentrations mensuelles moyennes en tritium présent dans les eaux de ruissellement sur le site même de la centrale de Gentilly-2 variaient entre 102 Bq/l (octobre) et 3 225 Bq/l (avril)[f] (Hydro-Québec, 2013).

3.1.2 EAU SOUTERRAINE

Le lessivage des émissions atmosphériques et, dans une moindre mesure, l'activité industrielle passée et actuelle (tributaires des opérations courantes et de défaillances techniques ponctuelles) peuvent mener à la contamination des eaux souterraines (CCSN, 2011). Par exemple, en 2012, les concentrations mensuelles moyennes de tritium dans les eaux d'infiltration s'écoulant sous le site de la station Gentilly-2 étaient de l'ordre du millier de Bq/l (valeur maximale de 2 466 Bq/l mesurée en avril) (Hydro-Québec, 2013). Les concentrations annuelles moyennes de tritium présent dans les eaux d'infiltration prélevées sur le site de la station de Gentilly-2 seraient par ailleurs relativement stables depuis les dernières années (Hydro-Québec, 2013).

Au niveau de la nappe phréatique s'épanchant sous le site, la concentration mensuelle moyenne maximale mesurée en 2012 était de 1 371 Bq/l (Hydro-Québec, 2013). Hydro-Québec rapporte également que les concentrations annuelles moyennes, mesurées entre 2008 et 2012, étaient généralement inférieures à 1 200 Bq/l (concentration maximale de 1 250 Bq/l rapportée en 2012) (Hydro-Québec, 2013). Aussi, dans l'ensemble, l'eau issue de la nappe phréatique prélevée entre 2008 et 2012 aux stations d'échantillonnage situées hors du site de Gentilly-2 présentait une concentration annuelle moyenne en tritium inférieure aux limites de détection (6 Bq/l; Hydro-Québec, 2013).

Ailleurs au Canada, des concentrations élevées de tritium, nettement au-dessus du niveau de bruit de fond, ont été décelées dans les eaux souterraines présentes sous les sites hébergeant des installations industrielles, de même qu'à l'extérieur de celles-ci (CCSN, 2011). Par exemple, à Pembroke (Ontario), la concentration maximale retrouvée dans un puits privé situé à 475 m d'une installation industrielle utilisant du tritium gazeux était de 1 875 Bq/l (CCSN, 2009b). Selon la CCSN, la contamination des eaux souterraines par le tritium aurait généralement augmenté au cours des dernières années au pays, et ce, en dépit des mesures de contrôle des rejets et de contrôle des défaillances (CCSN, 2011).

3.1.3 EAU POTABLE

Au Québec, peu de données sont actuellement disponibles concernant les teneurs en tritium dans l'eau potable, notamment en raison de l'absence de programmes de surveillance environnementale autres que ceux qui étaient liés aux activités de la centrale Gentilly -2. Lors des programmes de surveillance de l'environnement effectués par Hydro-Québec en 2009 et 2010, tous les échantillons d'eau potable, prélevés mensuellement dans des réseaux municipaux alimentés à partir de l'eau du fleuve, situés à proximité de Gentilly-2 (Champlain, Gentilly et Trois-Rivières) et à une station témoin (Drummondville), présentaient des concentrations en tritium sous le seuil de détection (18 Bq/l avant février 2010, 4-6 Bq/l depuis février 2010) (Hydro-Québec, 2010; Hydro-Québec, 2011). Des concentrations inférieures à 6 Bq/l ont également été enregistrées par la société d'État pour l'exercice effectué en 2012 (Hydro-Québec, 2013).

---

[f] Les concentrations moyennes minimales et maximales ont toutes deux été observées au même point d'échantillonnage situé près de l'aire de stockage à sec du combustible irradié. Hydro-Québec (2013) attribue la valeur plus élevée mesurée au mois d'avril à la fonte des neiges.

En 2012, le MDDELCC a mis en place un projet de suivi du tritium dans le cadre du Programme de surveillance de la qualité de l'eau potable. Des échantillons d'eau brute ont été prélevés à plusieurs stations de prélèvements d'eau potable de la région de Québec, du Centre-du-Québec, de Montréal et de l'Outaouais. Ces stations de prélèvement étaient potentiellement sous l'influence de sources en provenance de la centrale Gentilly-2, des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais. Les résultats des analyses effectuées ont montré que près de 88 % des 104 échantillons prélevés présentaient des concentrations en tritium sous la limite de détection (3 Bq/l), et une concentration maximale atteignant 7 Bq/l (Bolduc, A., MDDELCC, communication personnelle).

Ailleurs au Canada, à Ottawa, les concentrations en tritium mesurées en 2009 aux stations de traitement de Britannia et de l'Île Lemieux (en aval de la centrale Chalk River) se situaient entre la limite de détection, soit <5 Bq/l et 16,6 Bq/l, avec des concentrations moyennes atteignant 7,0 et 6,6 Bq/l, respectivement (Weir, 2009). Pour l'ensemble du Canada, la CCSN rapporte que les concentrations de tritium dans les sources municipales d'eau potable exploitées autour des installations nucléaires varient généralement entre 7 Bq/l et 18 Bq/l[9] (CCSN, 2009b).

3.2 Air

Les concentrations en tritium dans l'air au Canada sont généralement faibles, mais peuvent être plus élevées à proximité de sources industrielles. À Ottawa, en 2006, le niveau en tritium dans l'air variait entre 0,01 et 0,08 Becquerel par mètre cube (Bq/m^3), ce qui est représentatif du bruit de fond en Ontario (CCSN, 2009b). Par ailleurs, l'activité mensuelle moyenne en tritium atmosphérique évaluée pour les huit points d'échantillonnage situés sur le site de la centrale Gentilly-2 variait entre 0,78 Bq/m^3 (juillet 2012) et 163 Bq/m^3 (août 2012) (Hydro-Québec, 2013). En comparaison, l'activité mensuelle moyenne en tritium, évaluée pour l'année 2012, a varié entre 0,22 Bq/m^3 (janvier) et 3,25 Bq/m^3 (juin) aux stations de contrôle radiologique localisées dans une zone comprise dans un rayon approximatif de trois kilomètres (Hydro-Québec, 2013). Pour les stations de prélèvement localisées dans la zone de rayon supérieure à trois kilomètres, les activités en tritium relevées variaient entre 0,04 Bq/m^3 (en mars 2012) et 2,65 Bq/m^3 (en mai 2012) (Hydro-Québec, 2013).

Les concentrations atmosphériques annuelles moyennes évaluées pour les dernières années d'exploitation de la centrale de Gentilly-2 (2008-2012) seraient demeurées relativement stables dans le temps. Ainsi, la moyenne évaluée pour les huit stations localisées sur le site de la centrale atteignait 21,30 Bq/m^3, alors que celle calculée pour les sept stations de contrôle radiologique localisées à l'extérieur du site atteignait 1,17 Bq/m^3.

3.3 Alimentation

Dans les aliments, le tritium se présente sous deux formes : lié aux molécules d'eau (HTO) et lié aux molécules organiques (OBT). Dans ce second cas, le tritium est associé aux atomes d'oxygène, d'azote ou de soufre (OBT échangeable), ou aux atomes de carbone (OBT non échangeable) (ATSDR, 2002). Généralement, l'activité en eau libre tritiée (exprimée par litre d'eau contenue dans l'aliment) dans les aliments cultivés ou produits loin des sources de contamination varie entre 1 et 5 Bq/l (CalEPA, 2006; CCSN, 2009b; CCSN, 2010c). Tout comme dans l'eau et dans l'air, l'activité en tritium dans les aliments tend à décroitre lorsqu'on s'éloigne de la source de contamination (CCSN, 2010c).

[9] Soit la valeur de la limite de détection en 2009 pour l'analyse des échantillons autour de la centrale de Gentilly-2.

À cet effet, en 2012, l'HTO présent dans des produits maraîchers prélevés à quelques kilomètres de la centrale Gentilly-2 se situait sous la limite de détection (5 Becquerels par kilogramme [Bq/kg]) (Hydro-Québec, 2013). D'autre part, 2 des 48 échantillons composites de lait de vache ont présenté une activité légèrement supérieure à la limite de détection de 20 Bq/l. Ces mesures atteignaient 21 ± 13 Bq/l et 20 ± 15 Bq/l pour les mois d'avril et novembre 2012 respectivement (Hydro-Québec, 2013). Les analyses du tritium dans l'eau d'érable récoltée en date du 2 avril 2012 ont permis de mesurer de faibles concentrations de tritium, soit 12 ± 4 Bq/l.

À Pembroke (Ontario), l'activité de l'HTO des les fruits et légumes cultivés à moins de 400 m d'une installation industrielle utilisant du tritium gazeux variait entre 1 087 et 7 000 Bq/l en 2005, et entre 76 à 326 Bq/l après la fermeture temporaire de cette industrie en 2007 (CCSN, 2010c). Dans ces échantillons, la proportion moyenne de tritium lié à l'OBT par rapport à l'HTO était de 2,8 ± 2,7, mais certaines pommes échantillonnées avaient des proportions OBT/HTO plus élevées (de 13 à 26) (CCSN, 2010c).

3.4 Doses efficaces estimées à proximité des installations nucléaires

La population générale est exposée au tritium principalement par l'ingestion d'eau potable ou d'aliments et, dans une moindre mesure, par l'inhalation de vapeur d'eau tritiée ou de tritium gazeux, ou par contact cutané avec de l'eau tritiée (ATSDR, 2003; CalEPA, 2006; CCSN, 2009b).

Au Canada en 2006, les doses[h] engendrées par des expositions au tritium chez la population vivant à proximité d'installations nucléaires, nommée groupe critique, variaient entre 0,45 et 2,36 microsieverts par année (µSv/a) (CCSN, 2009a).

Au Québec, le groupe critique identifié par Hydro-Québec à la centrale Gentilly-2 aurait reçu des doses annuelles globales, considérant tous les radionucléides, de 1,18 , 0,96 et 1,5 µSv en 2009, 2010 et 2011 respectivement (Hydro-Québec, 2010; Hydro-Québec, 2011; Hydro-Québec, 2012). En 2012, la dose radiologique annuelle délivrée aux membres du groupe critique, calculée selon la nouvelle méthode d'estimation, a été évaluée à 5 µSv. Bien que cette estimation soit légèrement plus élevée que celle des années précédentes, elle demeure bien en dessous de la limite de dose admise (soit 200 fois inférieure; Hydro-Québec, 2013). En effet, la limite de dose radiologique planifiée pour les groupes critiques est établie, en vertu du règlement canadien sur la radioprotection, à 1 mSv/a ou 1 000 µSv/a pour l'ensemble des radionucléides (Gouvernement du Canada, 2012). L'estimation de dose correspond donc à moins de 1 % de cette limite de dose radiologique. Une proportion importante des doses rapportées par Hydro-Québec en lien avec les opérations de la centrale Gentilly-2 serait par ailleurs largement attribuable aux rejets atmosphériques de tritium (Hydro-Québec, 2010; Hydro-Québec, 2011; Hydro-Québec, 2012; Hydro-Québec, 2013).

[h] Référer à la section 4.2 pour une définition du concept de dose.

4 Métabolisme et toxicocinétique

4.1 Modèle biocinétique du tritium

La CIPR[i] a développé un modèle biocinétique pour décrire l'absorption, la distribution, le métabolisme et l'élimination de l'eau libre tritiée et du tritium lié à la matière organique, lorsque l'une ou l'autre de ces deux formes est ingérée. Ce modèle permet de calculer le nombre total de désintégrations qui se produira dans chaque organe ou tissu à la suite d'une incorporation de tritium (CIPR, 1991; Harrison et Day, 2008). Les principaux aspects de ce modèle, admis et utilisé par les instances de radioprotection internationales et nationales, sont résumés ci-dessous.

Le tritium ingéré sous forme d'HTO ou sous forme d'OBT est absorbé complètement et instantanément dans le sang. Il est ensuite distribué uniformément dans l'eau intra et extra cellulaire des tissus de l'organisme (CIPR, 1990). L'eau libre tritiée ainsi absorbée et distribuée demeure majoritairement sous la forme HTO, soit dans une proportion de 97 %, avec une demi-vie biologique de 10 jours, alors que la fraction complémentaire, soit 3 %, est incorporée aux molécules organiques présentes dans les tissus pour former de l'OBT non échangeable, dont la demi-vie biologique est de 40 jours (CIPR, 2001). De son côté, la quantité de tritium ingéré et absorbé sous forme d'OBT est transformée à 50 % en HTO, tandis que l'autre moitié demeure sous forme d'OBT (CIPR, 1990; CIPR, 2001). Les demi-vies biologiques de l'HTO et de l'OBT sont plus courtes chez les enfants et les adolescents; par exemple, leurs temps de demi-vie sont respectivement de 3 et 8 jours chez les nourrissons de 3 mois (CIPR, 1990). Chez la femme enceinte, l'HTO est distribué rapidement dans l'organisme et se mélange avec les liquides cellulaires et extra cellulaires de la mère et du fœtus. Il traverse aisément la barrière placentaire de façon bidirectionnelle (CIPR, 2001). Ainsi, la CIPR recommande que le modèle biocinétique du tritium chez l'adulte soit aussi appliqué au fœtus (CIPR, 2001). Toujours selon le modèle de la CIPR, les composés tritiés sont excrétés dans une proportion de 47 % dans les urines, de 3 % dans les selles et de 50 % dans les autres compartiments (ex. : sueur et air exhalé) (CCSN, 2010a). Par contre, dans le but de simplifier les calculs de doses, la CIPR pose l'hypothèse que le tritium est seulement excrété dans l'urine à une concentration similaire à celle de l'eau de l'organisme (CIPR, 1993).

Compte tenu des prescriptions présentées dans le règlement québécois sur la qualité de l'eau potable (Gouvernement du Québec, 2014) à l'effet que « Les eaux mises à la disposition de l'utilisateur doivent préalablement avoir subi un traitement de filtration et de désinfection… », le groupe de travail considère que la charge de matière organique pouvant se retrouver dans les eaux destinées à la consommation humaine demeure somme toute négligeable, à l'instar du tritium y étant associé. Par conséquent, seule la forme HTO absorbée dans l'organisme humain sera abordée dans la suite du présent document.

4.2 Modèle dosimétrique du tritium

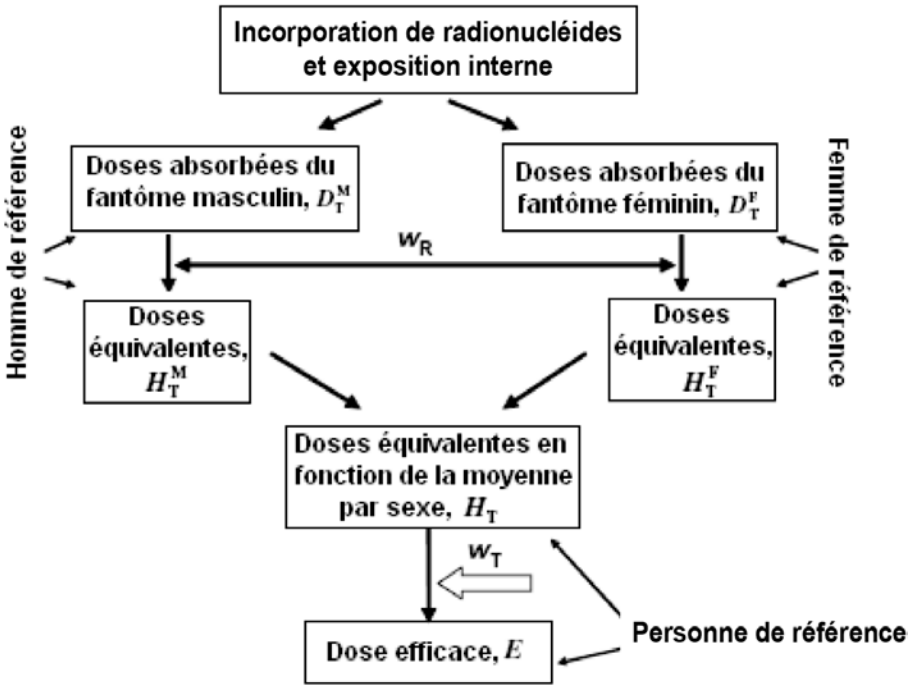
La CIPR a également développé un modèle dosimétrique (figure 1) afin d'estimer la *dose absorbée,* c'est-à-dire la quantité moyenne d'énergie déposée dans chaque organe ou tissu. La dose absorbée s'évalue en gray (Gy); l'unité d'énergie massique adoptée par le système international correspondant à un apport d'énergie équivalent à un (1) Joule/kg de matière. Cette quantité d'énergie est fonction

[i] La CIPR (www.icrp.org/) est une organisation indépendante reconnue à l'échelle mondiale en matière de rayonnements ionisants. Il s'agit de l'organisation de référence en radioprotection. Le travail poursuivi par cette organisation est d'aider à prévenir les cancers et les autres maladies associées à l'exposition aux rayonnements ionisants et à protéger l'environnement.

du nombre de désintégrations statistiquement engendrées par la décroissance radioactive d'un radionucléide donné, tel le tritium (Harrison et Day, 2008).

