

**308**

Les enjeux de la filière uranifère au Québec

**SAN9**

6211-08-012

L'organisme de réglementation  
nucléaire du Canada



# **Exposition et risque encouru par les travailleurs des mines d'uranium depuis l'entrée en vigueur de la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires (LSRN) en 2000***

Août 2014



Commission canadienne  
de sûreté nucléaire

Canadian Nuclear  
Safety Commission

Canada

## Table des matières

|   |           |
|---|-----------|
| <b>1. Introduction .....</b>  | <b>1</b>  |
| <b>2. L’historique des risques sanitaires encourus par les mineurs d’uranium .....</b>                                    | <b>4</b>  |
| <b>3. Évolution de l’exposition des travailleurs des mines d’uranium (1940-2000) .....</b>                                | <b>11</b> |
| <b>4. Résultats de l’étude de faisabilité sur la cohorte des travailleurs des mines d’uranium de la Saskatchewan.....</b> | <b>16</b> |
| <b>5. L’exposition au rayonnement dans les mines d’uranium modernes (2001-2013) .....</b>                                 | <b>17</b> |
| <b>6. La santé des travailleurs dans les mines d’uranium modernes.....</b>  | <b>20</b> |
| <b>7. Conclusion .....</b>  | <b>21</b> |
| <b>Références .....</b>   | <b>22</b> |

## 1. Introduction

L'uranium est un élément radioactif très répandu que l'on retrouve en différentes quantités dans les roches et dans le sol depuis la formation de la terre. Selon le profil géologique d'une région, la concentration en uranium dans le sol sera plus ou moins importante. La haute teneur en uranium de certaines régions y justifie l'exploitation du minerai d'uranium. Le produit brut extrait des mines se nomme minerai d'uranium. Le minerai est par la suite transformé en concentré d'uranium dans une usine de concentration. Ce concentré sera de nouveau traité et transformé en combustible afin d'être utilisé dans les réacteurs nucléaires pour produire de l'électricité [1].

Il existe trois isotopes naturels de l'uranium, soit l'uranium-234, l'uranium-235 et l'uranium-238. Tous émettent principalement des rayons alpha. Deux de ces isotopes, l'uranium-238 et l'uranium-235, sont les parents de chaînes de désintégration radioactive naturelle. Comme démontré à la figure 1, l'uranium-234 tout comme le radon-222 sont des membres de la chaîne de désintégration de l'uranium-238. L'uranium-235 représente environ 2 % de la radioactivité et 0,7 % de la masse de l'uranium naturel. Cet isotope d'uranium est utilisé pour la fission dans les réacteurs nucléaires de type CANDU entre autres.

En tant qu'organisme de réglementation nucléaire du Canada, la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) réglemente toutes les sources de rayonnement ionisant – incluant le radon et ses produits de désintégration – dans les installations nucléaires canadiennes, afin de préserver la santé des travailleurs de l'uranium et de la population. La CCSN est responsable de la réglementation et de l'autorisation de toutes les activités actuelles et futures d'extraction et de concentration de l'uranium au Canada. Dans le cadre de ce mandat, la CCSN et son personnel mettent l'accent sur la santé, la sûreté, la sécurité et l'environnement, et ils veillent à ce que le Canada respecte ses engagements internationaux en matière d'utilisation sûre des matières nucléaires.

Le *Règlement sur la radioprotection*<sup>1</sup>, pris en vertu de la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* (LSRN)<sup>2</sup>, limite la quantité de rayonnement à laquelle les membres du public et les travailleurs du secteur nucléaire peuvent être exposés au Canada. Il exige aussi que les titulaires de permis de la CCSN mettent en œuvre des programmes de radioprotection afin de maintenir les doses de rayonnement au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (principe ALARA).

---

<sup>1</sup> *Règlement sur la radioprotection* disponible à [laws-lois.justice.gc.ca/fra/règlements/DORS-2000-203](http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/règlements/DORS-2000-203)

<sup>2</sup> *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* disponible à [laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/N-28.3](http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/N-28.3)

Les normes de sûreté nucléaire au Canada sont calquées sur les normes internationales. Dans la mise en place de sa réglementation, la CCSN s'appuie aussi sur les travaux menés par l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) et d'autres organismes comme le Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des rayonnements atomiques (UNSCEAR) et la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), ainsi que sur Santé Canada et Environnement Canada.

Les travailleurs peuvent être exposés à l'uranium et à ses produits de désintégration de trois façons principales : par l'exposition aux sources de rayonnements bêta et gamma qui sont externes au corps, par l'inhalation de poussières de minerai d'uranium, ou par l'inhalation de radon et de ses produits de désintégration qui produisent des particules alpha.

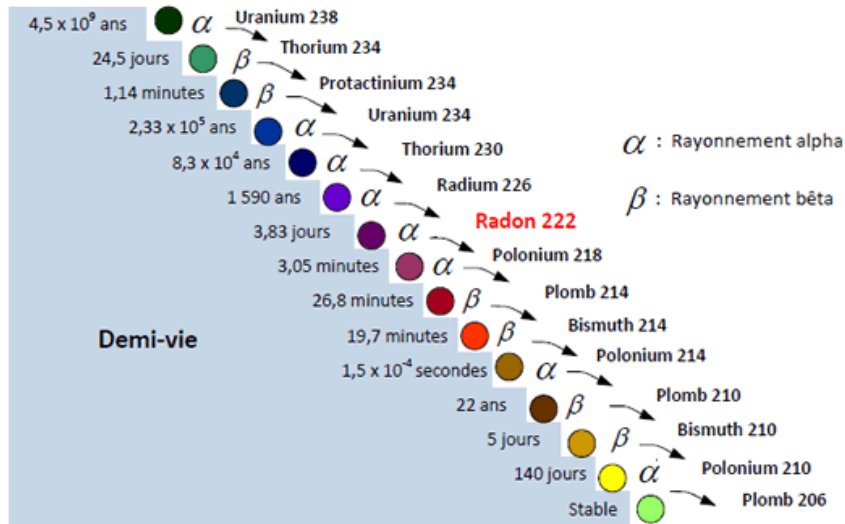
Le rayonnement gamma est un type de rayonnement très pénétrant. Il est généralement émis immédiatement après l'éjection d'une particule alpha ou bêta du noyau d'un atome. Puisqu'il n'a ni masse, ni charge, il peut pénétrer dans le corps humain, mais sera absorbé par des matériaux plus denses comme le béton ou le plomb. Le rayonnement bêta est constitué d'électrons de grande énergie éjectés du noyau d'un atome. Ces particules ont une charge négative et une taille d'environ 1/7 000 la taille d'une particule alpha, si bien qu'elles sont plus pénétrantes. Il est néanmoins possible de les arrêter avec une protection minimale, comme une feuille de plastique. Finalement, le rayonnement alpha est constitué de particules alpha composées de deux protons et de deux neutrons. Comme elles n'ont pas d'électrons, les particules alpha sont chargées positivement. À cause de leur taille imposante et de leur charge positive, elles peuvent à peine pénétrer dans la peau et sont complètement arrêtées par une feuille de papier.

Bien qu'il existe dans les mines d'uranium du rayonnement bêta et gamma émis pendant la désintégration de l'uranium-238 et de l'uranium-235, historiquement, la cause principale des effets sanitaires attribués à l'exploitation des mines d'uranium était l'exposition au radon et à ses produits de désintégration. Le radon est un gaz inerte radioactif incolore et inodore qui se trouve naturellement dans l'environnement. Lorsque l'uranium se désintègre, il émet un rayonnement alpha, bêta et gamma, de même qu'une série de produits qui incluent le radon. À son tour, le radon se désintègre en une série de quatre produits radioactifs dotés d'une très courte demi-vie, sous forme de particules solides porteuses d'une charge électrique que l'on appelle produits de désintégration du radon (PDR) : le polonium-218, le plomb-214, le bismuth-214 et le polonium-214.

En présence de radon, les PDR demeurent en suspension dans l'air. Puisqu'ils sont électriquement chargés, ils se fixent généralement aux particules de poussière ou à la surface de matériaux solides; toutefois, certains produits peuvent demeurer libres. Qu'ils soient fixés ou libres, les PDR peuvent être inhalés.

Étant donné que les PDR sont des particules et non des gaz inertes comme le radon, certaines d'entre elles se déposent dans les voies respiratoires une fois inhalées et y restent jusqu'à ce qu'elles se désintègrent émettant ainsi un rayonnement. Le rayonnement émis par ces particules expose alors les cellules qui recouvrent l'intérieur des poumons et des bronches. Par conséquent, la dose due à l'inhalation du radon et de ses produits de désintégration est presque entièrement attribuable aux deux PDR qui émettent des rayonnements alpha, soit le polonium-218 et le polonium-214 [2 et 3].

