

Caractéristiques radiologiques

Recommandations

Les concentrations maximales acceptables (CMA) de certains radionucléides (tant naturels qu'artificiels) dans l'eau potable sont présentées au tableau 1. Elles ont été établies à partir d'une dose efficace engagée de 0,1 millisievert (mSv) provenant de la consommation d'eau potable pendant un an et sont exprimées en becquerels par litre (Bq/L), unités d'activité volumique. Les niveaux de dépistage recommandés pour la radioactivité dans des échantillons d'eau sont 0,1 Bq/L pour le rayonnement alpha brut et 1 Bq/L pour le rayonnement bêta brut.

Les recommandations radiologiques sont élaborées conformément aux méthodes internationales de radioprotection. La méthode utilisée se fonde sur une exposition à vie résultant de l'ingestion de tout radionucléide pendant une année, en tenant compte de la rétention de ce radionucléide dans les tissus humains. L'élaboration des recommandations touchant les radionucléides diffère de la mise au point des paramètres microbiologiques et des paramètres chimiques/physiques concernant l'eau potable. Santé Canada a créé un comité chargé de réévaluer les méthodes d'élaboration des recommandations radiologiques, microbiologiques et chimiques/physiques.

Identification, utilisation et sources de rayonnement dans l'environnement

Les radionucléides existent dans l'environnement sous forme d'éléments naturels et sous forme de produits ou de sous-produits des technologies nucléaires (radionucléides artificiels).

Radioactivité naturelle

De loin, la plus grande contribution à l'exposition moyenne du public aux rayonnements est celle des éléments radioactifs de la croûte terrestre et celle de la radioactivité naturelle provenant de l'espace lointain. Les sources naturelles sont à l'origine de plus de 98 % en moyenne de la dose de rayonnement reçue par les humains, si l'on ne tient pas compte des expositions médicales.¹ La dose moyenne totale provenant de

sources naturelles a été estimée à environ 2,4 mSv*/an;¹ au Canada, elle serait d'environ 2,6 mSv/an.²

Les expositions aux sources naturelles sont soit externes (rayonnements cosmique et terrestre directs), soit internes (inhalation et ingestion de radionucléides cosmogènes et terrestres présents dans l'air, l'eau, les aliments et le sol). Les principales sources de rayonnement sont les radionucléides terrestres de longue période (primordiaux) et les radionucléides secondaires produits par la désintégration radioactive des premiers. Ces radionucléides se retrouvent principalement dans trois chaînes de désintégration, les séries de l'uranium, du thorium et de l'actinium, qui sont partout présents en faibles concentrations dans le sol et l'eau à cause de l'altération et de l'érosion de la roche. La plus importante source d'exposition interne est celle que constituent les produits de désintégration de courte période du radon[†], élément gazeux de la série de l'uranium. Le potassium 40, radionucléide primordial hors-série, est aussi une importante source d'exposition tant interne qu'externe. Toutefois, comme l'absorption de potassium élémentaire par l'organisme se fait sous un contrôle homéostatique rigoureux et est donc insensible aux variations de concentration dans l'environnement, les présentes recommandations ne traitent pas davantage du ⁴⁰K.

D'autres sources moins importantes contribuent à l'exposition. Il s'agit des autres radionucléides primordiaux hors-série, surtout le ⁸⁷Rb[‡], et des radionucléides cosmogènes produits dans l'atmosphère par l'interaction des rayons cosmiques avec l'argon, l'oxygène et l'azote atmosphériques.¹ Les radionucléides cosmogènes sont déposés sur la terre par l'action du brassage atmosphérique, des précipitations et de la pesanteur. Les quatre radionucléides cosmogènes

*Le sievert (Sv) est l'unité de dose. Il remplace l'ancienne unité, le rem (1 rem = 0,01 Sv).

† Comme la principale dose de radon et de ses produits de désintégration est absorbée par l'organisme par inhalation, la recommandation touchant le radon fait l'objet d'un résumé de critères séparé dans la documentation d'appui.

‡ Voir le tableau 1 pour les symboles des radionucléides.

qui contribuent sensiblement à la dose reçue par les humains sont le ^{14}C , le ^3H (tritium), le ^{22}Na et le ^7Be . La contribution annuelle totale des radionucléides cosmogènes est d'environ 12 μSv , la plus grande partie provenant du ^{14}C absorbé par voie interne.¹

L'irradiation externe compte pour environ le tiers de la dose totale de rayonnement de fond. La contribution annuelle moyenne de tous les radionucléides naturels déposés par voie interne est de l'ordre de 1,6 mSv, dont environ 1,1 mSv provient de produits de désintégration du radon inhalé.¹ Le reste vient de l'ingestion d'autres radionucléides présents dans les aliments et l'eau potable. Les expositions individuelles réelles à la radioactivité de fond dans l'air, les aliments et l'eau sont toutefois très variables et dépendent de nombreux facteurs, dont la quantité, le type et la disponibilité des radionucléides dans l'environnement et la quantité inhalée ou ingérée par la personne.