Ensuite, le modèle permet d'estimer la *dose absorbée engagée* (D_T) en intégrant le débit de *dose absorbée* instantané reçu par l'organe ou le tissu cible sur une période de 50 ans pour les adultes, et de 70 ans pour les enfants (CIPR, 2009). Cette D_T est ensuite ajustée par un facteur de pondération radiologique (W_R), caractéristique du type de rayonnement et de son énergie, résultant en une *dose équivalente engagée* (H_T), à l'organe ou au tissu, exprimée en Sievert (Sv) (CIPR, 2009). Cette *dose équivalente engagée* est par la suite corrigée par un facteur de pondération tissulaire (W_T), qui tient compte de la radiosensibilité relative de l'organe ou du tissu exposé (CIPR, 2009). Ce facteur représente la contribution relative du tissu ou de l'organe concerné au détriment total[j] qui résulterait de l'irradiation uniforme de tout le corps ($\sum W_T = 1$). La somme de toutes les *doses équivalentes engagées* pondérée pour chaque tissu ou organe irradié est appelée *dose efficace engagée* (E); également exprimées en Sv (CIPR, 2009).

Figure 1 Modèle dosimétrique adapté de la CIPR (2009)



[j] Le détriment est un concept employé en radioprotection pour définir les effets stochastiques engendrés par les rayonnements ionisants (voir section 5.1.2). La CIPR (2009) le décrit de la façon suivante : « Préjudice total à la santé subi par un groupe exposé, ainsi que par ses descendants, à la suite de l'exposition du groupe à une source de rayonnement. Le détriment est un concept multidimensionnel. Ses principales composantes sont les grandeurs stochastiques suivantes : probabilité d'un cancer mortel attribuable aux rayonnements, probabilité pondérée d'un cancer non mortel attribuable aux rayonnements, probabilité pondérée d'effets héréditaires graves et durée de vie perdue, si le préjudice a lieu ».

4.2.1 UTILISATION DU FACTEUR DE PONDÉRATION RADIOLOGIQUE (W_R), DU FACTEUR D'EFFICACITÉ BIOLOGIQUE RELATIVE (EBR) ET DU FACTEUR D'EFFICACITÉ DES RADIATIONS (FER)

Le facteur de pondération radiologique (W_R) et les valeurs d'efficacité biologique relative (EBR) sont parfois considérés comme semblables, mais représentent des concepts différents.

Techniquement, les valeurs d'EBR proviennent d'études expérimentales. Elles sont définies comme le ratio entre les doses absorbées, issues de deux types de rayonnement (dont un rayonnement de référence, habituellement le rayon X ou gamma), susceptibles d'engendrer un effet biologique de même intensité dans des conditions similaires (CIPR, 2009; Harrison, 2009). Comparativement aux rayons X, les valeurs d'EBR observées *in vivo* et *in vitro* pour le tritium varient entre 0,7 et 3,2 (intervalles de confiance à 95 %) et la moyenne est d'environ 1,4. Comparativement aux rayons gamma, les valeurs de l'intervalle de confiance 95 % varient entre 1,0 et 5,0, et la moyenne est d'environ 2,3 (CCSN, 2010a; Dobson, 1978; Fairlie, 2007; Harrison, 2009; Little et Lambert, 2008; Straume et Carsten, 1993). Dans un but de simplification, certains organismes et auteurs recommandent l'utilisation d'une valeur EBR unique de 2 pour le tritium (AGIR, 2007; European commission, 2007; Harrison, 2009; IRSN, 2009).

Le facteur de W_R est une valeur estimée pour un type de rayonnement donné, et entre comme variable dans le modèle dosimétrique de la CIPR. Ce facteur W_R est fixé par jugement d'experts et son estimation repose sur l'évaluation préalable des valeurs EBR associées au type de rayonnement ciblé (CIPR, 2009; Harrison, 2009). La valeur uniformisée recommandée du W_R pour tous les émetteurs d'électron à faible énergie de transfert linéique (*low-linear energy transfert* ou Low-LET), incluant le tritium, est de 1 (CIPR, 2009).

Il existe une certaine confusion dans la littérature entre l'utilisation des valeurs EBR comme valeurs expérimentales provenant d'études, et leur utilisation comme « facteur » dans les modèles dosimétriques en remplacement du facteur W_R. Pour pallier cette confusion, un nouveau concept de facteur d'efficacité de radiation (*Radiation Effectiveness Factor* : FER) a été introduit par Kocher *et al*. (2005) pour décrire l'efficacité biologique des différents types de radiation en tenant compte des incertitudes entourant les valeurs expérimentales EBR. Ce facteur est utilisé dans les modèles dosimétriques aux États-Unis par le National Institute for Occupational Safety and Health et le U.S. Department of Labour lors d'évaluation de demandes d'indemnisation pour les cancers radiogéniques chez les travailleurs des centrales du département de l'énergie américain (Kocher *et al.*, 2005; Kocher *et al*., 2008; Land *et al.*, 2003; U.S. HHS, 2002). Le FER représente davantage l'ensemble des valeurs EBR évaluées pour un radionucléide donné. Selon les calculs de Kocher *et al.* (2005) et de Kocher et Hoffman (2011), le FER du tritium a une moyenne de 2,6 avec un intervalle de confiance à 95 % entre 1,2 et 5,0.

L'application de ces concepts est aussi différente. Par souci de simplification et d'uniformisation, le calcul des doses équivalentes engagées nécessite l'utilisation du W_R lors de l'application des mesures de protection en radiologie (limites, évaluations et contrôles des doses) (CIPR, 2009; Harrison et Streffer, 2007). Toutefois, lors d'évaluation du risque propre à un contaminant, d'évaluation rétrospective des doses individuelles ou d'études épidémiologiques, l'application de valeurs EBR (ou FER) aux doses absorbées est recommandée pour le calcul des doses équivalentes engagées (CCSN, 2010a; CIPR, 2009; Dobson, 1978; European commission, 2007; Fairlie, 2007; Harrison et Streffer, 2007; Kocher et Hoffman, 2011). Ainsi, le W_R est une variable utilisée dans des contextes ayant trait à l'élaboration et à l'application de règlements en matière de radioprotection, lesquels impliquent l'exposition à l'ensemble des radionucléides concernés, tandis que l'EBR (ou le FER) est une variable utilisée dans des contextes d'évaluation de risque propre à un contaminant radiologique donné.

4.3 Facteurs de conversion de dose

Afin de faciliter les calculs de doses efficaces engagées jusqu'à 70 ans, la CIPR a développé, à partir de ses modèles biocinétique et dosimétrique, des facteurs de conversion de dose efficace engagée (FCD; exprimés en Sievert par becquerel [Sv/Bq]). Ces facteurs sont spécifiques à l'ingestion de 1 Bq d'HTO pour 6 classes d'âge (CIPR, 1991; CIPR, 1993; CIPR, 1996). Des facteurs de conversion de dose spécifiques aux embryons et aux fœtus, représentatifs des expositions *in utero* au tritium, ont également été déterminés, mais ne sont pas présentés ici (CIPR, 2001). Tous les facteurs de conversion de dose présentés par la CIPR supposent un W_R de 1 pour le tritium (tableau 1).

Tableau 1 Facteurs de conversion de dose efficace engagée pour l'ingestion unique d'un becquerel d'eau tritiée

Âge de l'ingestion	3 mois	1 an	5 ans	10 ans	15 ans	Adulte
FCD (Sv/Bq)*	$6,4 \times 10^{-11}$	$4,8 \times 10^{-11}$	$3,1 \times 10^{-11}$	$2,3 \times 10^{-11}$	$1,8 \times 10^{-11}$	$1,8 \times 10^{-11}$

* Tirée de (CIPR, 1996). FCD : facteur de conversion de dose efficace engagée.

5 Effet sur la santé

5.1 Effet du rayonnement ionisant

Les radiations émises par les radionucléides comme le tritium sont dites ionisantes, car elles possèdent suffisamment d'énergie pour interagir avec les électrons des atomes constituant les molécules des tissus humains sensibles (Gauvin, 2012). Cette ionisation peut engendrer deux types d'effets, soit les effets déterministes et les effets stochastiques (CIPR, 2009). Ces effets, généralement évalués pour un radionucléide donné sur un tissu donné de l'organisme, sont principalement fonction de la dose reçue. La dose est quant à elle tributaire de l'énergie émise par le rayonnement concerné (voir section 4.2), ainsi que de la demi-vie efficace du radionucléide impliqué. Cette dernière variable est dépendante de la demi-vie biologique du radionucléide dans le tissu et de sa demi-vie radioactive (Cember et Johnson, 2009).

5.1.1 Effets déterministes

Les effets déterministes, pouvant être observés à partir d'un seuil de dose, s'intensifient avec la dose reçue (Bard *et al*., 2003). Ils apparaissent généralement à court terme après l'exposition et incluent des dommages cellulaires pouvant engendrer, entre autres, des réactions de type inflammatoire, de la nausée, de la diarrhée, de la perte de cheveux, de l'hémorragie, des dommages au système reproducteur, au système nerveux, au fœtus et, ultimement, la mort (CCSN, 2010a; CIPR, 2009). Les effets déterministes ne sont habituellement pas observés dans les situations d'exposition environnementales chroniques comportant de faibles doses. Ils peuvent toutefois survenir lors d'incidents impliquant des installations nucléaires, lors de radiothérapies médicales ou de certaines expositions professionnelles accidentelles (Bard *et al.*, 2003).

5.1.2 Effets stochastiques

Les effets stochastiques regroupent les cancers et les effets héréditaires : leur probabilité de survenir augmente avec la dose. De façon usuelle, ces effets se mesurent au sein d'une population exposée à différents niveaux de radiation (CIPR, 2009; Mobbs *et al*., 2009). Les meilleures données sur les effets stochastiques associés à l'exposition aux rayonnements ionisants proviennent des études de suivi des survivants japonais aux bombardements atomiques d'Hiroshima et de Nagasaki de 1945, mieux connues sous le nom de *Life Span Study* (LSS) (NRC, 2006; UNSCEAR, 2008). Ces cohortes ont été investiguées au regard des doses externes aiguës de radiation gamma reçues[k]. Des cas statistiquement significatifs de cancers solides et de leucémies en excès ont été rapportés pour des doses reçues allant de 100 mSv à 3 Sv (Mobbs *et al.*, 2010).

Parmi les sièges de cancer associés à l'exposition aux radiations ionisantes, les plus probants sont la leucémie et les tumeurs associées aux poumons, aux seins, à la glande thyroïde, aux os, aux organes digestifs et à la peau (Santé Canada, 2009). La période de latence précédant l'apparition de tels cancers varie entre deux ans (leucémie) et plusieurs dizaines d'années (CIPR, 1991; Metz-Flamant *et al.*, 2012). De plus, malgré le fait qu'il n'existe aucune preuve directe que les rayonnements ionisants induisent des maladies héréditaires chez les humains, les preuves chez l'animal sont néanmoins considérées comme convaincantes (anomalies congénitales, microdélétions, maladies autosomiques dominantes, maladies chroniques) (CIPR, 2009; UNSCEAR, 2011).

---

[k] Environ, 1 à 2 % de la dose totale reçue par les survivants serait due à l'exposition à des neutrons et le reste à des rayons gamma. Aussi, même en employant un EBR de 10 pour les neutrons, la dose totale est en grande majorité attribuable aux rayons gamma (UNSCEAR, 2008).

5.2 Effet spécifique du tritium

5.2.1 Effet chez l'humain

Le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC) et l'Agence américaine de protection environnementale (United States Environmental Protection Agency : U.S. EPA) considèrent tous les radionucléides émetteurs internes de particules de type bêta, incluant le tritium, comme des agents cancérogènes pour l'humain (groupe 1 du CIRC et groupe A de la U.S. EPA) (CIRC, 2012; U.S. EPA, 2000a). Pour son évaluation, le CIRC a jugé que les preuves quant à la cancérogénicité du tritium chez l'humain étaient insuffisantes, mais que les données concernant la cancérogénicité du tritium chez l'animal, ainsi que celles sur le mécanisme d'action des émetteurs de particules bêta, étaient quant à elles suffisantes (CIRC, 2012).

Les études épidémiologiques réalisées sur des cohortes de travailleurs exposés au tritium, leurs enfants et les résidents vivant à proximité d'installations nucléaires n'ont pas permis de statuer sur les risques cancérogènes découlant de l'exposition au tritium. Ceci est en partie dû aux difficultés à mesurer de façon précise l'exposition au tritium et d'isoler cette exposition par rapport aux autres sources d'expositions possiblement cancérogènes (CCSN, 2010a).

D'une part, certaines études épidémiologiques effectuées chez des cohortes de travailleurs de l'industrie du nucléaire Britannique, Américaine et Canadienne ont observé des associations positives significatives à certains sites géographiques, entre l'incidence ou la mortalité par cancer et la présence de tritium dans le milieu de travail. Cependant, de tels effets n'ont pas été observés dans la majorité des études épidémiologiques réalisées en milieux professionnels (CCSN, 2010a).

D'autre part, depuis plusieurs années, de nombreuses études se sont attardées sur les risques d'incidence de leucémie infantile chez les enfants résidant à proximité des centrales nucléaires, dont certaines libérant du tritium. Certaines de ces études ont observé une association positive entre le risque d'incidence de leucémie infantile et la proximité de certaines centrales nucléaires (Baker et Hoel, 2007; Kaatsch *et al.*, 2008). Les facteurs impliqués pourraient cependant être d'une autre nature que l'exposition au rayonnement ionisant ou au tritium (Baker et Hoel, 2007; COMARE, 2011; European commission, 2009; IRSN, 2008; Kaatsch *et al.*, 2008; Laurier *et al.*, 2008; Spix *et al.*, 2008). De plus, la majorité des revues critiques et méta-analyses portant sur ce sujet ont conclu à l'absence d'association claire entre l'exposition au rayonnement provenant de centrales nucléaires et les risques de leucémie infantile (CCSN, 2010a; COMARE, 2006; COMARE, 2011; European commission, 2009; Laurier *et al*., 2008). Toutes ces études comportent en effet de nombreuses limites méthodologiques (protocoles limités, expositions aux rayonnements ou aux radionucléides peu évaluées, etc.) qui réduisent la portée de leurs résultats. Finalement, l'étiologie de la leucémie infantile et les facteurs de risques potentiels associés sont encore peu connus (facteurs environnementaux ou infectieux, habitudes de vie) (Baker et Hoel, 2007; European commission, 2009; IRSN, 2008; Laurier *et al.*, 2008; Wing *et al*., 2011), ce qui rend difficile la prise en compte de facteurs de confusion potentiels. Toutefois, le sujet s'avère suffisamment préoccupant pour que de nouvelles études soient entreprises afin d'évaluer de façon scientifique les risques de cancer chez les populations demeurant à proximité des centrales nucléaires, ou chez les travailleurs et leur progéniture (CCSN, 2011; NAS, 2010; Wing *et al.*, 2011).

Récemment, la CCSN a réalisé une étude épidémiologique portant sur l'incidence de différents types de cancers dans des populations ontariennes établies à proximité de trois centrales nucléaires. Les résultats de cette étude n'ont toutefois pas permis d'identifier la présence d'agrégats de cas de leucémie infantile dans la population concernée; l'incidence de tous les types de cancers investigués

dans le cadre de cette étude se situant dans la plage d'occurrence propre à la population ontarienne, et ce, pour tous les groupes d'âge considérés. Selon les auteurs de cette étude, les réacteurs de ces centrales constitueraient une très faible source d'exposition aux rayonnements ionisants et ne pourraient constituer une explication plausible à la survenue des cas de cancer répertoriés dans la population établie à proximité de ceux-ci (Lane *et al*., 2013).

À noter que deux études canadiennes, publiées tout récemment, ont intégré des estimations de doses d'exposition au tritium. L'une, réalisée auprès de la population générale résidant auprès du réacteur de Pickering (Wanigaratne *et al*., 2013), a pris en compte l'exposition au tritium atmosphérique à l'aide d'un modèle géospatial permettant d'estimer, pour chacun des individus, leur exposition potentielle au tritium provenant des émissions de la centrale pendant les 20 années de l'étude. L'autre concernait les travailleurs de l'industrie nucléaire au Canada de 1956 à 1994 et estimait l'exposition au tritium via des mesures urinaires (Zablotska *et al*., 2014). Les deux études ne rapportent pas d'augmentation de risque de cancer avec les doses de tritium, mais les auteurs des deux études reconnaissent les limites dans l'estimation de la mesure de l'exposition au tritium.

5.2.2 EFFET CHEZ L'ANIMAL

Les études réalisées sur des rats ou des souris ont montré que le tritium peut induire divers effets néfastes sur les animaux ou leur progéniture : tératogènes (aberration chromosomique, apoptose cellulaire ou diminution du poids de certains tissus); reproductifs (réduction du nombre d'ovocytes, de spermatocytes, de la taille de la portée, du poids testiculaire, variation des niveaux hormonaux); induction de cancers (leucémie, ostéosarcome, cancer du poumon, du foie, des glandes mammaires et de la peau) (Balonov *et al*., 1993; CalEPA, 2006; CCSN, 2010a; Dobson, 1978; Wang *et al*., 1999). Toutefois, ces atteintes sont généralement observées à des doses d'expositions relativement importantes (> 1 kBq/g poids corporel) (CCSN, 2010a).