**Figure 1 : Chaîne de désintégration de l'uranium-238 [3]**



Les cellules épithéliales des bronches seraient le site d'origine du cancer du poumon. Le rayonnement alpha pourrait induire des modifications de l'ADN de ces cellules et ainsi initier une chaîne d'évènements qui pourraient mener au développement du cancer du poumon [4]. Le rayonnement alpha ne peut franchir que de courtes distances (de l'ordre de 0,05 mm dans les tissus). C'est pourquoi il ne peut atteindre les autres organes une fois qu'il se trouve dans les poumons. Cela fait ainsi du cancer du poumon la conséquence la plus probable de l'exposition aux PDR [4]. On utilise souvent le terme radon pour se référer au radon et aux produits de désintégration du radon (PDR). Néanmoins, les produits de désintégration qui sont à l'origine du cancer du poumon sont les PDR à courte demi-vie qui émettent des rayonnements alpha, soit le polonium-218 et le polonium-214.

Dans la chaîne de désintégration de l'uranium, plusieurs radionucléides émettent un rayonnement bêta et gamma. En raison de leur courte portée (jusqu'à environ 1 m dans l'air) et de leur énergie, les rayons bêta produisent le débit de dose le plus important à proximité de l'uranium. À cause de leur capacité de pénétration considérable, les rayons gamma peuvent exposer les travailleurs situés à une grande distance du minerai d'uranium, des chaudières ou d'autres sources de rayons gamma dans les usines de concentration. Ce sont les rayons gamma qui contribuent à la majorité de la dose externe des travailleurs.

Le procédé pour transformer le minerai d'uranium en concentré d'uranium consiste à séparer l'uranium de tous ses produits de désintégration et des autres éléments présents dans le minerai. Les doses résultant du rayonnement gamma sont plus faibles une fois les produits de désintégration retirés, parce qu'à ce stade, les émetteurs gamma principaux de la chaîne de l'uranium-238, soit le plomb-214 et le bismuth-214, ne sont plus présents.

Dans les mois qui suivent la séparation de l'uranium de ses produits de désintégrations, le débit de dose bêta et, dans une moindre mesure, le débit de dose gamma augmentent graduellement en raison de l'accroissement de l'activité du protactinium-234m. Ce radionucléide émet des rayons bêta de haute énergie. Cette augmentation du débit de dose bêta est limitée du fait que les travailleurs ne manipulent pas directement le concentré d'uranium ou du combustible nucléaire.

Au fil des années, plusieurs études ont été menées sur les effets du radon sur la santé, ce qui a permis de mieux comprendre l'importance du contrôle de l'exposition au radon.

## **2. L'historique des risques sanitaires encourus par les mineurs d'uranium**

C'est à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle, qu'un lien a été fait entre le cancer du poumon chez les mineurs et l'exposition au radon. Ce n'est toutefois qu'à la suite d'études épidémiologiques conduites sur des mineurs qui avaient travaillé sous terre dans les années 40 et 50 qu'il a été établi avec certitude que le cancer du poumon était causé par les PDR [4].

L'exposition aux PDR est une des causes de cancer qui a été la mieux étudiée en radioépidémiologie [4]. Il a été démontré par des études sur les mineurs qui travaillent sous terre que l'exposition aux PDR était en effet responsable d'une augmentation du risque de cancer du poumon chez ces travailleurs. Par contre, peu de preuves montrent que les PDR sont responsables de l'augmentation du risque de contracter toute autre maladie. Ces conclusions corroborent les observations physiologiques ainsi que les résultats d'études animales [5].

Historiquement, plusieurs unités ont été utilisées pour mesurer l'exposition au radon. La mesure la plus commune du radon dans les mines est l'unité-alpha-mois (UAM), aussi connue sous le nom de « working level » (WL) ou de « Working Level Month » (WLM). L'UAM mesure la concentration des particules alpha dans l'air et équivaut à toute combinaison de PDR dans un litre d'air qui émettrait 130 000 MeV d'énergie. L'UAM est une mesure d'exposition qui présuppose un travail mensuel de 170 heures dans une atmosphère où la concentration des particules alpha est de 1 UAM. L'UAM est l'unité couramment utilisée dans les études pour rapporter l'exposition des mineurs au radon [6].

Les effets sur la santé du radon et de ses produits de désintégrations à courte demi-vie étaient très mal connus lorsque l'exploitation minière a débuté au début des années 1900. C'est pourquoi les mineurs qui travaillaient sous terre à cette époque étaient exposés à des doses de radon exceptionnellement élevées et mourraient de cancer du poumon à un taux significativement plus important que le reste de la population mâle de l'époque. Les premières preuves du lien entre le cancer du poumon et l'exposition aux PDR proviennent d'observations faites sur ces mineurs. Néanmoins, ce lien n'a pu être établi avec certitude et accepté par la communauté scientifique que lorsque des résultats d'études épidémiologiques menées sur des mineurs d'uranium ont été disponibles dans les années 50 et 60 [4]. Des études en laboratoire sur des rats ont aussi démontré que l'incidence du cancer du poumon augmentait avec le niveau d'exposition au radon.

Depuis ce temps, de nombreuses études épidémiologiques sur les mineurs travaillant sous terre ainsi que des études additionnelles en laboratoire ont confirmé que l'exposition à des niveaux élevés de radon pouvait causer le cancer du poumon. Les résultats de ces études ont permis de quantifier les risques encourus par les mineurs et ont servi de base pour l'établissement de normes visant à réduire les concentrations de radon dans les mines les plus affectées. C'est ainsi qu'il a été possible de réduire l'exposition aux PDR dans les mines de manière importante et, par conséquent, le risque de cancer de poumon.

Le radon a été désigné comme substance cancérigène par l'Agence internationale de recherche sur le cancer (AIRC) en 1988 [7]. Pour procéder à cette désignation, l'Agence s'est basée sur des données montrant un excès de cancers du poumon chez les mineurs ayant travaillé sous terre ainsi que sur des études en laboratoire où des animaux avaient été exposés au radon.

Plusieurs analyses ont été menées à partir des premières données brutes disponibles sur les mineurs qui ont travaillé sous terre. Ces analyses combinées ont permis d'augmenter le pouvoir statistique de l'analyse réalisée sur le lien entre le cancer du poumon et l'exposition au radon en milieu de travail et ont permis de quantifier les effets modificateurs potentiels de plusieurs facteurs externes.

La première étude combinée qui a évalué le risque du radon sur la santé est une étude de quatre cohortes : mineurs du Plateau du Colorado, mineurs d'uranium de l'Ontario et de la Saskatchewan (Beaverlodge) et mineurs d'argent de la Suède [3]. La seconde analyse combinée portait sur onze cohortes de mineurs qui avaient travaillé sous terre et incluait plus de 27 000 décès par cancer du poumon parmi les 68 000 mineurs étudiés et presque 1,5 million d'années-personnes observées [8 et 9]. Les résultats de ces études ont révélé que l'excès de risque relatif (ERR) par UAM pour le décès par cancer du poumon était directement proportionnel à la dose cumulée de PDR ( $ERR/UAM = 0,49\% : 95\% CI : 0,2\%, 1,0\%$ ). Néanmoins, on ne doit pas faire de comparaisons directes des ERR/UAM estimés par différentes études, parce que ces risques ont pu être influencés par des effets modificateurs externes comme l'âge atteint, le temps écoulé depuis l'exposition, le taux et la durée d'exposition. Il a aussi été démontré que l'EER/UAM diminuait avec l'âge et avec le temps écoulé depuis l'exposition. Les

risques plus importants de cancer du poumon étaient associés à une exposition reçue selon un régime faible d'exposition (effet inverse exposition-taux d'exposition), ce qui suggère qu'un faible régime d'exposition combiné à une longue période d'exposition, ou les deux, semblent être particulièrement hasardeux.

La combinaison de l'utilisation du tabac et de l'exposition aux PDR aurait sur le cancer du poumon un effet qui se situe entre l'effet additif et multiplicatif.

Se basant sur la meilleure modélisation du risque disponible et tenant pour acquis que les modèles générés par les études sur les mineurs sont applicables à l'exposition au radon domestique, il a pu être estimé que de 11 à 13 % des décès par cancer du poumon seraient attribuables au radon domestique.

Une autre étude qui a aussi combiné 11 cohortes de mineurs a rapporté que les fortes concentrations de radon dans l'air ne pouvaient être associées à des décès autres que par cancer du poumon [10].

