



Santé
Canada Health
Canada

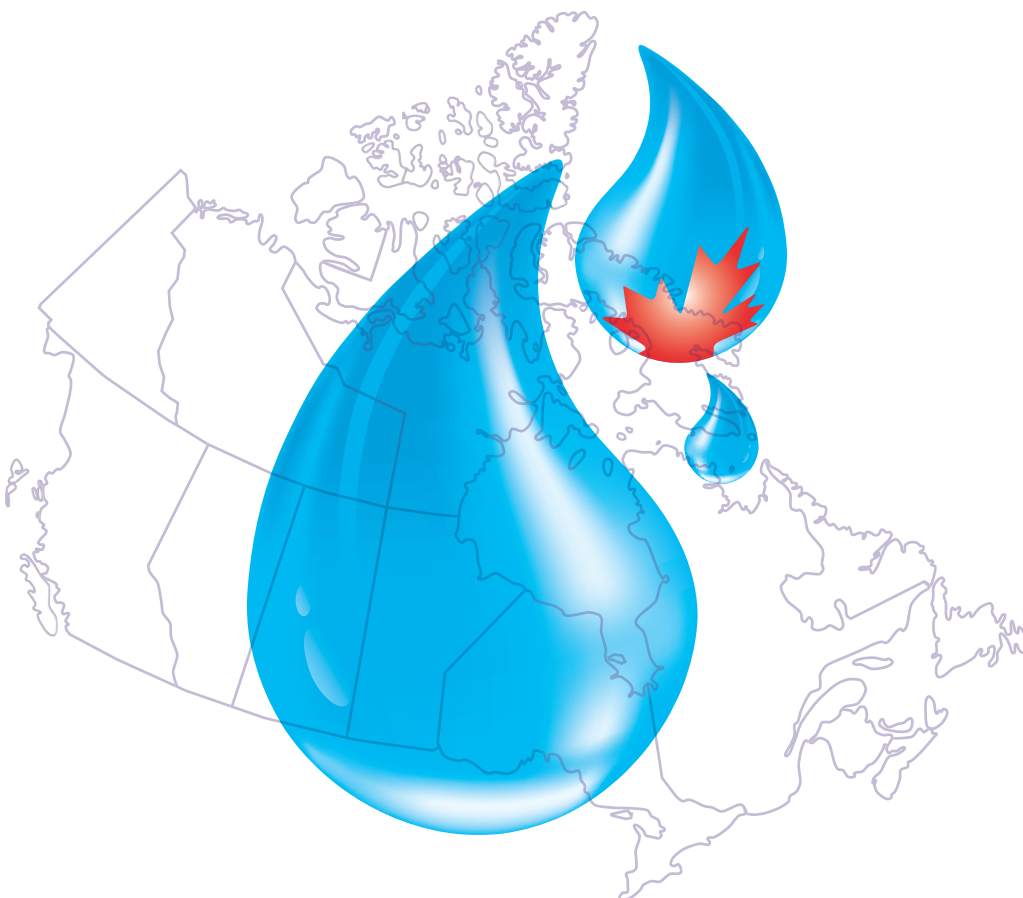
*Votre santé et votre
sécurité... notre priorité.*

*Your health and
safety... our priority.*

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

Document technique

Paramètres radiologiques



Canada 

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

Publication autorisée par le
ministre de la Santé.

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique
Paramètres radiologiques
est disponible sur Internet à l'adresse suivante : www.santecanada.gc.ca

Also available in English under the title:
*Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document
Radiological Parameters*

La présente publication est également disponible sur demande sur disquette,
en gros caractères, sur bande sonore ou en braille.

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

Publications
Santé Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Tél. : 613-954-5995
Télec. : 613-941-5366
Courriel : info@hc-sc.gc.ca

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

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

Cat. : H128-1/10-614F-PDF
ISBN : 978-1-100-95549-0

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

Document technique

Paramètres radiologiques

**Préparé par le
Comité fédéral-provincial-territorial sur
l'eau potable
du
Comité fédéral-provincial-territorial sur
la santé et l'environnement**

**Santé Canada
Ottawa (Ontario)**

Mai 2009

Ce document peut être cité de la façon suivante :

Santé Canada (2009). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Paramètres radiologiques*, Bureau de la radioprotection, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (N° de catalogue H128-1/10-614F-PDF).

Ce document a été rédigé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement.

Vous pouvez faire parvenir vos questions ou vos commentaires à l'adresse suivante :

Bureau de la radioprotection
Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs
Santé Canada
775, chemin Brookfield, indice de l'adresse 6302A
Ottawa (Ontario) K1A 1C1
Canada

Tél. : 613-954-6647
Télec. : 613-952-9071
Courriel : water_eau@hc-sc.gc.ca

Vous trouverez d'autres documents techniques concernant les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada sur la page Web suivante : www.santecanada.gc.ca/eauqualite

Table des matières

Partie I : Vue d'ensemble et application	1
1.0 Recommandations	1
2.0 Sommaire	1
2.1 Effets sur la santé	2
2.2 Exposition	2
2.3 Traitement	3
3.0 Application de la recommandation	3
3.1 Surveillance	4
3.2 Mesures de l'activité alpha et bêta brutes	4
3.2.1 Considérations internationales	5
3.3 Considérations propres au radon	5
Partie II : Science et considérations techniques	7
4.0 Propriétés, utilisation et sources dans l'environnement	7
4.1 Radionucléides naturels	7
4.1.1 Radon	9
4.1.2 Radionucléides naturels provenant d'activités humaines	9
4.1.3 Radionucléides cosmogéniques	10
4.2 Radionucléides artificiels	10
4.2.1 Retombées des essais d'armes nucléaires	10
4.2.2 Émissions des réacteurs nucléaires	11
4.2.3 Autres sources de radionucléides artificiels	12
5.0 Exposition	12
5.1 Radon	17
6.0 Méthodes d'analyse	18
6.1 Plomb-210	18
6.2 Radium-226	19
6.3 Uranium total	19
6.4 Tritium	20
6.5 Strontium-90	20
6.6 Iode-131	20
6.7 Césium-137	21
6.8 Radon	21
6.9 Mesures de l'activité alpha et bêta brutes	21

7.0	Technologies de traitement	23
7.1	Échelle municipale	23
7.2	Échelle résidentielle	24
8.0	Effets sur la santé	26
8.1	Concepts et unités de dose	26
8.2	Effets sur la santé de l'exposition aux rayonnements	27
8.2.1	Radon	29
9.0	Classification et évaluation	30
9.1	Formule de sommation	31
9.2	Limite inférieure de détection	32
9.3	Limites chimiques	32
10.0	Justification	32
11.0	Bibliographie	33
	Annexe A : Concentrations de certains radionucléides	38
	Annexe B : Glossaire des termes et des unités, facteurs de conversion et acronymes	42
	Annexe C : Enquêtes de surveillance provinciales et territoriales	47
	Annexe D : Paragraphes explicatifs sur les radionucléides ayant une CMA	49

Paramètres radiologiques

Partie I : Vue d'ensemble et application

1.0 Recommandations

Des concentrations maximales acceptables (CMA) ont été établies pour les radionucléides naturels et artificiels les plus couramment décelés dans les sources canadiennes d'eau potable. Ces concentrations sont précisées dans le tableau ci-dessous. Une recommandation sur le radon dans l'eau potable n'est pas considérée comme nécessaire et n'a donc pas été établie.

Les CMA sont fondées sur l'exposition à un seul radionucléide. Les effets radiologiques de deux ou plusieurs radionucléides dans la même source d'eau potable sont donc considérés comme additifs. Ainsi la somme des rapports de la concentration observée sur la CMA, pour chacun des radionucléides décelés, ne doit pas être supérieure à un.

<i>Radionucléides naturels</i>	<i>CMA</i>	<i>Radionucléides artificiels</i>	<i>CMA</i>
<i>Uranium total¹</i>	<i>0,02 mg/L</i>	<i>Tritium (³H)</i>	<i>7 000 Bq/L</i>
<i>Plomb-210 (²¹⁰Pb)</i>	<i>0,2 Bq/L^a</i>	<i>Strontium-90 (⁹⁰Sr)</i>	<i>5 Bq/L</i>
<i>Radium-226 (²²⁶Ra)</i>	<i>0,5 Bq/L</i>	<i>Iode-131 (¹³¹I)</i>	<i>6 Bq/L</i>
		<i>Césium-137 (¹³⁷Cs)</i>	<i>10 Bq/L</i>

^a Les unités sont expliquées à l'annexe B.

2.0 Sommaire

Les radionucléides sont naturellement présents dans l'environnement, mais peuvent aussi y pénétrer dans le cadre d'activités humaines. Les sources naturelles de rayonnement sont responsables de la grande majorité des cas de radioexposition (plus de 98 %), exclusion faite de l'exposition médicale. Une exposition supplémentaire peut être attribuable à des activités humaines liées à la manipulation de substances radioactives. Le présent document se concentre sur les conditions d'utilisation normales des sources d'eau existantes et nouvelles et ne s'applique pas à la contamination durant une situations d'urgence où d'importantes quantités de radionucléides sont rejetées dans l'environnement.

¹ Pour obtenir des renseignements sur les aspects chimiques de la toxicité de l'uranium, veuillez consulter le document technique sur l'uranium (Santé Canada, 1999).

Ce document technique évalue les risques pour la santé humaine liés aux radionucléides dans l'eau potable à l'aide d'études et d'approches récentes, y compris des données dosimétriques publiées en 1996 par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Les concentrations maximales acceptables dans l'eau potable ont été établies pour trois radionucléides naturels (le ^{210}Pb , le ^{226}Ra et l'uranium total sous une forme chimique) et quatre radionucléides artificiels (le tritium, le ^{90}Sr , le ^{131}I et le ^{137}Cs) qui sont les plus couramment décelés dans les sources d'eau canadiennes. Les CMA sont déterminées au moyen d'équations et de principes reconnus à l'échelle internationale, et reposent exclusivement sur des considérations de santé. Elles sont calculées à partir d'une dose de référence de 0,1 mSv provenant de la consommation d'eau potable pendant un an, en supposant une consommation de deux litres par jour à la CMA.

Une recommandation sur le radon n'est pas jugée nécessaire. Le risque pour la santé associé à l'ingestion d'eau potable contaminée au radon est jugé négligeable, puisque la plupart du radon fuit par le robinet ou la sortie d'eau, ne laissant ainsi qu'une quantité minime dans l'eau. Il convient néanmoins de noter que des concentrations suffisamment élevées de radon dans l'eau potable peuvent faire varier considérablement les concentrations de radon dans l'air.

2.1 Effets sur la santé

Divers mécanismes sont responsables des radiolésions. L'exposition aux rayonnements, toutes sources confondues, peut entraîner des modifications au niveau des structures biologiques sensibles, que ce soit directement (par le transfert d'énergie aux atomes du tissu) ou indirectement (par la formation de radicaux libres). Comme la molécule d'acide désoxyribonucléique (ADN) est la structure la plus vulnérable d'une cellule, la radioexposition peut l'endommager, entraînant la mort des cellules ou leur incapacité de se reproduire. Ce phénomène peut aboutir à la perte de tissus ou d'une fonction organique, ou au développement d'un cancer. La probabilité que de tels événements se produisent augmente avec la quantité de rayonnement reçue. Parmi les formes de cancer les plus souvent associées à l'exposition aux rayonnements, citons la leucémie et les tumeurs du poumon, du sein, de la thyroïde, des os, des organes digestifs et de la peau. Ces cancers peuvent se développer cinq ans à plusieurs dizaines d'années après l'exposition. La période de latence est fonction de plusieurs facteurs, dont les sensibilités individuelles à la dose de rayonnement, le type de radionucléides auquel une personne a été exposée ainsi que le niveau et le débit de dose. Les CMA sont fondées sur une dose de référence de 0,1 mSv/an, correspondant à un risque à vie additionnel (au-dessus des concentrations de fond) de cancers mortels et non mortels de $7,3 \times 10^{-6}$ en cas d'exposition à la CMA pendant une année.

2.2 Exposition

La présence de radionucléides naturels dans l'eau potable est le plus souvent associée aux eaux souterraines. Les radionucléides naturels sont présents à de faibles concentrations dans la roche et le sol. Ainsi, lorsque les eaux souterraines ont été en contact avec la roche et le sol pendant des centaines, voire des milliers d'années, ces concentrations peuvent être importantes. Elles varient considérablement en fonction de la composition du substratum rocheux de même

que des conditions physiques et chimiques qui règnent dans l'aquifère. Il peut arriver, quoique rarement, que des radionucléides naturels soient également présents dans des puits peu profonds.

L'augmentation des concentrations de radionucléides dans les eaux de surface peut être associée à des activités industrielles, plus particulièrement les opérations d'extraction et de traitement de l'uranium, aux retombées des essais d'armes nucléaires (surtout avant 1963), aux émissions de réacteurs nucléaires, de même qu'aux radionucléides cosmogéniques et à d'autres radionucléides artificiels. Les eaux de surface situées à proximité des sources ponctuelles peuvent contenir des concentrations plus élevées de radionucléides; toutefois, les concentrations dans les eaux souterraines sont moins susceptibles d'être affectées par ces sources ponctuelles.

2.3 Traitement

Même si, de façon générale, la capacité de mesurer un contaminant et de l'éliminer de l'eau potable est prise en compte lors de l'établissement de recommandations pour l'eau potable, les CMA des radionucléides ont été déterminées en ne considérant que les effets sur la santé. Il est néanmoins possible de mesurer la concentration de la plupart des radionucléides à des concentrations inférieures à la CMA établie.

À l'exception du tritium, l'élimination de la plupart des radionucléides peut se faire efficacement dans des usines municipales de traitement, l'efficacité du processus variant entre 70 et 99 % selon le type de traitement. Cependant, pour les radionucléides artificiels tels que le tritium, la stratégie devrait être de prévenir la contamination de la source d'eau.

À l'échelle résidentielle, il existe des dispositifs de traitement dont l'efficacité est similaire à celle obtenue par des installations municipales, permettant d'éliminer les radionucléides (à l'exception du tritium). Il n'est cependant pas toujours possible de certifier ces appareils en fonction de normes reconnues, car elles n'ont pas été établies pour tous les radionucléides. Par ailleurs, les autorités compétentes devraient être consultées avant d'éliminer les déchets liquides et solides résultant du traitement de l'eau contenant des radionucléides.

3.0 Application de la recommandation

Remarque : Des instructions spécifiques concernant l'application des recommandations pour la qualité de l'eau potable doivent être obtenues auprès de l'autorité appropriée en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné.

Les CMA ont été établies pour trois radionucléides naturels (le ^{210}Pb , le ^{226}Ra et l'uranium total sous une forme chimique) et quatre radionucléides artificiels (le tritium, le ^{90}Sr , le ^{131}I et le ^{137}Cs), qui sont les radionucléides les plus couramment décelés dans les sources d'eau au Canada. Tous les efforts possibles doivent être déployés pour maintenir les niveaux de radionucléides dans l'eau potable au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre. Les concentrations de radionucléides généralement présentes dans l'eau potable sont bien en deçà du seuil pouvant entraîner des effets aigus du rayonnement. Dans presque tous les cas, la CMA est établie en fonction de l'exposition chronique ou cumulative pour une période de un an.

3.1 Surveillance

L'échantillonnage et l'analyse de chaque radionucléide devraient être effectués de façon à caractériser l'exposition annuelle avec précision. Si on sait ou on anticipe que la source de radioactivité peut changer rapidement avec le temps, alors la fréquence d'échantillonnage devra en tenir compte. Si les concentrations ne sont pas censées varier en fonction du temps, l'échantillonnage peut alors se faire sur une base saisonnière, semi-annuelle ou annuelle. Si les concentrations mesurées sont stables et bien en deçà des CMA, on peut envisager une réduction de la fréquence d'échantillonnage. En revanche, la fréquence d'échantillonnage devrait être conservée, voire augmentée, si les concentrations se rapprochent d'une CMA ou si la somme des rapports de la concentration observée sur la CMA pour chaque radionucléide décelé se rapproche de un.

Les secteurs de compétences dans lesquels on trouve des installations où les rejets de radionucléides dans l'environnement sont susceptibles d'affecter les sources d'eau potable jugeront peut-être utile d'établir des programmes de surveillance afin de s'assurer que les opérateurs d'usines de traitement de l'eau sont bien informés de ces rejets, de manière à pouvoir prendre des mesures appropriées. En cas de situation où l'exposition continue à des émissions est probable, le secteur de compétence peut choisir d'atténuer les risques par l'application d'autres mesures fondées sur la toxicité, les concentrations prévues dans la source d'eau et la fréquence .

3.2 Mesures de l'activité alpha et bêta brutes

La radioactivité présente dans les échantillons d'eau peut être analysée à l'aide de techniques permettant de déterminer l'activité alpha et bêta brutes, plutôt que par la mesure de chaque radionucléide. Les émissions alpha sont généralement associées à la présence de radionucléides naturels, et les émissions bêta, à celle de radionucléides artificiels. Même si ces procédés facilitent l'examen de routine d'un grand nombre d'échantillons, ils ne permettent pas de confirmer l'identité des radionucléides décelés. Ces mesures conviennent généralement à une procédure de détection préliminaire permettant de déterminer si une autre analyse d'isotopes radioactifs est nécessaire, ou permettent de déceler tout changement dans les caractéristiques radiologiques de la source d'eau potable lorsque des analyses de radionucléides ont déjà été effectuées. La détection de l'activité alpha et bêta brutes est également utile pour déterminer si l'activité d'isotopes radioactifs particuliers est entièrement responsable du niveau de radioactivité mesuré lors des analyses.

Les échantillons d'eau peuvent d'abord être soumis à des analyses de détection de la radioactivité mesurant l'activité alpha et bêta brutes, dans les limites imposées par la méthode utilisée. On peut conclure qu'il y a conformité aux recommandations si l'activité alpha brute mesurée est inférieure à 0,5 Bq/L, et l'activité bêta brute mesurée est inférieure à 1,0 Bq/L. Ces niveaux de dépistage sont en accord avec ceux établis par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2008). Plus particulièrement, le niveau de dépistage de l'activité alpha brute est fondé sur la CMA la plus stricte (^{226}Ra) pour l'activité alpha, tandis que le niveau de dépistage pour l'activité bêta brute est établi de manière à assurer une protection contre toutes les espèces émettrices pouvant être présentes dans l'eau potable, y compris les espèces iodées et le ^{90}Sr .