6 Normes et recommandations existantes

Cette section décrit les normes (valeurs réglementaires) et les valeurs guides non réglementaires, soit des concentrations de référence ou des propositions de norme, que recommandent différents organismes québécois, canadiens et internationaux pour le tritium dans l'eau potable. Les éléments justificatifs se rapportant aux valeurs fixées par ces organismes sont décrits dans la présente section.

6.1 Norme québécoise (MDDELCC)

Depuis 2001, la norme québécoise de tritium dans l'eau potable, présentée à l'annexe 1 du Règlement sur la qualité de l'eau potable, est de 7 000 Bq/l (Gouvernement du Québec, 2001). Cette valeur, qui correspond à la Recommandation canadienne pour la qualité de l'eau potable (voir section 6.3), a été reconduite dans la version actuelle du règlement (Gouvernement du Québec, 2014). De plus, en vertu de l'article 42 du règlement « Lorsque le responsable d'un système de distribution ou, le cas échéant, le responsable d'un camion-citerne a des motifs de soupçonner que les eaux qu'il met à la disposition des utilisateurs à des fins de consommation humaine, ne sont pas conformes à l'une des normes de qualité établies à l'annexe 1 ou à l'article 17.1, il doit, sans délai, prélever ou faire prélever les échantillons d'eau nécessaires à la vérification de ces eaux et les faire analyser. Il doit pareillement prendre les mesures appropriées pour vérifier la présence et la concentration de substances radioactives dès qu'il a des motifs de soupçonner que les eaux mises à la disposition des utilisateurs ont une activité alpha brute supérieure à 0,5 Bq/l ou une activité bêta supérieure à 1 Bq/l. » (Gouvernement du Québec, 2014)[I].

6.2 Norme ontarienne proposée (ODWAC)

Actuellement, la norme ontarienne concernant la présence de tritium dans l'eau potable est également fixée à 7 000 Bq/l (Gouvernement de l'Ontario, 2008). Par contre, le Conseil consultatif sur les normes de qualité et d'analyse d'eau potable de l'Ontario (Ontario drinking water advisory council [ODWAC]) a recommandé au Ministère de l'Environnement de l'Ontario que celui-ci adopte une norme pour le tritium dans l'eau potable de 20 Bq/l (moyenne annuelle) (ODWAC, 2009). Cette concentration annuelle moyenne a été déterminée sur la base de différents calculs impliquant l'approche par limite de dose de Santé Canada (voir section 6.3), l'approche d'évaluation du risque cancérogène propre à un contaminant donné (voir section 7) ainsi que sur la base d'une valeur d'EBR équivalente, soit à 1 ou 2. Lors de l'élaboration de ces calculs, l'organisme a pris en compte un risque maximal de cas de cancer en excès de 1×10^{-6} (suivant une relation linéaire sans seuil), suivant une exposition sur 70 ans. La plage de concentrations résultantes pour le tritium dans l'eau potable variait entre 7 et 109 Bq/l (ODWAC, 2009).

6.3 Valeurs guides canadiennes (Santé Canada et CCSN)

Santé Canada (2009) a fixé la concentration maximale acceptable (CMA) pour le tritium dans l'eau potable à 7 000 Bq/l. À l'instar de l'OMS (voir section 6.7), cette recommandation est basée sur une dose efficace engagée maximale de 0,1 mSv/a pour tous les radionucléides présents dans l'eau potable. À cette valeur de référence, on a appliqué une consommation d'eau de 730 l/a (2 l/j), ainsi que le facteur de conversion de dose applicable aux adultes pour le tritium de $1{,}8 \times 10^{-11}$ Sv/Bq (voir tableau 1). Ce calcul a mené à une activité volumique de 7 610 Bq/l, que Santé Canada a arrondi à 7 000 Bq/l. Toutefois, si plus d'un radionucléide est présent dans l'eau potable d'une source donnée,

[I] Toutefois, selon Santé Canada (2009), les radionucléides émettant un rayonnement bêta de faible énergie comme le tritium ne pourront pas être détectés par des mesures normalisées de l'activité brute.

alors la somme de la dose engendrée par chacun d'entre eux ne doit pas dépasser 0,1 mSv/a (Santé Canada, 2009). Selon Santé Canada, le risque annuel de cas de cancers mortels et non mortels en excès (et de maladies héréditaires), au cours de la vie, associé à une exposition annuelle de 0,1 mSv/a, est de 7,3 x 10^{-6} (Santé Canada, 2009) [m]. Enfin, la recommandation canadienne stipule également que tous les efforts nécessaires devraient être mis en œuvre pour maintenir les concentrations de radionucléides dans l'eau potable au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (Santé Canada, 2009).

De son côté, la CCSN propose d'adopter, pour toutes les nouvelles installations nucléaires de catégorie I, comprenant, entre autres, les centrales nucléaires, qui rejettent du tritium dans l'atmosphère, un objectif nominal de 100 Bq/l pour le tritium dans les eaux souterraines se situant à l'intérieur d'une zone contrôlée sur le site de l'installation (CCSN, 2011). Cet objectif vise la protection de l'eau souterraine et s'appuie sur une « prise en compte équilibrée des facteurs scientifiques, de la politique sur la santé publique, de la faisabilité et des attentes sociétales » (CCSN, 2011, p. 38). Lors de l'établissement de cet objectif, la CCSN a également tenu compte des objectifs de santé publique pour les substances cancérogènes chimiques sans seuil d'effet dans l'eau potable appliqués par l'OMS et Santé Canada, soit la visée d'un risque vie entière se situant entre 1 x 10^{-5} et 1 x 10^{-6}. Suivant le modèle de la CIPR (1991), la CCSN a calculé qu'un objectif de 100 Bq/l mènerait à un risque vie entière (sur 70 ans) de cas de cancer en excès de 5 x 10^{-6}, soit un risque jugé essentiellement négligeable par la Commission (CCSN, 2011). La CCSN reconnait que ces objectifs de santé publique sont rarement appliqués aux radionucléides, mais que « leur utilisation pour le tritium, en tant que principal contributeur à la dose du public au Canada tel qu'indiqué dans le document INFO-0793, est appropriée » (CCSN, 2011, p. 38).

6.4 Norme américaine (U.S. EPA)

L'agence américaine de protection de l'environnement (U.S. EPA) a fixé pour le tritium un objectif de niveau maximal de contamination à atteindre de zéro Bq/l (MCLG; *Maximum Contaminant Level Goal*), compte tenu de ses propriétés cancérogènes (U.S. EPA, 2000a). L'agence a également édicté un niveau maximal de contamination réglementaire (MCL ou *Maximum Contaminant Level*) pour le tritium dans l'eau potable de 740 Bq/l (ou 20 000 picocuries[n] par litre [pCi/l]), calculée comme moyenne annuelle (U.S. EPA, 2000a; U.S. EPA, 2000b). Cette norme a été initialement publiée en 1976 et reposait sur une limite de dose annuelle pour le public de 0,04 mSv/a, correspondant à un risque vie entière de cas de cancer mortel en excès de 5,6 x 10^{-5} (ou 0,8 x10^{-6}/a) (U.S. EPA, 1976; U.S. EPA, 2000b).

En 1991, un nouveau MCL de 2 253 Bq/l (ou 60 900 pCi/l) pour le tritium a été proposé, basé sur les modèles dosimétriques de la CIPR alors disponibles (U.S. EPA, 2000b). Par contre, cette valeur proposée n'a jamais été officialisée, car en 1996, un amendement de la loi américaine sur l'eau potable interdisait qu'une norme révisée soit moins protectrice pour la santé que la norme originale.

En 2000, le risque cancérogène pour le tritium dans l'eau potable a été réévalué à partir des coefficients de cancérogénicité pour l'ingestion d'eau potable propre au tritium publiés par la U.S. EPA en 1999, soit 1,37 x 10^{-12} Bq^{-1} (morbidité) et 9,44 x 10^{-13} Bq^{-1} (mortalité; voir section 7.2.3 et l'annexe 4) (U.S. EPA, 1999; U.S. EPA, 2000b; U.S. EPA, 2000c). En appliquant à ces coefficients une concentration de tritium de 740 Bq/l, une consommation d'eau quotidienne de 2 l et une durée de vie

[m] Santé Canada (2009) a retenu le précédent coefficient de risque nominal de la CIPR (1991) pour dériver ce risque, soit un excès de cancer de 7,3 % par Sv (voir la notion de coefficient de risque nominal à la section 7.2.3).

[n] Les États-Unis n'ont pas encore adopté le système de mesure international et expriment les concentrations de radionucléides en picocurie (pCi). Un Bq est équivalent à 27 pCi.

moyenne de 70 ans, l'organisme a estimé un risque vie entière de cas de cancer en excès équivalent à 5,2 x 10^{-5} (morbidité), et un excès vie entière de décès par cancer de 3,6 x 10^{-5} (U.S. EPA, 2000b). Puisque ces risques calculés à l'égard de l'exposition étaient compris à l'intérieur des limites acceptables fixées par la U.S. EPA (soit entre 10^{-4} et 10^{-6} pour tous les cancers [incidents et mortels] et 5,6 x 10^{-5} pour les cancers mortels seulement), le MCL de 740 Bq/l (20 000 pCi/l) établi en 1976 a été reconduit (U.S. EPA, 2000a; U.S. EPA, 2000b).

6.5 Valeur guide et norme de la Californie (CalEPA)

Bien qu'à l'instar des autres états américains la norme de tritium en vigueur en Californie soit de 740 Bq/l (voir section 6.4), cet état a également élaboré un objectif de santé publique au regard de la présence de radionucléide dans l'eau potable. L'objectif de santé publique (PHG; *Public Health Goal*) de la CalEPA a été établi à 14,8 Bq/l (ou 400 pCi/l) (CalEPA, 2006). Cette valeur a été dérivée du coefficient de cancérogénicité pour l'ingestion d'eau potable propre au tritium de 1,37 x 10^{-12} Bq^{-1} de la U.S. EPA, d'une consommation d'eau de 2 l/j pendant 70 ans et d'une variable équivalente à un facteur EBR de 1 (CalEPA, 2006; U.S. EPA, 1999). Cet objectif a été calculé en tenant compte d'un risque maximal de cas de cancer en excès de 1 x 10^{-6}.

Des concentrations de tritium dans l'eau potable jugées acceptables ont aussi été calculées en vue d'établir les seuils pour les effets non cancérogènes du tritium, basés sur un niveau sans effet nocif observable (NSEO) de 3,7 x 10^{8} Bq/kg-jour (diminution la durée de vie et modifications des tissus hématopoïétiques) à partir d'une étude d'exposition chronique menée chez la souris (Balonov *et al.*, 1993; CalEPA, 2006). À ce NSEO, l'organisme a appliqué un facteur d'incertitude de 100 (variation intra et inter espèce) et une contribution relative de l'eau de 60 % à l'exposition de tritium, menant à des concentrations de tritium estimées à 2,2 x 10^{6} Bq/l pour les enfants (10 kg) et à 7,7 x 10^{7} Bq/l pour les adultes (70 kg). La CalEPA a donc jugé que la concentration dérivée de l'approche cancérogène (14,8 Bq/l) est protectrice pour tous les types d'effets (cancérogènes et non cancérogènes) ainsi que pour tous les groupes d'individus, y compris les sous-populations sensibles.

6.6 Norme européenne (CUE)

Le Conseil de l'Union européenne (CUE) a fixé, pour l'activité en tritium, une *référence de qualité* de 100 Bq/l dans les eaux destinées à la consommation humaine, référence qui exclut notamment les eaux minérales naturelles (CUE, 2013). Cette valeur a été émise à des fins de contrôle de la contamination par des sources anthropiques. Il s'agit donc d'un paramètre indicateur pouvant mener à une évaluation du risque sanitaire et à la mise en œuvre de mesure(s) corrective(s) appropriée(s), lorsque nécessaire (CUE, 2013). L'évaluation du risque menant à la valeur de 100 Bq/l n'a cependant pas été publiée par le CUE.

6.7 Valeur guide internationale (OMS)

L'OMS a établi une valeur guide de 10 000 Bq/l pour le tritium dans l'eau potable (OMS, 2008). Cette recommandation est basée sur une dose efficace engagée maximale (valeur de référence) de 0,1 mSv/a pour tous les radionucléides présents dans l'eau potable d'une même source. Si plus d'un radionucléide est présent dans l'eau potable d'une source donnée, alors la somme de la dose engendrée par chacun d'entre eux ne doit pas dépasser 0,1 mSv/a (OMS, 2008). Selon l'OMS (2008), cette valeur de référence correspond à un dixième de la limite de dose pour le public (1 mSv/a) fixée par la CIPR (1991) pour les effets cancérogènes et héréditaires en lien avec des expositions planifiées à tous les radionucléides.

À cette valeur de référence, on a appliqué une consommation d'eau de 730 l/a (soit 2 l/j) ainsi qu'un facteur de conversion de dose applicable aux adultes pour le tritium de 1,8 x10^{-11} Sv/Bq (tableau 1). Ce calcul mène à une concentration de 7 610 Bq/l, que l'OMS a jugé pertinent d'arrondir à 10 000 Bq/l pour en faciliter la gestion.

Le tableau 2 résume les normes et les valeurs guides recommandées par les différents organismes pour le tritium dans l'eau potable. Il est à noter que les autorités compétentes d'autres pays ont édicté des normes appuyées sur la démarche préconisée par l'OMS alors que d'autres organismes ont dérivé des normes plus strictes (CCSN, 2008).

Tableau 2 Sommaire des normes et des valeurs guides recommandées par différents organismes pour le tritium dans l'eau potable

Valeur	Norme			Valeur guide			
	MDDELCC	**U.S. EPA***	**CUE**	**ODWAC**	**SC**	**CalEPA**	**OMS**
Année	2001	2000	2013	2009	2009	2006	2008
Activité (Bq/l)	7000	740	100	20	7 000	14,8	10 000
Moyenne annuelle†	non	oui	non	oui	non	non	non

* La norme de la U.S. EPA s'applique à tous les états américains.

† Indique si la norme ou la recommandation doit être calculée sur une base annuelle.

MDDELCC : ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques; U.S. EPA : United States Environmental Protection Agency; CUE : Conseil de l'Union européenne; ODWAC: Ontario drinking water advisory council; SC : Santé Canada; CalEPA : California Environmental Protection Agency; OMS : Organisation mondiale de la Santé.

7 Méthodologie de la caractérisation du risque

7.1 Approche utilisée par le groupe de travail de l'INSPQ

Le tritium est un émetteur interne de rayonnement ionisant, et tous les émetteurs de rayons ionisants sont considérés comme des substances cancérogènes (CIPR, 2009; U.S. EPA, 2000b). L'approche retenue par le Groupe de travail pour caractériser le risque relié à la présence de tritium dans l'eau potable est harmonisée à celle utilisée pour l'évaluation du risque sanitaire associée à l'exposition à un contaminant cancérogène pour lequel il n'y aurait pas de seuil d'effet, à savoir :

- la caractérisation propre à chaque contaminant considéré individuellement;
- le recours au modèle linéaire sans seuil;
- l'utilisation de coefficients de risque;
- la détermination d'une dose pondérée sur toute la durée de la vie (soit de 0 à 70 ans);
- la prise en compte d'un scénario d'exposition chronique et continue propre à un contaminant donné, par une voie d'exposition donnée.

Cette approche est également utilisée par la U.S. EPA pour établir les normes des radionucléides dans l'eau potable (U.S. EPA, 2000a; U.S. EPA, 2000c).

La caractérisation des risques sera présentée selon deux méthodes d'évaluation :

A. Estimation des concentrations en tritium équivalant aux trois seuils de risque couramment employés lors d'expositions environnementales chroniques, soit des cas de cancer en excès correspondant à 10^{-6}, 10^{-5} et 10^{-4} (Santé Canada, 1998; U.S. EPA, 2000a).

B. Estimation du nombre de cas de cancer en excès attribuables à l'exposition à 1 Bq/l (risque unitaire) ainsi qu'aux concentrations suivantes : 20 Bq/l, 100 Bq/l, 740 Bq/l et 7 000 Bq/l. Ces concentrations correspondent respectivement à la recommandation du ODWAC ainsi qu'aux normes européenne, américaine et québécoise (voir tableau 2).

7.2 Modèles, coefficients de risque et autres variables utilisées

7.2.1 Modèles linéaires sans seuil

Le Groupe de travail a choisi d'employer deux modèles lors de la caractérisation du risque cancérogène lié au tritium dans l'eau potable. Ces modèles sont basés sur la relation dose-réponse linéaire sans seuil. Les organismes de radioprotection préconisent tous l'utilisation du modèle linéaire sans seuil pour évaluer le risque associé à l'exposition aux faibles doses de radiations ionisantes, et ce, en évoquant le principe de précaution et à défaut de détenir un modèle alternatif plus robuste (CIPR, 2005; NRC, 2006; U.S. EPA, 2011; UNSCEAR, 2008).