Il existe aussi des analyses qui n'ont tenu compte que des mineurs exposés à de faibles doses de PDR, c'est-à-dire à moins de 50 UAM et à moins de 100 UAM [9 et 11]. Ces dernières analyses, qui se sont attardées à des niveaux d'exposition cumulée comparables à ceux de la population en général, ont réussi à réduire l'effet inverse exposition-taux d'exposition [12] tout en se basant sur un nombre suffisant de cancers du poumon. Les cohortes de mineurs de l'Ontario et de Beaverlodge représentent environ 40 % des cas de ces analyses; ces cohortes se sont révélées très utiles pour le suivi des mineurs exposés à de faibles doses de PDR au Canada. Ces analyses ont rapporté une relation linéaire entre le modèle EER et l'exposition cumulée au radon. Les variations de la réponse selon l'âge atteint, le temps écoulé depuis l'exposition, le taux et la durée d'exposition étaient semblables aux variations observées dans l'analyse ayant utilisé toutes les données. Cela suggère qu'il est possible d'extrapoler le risque de cancer du poumon pour des doses cumulées faibles à partir de doses cumulées élevées en raison de la force de la validité interne des études menées sur les mineurs.

Se basant sur les résultats de ces études, le Comité sur les effets biologiques des rayonnements ionisants (comité BEIR VII) [13] a revu la preuve de la relation entre le cancer du poumon et le radon. Il en a conclu que le cancer du poumon était directement proportionnel à l'exposition cumulée au radon. Cette conclusion sur la linéarité de la relation est basée sur des études menées sur de faibles doses d'exposition [9 et 10]. Elle est aussi basée pour la linéarité de la relation et l'importance du risque sur la métaanalyse de l'exposition au radon domestique qui incluait huit études cas-contrôle [9 et 14], ce qui est entièrement en accord avec l'extrapolation faite à partir des données des mineurs. Le comité a aussi confirmé que la relation linéaire entre le cancer du poumon et le radon pouvait être modifiée par l'âge atteint, le temps écoulé depuis l'exposition, le taux et la durée d'exposition. Toutefois, il a noté que l'effet inverse du taux d'exposition pour de faibles doses d'exposition était absent pour des raisons d'origine mécanistique, expérimentale et



épidémiologique. Le comité a qualifié la relation entre l'usage du tabac et le radon de sous-multiplicative. Le comité BEIR VII [13] a aussi évalué le taux de cancer du poumon attribuable à l'exposition domestique dans la population américaine entre 10 et 14 %, en se basant sur son modèle de prédilection. Finalement, aucun excès pour les cancers autres que celui du poumon n'a pu être observé.

### *L'exploitation minière au Canada*

L'exploitation minière au Canada a débuté en 1932 à la mine de Port Radium dans les Territoires du Nord-Ouest. L'exploitation de cette mine a cessé en 1960. La demande d'uranium qui ne cessait d'augmenter dans les années 50 a favorisé l'ouverture de la mine d'uranium souterraine de Beaverlodge dans le nord de la Saskatchewan en 1951, laquelle a cessé ses opérations en 1982. La mine Gunnar et son usine de concentration d'uranium ont aussi été exploitées de 1955 à 1963, et l'usine de concentration de Lorado, de 1958 à 1960. De façon similaire, 15 mines d'uranium ont amorcé leur production entre 1955 et 1960 dans la région d'Elliott Lake, Bancroft et Agnew, en Ontario. La dernière de ces mines a cessé ses activités et a été déclassée dans les années 90.

Comme mentionné plus haut, les données montrant l'excès de cancer du poumon chez les mineurs qui ont travaillé sous terre et qui ont été exposés à de fortes doses de radon ont permis de mettre en place des mesures de protection, comme l'amélioration des systèmes de ventilation, et des normes pour réduire les concentrations de radon et de PDR dans les mines. À la fin des années soixante, ces mesures ont significativement réduit l'exposition au radon dans les mines. En effet, les mineurs qui ont commencé à travailler dans les années 70 ont été exposés à des doses de PDR très inférieures aux doses auxquelles ont été exposés ceux qui ont travaillé dans les mines de 1930 à 1960. L'exposition aux PDR dans les mines d'uranium modernes [15] au Canada en 2013 a été très faible, soit de l'ordre de 0,05 UAM ou 0,25 mSv<sup>3</sup> (figure 7).

Des limites pour réduire l'exposition aux PDR ont été mises en place au Canada par la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) au début des années 50, mais ces limites n'avaient pas force de loi et ne servaient que de guide [16]. En 1967, la CCEA s'est vue attribuer le pouvoir d'imposer des limites réglementaires dans les mines et, à la suite d'une consultation avec les parties intéressées, une limite pour réduire l'exposition aux PDR a été mise en place dans les mines d'uranium. Cette limite a été modifiée plusieurs fois depuis ce temps (voir le tableau 1) [16,17 et 18].

---

<sup>3</sup> 1 UAM équivaut à une dose de 5 mSv.

**Tableau 1 : Limites pour l'exposition aux produits de désintégration du radon dans les mines d'uranium au Canada**

| Période d'exposition | Limites (UAM)  |
|----------------------|--|
| 1951-1966            | 4 UAM (lignes directrices de la CCEA)  |
| 1967-1971            | 12 UAM   |
| 1972-1973            | 8 UAM  |
| 1974-1975            | 6 UAM  |
| 1976-1996            | 4 UAM  |
| Limite actuelle      | 50 mSv année (maximum de 100 mSv/5 ans) – S'applique à la dose cumulée provenant de toutes les sources d'exposition en milieu de travail |

**Note :** 1 UAM = 5 mSv, basé sur une moyenne de 2 000 heures travaillées par année [19].

mSv = millisievert

UAM = unité-alpha-mois

En Saskatchewan, l'opération de mines à ciel ouvert a débuté à Rabbit Lake en 1974 et à Key Lake en 1982. Le développement de mines souterraines a aussi été mis en œuvre à Cluff Lake en 1983 et à Rabbit Lake en 1991 (mine Eagle Point).

Aujourd'hui, toutes les mines en exploitation au Canada (trois mines et trois usines de concentration d'uranium) sont situées dans le nord de la Saskatchewan (la mine de Rabbit Lake et son usine de concentration, l'usine de concentration de McClean Lake, la mine de McArthur River et l'usine de concentration de Key Lake). La plus récente, la mine de Cigar Lake, a obtenu son permis d'exploitation en 2013 et vient tout juste de commencer ses activités.

Toutes les mines et usines de concentration ont en place des mesures visant à contrôler les concentrations de radon et de PDR et à assurer une surveillance et un maintien continus des doses aux travailleurs selon le principe ALARA (As Low As Reasonably Achievable). Ces mesures incluent la mise en place de systèmes de ventilation efficaces pour réduire la concentration du radon dans l'air, ainsi que l'application de programmes de radioprotection stricts. La mesure du rayonnement alpha se fait à l'aide de dosimètres réglementés par la CCSN. Les doses mesurées par ces appareils doivent être envoyées au Fichier dosimétrique national (FDN) administré par Santé Canada. La moyenne annuelle d'exposition aux PDR en 2013 a été très faible; elle se situait autour de 0,05 UAM/année (0,25 mSv). La dose efficace de toutes les sources d'exposition (sources externes, poussières d'uranium et RPDs) pour les mineurs d'uranium en 2013 était de 0,53 mSv. Environ la moitié de cette valeur a pu être attribuée au radon [20].

Comme le radon émane de la croûte terrestre, il est présent dans l'air extérieur ainsi que dans tous les bâtiments, aussi bien dans les domiciles que dans les lieux de travail. Les concentrations de ce gaz dans l'air intérieur varient considérablement, principalement en fonction de la géologie de la région et de divers facteurs ayant une incidence sur la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment (p. ex. le taux de renouvellement de l'air, le chauffage du bâtiment et les conditions météorologiques). Le radon est la plus importante source naturelle de rayonnement à laquelle sont exposés les Canadiens.

D'après le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR 2008) [21], la dose annuelle moyenne établie pour l'ensemble des sources et pour la population mondiale est de 3,0 mSv au total. Plus de 80 % de cette dose provient de sources naturelles, dont environ la moitié émane des produits de désintégration du radon dans les foyers. Une étude menée par Santé Canada en 2012 [22] a révélé des concentrations plus élevées dans certaines villes canadiennes. Santé Canada a formulé des recommandations relatives aux concentrations de radon (200 Bq/m<sup>3</sup>) [23] dans l'air intérieur pour aider à protéger les Canadiens contre les risques pour la santé associés à l'exposition au radon dans les maisons et les bâtiments. Pour établir la dose guide, Santé Canada part du principe que l'équilibre séculaire entre le radon et ses PDR est atteint; cette dose représente donc la dose maximale pour une concentration donnée de radon. Les concentrations de radon mesurées par Santé Canada lors de son sondage pancanadien de 2012 sont présentées dans le tableau 2. Dans la plupart des provinces et territoires, sauf quelques exceptions, la concentration annuelle de radon domestique au Canada se situe en général sous les 200 Bq/m<sup>3</sup> année. À titre d'information, 200 Bq/m<sup>3</sup> de radon correspondraient à environ 2 mSv/an [24]. La dose provenant de l'exposition des travailleurs de l'uranium est donc de beaucoup inférieure à la dose attribuable au radon domestique.