Si l'un de ces niveaux de dépistage est dépassé, les radionucléides en cause devraient être identifiés et leurs activités volumiques mesurées. Lorsque la somme des rapports des concentrations observées sur la CMA de chacun des radionucléides décelés est inférieure à un, aucune autre mesure n'est requise et, sur le plan radiologique, l'eau est propre à la consommation humaine. En revanche, lorsque la somme des rapports est supérieure à un pour un seul échantillon, la dose de référence ne pourrait être dépassée que si l'exposition à la même concentration mesurée persistait pendant toute une année. Ainsi, le dépassement d'un seul échantillon ne signifie pas en soi que l'eau est impropre à la consommation, mais indique que d'autres examens et d'autres échantillonnages devraient être effectués.

Les radionucléides émettant un rayonnement bêta de faible énergie, comme le tritium, et certains radionucléides gazeux ou volatils, comme l'iode, ne pourront pas être détectés par des mesures normalisées de l'activité brute. Lorsque leur présence est soupçonnée, des techniques d'échantillonnage et de mesure des radionucléides devraient être utilisées.

3.2.1 Considérations internationales

L'OMS a établi à 0,5 Bq/L le niveau de dépistage dans l'eau potable pour l'activité alpha brute et à 1 Bq/L celui pour l'activité bêta brute (OMS, 2008). Le niveau de dépistage de l'activité alpha brute est semblable à la dose de référence recommandée par l'OMS pour chacun des radionucléides. Le niveau de dépistage de l'activité bêta brute, dans le pire des cas, atteindrait une dose avoisinant la dose de référence guide de 0,1 mSv/an. L'OMS et l'Agence internationale de l'énergie atomique révisent actuellement la justification de ces niveaux de dépistage.

La U.S. Environmental Protection Agency (EPA) a établi une concentration maximale de contaminants à 15 pCi/L (0,56 Bq/L) pour l'activité brute, ce qui inclut le ^{226}Ra , mais exclut le radon et l'uranium. Ce niveau de dépistage tient compte du risque d'exposition à une concentration de ^{226}Ra de 5 pCi/L (0,19 Bq/L – concentration maximale du ^{226}Ra) ainsi que du risque d'exposition au ^{210}Po , le second émetteur alpha le plus radiotoxique de la chaîne de désintégration de l'uranium (U.S. EPA, 2000a). Le niveau de dépistage de l'activité bêta brute a été établi par la U.S. EPA à une dose fixe de 4 mrem/an (0,04 mSv/an), en fonction de deux limites : un niveau de dépistage bêta de 50 pCi/L (1,85 Bq/L) pour les sources d'eau normales, au-delà duquel la spéciation des émetteurs bêta doit être déterminée, et un niveau de 15 pCi/L (0,56 Bq/L) pour les sources d'eau qui contiennent des radionucléides.

Le niveau de dépistage établi par l'Australie pour l'activité alpha brute comme pour l'activité bêta brute est de 0,5 Bq/L. La mesure de l'activité bêta brute tient compte de la contribution du ^{40}K , émetteur bêta naturel. Les eaux qui satisfont à ces recommandations de détection devraient, dans le pire des cas, entraîner une dose annuelle représentant environ le tiers de la dose minimale à laquelle une intervention devrait être envisagée. Si par contre ces niveaux sont dépassés, l'identité de chacun des radionucléides en présence et leur activité volumique devraient être déterminées.

3.3 Considérations propres au radon

Le risque pour la santé associé à l'ingestion d'eau potable contaminée au radon est jugé négligeable, puisque la plupart du radon fuit par le robinet ou la sortie d'eau, ne laissant ainsi

qu'une quantité minime dans l'eau. Il convient néanmoins de noter que des concentrations suffisamment élevées de radon dans l'eau potable peuvent faire varier considérablement les concentrations de radon dans l'air. Lorsque les concentrations annuelles moyennes de radon dans l'air intérieur des aires d'habitation normales sont supérieures à 200 Bq/m³ (Gouvernement du Canada, 2007), la source de radon devrait être examinée, notamment par la surveillance des concentrations dans l'eau potable. Si les concentrations de radon dans l'eau potable dépassent 2 000 Bq/L, il est alors recommandé de prendre des mesures visant à limiter la migration du radon dans l'eau potable vers l'air intérieur.

Partie II : Science et considérations techniques

4.0 Propriétés, utilisation et sources dans l'environnement

La présence de radionucléides dans l'environnement peut être attribuable à des causes naturelles ou à l'activité humaine. La contribution de l'eau potable à l'exposition totale aux radionucléides est généralement très faible, tel qu'illustré à la figure 1. Selon l'OMS (2008), l'exposition aux rayonnements par les aliments et l'eau ne représente généralement que 8 % de l'exposition totale aux rayonnements de la population mondiale.

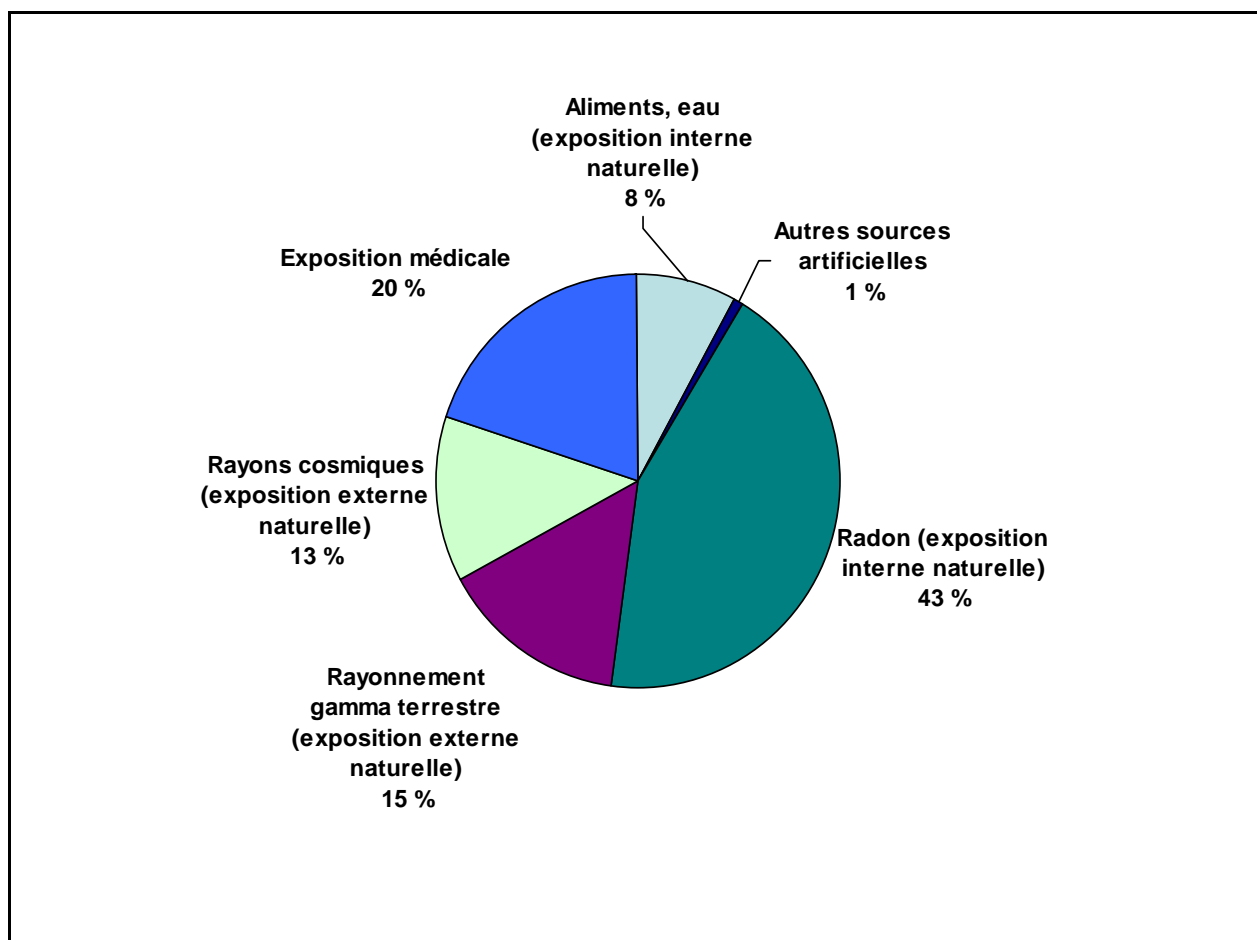


Figure 1: Sources et distribution de l'exposition moyenne aux rayonnements de la population mondiale (OMS, 2008).

4.1 Radionucléides naturels

L'exposition du grand public aux rayonnements provient essentiellement des éléments radioactifs naturels présents dans la croûte terrestre et des rayonnements cosmiques d'origine extraterrestre. Les sources naturelles représentent plus de 98 % de la dose de rayonnement

globale reçue par les humains, si l'on ne tient pas compte des expositions médicales. La dose individuelle moyenne attribuable à des sources naturelles serait d'environ 2,4 mSv/an (UNSCEAR, 2000), ce qui est comparable aux 2,6 mSv/an observés au Canada (NCRP, 1987). Environ le tiers de cette dose est dû aux rayonnements externes (terrestres et cosmiques), et les deux tiers restants à l'inhalation et à l'ingestion de radionucléides présents dans l'air, l'eau et les aliments.

Les radionucléides naturels se divisent en deux catégories : les radionucléides primordiaux, dont la demi-vie est comparable à l'âge de la Terre, et les radionucléides secondaires, résultant de la désintégration des radionucléides primordiaux. Les radionucléides naturels proviennent principalement des familles de l'uranium, du thorium et de l'actinium, découlant du ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{235}U , respectivement. Ces radionucléides sont présents en faibles concentrations dans toutes les roches et tous les sols. En outre, le radionucléide primordial ^{40}K , composé de 0,012 % de potassium naturel, est présent dans l'environnement en concentrations considérables. Comme le potassium est très répandu dans l'environnement et qu'il pénètre dans l'organisme par ingestion sous forme de nutriment essentiel, le ^{40}K constitue une importante source d'exposition interne et externe, contribuant environ 180 μSv à l'interne et 150 μSv à l'externe à la dose moyenne annuelle de rayonnement naturel (UNSCEAR, 1988). Cependant, comme l'absorption du potassium élémentaire par l'organisme est sous contrôle homéostatique rigoureux et n'est donc pas affectée par la variation des concentrations dans l'environnement, la dose attribuable au ^{40}K dans l'organisme est constante et ne fait pas l'objet d'une étude plus poussée dans les présentes recommandations.

La présence de radionucléides naturels dans l'eau potable est surtout associée au forage de puits profonds dans des aquifères contenant d'importantes minéralisations d'éléments radioactifs et n'est pas nécessairement liée aux caractéristiques géologiques de la surface. La dissolution de ces minéraux se fait très lentement; cependant, lorsque les eaux souterraines ont été en contact avec la roche pendant des centaines, voire des milliers d'années, ces concentrations peuvent être importantes et varient considérablement. Elles sont déterminées non seulement par la composition du substratum rocheux, mais aussi par les conditions physiques et chimiques qui règnent dans l'aquifère. Ces concentrations peuvent ainsi varier de façon importante entre des puits situés à quelques mètres de distance seulement. Elles peuvent aussi varier dans un même puits d'une saison ou d'une année à l'autre, selon le modèle d'écoulement des eaux souterraines. On ne peut supposer par ailleurs que les radionucléides présents dans les eaux souterraines seront en équilibre séculaire, même si un tel équilibre existe dans le substratum rocheux.

Les radionucléides que l'on trouve le plus souvent dans les eaux souterraines canadiennes sont le ^{226}Ra , le ^{222}Rn et le ^{210}Pb appartenant à la famille de l'uranium. Il arrive aussi souvent au Canada que des concentrations élevées d'uranium soient présentes dans les eaux souterraines sans qu'aucun de ses descendants ne soit détectable. De même, on peut observer des quantités de ^{226}Ra sans ^{238}U et de ^{210}Pb sans son précurseur, le ^{226}Ra . Les radionucléides que l'on trouve le plus souvent dans les eaux de surface canadiennes sont le ^{226}Ra , le tritium, le ^{90}Sr et le ^{137}Cs .

La présence de radionucléides naturels dans les puits peu profonds est moins fréquente, mais toujours possible. Il peut y avoir des concentrations élevées si les roches de recouvrement contiennent d'importantes quantités de minéraux radioactifs ou si elles sont alimentées à partir de sources profondes d'eau souterraine contenant des radionucléides.

4.1.1 Radon

Le radon-222 est un gaz chimiquement inerte qui se forme à la suite de la désintégration radioactive du ^{226}Ra . Ils font tous deux partie de la famille radioactive de l' ^{238}U . La demi-vie du radon² est de 3,82 jours. Ses descendants constituent une famille de radionucléides à courte demi-vie (tous des éléments solides) qui se désintègrent en ^{210}Pb en quelques heures. La courte demi-vie des produits de filiation du radon implique une rapide atteinte de l'équilibre radioactif avec leur précurseur. Le radon est soluble dans l'eau, sa solubilité diminuant rapidement avec l'augmentation de la température (elle est de 51,0, 22,4 et 13,0 mL/100 mL à 0 °C, 25 °C et 50 °C, respectivement) (CIRC, 1988). Le radon est extrêmement volatil et il est facilement libéré de l'eau (NCRP, 1988).

Bien que la plupart du radon produit dans le sol à partir du radium y reste piégé et se désintègre en ^{210}Po et, finalement, en ^{206}Pb , une petite partie s'échappe des pores du sol dans l'atmosphère. Un mètre carré de sol caractéristique, dont la concentration de radium est de 0,03 Bq/g, rejette de 1000 à 2000 Bq de radon par jour dans l'atmosphère (UNSCEAR, 1988). Les autres sources de radon comprennent les eaux souterraines qui percolent dans les roches et les sols contenant du radium, les matériaux de construction traditionnels comme les panneaux de revêtement et les blocs de béton, les résidus d'uranium, les résidus de charbon et la combustion de combustibles fossiles.

4.1.2 Radionucléides naturels provenant d'activités humaines

Les activités industrielles, plus particulièrement les opérations d'extraction et de traitement de l'uranium, peuvent augmenter la concentration de radionucléides naturels dans l'environnement. Cette source de radionucléides est particulièrement importante dans le nord de la Saskatchewan où s'effectuent la plupart des opérations d'extraction d'uranium au Canada. Auparavant, ces opérations se concentraient dans la région d'Elliot Lake, et le drainage s'effectuait par la rivière Serpent qui se jette dans le lac Huron. L'industrie du raffinage de l'uranium constitue une autre source de radionucléides naturels, avec des installations à Port Hope, près du lac Ontario, et à Blind River, près du lac Huron.

Les radionucléides observés sont semblables à ceux décrits précédemment pour les sources d'eaux souterraines. Cependant, les plans d'eau les plus susceptibles d'être touchés sont les eaux de surface, soit les cours d'eau et les lacs. À la partie terminale du cycle du combustible nucléaire, il est possible que des radionucléides naturels présents dans les déchets nucléaires

² Le terme *radon* utilisé dans le présent document technique sert à désigner l'isotope ^{222}Rn . Les autres isotopes du radon sont aussi omniprésents dans la nature, mais constituent généralement un moindre risque que le ^{222}Rn .

enterrés dans des lieux d'enfouissement peu profonds soient lessivés et contaminent des puits peu profonds avoisinants. Il n'y a cependant aucun cas connu d'une telle contamination des sources canadiennes d'eau potable.

La combustion de combustibles fossiles et la production et l'utilisation de produits à base de phosphorite (p. ex., des engrais) constituent d'autres sources. La combustion de combustibles fossiles, comme le charbon, pour produire de l'électricité libère des radionucléides de la famille radioactive du ^{238}U et du ^{232}Th et du ^{40}K dans les cendres volantes (Tracy et Prantl, 1985). Tracy et Prantl n'ont cependant indiqué aucun cheminement important de cette source vers l'approvisionnement en eau potable.

4.1.3 Radionucléides cosmogéniques

Les radionucléides cosmogéniques, produits naturellement par le bombardement constant des molécules gazeuses de l'atmosphère terrestre par les rayons cosmiques, constituent une autre faible exposition aux rayonnements. Ces radionucléides pénètrent dans les sources d'eau potable de surface de la même façon que les retombées des essais d'armes nucléaires (voir section 4.2.1). Ensemble, les quatre principaux radionucléides cosmogéniques, soit le ^{14}C , le ^3H , le ^{22}Na et le ^7Be , représentent une dose totale pour les humains d'environ $15 \mu\text{Sv/an}$ (UNSCEAR, 1988). Ils constituent également un fond naturel de rayonnement pour les radionucléides artificiels décrits ci-dessous, particulièrement quant aux concentrations de tritium et de ^{14}C dans les eaux de surface.

4.2 Radionucléides artificiels

4.2.1 Retombées des essais d'armes nucléaires

Au cours des 50 dernières années, les technologies nucléaires ont introduit d'importantes quantités de radionucléides artificiels dans l'environnement. Ces radionucléides augmentent le degré d'exposition aux rayonnements par rapport au fond naturel de rayonnement. La majorité de ces radionucléides provient des essais atmosphériques d'armes nucléaires réalisés avant l'interdiction partielle des essais nucléaires imposée en 1963; les essais effectués après cette date ne représentent qu'environ 6 % de l'ensemble des retombées radioactives.

Les retombées radioactives auxquelles on a accordé le plus d'attention dans le cadre des programmes de surveillance environnementale sont le tritium (demi-vie de 12 ans), le ^{14}C (demi-vie de 5 730 ans), le ^{90}Sr (demi-vie de 29 ans) et le ^{137}Cs (demi-vie de 30 ans), en raison de leur persistance dans l'environnement et de leur entrée dans la chaîne alimentaire humaine. Parmi les autres produits de fission, dont la demi-vie varie de courte à moyenne, fréquemment détectés, citons le ^{95}Zr (demi-vie de 64 jours), le ^{95}Nb (demi-vie de 95 jours), le ^{106}Ru (demi-vie de 368 jours), le ^{131}I (demi-vie de 8 jours) et le ^{144}Ce (demi-vie de 284 jours). On a également détecté la présence d'éléments transuraniens, le ^{239}Pu , le ^{240}Pu , le ^{241}Pu et le ^{241}Am , dans les retombées des essais d'armes nucléaires. La dose totale reçue par les habitants de la zone tempérée Nord (40 à 50° de latitude nord) jusqu'en l'an 2000, à la suite de tous les essais atmosphériques d'armes nucléaires réalisés entre 1945 et 1980, serait d'environ $2,1 \text{ mSv}$ (UNSCEAR, 1982).

