

# Rayonnements ionisants

Denis Bard, Benoît Lévesque, Philippe Pirard, Philippe Hubert,  
Pierre Verger

La référence bibliographique de ce document se lit  
comme suit:

Bard D, Lévesque B, Pirard P, Hubert P, Verger P (2003)  
Rayonnements ionisants.

In : Environnement et santé publique - Fondements et  
pratiques, pp. 463-477.

Gérin M, Gosselin P, Cordier S, Viau C, Quénel P,  
Dewailly É, rédacteurs.

Edisem / Tec & Doc, Acton Vale / Paris

Note : Ce manuel a été publié en 2003. Les connaissances  
ont pu évoluer de façon importante depuis sa publication.

# Rayonnements ionisants

Denis Bard, Benoît Lévesque, Philippe Pirard, Philippe Hubert,  
Pierre Verger

## **1. Introduction**

- 1.1 Divers types de rayonnements ionisants
- 1.2 Unités, doses et indicateurs de risque

## **2. Sources environnementales d'exposition aux rayonnements ionisants**

- 2.1 Irradiation naturelle
- 2.2 Irradiation d'origine humaine

## **3. Effets des rayonnements ionisants**

- 3.1 Cancers
- 3.2 Autres effets
- 3.3 Conclusion

## **4. Relation dose-effet**

- 4.1. Limites de l'observation épidémiologique et recours à la relation dose-effet
- 4.2. Doses minimales associées à un effet significatif

## **5. Gestion du risque**

- 5.1 Radon
- 5.2 Autres types de rayonnements

## **6. Conclusion**

## 1. INTRODUCTION

Depuis leur apparition, les organismes vivants se sont développés, multipliés et différenciés en présence d'éléments radioactifs d'origine naturelle, présents sur la Terre depuis sa formation. La caractéristique commune et fondamentale de tous les éléments radioactifs est d'être instable: ils se désintègrent pour donner naissance à de nouveaux corps, radioactifs ou non, et à des rayonnements, c'est-à-dire de l'énergie. On peut citer les rayonnements X et gamma dont chacun connaît l'utilisation à des fins médicales diagnostiques ou thérapeutiques.

### 1.1 Divers types de rayonnements ionisants

Particules alpha (noyaux d'hélium), rayons X, rayons gamma, neutrons, rayons bêta (électrons), se caractérisent tous par des dépôts d'énergie suffisants pour ioniser la matière, mais présentent de fortes différences quant à leurs modalités précises d'interaction avec celle-ci et, en particulier, avec la matière vivante. Rappelons qu'une feuille de papier arrête un rayonnement  $\alpha$ , l'arrêt du rayonnement  $\beta$  nécessitant pour sa part quelques millimètres d'aluminium ou quelques mètres d'air. Le rayonnement  $\gamma$  et X et les neutrons sont beaucoup plus pénétrants.

Une autre notion essentielle est la période radioactive, c'est-à-dire le temps nécessaire à la désintégration de la moitié des radio-éléments considérés. Elle est hautement variable, de l'ordre du 10 millième de seconde (plomb 214) à celui du milliard d'années (potassium 40). Ainsi, les quantités d'iode 131, dont la période est de 8 jours, émises dans l'environnement par l'accident de Tchernobyl, étaient telles qu'au bout de 2 mois cet isotope radioactif avait totalement disparu.

### 1.2 Unités, doses et indicateurs de risque

L'unité de radioactivité est le Becquerel (Bq): elle correspond à la désintégration d'un noyau d'atome par seconde. On la rapporte à une masse, à un volume ou à une surface. Par exemple, le corps humain contient en moyenne 64 Bq/kg de potassium 40 et 52 Bq/kg de carbone 14.

Lorsqu'un noyau se désintègre, il émet des rayonnements, donc de l'énergie qui va être cédée à la matière traversée, en ionisant un certain nombre d'atomes. La quantité d'énergie cédée par masse de matière irradiée est appelée *dose absorbée*. Elle est rapportée à l'unité de masse: un Gray (Gy) correspond à l'absorption d'un joule par kilogramme.

L'énergie cédée par les rayonnements ionisants à un organisme vivant entraîne, à l'échelle du matériel cellulaire, des lésions qui peuvent en altérer le bon fonctionnement, voire provoquer la mort cellulaire. Ces effets dépendent à la fois de la dose absorbée et de la manière dont cette énergie est cédée, elles-mêmes fonction de la nature du rayonnement et de son énergie. La *dose équivalente à l'organe* (Sievert [Sv]) se déduit des doses absorbées des divers types de rayonnements à partir de facteurs de pondération ( $W_r$ ). Ces derniers quantifient la plus ou moins grande «efficacité» relative des types de rayonnement à induire des effets biologiques, à partir de données expérimentales. On estime ainsi qu'une dose due à des neutrons est 20 fois plus efficace que la même dose due à des rayons X.

La *dose efficace* (dont l'unité de mesure est, malheureusement, aussi appelée Sievert et notée Sv) est la somme des doses équivalentes à chaque organe, pondérées elles aussi, cette fois par des facteurs reflétant la sensibilité propre à chaque organe en termes d'induction de cancer. Ce sont les coefficients des relations dose-effet, extraits de résultats épidémiologiques, qui fondent ces facteurs de pondération ( $W_t$ ). Plus un organe répond facilement à l'induction de cancer, plus son coefficient est fort. Toutefois, ces pondérations font intervenir la mortalité plus que la morbidité, de sorte que la peau, par exemple, a un coefficient assez faible (figure 17.1).