**Tableau 2 : Pourcentage d’habitations soumises à un test de détection du radon ayant une concentration inférieure à 200 Bq/m<sup>3</sup>, entre 200 et 600 Bq/m<sup>3</sup>, supérieure à 600 Bq/m<sup>3</sup> et supérieure à 200 Bq/m<sup>3</sup> par province ou territoire [22]**

| Provinces/territoires                               | Pourcentage brut d’habitations et leur concentration de radon |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
|   | %<br>Concentration<br>inférieure à<br>200 Bq/m <sup>3</sup>   | %<br>Concentration<br>entre 200 et 600<br>Bq/m <sup>3</sup> | %<br>Concentration<br>supérieure à<br>600 Bq/m <sup>3</sup> | %<br>Concentration<br>supérieure à<br>200 Bq/m <sup>3</sup> |
| <b>Alberta (Alb.)</b>                               | 93,4  | 6,0   | 0,6   | 6,6   |
| <b>Colombie-Britannique<br/>(C.-B.)</b>             | 92,1  | 6,7   | 1,2   | 7,9   |
| <b>Manitoba<br/>(Man.)</b>                          | 76,3  | 21,1  | 2,6   | 23,7  |
| <b>Nouveau-Brunswick<br/>(N.-B.)</b>                | 75,2  | 18,7  | 6,1   | 24,8  |
| <b>Terre-Neuve-et-<br/>Labrador<br/>(T.-N.-L.)</b>  | 94,1  | 4,6   | 1,3   | 5,9   |
| <b>Nouvelle-Écosse<br/>(NS)</b>                     | 91,2  | 6,3   | 2,5   | 8,8   |
| <b>Territoires du Nord-<br/>Ouest<br/>(T.N.-O.)</b> | 94,6  | 4,9   | 0,5   | 5,4   |
| <b>Nunavut<br/>(Nun.)</b>                           | 100,0   | 0,0   | 0,0   | 0,0   |
| <b>Ontario<br/>(Ont.)</b>                           | 91,8  | 7,3   | 0,9   | 8,2   |
| <b>Île-du-Prince-Édouard<br/>(Î.-P.-É.)</b>         | 96,5  | 3,5   | 0,0   | 3,5   |
| <b>Québec<br/>(QC)</b>                              | 89,9  | 9,0   | 1,1   | 10,1  |
| <b>Saskatchewan<br/>(Sask.)</b>                     | 83,7  | 15,3  | 1,0   | 16,3  |
| <b>Yukon<br/>(YN)</b>                               | 80,4  | 13,8  | 5,8   | 19,6  |

### 3. Évolution de l'exposition des travailleurs des mines d'uranium (1940-2000)

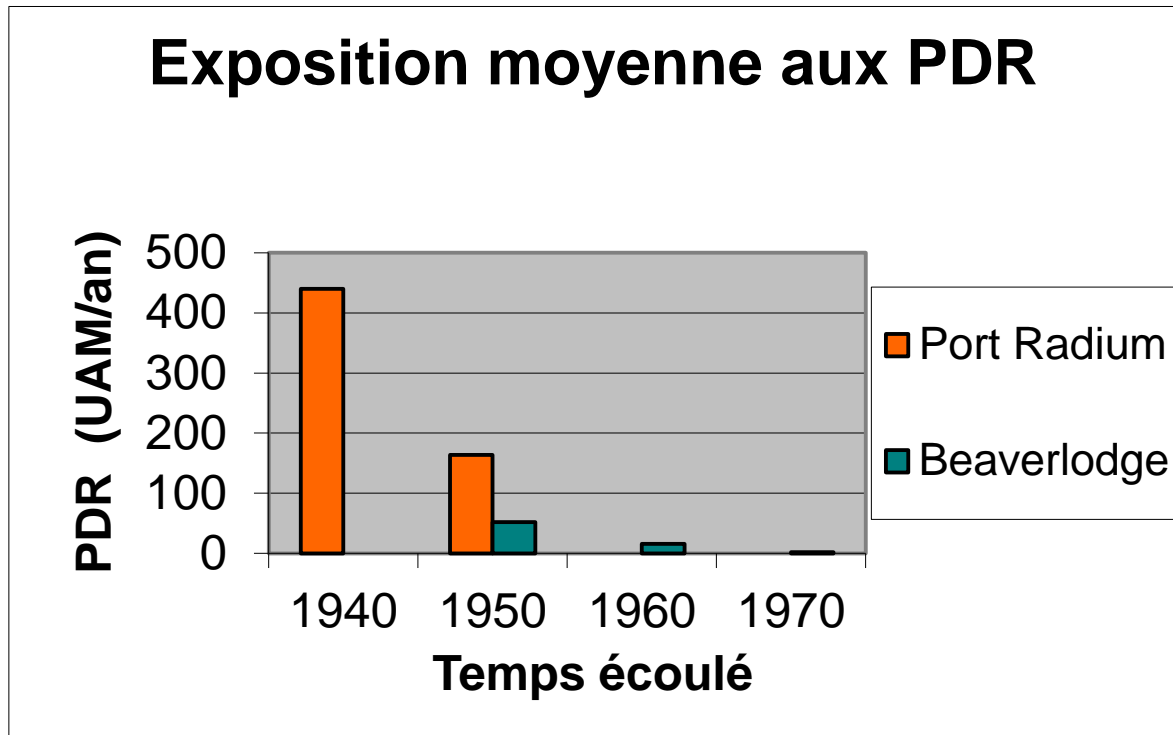
Dans le but d'obtenir des données fiables sur les risques encourus par les travailleurs des mines d'uranium de la Saskatchewan à partir des années 50, la CCSN a collaboré à l'analyse actualisée de l'étude sur la cohorte d'Eldorado des travailleurs des mines d'uranium de la Saskatchewan. Les résultats de cette étude ont été publiés en 2010 [25]. Cette étude visait à établir le lien entre le cancer du poumon (décès [1950-2000] et nouveaux cas de cancer [1969-1990]) et l'exposition aux PDR au sein d'une cohorte de 17 660 travailleurs des mines d'uranium d'Eldorado, ayant commencé à travailler aux sites miniers de Beaverlodge et de Port Radium, ainsi qu'aux installations de radium et d'uranium de Port Hope entre 1932 et 1980. Ces travailleurs ont fait l'objet d'un suivi jusqu'en 2000.

Cette étude représente l'actualisation de l'étude initiale Eldorado [26, 27] qui avait porté sur le taux de mortalité des mineurs ayant travaillé sur les sites miniers de Beaverlodge et de Port Radium et à la raffinerie et l'usine de traitement de radium et d'uranium de Port Hope. L'étude initiale Eldorado avait révélé une augmentation de la mortalité due au cancer du poumon chez les mineurs de Beaverlodge et de Port Radium qui était attribuable à des expositions à de fortes concentrations de PDR. Les travailleurs de la mine de Port Radium ont en effet reçu les plus fortes doses de PDR, soit environ 900 mSv, durant leur carrière. Les études initiales avaient aussi révélé un taux de mortalité normal chez les travailleurs d'uranium et de radium de Port Hope, probablement en raison des très faibles doses de PDR sur ce site.

L'étude d'actualisation quant à elle a permis de conclure que [28] :

- Les employés chargés de l'extraction et du traitement de l'uranium sont en général en aussi bonne santé que l'ensemble de la population masculine canadienne.
- Le cancer du poumon est la seule maladie qui montre invariablement des taux significativement plus élevés de mortalité et d'incidence chez les travailleurs des mines d'uranium.
- Le risque d'apparition du cancer du poumon augmente proportionnellement avec l'exposition aux PDR.
- Aucune donnée probante sur le plan statistique n'a révélé un lien entre l'exposition aux PDR et d'autres maladies (autre le cancer du poumon).

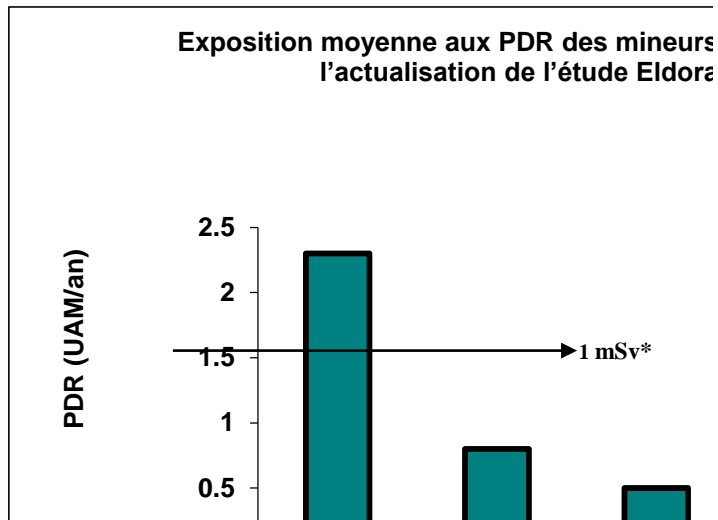
La figure 2 nous permet de visualiser la diminution de l'exposition des mineurs aux PDR depuis les années 40 jusqu'en 70, grâce à la mise en place de systèmes de ventilation plus efficaces ainsi qu'à l'adoption de précautions supplémentaires pour protéger les mineurs qui travaillent sous terre.