Radionucléides artificiels et radionucléides naturels technologiquement améliorés

En plus du rayonnement de fond naturel, la technologie nucléaire a introduit au cours des 50 dernières années d'importantes quantités de radionucléides artificiels dans l'environnement de la planète. La majorité de ces radionucléides ont été introduits à la suite d'essais atmosphériques d'armes nucléaires antérieurs à 1963. Parmi les nombreux éléments produits au cours des détonations nucléaires, le tritium, le ^{14}C , le ^{90}Sr et le ^{137}Cs ont été les plus ciblés dans les programmes de surveillance environnementale. Les autres radionucléides sont le ^{95}Zr , le ^{95}Nb , le ^{106}Ru , le ^{131}I , le ^{144}Ce , le $^{239,240}\text{Pu}$, le ^{241}Pu et le ^{241}Am . La dose totale reçue entre 1945 et 1980, et cumulée jusqu'à l'an 2050, par des humains dans la zone tempérée de l'hémisphère nord (40 à 50 degrés nord), tous essais atmosphériques d'armes confondus, est estimée à environ 1,9 mSv, dont la plus grande partie a déjà été émise.¹

Des expositions locales au-delà des niveaux de fond naturels peuvent aussi résulter de radionucléides libérés durant les diverses étapes du cycle du combustible nucléaire, notamment pendant l'exploitation minière de l'uranium, la préparation du combustible nucléaire, la production d'énergie nucléaire et l'élimination des déchets. L'exploitation minière de l'uranium et la préparation du combustible libèrent du ^{238}U , du ^{234}U , du ^{226}Ra et du ^{222}Rn , ainsi que leurs produits de désintégration, portant les concentrations de radionucléides terrestres au-delà de la concentration de fond. De faibles concentrations de radionucléides sont aussi libérées dans l'environnement par les réacteurs nucléaires de puissance dans des conditions contrôlées et surveillées, en quantités variables selon le type et la construction des réacteurs. Les radionucléides libérés dans l'atmosphère comprennent 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 des particules telles que 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 les produits actifs de la corrosion.¹ Le tritium en milieu aqueux et gazeux est le principal radionucléide libéré par les réacteurs canadiens CANDU.

La Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) impose pour les émissions des réacteurs de puissance CANDU une limite théorique rigoureuse de 0,05 mSv pour le groupe critique que constituent les personnes qui, à cause du lieu où elles se trouvent et de leur mode de vie, recevront la plus forte dose. La limite théorique est de 5 % de la dose limite établie pour le public et s'applique autant aux expositions externes subies au cours de l'année qu'aux expositions internes qui seront subies au cours des 50 années suivant l'ingestion de radionucléides pendant l'année. Les doses reçues par le reste de la population seront inférieures. En général, les émissions de radionucléides provenant du cycle du combustible nucléaire contribuent peu à l'exposition totale des humains aux rayonnements et sont bien inférieures à celles du rayonnement naturel de fond et aux retombées atmosphériques d'armes nucléaires.

Des radionucléides artificiels peuvent aussi être libérés dans l'environnement lors d'activités industrielles et de recherche liées au cycle de combustibles non nucléaires, et d'une utilisation en médecine diagnostique et thérapeutique. Les établissements canadiens utilisant des radionucléides doivent détenir des permis de la CCEA; les quantités de radionucléides qu'ils émettent dans l'environnement sont habituellement négligeables.

D'autres radionucléides peuvent être libérés fortuitement lors d'applications non nucléaires et d'activités industrielles qui accroissent dans l'environnement les niveaux de radionucléides naturels, comme l'utilisation de combustibles fossiles et la production et l'utilisation de produits de roches phosphatées. L'emploi de combustibles fossiles (p. ex. le charbon) pour produire de l'électricité libère des radionucléides des séries du ^{238}U et du ^{232}Th , ainsi que du ^{40}K dans les cendres volantes. Les concentrations normales d'uranium et de thorium dans l'environnement sont toutefois insuffisantes pour que les changements dus aux émissions des centrales au charbon soient détectables.³ L'exploitation de la roche phosphatée, qui contient des concentrations relativement élevées d'uranium, peut libérer des radionucléides dans les effluents d'extraction et de traitement, tout comme l'utilisation de produits de roche phosphatée (comme les engrais). L'érosion des sols agricoles peut aussi, là où on utilise beaucoup d'engrais, introduire des produits

de désintégration du ^{238}U dans les approvisionnements en eau potable.

Concentrations de radionucléides dans les approvisionnements en eau potable

L'effet radiologique d'un radionucléide particulier libéré dans un écosystème est fonction de sa disponibilité, de ses propriétés radiologiques et de son comportement dans l'environnement. La disponibilité et le comportement des radionucléides dans l'environnement dépendent d'interactions complexes entre paramètres physiques, chimiques et biologiques, particulièrement dans les milieux aquatiques.

Nombre de radionucléides libérés dans les milieux aquatiques sont immédiatement adsorbés sur les surfaces des particules en suspension à cause de leur faible solubilité dans l'eau et sont éliminés de la colonne d'eau par sédimentation. C'est ce qui se passe avec les isotopes du césium, du manganèse, du fer, du cobalt et des actinides (dont le thorium et l'uranium). Certains éléments tendent à demeurer en solution dans l'eau : le strontium, le chrome et l'antimoine. Le niveau de radioactivité dans les eaux naturelles est donc habituellement faible, même si des sédiments contaminés peuvent renfermer des radionucléides longtemps après que les radionucléides dissous ont été éliminés du système. En général, les eaux de surface présentent des concentrations de radionucléides plus faibles que les eaux souterraines, où les variations de concentration peuvent être grandes à cause de la présence de radionucléides naturels dans le sol et la roche environnants.