La *dose efficace collective* est calculée en intégrant la dose efficace pour tous les individus exposés et pendant toute la période d'exposition. Elle repose, comme d'ailleurs la dose équivalente, sur l'hypothèse de linéarité de la relation dose-effet. C'est un indicateur de risque collectif. Le nombre d'effets attendus dans une population se déduit ainsi directement de la dose collective par la relation dose-effet.

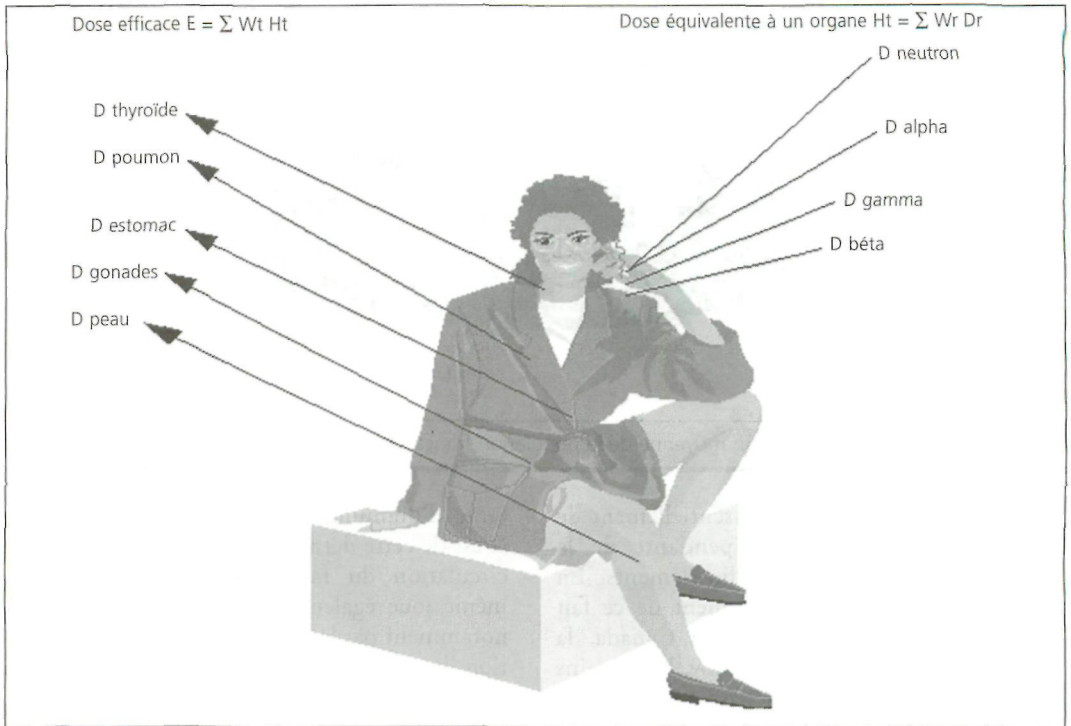


Figure 17.1 Construction de la dose efficace

## 2. SOURCES ENVIRONNEMENTALES D'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS IONISANTS

Parmi les sources naturelles d'exposition aux rayonnements ionisants, on peut citer par ordre d'importance le radon, le rayonnement dû aux radio-éléments présents dans les sols (rayonnement gamma), les eaux de boisson, les aliments et les rayons cosmiques. Il faut ajouter à ces radionucléides naturels les éléments radioactifs artificiels qui proviennent de l'activité humaine et qui se disséminent dans l'environnement. Par exemple, nous continuons d'être exposés au césium 137 provenant des essais nucléaires atmosphériques des années 1960. Les figures 17.2 et 17.3 montrent la répartition de l'exposition aux rayonnements selon leur origine naturelle ou artificielle, pour la France et pour le Canada respectivement. Le radon est la source d'exposition environnementale la plus importante pour les populations française et canadienne. On notera également que les irradiations d'origine anthropique (essais nucléaires

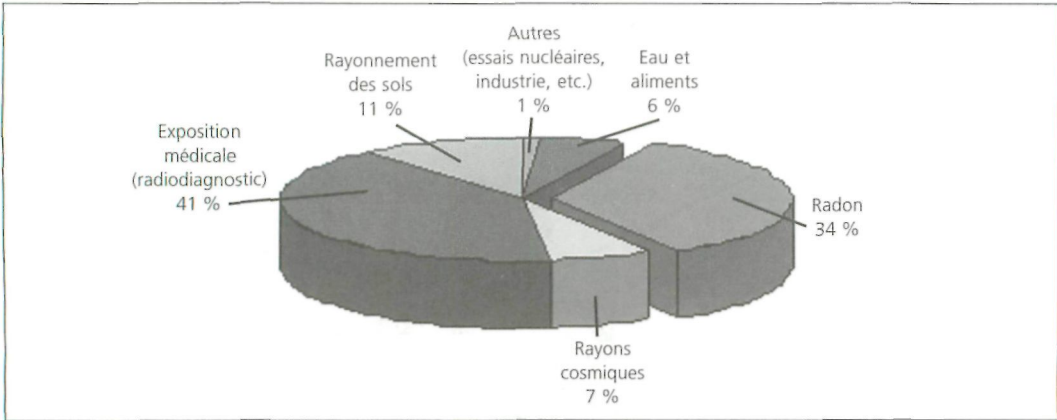
atmosphériques, conséquences de l'accident de Tchernobyl, exposition résultant de l'activité de l'industrie nucléaire) représentent environ 1 % du total et une proportion encore moindre au Canada.