**Figure 2 : Exposition moyenne des mineurs aux PDR entre 1940 et 1970 [29]**

\* UAM : 1 unité-alpha-mois équivaut à 1 UAM ou Work Level Month.

La figure 3 rapporte l'évolution de l'exposition de mineurs qui ont travaillé à la mine Beaverlodge jusqu'en juin 1982 et qui ont continué à travailler comme mineurs en Saskatchewan par la suite. Ces mineurs ont été suivis lors de l'actualisation de l'étude Eldorado jusqu'en 2000. Les doses d'exposition aux PDR pour ces mineurs proviennent du FDN. On peut observer sur ce graphique que l'exposition aux PDR a été réduite de plus de quatre fois de 1970 à 2000 grâce à la présence d'une ventilation adéquate et à l'application de programmes de radioprotection stricts.

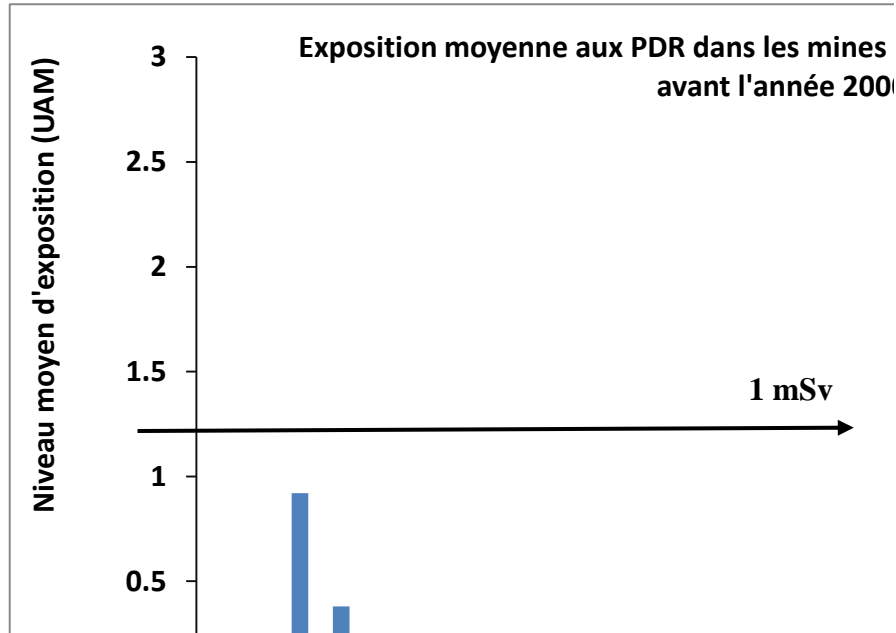
**Figure 3 : Exposition moyenne des mineurs aux PDR entre 1970 et 2000 – Actualisation de l'étude Eldorado [30]**



\*Sur le graphique, 1 mSv correspond à 0,2 UAM (1 UAM= 5 mSv)

La figure 4 rapporte l'évolution de l'exposition aux PDR de 1975 à nos jours pour toutes les installations minières (mines et usines de concentration) de la Saskatchewan, c'est-à-dire Beaverlodge, Rabbit Lake, Key Lake, Cluff Lake, McArthur River, Cigar Lake et McClean Lake. L'exposition annuelle exprimée est une moyenne de l'exposition de tous les travailleurs de ces sites miniers et provient d'une étude de faisabilité que la CCSN a confiée au groupe SENES [15]. La diminution des doses de PDR observées est similaire à celle observée à la figure 3.

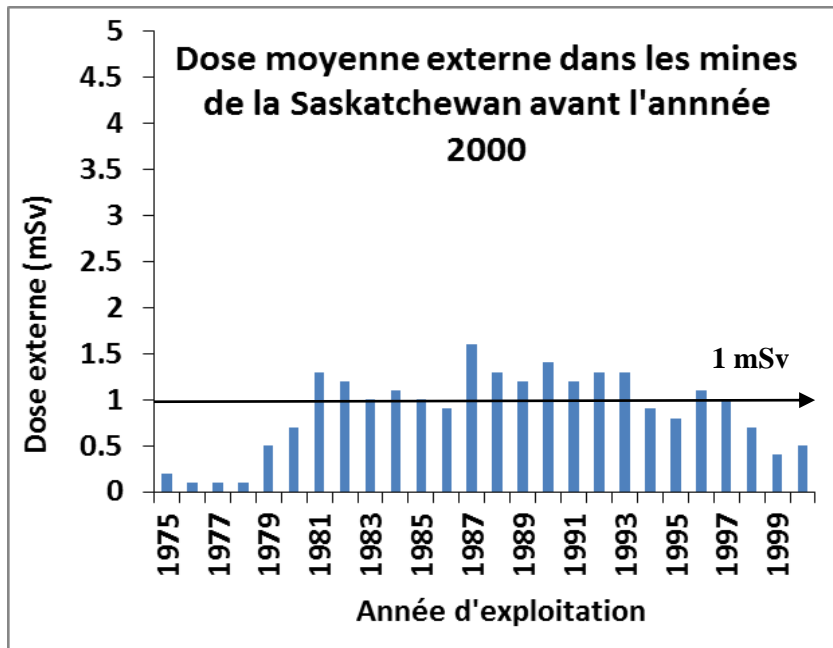
**Figure 4 : Évolution de l'exposition des mineurs aux PDR dans les mines de la Saskatchewan de 1975 à 2000**



La figure 5 rapporte l'évolution de l'exposition des doses externes aux mineurs de toutes les installations minières de la Saskatchewan comme dans la figure 4. La dose externe annuelle exprimée est une moyenne de la dose de tous les travailleurs des sites miniers étudiés et provient aussi de l'étude de faisabilité que la CCSN a confiée au groupe SENES [15]. La dose externe moyenne depuis 1975 s'est maintenue en deçà de 2 mSv tandis qu'elle a été réduite à moins de 1 mSv depuis les années 1990.

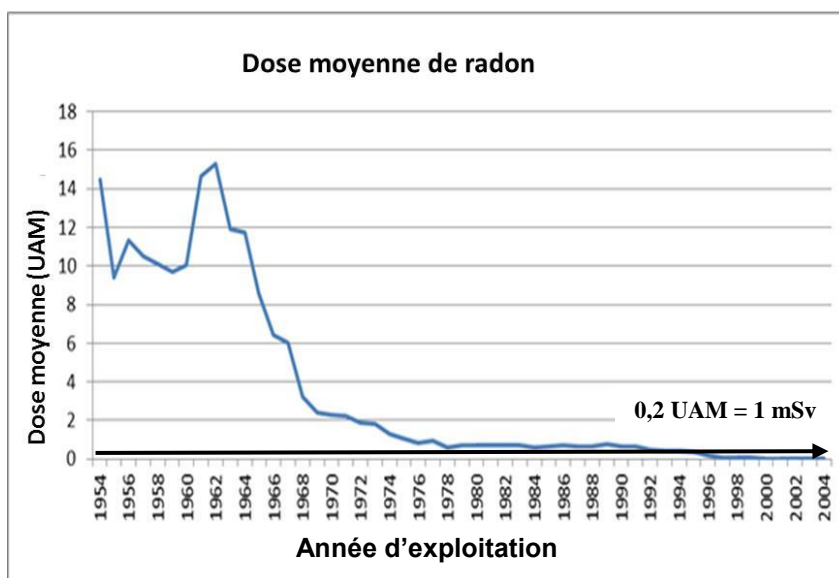


**Figure 5 : Évolution de l'exposition des mineurs aux doses externes de rayonnement pour toutes les installations minières de la Saskatchewan**



La figure 6 rapporte l'exposition annuelle moyenne aux PDR de 1954 à 2004 chez les mineurs de l'Ontario. On peut y observer une baisse importante à la fin des années 60, ce qui coïncide avec l'introduction dans les mines de systèmes de ventilation plus efficaces [15].

**Figure 6 : Exposition annuelle moyenne aux PDR de 1954 à 2004 chez les mineurs de l'Ontario**



Ce graphique provient du Rapport préliminaire fourni par Cancer Care Ontario (CCO) à la CCSN dans le cadre d'un projet de recherche effectué par CCO pour la CCSN sur l'actualisation

de la mortalité (1969-2005) et l'incidence du cancer (1954-2005) du poumon dans la cohorte des mineurs de l'Ontario, à partir de données du Fichier dosimétrique national (FDN).