Les radionucléides issus d'essais d'armes nucléaires pénètrent essentiellement dans l'environnement par l'atmosphère. Les essais de faible puissance (moins de 100 kt de TNT) introduisent surtout des matières radioactives dans la troposphère, lesquelles se répandent à l'ensemble de la planète en quelques jours ou semaines. Par contre, les essais thermonucléaires de forte puissance peuvent soulever du fait de l'énorme chaleur qu'ils génèrent les matières radioactives jusqu'à la stratosphère (à plus de 10 km d'altitude), où elles peuvent demeurer pendant des mois ou même des années avant de redescendre dans les couches inférieures de l'atmosphère et finalement se déposer au sol sous forme de retombées radioactives sèches – sédimentation par gravité – ou humides – entraînement par la pluie. En raison de la circulation et du brassage verticaux et horizontaux de l'air, on peut trouver des traces de retombées radioactives pratiquement partout sur la planète, dans l'eau, les sols et les végétaux.

Ces retombées radioactives peuvent pénétrer dans les sources d'eau potable par dépôt direct sur les surfaces des cours d'eau et des lacs, ou par écoulement de matières précédemment déposées au sol. L'impact a lieu essentiellement au niveau des sources d'eau de surface, contrairement aux radionucléides naturels, comme nous l'avons décrit précédemment. Les retombées radioactives qui s'infiltrent dans les sols ou les sédiments se lient généralement aux particules situées près de la surface et n'atteignent donc pas les sources d'eaux souterraines profondes.

4.2.2 Émissions des réacteurs nucléaires

En plus des retombées des essais d'armes nucléaires, les émissions des réacteurs nucléaires constituent une source potentielle de radionucléides artificiels dans l'environnement. Bien qu'une contamination étendue de l'environnement puisse se produire dans le cas peu probable d'un accident grave, une telle situation d'urgence dépasse le cadre du présent document.

Il existe sept centrales électriques nucléaires au Canada : les centrales nucléaires Bruce A et Bruce B, situées à Kincardine, Ontario, sur les bords du lac Huron; les centrales nucléaires Pickering A et Pickering B, situées à Pickering, Ontario, sur les bords du lac Ontario; la centrale nucléaire Darlington, située à Bowmanville, Ontario, sur les bords du lac Ontario; la centrale nucléaire Gentilly-2, située à Gentilly, Québec, sur les rives du fleuve St-Laurent; et la centrale nucléaire de Point Lepreau, située à Point Lepreau, au Nouveau-Brunswick, dans la Baie de Fundy. Il existe aussi plusieurs réacteurs non producteurs de puissance, qui sont utilisés pour la recherche scientifique et la création de certains radio-isotopes destinés à la médecine. Parmi ceux-ci, il y a notamment les Laboratoires de Chalk River, dont les activités comprennent des réacteurs non producteurs de puissance, la production d'isotopes, la recherche et la fabrication de combustible, le traitement du tritium, la gestion et le traitement des déchets, et qui se situe à Chalk River, Ontario, sur les bords de la rivière des Outaouais (CCSN, 2010). Il y a 12 autres centrales nucléaires du côté américain du bassin des Grands Lacs qui pourraient avoir un effet sur la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Il y a formation de grandes quantités de produits de fission dans les barres de combustible des réacteurs nucléaires de puissance; on trouve également de grandes quantités de produits d'activation dans les matériaux de structure et les circuits de refroidissement.

Normalement, tous ces produits de fission sont stockés dans leur presque totalité dans des enceintes de confinement jusqu'à ce qu'ils subissent une désintégration radioactive et deviennent stables. De faibles quantités de radionucléides sont régulièrement libérées dans l'environnement dans des conditions contrôlées et surveillées selon le type et le modèle de réacteur. Parmi les émissions atmosphériques, citons le tritium, l'iode radioactif, les gaz rares de fission (^{88}Kr , ^{133}Xe), les gaz d'activation (^{14}C , ^{16}N , ^{35}S , ^{41}Ar) et les particules en suspension, comme le ^{60}Co , le ^{90}Sr et le ^{137}Cs . Les radionucléides libérés dans le milieu aquatique comprennent le tritium et d'autres produits de fission et de corrosion activés (UNSCEAR, 1988). Les réacteurs canadiens à deutérium-uranium (CANDU) émettent principalement du tritium sous forme gazeuse et liquide.

Les rejets dans les cours d'eau et les lacs peuvent nuire à la qualité des sources d'eau de surface. En raison de leur faible hydrosolubilité, bon nombre de ces radionucléides sont facilement adsorbés sur les particules en suspension et éliminés de la colonne d'eau par sédimentation. Citons, comme exemple, les isotopes du césium, du manganèse, du fer et du cobalt, de même que les actinides (y compris le thorium et l'uranium). Parmi les éléments qui demeurent généralement en solution dans l'eau, citons le strontium, le chrome et l'antimoine.

La Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) régleme l'ensemble des activités nucléaires au Canada. Les règlements établis en vertu de la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* touchent le développement, la production et l'utilisation de l'énergie nucléaire au Canada; la production, la possession, l'utilisation et le transport des substances nucléaires; ainsi que la production, la possession et l'utilisation de l'équipement et des renseignements réglementés. Les règlements établissent également des limites de dose pour le public et les travailleurs de l'énergie nucléaires, ces dernières tenant compte de la durée d'exposition (CCSN, 2010).

4.2.3 Autres sources de radionucléides artificiels

Il peut également y avoir libération de radionucléides artificiels dans l'environnement lors d'activités relatives au cycle des combustibles non nucléaires dans le secteur industriel et le milieu de la recherche, de même que dans le cadre de la médecine diagnostique et thérapeutique. Les installations canadiennes qui utilisent des radionucléides sont autorisées par la CCSN; leurs émissions de radionucléides dans l'environnement sont généralement négligeables. La faible activité et la courte demi-vie des radionucléides généralement utilisés font en sorte qu'il est généralement possible de les éliminer en les diluant et en les déversant dans les systèmes d'égout municipaux. Les études réalisées pour évaluer l'importance de ces sources démontrent que la majorité des radionucléides présents dans les eaux d'égout est d'origine naturelle ou associée aux retombées radioactives (Durham et Joshi, 1981).

5.0 Exposition

Cette section résume les résultats des programmes fédéraux qui surveillent les concentrations de radionucléides dans les approvisionnements d'eau au Canada. Elle présente les radionucléides que l'on trouve le plus fréquemment dans les eaux canadiennes, leurs concentrations et les sites géologiques ou géographiques où on les trouve. Les résultats des enquêtes de surveillance provinciales et territoriales sont présentés à l'annexe C.

De 1973 à 1983, le Bureau de la radioprotection de Santé Canada a surveillé les concentrations de radionucléides naturels, soit le ^{226}Ra , le ^{210}Pb , et l'uranium total, dans les sources d'eau potable de 17 collectivités canadiennes (Santé Canada, 2000b). La plupart de ces collectivités utilisaient des sources d'eau de surface, et les concentrations de radionucléides étaient systématiquement faibles ou non détectables. On a mesuré les concentrations suivantes : $< 0,1$ à $1 \mu\text{g/L}$ d'uranium, $< 0,005$ à $0,02 \text{ Bq/L}$ de ^{226}Ra et $< 0,005$ à $0,02 \text{ Bq/L}$ de ^{210}Pb .

Après 1983, le programme n'a plus touché que trois municipalités, soit Elliot Lake et Port Hope (en raison des opérations d'extraction et de traitement de l'uranium qui pourraient avoir un impact sur les sources d'eau de surface) ainsi que Régina (en raison des concentrations élevées d'uranium dans les sources d'eaux souterraines). Seules les concentrations de ^{226}Ra et d'uranium total étaient surveillées, les concentrations de ^{210}Pb ayant toujours été faibles ou non détectables dans les eaux de surface. Les résultats, qui englobent une période de 14 ans (de 1983 à 1996), sont résumés dans le tableau C-1 de l'annexe C. À Elliot Lake, on a noté une faible augmentation de la concentration de ^{226}Ra au début de la période d'étude, bien que les concentrations de ^{226}Ra et d'uranium total semblent avoir diminué progressivement vers la fin de la période. Il est probable que les niveaux décelables de ^{226}Ra et d'uranium total d'Elliot Lake étaient dus à la présence de concentrations élevées de radionucléides naturels dans une région riche en uranium plutôt qu'aux opérations d'extraction de l'uranium. À Port Hope, les concentrations de radium sont demeurées non détectables pendant toute cette période, tandis que les concentrations d'uranium dans les sources d'eau de surface étaient considérées normales.

La concentration d'uranium dans l'eau potable de la ville de Régina a systématiquement été supérieure aux moyennes nationales, mais toujours bien en dessous de $20 \mu\text{g/L}$. De 1983 à 1996, les concentrations de radium-226 sont demeurées au-dessous de la limite de détection de $0,005 \text{ Bq/L}$. Régina a toujours puisé son eau potable des eaux de surface et souterraines et ajusté les proportions du mélange selon la qualité et la disponibilité de l'eau. Par conséquent, les concentrations d'uranium varient d'une année et d'une saison à l'autre.

L'Institut national de recherche sur les eaux (Centre canadien des eaux intérieures) d'Environnement Canada a effectué une surveillance de la radioactivité des eaux de surface du Canada de 1973 jusqu'au milieu des années 1980. Une grande partie de ses travaux portaient sur les eaux libres des Grands Lacs (Durham et Joshi, 1981). On a mené un projet spécial de 1981 à 1984 pour caractériser les concentrations de ^{226}Ra , de ^{137}Cs , de ^{125}Sb , de tritium et d'uranium dans 13 emplacements répartis sur le territoire canadien (Baweja et coll., 1987). Les concentrations mesurées étaient les suivantes : $0,001$ à $0,013 \text{ Bq/L}$ de ^{226}Ra ; $0,0007$ à $0,006 \text{ Bq/L}$ de ^{137}Cs ; $0,001$ à $0,016 \text{ Bq/L}$ de ^{125}Sb ; 5 à 12 Bq/L de tritium; et $0,16$ à $4,7 \mu\text{g/L}$ d'uranium.

De 1962 à 1994, le Bureau de la radioprotection de Santé Canada a effectué une surveillance régulière des concentrations de ^{90}Sr et de ^{137}Cs dans les sources d'eau potable de collectivités situées près d'installations de réacteurs nucléaires (Santé Canada, 2000a). Le tableau C-2 de l'annexe C compare les résultats obtenus pour le ^{90}Sr et le ^{137}Cs dans les eaux libres avec ceux des régions situées près des centrales nucléaires de Pickering et de Bruce. Les résultats près des centrales nucléaires sont sensiblement les mêmes que ceux obtenus dans les eaux libres, confirmant la conclusion que les concentrations de ^{90}Sr et de ^{137}Cs sont dues aux retombées radioactives et non aux émissions des réacteurs nucléaires.

Les résultats démontrent également que les concentrations de ces radionucléides varient en fonction du temps et d'un lac à l'autre. L'élimination des radionucléides des eaux des Grands Lacs se fait progressivement par désintégration radioactive, sédimentation et renouvellement de l'eau. Tracy et Prantl (1983) ont analysé des données antérieures relatives aux lacs Supérieur et Huron et ont trouvé une demi-vie très élevée pour le ^{90}Sr (20 ans dans le cas du lac Supérieur et 10 ans dans celui du lac Huron). Les concentrations de ^{137}Cs ont démontré que l'élimination se faisait en deux étapes : une étape rapide pendant laquelle la plus grande partie de la radioactivité est éliminée en beaucoup moins d'un an, et une étape plus lente avec une demi-vie de plusieurs années. Tracy et Prantl attribuent la lenteur de cette dernière étape à la pénétration par les sédiments des lacs.

La surveillance des sources d'eau potable situées en aval du réacteur nucléaire de Gentilly, au Québec, n'a révélé aucun signe de contamination par des produits de fission ou d'activation. Les rejets liquides de la centrale nucléaire de Point Lepreau, au Nouveau-Brunswick, pénètrent directement dans la baie de Fundy et n'affectent donc pas les sources d'eau potable.

Les concentrations moyennes de tritium dans les eaux de surface canadiennes sont de l'ordre de 5 à 12 Bq/L (Baweja et coll., 1987). Dans les eaux libres des Grands Lacs, ces concentrations ont varié de 7 à 10 Bq/L entre 1982 et 1984. Chant et coll. (1993) ont fait état de concentrations moyennes de tritium de 9 à 11 Bq/L dans les eaux du lac Ontario. Ils en ont déduit que seuls quelque 10 % de cette quantité pouvaient être attribuables aux émissions de la centrale de Pickering.

Des problèmes survenant dans des centrales nucléaires ont parfois donné lieu à de brèves augmentations de la concentration de tritium dans les sources d'eau potable avoisinantes. Ces augmentations ont toujours été de courte durée, ne durant jamais plus de quelques jours. En juin 1991, Santé Canada a surveillé la concentration de tritium dans la rivière des Outaouais après un déversement des Laboratoires de Chalk River. La concentration la plus élevée mesurée dans l'eau potable était d'environ 400 Bq/L, à Petawawa. À Ottawa (à 200 km en aval), cette concentration avait chuté à environ 150 Bq/L. Des traces infimes de tritium provenant du déversement ont été détectées à Montréal, en aval du confluent de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent. En septembre 1983, le déversement de 222 TBq de tritium du réacteur de Douglas Point, dans la péninsule Bruce, en Ontario, a permis de modéliser la dispersion du tritium dans le lac Huron (Veska et Tracy, 1986). La circulation d'eau du lac s'effectuant principalement en sens antihoraire, le panache de tritium a été transporté vers le nord-est jusqu'à Port Elgin, où la concentration de tritium dans l'eau potable a atteint 1 600 Bq/L pendant deux jours.

Le ministère de l'Environnement de Terre-Neuve-et-Labrador (Guzzwell, 2002) a lancé un programme de détection des radionucléides naturels dans les approvisionnement publics d'eau en analysant la concentration d'uranium. Parmi les 128 approvisionnements publics d'eau souterraine, un seul présentait une concentration d'uranium supérieure à 20 $\mu\text{g/L}$ (79 $\mu\text{g/L}$). Des essais supplémentaires réalisés afin de déterminer les concentrations de ^{210}Pb et de ^{226}Ra ont révélé des valeurs bien inférieures aux recommandations actuelles pour la qualité de l'eau potable au Canada. Un puits privé, dont l'exploitation a depuis lors été abandonnée, avait une concentration d'uranium de 160 $\mu\text{g/L}$. Des essais ont aussi été effectués dans des écoles

publiques alimentées par des sources d'eaux souterraines. Deux des 68 sources mises à l'essai présentaient des concentrations supérieures à 20 µg/L (soit 51 et 78 µg/L). Dans les deux cas, les fontaines étaient fermées et d'autres sources d'eau potable avaient été mises en place.

En Nouvelle-Écosse, d'importantes minéralisations en uranium ont entraîné des concentrations élevées de radionucléides dans un certain nombre d'endroits. Lors d'une étude réalisée en 2002 (Drage et coll., 2005), 52 puits d'eau d'écoles publiques ont été analysés pour déceler la présence d'uranium total et de 14 radionucléides naturels, la plupart étant des produits de filiation de la famille de l'uranium et du thorium. Les résultats sont résumés au tableau 1.

Tableau 1. Résultats relatifs aux radionucléides présents dans 52 puits d'eau d'écoles de la Nouvelle-Écosse.

Radionucléide	Concentration maximale	Nombre de cas où la recommandation est dépassée
⁷ Be	< 5 Bq/L	-
²¹⁰ Bi	0,44 Bq/L	-
²¹⁰ Pb	0,24 Bq/L*	1 sur 52 (2 %)*
²¹⁰ Po	0,12 Bq/L	-
²²⁴ Ra	< 0,01 Bq/L	-
²²⁶ Ra	0,04 Bq/L	-
²²⁸ Ra	0,14 Bq/L	-
²²⁸ Th	< 0,01 Bq/L	-
²³⁰ Th	0,01 Bq/L	-
²³² Th	< 0,01 Bq/L	-
²³⁴ Th	< 4 Bq/L	-
²³⁴ U	1 Bq/L	-
²³⁵ U	0,05 Bq/L	-
²³⁸ U	1 Bq/L	-
Uranium total	0,081 mg/L	2 sur 52 (4 %)

* Les premiers résultats de l'échantillonnage de cette étude ont indiqué que 12 sources d'eau présentaient des concentrations de ²¹⁰Pb supérieures aux recommandations; toutefois, on a établi par la suite que la désintégration du radon dans les flacons de prélèvement avait influé sur les résultats. Un échantillonnage de suivi tenant compte des effets de la désintégration du radon a indiqué qu'une seule source présentait une concentration de ²¹⁰Pb supérieure à la recommandation.

Dans le cadre d'une étude de suivi (Drage et coll., 2005), 178 puits forés d'écoles publiques de la Nouvelle-Écosse ont été examinés afin de déceler la présence d'uranium total, de ²¹⁰Pb et de ²²⁶Ra. Les résultats du tableau 2 indiquent que la concentration maximale de ²¹⁰Pb était de 0,24 Bq/L et celle d'uranium total, de 0,12 mg/L.

Tableau 2. Résultats relatifs aux radionucléides présents dans 178 puits d'eau d'écoles de la Nouvelle-Écosse.

Radionucléide	Concentration maximale	Nombre de cas où la recommandation est dépassée
²¹⁰ Pb	0,24 Bq/L	1 sur 178 (< 1 %)
²²⁶ Ra	0,08 Bq/L	-
Uranium total	0,12 mg/L	3 sur 178 (2 %)

Les formations géologiques du Nouveau-Brunswick étant semblables à celles de la Nouvelle-Écosse, il est donc possible que des radionucléides naturels pénètrent dans les eaux souterraines. Au cours de l'été 1983, Santé Canada a réalisé une étude sur les concentrations de radionucléides dans 53 puits de collectivités du Nouveau-Brunswick. Le tableau 3 présente un résumé des résultats. Les valeurs obtenues sont typiques des concentrations de fond mesurées partout au Canada; il faut toutefois souligner que les résultats d'une autre étude révèlent que les concentrations d'uranium des puits d'au moins une collectivité, Harvey Station, variaient de 0,01 à 0,4 mg/L.