La contribution de l'eau potable à l'exposition totale aux rayonnements est normalement faible et surtout attribuable aux radionucléides présents naturellement dans la série de l'uranium. L'uranium est un des radionucléides naturels importants qu'on peut trouver dans les approvisionnements en eau. En général, les concentrations d'uranium dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines sont faibles, soit inférieures à $1\ \mu\text{g/L}$; des concentrations beaucoup plus élevées ont toutefois été mesurées dans des sources d'eau souterraine tant privées que collectives un peu partout au Canada. Les concentrations d'uranium dans certains approvisionnements collectifs du Sud de la Saskatchewan ont varié entre 1 et $16\ \mu\text{g/L}$ entre 1980 et 1990; une concentration de $90\ \mu\text{g/L}$ a été mesurée dans un approvisionnement collectif du sud de l'Ontario en 1991; plusieurs puits privés de la Nouvelle-Écosse avaient des concentrations d'uranium variant entre 100 et $200\ \mu\text{g/L}$ en 1992, dont un puits titrant même $780\ \mu\text{g/L}$.⁴ À cause de leur longue période, les isotopes naturels de l'uranium ont une faible activité volumique. Dans la perspective des recommandations pour l'eau potable au Canada, les concentrations d'uranium dans

l'eau potable sont donc limitées par la toxicité chimique, plutôt que radiologique, de cet élément.**

Pour ce qui est du risque d'émission normale ou accidentelle par l'industrie du combustible nucléaire vers les approvisionnements en eau potable, les radionucléides les plus préoccupants au plan de la santé sont le tritium, le ^{90}Sr , le ^{131}I , le ^{137}Cs et le ^{226}Ra . Les concentrations moyennes de tritium dans les eaux de surface au Canada sont de l'ordre de 5 à $10\ \text{Bq/L}$,⁵ surtout à cause des retombées résiduelles d'essais atmosphériques d'armes nucléaires. Les concentrations moyennes dans les Grands Lacs ont varié entre 9 et $11\ \text{Bq/L}$ entre 1991 et 1993.⁶ Une concentration moyenne d'environ $6\ \text{Bq/L}$ a été enregistrée à divers endroits en Ontario en 1990.⁷ Les concentrations moyennes dans les approvisionnements collectifs en eau près de tous les réacteurs nucléaires en Ontario ont varié entre 12 et $35\ \text{Bq/L}$, soit un peu plus que les niveaux de fond.⁷

L'activité moyenne du ^{90}Sr dans les Grands Lacs en 1981 et 1982 a varié entre $15\ \text{mBq/L}$ dans le lac Supérieur et $29\ \text{mBq/L}$ dans le lac Ontario.⁸ Les concentrations moyennes enregistrées dans les rivières Winnipeg et Outaouais et dans le fleuve Saint-Laurent, ainsi que dans les lacs Huron et Ontario près des centrales Bruce et Pickering, ont varié entre 1 et $12\ \text{mBq/L}$ en 1988.⁹ Ces valeurs sont indiscernables des niveaux de fond à cause des retombées d'armes nucléaires.

L'iode ^{131}I est important à cause de sa mobilité dans l'environnement et de sa capacité d'irradier sélectivement la glande thyroïde lorsqu'il est absorbé dans l'organisme. En raison de sa courte période radioactive (8 jours), le ^{131}I n'est préoccupant qu'immédiatement après avoir été libéré massivement par un réacteur.

Le césium ^{137}Cs se fixe solidement aux sédiments aquatiques, ce qui réduit sa concentration dans la colonne d'eau. Les concentrations de ^{137}Cs mesurées dans les eaux de surface des Grands Lacs étaient de l'ordre de $0,5\ \text{mBq/L}$ en 1992.⁴ La concentration était la même au voisinage des réacteurs nucléaires.

La contribution de l'eau potable à la quantité totale de ^{226}Ra absorbée est faible lorsque les approvisionnements proviennent des eaux de surface, dont la plage de concentrations est en général étroite. Les concentrations dans les eaux souterraines sont toutefois très variables et tiennent principalement à l'interaction entre l'aquifère et les matières contenant du radium

**Dans la documentation à l'appui, un résumé de critères séparé traite d'une recommandation touchant l'uranium dans l'eau potable.

^{††}Le becquerel (Bq) est l'unité d'activité d'une substance radioactive, ou le taux auquel des transformations se produisent dans la substance. Un becquerel est égal à une transformation par seconde et équivaut approximativement à 27 picocuries (pCi).

comme la roche, le sol et les gisements minéraux. Les concentrations de radium 226 dans les échantillons d'eau prélevés à divers endroits au Canada entre 1981 et 1984 variaient entre environ 1 et 13 mBq/L.⁵ Les concentrations de radium dans les échantillons d'eau de Port Hope (Ontario) et de Regina (Saskatchewan) étaient en moyenne inférieures à 5 mBq/L en 1988. Les concentrations enregistrées durant la même période à Elliot Lake (Ontario) variaient entre 8 et 18 mBq/L.⁹ En général, les concentrations de ²²⁶Ra sont plus élevées là où il y a des mines et des usines d'uranium ou là où de la roche contenant de fortes concentrations de radionucléides naturels est en contact avec l'eau.

Techniques analytiques et techniques de traitement

Les échantillons d'eau peuvent être soumis d'abord à une analyse de la radioactivité par des techniques de dosage des rayonnements alpha et bêta bruts. Même si elles facilitent l'examen courant de grands nombres d'échantillons, ces méthodes ne permettent pas de préciser l'identité des radionucléides en cause. Elles ne conviennent donc qu'au dépistage préliminaire. Les seuils recommandés de dépistage des rayonnements alpha et bêta bruts ont été fixés à 0,1 Bq/L et 1 Bq/L, respectivement. Les radionucléides émettant des rayons bêta à faible énergie, comme le tritium et le ¹⁴C, et certains radionucléides gazeux et volatils, comme l'iode, ne peuvent être détectés par les méthodes classiques de mesure de l'activité brute. Si on soupçonne leur présence, il faut utiliser des techniques d'échantillonnage et de mesure propres à chaque radionucléide.¹⁰