#### **4. Résultats de l'étude de faisabilité sur la cohorte des travailleurs des mines d'uranium de la Saskatchewan**

En 1993, la Commission conjointe fédérale-provinciale des projets d'exploitation de mines d'uranium dans le nord de la Saskatchewan a recommandé que des études épidémiologiques soient menées sur les anciens travailleurs des mines d'uranium, les travailleurs actuels et les futurs travailleurs. À la suite de cette recommandation, un groupe d'étude des cohortes des travailleurs des mines d'uranium de la Saskatchewan a été formé. Il était composé de membres des gouvernements provincial et fédéral (notamment la CCSN), de représentants de l'industrie et de travailleurs. Le groupe a mené deux études.

La première étude, entreprise en 2000, consistait à actualiser l'étude sur les anciens mineurs d'Eldorado (les travailleurs des mines d'uranium de Beaverlodge, de Port Radium et de Port Hope), qui fournissait des données sur la mortalité pour une période de plus de 50 ans et des données sur l'incidence du cancer pour une période de 21 ans. La deuxième consistait en une étude de faisabilité qui visait à déterminer s'il existait une augmentation des cas de cancer du poumon attribuables aux niveaux d'exposition relativement faibles aux PDR dans les mines modernes depuis 1975.

Cette deuxième étude a utilisé les taux d'emploi, les PDR et autres expositions professionnelles, les estimations existantes du risque de cancer du poumon, les taux provinciaux de cancers et la répartition des mineurs en fonction de leur âge (en supposant que ceux-ci demeurent constants) pour calculer le nombre attendu de cas de cancer du poumon supplémentaires jusqu'en 2030 [15]. Le radon domestique, d'autres expériences de travail dans les mines et la consommation de tabac chez les mineurs ont également été pris en considération. Les renseignements sur les doses et des données démographiques ont été fournis par les sociétés minières et le FDN.

L'estimation du risque de contracter le cancer du poumon à la suite de l'exposition professionnelle aux PDR des mineurs actuels a été faite en utilisant un modèle de projection linéaire du risque relatif fondé sur l'étude des travailleurs des mines d'uranium de l'Ontario ainsi que le modèle de risque du comité BEIR VI [4], basé sur l'analyse combinée de onze études de cohortes de mineurs.

Les principales conclusions de cette étude de faisabilité sont les suivantes :

- Les travailleurs actuels des mines d'uranium de la Saskatchewan sont exposés à des niveaux de PDR nettement inférieurs à ceux auxquels étaient exposés les anciens

mineurs, en raison des limites de dose, des techniques d'exploitation minière améliorées et d'autres pratiques de radioprotection.

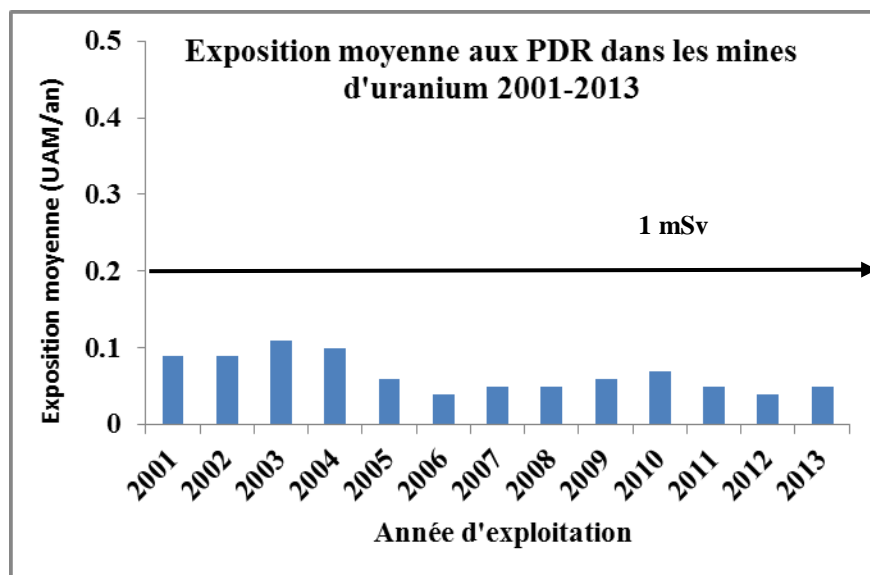
- L'étude a évalué que près de 24 000 mineurs travailleront à un moment ou à un autre dans une mine d'uranium d'ici 2030. Au cours de cette période, 142 mineurs peuvent s'attendre à contracter le cancer du poumon. Parmi ces cancers du poumon, 141 peuvent être attribuables à l'usage du tabac et un seul à l'exposition aux PDR présents sur le lieu de travail.
- Il serait pratiquement impossible d'estimer avec certitude le nombre de cas de cancer du poumon supplémentaires attribuables au travail dans les mines d'uranium modernes, étant donné les niveaux d'exposition relativement faibles aux PDR. Il serait également pratiquement impossible de rendre fidèlement compte des effets du tabac et du radon domestique – des facteurs qui peuvent avoir une incidence importante sur les résultats de l'étude.
- La CCSN continue de surveiller étroitement les taux d'exposition à l'uranium des mineurs afin de s'assurer qu'ils se maintiennent aux faibles niveaux actuellement observés. Les dossiers sur l'exposition aux rayonnements sont conservés indéfiniment par le Fichier dosimétrique national (FDN).

S'appuyant sur les conclusions et les recommandations de cette étude, et sur la revue par les pairs, la CCSN, le gouvernement de la Saskatchewan, les travailleurs et la direction des sociétés minières ont convenu de continuer à surveiller étroitement les niveaux d'exposition professionnelle des mineurs à l'uranium, afin de s'assurer qu'ils se maintiennent aux alentours des faibles niveaux actuellement observés.

## **5. L'exposition au rayonnement dans les mines d'uranium modernes (2001-2013)**

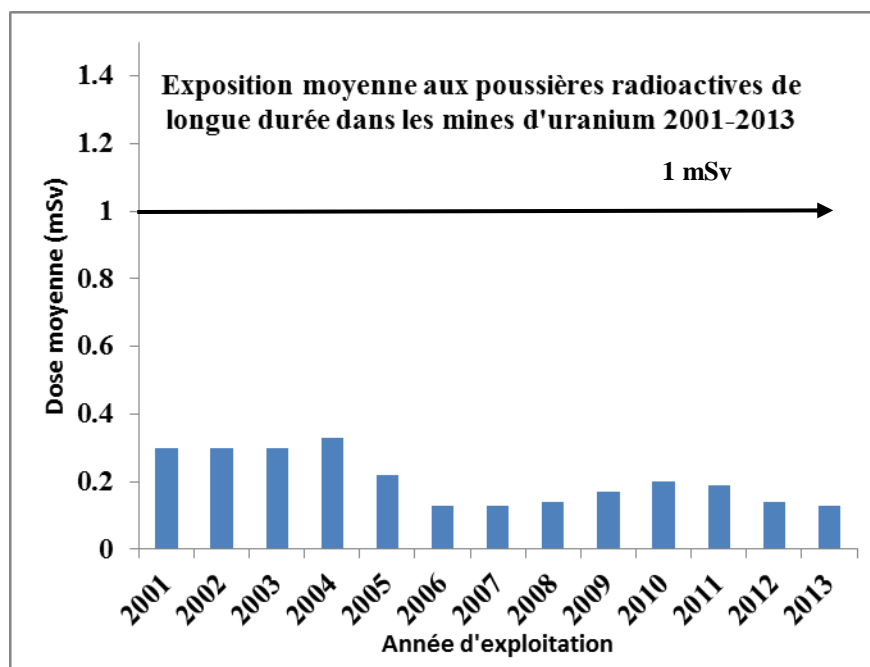
Des données obtenues du FDN pour les mines et usines de concentration d'uranium de Saskatchewan, soit Cigar Lake, Rabbit Lake, McArthur River, Key Lake, McClean Lake et Cluff Lake, nous ont permis de faire la moyenne de l'exposition aux PDR, des doses dues aux poussières radioactives de longue durée, des doses externes et des doses efficaces, qui représentent la somme de toutes les doses auxquelles ont été exposés les travailleurs. Ces résultats sont présentés dans les figures de 7 à 10 (les graphiques de la section 5 du présent document) et ont été calculées en faisant la moyenne des doses pour tous les travailleurs des mines et usines de concentration d'uranium de Cigar Lake, Rabbit Lake, McArthur River, Key Lake, McClean Lake et Cluff Lake.