Globalement, l'exposition environnementale aux rayonnements ionisants peut s'opérer par inhalation, ingestion et contact cutané direct avec des radio-éléments. Ce qui fait la spécificité des rayonnements est la possibilité de recevoir des doses sans contact direct lorsque les radio-éléments en cause sont suffisamment énergétiques.

### 2.1 Irradiation naturelle

#### Rayonnement naturel

L'exposition environnementale aux rayonnements ionisants d'origine naturelle est très variable selon le lieu. La dose reçue par irradiation externe d'origine cosmique dépend de l'altitude: de 0,27 mSv par an au niveau de la mer (UNSCEAR, 1993), elle double à chaque fois que l'on s'élève de 1500 m. Les voyages en avion sont donc l'occasion d'un surcroît d'exposition à ce type de rayonnements. L'irradiation



**Figure 17.2** Origine de l'exposition moyenne de la population française (total annuel 4 mSv)

externe d'origine tellurique, essentiellement de type  $\gamma$ , est éminemment dépendante de la teneur des sols locaux en radio-éléments. En France, la dose reçue annuellement de ce fait varie de 0,08 à 2,6 mSv/an. Au Canada, la moyenne annuelle est de 0,35 mSv. En certains points du globe, elle peut dépasser 15 mSv par an, par exemple dans l'Etat indien du Kérala, dans l'Etat brésilien d'Espirito Santo (jusqu'à 35 mSv/an) et en certaines régions d'Iran (jusqu'à 260 mSv/an) (Rannou, 1998).

Les êtres vivants sont par ailleurs exposés par ingestion d'aliments comportant du potassium 40 et de multiples radio-éléments naturels comme ceux qui proviennent de la chaîne de désintégration de l'uranium, et par inhalation de gaz radon. Au total, comme l'indiquent les figures 17.2 et 17.3, l'exposition au radon représente respectivement 33 % (1,3 mSv) 4 mSv) et 38 % (1,0 mSv/2,62 mSv) de l'irradiation totale des Français et des Canadiens.

### Radon

Le radon est un gaz radioactif qui provient de la désintégration de l'uranium naturellement présent dans les sols. À partir du sol, et parfois de l'eau dans laquelle il peut se trouver dissous, le radon diffuse dans l'air. En atmosphère libre, il est dilué par les courants de l'air et sa concentration est très faible. En revanche, le radon peut s'accumuler dans une atmosphère plus confinée, comme l'intérieur d'un bâtiment. Le niveau atteint dépend en premier lieu de la nature du sol sur lequel s'élève la construction: la composition du sol (présence plus ou moins impor-

tante d'uranium), mais aussi sa perméabilité. C'est de cette dernière que dépend la facilité de circulation du radon. La construction elle-même joue également un rôle très important, notamment par la nature du système de ventilation (la mesure du radon est discutée à la section «Gestion du risquer»).

Comme il s'agit d'un gaz, l'exposition se fait par inhalation. En fait, ce n'est pas le radon lui-même qui est directement responsable du risque de cancer du poumon, mais ses produits de désintégration (figure 17.4), eux-mêmes radioactifs, qui se lient aux particules présentes dans l'air. Celles-ci sont inhalées et se déposent à plusieurs niveaux de l'arbre bronchique. Les descendants du radon émettent des particules  $\alpha$ , d'énergie suffisante pour atteindre les couches superficielles des cellules qui tapissent l'intérieur des bronches et bronchioles.

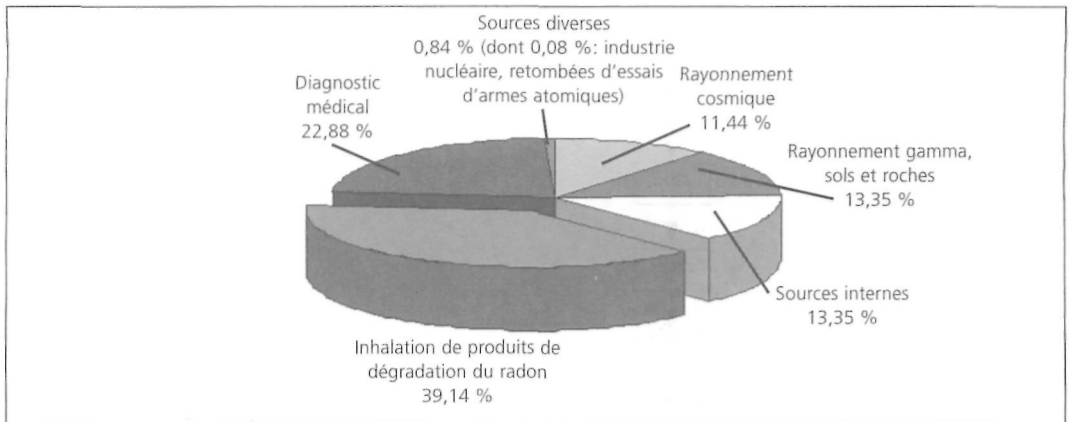
### En conclusion

Au total, l'irradiation naturelle est responsable de doses de l'ordre de 2 mSv/an (Canada et France), parfois plus selon le lieu de vie (5 mSv dans certains départements français). La dose cumulée sur une durée de vie peut ainsi dépasser 200 mSv.