7.2.2 Modèles d'évaluation du risque de la CIPR et de la U.S. EPA

Ces deux modèles, soit celui issu de la CIPR (CIPR, 2009) et celui de la U.S. EPA (U.S. EPA, 1999), ont été dérivés à partir des risques observés dans les études réalisées auprès des survivants japonais des bombardements atomiques. Ces risques ont ensuite été extrapolés à la vie entière, aux faibles doses et débits de dose, et à d'autres populations (voir section 5.1.2 et à l'annexe 4). Le Groupe de travail a utilisé ces deux modèles, puisqu'il ne voyait pas de raison valable d'en exclure un

au profit de l'autre. En effet, le modèle de la CIPR est appliqué à la population mondiale, tandis que celui de la U.S. EPA est appliqué à la population américaine[o]. Le Groupe de travail reconnait que le modèle de la CIPR est le plus utilisé et a eu recours au modèle de la U.S. EPA à des fins de validation, puisque ce dernier est employé par plusieurs agences américaines lors d'évaluation du risque radiologique (ISCORS, 2002).

7.2.3 Coefficients de risque

La CIPR et la U.S. EPA ont dérivé, à partir de leur modèle, des coefficients de risque, lesquels ont été utilisés par le Groupe de travail pour caractériser les risques en lien avec l'exposition au tritium présent dans l'eau potable. Le coefficient de risque nominal de la CIPR est de 0,057 Sv^{-1} (CIPR, 2009). De ce dernier, une fraction équivalente à 0,055 Sv^{-1} est imputable au risque d'incidence de cancer[p] vie entière, pondérée pour la mortalité et la dégradation de la qualité de vie, alors que la fraction complémentaire (soit 0,002 Sv^{-1}) est attribuable au risque d'effets héréditaires (voir section 5.1.2; CIPR, 2009). Il s'applique aux hommes et aux femmes de tous âges exposés à tous les types de rayonnements, par toutes les voies d'exposition. Aussi, ce coefficient est pondéré par un facteur *d'efficacité de la dose et du débit de dose* (FEDDD) de 2 afin de tenir compte de la diminution des risques aux faibles doses et faibles débits de dose (voir section 9.2.). Il est aussi applicable à sept populations occidentales et asiatiques types pour lesquelles les données d'incidence de cancer sont connues (CIPR, 2009).

Le coefficient de risque cancérogène de la U.S. EPA est quant à lui de $1{,}37 \times 10^{-12}$ Bq^{-1}; lequel correspond à un cas de cancer en excès pour les hommes et les femmes américains exposés par ingestion, et ce, de façon continue et durant toute la vie, au tritium dans l'eau potable à une activité volumique équivalente à 1 Bq/l (U.S. EPA, 1999). À l'instar de tous les émetteurs d'électrons à faible énergie de transfert, ce coefficient de risque prend en compte un FEDDD de 2 pour tous les sièges de cancer, à l'exception du cancer du sein, qui s'est vu attribuer un FEDDD de 1. L'agence américaine a également estimé de tels coefficients de risque pour environ 800 autres radionucléides.

Bien que les coefficients de risques cancérogènes de la U.S. EPA et le coefficient nominal de cancer de la CIPR soient tous basés sur les études des survivants japonais aux bombardements atomiques, celui de la CIPR s'applique à tous les radionucléides et à toutes les voies d'exposition, tandis que chaque coefficient développé par la U.S. EPA s'applique à un radionucléide donné et à une voie d'exposition spécifique.

7.2.4 Facteur d'efficacité biologique

Le Groupe de travail endosse l'application d'un facteur d'efficacité biologique relative (EBR) de 2 aux coefficients de risque utilisés. Puisque le Groupe de travail a caractérisé le risque cancérogène relié à l'exposition à un radionucléide donné par ingestion d'eau potable, l'utilisation d'un EBR de 2 spécifique au tritium, plutôt qu'un W_R de 1, est en accord avec les recommandations des organismes en radioprotection et les comités d'experts qui se sont prononcés sur la pertinence d'employer une telle variable propre à un contaminant donné (voir section 4.2.1).

---

[o] Le risque cancérigène attribuable à l'agent radiologique étudié dépend du taux de base de cancer de la population concernée, c'est-à-dire de l'incidence annuelle de la maladie au sein de cette population en l'absence d'exposition à cet agent (CIPR, 2009).

[p] C'est-à-dire l'œsophage, l'estomac, le côlon, le foie, le poumon, le sein, l'ovaire, la vessie, la thyroïde, la moelle osseuse (rouge), la surface des os, le cerveau, les glandes salivaires, la peau, la glande surrénale, la région extrathoracique, la vésicule biliaire, le cœur, les reins, les ganglions lymphatiques, les muscles, la muqueuse buccale, le pancréas, la prostate, l'intestin grêle, la rate, le thymus et l'utérus/col de l'utérus.

7.2.5 Consommation d'eau potable

Le taux d'ingestion d'eau potable considéré dans les calculs suivants est de 2 l/j (tous âges confondus), valeur qui demeure conforme à celle utilisée par le Groupe scientifique sur l'eau de l'INSPQ, lors de l'élaboration des objectifs santé dans l'eau potable, ainsi que par Santé Canada, l'OMS et la U.S. EPA dans leur évaluation des risques pour les agents radiologiques (Groupe scientifique sur l'eau, 2005; OMS, 2008; Santé Canada, 2009; U.S. EPA, 2000a). Il s'agit d'un taux d'ingestion qui prend en considération les grands consommateurs d'eau potable. En effet, il est conforme au 90e percentile du taux d'ingestion, tous âges confondus, que la U.S. EPA utilise pour dériver les risques liés à la présence de radionucléides dans l'eau potable, soit 2,2 l/j arrondis à 2 l/j (U.S. EPA, 2000a). Ce taux correspond aussi au 75e percentile de la consommation totale d'eau des adultes au Québec selon les lignes directrices pour l'évaluation des risques toxicologiques émises par l'INSPQ (2012).

7.2.6 Autres variables

Dans les calculs pour caractériser le risque relié au tritium dans l'eau potable, la fréquence d'exposition utilisée est de 365 j/a et la durée d'exposition de 70 ans, correspondant aux valeurs par défaut d'une exposition chronique pendant toute la vie (INSPQ, 2012).

7.3 Caractérisation du risque

Modèle de la CIPR

Comme mentionné précédemment, la caractérisation du risque a été déterminée selon les deux approches, soit la détermination de la concentration de tritium dans l'eau qui correspond à un niveau de risque donné (équation 1) et le risque associé à une concentration de tritium donnée (équation 2). L'équation 1 est adaptée de celle utilisée notamment par Santé Canada pour la détermination des CMA au regard de l'exposition aux radionucléides dans l'eau potable (Santé Canada, 2009). L'équation 2, quant à elle, est dérivée de l'équation 1.

Équation 1 $$C = \frac{R}{FCD_p * CR * TI * FE * DE * EBR}$$

Équation 2 $$R = C * FCD_p * CR * TI * FE * DE * EBR$$

Où :

R : Risque de cas de cancer en excès

C : Concentration de tritium dans l'eau potable (Bq/l)

FCD_p : Facteur de conversion de dose efficace engagée pondérée pour toute la vie ($2{,}04 \times 10^{-11}$ Sv/Bq [équation 3])

CR : Coefficient de risque nominal (0,057 Sv^{-1})

TI : Taux d'ingestion d'eau potable (2 l/j)

FE : Fréquence d'exposition (365 j/a)

DE : Durée d'exposition (70 années)

EBR : Facteur d'efficacité biologique relative (2; sans unité)

Comme mentionné à la section 4.3, la CIPR (1996) a défini des facteurs de conversion de dose efficace engagée visant le corps en entier. Ces facteurs sont établis pour des âges précis et sont spécifiques à l'ingestion de tritium. La CIPR recommande l'application de ces facteurs à différents groupes d'âge lors du calcul de doses radiologiques pour des expositions prolongées (tableau 3).

Tableau 3 Facteurs de conversion de dose efficace engagée calculés par la CIPR et leur application à différents groupes d'âge pour le calcul de doses pour des expositions prolongées

FCD (Sv/Bq)	Âge	Groupe d'âge pour le calcul de la dose d'exposition	Durée d'exposition D (ans)
$6{,}4 \times 10^{-11}$	3 mois	0 à 1 an	1
$4{,}8 \times 10^{-11}$	1 an	1 à 2 ans	1
$3{,}1 \times 10^{-11}$	5 ans	plus de 2 ans à 7 ans	5
$2{,}3 \times 10^{-11}$	10 ans	plus de 7 ans à 12 ans	5
$1{,}8 \times 10^{-11}$	15 ans	plus de 12 ans à 17 ans	5
$1{,}8 \times 10^{-11}$	Adulte	plus de 17 ans	53*

* La durée d'exposition pour le groupe d'âge des plus de 17 ans est de 53 ans pour une durée totale de 70 ans.
FCD : facteur de conversion de dose efficace engagée.

Cependant, aucun FCD unique n'est suggéré par cet organisme pour représenter une exposition continue au tritium de la naissance jusqu'à l'âge de 70 ans. Afin de pallier cette situation, le FCD a été pondéré sur une période de 70 ans à partir du FCD de chaque groupe d'âge (FCD_i) et en fonction de la durée d'exposition de celui-ci (D_i) (voir l'équation 3). Cette approche est la même que celle recommandée par l'INSPQ (2012) lors du calcul des doses pondérées sur toute la vie lors d'exposition aux substances cancérogènes. Le facteur de conversion de dose pondéré (FCD_P) ainsi obtenu est de $2{,}04 \times 10^{-11}$ Sv/Bq.

Équation 3 $$FCD_p = \frac{\left(\sum_{i=1}^{6} FCD_i * D_i\right)}{70}$$

Où :

FCD_p : Facteur de conversion de dose pondéré pour toute la vie (Sv/Bq)

FCD_i : Facteur de conversion de dose d'un groupe d'âge donné (Sv/Bq)

D_i : Durée d'exposition du groupe d'âge donné (années)

Les résultats de la caractérisation du risque de cas de cancer en excès attribuables au tritium dans l'eau potable selon le modèle de la CIPR sont présentés à la section 8 ci-dessous.

7.3.1 MODÈLE DE LA U.S. EPA

L'équation 4 est utilisée pour déterminer la concentration en tritium dans l'eau potable en fonction du risque encouru, tandis que l'équation 5 est utilisée pour définir le risque associé à l'ingestion d'eau potable contenant diverses concentrations de tritium. Ces deux équations ont été adaptées de celles utilisées par la U.S. EPA lors de l'établissement de normes concernant les radionucléides dans l'eau potable (U.S. EPA 1999; U.S. EPA, 2000c) :

Équation 4 $$C = \frac{R}{CR * TI * FE * DE * EBR}$$

Équation 5 $$R = C * CR * TI * FE * DE * EBR$$

Où :

C : Concentration de tritium dans l'eau potable (Bq/l)

R : Risque de cas de cancer en excès

CR : Coefficient de risque cancérogène (1,37 x 10^{-12} Bq^{-1})

TI : Taux d'ingestion d'eau potable (2 l/j)

FE : Fréquence d'exposition (365 j/a)

DE : Durée d'exposition (70 années)

EBR : Facteur d'efficacité biologique relative (2; sans unité)

Le modèle de la U.S. EPA n'intègre pas de FCD, car le coefficient de risque cancérogène, exprimé en Bq^{-1}, tient déjà en compte la variation de la dosimétrie interne en fonction de l'âge (annexe 4).

8 Résultats de la caractérisation du risque

Les tableaux 4 et 5 présentent les résultats de la caractérisation des risques sur la vie entière pour une exposition chronique pendant 70 ans, tels que définis par le Groupe de travail. La concentration de tritium dans l'eau potable associée à un cas de cancer en excès parmi 1 000 000 de personnes exposées varie entre 7,1 Bq/l et 8,4 Bq/l respectivement, selon le modèle de la U.S. EPA et de la CIPR (tableau 4). Toujours selon ces modèles respectifs, la concentration de tritium varie entre 71,4 Bq/l et 84,3 Bq/l pour un cas de cancer en excès parmi 100 000 individus exposés (ou entre 714 Bq/l et 843 Bq/l pour un cas de cancer en excès parmi 10 000 individus exposés).

Les risques unitaires vie entière (soit les cas de cancer en excès associés à une exposition chronique à 1 Bq/l), définis à l'aide des modèles de la CIPR et de la U.S. EPA, sont respectivement de $0{,}12 \times 10^{-6}$ et de $0{,}14 \times 10^{-6}$ (Tableau 5). Pour une eau de consommation contenant 7 000 Bq/l, le risque vie entière évalué est respectivement de 831×10^{-6} et 980×10^{-6}, ce qui équivaut à environ 1 cas supplémentaire de cancer parmi 1 000 personnes exposées. Finalement, l'application du modèle de la U.S. EPA engendre un risque environ 15 % plus élevé que celui défini à l'aide du modèle de la CIPR. Compte tenu des incertitudes associées à chacun de ces modèles, expliquées dans les sections suivantes, le Groupe de travail estime que les risques obtenus par ces deux modèles demeurent par ailleurs similaires.

Tableau 4 Concentrations en tritium (Bq/l) dans l'eau potable en fonction du risque de cas de cancer en excès, calculées à partir des modèles de la CIPR (2009) et de la U.S. EPA (1999)

Risques de cas de cancer en excès	10^{-6}		10^{-5}		10^{-4}	
	CIPR	U.S. EPA	CIPR	U.S. EPA	CIPR	U.S. EPA
Concentrations en tritium (Bq/l)	7,14	8,43	71,4	84,3	714	843

Tableau 5 Risques de cas de cancer en excès en fonction de la concentration en tritium dans l'eau potable, calculés à partir des modèles de la CIPR (2009) et de la U.S. EPA (1999)

Concentrations en tritium (Bq/l)	1		20		100		740		7 000	
	CIPR	U.S. EPA	CIPR	U.S. EPA	CIPR	U.S. EPA	CIPR	U.S. EPA	CIPR	U.S. EPA
Risques de cas de cancer en excès (10^{-6})	0,12	0,14	2,4	2,8	12	14	88	104	831	980

9 Discussion

9.1 Risque cancérogène

Les risques présentés au tableau 5 sont légèrement plus élevés que ceux rapportés à la section 6 par les organismes ayant évalué les cas de cancer en excès lors de la détermination de normes ou de valeurs guides pour le tritium dans l'eau potable. Ainsi, selon Santé Canada (2009), la U.S. EPA (2000 b) et la CCSN (2011), le risque vie entière est respectivement de 511 x 10^{-6} pour la CMA canadienne[q] de 7 000 Bq/l, de 52 x10^{-6} pour la norme américaine de 740 Bq/l et de 5 x10^{-6} pour l'objectif nominal canadien de 100 Bq/l. Ces différences s'expliquent par le choix des valeurs de coefficient de risque, de facteur de conversion de dose efficace engagée et de facteur d'efficacité biologique relative préconisées par les différentes instances lors du calcul du risque radiotoxicologique. Par exemple, Santé Canada a utilisé l'ancien coefficient de risque nominal de la CIPR (1991) de 7,3 % par Sv, a retenu le FCD pour l'adulte de 1,8 x 10^{-11} Sv/Bq et a appliqué un EBR de 1. En comparaison, le Groupe de travail a plutôt employé l'actuel coefficient de risque nominal de 5,7 % par Sv de la CIPR, un FCD pondéré sur la vie entière de 2,04 x 10^{-11} Sv/Bq ainsi qu'un EBR de 2.

Aussi, Kocher et Hoffman (2011) ont estimé, par l'entremise d'une approche probabiliste, le risque de cancer vie entière ainsi que les incertitudes associées à la norme (MCL) pour le tritium dans l'eau potable (740 Bq/l) de la U.S. EPA. Leur approche s'appuie sur les estimations du risque de cancer publiées par le comité américain BEIR VII (Effets biologiques de la radiation ionisante ou *Biological Effects of Ionising Radiation*) (NRC, 2006) et intègre le risque de cancer de la peau (tel que proposé par la U.S. EPA [2011]) ainsi qu'un facteur d'efficacité des radiations moyen de 2,6 (FER; équivalent au EBR; voir section 4.2 [Kocher et Hoffman, 2011]). La consommation d'eau pour chaque groupe d'âge a été estimée d'après les données d'enquêtes de la U.S. EPA. Selon leurs calculs, le risque de cancer associé à une exposition vie entière à 740 Bq/l par l'eau potable atteindrait une valeur moyenne de 56 x 10^{-6} et 39 x 10^{-6} pour les femmes et les hommes, respectivement en excluant l'incidence de cancer de la peau et le FER des calculs. En revanche, lorsque l'incidence du cancer de la peau et que la prise en charge du FER de 2,6 sont considérés dans les calculs probabilistes, le risque d'incidence de cancer évalué atteindrait une valeur moyenne de 290 x 10^{-6} et 330 x 10^{-6} pour les hommes et les femmes, respectivement (Kocher et Hoffman, 2011). Cette dernière évaluation est six fois plus élevée que le risque calculé par la U.S. EPA pour sa propre norme. Elle est aussi quatre fois plus importante que le risque calculé par le Groupe de travail pour une concentration de tritium dans l'eau équivalente à la norme américaine (voir tableau 5). Selon Kocher et Hoffman (2011), l'augmentation de la part attribuable au risque de cancer de la peau dans l'évaluation du risque pour l'ensemble des cancers serait largement responsable de l'augmentation de la plage de valeurs de risque obtenu. En effet, actuellement, la CIRP et la U.S. EPA accordent à ce type de cancer une fraction équivalente à 0,7 % et 0,12 % du risque total (CIPR, 2009; Kocher et Hoffman, 2011).