**Figure 7 : Exposition moyenne aux PDR dans les mines d'uranium de la Saskatchewan de 2001 à 2013**



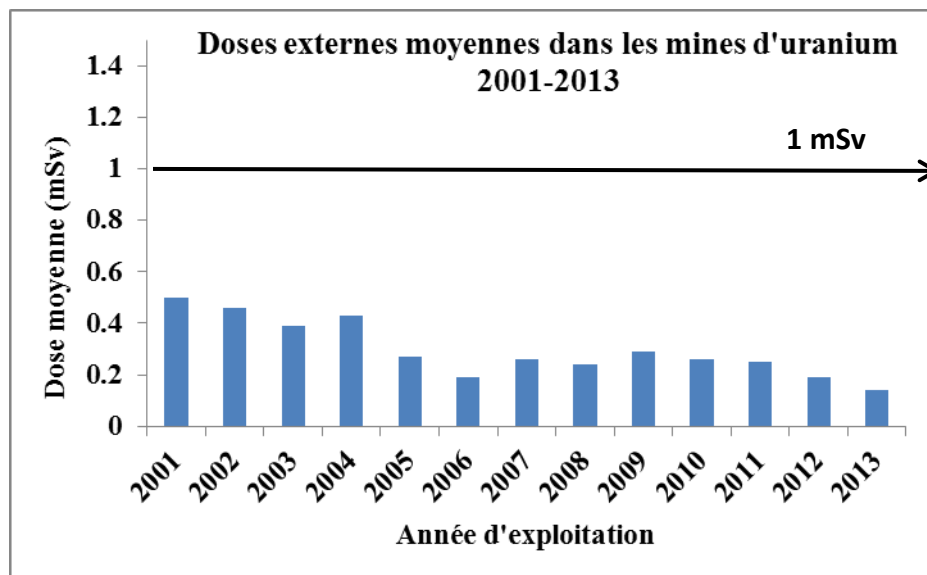
Les doses moyennes dues aux PDR pour les années postérieures à 2001 sont restées sous le seuil de 0,1 UAM (c.-à-d. 0,5 mSv), ce qui est tout à fait comparable aux doses observées par le groupe SENES dans l'étude de faisabilité de 2003[15].

**Figure 8 : Exposition moyenne aux poussières radioactives de longue durée dans les mines d'uranium de la Saskatchewan de 2001 à 2013**



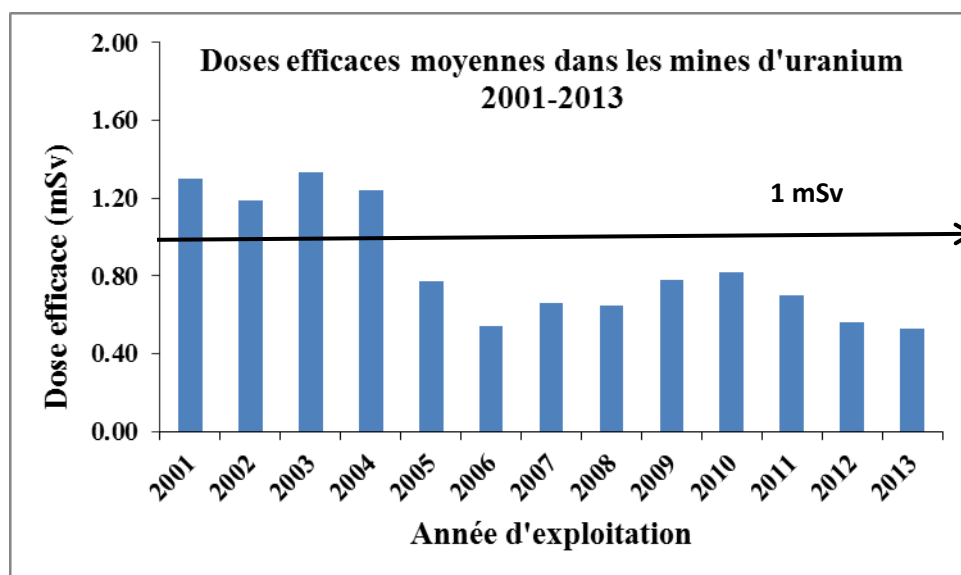
Les doses attribuables aux poussières radioactives de longue durée sont demeurées inférieures à 0,3 mSv depuis 2001 et ont même baissé en dessous de 0,2 mSv depuis 2005.

**Figure 9 : Doses externes moyennes dans les mines d'uranium de la Saskatchewan de 2001 à 2013**



Encore une fois, les doses externes moyennes aux travailleurs pour les années postérieures à 2001 sont demeurées inférieures à 0,5 mSv, comme l'a observé le groupe SENES dans l'étude de faisabilité de 2003 [15], et elles ont même baissé en dessous de 0,3 mSv depuis 2005.

**Figure 10 : Doses efficaces moyennes dans les mines d'uranium de la Saskatchewan 2001-2013**



La dose efficace de rayonnement aux travailleurs en 2013 a été de 0,53 mSv, et l'exposition moyenne aux PDR, de 0,05 UAM (c.-à-d. 0,25 mSv), ce qui représente environ 50 % de la dose efficace.

## 6. La santé des travailleurs dans les mines d'uranium modernes

La réglementation de l'industrie uranifère en vertu de la LSRN met l'accent sur la protection des travailleurs, la protection de l'environnement et la santé et la sécurité des populations.

La santé-sécurité des travailleurs est une composante critique dans une industrie minière de pointe et demeure primordiale à chacune des étapes du procédé. Des mesures de contrôle strictes sont en vigueur pour réduire les risques potentiels pour les travailleurs dans les mines souterraines. Les systèmes de ventilation utilisés aujourd'hui, l'application de normes strictes, l'existence de programmes de radioprotection et l'application du principe ALARA dans les mines modernes ont beaucoup réduit l'exposition des travailleurs.

Les travailleurs modernes portent des dosimètres individuels qui mesurent leur exposition au rayonnement, et les mesures obtenues sont examinées régulièrement par le personnel de la CCSN et envoyées au FDN.

L'exposition maximale annuelle permise pour un travailleur de l'industrie de l'uranium est de 50 millisieverts (mSv), et ne peut dépasser 100 mSv sur une période de cinq ans. En 2013, l'exposition efficace annuelle moyenne des mineurs était de 0,53 mSv, et la dose maximale observée, en dessous de 15 mSv, ce qui se situe bien en deçà de la limite annuelle de 50 mSv établie par la CCSN.

Il est aussi important de prendre en considération l'étude de faisabilité effectuée en 2003 par le groupe SENES [15], qui s'est basée sur un modèle de projection linéaire du risque relatif fondé sur l'étude des travailleurs des mines d'uranium de l'Ontario, ainsi que sur le modèle de risque du comité BEIR VI [4], pour estimer le risque de développer le cancer du poumon chez les mineurs entre 1975 et 2030. L'étude avait conclu qu'entre 1975 et 2030, 141 mineurs pouvaient s'attendre à contracter le cancer du poumon, principalement à cause du tabac, tandis qu'un seul cancer du poumon pouvait être attribué à l'exposition aux PDR présents sur le lieu de travail.

En 2013, avec une exposition annuelle moyenne de 0,53 mSv (incluant un maximum de 0,25 mSv dû aux PDR) chez les mineurs de Saskatchewan et une cohorte de près de 4 500 travailleurs, il n'a pas été possible de détecter l'augmentation du risque de cancer du poumon pouvant être attribuable à l'exposition aux PDR. En effet, l'étude de faisabilité de 2003 du groupe SENES, qui portait sur une cohorte de 24 000 travailleurs ayant travaillé à un certain moment dans une mine d'uranium à partir de 1975 et ayant été exposés à des doses moyennes de PDR avoisinant 0,2 UAM (c.-à-d. 1 mSv), n'avait pu prédire qu'un seul cas de cancer du poumon attribuable au rayonnement.

## 7. Conclusion

Il y a plus de 40 ans que sont appliqués les critères internationaux de sécurité en matière de rayonnement dans les mines d'uranium canadiennes. Au Canada, les règlements de protection contre les rayonnements sont parmi les plus sévères au monde, et les doses de rayonnement enregistrées dans les mines d'uranium demeurent de beaucoup inférieures aux limites permises.

Au cours des 50 dernières années, des systèmes de ventilation plus efficaces ont été installés et des précautions supplémentaires ont été adoptées, afin de protéger les mineurs qui travaillent sous terre. En plus, les récentes mines d'uranium à ciel ouvert ont pratiquement éliminé les risques d'exposition aux PDR. Aucun cas de maladie, y compris l'augmentation potentielle du risque de cancer du poumon chez les mineurs relié à l'exposition aux PDR, n'a été rapporté au Canada depuis l'adoption de ces mesures de précautions.