Si l'activité de rayonnements alpha et bêta bruts dépasse la limite, il faut déterminer la concentration de chaque radionucléide. On peut identifier et mesurer certains radionucléides par spectroscopie de scintillation liquide de rayonnements alpha, bêta et gamma après une préparation chimique appropriée, si nécessaire. Les seuils de détection pour un échantillon dépendent de l'activité dans l'échantillon et du temps de comptage. Il existe des recueils de méthodes générales pour l'analyse des radionucléides, en plus des méthodes spécifiques exposées dans les ouvrages techniques, tels que *Health and Environmental Chemistry*,¹¹ *HASL-300*,¹² *Official Methods of Analysis*,¹³ *Radiochemistry Procedures Manual*¹⁴ et le rapport 78-22 de CANMET.¹⁵

On peut éliminer efficacement des approvisionnements en eau certains radionucléides par des techniques classiques de traitement comme l'adoucissement à la chaux; c'est le cas pour le ¹³¹I, le ²²⁶Ra, le ⁹⁰Sr et l'uranium. Des techniques spéciales de traitement se sont avérées efficaces pour éliminer le ¹³⁷Cs, le ¹³¹I, le ²²⁶Ra et le ⁹⁰Sr, notamment l'osmose inverse, l'échange anionique et cationique, et l'électrodialyse. Les méthodes classiques sont peu efficaces pour éliminer le

tritium; par ailleurs, il existe peu de données permettant d'évaluer l'efficacité des procédés de traitement spéciaux. Il ne faut pas oublier qu'un traitement peut entraîner un problème d'élimination des déchets faiblement radioactifs. Choisir de tolérer, de déplacer ou de traiter la source d'eau dépend d'un grand nombre de facteurs locaux, dont l'étendue et la durée de la contamination, la taille de la population touchée et la proximité d'autres sources.

Effets sur la santé

Comportement dans l'organisme

La persistance d'un radionucléide dans l'organisme, et donc la dose qui en résulte, est fonction de ses périodes radiologique et biologique. Par exemple, si la période biologique est plus courte que la période radiologique, le radionucléide sera éliminé de l'organisme à peine désintégré. Compte tenu de ces paramètres, le National Radiological Protection Board¹⁶ a établi des facteurs pour la conversion en doses des unités d'absorption d'un radionucléide particulier.

Les radionucléides qui sont sous forme soluble et chimiquement analogues à des éléments nutritifs essentiels auront tendance à suivre les mêmes voies que leurs analogues nutritifs. Par exemple, le ⁸⁹Sr, le ⁹⁰Sr, le ¹⁴⁰Ba, le ²²⁶Ra et le ⁴⁵Ca se comportent comme le calcium et sont des éléments ostéotropes; le ¹³⁷Cs, le ⁸⁶Rb et le ⁴⁰K suivent le mouvement général du potassium et se retrouvent partout dans l'organisme; le ¹²⁹I et le ¹³¹I se comportent comme l'iode stable et s'accumulent dans la thyroïde; le tritium ressemble à l'hydrogène et, comme l'eau tritiée, se répartit partout dans l'organisme. Certains éléments ont des comportements particuliers : le ¹⁴⁴Ce, le ¹⁰⁶Ru, le ⁹⁵Zr, le ⁸⁵Kr et le ²³⁹Pu. On trouvera une description détaillée du comportement et de la dosimétrie des radionucléides importants dans les publications des Nations unies¹ et de l'Organisation mondiale de la santé.¹⁷

Les effets biologiques des rayonnements ionisants

L'exposition aux rayonnements ionisants, tant naturels qu'artificiels, peut causer deux types d'effets sur la santé par les modifications qu'elle provoque dans les atomes et les molécules des tissus humains. Les effets pour lesquels la gravité des dommages causés aux tissus est proportionnelle à la dose et pour lesquels il existe une dose seuil en deçà de laquelle ils ne se produisent pas s'appellent les *effets déterministes*. Même si la gravité des effets déterministes (dommages causés au système nerveux, à l'appareil gastro-intestinal, aux poumons, à la moelle épinière, etc.) varie surtout en fonction de la dose, elle dépend aussi d'autres facteurs, dont le type du rayonnement, son énergie, le débit de dose du rayonnement et la sensibilité de l'organe irradié.

Dans des conditions normales, les doses provenant de la radioactivité naturelle et des expositions courantes dans le cadre de pratiques réglementées sont bien inférieures aux seuils, de sorte que les effets déterministes débordent du cadre des présentes recommandations.

Les effets pour lesquels la probabilité du dommage plutôt que sa gravité est proportionnelle à la dose pour les doses bien inférieures aux seuils des effets déterministes s'appellent les *effets stochastiques*; on présume qu'il n'existe aucun seuil en deçà duquel ils ne se produisent pas. Le principal effet stochastique d'intérêt d'une exposition à un rayonnement faiblement radioactif est de provoquer des leucémies et d'autres cancers (p. ex. cancer des os, de la thyroïde, du poumon ou du sein) après une période de latence variable pouvant atteindre plusieurs décennies. Des effets aussi tardifs se produisent lorsque la réparation de l'ADN des cellules somatiques endommagées par le rayonnement est incomplète. Il y a aussi une faible probabilité d'effets héréditaires (les dommages causés par le rayonnement se produisent dans les cellules germinales qui transmettent l'information génétique aux descendants de la personne exposée). Les effets stochastiques, en particulier les effets somatiques tardifs, constituent la principale conséquence d'une exposition aux rayonnements présents dans l'environnement.

Les effets stochastiques se produisent au hasard dans la nature, en ce sens qu'il est impossible de leur associer une relation causale quel que soit le cas. La seule corrélation entre la dose et la cancérogénèse qui ressort dans les grandes populations irradiées est une augmentation du nombre de cancers par rapport à l'incidence due au rayonnement de fond. Même si le risque de cancer est présumé à peu près proportionnel à la dose, il existe d'autres facteurs biologiques de risque, dont l'âge et l'état de santé au moment de l'exposition, le sexe, la sensibilité et des facteurs de confusion tels que les interactions avec d'autres agents chimiques.