9.2 Incertitudes reliées à la caractérisation du risque

L'estimation des doses et des risques d'incidence de cancer associés à l'exposition à de faibles doses de tritium dans l'eau potable impliquent certaines incertitudes. En effet, l'estimation des risques de cancer est associée à des hypothèses sur la validité des modèles de risque, du risque différentiel entre les populations, de l'utilisation du modèle linéaire sans seuil et de l'utilisation du facteur d'efficacité de la dose et du débit de dose (FEDDD) (Harrison et Streffer, 2007). De plus,

[q] Soit le risque de 7,3 x 10^{-6} pour une exposition de 0,1 mSv/année (rapporté par Santé Canada, 2009), multiplié par la durée d'exposition vie entière de 70 ans.

l'estimation des doses est affectée par des incertitudes relatives à la distribution du tritium dans certains tissus et à l'efficacité biologique du tritium par rapport au rayonnement gamma (Harrison et Streffer, 2007).

À défaut d'avoir effectué une analyse de sensibilité impliquant chacune des sources d'incertitude, les membres du Groupe de travail ont convenu de présenter une analyse qualitative de l'influence respective de ces dernières sur les calculs de risque. Les prochaines sections décrivent ces principales incertitudes reliées à l'évaluation et la caractérisation du risque de cancer associé au tritium dans l'eau potable.

9.2.1 MODÈLE LINÉAIRE SANS SEUIL

La recommandation du Groupe de travail sur le tritium dans l'eau potable repose sur l'application du modèle linéaire sans seuil. Cette position s'appuie sur une série d'évidences scientifiques soutenant l'hypothèse d'une relation dose-réponse linéaire sans seuil entre l'exposition à la radiation ionisante et l'induction de cancer chez l'humain (NRC, 2006). En effet, en accord avec ce modèle, une augmentation de la dose reçue, si infime soit-elle, augmenterait de façon proportionnelle le risque de développer un cancer. Ainsi, hypothétiquement, une seule mutation causée par une unique dose pourrait évoluer vers le développement d'un cancer.

Le Groupe de travail est conscient que ce modèle est contesté par certains organismes et chercheurs, et qu'il peut surestimer ou sous-estimer le risque engendré par une exposition chronique à de faibles doses (Tubiana *et al*., 2005). Les principaux éléments pouvant être opposés au maintien du modèle linéaire sont les suivants :

- **La présence d'un seuil virtuel**[r]. Les données épidémiologiques ne permettent pas de détecter des augmentations significatives du risque à de faibles niveaux d'exposition (UNSCEAR, 2011). Selon certains auteurs, les cellules irradiées à très faibles doses font intervenir des mécanismes d'adaptation et de défense qui permettent aux cellules de se réparer ou, si ce n'est pas possible, d'entrer en apoptose (Tubiana *et al.*, 2005).
- **La linéarité du modèle**. Pour certains émetteurs, au regard de certaines conditions d'exposition et de certains sièges de cancer, les données épidémiologiques suggèrent un modèle curvilinéaire ou linéaire quadratique plutôt que simplement linéaire (Tubiana *et al.*, 2005; UNSCEAR, 2011).
- **L'existence de l'effet d'hormèse ou d'effet bénéfique**. *In vitro*, l'exposition de cellules en culture à de très faibles doses de rayonnement ionisant provoque une réponse adaptative qui atténue l'effet d'une plus forte dose qui survient ultérieurement (NRC, 2006; U.S. EPA, 2011; UNSCEAR, 2011).

Ainsi, il n'est pas exclu que le risque cancérogène réellement engendré par une dose de 0,1 mSv/a puisse être plus petit ou, dans une moindre mesure, plus grand que 5×10^{-6} par an[s], en raison des incertitudes ayant trait aux données scientifiques sur les effets des rayonnements ionisants aux faibles doses, aux mécanismes de cancérogenèse et à la détermination du coefficient de risque nominal de la CIPR. Malgré ces incertitudes, le Groupe de travail adhère aux positions promulguées par les organismes officiels (CIPR, UNSCEAR, comité BEIR) et retient le modèle linéaire sans seuil auquel a été appliqué un FEDDD comme base de sa caractérisation.

---

[r] Le seuil virtuel est un concept utilisé lorsque la période de latence pour induire un cancer est plus élevée que l'espérance de vie (U.S. EPA, 2000b).

[s] Risque calculé à partir du coefficient de risque nominal de la CIPR de 5,7 % par Sv (CIPR, 2009).

9.2.2 Facteur d'efficacité de dose et de débit de dose (FEDDD)

Le FEDDD de 2, utilisé dans le calcul du coefficient de risque cancérogène de la U.S. EPA et du coefficient de risque nominal de la CIPR, prend en compte la réduction de l'effet (cancérogène) observée aux faibles doses et débits de doses, comparativement à des doses et débits de doses élevés (UNSCEAR, 2011). Cette réduction serait liée, entre autres, aux mécanismes de réparation de l'ADN (acide désoxyribonucléique) impliqués après une radioexposition (UNSCEAR, 2011). Sa valeur relève d'une combinaison de données épidémiologiques (surtout la LSS), animales et cellulaires, mais demeure assujettie à certaines incertitudes (CIPR, 2009; NRC, 2006).

Dans son dernier rapport, le comité BEIR VII a estimé une valeur de 1,5 (intervalle de confiance entre 1,1 et 2,3) pour le FEDDD des cancers solides à l'aide d'une analyse statistique bayésienne[t] de la courbe dose-réponse du risque de cancer (NRC, 2006). Cette valeur sera aussi utilisée par la U.S. EPA pour les futures estimations du risque de cancer radio-induit (U.S. EPA, 2011). Toutefois, pour le calcul du risque de leucémies, le Comité BEIR VII n'a pas utilisé de FEDDD, mais a eu recours au modèle linéaire quadratique qui intègre différentes courbures de pente pour des expositions à faibles doses (NRC, 2006). Par ailleurs, le Comité scientifique des Nations-Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (United nation scientific committee on the effects of atomic radiation [UNSCEAR]) a aussi eu recourt à un modèle linéaire quadratique plutôt qu'à un modèle linéaire appliqué d'un FEDDD pour l'estimation des risques de cancer (tout type) (UNSCEAR, 2008). Néanmoins, la CIPR recommande pour les besoins en radioprotection, l'utilisation d'un FEDDD de 2, bien que cette valeur tende à sous-estimer les risques. Cette décision est basée sur les travaux du BEIR VII, dont la plage d'intervalle du FEDDD inclut la valeur 2, mais aussi sur « un jugement approximatif qui répond aux objectifs pratiques de la protection radiologique » (CIPR, 2009).

9.2.3 Facteurs de conversion de dose efficace engagée (modèle de la CIPR)

Il est possible que l'incertitude reliée à l'élaboration des valeurs de FCD de la CIPR puisse globalement sous-estimer ou surestimer le risque caractérisé pour le tritium dans l'eau potable, suivant les variables considérées par les spécialistes qui ont évalué cette incertitude. Comme spécifié à la section 4.3, les FCD développés par la CIPR s'appuient sur le modèle biocinétique et dosimétrique élaboré par la même commission (CIPR, 1991). Les incertitudes reliées aux différents paramètres biocinétiques et dosimétriques utilisés dans le calcul des FCD de la CIPR ont été caractérisées au cours des dernières années et sont détaillées ci-dessous.

Fraction libre (HTO) ou liée (OBT) du tritium et leur demi-vie

D'après une approche probabiliste, Harrison *et al.* (2002) ont fait varier 3 paramètres dans le modèle biocinétique de la CIPR. Il s'agit de la fraction du tritium associée à la matière organique (variant entre 1 et 10 %)[u], de la demi-vie biologique de la fraction HTO (variant entre 5 et 20 jours), et celle de la fraction OBT (variant entre 20 et 220 jours) (Harrison *et al*., 2002). En ce qui a trait à cette dernière variable, il est démontré que le temps de rétention de l'OBT dans l'organisme dépend de l'activité métabolique dans laquelle la molécule tritiée est engagée (IRSN, 2009)[v]. Ainsi, le choix de cette plage de demi-vie biologique s'appuie sur l'existence démontrée d'un ensemble de molécules organiques à

---

[t] L'analyse Bayésienne est une approche statistique selon laquelle la probabilité postérieure d'un paramètre p est proportionnelle à la probabilité antérieure du paramètre p multipliée par la vraisemblance de p provenant des données collectées : http://www.insee.fr/fr/ffc/docs_ffc/cs100a.pdf.

[u] Les auteurs n'ont pas fait varier la fraction d'eau tritiée présente dans le sang.

[v] En général, plus une molécule est métabolisée rapidement, plus le taux d'incorporation du tritium dans cette molécule sera élevé et, conséquemment, plus rapidement le tritium sera éliminé de cette molécule. L'inverse est aussi vrai pour les molécules de métabolisme lent (ex. : protéines de structure, collagène) pour lesquelles le taux d'incorporation du tritium sera lent, mais celui-ci y sera retenu plus longtemps (Harrison *et al.*, 2002).

longue demi-vie (AGIR, 2007; Galeriu *et al*., 2009; Richardson *et al*., 2001; Taylor, 2003). Ainsi, Harrison *et al*. (2002) ont calculé des coefficients de dose chez l'adulte dont la valeur correspondant au 50e percentile est de 2,3 x 10^{-11} Sv/Bq. Il est à noter que cette valeur est 1,27 fois plus élevée que le coefficient de dose de la CIPR (1,8 x 10^{-11} Sv/Bq). Une autre étude (Taylor, 2003) suggère, quant à elle, un facteur de conversion de dose chez l'adulte de 1,7 x 10^{-11}, en attribuant à 0,98 % du tritium sous forme d'OBT une demi-vie de 40 jours, et à 0,02 % de l'OBT restant une demi-vie de 350 jours (dans ce modèle, 99 % du tritium est sous forme d'HTO). Bien que la CIPR prévoit mettre à jour son modèle biocinétique à partir du modèle de Taylor (Harrison, 2009), la prise en charge des fractions HTO et OBT ainsi que leurs demi-vies respectives dans les coefficients de dose retenus aux fins du présent exercice auraient une influence négligeable sur les risques moyens calculés dans le cadre du présent travail.

Distribution du tritium dans les tissus

Le modèle biocinétique du tritium comporte également une incertitude liée à l'hétérogénéité de la distribution du tritium dans les différents tissus; caractéristique tributaire de la variabilité de leur contenu en eau. À titre d'exemple, les os et les tissus adipeux ont un contenu en eau relativement bas (Harrison *et al.*, 2002). Consciente de cette incertitude, la CCSN (2010a) a d'ailleurs proposé un facteur de conversion de dose de 2,0 x 10^{-11} Sv/Bq[w]. De plus, selon Harrison *et al*. (2002) la plage de demi-vie attribuée à l'OBT (soit de 20 à 220 jours) compenserait pour l'incertitude associée à l'hétérogénéité de la distribution du tritium dans l'organisme. Ici encore, cette variable du modèle cinétique aurait une influence négligeable sur les risques moyens calculés dans le cadre du présent travail.

Genre et âge

Quelques auteurs ont démontré que l'incertitude associée au facteur de conversion de dose en fonction de l'âge et du genre des individus exposés pouvait sous-estimer la valeur du coefficient. Richardson *et al.* (2001) ont démontré que le facteur de conversion de dose évalué pour la femme adulte serait 21 % plus élevé (soit 2,2 x 10^{-11} Sv/Bq) que le facteur de conversion de dose de la CIPR calculé pour l'adulte[x]. Cette majoration prend en considération certaines différences physionomiques tel le rapport entre le contenu en carbone et la masse corporelle ainsi que la demi-vie du carbone qui sont plus élevés chez la femme. Toujours selon ces auteurs, la demi-vie du carbone, et par extension de l'OBT, serait également plus longue : soit d'environ 51 jours chez cette dernière (Richardson *et al.*, 2001). À l'aide d'un modèle basé sur le taux de renouvellement énergétique, Galeriu *et al.* (2005) ont également démontré que le facteur de conversion de dose chez la femme adulte serait de 2,4 x 10^{-11} Sv/Bq (Galeriu *et al*., 2005), ce qui a, encore ici, somme toute peu d'influence sur les calculs du risque effectués par le Groupe de travail. Aussi, les facteurs de conversion de dose calculés pour les enfants et les adolescents seraient entre 4 et 56 % plus élevés que ceux de la CIPR selon Galeriu *et al.* (2005). La différence la plus importante est observée pour les enfants de 5 ans avec un facteur de conversion de dose de 4,85 x 10^{-11} Sv/Bq (vs 3,1 x 10^{-11} Sv/Bq pour la CIPR). Ainsi, le modèle biocinétique du tritium chez les enfants soutenu par la CIPR mène à une sous-estimation potentielle du risque. Toutefois, la prise en charge d'un facteur de conversion de dose unique pondéré sur toute la durée de la vie, tel qu'utilisé par le Groupe de travail, tend à minimiser l'incertitude associée à cette variable du modèle.

---

[w] En fait, la CCSN retranche au modèle pour l'adulte 7 kg de masse osseuse. De son côté, la CIPR suppose que le tritium se distribue dans toute la masse corporelle y compris le squelette (68,8 kg chez l'adulte) (CCSN, 2010c).

[x] Le facteur de conversion de dose de la CIPR chez la femme et chez l'homme est le même.

Ingestion chronique

L'incertitude inhérente à l'ingestion chronique d'eau tritiée peut mener à une sous-estimation de la valeur des FCD utilisés. Cette sous-estimation serait attribuable à une augmentation de l'activité spécifique de la fraction OBT lors d'une exposition chronique. En effet, selon le modèle cinétique et dosimétrique de la CIPR, en situation d'équilibre[y], l'activité spécifique attribuable à l'OBT représenterait 12 % de celle attribuable à l'HTO; or, selon certaines données expérimentales, cette proportion serait plutôt de 25 % (AGIR, 2007). À ce sujet, Harrison *et al*. (2002) rapportent que le facteur de conversion de dose pour une ingestion chronique de HTO pourrait être jusqu'à 1,7 fois plus élevé que l'actuel coefficient de la CIPR[z], lorsque l'état d'équilibre entre les concentrations de tritium des fractions HTO et OBT est considéré (Harrison *et al.*, 2002).

Il semble donc que les incertitudes concernant le modèle biocinétique et dosimétrique de l'HTO soient généralement bien cernées. En dépit de ces incertitudes, Harrison (2009) accorde un degré de confiance élevé envers le modèle préconisé par la CIPR, tout comme le Groupe de travail.

9.2.4 Validité du modèle de la U.S. EPA

Les coefficients de risque de la U.S. EPA comportent des incertitudes comparables à celles tributaires au modèle de la CIPR, lesquelles peuvent sous-estimer la caractérisation du risque pour le tritium dans l'eau potable. Dans le but de mieux cerner les incertitudes entourant son modèle d'extrapolation des risques de cancer, l'organisme a révisé ses coefficients en fonction des recommandations du comité BEIR VII, lequel a révisé les risques à la santé des émetteurs de rayonnements ionisants à faible énergie de transfert linéique (NRC, 2006; U.S. EPA, 2011). Dans son récent *blue book* portant sur les modèles de risque de cancer et ses projections pour la population américaine, la U.S. EPA a introduit un nouveau modèle d'estimation du risque radiologique basé sur l'analyse bayésienne des distributions d'incidence et de mortalité de cancer provenant des données de la LSS et des données animales, en utilisant une approche probabiliste de type Monte-Carlo[aa] pour mieux quantifier l'incertitude (U.S. EPA, 2011). Selon cette nouvelle approche, les risques d'incidence de cancer augmenteraient (calculés par 10 000 personnes-Gy), tandis que les risques de mortalité par cancer resteraient sensiblement les mêmes (U.S. EPA, 2011). Cette variation serait principalement causée par l'utilisation d'un FEDDD de 1,5 au lieu de 2, tel qu'en 1999 (voir section 9.2.2; U.S. EPA, 1999; U.S. EPA, 2011).