## 2.2 Irradiation d'origine humaine

### Accidents nucléaires

Divers accidents se sont produits soit au cours du processus de fabrication d'armes atomiques (région de l'Oural du Sud, Russie) soit dans le cycle de l'énergie nucléaire (centrales de



**Figure 17.3** Exposition moyenne des Canadiens. Dose totale annuelle moyenne 2,62 mSv. Reproduit avec la permission du Bureau de Radioprotection du Canada

Tchernobyl, Ukraine, et Je Three Mile Island, États-Unis; usine de retraitement de Windscale, Grande-Bretagne). La contamination de l'environnement est restée limitée dans son ampleur et dans son extension géographique, à l'exception de Tchernobyl où des pays d'Europe ont été contaminés essentiellement par de l'iode 131 et du césium 137, très loin de l'installation. S'il demeure encore aujourd'hui des taches de contamination par le césium 137, les doses qui en résultent pour le public, à l'exception des trois républiques riveraines de Tchernobyl, ne peuvent pas être à l'origine d'effets mesurables en santé publique (Bard et coll., 1997).

### Essais nucléaires

De 1945 jusqu'au milieu des années 1970, les essais d'armes nucléaires avaient lieu à l'air libre. Les radio-éléments formés à cette occasion sont retombés sur la totalité de la surface de la planète où le césium 137 en particulier est toujours présent. Un essai américain est connu pour avoir conduit en 1954 à une exposition accidentelle assez considérable des habitants des Îles Marshall à un mélange d'iodes radioactifs notamment.

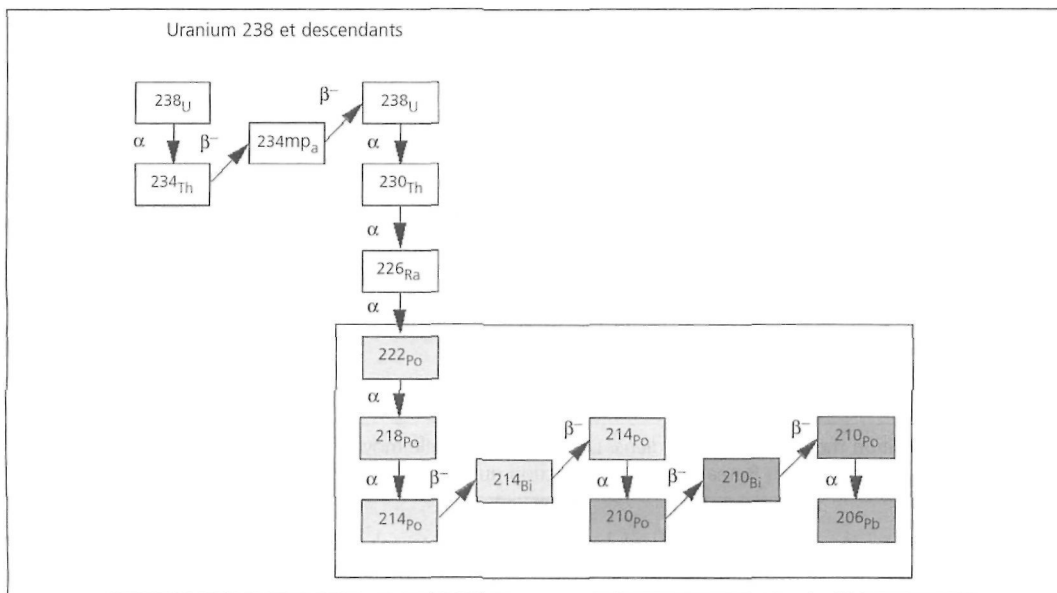
### Sites pollués

On découvre en France un nombre croissant de sites industriels désaffectés, contaminés à l'occasion de processus variés. Dans les dernières années ont eu lieu des alertes portant sur d'anciennes usines d'extraction du radium, de peintures de cadrans de montres ou réveil-matins à la peinture au radium, de fabrication de pierres

à briquet (thorium 232) ou de paratonnerres (américium 241). A d'autres endroits, comme à Port Hope en Ontario (Canada), des matériaux radioactifs ont été utilisés à des fins de construction (Lees et coll., 1987). L'exposition du public peut concerner les passants ou les visiteurs ou occupants de maisons ou encore des écoliers. Les doses reçues en ces circonstances sont, sauf exception, relativement limitées, et les effectifs des populations exposées sont en règle générale faibles, de telle sorte que les excès de risque de cancers ne sont pas observables. La gestion sanitaire de tels sites pose des problèmes particulièrement épineux: même lorsque les doses reçues sont très faibles, elles sont perçues comme inacceptables par le public, surtout lorsque des enfants sont en cause.