L'information épidémiologique sur les risques et les effets des rayonnements provient surtout d'études de personnes ou de groupes qui ont été fortement ou moyennement irradiés, les plus importants de ces groupes étant celui des survivants des bombardements atomiques d'Hiroshima et de Nagasaki, celui des sujets qui ont reçu de fortes doses à des fins médicales ou thérapeutiques et celui des travailleurs sous rayonnements, en particulier les travailleurs des mines d'uranium, les peintres de cadrans au radium et les premiers radiologistes. Aux faibles niveaux d'exposition, la relation dose-réponse chez les humains est extrapolée à partir de ces résultats au moyen d'un modèle linéaire sans seuil. L'hypothèse de la linéarité est simple et les preuves qu'il s'agit d'une hypothèse prudente sont nombreuses. L'absence d'une dose seuil a une grande incidence sur l'évaluation du risque, en ce

sens qu'elle présume qu'aucune dose, aussi faible soit-elle, ne peut en principe être considérée comme absolument sûre. Une autre conséquence découle du modèle : même si le risque pour une personne est faible, on peut prévoir un nombre fini de cancers théoriquement attribuables à l'exposition, pour peu que la population exposée soit grande.

Recommandations radiologiques relatives à l'eau potable

La Commission internationale de protection radiologique (CIPR) recommande une limite pour la dose efficace et la dose efficace engagée^{‡‡} de 1 mSv pour toute combinaison de doses externes et internes, respectivement reçues ou engagées pendant une année, en excluant le rayonnement de fond naturel et les expositions à des fins médicales ou thérapeutiques. Le risque à vie additionnel pour tous les cancers mortels, les cancers non mortels pondérés selon la gravité et la facilité de guérison, et les maladies héréditaires résultant d'une seule exposition à 1 mSv a été estimé à $7,3 \times 10^{-5}$.¹⁸ À un rythme d'exposition de 1 mSv/année pendant toute une vie (70 ans), le risque à vie total pour tous les cancers mortels, les cancers non mortels pondérés et les maladies héréditaires est de 6×10^{-3} .¹⁹

Dans l'établissement des recommandations concernant la dose de radionucléides dans l'eau potable, on reconnaît que la consommation d'eau ne représente qu'une partie de la dose de rayonnement totale et que certains radionucléides présents sont d'origine naturelle et, de ce fait, ne peuvent être exclus. Conséquemment, les concentrations maximales acceptables (CMA) pour les radionucléides dans l'eau potable ont été établies à partir d'une dose efficace engagée de 0,1 mSv provenant de la consommation d'eau potable pendant un an. Cette dose représente moins de 5 % de la dose annuelle moyenne attribuable au rayonnement de fond naturel (soit 2,6 mSv).

La dose de référence figurant dans les recommandations est fondée sur l'activité totale mesurée dans l'échantillon d'eau, que les radionucléides soient présents isolément ou en combinaison, et comprend la dose attribuable aux radionucléides naturels, contrairement à la recommandation de la CIPR. Le risque de maladie mortelle et de maladie non mortelle pondérée

^{‡‡}La dose efficace est la grandeur obtenue en multipliant chacune des doses absorbées (énergie impartie par les rayonnements ionisants aux tissus) dans divers tissus et organes par le facteur de pondération du rayonnement (pour tenir compte de la capacité des rayonnements ionisants d'endommager les tissus) et par le facteur de pondération correspondant à chaque tissu ou organe (pour tenir compte des différentes susceptibilités des tissus à l'induction d'un cancer), et en faisant la somme des produits. La dose efficace engagée est la dose efficace accumulée au cours d'une période suivant une absorption unique de matière radioactive dans l'organisme.

pour une exposition à vie de 0,1 mSv/année se situe entre 10^{-5} et 10^{-6} par année, ou environ 6×10^{-4} au cours d'une vie. La limite de dose figurant dans les recommandations est fondée uniquement sur des considérations de santé et n'a pas été ajustée en fonction des limites et difficultés concernant la capacité d'échantillonnage et de traitement des approvisionnements en eau.

Pour faciliter la surveillance des radionucléides dans l'eau, le niveau de dose de référence est exprimé sous forme d'activité volumique, que l'on peut obtenir pour chaque radionucléide à partir des données radiologiques publiées. Le National Radiological Protection Board¹⁶ a calculé, à l'aide de modèles métaboliques et dosimétriques, des facteurs de conversion de dose (FCD) pour les radionucléides, applicables aux adultes et aux enfants. Chaque FCD donne une estimation de la dose efficace engagée de 50 ou 70 ans résultant d'un apport unique de 1 Bq d'un radionucléide donné.

On obtient les CMA des radionucléides dans les approvisionnements publics en eau à partir des FCD applicables aux adultes, en supposant un apport quotidien en eau de 2 L, ou 730 L/année,²⁰ et une dose efficace engagée maximale de 0,1 mSv, ou 10 % de la limite fixée par la CIPR pour l'exposition du public :

$$\text{CMA (Bq/L)} = \frac{1 \times 10^{-4} \text{ (Sv/année)}}{730 \text{ (L/année)} \times \text{FCD (Sv/Bq)}}$$

La consommation par un adulte d'une eau potable contenant un seul radionucléide à sa CMA, pendant un an, entraînerait une dose efficace engagée de 0,1 mSv.

Selon une étude sur la consommation d'eau potable au Canada,²⁰ 82 % des adultes, 88 % des enfants d'âge scolaire et 98 % des enfants d'âge préscolaire consomment moins de 2 L d'eau par jour. Dans le cas de certains radionucléides, les FCD sont plus élevés pour les enfants que pour les adultes, ce qui se traduirait par une CMA plus faible; toutefois, ce paramètre est compensé par une consommation plus faible chez les enfants.