Tableau 3. Étude de 1983 portant sur des puits du Nouveau-Brunswick

Radionucléide	Concentration moyenne	Plage
Uranium	0,013 mg/L	0,0001 - 0,0039 mg/L
²²⁶ Ra	0,0032 Bq/L	0,0001 - 0,012 Bq/L
²²² Rn	13,4 Bq/L	0,2 - 39 Bq/L

En Ontario, la concentration moyenne de tritium dans plus de 3000 échantillons d'eau potable prélevés de 2000 à 2006 variait de 5 à 10 Bq/L. Des valeurs de 120 Bq/L et de 24 Bq/L ont été respectivement mesurées dans des échantillons d'eau brute prélevés à Southampton et à Port Elgin, à proximité du complexe nucléaire de Bruce. Une concentration de 18 Bq/L a été mesurée à l'usine de traitement d'eau R.C. Harris, à Toronto. De 1989 à 1992, le ministère du Travail de l'Ontario a prélevé environ 530 échantillons dans des eaux de surface contaminées par les opérations d'extraction et de traitement de l'uranium (MOEE, 1993). Le tableau 4 présente les plages de concentrations mesurées de ²²⁴Ra et d'uranium. La concentration de ²²⁴Ra la plus élevée était de 12 Bq/L et celle d'uranium, de 2,9 mg/L. Il convient de préciser que ces plans d'eau ne servaient pas de sources d'eau potable.

Tableau 4. Concentrations de ^{224}Ra et d'uranium dans les eaux de surface situées en Ontario, à proximité d'opérations d'extraction et de traitement de l'uranium, de 1989 à 1992.

Plage des concentrations de ^{224}Ra (Bq/L)	Nombre d'échantillons dans la plage	Plage des concentrations d'uranium (mg/L)	Nombre d'échantillons dans la plage
0 - 0,05	385	0 - 0,02	413
> 0,05 - 0,1	88	> 0,02 - 0,1	89
> 0,1 - 0,5	51	> 0,1 - 1	27
> 0,5	4	> 1	4
Nombre total d'échantillons	528	Nombre total d'échantillons	533

Des données plus récentes, recueillies de 2000 à 2006 dans le cadre du Programme de surveillance de l'eau potable du ministère de l'Environnement de l'Ontario, indiquent que le niveau le plus élevé d'activité alpha brute dans l'eau potable est de 0,95 Bq/L, celui de l'activité bêta brute, de 0,38 Bq/L et la concentration de tritium la plus élevée, de 16 Bq/L. Les concentrations correspondantes mesurées dans l'eau brute sont semblables.

En Saskatchewan, l'eau potable d'environ 16 collectivités présente des concentrations d'uranium qui sont presque systématiquement supérieures à 0,020 mg/L. La concentration maximale d'uranium mesurée dans un réseau municipal d'approvisionnement en eau, en Saskatchewan, est de 0,039 mg/L; toutefois, l'eau de ce système ne serait pas consommée.

5.1 Radon

Le radon constitue la principale source d'exposition au rayonnement naturel pour les humains. Pour l'ensemble de la population mondiale, l'exposition au radon représente 43 % de l'exposition totale au fond naturel de rayonnement; elle est suivie de l'exposition au rayonnement gamma terrestre (15 %), de celle au rayonnement cosmique (13 %) et de celle au rayonnement naturel provenant des aliments et de l'eau (8 %) (OMS, 2008). L'exposition au radon est attribuable à 95 % au radon contenu dans l'air intérieur, et à environ 1 % au radon provenant de l'eau potable (OMS, 2004).

Il existe peu de données sur les concentrations de radon dans les sources canadiennes d'eau potable. En général, l'eau tirée des sources d'eau de surface ne renferme pas de concentrations appréciables de radon, qui devraient être de l'ordre de 0,01 Bq/L. Une étude des sources canadiennes d'eaux souterraines contenant des concentrations élevées de radon a révélé que les concentrations mesurées dans le comté de Halifax, en Nouvelle-Écosse, variaient de 1700 à 13 700 Bq/L. Une seconde étude a révélé des concentrations de radon atteignant 3000 Bq/L dans l'eau de puits à Harvey, au Nouveau-Brunswick, tandis que les concentrations de radon dans l'eau de 80 % des puits étaient inférieures à 740 Bq/L. Lors d'une étude plus récente réalisée dans le cadre d'un programme d'essais sur les radionucléides effectué à l'échelle de la province, on a mesuré la concentration de radon dans l'eau potable de 16 écoles de la

Nouvelle-Écosse; les valeurs mesurées variaient de 120 à 1400 Bq/L, avec une moyenne d'environ 600 Bq/L (Drage et coll., 2005). Des concentrations de radon aussi élevées dans l'eau potable peuvent entraîner, et ce, en seulement quelques jours, d'importantes concentrations de ^{210}Pb (Drage et coll., 2005).

La principale préoccupation, au chapitre des dangers associés au radon, est sa présence dans l'air intérieur des bâtiments et des zones de travail souterraines. Dans l'air, l'effet est en grande partie ciblé aux poumons, en raison de l'inhalation et de l'accumulation subséquente dans l'appareil respiratoire des produits de désintégration à courte demi-vie fixés aux particules de poussière inertes généralement présentes dans l'atmosphère. Bien que l'ingestion de radon présent dans l'eau potable soit possible, celui-ci est, dans une certaine mesure, transféré dans l'air ambiant et l'exposition totale au rayonnement peut, par conséquent, être imputable à l'ingestion et à l'inhalation.

La relation entre la concentration de radon dans les sources d'eau et celle dans l'air intérieur dépend de plusieurs facteurs, dont le type d'utilisation de l'eau et son débit (p. ex., eau potable, douche et lessive), la perte ou le transfert de radon de l'eau vers l'air et la ventilation de la maison. Le taux de rejet du radon contenu dans l'eau dépend de facteurs comme l'agitation, la surface et la température. De nombreux auteurs (Cothorn, 1987; UNSCEAR, 1988; Life Systems Inc., 1991; U.S. EPA, 1991) ont établi un facteur de transfert eau-à-air de 10^{-4} pour une maison type, ce qui veut dire qu'une concentration de radon de 1000 Bq/L dans l'eau potable ferait augmenter la concentration de radon dans l'air intérieur de 100 Bq/m³ en moyenne; les pièces où le radon a été libéré présenteraient les concentrations les plus élevées (UNSCEAR, 1988). À partir de mesures prises dans des maisons et des sources d'eau aux États-Unis, Nazaroff et coll. (1987) ont estimé que les réseaux publics alimentés par des eaux souterraines et desservant une population d'au moins 1000 personnes contribuent de 2 % environ à la concentration moyenne de radon dans l'air intérieur des maisons utilisant ces sources. Selon certains calculs, la dose moyenne imputable au radon dans l'eau potable est aussi faible que 0,025 mSv/an par inhalation et 0,002 mSv/an par ingestion, comparativement à la dose de fond dans l'air de 1,1 mSv/an par inhalation (UNSCEAR, 2000).

6.0 Méthodes d'analyse

Les sections ci-après contiennent un résumé des méthodes permettant d'analyser les radionucléides les plus répandus dans les sources canadiennes d'eau potable et pour lesquels des CMA ont été établies. Les méthodes approuvées par la U.S. EPA sont indiquées dans ce document. Certaines d'entre elles n'ont pas été élaborées par la U.S. EPA, mais sont approuvées par cet organisme et figurent dans son site Web (U.S. EPA, 2008). Le cas échéant, les méthodes utilisées ou élaborées par Santé Canada sont indiquées, bien qu'elles soient généralement utilisées dans le cadre de recherches.

6.1 Plomb-210

Les méthodes d'analyse du ^{210}Pb comportent généralement une première purification du plomb par précipitation (Chiu et Dean, 1986). Après qu'il se soit écoulé suffisamment de temps pour permettre la croissance de ^{210}Bi ayant une demi-vie de cinq jours, le bismuth est isolé par la

méthode d'extraction par solvant, puis précipité (p. ex., sous forme d'oxychlorure de bismuth). Le précipité est recueilli sur un papier filtre et la détection des particules bêta de haute énergie est effectuée à l'aide d'un compteur proportionnel à gaz à faible bruit de fond (Chiu et Dean, 1986). Des limites de détection de 0,005 à 0,02 Bq/L peuvent être régulièrement obtenues pour un échantillon d'eau de un litre.

Le ^{210}Pb étant un produit de désintégration du ^{222}Rn , la présence de radon dissous dans les eaux souterraines peut influencer sur la mesure du ^{210}Pb et donner des résultats supérieurs aux valeurs réelles. Ceci peut se produire si l'échantillon est conservé dans un contenant étanche ou les concentrations de radon sont très élevées. Dans le cadre de la surveillance des sources d'eaux souterraines visant à déterminer la présence de radionucléides, le ^{210}Pb doit être extrait d'échantillons fraîchement prélevés ou le radon dissous doit être éliminé avant qu'une importante désintégration du ^{210}Pb ne se produise.

Aucune méthode d'analyse approuvée par la U.S. EPA n'a pu être identifiée pour le ^{210}Pb .

6.2 Radium-226

La méthode de détection traditionnelle du ^{226}Ra comporte une étape de coprécipitation en présence de sulfate de baryum, suivie du comptage des particules alpha à l'aide d'un compteur proportionnel à gaz ou d'un spectromètre alpha (Chiu et Dean, 1986). La limite de détection de cette méthode est généralement de 0,005 Bq/L.

Une méthode d'analyse plus rapide élaborée par Santé Canada comprend une séparation par colonne d'échange d'ions répétée, suivie du comptage par scintillation liquide pour la croissance de ^{222}Rn . La limite de détection obtenue est de 0,002 Bq/L.

Les méthodes d'analyse approuvées par la U.S. EPA pour le ^{226}Ra comprennent les méthodes d'analyses radiochimiques EPA 903.0 et Ra-03, et les méthodes EPA 903.1 et Ra-04 utilisant la technique d'émanation du radon. Les méthodes d'analyse approuvées par la U.S. EPA pour le ^{228}Ra comprennent les méthodes d'analyses radiochimiques EPA 904.0 et Ra-05 (U.S. EPA, 2008).

6.3 Uranium total

La méthode d'analyse traditionnelle de l'uranium total dans l'eau comporte une étape de fusion de l'uranium avec une pastille de fluorure de sodium. L'uranium est ensuite excité par rayonnement ultraviolet et la fluorescence émise mesurée à l'aide d'un photomultiplicateur. L'utilisation de cette méthode dans les laboratoires de Santé Canada a permis d'obtenir une limite de détection de 0,1 µg/L (Santé Canada, 2000a). Une autre méthode consiste à former un complexe avec l'uranium présent dans l'eau et l'acide phosphorique (Bring et Miller, 1992). Le complexe uranyle est excité par rayonnement laser et la phosphorescence émise mesurée afin de déterminer la concentration d'uranium dans l'échantillon. La limite de détection de cette méthode est généralement de 0,5 µg/L.

Les méthodes de spectrométrie alpha (EML, 1983) et de spectrométrie de masse couplée à un plasma induit (Igarashi et coll., 1989) peuvent être utilisées pour déterminer la composition isotopique de l'uranium.

Les méthodes d'analyse approuvées par la U.S. EPA pour l'uranium comprennent la méthode d'analyse radiochimique EPA 908.0, la méthode fluorimétrique EPA 908.1 et la méthode EPA 00-07 utilisant la spectrométrie alpha (U.S. EPA, 2008).

6.4 Tritium

La désintégration du tritium s'accompagne de l'émission d'une particule bêta de faible énergie (18,6 keV), sans émission de rayons gamma ou X. La méthode de mesure la plus efficace du tritium dans l'eau est le comptage par scintillation liquide, qui prévient les pertes par auto-absorption du rayonnement bêta. Une limite de détection d'environ 10 Bq/L est généralement obtenue dans les laboratoires de Santé Canada (Santé Canada, 2000a).

Les méthodes d'analyse approuvées par la U.S. EPA pour le tritium comprennent la méthode EPA 906.0 utilisant la scintillation liquide (U.S. EPA, 2008).

6.5 Strontium-90

La désintégration du strontium-90 s'accompagne uniquement d'émission de particules bêta ayant une énergie maximum de 546 keV. Comme elle ne s'accompagne pas de rayonnement gamma permettant de clairement l'identifier, il faut normalement effectuer une séparation chimique du strontium avant de mesurer le rayonnement à l'aide d'un détecteur de particules bêta. La méthode traditionnelle utilisée par Santé Canada (Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, 1977) comprend la précipitation du carbonate du groupe alcalino-terreux, suivie de la dissolution dans l'acide nitrique, de l'élimination du baryum et du radium par précipitation du chromate et finalement de la précipitation du strontium sous forme de carbonate. Le comptage des particules bêta de strontium est effectué à l'aide d'un compteur proportionnel à gaz. La limite de détection est généralement de 0,001 Bq/L.

Santé Canada a récemment mis au point une méthode d'analyse plus rapide afin de pouvoir traiter un grand nombre d'échantillons en cas d'urgence nucléaire. Cette procédure consiste à effectuer la séparation du strontium présent dans de nombreux échantillons d'eau dans un collecteur d'échange de cations, puis une purification par chromatographie par échange d'ions à haute pression. Le comptage des particules bêta de strontium peut se faire immédiatement par scintillation liquide, ou plus tard à l'aide d'un détecteur Cerenkov. La méthode basée sur la scintillation liquide est plus rapide, mais sa limite de détection n'est que de 0,2 Bq/L d'eau. La méthode en différé doit permettre la croissance de Y-90 ayant une demi-vie de 2,7 jours et sa limite de détection est de 0,02 Bq/L.

Les méthodes d'analyse approuvées par la U.S. EPA pour le ⁸⁹Sr et le ⁹⁰Sr comprennent la méthode d'analyse radiochimique EPA 905.0 (U.S. EPA, 2008).

6.6 Iode-131

Les isotopes radioactifs de l'iode, de l'iode-131 à l'iode-135, peuvent être facilement détectés et mesurés par spectrométrie gamma. Les limites de détection sont comparables à celles du césium-137.

Les méthodes d'analyse approuvées par la U.S. EPA pour l'iode radioactif comprennent la méthode d'analyse radiochimique EPA 902.0 et la méthode EPA 901.1 utilisant la spectrométrie gamma (U.S. EPA, 2008).

6.7 Césium-137

Le césium-137 peut être facilement détecté par spectrométrie gamma, grâce à son rayonnement gamma caractéristique de 661,6 keV. Dans les laboratoires de Santé Canada, le procédé de comptage après évaporation d'un volume d'eau de 60 L permet d'obtenir une limite de détection de 0,001 Bq/L.

Les méthodes d'analyse approuvées par la U.S. EPA pour le césium sont la méthode d'analyse radiochimique EPA 901.0 et la méthode EPA 901.1 utilisant la spectrométrie gamma (U.S. EPA, 2008).

6.8 Radon

Deux méthodes sont approuvées et une autre est recommandée par la U.S. EPA (1999) pour mesurer le radon dans l'eau potable; toutes trois utilisent le comptage par scintillation. Les méthodes approuvées sont la *Standard Method 7500-Rn B – Liquid Scintillation* (APHA et coll., 2005) et la méthode de dégazage de la U.S. EPA (1987). L'autre méthode recommandée est la méthode D5072-92 de l'ASTM (1998). Toutes ces méthodes exigent un échantillonnage minutieux en raison du dégagement rapide du radon contenu dans l'eau lorsque celle-ci est agitée et que sa surface est en contact avec l'air ambiant.

La méthode *Standard Method 7500-Rn B* consiste à injecter directement de l'eau dans une solution de scintillation et à effectuer le comptage dans un compteur à scintillation liquide automatique; la concentration minimale détectable est de 18 pCi (0,67 Bq/L) (APHA et coll., 2005). Lors de la méthode de dégazage, le radon est dégazé de l'eau et transféré dans une cellule de Lucas; la limite de détection de la méthode est d'environ 0,05 Bq/L (Crawford-Brown, 1989). La méthode D5072-92 de l'ASTM (1998) permet de mesurer des concentrations de radon dans l'eau potable supérieures à 0,04 Bq/L.

6.9 Mesures de l'activité alpha et bêta brutes

L'analyse de l'eau potable visant à déterminer les activités alpha et bêta brutes (excepté le radon) peut être réalisée en évaporant un volume connu de l'échantillon jusqu'à siccité et en mesurant l'activité du résidu. Le rayonnement alpha étant facilement absorbé par une mince couche de matière solide, la fiabilité et la sensibilité de la méthode de détermination de l'activité alpha peuvent être réduites dans le cas d'échantillons à forte teneur en matières dissoutes totales (MDT).

Il faut, dans la mesure du possible, employer des méthodes normalisées pour déterminer les concentrations d'activités alpha et bêta brutes. Les méthodes normalisées basées sur l'évaporation comprennent la méthode ISO 9696:2007 portant sur la mesure de l'activité alpha brute (ISO, 2007) et la méthode ISO 9697:2008 portant sur la mesure de l'activité bêta brute (ISO, 2008). La détermination de l'activité bêta brute au moyen de la méthode d'évaporation doit tenir compte de la contribution du ^{40}K . Si la valeur de détection de l'activité bêta brute est dépassée, il faudrait effectuer une autre analyse du potassium total. La méthode basée sur l'évaporation est utilisée pour les eaux souterraines ayant une teneur en MDT supérieure à 0,1 g/L. Sa limite de détection varie de 0,02 à 0,1 Bq/L.

Une autre méthode normalisée, la technique de coprécipitation (APHA et coll., 1998), exclut la contribution du ^{40}K et, de ce fait, ne requiert pas le dosage du potassium total. Cette

méthode ne permet pas d'analyser les échantillons d'eau qui contiennent certains produits de fission comme le ^{137}Cs ; mais il faut souligner que les concentrations de produits de fission dans les sources d'eau potable sont généralement extrêmement faibles. Les MDT ne constituent pas un problème ici. La limite de détection de cette méthode est de 0,02 Bq/L (APHA et coll., 1998).

Bien que la détection de l'activité alpha et bêta brutes permette de réduire le nombre d'analyses coûteuses de radionucléides particuliers, elle constitue tout de même un outil de mesure présentant certains inconvénients. Ceux-ci comprennent l'obtention de résultats faussement positifs, particulièrement lorsque l'activité alpha brute doit être mesurée en présence de radon dissous. Il n'est pas rare de mesurer des concentrations de dizaines de becquerels par litre; mais dans la plupart de ces cas, des analyses détaillées révèlent qu'aucun radionucléide ne présente une concentration supérieure à la CMA correspondante. Des résultats faussement négatifs peuvent aussi être obtenus lorsque d'importantes quantités de MDT sont présentes dans l'échantillon d'eau. Lorsque l'échantillon est évaporé jusqu'à sécheresse, l'auto-absorption des particules peut entraîner une réduction importante du taux de comptage. Les laboratoires qui effectuent des mesures de l'activité brute signalent régulièrement d'importantes variations du taux de comptage, et ce, même pour des échantillons prélevés d'une même source. Si les détecteurs de l'activité brute sont utilisés en mode alpha et bêta afin de détecter simultanément les deux types d'activité brute, il peut se produire un chevauchement ou un débordement des composantes alpha et bêta, ce qui aurait pour effet d'accroître, de façon imprévisible, les erreurs d'analyse. Malgré ces inconvénients, la détection de l'activités alpha et bêta brutes est utile lorsqu'il s'agit de détecter des changements dans une source d'eau potable dont la composition a déjà été clairement caractérisée au moyen de dosages antérieurs des radionucléides. Afin de réduire le nombre d'analyses coûteuses et répétitives de radionucléides particuliers, un organisme peut décider d'établir ses propres niveaux de dépistage en se fondant sur des mesures de radioactivité brute.