9.2.5 Facteur d'efficacité biologique relative du tritium

La valeur utilisée par le Groupe de travail pour le facteur EBR (soit 2) est associée à certaines incertitudes qui pourraient surestimer (d'un facteur d'environ 3) ou sous-estimer (d'un facteur d'environ 2,5) le risque caractérisé. En effet, les valeurs d'intervalles de confiance à 95 % des EBR (ou des FER rapportées à la section 4.2.1) varient entre 0,7 et 5,0. Selon U.S. EPA (2011), il est probable que les futurs coefficients de risque de cancer développés pour le tritium prennent en compte un EBR ajusté spécifiquement pour le tritium. En effet, les coefficients actuels considèrent un EBR de 1 pour le tritium, tout comme pour les autres émetteurs de rayons bêta.

---

[y] C'est-à-dire lorsque le rapport de la concentration tissulaire en OBT sur la concentration tissulaire en HTO demeure similaire après une exposition prolongée.

[z] En attribuant une fraction de 10 % à l'OBT (contre 3 % pour le modèle de la CIPR).

[aa] Approche pour laquelle les valeurs des paramètres d'entrée dans les modèles de risque sont définies par une distribution statistique de valeurs. Ainsi, on effectue un grand nombre de fois le calcul de risque dans un processus itératif au cours duquel des valeurs différentes sont attribuées à chaque itération, aux paramètres de risque, et en fonction des distributions statistiques les définissant (INSPQ, 2012).

9.2.6 SUSCEPTIBILITÉ *IN UTERO* OU PENDANT L'ENFANCE

Les fœtus et les embryons sont particulièrement sensibles aux effets de la radiation ionisante pendant toute la période de développement prénatale, et ce, notamment en raison du taux de division cellulaire important (CIPR, 2003). Cependant, ces effets n'ont pas été pris en compte dans la présente caractérisation des risques. Selon la CIPR, l'induction de malformation chez l'embryon par des radiations ionisantes dépend du stade de développement (avec un risque accru lors de l'organogenèse), mais serait peu probable à des doses inférieures à 100 mGy (CIPR, 2003; CIPR, 2009; UNSCEAR, 2011). Le système nerveux central du fœtus semble être particulièrement sensible aux effets de la radiation, puisqu'une baisse du quotient intellectuel est associée à une augmentation de la dose de rayonnement selon une dose-réponse linéaire (environ 25 points Gy^{-1} entre les semaines 8 et 15 post-conceptionnelles) (CIPR, 2003). Pour ce qui est des effets cancérogènes, le fœtus exposé à la radiation ionisante provenant de traitement médical est plus susceptible de développer un cancer infantile (tous types) (CIPR, 2003; CIPR, 2009; U.S. EPA, 2011). Par contre, les données provenant des fœtus survivants de la LSS n'ont pas démontré d'augmentation dans le risque d'incidence de cancer infantile (U.S. EPA, 2011).

Les jeunes enfants, les fœtus et les embryons sont, de façon générale, plus vulnérables que les adultes aux contaminants radiologiques (tant au regard de la dose d'exposition que des effets tributaires potentiels), de par leur physiologie différente (poids, surface corporelle, taux de ventilation, métabolisme, etc.) et de la sensibilité de leurs systèmes en développement (Chen, 2010; Richardson, 2009; Tracy, 2010; UNSCEAR, 2013). Selon la U.S. EPA (2011), le risque de développer un cancer en âge adulte chez des individus exposés in utero serait plus faible que chez les individus exposés pendant la petite enfance. Ainsi, l'organisme estime que le risque de développer un cancer chez les enfants exposés entre 0 et 15 ans serait de 2 à 3 fois plus élevé que dans la population en général. Ce risque serait aussi 5 fois plus élevé que le risque de développer un cancer infantile après une exposition prénatale (U.S. EPA, 2011). Par contre, la CIPR est plus conservatrice et estime que le risque de cancer sur la vie entière est 3 fois plus grand que dans la population générale tant pour l'exposition prénatale que pendant la jeune enfance (CIPR, 2009). Elle estime toutefois que le risque attribuable à l'exposition in utero n'est pas supérieur à celui déterminé pour une exposition durant la petite enfance (CIPR, 2009). Ainsi, la commission n'a pas ajusté son coefficient de risque nominal pour tenir compte de l'exposition prénatale, en raison du manque de données quantitatives à cet effet. Les calculs du Groupe de travail sous-estiment donc sans doute le risque in utero et le risque pour les jeunes enfants.

Récemment, le comité UNSCEAR a conclu que les enfants (nourrissons, enfants et adolescents) étaient généralement plus à risque de développer un cancer radio-induit que les adultes; le risque de cancer sur toute la vie pourrait être de 2 à 3 fois plus élevé que chez l'adulte (UNSCEAR, 2013). Le comité recommande par contre de ne pas généraliser le risque de cancer chez les enfants, puisque l'incidence de cancers radio-induits est plus variable que chez les adultes et dépend du type de tumeur, de l'âge et du genre (UNSCEAR, 2013). Ainsi, pour 25 % des cancers (incluant la leucémie, et les cancers de la thyroïde, de la peau, du sein et du cerveau), les enfants sont clairement plus radiosensibles que les adultes. Pour 15 % des cancers (ex. : cancer du côlon), les enfants semblent aussi sensibles que les adultes. Pour 10 % des cancers (ex. : cancer du poumon), les enfants semblent moins sensibles que les adultes. Enfin, pour les autres types de cancer (environ 50 % des cancers radio-induits), les données sont trop faibles pour permettre de tirer des conclusions (UNSCEAR, 2013).

9.2.7 CONSTATS SUR LES INCERTITUDES RELEVÉES

En somme, les incertitudes relevées précédemment ne permettent pas de dégager de tendances à savoir si les risques calculés à la section 8 sont surestimés ou sous-estimés. Toutefois, il semble que ces incertitudes, dans leur ensemble, aient une faible influence sur les niveaux de risques obtenus. De plus, les cas de cancer en excès, estimés par le Groupe de travail, sont similaires à ceux rapportés par différents auteurs, ce qui confère un degré de confiance acceptable à la présente caractérisation du risque.

9.3 Acceptabilité et gestion du risque

Le Groupe de travail reconnait que toutes les populations sont inévitablement exposées annuellement à un bruit de fond de radiations ionisantes. Dans le monde, cette dose attribuable au bruit de fond est en moyenne de 2,4 mSv/a, avec une étendue qui s'échelonne entre 1 et 13 mSv/a selon les contextes géographiques (UNSCEAR, 2010). Au Canada, cette moyenne serait de 1,8 mSv/a et varierait entre 1,6 et 4,0 mSv/a selon les villes investiguées (Grasty et LaMarre, 2004). De plus, la dose naturelle liée à l'ingestion d'eau potable et de nourriture serait de 0,3 mSv/a, et celle liée seulement à l'ingestion d'eau potable de 0,01 mSv/a[bb] (UNSCEAR, 2000).

Le Groupe de travail reconnait également que ce bruit de fond est considéré dans la construction des recommandations de radioprotection pour le public. Ainsi, selon Santé Canada et l'OMS, la limite de dose de 0,1 mSv/a pour tous les radionucléides présents dans l'eau potable est jugée acceptable. D'une part, le risque supplémentaire engendré par cette dose de référence, par rapport à la variation de la dose annuelle attribuable au bruit de fond, est considéré comme « faible en comparaison à plusieurs autres risques à la santé[cc] » ou encore « noyé dans le contexte statistique d'occurrences spontanées » (OMS, 2008; Santé Canada, 2009). D'autre part, cette limite de dose correspond « à moins de 5 % de la dose annuelle associée au bruit de fond naturel de rayonnement » et ne représenterait qu'une petite addition à la dose annuelle de radiations naturelles (OMS, 2008; Santé Canada, 2009).

Toutefois, comme mentionné au mandat, la gestion du risque est du ressort du MSSS et du MDDELCC. Ainsi, le Groupe de travail s'est contenté de calculer l'excès de risque de cancer, c'est-à-dire en surplus du risque associé au « bruit de fond », attribuable au tritium dans l'eau de consommation, tel que préconisé par l'INSPQ (2012) pour tous les contaminants cancérogènes.

[bb] Cette dernière donnée a été calculée par le Groupe de travail à partir des informations fournies par l'UNSCEAR (2000).

[cc] Traduction libre de l'énoncé suivant : *small in comparison with many other health risks* (OMS, 2008).

10 Conclusion et recommandation du Groupe de travail sur le tritium dans l'eau potable

Entendu que :

1. les émetteurs de rayonnements ionisants et les émetteurs internes de particules bêta incluant le tritium sont classés cancérogènes pour l'homme par le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC, 2012) et par la U.S. EPA (U.S. EPA, 2000a);
2. le modèle linéaire sans seuil est le plus utilisé par les organismes officiels de radioprotection et de santé afin d'estimer les risques stochastiques pour l'exposition aux radiations ionisantes (CIPR, 2005; NRC, 2006; Santé Canada, 2009; U.S. EPA, 2000b; UNSCEAR, 2008);
3. la radiation ionisante du tritium aurait une efficacité biologique au moins deux fois plus importante que celle du rayonnement gamma et, selon plusieurs auteurs, cette différence devrait être prise en compte lors des évaluations du risque spécifiques au tritium (AGIR, 2007; CERRIE, 2004; CIPR, 2009; COMARE, 2004; European commission, 2007; Land *et al.*, 2003; U.S. EPA, 2011);
4. il n'y a pas de nouvelles données biologiques sur la radiotoxicité du tritium qui pourrait influencer spécifiquement le calcul du risque pour ce radionucléide (Dingwall *et al.*, 2011),

le Groupe de travail recommande, comme objectif de santé publique, que la concentration de tritium dans l'eau potable soit maintenue au niveau le plus bas qu'il soit possible d'atteindre. Le MDDELCC, responsable du Règlement sur la qualité de l'eau potable, pourra déterminer ce niveau lors d'une prochaine démarche de révision du Règlement, notamment à partir des éléments en lien avec la faisabilité technique et économique. Afin de soutenir le MDDELCC dans cette éventuelle démarche, le Groupe de travail a calculé, à partir des modèles de la CIPR et de la U.S. EPA, que les concentrations de tritium dans l'eau potable associées aux cas de cancer en excès de 1×10^{-6}, 1×10^{-5} et 1×10^{-4}, correspondent respectivement à 7,14-8,43 Bq/l, 71,4-84,3 Bq/l, et 714-843 Bq/l. En d'autres termes, selon ces mêmes calculs, si 1 000 personnes consommaient de l'eau potable contenant 7 000 Bq/l de tritium, il pourrait y avoir 1 cas supplémentaire de cancer observé parmi ces personnes.

Références bibliographiques

AGIR (2007). Review of Risks from Tritium. Report on the independent Advisory Group on Ionising Radiation, Advisory Group on Ionising Radiation, UK Health Protection Agency, 73 p.

ATSDR (2002). Tritium releases and potential offsite exposures - Health consultation, Federal Facilities Assessment Branch, Division of Health Assessment and Consultation, Agency for toxic substances and disease registry. Accessible au : http://www.atsdr.cdc.gov/hac/pha/PHA.asp?docid=35&pg=0.

ATSDR (2003). Community exposure to the 1965 and 1970 accidental tritium releases (Lawrence Livermore National Laboratory) - Public health assessment, Federal Facilities Assessment Branch, Division of Health Assessment and Consultation, Agency for toxic substances and disease registry, Accessible au : http://www.atsdr.cdc.gov/hac/pha/PHA.asp?docid=37&pg=0.

Baker, P.J., Hoel, D.G. (2007). Meta-analysis of standardized incidence and mortality rates of childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities, *Eur J Cancer Care (Engl.),* 16(4), 355-363.

Balonov, M.I., Muksinova, K.N., Mushkacheva, G.S. (1993). Tritium radiobiological effects in mammals: review of experiments of the last decade in Russia, *Health Phys.,* 65(6), 713-726.

Bard, D., Lévesque, B., Pirard, P., Hubert, P., Verger, P. (2003). Rayonnement ionisant, Chapitre 17, Dans : Environnement et Santé Publique, Fondements et Pratiques, Gérin, M. *et al.*, éditeurs, Rédacteurs Edisem (Acton Vale, Québec), Éditions Tec & Doc (Paris),p. 462-477. Accessible au : http://www.dsest.umontreal.ca/documents/23Chap17.pdf.

CalEPA (2006). Public Health Goal for tritium in drinking water, California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment; Pesticide and Environmental Toxicology Section, Sacramento, Californie. 29 p. Accessible au : http://oehha.ca.gov/water/phg/pdf/phgtritium030306.pdf

CCSN (2008). Normes et recommandations sur le tritium dans l'eau potable, Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux, Commission canadienne de sûreté nucléaire, INFO-0766, 86 p. Accessible au : http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/info_0766_f.pdf.

CCSN (2009a). Rejets de tritium et conséquences sur les doses au Canada en 2006, Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux, Commission canadienne de sûreté nucléaire, INFO-0793, 43 p. Accessible au : http://nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/CNSC_Release_and_Dose_fr_rev2.pdf.

CCSN (2009 b). Étude sur le devenir environnemental du tritium dans l'atmosphère, Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux, Commission canadienne de sûreté nucléaire. Rapport préparé pour la CCSN par ECOMETRIX Incorporated, en collaboration avec RWDI Air Inc. (RSP-0247), INFO-0792, 110 p. Accessible au : http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/Investigation_of_Environmental_Fate_of_Tritium_in_the_Atmosphere_INFO-0792_f.pdf.

CCSN (2010a). Tritium : Effets sur la santé, dosimétrie et radioprotection, Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux, Commission canadienne de sûreté nucléaire, INFO-0799, 220 p. Accessible au : http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/CNSC_Health_Effects_Fre-web.pdf.

CCSN (2010 b). Évaluation des installations de manipulation du tritium, Ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux, Commission canadienne de sûreté nucléaire, INFO-0796, 49 p. Accessible au : http://nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/Evaluation_of_facilities_handling_tritium_info-0796_f.pdf.

CCSN (2010c). Taux de tritium dans les produits maraîchers de Pembroke en 2007 et dose à la population, Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux, Commission canadienne de sûreté nucléaire, INFO-0798, 31 p. Accessible au : http://www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/CNSC_Garden_Produce_Fre-web.pdf.

CCSN (2011). Rapport de synthèse du projet d'études sur le tritium, Révision 1, Ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux, Commission canadienne de sûreté nucléaire, INFO-0800, révision 1, 50 p. Accessible au : http://www.suretenucleaire.gc.ca/fra/pdfs/Reports/CNSC_Tritium_Studies_Project_Synthesis_Report_f.pdf.

Cember, H., Johnson, T.E. (2009). Introduction to health physics, 4e édition, McGraw-Hill Companies Inc., 873 p.

CERRIE (2004). Report of the Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters (CERRIE), Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters, Londres, 31 p.

Chen, J. (2010). Doses to children from intakes by ingestion, *Radiat. Prot. Dosimetry,* 142(1), 46-50.

CIRC (2012). IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume100, A review of human carcinogens, Part D: Radiation. Internalized beta-particle emitting radionuclides, IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (2009 : Lyon, France). International Agency for Research on Cancer, World Health Organisation, p. 285-303. Accessible au : http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100D/mono100D.pdf.

CIPR (1990). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 1. ICRP Publication 56, *Ann. ICRP,* 20(2), 1-73.

CIPR (1991). 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60, *Ann. ICRP,* 21(1-3), 1-77.

CIPR (1993). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 2 Ingestion Dose Coefficients. ICRP Publication 67, *Ann. ICRP,* 23(3-4), 1-94.

CIPR (1996). Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides – Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients. ICRP Publication 72, *Ann. ICRP,* 26(1), 1-91.

CIPR (2001). Doses to the embryo and fetus from intakes of radionuclides by the mother. ICRP Publication 88, *Ann. ICRP,* 31(1-3), 1-520.

CIPR (2003). Biological effects after prenatal irradiation (embryo and fetus) from intakes of radionuclides by the mother. ICRP Publication 90, *Ann. ICRP,* 33(1-2), 1-198.

CIPR (2005). Low-dose extrapolation of radiation-related cancer risk. ICRP publication 99, *Ann. ICRP,* 35(4), 1-140.

CIPR (2009). Recommandations 2007 de la Commission internationale de protection radiologique. Publication 103 de la CIPR, Commission internationale de protection radiologique. Éditions Tec & Doc et Lavoisier. Édition en langue française par Jean-Claude Nénot, assisté de Jean Brenot, Dominique Laurier, Alain Rannou et Dominique Thierry, Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, Paris, Publication 103, 415 p. Accessible au : http://www.icrp.org/docs/P103_French.pdf.

Cohen, E.R., Cvitas, T., Frey, J.G., Holmström, B., Kuchitsu, K., Marquardt, R., Mills, I., Pavese, F., Quack, M., Stohner, J., , S.H.L., Takami, M., Thor, A.J. (2008). Quantities, Units and Symbols in Physical Chemistry, 3e édition, IUPAC & RSC Publishing, Cambridge, UK, 235 p.

COMARE (2004). Advice to government on the review of the radiation risks from radioactive internal emitters carried out and published by the Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters (CERRIE). 9th Report, Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment, National Radiological Protection Board, 33 p. Accessible au : http://www.comare.org.uk/reports/COMARE9thtextprint.pdf.