On trouvera au tableau 1 les concentrations maximales acceptables de plusieurs radionucléides qui ont des périodes supérieures à un jour, qui proviennent de sources naturelles ou d'activités humaines et qui pourraient passer dans les approvisionnements publics en eau. Cette liste n'exclut toutefois pas la présence d'autres radionucléides dans les approvisionnements en eau.

Lorsque deux radionucléides ou plus touchent le même organe ou le même tissu sont présents dans l'eau potable, il faut respecter la relation suivante :

$$\frac{c_1}{\text{CMA}_1} + \frac{c_2}{\text{CMA}_2} + \dots + \frac{c_i}{\text{CMA}_i} \leq 1$$

où c_i et CMA_i sont les concentrations observées et les concentrations maximales acceptables, respectivement, pour chacun des radionucléides en question.

Application des recommandations

Les niveaux des radionucléides normalement présents dans l'eau potable sont bien inférieurs au seuil requis pour provoquer des effets radiologiques aigus. Dans presque tous les cas, la limite est définie par une exposition chronique ou cumulée pendant un an. Il faudrait procéder à l'échantillonnage et au dosage des différents radionucléides assez souvent pour caractériser avec précision l'exposition annuelle. Si la source de l'activité est ou semble être très variable dans le temps, il faudrait déterminer la fréquence d'échantillonnage en conséquence. S'il n'y a aucune raison de croire que la source varie dans le temps, l'échantillonnage peut se faire de manière saisonnière, semi-annuelle ou annuelle. Si les concentrations mesurées sont constantes et bien inférieures aux niveaux de référence, on est justifié de réduire la fréquence d'échantillonnage. En revanche, la fréquence d'échantillonnage devrait être maintenue, voire augmentée, si les concentrations approchent les niveaux de référence.

Les échantillons d'eau peuvent d'abord être soumis à un test de dépistage de la radioactivité par des techniques de dosage des activités alpha et bêta brutes, dans les limites de la méthode employée. On peut supposer que les recommandations sont suivies si les mesures des activités alpha et bêta brutes sont inférieures à 0,1 Bq/L et à 1 Bq/L, respectivement, ces valeurs étant inférieures aux CMA les plus rigoureuses (celles du ^{210}Pb pour l'activité alpha et du ^{90}Sr pour l'activité bêta). Si les deux niveaux de dépistage sont dépassés, il faut identifier les différents radionucléides et en mesurer les concentrations d'activité. Si le test additif est satisfaisant, aucune autre intervention ne s'impose : l'eau est apte à la consommation humaine sur le plan radiologique (mais des tests de contamination chimique ou biologique peuvent encore s'avérer nécessaires). Si la somme est supérieure à l'unité pour un seul échantillon, la dose de référence ne serait dépassée que si l'exposition à la même concentration mesurée durait une année complète. Par conséquent, un tel résultat n'indique pas en soi que l'eau est impropre à la consommation et ne devrait être considéré que comme indiquant que d'autres tests, y compris d'autres échantillonnages, s'imposent.¹⁰

Le traitement d'une eau d'approvisionnement contenant des radionucléides devrait être régi par le principe du maintien des expositions au niveau le plus bas que l'on peut raisonnablement atteindre en tenant compte des facteurs socioéconomiques et ne devrait être envisagé que si aucun autre approvisionnement en eau n'est possible. Le meilleur moyen de limiter

Tableau 1
Concentrations maximales acceptables (CMA) des radionucléides dans l'eau potable