### Autour des installations nucléaires

Il faut distinguer les installations nucléaires des accélérateurs de particules, destinés à traiter des matériaux, qui ne font pas appel à des radio-éléments et dont les dangers sont strictement limités au champ du faisceau d'électrons lorsque l'accélérateur est en fonctionnement: ces installations ne peuvent pas contribuer à des expositions environnementales. En revanche, les installations dans lesquelles on manipule des radio-éléments (production d'électricité, retraitement de combustibles nucléaires, fabrication d'armes atomique, réacteurs de recherche) sont de manière inévitable responsables de rejets radioactifs de routine. Leur fonctionnement est en principe soumis à une stricte surveillance visant à faire respecter les niveaux des rejets



**Figure 17.4** Chaîne de désintégration de l'uranium

autorisés. Ceux-ci sont calculés de manière à ne pas ajouter, au voisinage de l'installation, plus de quelques millièmes de dose par rapport à celle résultant de l'irradiation naturelle. Ce surcroît de dose diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne du point source.

#### Autres activités

L'utilisation de radio-isotopes à des fins industrielles, domestiques ou médicales (détecteurs d'incendie, peintures luminescentes, radiopharmaceutiques) est une autre source d'exposition pouvant aussi conduire, localement, à des expositions environnementales. Un exemple de catastrophe environnementale due à une mauvaise gestion d'une source de rayonnements gamma à usage thérapeutique est l'accident de Goiânia (encadré 17.1), dont on peut malheureusement craindre la répétition. Une autre source est l'utilisation de matériaux naturels qui contiennent une proportion relativement importante de radionucléides (radium, thorium, uranium), soit dans le minerai (sables pour céramiques ou lentilles optiques, thorium pour la métallurgie), soit dans les résidus de fabrication (utilisation des phosphates pour la fabrication d'engrais). Ces activités ont été évoquées à propos des sites pollués. L'activité minière peut

aussi conduire à des rejets de radon, même quand le produit extrait n'est pas l'uranium. Là encore, des riverains peuvent être exposés à des niveaux comparables à ceux encourus dans l'industrie nucléaire.

### 3. EFFETS DES RAYONNEMENTS IONISANTS

Les effets des rayonnements ionisants constituent deux familles. La première regroupe des effets dits «déterministes». Leur apparition suit d'assez près l'exposition, leur gravité dépend de la dose et il existe une dose seuil en deçà de laquelle ces effets n'apparaissent pas. Les exemples les plus connus sont les brûlures et destructions de tissus ou cellules, l'arrêt ou la baisse de la spermatogenèse, ou de la formation des leucocytes, l'induction de cataractes, plusieurs formes de tératogenèse. Ils peuvent être létaux, ou laisser des séquelles. Ils surviennent à des doses assez fortes (supérieures à 0,2 Gy ou à 0,1 Gy·h<sup>-1</sup>), en principe non observées à la suite d'expositions environnementales, hors catastrophe. Seule la «dose absorbée est ici pertinente.

La seconde famille est celle des effets dits «stochastiques» dont la probabilité de survenue croît avec la dose. Leur gravité, au contraire, ne

## Encadré 17.1 Accident de Goiânia

Entre le 21 et le 28 septembre 1987, plusieurs personnes sont hospitalisées pour vomissements, diarrhée, vertiges et lésions cutanées localisées en divers endroits du corps à l'hôpital spécialisé des maladies tropicales de Goiânia (État de Goiás, Brésil), ville d'un million d'habitants. Ces troubles sont attribués à une maladie parasitaire fréquente au Brésil. Le 28 septembre, le médecin responsable du service de vigilance sanitaire de la ville voit se présenter une femme qui lui apporte un sac contenant des débris d'un appareil, récupéré dans une clinique désaffectée et une poudre qui émet, aux dires de celle-ci, une lueur bleue. Pensant que l'appareil est probablement un appareil à rayons X, il contacte ses collègues de l'hôpital des maladies tropicales. Le département de l'environnement de l'État de Goiás est averti et, le lendemain, un physicien vient effectuer des mesures dans la cour du service d'hygiène où le sac a été entreposé depuis la veille. Il constate des niveaux de radioactivité très élevés. Les investigations déclenchées dès lors par les autorités compétentes permettent de remonter à l'origine de la source: il s'agissait d'une source de césium 137, d'une activité totale d'environ 50 TBq\* (1375 Ci). Elle se trouvait dans un appareil de téléthérapie, laissé à l'abandon depuis 1985. La tête de l'appareil avait été démontée le 10 septembre 1987 par deux ferrailleurs et la source de césium, sous forme de poudre, avait été progressivement séparée de son enveloppe de protection. Cette substance insolite et les fragments de l'appareil qu'elle avait contaminés avaient été peu à peu disséminés en plusieurs endroits de la ville. De nombreuses personnes les ayant transportés, manipulés ou simplement observés - parents, amis, voisins - ont été contaminées. Au total, plus de 100 000 personnes ont été examinées, 129 ont été très sérieusement contaminées, 50 ont été hospitalisées dont 14 pour insuffisance médullaire et 4 sont décédées. Les conséquences économiques et sociales de cet accident ont été dramatiques, pour l'ensemble de la ville de Goiânia, dont 1/1000 de la superficie a été touché, mais aussi pour l'État de Goiás: les prix agricoles, les loyers, la valeur des biens immobiliers et des terrains ont chuté; les habitants de l'ensemble de l'État ont subi une véritable discrimination.

\* TBq: Terabecquerel ( $10^{12}$  Bq)

dépend pas de la dose. Un aspect déterminant est qu'il s'agit d'atteintes multifactorielles et que ces effets ne sont donc pas spécifiques des rayonnements. L'induction de cancer est le premier de ces effets. Le point clé est ici l'observation que les rayonnements ionisants sont mutagènes et, dans le paradigme en vigueur pour la cancérogenèse, sans seuil d'action, c'est-à-dire que toute dose de rayonnements, si minime soit-elle, est porteuse de risque. C'est, par conséquent, le risque de cancer radio-induit qui se trouve au premier plan des préoccupations sanitaires.