Si un échantillon d'eau potable dépasse le niveau de dépistage pour l'activité alpha brute (0,5 Bq/L) ou pour l'activité bêta brute (1 Bq/l), il est recommandé de répéter l'analyse afin de confirmer la validité du résultat. Si le résultat est confirmé, il conviendrait alors d'analyser l'échantillon pour les radionucléides spécifiques dont la présence est soupçonnée, selon le type et l'emplacement de l'approvisionnement en eau potable. Par exemple, il est peu probable qu'un approvisionnement provenant d'une source d'eau souterraine éloignée de toute installation nucléaire contienne des radionucléides artificiels. Elle devrait cependant être analysée pour la présence de radionucléides naturels, c'est-à-dire le ^{210}Pb , le ^{226}Ra et l'uranium total. Si ces radionucléides ne sont pas présents en quantité suffisante pour expliquer les niveaux d'activité alpha brute ou d'activité bêta brute, il faudrait alors élargir les analyses pour y inclure d'autres membres de la famille radioactive, notamment le ^{228}Ra et le ^{222}Rn dissout. Ce dernier n'est pas considéré un risque dans l'eau potable, mais sa présence peut expliquer un niveau élevé d'activité alpha ou bêta brute et devrait provoquer un échantillonnage de l'air intérieur.

Par contre, si un échantillon provient d'une source d'eau de surface située à proximité d'une installation nucléaire, il devrait faire l'objet d'analyses pour la présence de radionucléides qui pourraient provenir de cette installation. Dans le cas d'un réacteur nucléaire, il faudrait commencer l'analyse par les quatre radionucléides artificiels – tritium, ^{90}Sr , ^{131}I , et ^{137}Cs – que l'on s'attendrait à trouver dans les rejets d'un réacteur. Si leurs niveaux ne sont pas assez élevés

pour expliquer les niveaux d'activités alpha et bêta brutes, il faudrait alors considérer la présence d'autres produits de fission. Dans la plupart des cas, il s'agit d'une détermination facile qui ne nécessite aucune analyse additionnelle. Si les rayonnements gamma ont été mesurés avec une méthode assez sensible pour déceler le ^{131}I et le ^{137}Cs au niveau de dépistage pour l'activité bêta de 1 Bq/L, alors tout autre produits de fission qui émet des rayonnements gamma présent dans l'échantillon sera aussi décelé.

7.0 Technologies de traitement

Il existe plusieurs technologies qui permettent de ramener les concentrations de contaminants radiologiques présents dans l'eau potable à des niveaux qui ne présentent pas de risques pour la santé humaine. Il convient de noter que les propriétés chimiques du tritium empêchent son élimination de l'eau, ce qui met en évidence l'importance de prévenir toute contamination de la source d'eau.

Comme de nombreux facteurs tels que les caractéristiques chimiques d'une source d'eau particulière et la nature des contaminants influent sur l'élimination de divers radionucléides, il est essentiel de réaliser les essais avec des échantillons d'eau devant être traitée avant de choisir une technologie de traitement appropriée. La manutention et l'élimination des déchets issus du traitement doivent être sérieusement étudiées lors de l'élimination des radionucléides de l'eau potable.

7.1 Échelle municipale

La plupart des radionucléides peuvent être efficacement éliminés dans des installations municipales de traitement de l'eau. Parmi les technologies éprouvées d'élimination des radionucléides qui y sont généralement utilisées, on compte l'échange d'ions, l'osmose inverse et l'adoucissement à la chaux (U.S. EPA, 2000b). Les caractéristiques chimiques de l'eau influent sur l'efficacité d'élimination. L'efficacité d'élimination signalée de la méthode de l'osmose inverse varie de 70 à 99 % (Annamäki, 2000; Santé Canada, 2004). Le procédé d'échange d'ions dépend également du type d'échangeur d'ions utilisé; l'efficacité d'élimination peut atteindre 95 %. L'efficacité signalée du traitement d'adoucissement à la chaux pour l'élimination du radium varie de 80 à 95 % (U.S. EPA, 2000a). La stratégie à adopter, dans le cas de radionucléides artificiels comme le tritium, devrait consister à empêcher toute contamination de la source d'eau.

Parmi les technologies éprouvées d'élimination du ^{226}Ra et du ^{228}Ra , outre l'échange d'ions, l'osmose inverse et l'adoucissement à la chaux, mentionnons la filtration au sable vert, la précipitation au sulfate de baryum, l'électrodialyse et l'électrodialyse inverse, et la filtration à l'hydroxyde de manganèse (U.S. EPA, 2000b). Le procédé d'échange d'ions permettant d'éliminer le radium utilise un milieu échangeur de cations régénéré par une solution acide, cette dernière étant préparée avec du sel ordinaire (chlorure de sodium) ou encore un sel de potassium (Annamäki, 2000).

Il existe aussi des technologies éprouvées d'élimination de l'uranium, soit l'alumine activée (efficacité d'élimination signalée pouvant atteindre 99 %), et la coagulation et la

filtration améliorées (U.S. EPA, 2000b). Le procédé d'échange d'ions permettant d'éliminer l'uranium utilise un milieu échangeur d'ions régénéré par une solution fortement basique, la plus couramment utilisée étant celle d'hydroxyde de sodium (Annamäki, 2000).

Selon la U.S. EPA, l'aération de haute performance constitue la meilleure technologie existante permettant d'éliminer le radon présent dans les sources d'eaux souterraines. Les méthodes de ce type, notamment l'aération en tour à garnissage et l'aération par barbotage multiétage, peuvent atteindre un taux d'élimination de 99 %. L'emploi de ces méthodes peut toutefois créer une source importante de radon atmosphérique.

L'adsorption sur charbon actif en granulés (CAG), avec ou sans échange d'ions, permet aussi d'obtenir un taux élevé d'élimination du radon, mais son efficacité est moindre et elle requiert de grandes quantités de CAG, la rendant ainsi peu adéquate pour des systèmes de grande capacité. Dans certaines circonstances particulières propres aux systèmes de très petite capacité, l'emploi du CAG et son utilisation aux points d'entrée pourraient convenir (U.S. EPA, 1999). Cette technologie comporte toutefois deux problèmes potentiels, soit la création de champs intenses de rayonnement gamma à proximité de la colonne et l'élimination des résidus de traitement qui constituent des déchets.

Les eaux usées et les déchets solides issus du traitement de l'eau doivent être analysés afin de déterminer le niveau de rayonnement et être éliminés conformément aux règlements applicables.

7.2 Échelle résidentielle

Le traitement de l'eau à l'échelle municipale est conçu de façon à ramener les concentrations de contaminants à des valeurs égales ou inférieures aux recommandations pertinentes. Par conséquent, l'utilisation de dispositifs résidentiels pour traiter l'eau provenant d'installations municipales n'est généralement pas nécessaire, mais constitue plutôt un choix personnel. Dans le cas de ménages dont l'eau potable provient de puits privés, les dispositifs résidentiels de traitement de l'eau peuvent constituer une solution en matière d'élimination des radionucléides présents dans l'eau.

Les dispositifs de traitement disponibles sur le marché sont abordables et permettent d'éliminer certains radionucléides de l'eau potable pour la rendre conforme aux recommandations applicables. Un laboratoire accrédité devrait effectuer des essais périodiques de l'eau entrant dans le dispositif de traitement et de celle qui en sort afin de vérifier l'efficacité de ce dernier. Ces dispositifs peuvent perdre de leur efficacité d'élimination avec l'usage et le temps et doivent être entretenus et/ou remplacés. Les consommateurs devraient toujours consulter les recommandations du fabricant sur la durée de vie prévue des divers composants de leur dispositif de traitement.

Les types de dispositifs résidentiels d'élimination de radionucléides de l'eau potable les plus couramment utilisés sont les systèmes d'échange d'ions et d'osmose inverse (Santé Canada, 2004). L'efficacité des technologies de traitement de l'eau potable au point d'utilisation et au point d'entrée est généralement semblable à celle du traitement à l'échelle municipale. Les adoucisseurs d'eau utilisent le principe de l'échange d'ions qui permet d'éliminer les radionucléides (les personnes qui suivent un régime pauvre en sodium devraient consulter leur médecin avant de boire de l'eau adoucie artificiellement). Comme pour l'échange d'ions à

l'échelle municipale, la nature de la solution de régénération requise peut varier en fonction des contaminants présents. Ainsi, l'élimination de l'uranium exige une solution de régénération fortement basique, alors que celle du radium requiert une solution acide. La régénération des adoucisseurs d'eau est effectuée avec une solution de sel ordinaire (chlorure de sodium), ce qui peut entraîner une forte augmentation de la teneur en sodium de l'eau. Il faut donc tenir compte de ce facteur lors du choix du procédé de traitement le plus approprié.

Il n'existe pas de procédé de traitement certifié pour l'élimination du ^{210}Pb . Toutefois, comme l'isotope de plomb se comporte chimiquement comme le plomb élémentaire, tout procédé d'élimination du plomb stable devrait aussi éliminer l'isotope radioactif. Les systèmes certifiés d'élimination du plomb sont l'adsorption (charbon), l'osmose inverse et la distillation (NSF International, 2005a). Bien qu'il n'existe pas actuellement de produits certifiés de réduction de l'uranium, l'osmose inverse, la distillation ou les résines échangeuses d'ions devraient permettre de l'éliminer de l'eau potable.

Un certain nombre de dispositifs résidentiels de traitement permettent de ramener la concentration de radon dans l'eau potable à des valeurs inférieures à 11 Bq/L. Des systèmes de filtration peuvent être installés sur le robinet (le point d'utilisation) ou à tout endroits où l'eau pénètre dans la maison (le point d'entrée). Il est recommandé d'employer des systèmes au point d'entrée dans le cas du radon, car l'eau traitée est tout autant utilisée pour les bains et la lessive que pour la cuisine et comme eau potable. Si des dispositifs certifiés de traitement au point d'entrée ne sont pas disponibles, ils peuvent être conçus et construits à partir de matériaux certifiés.

Santé Canada ne recommande pas de marques particulières de dispositifs de traitement, mais conseille vivement aux consommateurs de s'assurer que les dispositifs ont été certifiés par un organisme de certification accrédité comme répondant aux normes appropriées de la NSF International (NSF) et de l'American National Standards Institute (ANSI). Ces normes visent à préserver l'eau potable en s'assurant de l'innocuité des matériaux et de l'efficacité des produits qui entrent en contact avec elle. Les organismes de certification, accrédités par le Conseil canadien des normes (CCN), garantissent qu'un produit ou service est conforme aux normes en vigueur. Au Canada, le CCN a accrédité les organismes suivants, qu'il autorise ainsi à certifier les dispositifs de traitement de l'eau qui satisfont aux normes NSF/ANSI :

- CSA International (www.csa-international.org);
- NSF International (www.nsf.org);
- Water Quality Association (www.wqa.org);
- Underwriters Laboratories Inc. (www.ul.com);
- Quality Auditing Institute Ltd. (www.qai.org); et
- International Association of Plumbing and Mechanical Officials (www.iapmo.org).

On trouve sur le site Web du CCN (www.scc.ca) une liste à jour des organismes de certification accrédités.

Les dispositifs de traitement de l'eau certifiés pour l'élimination du ^{226}Ra de l'eau non traitée (par exemple celle de puits privés) utilisent l'échange d'ions et l'osmose inverse. Les consommateurs ne devraient utiliser que des dispositifs de traitement certifiés garantissant de faire passer la concentration moyenne influente de 25 pCi/L (925 mBq/L) à un maximum de 5 pCi/L (185 mBq/L) dans l'effluent (NSF International, 2005b).

Les dispositifs de traitement certifiés pour l'élimination du radon sont généralement fondés sur la technologie d'adsorption sur charbon actif. La certification relative à l'élimination du radon exige que le dispositif fasse passer la concentration influente de radon de 4000 pCi/L (148 Bq/L) à une valeur finale inférieure à 300 pCi/L (11 Bq/L) dans l'effluent (NSF International, 2005b).

Lorsqu'on traite de l'eau potable présentant des concentrations naturelles de radionucléides, les déchets liquides produits par les traitements aux points d'entrée et aux points d'utilisation peuvent généralement être éliminés dans les réseaux d'égouts ou les fosses septiques et les déchets solides dans les décharges municipales. Les consommateurs doivent toutefois consulter les autorités compétentes avant d'entreprendre quoi que ce soit à cet égard.

8.0 Effets sur la santé

8.1 Concepts et unités de dose

La radioprotection exige d'établir un lien entre l'exposition aux rayonnements et les effets biologiques. Ce lien est représenté par la dose absorbée ou la quantité d'énergie transmise par le rayonnement ionisant à une masse unitaire de tissu. L'unité du système international d'unités (SI) de dose absorbée est le gray (Gy) qui correspond à l'absorption d'un joule d'énergie par kilogramme de tissu.

L'étendue des dommages biologiques dépend non seulement de la dose absorbée, mais aussi du type et de la qualité du rayonnement. Une dose donnée de rayonnement alpha provoquera des dommages biologiques beaucoup plus importants que la même dose de rayonnement X ou gamma, en raison de son potentiel d'ionisation plus élevé. Afin de pouvoir comparer tous les rayonnements ionisants quant à leurs dommages biologiques, la CIPR (1996) a élaboré la série suivante de facteurs de pondération des rayonnements :

- 1 pour les rayons bêta, gamma et X;
- 10 pour les neutrons; et
- 20 pour les particules alpha.

La dose équivalente, exprimée en sieverts (Sv), est égale au produit de la dose absorbée en grays par un facteur de pondération des rayonnements. Un sievert constitue en fait une dose très importante. En effet, l'exposition au fond naturel de rayonnement varie entre 2 et 3 mSv/an au Canada. L'exposition, lors d'une radiographie pulmonaire, est d'environ 0,01 mSv. Par souci de simplicité, le terme *dose* sera utilisé pour désigner la dose équivalente dans le reste du document.

La dose de rayonnement provenant de l'ingestion d'un radionucléide présent dans les aliments ou l'eau potable dépend d'un certain nombre de facteurs, notamment :

- la quantité d'activité absorbée par l'organisme;
- l'énergie et le facteur de pondération du rayonnement;
- le pourcentage d'absorption du tractus gastro-intestinal;
- la répartition du radionucléide dans les différents organes de l'organisme;
- la période de rétention du radionucléide dans l'organisme.

Selon ses propriétés chimiques et biologiques, un radionucléide peut subsister dans l'organisme pendant des périodes variant de quelques jours à plusieurs années. L'exposition interne est donc mesurée sous forme de dose intégrée ou engagée. Les périodes standard d'intégration sont de 50 ans pour les adultes et de 70 ans pour une exposition à vie. La CIPR a élaboré une série de coefficients de dose pour les radionucléides les plus courants, en tenant compte de tous ces facteurs; ces coefficients fournissent la dose engagée provenant de l'ingestion ou de l'inhalation d'une unité de radioactivité.

8.2 Effets sur la santé de l'exposition aux rayonnements

La radioactivité désigne les particules émises par un noyau atomique instable. Les rayonnements les plus courants sont les rayonnements alpha, bêta et gamma. Les particules alpha sont constituées de deux protons et de deux neutrons liés en une particule identique au noyau de l'hélium; ces particules sont émises par des noyaux radioactifs comme l'uranium ou le radium par le biais d'un processus nommé désintégration alpha. Les particules bêta sont des électrons ou des positrons de haute énergie et de grande vitesse émis par certains types de noyaux radioactifs comme le ^{40}K ; la production de particules bêta est appelée désintégration bêta. Les émetteurs alpha et bêta diffèrent par l'importance de leurs effets biologiques. Les particules alpha interagissent très fortement, par transfert d'énergie, avec les tissus humains. Comme les particules bêta interagissent moins fortement que les particules alpha, elles peuvent se déplacer plus profondément dans les tissus avant de transférer leur énergie. La différence entre les effets de ces deux types de particules est donc la concentration des dommages causés aux tissus. Les particules alpha peuvent endommager de nombreuses molécules sur une courte distance, tandis que les particules bêta peuvent endommager des molécules réparties sur une plus grande distance. L'importance des dommages dépend de l'énergie émise par les particules alpha ou bêta particulières. Le rayonnement gamma est une forme de rayonnement électromagnétique ou d'émission de lumière à une fréquence particulière qui découle d'interactions de particules subatomiques comme la désintégration radioactive. Le rayonnement gamma est généralement considéré comme la lumière présentant la fréquence et l'énergie les plus élevées ainsi que la longueur d'onde la plus courte du spectre. Il peut causer de sérieux dommages lorsqu'absorbé par des cellules vivantes, en raison de son niveau d'énergie élevé.

Lorsqu'un rayonnement ionisant traverse la matière, les atomes et les molécules neutres acquièrent une charge électrique à la suite d'interactions au cours desquelles de faibles quantités d'énergie sont transférées aux atomes de la matière. Si la matière est un tissu de l'organisme, les structures biologiques sensibles peuvent subir des altérations.

Les rayonnements endommagent les tissus humains ou toute autre matière par le biais de l'ionisation des atomes. Un rayonnement ionisant absorbé par un tissu humain a assez d'énergie pour arracher les électrons des atomes dont sont constituées les molécules du tissu. En termes très simples, lorsqu'un électron partagé par des atomes formant un lien moléculaire est délogé, le lien se brise et la molécule se dissocie. Le processus peut se produire à la suite d'un impact direct subi par ces atomes ou, de manière indirecte, après la formation de radicaux libres causée par l'irradiation de molécules adjacentes. La molécule d'ADN, la structure la plus sensible de la cellule, contient l'empreinte génétique de celle-ci et de tout l'organisme d'ailleurs. Si les dommages causés à l'ADN par le rayonnement ne sont pas réparés, les cellules peuvent mourir

ou ne pas se reproduire. Un nombre insuffisant de cellules peut entraîner la perte de tissus ou de fonctions organiques. D'autre part, les dommages subis peuvent n'être que partiellement ou incorrectement réparés, ce qui permet aux cellules de poursuivre leur division et de devenir transformées ou cancéreuses.