Radionucléide		Période (t _{1/2})	FCD (Sv/Bq)	CMA (Bq/L)
<i>Radionucléides naturels</i>				
Béryllium 7	⁷ Be	53,3 jours	$3,3 \times 10^{-11}$	4 000
Bismuth 210	²¹⁰ Bi	5,01 jours	$2,1 \times 10^{-9}$	70
Plomb 210	²¹⁰ Pb	22,3 ans	$1,3 \times 10^{-6}$	0,1
Polonium 210	²¹⁰ Po	138,4 jours	$6,2 \times 10^{-7}$	0,2
Radium 224	²²⁴ Ra	3,66 jours	$8,0 \times 10^{-8}$	2
Radium 226	²²⁶ Ra	1 600 ans	$2,2 \times 10^{-7}$	0,6
Radium 228	²²⁸ Ra	5,76 ans	$2,7 \times 10^{-7}$	0,5
Thorium 228	²²⁸ Th	1,91 ans	$6,7 \times 10^{-8}$	2
Thorium 230	²³⁰ Th	$7,54 \times 10^4$ ans	$3,5 \times 10^{-7}$	0,4
Thorium 232	²³² Th	$1,40 \times 10^{10}$ ans	$1,8 \times 10^{-6}$	0,1
Thorium 234	²³⁴ Th	24,1 jours	$5,7 \times 10^{-9}$	20
Uranium 234	²³⁴ U	$2,45 \times 10^5$ ans	$3,9 \times 10^{-8}$	4*
Uranium 235	²³⁵ U	$7,04 \times 10^8$ ans	$3,8 \times 10^{-8}$	4*
Uranium 238	²³⁸ U	$4,47 \times 10^9$ ans	$3,6 \times 10^{-8}$	4*
<i>Radionucléides artificiels**</i>				
Américium 241	²⁴¹ Am	432 ans	$5,7 \times 10^{-7}$	0,2
Antimoine 122	¹²² Sb	2,71 jours	$2,8 \times 10^{-9}$	50
Antimoine 124	¹²⁴ Sb	60,2 jours	$3,6 \times 10^{-9}$	40
Antimoine 125	¹²⁵ Sb	2,76 ans	$9,8 \times 10^{-10}$	100
Argent 108m	^{108m} Ag	127 ans	$2,1 \times 10^{-9}$	70
Argent 110m	^{110m} Ag	249,8 jours	$3,0 \times 10^{-9}$	50
Argent 111	¹¹¹ Ag	7,47 jours	$2,0 \times 10^{-9}$	70
Baryum 140	¹⁴⁰ Ba	12,8 jours	$3,7 \times 10^{-9}$	40
Brome 82	⁸² Br	35,3 heures	$4,8 \times 10^{-10}$	300
Calcium 45	⁴⁵ Ca	165 jours	$8,9 \times 10^{-10}$	200
Calcium 47	⁴⁷ Ca	4,54 jours	$2,2 \times 10^{-9}$	60
Carbone 14	¹⁴ C	5 730 ans	$5,6 \times 10^{-10}$	200
Cérium 141	¹⁴¹ Ce	32,5 jours	$1,2 \times 10^{-9}$	100
Cérium 144	¹⁴⁴ Ce	284,4 jours	$8,8 \times 10^{-9}$	20
Césium 131	¹³¹ Cs	9,69 jours	$6,6 \times 10^{-11}$	2 000
Césium 134	¹³⁴ Cs	2,07 ans	$1,9 \times 10^{-8}$	7
Césium 136	¹³⁶ Cs	13,1 jours	$3,0 \times 10^{-9}$	50
Césium 137	¹³⁷ Cs	30,2 ans	$1,3 \times 10^{-8}$	10
Chrome 51	⁵¹ Cr	27,7 jours	$5,3 \times 10^{-11}$	3 000
Cobalt 57	⁵⁷ Co	271,8 jours	$3,5 \times 10^{-9}$	40
Cobalt 58	⁵⁸ Co	70,9 jours	$6,8 \times 10^{-9}$	20
Cobalt 60	⁶⁰ Co	5,27 ans	$9,2 \times 10^{-8}$	2
Fer 55	⁵⁵ Fe	2,68 ans	$4,0 \times 10^{-10}$	300
Fer 59	⁵⁹ Fe	44,5 jours	$3,1 \times 10^{-9}$	40

* L'activité volumique de l'uranium naturel correspondant à la recommandation chimique de 0,1 mg/L (voir le résumé séparé des critères pour l'uranium dans la documentation à l'appui) est d'environ 2,6 Bq/L.

** Le tritium et le ¹⁴C sont aussi produits naturellement en quantités importantes dans l'atmosphère.

Tableau 1 (suite)

Radionucléide		Période ($t_{1/2}$)	FCD (Sv/Bq)	CMA (Bq/L)
Gallium 67	^{67}Ga	78,3 heures	$2,6 \times 10^{-10}$	500
Indium 111	^{111}In	2,81 jours	$3,9 \times 10^{-10}$	400
Iode 125	^{125}I	59,9 jours	$1,5 \times 10^{-8}$	10
Iode 129	^{129}I	$1,60 \times 10^7$ ans	$1,1 \times 10^{-7}$	1
Iode 131	^{131}I	8,04 jours	$2,2 \times 10^{-8}$	6
Manganèse 54	^{54}Mn	312,2 jours	$7,3 \times 10^{-10}$	200
Mercure 197	^{197}Hg	64,1 heures	$3,3 \times 10^{-10}$	400
Mercure 203	^{203}Hg	46,6 jours	$1,8 \times 10^{-9}$	80
Molybdène 99	^{99}Mo	65,9 heures	$1,9 \times 10^{-9}$	70
Neptunium 239	^{239}Np	2,35 jours	$1,2 \times 10^{-9}$	100
Niobium 95	^{95}Nb	35,0 jours	$7,7 \times 10^{-10}$	200
Or 198	^{198}Au	2,69 jours	$1,6 \times 10^{-9}$	90
Phosphore 32	^{32}P	14,3 jours	$2,6 \times 10^{-9}$	50
Plutonium 238	^{238}Pu	87,7 ans	$5,1 \times 10^{-7}$	0,3
Plutonium 239	^{239}Pu	$2,41 \times 10^4$ ans	$5,6 \times 10^{-7}$	0,2
Plutonium 240	^{240}Pu	6 560 ans	$5,6 \times 10^{-7}$	0,2
Plutonium 241	^{241}Pu	14,4 ans	$1,1 \times 10^{-8}$	10
Rhodium 105	^{105}Rh	35,4 heures	$5,4 \times 10^{-10}$	300
Rubidium 81	^{81}Rb	4,58 heures	$5,3 \times 10^{-11}$	3 000
Rubidium 86	^{86}Rb	18,6 jours	$2,5 \times 10^{-9}$	50
Ruthénium 103	^{103}Ru	39,2 jours	$1,1 \times 10^{-9}$	100
Ruthénium 106	^{106}Ru	372,6 jours	$1,1 \times 10^{-8}$	10
Sélénium 75	^{75}Se	119,8 jours	$2,1 \times 10^{-9}$	70
Sodium 22	^{22}Na	2,61 ans	$3,0 \times 10^{-9}$	50
Soufre 35	^{35}S	87,2 jours	$3,0 \times 10^{-10}$	500
Strontium 85	^{85}Sr	64,8 jours	$5,3 \times 10^{-10}$	300
Strontium 89	^{89}Sr	50,5 jours	$3,8 \times 10^{-9}$	40
Strontium 90	^{90}Sr	29 ans	$2,8 \times 10^{-8}$	5
Technétium 99	^{99}Tc	$2,13 \times 10^5$ ans	$6,7 \times 10^{-10}$	200
Technétium 99m	$^{99\text{m}}\text{Tc}$	6,01 heures	$2,1 \times 10^{-11}$	7 000
Tellure 129m	$^{129\text{m}}\text{Te}$	33,4 jours	$3,9 \times 10^{-9}$	40
Tellure 131m	$^{131\text{m}}\text{Te}$	32,4 heures	$3,4 \times 10^{-9}$	40
Tellure 132	^{132}Te	78,2 heures	$3,5 \times 10^{-9}$	40
Thallium 201	^{201}Tl	3,04 jours	$7,4 \times 10^{-11}$	2 000
Tritium	^3H	12,3 ans	$1,8 \times 10^{-11}$	7 000
Ytterbium 169	^{169}Yb	32,0 jours	$1,1 \times 10^{-9}$	100
Yttrium 90	^{90}Y	64 heures	$4,2 \times 10^{-9}$	30
Yttrium 91	^{91}Y	58,5 jours	$4,0 \times 10^{-9}$	30
Zinc 65	^{65}Zn	243,8 jours	$3,8 \times 10^{-9}$	40
Zirconium 95	^{95}Zr	64,0 jours	$1,3 \times 10^{-9}$	100