En effet, une amélioration des systèmes de ventilation dans les mines, l'application stricte des normes internationales et la mise en place de programmes de radioprotection ont contribué à réduire de façon significative les doses de rayonnement auxquelles sont exposés les travailleurs des mines souterraines d'uranium. Les doses dues aux PDR qui ont été rapportées pour la mine de Port Radium dans les années 40 étaient de l'ordre de 450 UAM, soit 2 250 mSv, tandis que celles rapportées pour les mines de la Saskatchewan en 2013 se situaient aux alentours de 0,05 UAM, soit 0,25 mSv. Ces doses sont également inférieures au seuil de radon recommandé par Santé Canada dans sa ligne directrice sur le radon domestique, soit 200 Bq/m<sup>3</sup> (c.-à-d. près de 2 mSv).

Le risque d'augmentation de cancer du poumon chez les mineurs qui travaillent dans les mines d'uranium souterraines est aujourd'hui similaire ou même plus bas que le risque estimé par le groupe SENES en 2003 [15] dans son étude de faisabilité, et il est comparable au risque encouru par le reste de la population canadienne. L'exposition additionnelle aux PDR des mineurs est tellement faible en comparaison de l'exposition résidentielle aux PDR de la population canadienne, qu'il est impossible de détecter une augmentation du risque de cancer du poumon chez ces mineurs qui ne serait pas masquée par la présence d'autres facteurs confondant comme l'usage du tabac ou tout autre facteur environnemental ou génétique.

Les conditions actuelles présentes dans les mines d'uranium modernes résultent d'un cadre réglementaire rigoureux et de mesures de protection et de surveillance strictes appliquées par la CCSN dans toutes les mines et installations d'uranium. En effet, la CCSN est responsable de la réglementation et de l'autorisation de toutes les activités actuelles et futures d'extraction et de concentration de l'uranium au Canada. Dans le cadre de ce mandat, la CCSN met et mettra l'accent sur la santé, la sûreté, la sécurité et l'environnement, et veillera à ce que toute nouvelle mine ou usine de concentration d'uranium au Canada soit réglementée de façon similaire, afin que les doses aux travailleurs soient toujours maintenues en fonction du principe ALARA.

## Références

[1] CCSN, 2012.

[nuclearsafety.gc.ca/fra/uranium/mines-and-mills/index.cfm#OperatingUraniumMinesandMills](http://nuclearsafety.gc.ca/fra/uranium/mines-and-mills/index.cfm#OperatingUraniumMinesandMills)

[2] CCSN. *Le radon au sein du secteur canadien de l'uranium.*

[nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/fact-sheets/radon-fact-sheet.cfm#radon](http://nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/fact-sheets/radon-fact-sheet.cfm#radon)

[3] National Research Council (NRC). *The effects on populations of exposure to low levels of ionizing radiation.* The Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations (BEIR IV). Washington, DC, National Academy Press, 1988.

[4] National Research Council (NRC). *The effects on populations of exposure to low levels of ionizing radiation.* The Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations (BEIR VI). Washington, DC, National Academy Press, 1999.

[5] Collier C. G., Strong J. C., Humphreys J. A., Timpson N., Baker S. T., Eldred T., Cobb L., Papworth D. et R. Haylock. « Carcinogenicity of radon/radon decay product inhalation in rats-effect of dose, dose rate and unattached fraction », *Int. J. Radiat. Biol.*, 81, p. 631–647, 2005.

[6] Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des rayonnements atomiques (UNSCEAR), Nations Unies. « Effects of Ionizing Radiation. Volume II, Annex C - Non-targeted and delayed effects of exposure to ionizing radiation », *2006 Report to the General Assembly*, with scientific annexes, United Nations, New York, 2009.

[7] IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, volume 43. *Man-made Mineral Fibres and Radon*, 300 pages, 1988.

[8] Lubin, J. H. et coll. *Lung cancer and radon: a joint analysis of 11 underground miners studies.* U.S. National Institutes of Health; Bethesda MD; Publication No. 94-3644, 1994

[9] Lubin, J.H., et coll. « Lung cancer in radon-exposed miners and estimation of risk from indoor exposure », *J. Natl. Cancer Inst.*, 87, 817–827, 1995.

[10] Darby S. et coll. « Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analyses of 11 studies », *J Natl Cancer Inst.*, 87, 378-384, 1995.

[11] Tomášek, L. et coll. « Patterns of lung cancer mortality among uranium miners in West Bohemia with varying rates of exposure to radon and its progeny », *Radiat. Res.*, 137, 251-261, 1994.



- [12] Brenner, D. J. « The significance of dose rate in assessing the hazards of domestic radon exposure », *Health Phys.*, 67, 76-79, 1994.
- [13] National Research Council (NRC). *Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation : BEIR VII Phase 2. Board on Radiation Effects Research, Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations (BEIR)*, The National Academies Press, Washington, DC, 2006.
- [14] Lubin J. H., Boice, J. D. Jr. « Lung Cancer Risk From Residential Radon: Meta-analysis of Eight Epidemiologic Studies », *Natl Cancer Inst*, 89, 49–57, 1997
- [15] CCSN. *Feasibility Study: Saskatchewan Uranium Miners Cohort Study (Part II)*, (RSP-0178), 2003.  
[nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/health/health-studies/feasibility-study-saskatchewan-uranium-miners-cohort-study](http://nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/health/health-studies/feasibility-study-saskatchewan-uranium-miners-cohort-study)
- [16] Legislative Assembly of Ontario select committee on Ontario hydro affairs. *Final report on the mining, milling and refining of uranium in Ontario*. Toronto (Ont.), 1980.  
[archive.org/details/finalreportonmin00onta](http://archive.org/details/finalreportonmin00onta)
- [17] Ham JM. 1976. *Report of the Royal Commission on the Health and Safety of Workers in Mines*. Toronto, ON. Ministry of the Attorney General, Province of Ontario.  
[archive.org/stream/reportofroyworkmine00onta/reportofroyworkmine00onta\\_djvu](http://archive.org/stream/reportofroyworkmine00onta/reportofroyworkmine00onta_djvu)
- [18] Workers' Compensation Board of Ontario. *Industrial Disease Standards Panel. Occupational disease issues about Lung Cancer in the Hardrock mining Industry*, Toronto (Ont.), 1994.
- [19] Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail. *Radiation - Quantities and Units of ionizing Radiation : OSH Answers*, gouvernement du Canada, 2007  
[cchohs.ca/oshanswers/phys\\_agents/ionizing.html?print](http://cchohs.ca/oshanswers/phys_agents/ionizing.html?print)
- [20] Fichier dosimétrique national  
<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/occup-travail/radiation/regist/index-fra.php>
- [21] Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des rayonnements atomiques (UNSCEAR), Nations Unies. « Effects of Ionizing Radiation », *Report to the General Assembly*, with scientific annexes, Nations Unies, New York, 2006.
- [22] Santé Canada, 2012.  
[hc-sc.gc.ca/ewh-semt/radiation/radon/survey-sondage-fra](http://hc-sc.gc.ca/ewh-semt/radiation/radon/survey-sondage-fra)

[23] Santé Canada. *Votre santé et vous*, 2009.

[hc-sc.gc.ca/hl-vs/iyh-vsv/environ/radon-fra](http://hc-sc.gc.ca/hl-vs/iyh-vsv/environ/radon-fra)

[24] Bulletin de l'Office de protection contre les rayonnements ionisants, mars/avril, n° 9, 2000.

[irsn.fr/FR/base\\_de\\_connaissances/...les.../points\\_comm09.pdf](http://irsn.fr/FR/base_de_connaissances/...les.../points_comm09.pdf)

[25] Lane R.S., Frost S.E., Howe G.R., Zablotska L.B. « Mortality (1950-1999) and cancer incidence (1969-1999) in the cohort of Eldorado uranium workers », *Radiat Res.*, déc.; 174 (6) : 773-85, 2010.

[26] Howe GR, Nair RC, Newcombe HB, Miller AB, Abbatt JD.1986. « Lung cancer mortality (1950-80) in relation to radon daughter exposure in a cohort of workers at the Eldorado Beaverlodge uranium mine », *J Natl Cancer Inst.*, 77(2) : 357-62

[27] Howe GR., Stager RH. « Risk of lung cancer mortality after exposure to radon decay products in the Beaverlodge cohort based on revised exposure estimates », *Radiat Res.*, juil.; 146(1), 37-42, 1996.

[28] CCSN

[nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/health/health-studies/eldorado/index.cfm#7](http://nuclearsafety.gc.ca/fra/resources/health/health-studies/eldorado/index.cfm#7)

[29] Document de la CCSN, E-doc n° 3595635.

[30] Lane, R. and Gunning, C. « Presentation on the Update of the Eldorado Study: Risk from radiation in uranium mining », présentation donnée lors d'une visite des sites miniers du 26 février au 9 mars 2007. Document de la CCSN, E-doc n° 4471690.