Les effets des rayonnements sur l'organisme humain se classent en deux grandes catégories : les effets déterministes et les effets stochastiques. Les effets déterministes n'apparaissent que lorsque la dose atteint une certaine valeur seuil. Au-delà de cette valeur, les effets se produisent de manière certaine et la gravité des dommages augmente avec la dose. Les effets déterministes comprennent la nausée, les vomissements, la diarrhée, la perte de cheveux, les hémorragies, la perte de la fonction immunitaire, des dommages au système nerveux et la mort. Chez les humains, la valeur seuil de ces effets est d'environ 500 mSv délivrés durant une courte période de temps (de quelques heures à quelques jours). Heureusement, de telles doses sont extrêmement rares et ne proviennent pas d'expositions environnementales comme l'ingestion de radionucléides dans l'eau potable.

Quant aux effets stochastiques, leur probabilité d'apparition augmente avec la quantité de rayonnement reçue. Ils peuvent apparaître à des doses bien en deçà du seuil des effets déterministes. Chez les humains, les principaux effets stochastiques sont le cancer chez les personnes exposées et des effets génétiques possibles chez leurs descendants. Les types de cancer les plus fréquemment associés à l'exposition aux rayonnements sont la leucémie et les tumeurs solides du poumon, du sein, de la thyroïde, des os, des organes digestifs et de la peau. La période de latence entre l'exposition et la constatation du cancer peut varier de 5 ans à plusieurs décennies (CIPR, 1991). Il n'existe pas de preuve concluante quant aux effets héréditaires des rayonnements chez les humains, bien que des études expérimentales sur les plantes et les animaux semblent indiquer que de tels effets se produisent.

Il n'est pas possible de distinguer les cancers radio-induits de ceux provenant d'autres causes. La corrélation entre les rayonnements et l'induction du cancer ne peut être démontrée que sous forme d'incidence accrue de cancers par rapport à l'incidence de fond dans de larges populations irradiées. Les principales sources de données épidémiologiques portant sur les risques et les effets associés aux rayonnements proviennent d'études de personnes ou de groupes de personnes ayant subi des expositions relativement élevées :

- des survivants des bombes atomiques de Hiroshima et Nagasaki;
- des patients traités à l'aide de doses élevées de rayonnement, à des fins diagnostiques ou thérapeutiques;
- des travailleurs exposés professionnellement, y compris les mineurs d'uranium et les peintres de cadrans au radium.

Comme il est impossible d'établir avec certitude la forme de la relation dose-réponse pour les effets stochastiques, particulièrement pour de faibles doses et débits de dose, il est généralement admis que la fréquence d'apparition est proportionnelle à la dose et sans seuil (hypothèse de linéarité sans seuil). L'absence de seuil implique qu'aucune dose, aussi faible soit-elle, ne peut être considérée comme sans danger. Cette hypothèse est simple et reste prudente (c.-à-d. qu'elle est plus susceptible de surestimer que de sous-estimer les risques). La CIPR a publié, en 1996, un ensemble révisé de coefficients de doses pour les personnes. Cette révision est basée sur des mesures plus récentes et des modèles métaboliques plus précis

d'absorption et de rétention de radionucléides par les différents organes de l'organisme. Les coefficients de dose révisés servant à déterminer les CMA du présent document technique sont basés sur l'hypothèse de linéarité sans seuil.

La CIPR (1991) a déterminé que le risque à vie de cancers mortels résultant d'une seule exposition à une dose et un débit de dose faibles est de 5 % par sievert. Si les calculs tiennent compte des risques héréditaires et des cancers non mortels pondérés selon la gravité, le risque à vie atteint alors 7,3 % par sievert. La CCSN a établi une limite de dose de 1 mSv/an pour les membres du public (pour les sources artificielles excluant le fond naturel de rayonnement et les traitements médicaux). L'hypothèse de linéarité sans seuil suppose qu'une exposition à un rayonnement de 1 mSv/an correspond à un risque à vie additionnel de cancer de $7,3 \times 10^{-5}$ par année d'exposition. L'évaluation des radionucléides dans l'eau potable est basée sur une dose de référence qui correspond au dixième de la limite de dose. Même si l'hypothèse de linéarité sans seuil est valide, les effets sur la santé dus à cette faible exposition seraient noyés dans le contexte statistique d'occurrences spontanées.

8.2.1 Radon

Aucune étude expérimentale ou épidémiologique n'a permis de lier l'ingestion du radon à des effets sur la santé chez les humains; il a été conclu, à la suite d'études expérimentales sur des animaux, que le risque lié à l'ingestion est généralement négligeable par rapport à celui lié à l'inhalation. Selon le U.S. National Research Council (1999a), le risque de décès par cancer de l'estomac, suite à l'exposition à vie à 1 Bq/L de radon par ingestion, serait de $2,0 \times 10^{-12}$, en se basant sur des calculs réalisés au moyen de modèles de projection du risque associés à des sièges particuliers du cancer. Il semble que le radon absorbé dans l'eau pénètre rapidement dans le courant sanguin à partir de l'estomac (Crawford-Brown, 1989) et qu'il est ensuite distribué dans toutes les cellules de l'organisme (Gosink et coll., 1990). En raison de sa liposolubilité (IRC, 1928; von Döbeln et Lindell, 1965), le radon ne se répartit pas uniformément dans l'organisme (Hursh et coll., 1965). La clairance du radon présent dans le sang est relativement rapide, sa demi-vie étant de quelques minutes (Underwood et Diaz, 1941; Lindell, 1968).

La plupart du radon inhalé est exhalé et ne demeure dans les poumons que pendant une courte période de temps. Le ^{218}Po , un produit de filiation du radon, est très réactif et se lie par attraction électrostatique aux fines particules présentes dans l'air. Ces particules sont inhalées et se déposent dans les poumons. Les produits de filiation du radon se désintègrent ensuite successivement en émettant des particules alpha et bêta nuisibles. Ce sont donc les descendants du radon, et non le radon lui-même, qui endommagent l'épithélium des bronches, car ce sont les seuls à demeurer assez longtemps dans les poumons pour se désintégrer de façon importante.

Le radon est classé comme cancérigène humain (CIRC, 1988). Ce classement est basé sur les résultats fiables d'études sur le cancer du poumon chez des mineurs de fond exposés à des concentrations élevées de radon (Lubin et coll., 1994; U.S. NRC, 1999b). Une analyse combinée de 11 cohortes comportant plus de 65 000 mineurs de fond, réalisée par Lubin et ses collaborateurs (1994), et une mise à jour effectuée par le U.S. NRC (1999b), offrent une évaluation approfondie des risques de cancer du poumon associés au radon. Les études de cohortes indiquent qu'environ 40 % des plus de 2700 décès liés au cancer du poumon parmi les 65 000 mineurs sont imputables au radon (Lubin et coll., 1995). En extrapolant les données de

la cohorte de mineurs aux concentrations plus faibles de radon dans les maisons, on obtient un rapport de cotes de 1,12 (intervalle de confiance à 95 % situé entre 1,02 et 1,25) par 100 Bq/m³.

Des études plus récentes sur l'exposition à des concentrations plus faibles de radon dans l'air intérieur des maisons viennent confirmer le lien entre le cancer du poumon et l'exposition au radon. Darby et ses collaborateurs (2005) ont publié une analyse combinée de 13 études européennes traitant de 7148 cas de cancer du poumon et de 14 208 témoins appariés. Les résultats fournissent un rapport de cotes de 1,08 (intervalle de confiance à 95 % situé entre 1,03 et 1,16) par 100 Bq/m³ de radon dans l'air. Si les mesures liées au radon sont ajustées statistiquement afin de tenir compte des observations aberrantes, le rapport de cotes atteint 1,16 (intervalle de confiance à 95 % situé entre de 1,05 et 1,31) par 100 Bq/m³ de radon.

Un rapport de Krewski et ses collaborateurs (2005) a analysé sept études nord-américaines traitant de 3663 cas de cancer du poumon et de 4966 témoins appariés; les résultats ont démontré l'existence d'un lien important entre le radon dans les maisons et le cancer du poumon, avec un rapport de cotes de 1,11 (intervalle de confiance à 95 % situé entre 1,00 et 1,28) par 100 Bq/m³ de radon. Si ces données sont limitées aux sujets ayant vécu dans une ou deux maisons seulement au cours des 5 à 30 ans précédant leur recrutement et pour lesquelles des données de surveillance effectuées au moyen de détecteurs de traces alpha existent depuis plus de 20 ans, le rapport de cote atteint 1,18 (intervalle de confiance à 95 %, de 1,02 à 1,43) par 100 Bq/m³ de radon.

Les analyses combinées de Darby et ses collaborateurs (2005) et de Krewski et ses collaborateurs (2005) ainsi que l'extrapolation vers le bas provenant des études sur les mineurs indiquent un excès de risque relatif d'environ 10 % par 100 Bq/m³ de radon dans l'air.

9.0 Classification et évaluation

L'approche utilisée pour évaluer les radionucléides dans l'eau potable est basée sur une dose annuelle et un risque annuel de cancer, ce qui est similaire à l'approche adoptée à l'échelle internationale. Cette approche est appropriée, puisque tout dépassement doit faire l'objet d'une enquête et être corrigé immédiatement, éliminant ainsi une exposition à vie à ces dépassements. Les recommandations pour l'eau potable relatives aux radionucléides sont établies en fonction d'une dose de référence de 0,1 mSv/an, soit un dixième de la limite de dose recommandée par la CIPR pour le public (c.-à-d. une personne du grand public n'ayant pas été exposée professionnellement aux rayonnements) et incorporée à la réglementation canadienne émanant de la CCSN. Ceci est en accord avec la dose de référence de 0,1 mSv/an adoptée par l'OMS (2008) pour élaborer ses recommandations pour la qualité de l'eau potable. L'OMS fait l'hypothèse prudente que seulement 10 % de la dose totale ingérée provient de l'eau potable, les 90 % restants provenant des aliments. De plus, la limite établie pour l'eau potable englobe tous les radionucléides qui y sont présents naturellement ou dus à l'activité humaine. Une dose de 0,1 mSv correspond à moins de 5 % de la dose annuelle associée au fond naturel de rayonnement.

On peut estimer que le risque à vie de développer un cancer mortel ou d'autres problèmes de santé provenant de 0,1 mSv est inférieur à 1 sur 100 000 ($< 10^{-5}$). Ce très faible niveau de risque permet de conclure qu'aucune mesure supplémentaire ne devra être mise en place afin de réduire la quantité de radioactivité dans la source d'eau potable.

La CMA d'un radionucléide donné dans l'eau potable est déterminée à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{CMA (Bq/L)} = \frac{0,1 \text{ mSv/an}}{730 \text{ L/an} \times \text{CD (Sv/Bq)} \times 1\,000 \text{ mSv/Sv}}$$

où :

- 0,1 mSv/an représente la dose de référence correspondant à la consommation d'eau potable pendant une année.
- 730 L/an représente la consommation annuelle d'eau potable d'un adulte (à raison de 2 L/j). Cette valeur est en accord avec l'approche adoptée par l'OMS et la U.S. EPA, mais quelque peu supérieure à la consommation moyenne de 1,5 L/j utilisée par Santé Canada pour calculer les recommandations relatives aux paramètres chimiques.
- Le CD représente le coefficient de dose, fondé sur la dose engagée sur 50 ans de la CIPR (1996). Il fournit une estimation de la dose efficace engagée sur 50 ans pour les adultes, qui provient de l'absorption de 1 Bq d'un radionucléide donné. L'annexe D contient des renseignements précis sur les radionucléides pour lesquels une CMA a été établie.

On suppose que le coefficient de dose pour les adultes protègent adéquatement les enfants et les adultes pour les raisons suivantes :

- Les CMA sont fondées sur une dose de 0,1 mSv/an seulement, qui représente une petite partie de la dose annuelle provenant du fond naturel de rayonnement.
- Les coefficients de dose plus élevés établis en fonction de l'âge, calculés pour les enfants, ne conduisent pas à des doses sensiblement plus élevées, car les nourrissons et les enfants consomment des volumes moyens d'eau potable moins importants et ont des taux métaboliques supérieurs.

Bien que des CMA aient été établies pour les radionucléides qui sont le plus souvent décelés dans l'eau potable, l'annexe A fournit de l'information pour 78 radionucléides additionnels pour lesquels il existe des coefficients de dose de la CIPR, mais qui ne devraient pas se retrouver dans les sources d'eau potable. Il n'est pas recommandé de surveiller ces radionucléides. Des concentrations ont été calculées à titre d'information, en utilisant les coefficients de dose et les mêmes équations et hypothèses utilisées pour calculer les CMA. Elles représentent le niveaux à lequel des effets possible sur la santé pourraient théoriquement survenir suite à une exposition de longue durée à un radionucléide spécifique par l'eau potable.

9.1 Formule de sommation

Les effets radiologiques de deux ou plusieurs radionucléides dans la même source d'eau potable sont présumés additifs. Par conséquent, pour qu'il y ait conformité aux recommandations, la formule de sommation suivante doit être satisfaite :

$$\sum_i \frac{C_i}{CMA_i} \leq 1$$

où C_i et CMA_i représentent respectivement les concentrations observées et maximales acceptables de chaque radionucléide présent. La sommation devrait uniquement inclure les radionucléides détectés avec un intervalle de confiance à 95 % au minimum. Les limites de détection de radionucléides non détectés ne devraient pas être utilisées pour remplacer les concentrations C_i , car, dans certains cas, un échantillon pourrait ne pas satisfaire au critère de sommation même s'il n'y a aucun radionucléide.

9.2 Limite inférieure de détection

La limite inférieure de détection (LID) d'un radionucléide donné devrait, par conséquent, être toujours inférieure à sa CMA. La LID d'un procédé donné (Currie, 1968) signifie que si un radionucléide n'est pas détecté, on peut être confiant à 95 % que sa concentration est inférieure à la LID. S'il n'y a qu'un seul radionucléide préoccupant, il serait théoriquement acceptable que la LID soit égale à la CMA. Le problème se présente lorsque plus d'un radionucléide est présent dans l'eau potable, ce qui est souvent le cas des radionucléides naturels. On suppose alors qu'il est peu probable que plus de cinq radionucléides soient présents à des concentrations proches de leurs CMA respectives. Par conséquent, la LID de toute méthode d'essai ne devrait pas dépasser 20 % de la CMA de tout radionucléide susceptible d'être présent dans le milieu. Selon la plupart des laboratoires spécialisés en analyse radiologique d'échantillons d'eau potable, ces limites de détection sont facilement réalisables.

9.3 Limites chimiques

Les limites chimiques ne devraient pas être utilisées dans la formule de sommation radiologique, particulièrement dans le cas des isotopes de l'uranium³ pour lesquels des limites radiologiques et chimiques peuvent s'appliquer. Les CMA des substances chimiques cancérigènes sont déterminées à partir de différentes hypothèses, et il ne convient donc pas de les combiner aux CMA radiologiques dans la formule de sommation.

10.0 Justification

Des CMA dans l'eau potable ont été établies pour trois radionucléides naturels (le ²¹⁰Pb, le ²²⁶Ra et l'uranium total sous une forme chimique) et quatre radionucléides artificiels (le tritium, le ¹³⁷Cs, le ⁹⁰Sr et le ¹³¹I), qui sont les plus couramment décelés dans les sources d'eau canadiennes. Les CMA sont déterminées au moyen d'équations et de principes reconnus à

³ Selon des critères chimiques, l'uranium n'est pas considéré comme cancérigène humain et il est classé dans le groupe V (données insuffisantes pour l'évaluation de la cancérigénicité chez l'humain) (Santé Canada, 1999).

l'échelle internationale, et reposent exclusivement sur des considérations de santé. Elles sont calculées à partir d'une dose de référence provenant de la consommation d'eau potable pendant un an, en supposant une consommation de 2 L/j à la CMA.

Les CMA des radionucléides ne tiennent pas compte des limites inhérentes aux procédés de traitement ou d'analyse. Le traitement des sources d'eau contenant des radionucléides doit être régi par le principe maintenant l'exposition à la valeur la plus faible qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre, tout en tenant compte des facteurs sociaux et économiques. Les CMA s'appliquent à des conditions d'utilisation normales des sources d'eau existantes et nouvelles, mais ne s'appliquent pas à la contamination durant une situations d'urgence où d'importantes quantités de radionucléides sont rejetées dans l'environnement.

Le risque pour la santé associé à l'ingestion d'eau potable contaminée au radon est jugé négligeable, puisque la plupart du radon fuit par le robinet ou la sortie d'eau, ne laissant ainsi qu'une quantité minime dans l'eau. Il convient néanmoins de noter que des concentrations suffisamment élevées de radon dans l'eau potable peuvent faire varier considérablement les concentrations de radon dans l'air. Lorsque les concentrations annuelles moyennes de radon dans l'air intérieur des aires d'habitation normales sont supérieures à 200 Bq/m³, la source de radon devrait être examinée, notamment par la surveillance des concentrations dans l'eau potable. Si les concentrations de radon dans l'eau potable dépassent 2 000 Bq/L, il est alors recommandé de prendre des mesures visant à limiter la migration du radon dans l'eau potable vers l'air intérieur.

11.0 Bibliographie

Annamäki M. (dir.) (2000) Treatment techniques for removing natural radionuclides from drinking water. Rapport final du projet TENAWA, STUK-A169. Radiation and Nuclear Safety Authority, Helsinki.

APHA, AWWA et WEF (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater. 20ème édition. American Public Health Association, American Water Works Association, et Water Environment Federation, Washington, DC.

APHA, AWWA et WEF (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. 21ème édition. American Public Health Association, American Water Works Association, et Water Environment Federation, Washington, DC.

ASTM (1998) ASTM annual book of standards. Vol. 11.02. American Society for Testing and Materials, Philadelphie, PA.

ASTM (2006) ASTM annual book of standards. Vol. 11.02. ASTM D3649 - 06 Standard Practice for High-Resolution Gamma-Ray Spectrometry of Water. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.

ATSDR (1999) Toxicological profile for uranium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA.

Baweja, A.S., Joshi, S.R. et Demayo, A. (1987) Concentration des radionucléides dans certaines eaux de surface au Canada : rapport sur le programme national de contrôle des radionucléides, 1981-1984. Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, Ottawa.

Bring, R. et Miller, A.G. (1992) Direct detection of trace levels of uranium by laser induced kinetic phosphorimetry. *Anal. Chem.*, 64, p. 1413-1418.

CCSN (2010) Commission canadienne de sûreté nucléaire. Disponible au www.cnscccsn.gc.ca

Chant, L.A., Workman, W.J.G., King, K.J. et Cornett, R.J. (1993) Tritium concentrations in Lake Ontario. Énergie atomique du Canada limitée, Chalk River (Ontario) (RC-1149, COG-93-484).