COMARE (2006). The distribution of childhood leukaemia and other childhood cancers in Great Britain1969-1993. 11th Report, Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment, Health Protection Agency, 160 p. Accessible au : http://www.comare.org.uk/press_releases/documents/COMARE11thReport.pdf.

COMARE (2011). Further consideration of the incidence of childhood leukaemia around nuclear power plants in Great Britain. 14th Report, Committee on medical aspects of radiation in the environment, Health Protection Agency, 142 p. Accessible au : http://www.comare.org.uk/documents/COMARE14report.pdf.

CUE (2013). Directive 2013/51/EURATOM du conseil du 22 octobre 2013 fixant des exigences pour la protection de la santé de la population en ce qui concerne les substances radioactives dans les eaux destinées à la consommation humaine. Conseil de l'Union européenne. Journal official des communautés européennes. L 296. 7 novembre 2013. p. 12-21. Accessible au : http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:296:0012:0021:FR:PDF.

Dingwall, S., Mills, C.E., Phan, N., Taylor, K., Boreham, D.R. (2011). Human Health and the Biological Effects of Tritium in Drinking Water: Prudent Policy Through Science - Addressing the ODWAC New Recommendation, *Dose. Response,* 9(1), 6-31.

Dobson, R.L. (1978). How toxic is tritium? Relevance of high-dose results and gamma-ray data to evaluating low-level, chronic exposure, *Environ Health Perspect,* 22 145-147.

European commission (2007). Radiation protection publication no 152, Proceedings of the: EU scientific seminar 2007, Emerging issues on tritium and low energy beta emitters, Luxembourg, 13 Nov. 2007, p. 100.

European commission (2009). Radiation protection publication no 163, Proceedings of the: EU scientific seminar 2009, Childhood leukaemia - Mechanisms and causes, Luxembourg, 3 Nov. 2009, p. 72.

Fairlie, I. (2007). RBE and w(R) values of Auger emitters and low-range beta emitters with particular reference to tritium, *J Radiol. Prot.* 27(2), 157-168.

Galeriu, D., Melintescu, A., Beresford, N.A., Takeda, H., Crout, N.M. (2009). The dynamic transfer of ^{3}H and ^{14}C in mammals : a proposed generic model, *Radiat. Environ Biophys.* 48(1), 29-45.

Galeriu, D., Takeda, H., Melintescu, A., Trivedi, A. (2005). Energy Metabolism and Human Dosimetry of Tritium, *Fusion Science and Technology,* 48(1), 795-798.

Gauvin, J.P. (2012), Rayonnements ionisants et principes de radioprotection, Dans : Manuel d'hygiène du travail. Du diagnostic à la maîtrise des facteurs de risque, Comité éditorial : Roberge, B., Association québécoise pour l'hygiène, la santé et la sécurité du travail. Mont-Royal, Québec : Modulo-Griffon.

Gouvernement de l'Ontario (2008). Loi de 2002 sur la salubrité de l'eau potable. Règlement de l'Ontario 169/03. Normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario. Accessible au : http://www.e-laws.gov.on.ca/html/statutes/french/elaws_statutes_02s32_f.htm.

Gouvernement du Québec (2001). Règlement sur la qualité de l'eau potable (Q-2, r. 40), Éditeur officiel du Québec, Québec, La Gazette officielle du Québec.

Gouvernement du Québec (2014). Règlement sur la qualité de l'eau potable (Q-2, r. 40), Éditeur officiel du Québec, Québec, La Gazette officielle du Québec, Accessible au : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/Q_2/Q2R40.htm.

Gouvernement du Canada (2012). Règlement sur la radioprotection. DORS/2000-203.

Grasty, R.L., LaMarre, J.R. (2004). The annual effective dose from natural sources of ionising radiation in Canada, *Radiat. Prot. Dosimetry,* 108(3), 215-226.

Groupe scientifique sur l'eau (2005). Consommation d'eau utilisée par défaut pour l'établissement des normes d'eau potable. Avis au ministère de la Santé et des Services sociaux, Institut national de santé publique du Québec, Québec, 5 p.

Harrison, J. (2009). Doses and risks from tritiated water and environmental Organically Bound Tritium, *J Radiol. Prot.* 29(3), 335-349.

Harrison, J., Day, P. (2008). Radiation doses and risks from internal emitters, *J Radiol. Prot.* 28(2), 137-159.

Harrison, J.D., Khursheed, A., Lambert, B.E. (2002). Uncertainties in dose coefficients for intakes of tritiated water and organically bound forms of tritium by members of the public, *Radiat. Prot. Dosimetry,* 98(3), 299-311.

Harrison, J.D., Streffer, C. (2007). The ICRP protection quantities, equivalent and effective dose: their basis and application, *Radiat. Prot. Dosimetry,* 127(1-4), 12-18.

Hydro-Québec (2010). Résultats du programme de surveillance de l'environnement du site de Gentilly -2. Rapport annuel 2009, Hydro-Québec production, Rapport technique G2-RT-2010-00518-025, 82 p.

Hydro-Québec (2011). Résultats du programme de surveillance de l'environnement du site de Gentilly -2. Rapport annuel 2010, Hydro-Québec production, Rapport technique G2-RT-2011-00518-003, 82 p. Accessible au : http://www.hydroquebec.com/production/centrale-nucleaire/pdf/prog_surv_radio2010.pdf.

Hydro-Québec (2012). Résultats du programme de surveillance de l'environnement du site de Gentilly -2. Rapport annuel 2011, Hydro-Québec production, Rapport technique G2-RT-2013-00518-006, 126 p. Accessible au site : http://www.hydroquebec.com/production/centrale-nucleaire/pdf/prog_surv_radio2011.pdf.

Hydro-Québec (2013). Résultats du programme de surveillance de l'environnement du site de Gentilly -2. Rapport annuel 2012, Hydro-Québec production, Rapport technique G2-RT-2013-00518-005, 126 p. Accessible au : http://www.hydroquebec.com/production/centrale-nucleaire/pdf/prog_surv_radio2012.pdf.

INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec, Équipe scientifique sur les risques toxicologiques, Institut national de santé publique du Québec. Gouvernement du Québec. Accessible au : http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1440_LignesDirectRealEvaRisqueToxicoOrigEnviroSanteHum.pdf.

IRSN (2008). Les études épidémiologiques des leucémies autour des installations nucléaires chez l'enfant et le jeune adulte : revue critique. Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, Direction de la radioprotection de l'homme, Service de radiobiologie et d'épidémiologie, Laboratoire d'épidémiologie des rayonnements ionisants, Nanterre, Rapport DRPH/SRBE no 2008-01, 198 p. Accessible au : http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/radioprotection-homme/Pages/Etudes-epidemiologiques-leucemies-autour-installations-nucleaires-chez-enfant-et-jeune-adulte-revue-critique.aspx.

IRSN (2009), Éléments de réflexion sur le risque sanitaire posé par le tritium, Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, Direction de la protection de l'Homme, Rapport DRPH/DIR/2009-18, 24 p. Accessible au : http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/Documents/radioprotection/IRSN_DRPH-2009-18_Tritium-risque-sanitaire.pdf.

ISCORS (2002). A method for estimating radiation risk from total effective dose equivalent (TEDE). Final report, Interagency Steering Committee on Radiation Standards, ISCORS Technical Report 2002-02. Accessible au : http://www.iscors.org/doc/RiskTEDE.pdf.

Kaatsch, P., Spix, C., Schulze-Rath, R., Schmiedel, S., Blettner, M. (2008). Leukaemia in young children living in the vicinity of German nuclear power plants, *Int J Cancer,* 122(4), 721-726.

Kocher, D.C., Apostoaei, A.I., Hoffman, F.O. (2005). Radiation effectiveness factors for use in calculating probability of causation of radiogenic cancers, *Health Phys.,* 89(1), 3-32.

Kocher, D.C., Apostoaei, A.I., Henshaw, R.W., Hoffman, F.O., Schubauer-Berigan, M.K., Stancescu, D.O., Thomas, B.A., Trabalka, J.R., Gilbert, E.S., Land, C.E. (2008). Interactive RadioEpidemiological Program (IREP) : a web-based tool for estimating probability of causation/assigned share of radiogenic cancers, *Health Phys.,* 95(1), 119-147.

Kocher, D.C., Hoffman, F.O. (2011). Drinking water standard for tritium-what's the risk? *Health Phys.,* 101(3), 274-285.

Land, C., Gilbert, E., Smith, J., Hoffman, F.O., Apostoaei, I., Thomas, B., Kocher, D.C. (2003). Report of the NCI-CDC working group to revise the 1985 NIH radioepidemiological tables, U.S. Department of Health and Human Services, National Institutes of Health, National Cancer Institute, NIH-No-03-5387. Accessible au : http://dceg.cancer.gov/files/NIH_No_03-5387.pdf.

Lane, R., Dagher, E., Burtt, J., Thompson, P.A. (2013). Radiation exposure and cancer incidence (1990 to 2008) around nuclear power plants in Ontario, Canada. *J. Env. Prot*. 4(9), 888-913.

Latouche, G. (2008). Évaluation des teneurs de radionucléides dans le milieu aqueux en aval de la centrale nucléaire Gentilly-2, Université Laval, Québec. Mémoire de maîtrise, 135 p.

Laurier, D., Jacob, S., Bernier, M.O., Leuraud, K., Metz, C., Samson, E., Laloi, P. (2008). Epidemiological studies of leukaemia in children and young adults around nuclear facilities: a critical review, *Radiat. Prot. Dosimetry,* 132(2), 182-190.

Leblanc, J. F. (1996). Tritium dans le fleuve St-Laurent : impact des rejets d'eau tritiée de Gentilly-2, Université Laval, Québec. Mémoire de maîtrise, 110 p.

Little, M.P., Lambert, B.E. (2008). Systematic review of experimental studies on the relative biological effectiveness of tritium, *Radiat. Environ Biophys.* 47(1), 71-93.

Magill, J. et Galy, J. (2005). Radioactivity, radionuclides, radiation, Springer-Verlag Berlin Heidelberg et European Communities, Germany, 265 p.

Metz-Flamant C, Samson E, Caër-Lorho S, Acker A, Laurier D. (2012). Leukemia risk associated with chronic external exposure to ionizing radiation in a French cohort of nuclear workers. *Radiat Res*. 178(5) : 489-98.

Mobbs, S., Watson, S., Harrison, J., Muirhead, C., Bouffler, S. (2009). An Introduction to the Estimation of Risks Arising from Exposure to Low Doses of Ionising Radiation, Centre for Radiation, Chemical and Environmental Hazards. Health Protection Agency, Oxfordshire, HPA-RPD-055, 16 p.

Mobbs, S., Muirhead, C., Harrison, J. (2010). Risks from ionising radiation Centre for Radiation, Chemical and Environmental Hazards, Health Protection Agency, Oxfordshire, HPA-RPD-066, 20 p. Accessible au : http://www.hpa.org.uk/webc/HPAwebFile/HPAweb_C/1274090258191.

NAS (2010). Analysis of cancer risks in populations near nuclear facilities: phase I. National Academy of Science. Dernière mise à jour le 2010. Accessible au : http://www8.nationalacademies.org/cp/projectview.aspx?key=49310.

NRC (2006). Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: Biological Effects of Ionising Radiation (BEIR) VII - Phase 2, Committee to Assess Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation, Board on Radiation Effects Research, Division on Earth and Life Studies, National Research Council of the National Academy of Sciences, National academy Press., Washington, DC, 324 p. Accessible au : http://www.nap.edu/openbook.php?isbn=030909156X.

ODWAC (2009). Report and Advice on the Ontario Drinking Water Quality Standard for Tritium, Ontario Drinking Water Advisory Council, Government of Ontario, Ottawa, 56 p.

OMS (2008). Radiological aspects, Dans : Guidelines for drinking-water quality [electronic resource]: incorporating 1st and 2nd addenda, Vol. 1, Recommendations. 3e édition, Organisation mondiale de la Santé, Genève, p. 197-209. Accessible au : http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf.

Richardson, R.B. (2009). Factors that elevate the internal radionuclide and chemical retention, dose and health risks to infants and children in a radiological-nuclear emergency, *Radiat. Prot. Dosimetry,* 134(3-4), 167-180.

Richardson, R.B., Dunford, D.W., Peterson, S.R. (2001). Influence of gender differences in the carbon pool on dose factors for intakes of tritium and 14c-labeled compounds. *Health Physics,* 81(3), 302-312.

Santé Canada (1998). Évaluation et gestion des risques de cancer associés aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques, Préparé par le groupe de travail mixte composé de membres des comités consultatifs de la CCEA et du personnel de la CCEA, de Santé Canada et du ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario. Ministre, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Ottawa, H39-428/1998F, 48 p.

Santé Canada (2009). Paramètres radiologiques. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Document technique, Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement, Ottawa, H128-1/10-614F-PDF, 37 p. Accessible au : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/radiological_para-radiologiques/radiological_para-radiologiques-fra.pdf.

Spix, C., Schmiedel, S., Kaatsch, P., Schulze-Rath, R., Blettner, M. (2008). Case-control study on childhood cancer in the vicinity of nuclear power plants in Germany 1980-2003, *Eur J Cancer,* 44(2), 275-284.

Straume, T., Carsten, A.L. (1993). Tritium radiobiology and relative biological effectiveness, *Health Phys.* 65(6), 657-672.

Taylor, D.M. (2003). A biokinetic model for predicting the retention of 3H in the human body after intakes of tritiated water, *Radiat. Prot. Dosimetry,* 105(1-4), 225-228.

Tracy, B.L. (2010). Would children be adequately protected by existing intervention levels during a radionuclear emergency?, *Radiat. Prot. Dosimetry,* 142(1), 40-45.

Tubiana, M., Aurengo, A., Averbeck, D., Bonnin, A., Le Guen, B., Masse, R., Monier, R., Valleron, A.J., de Vathaire, F. (2005). La relation dose-effet et l'estimation des effets cancérogènes des faibles doses de rayonnements ionisants. Rapport d'un groupe de travail mixte*,* Académie nationale de médecine et Académie des sciences de l'Institut de France, Paris, 59 p.

U.S. EPA (1976). National interim primary drinking water regulations, United States Environmental Protection Agency, Office of water supply, Chicago, EPA-570/9-76-003. Accessible au site : http://yosemite.epa.gov/water/owrccatalog.nsf/9da204a4b4406ef885256ae0007a79c7/490344d9eaf40d4e85256b0600724162!OpenDocument

U.S. EPA (1999). Cancer risk coefficients for environmental exposure to radionuclides. Federal guidance report no. 13, United States Environmental Protection Agency, Office of radiation and indoor air. Washington, D.C., EPA 402-R -99-001, 186 p. Accessible au : http://www.epa.gov/radiation/docs/federal/402-r-99-001.pdf.

U.S. EPA (2000a). National primary drinking water regulations; Radionuclides; Final rule, Dans : Federal Register Part IV (40 CFR Parts 9, 141 and 142, december 2000), United States Environmental Protection Agency, pp. 76708-76753. Disponible au site : http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2000-12-07/pdf/00-30421.pdf.

U.S. EPA (2000 b). National primary drinking water regulations; Radionuclides; Notice of data availability; Proposed rule, Dans : Federal Register Part IV (40 CFR Parts 141 and 142, January 2000), United States Environmental Protection Agency, pp. 21576-21628.

U.S. EPA (2000c). Radionuclides Notice of Data Availability Technical Support Document, United States Environmental Protection Agency, Office of Ground Water and Drinking Water, in collaboration with Office of Indoor Air and Radiation, United States Geological Survey, 164 p.

U.S. EPA (2011). EPA Radiogenic cancer risk models and projections for the U.S. population, United States Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Indoor Air, Washington, DC, EPA 402-R-11-001, 129 p.

U.S. HHS (2002). Guidelines for Determining the Probability of Causation and Methods for Radiation Dose Reconstruction Under the Employees Occupational Illness Compensation Program Act of 2000; Final Rules, Dans : Federal Register Part IV (42 CFR Parts 81and 82, RIN 0920-ZA01 and ZA-00, may 2002), United States Department of Health and Human Services, p. 22296-22314.

UNSCEAR (2000). Sources and effects of ionizing radiation: UNSCEAR - 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes A to E, vol. I: Sources, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York. Accessible au : http://www.unscear.org/unscear/publications/2000_1.html.

UNSCEAR (2008). Effects of ionizing radiation: UNSCEAR - 2006 Report to the General Assembly, with scientific annexes., United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York, Accessible au : http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2006_1.html.

UNSCEAR (2010). Effects of ionizing radiation: UNSCEAR - 2008 Report to the General Assembly, with scientific annexes., United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York. Accessible au : http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2008_1.html.

UNSCEAR (2011). Effets des rayonnements à faibles doses sur la santé : Rapport 2010 de l'UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York, 17-32. Accessible au : http://www.unscear.org/docs/reports/2010/UNSCEAR_2010_Report_M.pdf.