Autre type d'effet «stochastique», les «effets héréditaires» encore appelés «effets génétiques» dans le langage de la radioprotection, ont été mis en évidence en expérimentation animale, mais jamais confirmés par aucune observation épidémiologique. Ce sont des mutations radio-induites des cellules germinales susceptibles d'induire des malformations dans la descendance des individus exposés.

Enfin, il est difficile de classer dans l'un des groupes précédents les effets tératogènes, faute de consensus.

### 3.1 Cancers

#### Épidémiologie

##### *Bombardements atomiques*

L'étude de la cohorte des survivants des bombardements atomiques de Hiroshima et Nagasaki en 1945 continue de fournir les estimations de référence pour le risque sanitaire lié aux rayonnements ionisants (UNSCEAR, 1994). Le suivi a débuté au début des années 1950 et se poursuit. Il porte sur 86 000 sujets pour lesquels la dose individuelle a été reconstituée (58 % d'entre eux ont reçu une dose supérieure ou égale à 5 mSv, avec une moyenne de 200 mSv). Les résultats portent à la fois sur l'incidence et sur la mortalité. Une augmentation significative de la mortalité en fonction de la dose a été observée pour l'ensemble des cancers et les cancers du poumon, de l'œsophage, de l'estomac, du colon, de la vessie, du sein chez la femme, de l'ovaire et de l'utérus ainsi que pour les myélomes multiples (Shimizu et coll., 1992). Pour l'ensemble de ces cancers, le temps de latence est au minimum de 15 ans. Le risque de décès attribuable pour l'ensemble des cancers solides est de 9,2 %. La sensibilité à la cancérogenèse radio-induite est globalement deux fois plus importante chez les femmes et inverse-



ment proportionnelle à l'âge au moment de l'exposition. Les leucémies sont les cancers les plus radiosensibles dans cette cohorte. Le temps de latence moyen est dans ce cas de cinq ans. Un excès de risque de leucémie faible mais significatif persiste 35 à 40 ans après l'exposition. Les effets de l'âge et du sexe sont complexes. Le risque de décès attribuable est ici de 53,7 %.

#### *Irradiations médicales*

De nombreuses autres études portant sur des irradiations médicales à visée diagnostique ou thérapeutique (teigne tondante, hypertrophie du thymus, mastites, spondylarthrites ankylosantes) sont venues confirmer les observations faites à Hiroshima et Nagasaki (tableau 17.1) (UNSCEAR, 1994). L'observation des habitants des îles Marshall et des populations des pays les plus touchés par les retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl a fourni des indications sur le risque de cancer de la thyroïde associé à une exposition aux isotopes radioactifs de l'iode.

#### *Radon dans les mines*

L'association causale entre l'exposition aux produits de filiation du radon et le cancer du poumon a été clairement démontrée à partir d'études épidémiologiques conduites chez des cohortes de mineurs de fond. L'agrégation des données produites par 11 études réalisées sur ces populations a permis de regrouper 2700 cas de cancers du poumon parmi 68 000 travailleurs (Lubin et coll., 1994). Ces études ont montré une relation linéaire entre les cas de néoplasies pulmonaires et l'exposition au radon. Le risque diminue en fonction de l'âge atteint et du temps écoulé depuis la fin de l'exposition.

#### *Exposition résidentielle au radon*

Pour confirmer la relation entre l'exposition résidentielle au radon et les néoplasies pulmonaires, de nombreuses études à visée écologique (cas témoins et cohortes) ont été menées. Si la plupart de ces enquêtes laissent entrevoir une relation positive, d'autres ne permettent pas de conclure dans ce sens. En général, cette divergence dans les données est due au petit nombre de cas étudiés, à l'incertitude des mesures d'exposition utilisées, à des populations trop peu exposées, à une information incomplète sur les autres facteurs de risque de la néoplasie pulmonaire et finalement à un échantillon qui englobe fumeurs et non-

fumeurs (Neuberger, 1991). Il existe donc toujours une controverse quant à la relation épidémiologique entre l'exposition au radon dans les domiciles et le cancer pulmonaire (Lévesque, 1995). Plusieurs études sont actuellement en cours de par le monde, et il est probable que l'ensemble de leurs résultats permettra d'en savoir plus sur l'importance du risque pour la santé associé à l'exposition domiciliaire au radon. Il est admis que le risque de cancer du poumon attribuable au radon avoisine 10 % pour l'ensemble de la population, cette valeur variant bien entendu avec l'exposition au radon et la consommation de tabac selon les pays (Lubin et Steindorf, 1995).

#### *Autour des sites nucléaires*

De très nombreuses études ont été conduites sur le risque de leucémies autour des centrales nucléaires, usines de retraitement de combustible, sites nucléaires militaires ou expérimentaux. Des excès de cas ont été observés dans le voisinage immédiat en Grande-Bretagne, en France et en Allemagne. Ces agrégats de cas se sont révélés relativement fugaces alors même que les expositions continuaient et ont été attribués au hasard. Cependant, dans quelques cas, l'agrégat persiste au fil des années, en deux sites de Grande-Bretagne et en un site allemand (Laurier et Bard, 1999). Au total, il existe un consensus scientifique pour rejeter une association causale entre ces cas de leucémie en excès et les expositions dues à des installations nucléaires (Doll et coll., 1994).