Chiu, N.W. et Dean, J.R. (1986) Radioanalytical methods manual. Programme national de recherche sur les résidus d'uranium, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie, Centre d'édition du gouvernement du Canada (Rapport CANMET 78-22).

CIPR (1991) 1990 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Commission internationale de protection radiologique Pergamon Press, Oxford. Ann. ICRP, 21(1-3) (Publication 60 de la CIPR).

CIPR (1996) Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients. Commission internationale de protection radiologique Pergamon Press, Oxford. Ann. ICRP, 26(1-3) (Publication 72 de la CIPR).

CIRC (1988) Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man. Man-made mineral fibers and radon. Genève : Organisation mondiale de la santé, Centre international de recherche sur le cancer. ISBN 92 832 1243 6. Volume 43.

Cothorn, C.R. (1987) Estimating the health risks of radon in drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 79(4) : 153-158.

Crawford-Brown, D.J. (1989) The biokinetics and dosimetry of radon-222 in the human body following ingestion of groundwater. *Environ. Geochem. Health*, 11 : 10-17.

Currie, L.A. (1968) Limits for qualitative detection and quantitative determination. *Anal. Chem.*, 40(3), p. 586-593.

Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., Barros-Dios, J.M., Baysson, H., Bochicchio, F., Deo, H., Falk, R., Forastiere, F., Hakama, M., Heid, I., Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Lagarde, F., Mäkeläinen, Muirhead, C., Oberaigner, W., Pershagen, G., Ruano-Ravina, A., Ruosteenoja, E., Schaffrath, Rosario, A., Tirmarache, M., TomáBek, L., Whitley, E., Wichmann, H.E., Doll, R. (2004) Radon in homes and risk of lung cancer: Collaborative analysis of individual data from 13 european case-control studies, *Br. Med. J.*, 330: 223.

Drage, J., Baweja, A. et Wall, P. (2005) Naturally occurring radionuclides in Nova Scotia ground water. *Bulletin - Association canadienne de radioprotection*. Vol. 26 n° 3 (partie 1 de 2) et n° 4 (partie 2 de 2).

Durham, R.W. et Joshi, S.R. (1981) Concentrations of radionuclides in Lake Ontario water from measurements on water treatment plant sludges. *Water Res.*, 15 : 83-86.

EML (1983) EML procedures manual. 26ème éd. H.L. Volchok et G. de. Planque (dir.). Environmental Measurements Laboratory, U.S. Department of Energy, New York, NY (HASL-300).

Gosink, T.A., Baskaran, M. et Holleman, D.F. (1990) Radon in the human body from drinking water. *Health Phys.*, 59(6) : 919.

Gouvernement du Canada (2007) Gazette du Canada : Lignes directrices concernant la qualité de l'air relativement au radon. Vol. 141, n° 23, 9 juin. Disponible au www.gazette.gc.ca/archives/p1/2007/2007-06-09/html/notice-avis-fra.html#112.

Guzwell, K. (2002) Communication personnelle. Water Resources Management Division, ministère de l'Environnement de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador), décembre.

Hursh, J.B., Morken, D.A., Davis, R.P. et Lovass, A. (1965) The fate of radon ingested by man. *Health Phys.*, 11 : 465–476.

Igarashi, Y., Kawamura, H. et Shiraishi, K. (1989) Determination of thorium and uranium in biological samples by inductively coupled plasma mass spectrometry using internal standardization. *J. Anal. Atom. Spectrom.*, 4, p. 571-576.

IRC (1928) International critical tables of numerical data, physics, chemistry and technology. Vol. 3. International Research Council of the National Academy of Sciences, Washington, DC.

ISO (2007) Qualité de l'eau – Mesurage de l'activité bêta globale dans l'eau non saline - Méthode par source concentrée. Organisation internationale de normalisation, Genève (ISO 9696 : 2007).

ISO (2008) Qualité de l'eau – Mesurage de l'activité alpha globale dans l'eau non saline - Méthode par source concentrée. Organisation internationale de normalisation, Genève (ISO 9676 : 2008).

Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., Alavanja, M., Catalan, V.S., Field, R.W., Klotz, J.B., Létourneau, E.G., Lynch, C.F., Lyon, J.I., Sandler, D.P., Schoenberg, J.B., Steck, D.J., Stolwijk, J.A., Weinberg, C. et Wilcox, H.B. (2005) Residential radon and risk of lung cancer: a combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology*, 16, p. 137–145.

Life Systems, Inc. (1991) Radon in drinking water: Assessment of exposure pathways. Préparé pour l'Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, juin (TR-1242-87).

Lindell, B. (1968) Ingested radon as a source of human radiation exposure. Dans : *Proceedings of the First International Congress of Radiation Protection*. Pergamon Press, New York, NY; p. 719.

Lubin, J.H., Boice Jr., J.D., Edling, C., Hornung, R.W., Howe, G.R., Kunz, E., Kusiak, R.A., Morrison, H.I., Radford, E.P., Samet, J.M., Tirmarche, M., Woodward, A., Xiang, Y.S. et Pierce, D.A. (1994) Radon and lung cancer risk: A joint analysis of 11 underground miners studies. National Institutes of Health. U.S. Department of Health and Human Services. Washington, DC (Publication N° 94-3644 du NIH).

Lubin, J.H., Boice, J.D., Edling, C., Hornung, R.W., Howe, G.R., Kunz, E., Kusiak, R.A., Morrison, H.I., Radford, E.P., Samet, J.M., Tirmarche, M., Woodward, A., Yao, S.X. et Pierce, D.A. (1995) Lung cancer in radon-exposed miners and estimation of risk from indoor exposure. *J. Natl Cancer Inst.* 87(11) : 817–827.

MEEO (1993) Radiological data 1992. Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, Toronto.

Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social (1977) Méthodes chimiques pour déterminer les niveaux du ⁸⁹Sr, du ⁹⁰Sr, et du ¹³⁷Cs dans les eaux de surface, les algues d'eau douce et les poissons d'eau douce. Ottawa (Rapport 77-DSE-14).

Nazaroff, W.W., Doyle, S.M., Nero, A.V., et Sexton, R.G. (1987) Potable water as a source of airborne ²²²Rn in U.S. dwellings: A review and assessment. *Health Phys.*, 52: 281–295 [cité dans Gosink et al., 1990].

NCRP (1987) Exposure of the population in the United States and Canada from natural background radiation. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, Maryland (Rapport N° 94 du NCRP).

NCRP (1988) Measurement of radon and radon daughters in air. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD (Rapport N° 97 du NCRP).

NSF International (2005a) Contaminant Guide. Disponible au www.nsf.org/consumer/drinking_water/dw_contaminant_guide.asp?program=WaterTre.

NSF International (2005b) Contaminant testing protocols. Disponible au www.nsf.org/consumer/drinking_water/dw_contaminant_protocols.asp.

OMS (2004) Radon and health information sheet. Organisation mondiale de la santé, Genève, mars. Disponible au www.who.int/phe/radiation/en/2004Radon.pdf

OMS (2008) Guidelines for drinking-water quality, incorporating first and second addenda to third edition. Vol. 1. Recommendations. Organisation mondiale de la santé, Genève, Disponible au www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html

Pylon (1989) Instruction manual for using Pylon Model 110A and 300A Lucas cells with the Pylon Model AB-5. Ottawa (Ontario), Pylon Electronic Development Company Ltd, Ottawa, 43 pages.

Santé Canada (1999) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — uranium. Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible au www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/uranium/index-fra.php

Santé Canada (2000) La radioactivité ambiante au Canada 1989-1996. Disponible en s'adressant à la Division des dangers des rayonnements du milieu, Bureau de la radioprotection, Santé Canada, Ottawa [veuillez aussi consulter les éditions antérieures de La radioactivité ambiante au Canada].

Santé Canada (2004) Point-of-use and point-of-entry treatment technologies for the removal of lead-210 and uranium from drinking water, Senes Consultants Limited, Richmond Hill.

Tracy, B.L. et Prantl, F.A. (1983) 25 years of fission product input to Lakes Superior and Huron. *Water Air Soil Pollut.*, 19, : 15–27.

Tracy, B.L. et Prantl, F.A. (1985) Radiological impact of coal-fired power generation. *J. Environ. Radioactivity*, 2 : 145–160.

Underwood, N. et Diaz, J. (1941) A study of the gaseous exchange between the circulating system and the lungs. *Am. J. Physiol.*, 13 : 88.

UNSCEAR (1982) Rayonnements ionisants : sources et effets biologiques. Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants. Nations Unies, New York, NY. Disponible au www.unscear.org/unscear/fr/publications/1982.html

UNSCEAR (1988) Sources, effects and risks of ionizing radiation. Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants. Nations Unies, New York, NY. Disponible au www.unscear.org/unscear/fr/publications/1988.html

UNSCEAR (2000) Sources, effects and risks of ionizing radiation. Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants. Nations Unies, New York, NY. Disponible au www.unscear.org/unscear/fr/publications.

U.S. EPA (1987) Two test procedures for radon in drinking water. Appendix D Analytical test procedure. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Mars. (EPA/600/2-87/082 p. 22)

U.S. EPA (1991) National primary drinking water regulations; radionuclides; proposed rules. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Fed. Regist., 56(138) : 33050.

U.S. EPA (1999) National Primary Drinking Water Regulations; Radon-222 . U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Fed. Regist., 2 novembre, 64(211).

U.S. EPA (2000a) Radionuclides notice of data availability technical support document. Préparé par U.S. Environmental Protection Agency Office of Groundwater and Drinking Water, en collaboration avec U.S. EPA Office of Indoor Air and Radiation and United States Geological Survey. Mars.

U.S. EPA (2000b) National Primary Drinking Water Regulations; Radionuclides; Final Rule. Environmental Protection Agency, 40 CFR, parties 9, 141 et 142.

U.S. EPA (2008) Analytical methods approved for drinking water compliance monitoring of radionuclides. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Disponible au: www.epa.gov/ogwdw/methods/pdfs/methods/methods_radionuclides.pdf.

U.S. NRC (1999a) Risk assessment of radon in drinking water. Préparé par le Committee on Risk Assessment of Exposure to Radon in Drinking Water. National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C. Disponible au www.nap.edu/catalog.php?record_id=6287

U.S. NRC (1999b) Health Effects of Exposure to Radon (BEIR VI). Préparé par le Committee on the Health Risks of Exposure to Radon (BEIR VI), Board of Radiation Effects Research, Commission on Life Sciences, National Research Council. National Academy Press, Washington, DC p. 1048. Disponible au books.nap.edu/openbook.php?record_id=5499&page=R1

Veska, E. et Tracy, B.L. (1986) The migration of reactor produced tritium in Lake Huron. J. Environ. Radioactivity, 4 : 31–38.

von Döbeln, W. et Lindell, B. (1964) Some aspects of radon contamination following ingestion. Arkiv. Fys., 27 : 531–572.

Annexe A : Concentrations de certains radionucléides

(basées sur des adultes consommant 2 L d'eau par jour; voir la section 9.0 pour les calculs)

Note : Les radionucléides en caractère gras sont ceux qui sont décelés le plus fréquemment dans les approvisionnements d'eau potable au Canada.

Radionucléide	Symbole	Mode de désintégration	Demi-vie	Coefficient de dose pour les adultes (Sv/Bq)	Concentration calculée (Bq/L)
Radionucléides naturels					
Béryllium-7	⁷ Be	Capture d'électrons	53,3 jours	$2,8 \times 10^{-11}$	5 000
Bismuth-210	²¹⁰ Bi	Bêta	5,01 jours	$1,3 \times 10^{-9}$	100
Plomb-210	²¹⁰Pb	Bêta et Gamma	22,3 ans	$6,9 \times 10^{-7}$	2
Polonium-210	²¹⁰ Po	Alpha	138 jours	$1,2 \times 10^{-6}$	1
Radium-224	²²⁴ Ra	Alpha	3,66 jours	$6,5 \times 10^{-8}$	2
Radium-226	²²⁶Ra	Alpha	1 600 ans	$2,8 \times 10^{-7}$	5
Radium-228	²²⁸ Ra	Bêta	5,76 ans	$6,9 \times 10^{-7}$	2
Thorium-228	²²⁸ Th	Alpha	1,91 an	$7,2 \times 10^{-8}$	2
Thorium-230	²³⁰ Th	Alpha	75 400 ans	$2,1 \times 10^{-7}$	6
Thorium-232	²³² Th	Alpha	14 milliards d'années	$2,3 \times 10^{-7}$	6
Thorium-234	²³⁴ Th	Bêta	24,1 jours	$3,4 \times 10^{-9}$	40
Uranium-234 ^a	²³⁴ U	Alpha	245 000 ans	$4,9 \times 10^{-8}$	3
Uranium-235 ^a	²³⁵ U	Alpha	704 millions d'années	$4,7 \times 10^{-8}$	3
Uranium-238 ^a	²³⁸ U	Alpha	4,47 milliards d'années	$4,5 \times 10^{-8}$	3
Radionucléides artificiels					
Américium-241	²⁴¹ Am	Alpha	432 ans	$2,0 \times 10^{-7}$	7
Antimoine-122	¹²² Sb	Bêta	2,71 jours	$1,7 \times 10^{-9}$	70
Antimoine-124	¹²⁴ Sb	Bêta	60,2 jours	$2,5 \times 10^{-9}$	50
Antimoine-125	¹²⁵ Sb	Bêta	2,76 ans	$1,1 \times 10^{-9}$	100
Argent-108m	^{108m} Ag	Capture d'électrons/transition isomérique	127 ans	$2,3 \times 10^{-9}$	60
Argent-110m	^{110m} Ag	Bêta/transition isomérique	250 jours	$2,8 \times 10^{-9}$	50
Argent-111	¹¹¹ Ag	Bêta	7,47 jours	$1,3 \times 10^{-9}$	100

Paramètres radiologiques (mai 2009)

Radionucléide	Symbole	Mode de désintégration	Demi-vie	Coefficient de dose pour les adultes (Sv/Bq)	Concentration calculée (Bq/L)
Baryum-140	¹⁴⁰ Ba	Bêta	12,8 jours	$2,6 \times 10^{-9}$	50
Brome-82	⁸² Br	Bêta	35,3 heures	$5,4 \times 10^{-10}$	300
Calcium-45	⁴⁵ Ca	Bêta	165 jours	$7,1 \times 10^{-10}$	200
Calcium-47	⁴⁷ Ca	Bêta	4,54 jours	$1,6 \times 10^{-9}$	100
Carbone-14 ^b	¹⁴ C	Bêta	5 730 ans	$5,8 \times 10^{-10}$	200
Cérium-141	¹⁴¹ Ce	Bêta	32,5 jours	$7,1 \times 10^{-10}$	200
Cérium-144	¹⁴⁴ Ce	Bêta	284 jours	$5,2 \times 10^{-9}$	30
Césium-131	¹³¹ Cs	Capture d'électrons	9,69 jours	$5,8 \times 10^{-11}$	2 000
Césium-134	¹³⁴ Cs	Capture d'électrons/Bêta	2,07 ans	$1,9 \times 10^{-8}$	7
Césium-136	¹³⁶ Cs	Bêta	13,1 ans	$3,0 \times 10^{-9}$	50
Césium-137	¹³⁷Cs	Bêta	30,2 ans	$1,3 \times 10^{-8}$	10
Chrome-51	⁵¹ Cr	Capture d'électrons	27,7 jours	$3,8 \times 10^{-11}$	4 000
Cobalt-57	⁵⁷ Co	Capture d'électrons	272 jours	$2,1 \times 10^{-10}$	700
Cobalt-58	⁵⁸ Co	Capture d'électrons	70,9 jours	$7,4 \times 10^{-10}$	200
Cobalt-60	⁶⁰ Co	Bêta	5,27 ans	$3,4 \times 10^{-9}$	40
Gallium-67	⁶⁷ Ga	Capture d'électrons	78,3 heures	$1,9 \times 10^{-10}$	700
Indium-111	¹¹¹ In	Capture d'électrons	2,81 jours	$2,9 \times 10^{-10}$	500
Iode-125	¹²⁵ I	Capture d'électrons	59,9 jours	$1,5 \times 10^{-8}$	10
Iode-129	¹²⁹ I	Bêta	16,0 millions d'années	$1,1 \times 10^{-7}$	1
Iode-131	¹³¹I	Bêta	8,04 jours	$2,2 \times 10^{-8}$	6
Fer-55	⁵⁵ Fe	Capture d'électrons	2,68 ans	$3,3 \times 10^{-10}$	400
Fer-59	⁵⁹ Fe	Bêta	44,5 jours	$1,8 \times 10^{-9}$	70
Manganèse-54	⁵⁴ Mn	Capture d'électrons	312 jours	$7,1 \times 10^{-10}$	200
Mercure-197, méthylé	¹⁹⁷ Hg	Capture d'électrons	64,1 heures	$9,9 \times 10^{-11}$	1 000
Mercure-197, organique	¹⁹⁷ Hg	Capture d'électrons	64,1 heures	$1,7 \times 10^{-11}$	700
Mercure-197, inorganique	¹⁹⁷ Hg	Capture d'électrons	64,1 heures	$2,3 \times 10^{-10}$	600
Mercure-203, méthylé	²⁰³ Hg	Bêta	46,6 jours	$1,9 \times 10^{-9}$	70
Mercure-203, organique	²⁰³ Hg	Bêta	46,6 jours	$1,1 \times 10^{-9}$	100
Mercure-203, inorganique	²⁰³ Hg	Bêta	46,6 jours	$5,4 \times 10^{-10}$	300
Molybdène-99	⁹⁹ Mo	Bêta	65,9 heures	$6,0 \times 10^{-10}$	200

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique

Paramètres radiologiques (mai 2009)