UNSCEAR (2013). Sources, effects and risks of ionizing radiation. Report to the General Assembly, with scientific annexes, Volume II: Scientific Annex B, Effects of radiation exposure of children. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York, Accessible au : http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2013_2.html.

Wanigaratne S, Holowaty E, Jiang H, Norwood TA, Pietrusiak MA, Brown P. (2013). Estimating cancer risk in relation to tritium exposure from routine operation of a nuclear-generating station in Pickering, Ontario. *Chronic Dis Inj Can*. 33 (4): 247-56.

Wang, B., Takeda, H., Gao, W.M., Zhou, X.Y., Odaka, T., Ohyama, H., Yamada, T., Hayata, I. (1999). Induction of apoptosis by beta radiation from tritium compounds in mouse embryonic brain cells, *Health Phys.,* 77(1), 16-23.

Weir, D., (2009). Tritium levels in Ottawa drinking water. Memo to Mayor and Members of Council from General Manger, Environmental Services Department. City of Ottawa. Mise à jour du 19 Nov. 2009.

Wing, S., Richardson, D.B., Hoffmann, W. (2011). Cancer risks near nuclear facilities: the importance of research design and explicit study hypotheses, *Environ Health Perspect,* 119(4), 417-421.

Zablotska, L.B., Lane, R.S.D. Thompson, P.A. (2013). A Reanalysis of cancer Mortality in Canadian Nuclear Workers (1957-1994) Based on Revised Exposure and Cohort Data. *British Journal Cancer*, 1-10.

Annexe 1

Contexte de la demande

Contexte de la demande

Depuis quelques années, les communautés scientifiques et politiques de diverses organisations de réglementation, de même que des organisations environnementales, s'interrogent sur les impacts à la santé publique de l'exposition au tritium d'origine anthropique par l'eau potable et par l'environnement en général. Plusieurs rapports concernant spécifiquement les risques liés au tritium environnemental ont été publiés par des organismes reconnus, tels que le groupe consultatif sur le rayonnement ionisant (Advisory Group on Ionising Radiation : AGIR) de la Health Protection Agency britannique, la California Environmental Protection Agency (CalEPA), la Commission canadienne de la sûreté nucléaire (CCSN) et l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire française (IRSN) (AGIR, 2007; CalEPA, 2006; CCSN, 2011; IRSN, 2009).

En mai 2009, l'Ontario Drinking Water Advisory Council (ODWAC) a publié un rapport recommandant l'abaissement de la norme ontarienne pour le tritium dans l'eau potable à 20 Bq/l (voir section 6.2) (ODWAC, 2009). À la suite de la publication de ce rapport, l'Association des professionnels de la santé pour la survie mondiale, présidée par le Dr Notebaert, a adressé une lettre en juillet 2009 à plusieurs ministres du Québec, dont les ministres de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), pour demander la révision à la baisse de la limite acceptable de tritium dans l'eau potable au Québec.

Le MSSS a adressé, à l'automne 2009, au Groupe scientifique sur l'eau (GSE) de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), une demande d'évaluation de risque qui avait été initiée dans le contexte de la révision, par le MDDELCC, du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) qui avait lieu à ce moment.

Analyse préliminaire du Groupe scientifique sur l'eau et constat

Le GSE de l'INSPQ a procédé à l'évaluation du dossier sur le tritium dans l'eau potable à l'automne 2009. Une revue de littérature préliminaire a d'abord été effectuée par le GSE dans le but de cerner les principaux enjeux reliés à l'évaluation du risque radiologique du tritium dans l'eau potable avec la collaboration de Patrick Poulin, alors membre de l'équipe scientifique sur le rayonnement ionisant de l'INSPQ.

Le GSE a constaté qu'une telle demande d'évaluation ne pouvait être réalisée dans un court laps de temps avec les ressources internes du GSE et de l'INSPQ. Ainsi, l'expertise d'un groupe de travail, ayant comme mandat de procéder à une telle évaluation, s'est avérée nécessaire, et le groupe de travail sur le tritium dans l'eau potable a été formé à l'hiver 2010 (voir l'annexe 2).

Annexe 2

Groupe de travail sur le tritium dans l'eau potable

Groupe de travail sur le tritium dans l'eau potable

Composition

Le Groupe de travail sur le tritium dans l'eau est composé des personnes suivantes :

Marie-Hélène Bourgault, M. Sc.	Conseillère scientifique, Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques, INSPQ
Céline Campagna, Ph. D.	Chercheuse d'établissement, Groupe scientifique sur l'eau de l'INSPQ et professeure associée, Département de médecine sociale et préventive, Université Laval
Marco Desjardins, M.D.	Médecin-conseil en santé publique, Direction de la santé publique de la Mauricie et du Centre-du-Québec et responsable du volet santé publique du Plan des mesures d'urgence nucléaire externe à la centrale Gentilly-2
Dominic Larivière, Ph. D.	Professeur agrégé, Département de chimie, Université Laval, et directeur du laboratoire de radioécologie de l'Université Laval
Patrick Levallois M.D., FRCPC	Médecin-conseil en santé publique, responsable du Groupe scientifique sur l'eau de l'INSPQ, et professeur titulaire, Département de médecine sociale et préventive, Université Laval
Patrick Poulin, Ph. D.	Conseiller scientifique, Équipe scientifique sur l'air intérieur, INSPQ

Les membres du comité ont tous signé la déclaration de divulgation de situations de conflit d'intérêts (voir l'annexe 3).

Mandat

Le mandat du Groupe de travail sur le tritium était d'agir comme conseiller du Groupe scientifique sur l'eau de l'INSPQ dans la réévaluation de la norme de tritium dans l'eau potable.

Démarche scientifique et méthodologique

Dans la foulée des rencontres du Groupe de travail, les membres ont atteint une base commune de connaissance sur l'évaluation radiologique, les principes de radioprotection et la radiotoxicité du tritium. Les membres ont aussi révisé et débattu de certains éléments scientifiques importants pour leur analyse, tels que :

- l'origine du 1 mSv/a comme limite de dose annuelle pour le public;
- l'origine du 10 % de la limite de dose annuelle attribuable à l'eau potable dans la détermination des valeurs guides de radionucléides dans l'eau potable;
- les différences entre l'approche d'estimation du risque cancérogène chimique et radiologique;
- les situations permettant l'utilisation du facteur d'efficacité biologique relative du tritium;
- les valeurs acceptées du facteur d'efficacité biologique relative du tritium;
- la dérivation annuelle ou chronique du risque de cancer;
- les recommandations du CIPR (2009) comparativement à 1991;
- les forces et limites des études épidémiologiques sur le tritium et la leucémie;

- les objectifs acceptés de risque de cancer radio-induit;
- la radiation naturelle et le bruit de fond au Canada;
- les coefficients de risque de cancer de la CIPR et de la U.S. EPA.

Les membres du Groupe de travail affiliés à l'INPSQ ont effectué, en 2010 et en 2011, une revue de littérature scientifique sur les démarches d'évaluation du risque toxicologique et radiologique, sur la littérature scientifique et grise se rapportant aux radionucléides et en particulier au tritium, ainsi que sur les positions des principaux organismes quant à la réglementation du tritium et autres radionucléides dans l'eau potable. Certains documents d'organismes reconnus, mis à jour en 2012 et 2013, ont été ajoutés.

Tous ces éléments ont permis de statuer sur une démarche commune, soit l'évaluation du risque radiotoxicologique basée sur le risque de cancer à la suite d'une exposition cumulée pendant toute la vie à un radionucléide donné. La méthodologie d'évaluation du risque est décrite à la section 7 de l'avis. Aussi, cette décision a mené à l'établissement d'une recommandation, tel que présenté dans ce document. Enfin, le dossier a été finalisé en 2013-2014 avec l'ajout de certaines références mises à jour.

Rencontres

Le Groupe de travail s'est rencontré à huis clos à six reprises entre les mois de mai 2010 et mars 2013, soit le 7 mai 2010, le 29 juin 2010, le 18 novembre 2010, le 23 mars 2011, le 4 mai 2011 et le 25 mars 2013. Le Groupe de travail a aussi rencontré des experts et homologues de Santé Canada, de la CCSN et du MDDELCC au cours de cette période.

Annexe 3

Divulgation de situations de conflit d'intérêts

Divulgation de situations de conflit d'intérêts

Éthique

Chaque membre a été invité à siéger au Groupe de travail pour faire bénéficier la population de son expertise. Aucun membre ne devait représenter un groupe d'intérêt ou ne devait utiliser son appartenance au Groupe pour promouvoir ses propres intérêts ou ceux d'un tiers. En acceptant de siéger au Groupe, chaque membre reconnaissait le bien-fondé de ce principe et s'engageait à y adhérer.

Afin d'assurer l'indépendance et l'intégrité du Groupe, chaque membre avait l'obligation de déclarer les activités et les relations susceptibles de le placer dans une situation réelle, potentielle ou apparente de conflit d'intérêts. En cas de doute, le membre avait l'obligation de divulguer sa situation. Chacun des membres du Groupe devait compléter et signer le Formulaire de divulgation de situations de conflit d'intérêts avant de participer aux travaux du Groupe de travail, et dès qu'une situation de conflit d'intérêts réel, potentiel ou apparent se présentait.

Définition

Un conflit d'intérêts inclut toutes situations où un membre peut être amené à choisir entre ses intérêts personnels ou ceux de ses proches, de nature pécuniaire ou autre, et l'intérêt du Groupe dans l'exercice de son mandat. Il comprend également tout intérêt direct ou indirect dans une entreprise, association, organisme, groupe ou dans toute autre organisation qui met en conflit ses intérêts personnels ou ceux de ses proches et celui du Groupe de travail dans l'exercice de son mandat.

Sans limiter la généralité de ce qui précède, les situations suivantes doivent être déclarées :

- tout lien d'emploi avec un organisme dans lequel la personne est amenée à travailler, à conduire des travaux ou à prendre des décisions reliées au mandat;
- toute contribution à titre de conseiller ou de consultant pour un organisme dont les activités sont partiellement ou totalement reliées au mandat;
- toute participation financière dans une entreprise dont les activités sont partiellement ou totalement reliées au mandat (p. ex. : actions, parts);
- tous les honoraires pour des conférences, présentations, représentations, témoignages d'expert ou apparition reçus d'une organisation dont les activités sont partiellement ou totalement reliées au mandat;
- toute rémunération, gratification ou cadeau en argent ou en nature (p. ex., transport, voyage, séjour, repas, spectacle), reçue d'une organisation dont les activités sont partiellement ou totalement reliées au mandat; l'obtention de fonds de recherche destinés à une étude partiellement ou totalement reliés au mandat ou provenant d'un organisme dont les activités sont partiellement ou totalement reliées au mandat.

Examens des situations de conflit d'intérêts

Lorsqu'une situation de conflit d'intérêts réel, potentiel ou apparent leur est signalée, les membres du Groupe de travail doivent déterminer si le membre peut continuer à siéger de façon neutre et impartiale. Ils peuvent également imposer toutes conditions qu'ils jugent utiles afin de permettre au membre de continuer à siéger. En cas de non-divulgation d'une situation de conflit d'intérêts réel, potentiel ou apparent, les membres du Groupe de travail doivent déterminer si le membre doit être exclu du Groupe de travail, ou s'il peut continuer à siéger sous certaines conditions.

Tableau A1 Divulgation des situations de conflit d'intérêts des membres du Groupe de travail sur le tritium en date du 17 mars 2011

Membre	Affiliation	Déclaration
Marie-Hélène Bourgault	INSPQ	aucune situation de conflit d'intérêts
Céline Campagna	INSPQ	aucune situation de conflit d'intérêts
Marco Desjardins	DSP de la Mauricie et du Centre-du-Québec	aucune situation de conflit d'intérêts • a témoigné comme expert (non rémunéré) devant la CCSN lors de l'analyse du plan des mesures d'urgence externe de Gentilly-2
Dominic Larivière	Université Laval	• a reçu des contrats d'analyses environnementales de la part d'Hydro-Québec (2009-2011) • a reçu du financement de recherche de la part d'Hydro-Québec (2009-2013), d'Énergie atomique du Canada (2010-2012), et de la Commission canadienne de sûreté nucléaire (2009-2011) • a été consultant pour le MDDELCC et le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec pour l'analyse de radionucléides • a été employé du bureau de la radioprotection de Santé Canada (2005-2008)
Patrick Levallois	INSPQ	aucune situation de conflit d'intérêts
Patrick Poulin	INSPQ	aucune situation de conflit d'intérêts

Examen des déclarations et décisions

Le Groupe de travail (à l'exclusion du professeur Larivière) a pris en compte toutes les déclarations de situations de conflit d'intérêts réelles ou potentielles de monsieur Larivière. Le Groupe de travail connaissait déjà ces situations, puisque monsieur Larivière les avait déclarées au Groupe de travail avant d'accepter de siéger comme membre du Groupe de travail. Le Groupe de travail a constaté que les déclarations ci-mentionnées concernent uniquement les mesures et l'analyse des radionucléides et non une expertise sur l'analyse du risque ou la gestion du risque. Le Groupe de travail a constaté également que le laboratoire de radioécologie dirigé par monsieur Larivière est le seul laboratoire québécois capable d'effectuer l'analyse des radionucléides au Québec.

Le Groupe de travail (5 membres) a donc considéré que les activités de M. Larivière n'étaient pas en conflit avec le mandat du Groupe de travail.

Annexe 4

Coefficients de cancérogénicité de la U.S. EPA

Coefficients de cancérogénicité de la U.S. EPA

Cette annexe complémente les informations décrites à la section 7.2 de la méthodologie au sujet du modèle d'évaluation du risque de la U.S. EPA. Le coefficient de cancérogénicité vie entière représente le risque cancérogène vie durant estimé pour une seule unité d'activité d'un radionucléide incorporé de façon chronique par une voie donnée $(Bq)^{-1}$. Le rapport *Federal Guidance Report No 13* de la U.S. EPA présente des coefficients pour environ 800 radionucléides (U.S. EPA, 1999). Pour chaque radionucléide et pour chaque voie d'incorporation, un coefficient pour le risque de morbidité et un autre pour le risque de mortalité est donné.

À l'instar du coefficient de risque nominal de la CIPR (voir section 7.2.1), les coefficients de cancérogénicité vie durant sont principalement estimés à partir des études épidémiologiques conduites auprès des survivants japonais aux bombes atomiques, exposés de façon externe et aiguë aux radiations (U.S. EPA, 1999). Les risques pour chaque site de cancer, observés lors de ces études, ont d'abord été extrapolés, tout comme l'a fait l'UNSCEAR, la CIPR et le comité BEIR VII, aux faibles doses.

Par contre, la U.S. EPA a extrapolé ces risques à la population des États-Unis seulement (U.S. EPA, 1999). Pour ce faire, des données propres à l'âge et au sexe sur la dosimétrie interne du radionucléide, sur les taux de mortalité par cancer et sur les taux de mortalité pour d'autres causes non-radio induites ont été employées. Ces données ont permis d'estimer, distinctement pour chaque radionucléide, pour chaque site de cancer, pour chaque sexe et pour chaque âge, un coefficient de risque cancérogène vie entière consécutif à une incorporation aiguë égale à 1 Bq.

Ensuite, pour chaque radionucléide, les coefficients de risque obtenus chez les hommes et chez les femmes ont été combinés (U.S. EPA, 1999). Puis, ces coefficients moyens ont été utilisés afin de calculer le risque vie entière pour chaque site de cancer inhérent à une incorporation chronique de ce radionucléide par une voie donnée (ingestion ou inhalation). Pour y parvenir, les produits entre 1) le coefficient de risque cancérogène vie entière à chaque âge $(Bq)^{-1}$ (calculé précédemment pour une incorporation aiguë) et 2) l'activité incorporée par cette voie durant chaque âge spécifique (Bq) ont été sommés sur la vie entière. Le calcul de l'activité incorporée par une voie donnée et pendant un âge donné requiert la connaissance du taux d'utilisation du milieu physique à cet âge (ex. : litres d'eau ingérés/jour).

Ensuite, pour chaque site de cancer, le risque vie entière associé à une incorporation chronique par une voie donnée est divisé par l'activité incorporée par cette voie durant toute la vie (Bq)[dd] afin de déterminer un coefficient de risque cancérogène vie durant $(Bq)^{-1}$, qui résulte d'une incorporation chronique. Les coefficients ainsi calculés ont été additionnés en vue d'obtenir un coefficient de cancérogénicité vie entière total pour l'ensemble des sites de cancer, soit les coefficients de risque présentés dans le *Federal Guidance Report No 13* (U.S. EPA, 1999).

Enfin, tout comme les facteurs de conversion de dose de la CIPR, le calcul du coefficient de cancérogénicité prend en considération la désintégration du radionucléide absorbé dans l'organisme humain et de sa biocinétique, mais il ne tient pas compte de sa désintégration dans l'environnement.

[dd] À son tour, la détermination de l'activité incorporée par une voie donnée durant toute la vie requiert la connaissance du taux d'utilisation du milieu physique propre à chaque âge.

N° de publication : 1941

Centre d'expertise
et de référence

www.inspq.qc.ca

Institut national
de santé publique
Québec