### **Expérimentation**

Les mutations provoqués par les rayonnements ionisants ont été très tôt mis en évidence chez la mouche drosophile, la souris et le rat. Elles peuvent porter sur des cellules somatiques avec pour effet l'activation d'oncogènes ou l'inactivation d'anti-oncogènes, avec dans les deux cas transformation («initiation») d'une cellule susceptible d'être alors le point de départ d'un cancer (ICRP, 1984; Académie des Sciences, 1995). D'autre part, les rayonnements ionisants provoquent, à relativement fortes doses, des anomalies structurelles des chromosomes (chromosomes dicentriques, délétions et translocations) dont certaines peuvent être stables et transmises aux cellules filles, tandis que d'autres sont létales pour les cellules atteintes. Ce type de lésions peut être associé à une sensibilité accrue aux

**Tableau 17.1** Principales études épidémiologiques sur les rayonnements ionisants**Études :**

- fournissant des coefficients de risque:	Hiroshima et Nagasaki Thérapie des cancers et autres thérapies telles spondylarthrite, thymus, teigne, mastites Radiodiagnostic: suivi tuberculose Mines (uranium, fer, étain) îles Marshall
- mettant parfois en évidence des effets, mais insuffisants pour quantifier:	Irradiations médicales Radiodiagnostic: femmes enceintes Expositions professionnelles médicales: radiologues Installations nucléaires: occidentales, russes Divers (peintres radium, etc.) Environnement naturel: radon Accidents ou pollutions majeures Tchernobyl: thyroïdes enfants et adultes Rivière Techa
- sans résultats significatifs.	Environnement naturel, zones à forte exposition externe Sites nucléaires

*cancérogènes* (ICRP, 1984; Académie des Sciences, 1995). En ce qui concerne le radon, les expérimentations animales confirment que ce gaz est un cancérogène pulmonaire (Cross et Mondiaux, 1998).

### 3.2 Autres effets

Des effets tératogènes n'ont été observés que chez les enfants irradiés *in utero* à doses relativement élevées lors des bombardements de Hiroshima et Nagasaki. Il s'agissait de microcéphalies et de retard mentaux, souvent associés (Otake et coll., 1990). Un excès de nodules bénins de la thyroïde a été observé à forte dose chez les sujets irradiés aux îles Marshall (Conard et coll., 1966). 11 a également été observé des stérilités temporaires à des doses d'environ 150 mSv ou définitives à très fortes doses (ICRP, 1984). Un excès de risque de maladie cardio-vasculaire a été observé chez les survivants d'Hiroshima (Kodama et coll., 1996).

### 3.3 Conclusion

Les effets cancérogènes des rayonnements sont bien connus. Il demeure des incertitudes sur ce

risque à faible dose et lorsqu'une même dose cumulée est reçue sur des intervalles de temps variés, de la fraction de seconde à une vie entière (*voir plus bas*). On ne saurait cependant admettre que tous les effets des rayonnements sont qualitativement bien connus. Des questions subsistent sur la possibilité d'une augmentation du risque cardio-vasculaire, sur les effets génétiques, sur la croissance et le développement intellectuel des enfants, par exemple.

## 4. RELATION DOSE-EFFET

### 4.1 Limites de l'observation épidémiologique et recours à la relation dose-effet

Le suivi des populations exposées à Hiroshima et Nagasaki a permis d'étudier de manière très détaillée les relations entre les doses reçues et le risque de cancer pour différents organes (Pierce et coll., 1996). Le risque de cancer solide augmente ensuite proportionnellement à la mortalité naturelle par cancer (figure 17.5). Le modèle qui décrit le mieux les données est linéaire. La relation dose-effet est aussi linéaire lorsque l'analyse porte sur les données d'incidence. Le