Radionucléide	Symbole	Mode de désintégration	Demi-vie	Coefficient de dose pour les adultes (Sv/Bq)	Concentration calculée (Bq/L)
Neptunium-239	²³⁹ Np	Bêta	2,35 jours	$8,0 \times 10^{-10}$	200
Niobium-95	⁹⁵ Nb	Bêta	35,0 jours	$5,8 \times 10^{-10}$	200
Or-198	¹⁹⁸ Au	Bêta	2,69 jours	$1,0 \times 10^{-9}$	100
Phosphore-32	³² P	Bêta	14,3 jours	$2,4 \times 10^{-9}$	60
Plutonium-238	²³⁸ Pu	Alpha	87,7 ans	$2,3 \times 10^{-7}$	6
Plutonium-239	²³⁹ Pu	Alpha	24 100 ans	$2,5 \times 10^{-7}$	6
Plutonium-240	²⁴⁰ Pu	Alpha	6 560 ans	$2,5 \times 10^{-7}$	6
Plutonium-241	²⁴¹ Pu	Bêta	14,4 ans	$4,8 \times 10^{-9}$	30
Rhodium-105	¹⁰⁵ Rh	Bêta	35,4 heures	$3,7 \times 10^{-10}$	400
Rubidium-81	⁸¹ Rb	Capture d'électrons	4,58 heures	$5,4 \times 10^{-11}$	3 000
Rubidium-86	⁸⁶ Rb	Bêta	18,6 jours	$2,8 \times 10^{-9}$	50
Ruthénium-103	¹⁰³ Ru	Bêta	39,2 jours	$7,3 \times 10^{-10}$	200
Ruthénium-106	¹⁰⁶ Ru	Bêta	373 jours	$7,0 \times 10^{-9}$	20
Sélénium-75	⁷⁵ Se	Capture d'électrons	120 jours	$2,6 \times 10^{-9}$	50
Sodium-22	²² Na	Capture d'électrons	2,61 ans	$3,2 \times 10^{-9}$	40
Soufre-35, organique	³⁵ S	Bêta	87,2 jours	$7,7 \times 10^{-10}$	200
Soufre-35, inorganique	³⁵ S	Bêta	87,2 jours	$1,3 \times 10^{-10}$	1 000
Strontium-85	⁸⁵ Sr	Capture d'électrons	64,8 jours	$5,6 \times 10^{-10}$	200
Strontium-89	⁸⁹ Sr	Bêta	50,5 jours	$2,6 \times 10^{-9}$	50
Strontium-90	⁹⁰Sr	Bêta	29 ans	$2,8 \times 10^{-8}$	5
Technétium-99	⁹⁹ Tc	Bêta	213 000 ans	$6,4 \times 10^{-10}$	200
Technétium-99m	^{99m} Tc	Transition isomérique/Bêta	6,01 heures	$2,2 \times 10^{-11}$	6 000
Tellure-129m	^{129m} Te	Transition isomérique/Bêta	33,4 jours	$3,0 \times 10^{-9}$	50
Tellure-131m	^{131m} Te	Bêta/ Transition isomérique	32,4 heures	$1,9 \times 10^{-9}$	70
Tellure-132	¹³² Te	Bêta	78,2 heures	$3,8 \times 10^{-9}$	40
Thallium-201	²⁰¹ Tl	Capture d'électrons	3,04 jours	$9,5 \times 10^{-11}$	1 000
Tritium, HTO^c	³H	Bêta	12,3 ans	$1,8 \times 10^{-11}$	7 000
Tritium, OBT ^c	³ H	Bêta	12,3 ans	$4,2 \times 10^{-11}$	3 000
Ytterbium-169	¹⁶⁹ Yb	Capture d'électrons	32,0 jours	$7,1 \times 10^{-10}$	200

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique

Paramètres radiologiques (mai 2009)

Radionucléide	Symbole	Mode de désintégration	Demi-vie	Coefficient de dose pour les adultes (Sv/Bq)	Concentration calculée (Bq/L)
Yttrium-90	⁹⁰ Y	Bêta	64 heures	$2,7 \times 10^{-9}$	50
Yttrium-91	⁹¹ Y	Bêta	58,5 jours	$2,4 \times 10^{-9}$	60
Zinc-65	⁶⁵ Zn	Capture d'électrons	244 jours	$3,9 \times 10^{-9}$	40
Zirconium-95	⁹⁵ Zr	Bêta	64,0 jours	$9,5 \times 10^{-10}$	100

^aL'activité volumique de l'uranium naturel correspondant à la recommandation chimique (CMA) de 0,02 mg/L est d'environ 0,5 Bq/L.

^bLe ¹⁴C est également produit naturellement en quantités importantes dans l'atmosphère.

^cLe tritium est également produit naturellement en quantités importantes dans l'atmosphère. HTO = eau tritiée; OBT = tritium lié la matière organique.

Annexe B : Glossaire des termes et des unités, facteurs de conversion et acronymes

Glossaire

Actinides :

Groupe de 15 éléments chimiques de numéro atomique compris entre 89 et 103 inclusivement. Ces éléments, qui sont tous radioactifs, comprennent le thorium, l'uranium, le plutonium et l'américium.

Activité :

Fréquence des transformations dans une substance radioactive. S'exprime en becquerels (Bq). 1 Bq = 1 transformation ou désintégration par seconde. Voir aussi le tableau B-1 ci-après.

Becquerel : Voir *Activité*.

Capture d'électron :

Désintégration radioactive au cours de laquelle un proton du noyau capture un électron du nuage périphérique d'électrons de l'atome. Ce processus convertit le proton en neutron, réduisant ainsi d'une unité le nombre de protons du noyau et le numéro atomique de l'élément initial. La masse atomique reste constante, puisque le nombre total de protons et de neutrons reste inchangé.

Coefficient de dose :

Dose efficace engagée provenant de l'inhalation ou de l'ingestion de 1 Bq d'un radionucléide donné. S'exprime en sieverts par becquerel (Sv/Bq).

Demi-vie :

Durée nécessaire pour que l'activité d'un radionucléide décroisse de la moitié de sa valeur initiale. Le symbole de la demi-vie est $t_{1/2}$.

Désintégration :

Processus de transformation spontanée d'un radionucléide. Diminution de l'activité d'une substance radioactive.

Dose :

Terme général désignant une quantité de rayonnement. Voir aussi *Dose absorbée*, *Dose efficace*, *Dose efficace engagée* et *Dose équivalente*.

Dose absorbée :

Quantité d'énergie transmise par un rayonnement ionisant à une masse unitaire de matière, comme un tissu. S'exprime en grays (Gy). 1 Gy = 1 joule par kilogramme. Voir aussi le tableau B-1 ci-après.

Dose efficace :

Somme des doses équivalentes délivrées aux différents tissus et organes, pondérées par un facteur propre à chacun d'entre eux. S'exprime en sieverts (Sv).

Dose efficace engagée :

Dose efficace s'étant accumulée dans l'organisme au cours d'une période fixée, à la suite d'une incorporation unique de matière radioactive. Les périodes standard d'incorporation sont de 50 ans pour les adultes et de 70 ans pour une exposition à vie.

Dose équivalente :

Produit de la dose absorbée par un facteur de pondération des rayonnements approprié afin de tenir compte de la capacité des rayonnements ionisants d'endommager les tissus. S'exprime en sieverts (Sv). Voir aussi le tableau B-1 ci-après.

Équilibre séculaire :

Situation où la quantité d'isotope radioactif demeure constante, son taux de production (dû, par exemple, à la désintégration d'un isotope parent) étant égal à son taux de désintégration.

Facteur de risque :

Probabilité de cancer mortel ou de leucémie par unité de dose efficace.

Fission nucléaire :

Processus de scission du noyau en au moins deux autres noyaux, accompagné d'une libération d'énergie.

Gray : Voir *Dose absorbée*.

Ionisation :

Processus par lequel un atome ou une molécule neutre acquiert ou perd une charge électrique. Production d'ions.

Particule alpha :

Particule composée de deux protons et de deux neutrons.

Particule bêta :

Electron émis par le noyau d'un radionucléide. Appelée *positron* lorsque sa charge est positive.

Période de latence :

Durée de temps entre l'exposition à un cancérogène et le développement d'un cancer.

Produit de désintégration :

Nucléide ou radionucléide produit par désintégration. Se forme directement à partir d'un radionucléide, ou à la suite de désintégrations successives de plusieurs radionucléides.

Radionucléide :

Nucléide instable qui émet un rayonnement ionisant.

Rayonnement gamma :

Énergie électromagnétique sans masse et sans charge.

Rayonnement ionisant :

Rayonnement qui produit des ions dans la matière.

Sievert : Voir Dose efficace.

Tableau B-1 : Relations entre les anciennes et les nouvelles unités de rayonnement

Paramètre	Ancienne unité	Symbole	Nouvelle unité	Symbole	Relation
Activité	curie	Ci	becquerel	Bq	1 Ci = $3,7 \times 10^{10}$ Bq
Dose absorbée	rad	rad	gray	Gy	1 rad = 0,01 Gy
Dose équivalente	rem	rem	sievert	Sv	1 rem = 0,01 Sv

Tableau B-2 : Facteurs de conversion

Multiple	Préfixe	Symbole
10^{12}	téra	T
10^9	giga	G
10^6	méga	M
10^3	kilo	k
10^{-3}	milli	m
10^{-6}	micro	μ
10^{-9}	nano	n
10^{-12}	pico	p

Acronymes

ADN	acide désoxyribonucléique
ANSI	American National Standards Institute
CAG	charbon actif en granulés
CANDU	réacteur canadien à uranium-deutérium
CCN	Conseil canadien des normes
CCSN	Commission canadienne de sûreté nucléaire
CD	coefficient de dose
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
CMA	concentration maximale acceptable
HTO	eau tritiée
ISO	Organisation internationale de normalisation
LID	limite inférieure de détection
MDT	matières dissoutes totales
NSF	NSF International
OBT	tritium lié à la matière organique
OMS	Organisation mondiale de la Santé
SI	système international d'unités
TNT	trinitrotoluène
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency

Annexe C : Enquêtes de surveillance provinciales et territoriales

Tableau C-1 : Sommaire des résultats de la surveillance, durant 14 ans, des radionucléides naturels à Elliot Lake, Port Hope et Régina

Année	Elliot Lake		Port Hope		Régina	
	²²⁶ Ra (Bq/L)	Uranium (µg/L)	²²⁶ Ra (Bq/L)	Uranium (µg/L)	²²⁶ Ra (Bq/L)	Uranium (µg/L)
1983	0,015	2,0	ND ^a	0,7	ND	7,1
1984	0,016	1,7	ND	0,8	ND	7,7
1985	0,019	1,1	ND	0,6	ND	5,3
1986	0,017	1,1	ND	0,8	ND	4,0
1987	0,016	0,6	ND	0,6	ND	2,7
1988	0,014	1,2	ND	1,0	ND	2,2
1989	0,014	0,7	ND	0,6	ND	3,0
1990	0,018	0,9	ND	0,7	ND	4,7
1991	0,008	0,5	ND	0,5	ND	2,0
1992	0,012	0,4	ND	0,5	ND	4,4
1993	0,01	0,5	ND	0,4	ND	2,8
1994	0,009	0,5	ND	0,4	ND	2,7
1995	0,007	0,6	ND	0,4	ND	1,9
1996	0,007	0,6	ND	0,4	ND	1,3

^a ND = inférieur à la limite de détection de 0,005 Bq/L.

Tableau C-2 : Sommaire des mesures de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans les eaux des Grands Lacs, de 1973 à 1981^a

	Mesures dans les eaux libres des lacs (mBq/L)				Mesures près des réacteurs nucléaires (mBq/L)			
	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario	Toronto	Pickering	Ajax
^{137}Cs								
1973	2,8	1,8	1,5	0,8	1,8	9,3	11,1	4,8
1974	2,8		1,6			2,2	13,7	4,1
1975			1,6			1,1	3,0	1,1
1976			0,9		0,7	1,9	1,5	3,3
1977			1,4	0,8	0,8			
1978	1,8		1,3	0,7	0,9			
1979	1,7	1,3	1,0	0,6	0,7			
1980	2,0	1,6	1,6	0,6	1,0			
1981	1,7	1,2	1,2	0,6	0,8	1,2		1,4
^{90}Sr								
1973	19	31	32	41	47	35	31	34
1974						32	35	57
1975						34	30	35
1976						31	30	30
1977			31	30	35			
1978			37					
1979	19	31	29	31	31			
1980	12	23	25	15	42			
1981	16	17	23	23	25	20		15

^a Les données relatives aux eaux libres proviennent du Centre canadien des eaux intérieures. Les données de Toronto, Pickering et Ajax proviennent du programme de surveillance des réacteurs nucléaires de Santé Canada.

Annexe D : Paragraphes explicatifs sur les radionucléides ayant une CMA

Les radionucléides les plus couramment décelés dans les sources canadiennes d'eau potable et susceptibles d'avoir des effets à long terme sur la santé sont décrits ci-dessous. L'intégration de nouvelles données a causé une augmentation de la CMA pour certains radionucléides, alors que d'autres ont été réduites ou n'ont pas changé.

Plomb-210

Le plomb-210, un radionucléide ostéotrope, est souvent accompagné de son produit de désintégration alpha, le ^{210}Po . La CMA du ^{210}Pb est de 0,2 Bq/L, soit une augmentation de la recommandation antérieure de 0,1 Bq/L. Cette modification est essentiellement attribuable à la réduction de 20 à 10 % du facteur d'absorption gastro-intestinale du plomb.

Il ne faut pas confondre la CMA radiologique du ^{210}Pb et la CMA chimique du plomb stable fixée à 0,01 mg/L. La CMA radiologique de 0,2 Bq/L du ^{210}Pb correspondrait à une concentration totale de plomb de seulement 7×10^{-8} µg/L. La présence ou l'absence de plomb stable dans l'eau potable n'a aucun rapport avec la présence ou l'absence de ^{210}Pb .

Isotopes du radium

Le radium, comme le strontium, est un élément ostéotrope de la famille des alcalino-terreux. Environ 20 % du radium ingéré est absorbé par le tractus gastro-intestinal. La désintégration du ^{226}Ra (demi-vie de 1 600 ans) et du ^{224}Ra (demi-vie de 3,66 jours) s'accompagne de l'émission de particules alpha. Le ^{228}Ra (demi-vie de 5,75 ans) se transforme par désintégration bêta en ^{228}Th , un émetteur alpha. La CMA du ^{224}Ra n'a pas été modifiée dans les recommandations actuelles et demeure de 2 Bq/L; celle du ^{226}Ra a été légèrement réduite, passant de 0,6 à 0,5 Bq/L, tandis que celle du ^{228}Ra est passée de 0,5 à 0,2 Bq/L. Ces changements sont dus à des modèles plus précis de métabolisme interne du radium.

Isotopes de l'uranium

L'uranium naturel se compose de trois isotopes – 234, 235 et 238 – dont les demi-vies varient de centaines de millions à des milliards d'années. Ces longues demi-vies impliquent que l'activité des isotopes de l'uranium est très faible. La CMA de l'uranium dans l'eau potable est basée sur sa toxicité chimique plutôt que sur ses propriétés radiologiques. L'annexe A contient toutefois des CMA radiologiques d'environ 3 Bq/L pour chaque isotope de l'uranium, afin de pouvoir les inclure dans la formule de sommation radiologique. À l'équilibre, une concentration d'uranium total égale à sa CMA chimique de 20 µg/L correspondrait à 0,25 Bq/L de ^{238}U , à 0,01 Bq/L de ^{235}U et à 0,25 Bq/L de ^{234}U . Il faut cependant noter que dans le cas de l'uranium dissous dans les eaux souterraines, le déséquilibre entre les isotopes 238 et 234 est important, pouvant atteindre un facteur de deux.

Des études expérimentales réalisées chez des adultes indiquent systématiquement que l'absorption d'uranium par voie orale est inférieure à 5 % (Santé Canada, 1999) et que la moyenne se situe entre 1 et 2 % (ATSDR, 1999). Une fois absorbé dans le sang, environ 67 % de l'uranium est filtré par les reins et rejeté de l'organisme dans l'urine en moins de 24 heures, le reste étant distribué dans les tissus. Ceci pourrait expliquer pourquoi aucun cancer lié aux rayonnements causé par l'exposition à l'uranium n'a été identifié chez les humains exposés à des concentrations naturelles d'uranium, et même à de l'uranium fortement enrichi (ATSDR, 1999).

Pour obtenir des renseignements sur les aspects chimiques de la toxicité de l'uranium, veuillez consulter le document technique sur l'uranium (Santé Canada, 1999).

Tritium

Le tritium, dont la demi-vie est de 12,3 ans, se trouve généralement dans l'environnement sous forme d'eau tritiée (HTO), mais peut aussi se présenter sous forme de tritium lié à la matière organique (OBT) dans la végétation. Le HTO ingéré est rapidement absorbé dans le courant sanguin et est retenu dans l'organisme pendant une période variant de 2 à 18 jours. Le tritium émet des particules bêta de faible énergie (18,6 keV) qui ne sont pas accompagnées de rayons gamma ou X. Le coefficient de dose du tritium est donc assez faible et la CMA qui en découle demeure inchangée à 7 000 Bq/L.

Strontium-90

Le strontium-90 a fait l'objet d'une surveillance étendue dans l'environnement depuis le début des essais d'armes nucléaires. Sa désintégration s'accompagne uniquement de l'émission de particules bêta et sa demi-vie est de 29 ans. Le strontium fait partie des éléments alcalino-terreux; semblable au calcium, il emprunte le même chemin dans la chaîne alimentaire jusqu'à l'organisme humain, où sa rétention se fait surtout dans les dents et les os, avec une demi-vie de 3 à 7 ans. En raison du temps de rétention élevé dans les os et de l'énergie relativement élevée de ses particules bêta (846 keV), sa CMA est demeurée inchangée à 5 Bq/L.

Il ne faut pas confondre le strontium radioactif (^{90}Sr) et le strontium stable. Ces deux formes de strontium ont des origines très différentes et il n'existe aucune corrélation entre leurs concentrations respectives dans l'eau potable.

Iode radioactif

Les isotopes radioactifs de l'iode sont produits par fission nucléaire et par des processus d'activation. Ils ont fait l'objet de nombreuses études, en raison de leur mobilité et de leur capacité d'irradiation sélective de la thyroïde, une fois absorbés par l'organisme. On utilise couramment un certain nombre d'isotopes de l'iode en médecine nucléaire, ce qui implique qu'ils peuvent être rejetés dans les plans d'eau avec les effluents d'eaux usées. Heureusement, tous les isotopes de l'iode, à l'exception de ^{129}I , ont une courte demi-vie. Les CMA des différents isotopes de l'iode demeurent inchangées, variant de 1 à 10 Bq/L.

Césium-137

Le césium-137, un métal alcalin possédant des propriétés similaires à celles du potassium, est un des plus importants produits de fission, du fait de son rendement relativement élevé et de sa capacité de bioconcentration dans certaines chaînes alimentaires. Ayant une demi-vie de 30,17 ans, il a été rejeté dans l'environnement à la suite d'essais d'armes nucléaires et d'émissions de réacteurs nucléaires (l'accident de Tchernobyl survenu en 1986, p. ex.). Il peut se fixer aux sédiments aquatiques, ce qui réduit sa concentration dans les plans d'eau. Le ^{137}Cs ingéré est facilement absorbé dans les tissus mous, mais aussi éliminé relativement rapidement. Sa CMA demeure donc inchangée à 10 Bq/L, valeur moins contraignante que celle du ^{90}Sr .