efficacement les émissions de radionucléides dans l'environnement consiste à en contrôler la source par voie de réglementation lorsque ces radionucléides proviennent d'activités humaines, sauf s'ils sont dispersés à l'échelle planétaire (comme le ^{137}Cs et le ^{90}Sr) lors d'essais d'armes ou d'accidents nucléaires. C'est par voie de réglementation qu'il faut intervenir lorsque de telles sources émettent pendant des périodes prolongées plus de radionucléides que ne le prévoient les recommandations. Ces dernières s'appliquent à l'exposition totale provenant d'approvisionnements en eau potable et ne visent pas à remplacer les limites réglementaires régissant les émissions de radionucléides provenant d'activités humaines. Tout établissement qui émet des radionucléides dans une source d'eau potable doit satisfaire à la réglementation établie par la CCEA.

Ces recommandations s'appliquent aux conditions normales d'utilisation des approvisionnements en eau existants ou futurs. Elles ne s'appliquent pas lorsqu'il y a contamination durant une situation d'urgence où des radionucléides sont émis dans l'environnement.

Références bibliographiques

1. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and effects of ionizing radiation. Nations Unies, New York, NY, 1993.
2. National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP). Exposure of the population in the United States and Canada from natural background radiation, rapport n° 94 du NCRP, Bethesda, MD, 1987.
3. Eisenbud, M. Environmental radioactivity. 3^e édition. Academic Press, Orlando, FL, 1987.
4. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Programmes de surveillance radiologique. Bureau de la radioprotection, Direction de l'hygiène du milieu, Ottawa, 1959-1993.
5. Baweja, A.S., Joshi, S.R., et Demayo, A. Concentration des radionucléides dans certaines eaux au Canada : rapport sur le programme national de contrôle des radionucléides, 1981-1984. Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, Ottawa, 1987.
6. Chant, L.A., Workman, W.J.G., King, K.J. et Cornett, R.J. Tritium concentrations in Lake Ontario, rapport de recherche d'EACL n° RC-1149, COG-93-484. Énergie atomique du Canada Limitée, Chalk River (Ontario), 1993.
7. Ontario Hydro. Annual summary and assessment of environmental radiological data for 1990, HSD-HP-91-20. Health and Safety Division, Toronto (Ontario), 1991.
8. Commission mixte internationale (CMI). 1983 report on Great Lakes water quality, appendix on radioactivity. Great Lakes Water Quality Board, Windsor (Ontario), 1983.
9. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. La radioactivité ambiante au Canada 1988, rapport annuel de surveillance radiologique. Bureau de la radioprotection, Direction de l'hygiène du milieu, Ottawa, 1991.
10. Organisation mondiale de la santé (OMS). Directives de qualité pour l'eau de boisson, vol. I, Recommandations. 2^e édition, Genève, 1993.
11. Los Alamos National Laboratory (LANL). Health and environmental chemistry: analytical techniques, data management, and quality assurance, vol. II. M. A. Gautier et E. S. Gladney (dir. de publ.). LA-10300-M, Los Alamos, NM, 1992.
12. Environmental Measurements Laboratory (EML). EML procedures manual, HASL-300. U. S. Department of Energy, New York, NY, 1990.
13. Association of Official Analytical Chemists (AOAC). Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists. 15^e édition. Washington, DC, 1990.
14. U. S. Environmental Protection Agency (EPA). Radiochemistry procedures manual, EPA 520/5-84-006. Eastern Environmental Radiation Facility, Montgomery, AL, 1987.
15. Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources (EMR). Radiochemical procedures for determination of selected members of the uranium and thorium series. G.L. Smithson (dir. de publ.), rapport de CANMET n° 78-22. Centre canadien de technologie des minéraux et de l'énergie, Ottawa, 1979.
16. National Radiological Protection Board (NRPB). Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides. NRPB R-245, HMSO. Chilton, Londres, R.-U., 1991.
17. Organisation mondiale de la santé (OMS). Quelques radionucléides. Critère d'hygiène du milieu 25, Genève, 1983.
18. Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Recommandations de 1990 de la Commission internationale de protection radiologique. Publication 60 de la CIPR. Annales de la CIPR 21, n° 1-3. Pergamon Press, Oxford, R.-U., 1991.
19. Clarke, R.H. 1990 recommendations of the ICRP, Radiological Protection Bulletin 119 (Supplement). National Radiological Protection Board, Chilton, R.-U., 1991.
20. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Consommation de l'eau du robinet au Canada. Direction de l'hygiène du milieu, Ottawa, 1981.