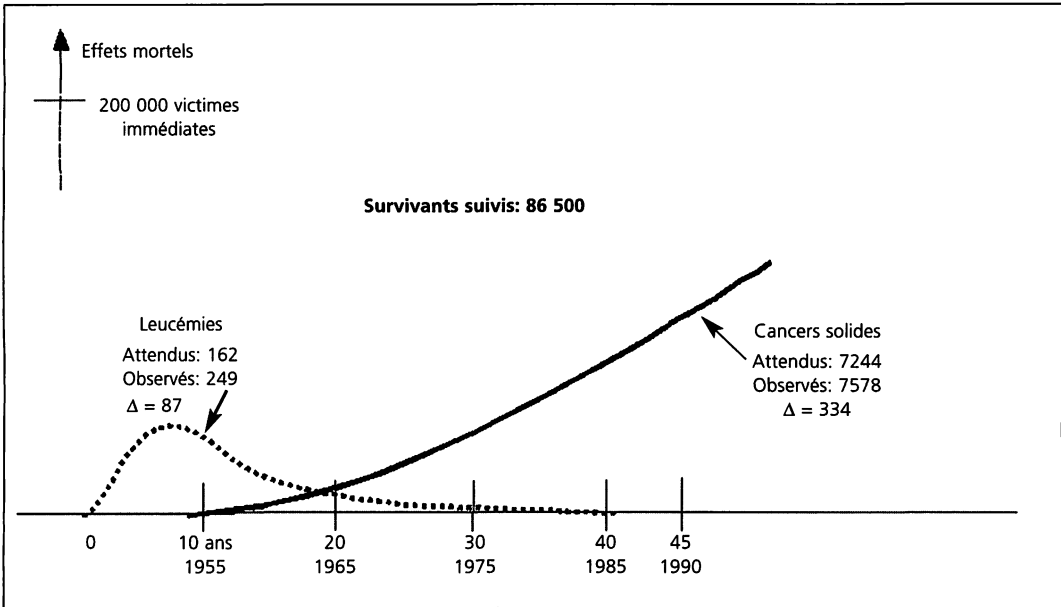


Figure 17.5 Excès de cancers chez les survivants d'Hiroshima et de Nagasaki

coefficient de risque de décès par tumeur solide (Excès de Risque Relatif par unité de dose) est de 0,4 par Sv,  $IC_{90\%} = (0,3-0,5)$ , soit un excès de 40 % par Sievert (UNSCEAR, 1994). En revanche, pour ce qui concerne les leucémies, la relation dose-effet est concave vers le haut correspondant à un modèle linéaire-quadratique.

L'observation des habitants des îles Marshall et des populations des pays les plus touchés par les retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl a fourni des indications sur le risque de cancer de la thyroïde en fonction de la dose reçue. À l'inverse, s'il est établi que l'accident de Tchernobyl a multiplié par 100 ou plus le risque de cancer de la thyroïde chez les enfants des régions voisines, on ne dispose pas d'éléments, encore aujourd'hui, pour établir une relation dose-effet dans ces populations (Bard et coll., 1997).

Pour ce qui concerne le radon, l'analyse conjointe de 11 cohortes de mineurs de fond a montré l'existence d'une relation dose réponse linéaire. Dans l'ensemble, l'excès de risque moyen était de 0,49 % par Working Level Month (WLM1)\* (Lubin et coll., 1994).

#### 4.2 Doses minimales associées à un effet significatif

Mettre en évidence de telles doses pose des problèmes de méthode. Ainsi, la notion de dose moyenne des plus faibles groupes significatifs dépend des limites de doses qui définissent un groupe. Une solution consiste à examiner si la pente de la relation dose-effet reste statistiquement significative quand l'analyse est restreinte aux sujets les moins exposés. Pour les survivants des bombardements d'Hiroshima et de Nagasaki, des analyses portant sur la période de suivi 1950-1985 (Shimizu et coll., 1988), les coefficients de risque (excès de risque relatif par Gray) n'étaient pas significatifs quand l'analyse était limitée aux individus ayant reçu des doses inférieures à 0,2 Gy, quel que soit le site de cancer. Ils le devenaient pour l'ensemble des cancers solides, le cancer de l'estomac, le cancer du poumon et les leucémies, lorsque l'analyse était étendue à l'ensemble des individus ayant reçu une dose inférieure à 0,5 Gy (doses à l'organe). Dans les toutes dernières analyses portant sur la période 1950-1990 (Pierce et coll., 1996),

\* Working Level Month: Unité de mesure d'exposition au radon, correspondant à une exposition pendant 170 heures dans une atmosphère où la concentration en énergie  $\alpha$  potentielle des descendants du radon est de  $1,3 \cdot 10^5$  MeV par titre d'air. 1 WLM correspond à peu près à une exposition domestique au radon de 200 Bq/m<sup>3</sup> pendant un an.

les coefficients de risque sont similaires. Mais, pour les tumeurs solides, le niveau de dose le plus faible pour lequel un coefficient de risque significatif est observé passe de 500 à 50 mSv. Ce résultat est lié à l'amélioration des méthodes d'analyse et surtout à l'augmentation de la puissance statistique de la cohorte étudiée: ajout de 5 années de suivi supplémentaires par rapport à la période 1950-1985, ajout de 10 500 survivants supplémentaires non pris en compte dans les analyses précédentes, car des estimations de dose n'étaient pas disponibles, augmentation du nombre total de décès par cancer observés de 6000 à 7500 environ. D'autre part, l'exposition ayant été très brève (quelques secondes) et la population suivie composée exclusivement de Japonais, la généralisation des estimations de risque à d'autres populations exposées dans des circonstances différentes ne peut se faire sans précaution. En particulier, la fréquence spontanée de certains cancers dans la population japonaise (élevée pour le cancer de l'estomac, faible pour le cancer du sein) est très différente de celle de la population européenne ou américaine. Il est donc important de considérer d'autres populations exposées à des niveaux de dose et des débits de dose différents. Les résultats d'autres études permettent de vérifier ces estimations ainsi que les extrapolations effectuées à partir de celles-ci.

## 5. GESTION DU RISQUE

La relation dose-effet est devenue depuis la fin des années 1960 l'outil clé de la gestion du risque radiologique. C'est dans cette direction qu'ont travaillé et travaillent toujours des institutions comme la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), le Comité de l'Académie des sciences des États-Unis sur les Effets biologiques des rayonnements ionisants (BEIR Committee), ou le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des radiations ionisantes (UNSCEAR).

La relation dose-effet est construite à partir d'études spécifiques (Hiroshima et Nagasaki, malades traités par les rayonnements, etc.). Mais l'objectif est de construire une relation applicable à tout type de population et à tout type d'exposition (dose, durée d'exposition, type de rayonnement). Il faut donc, à partir des coefficients de risque observés, déduire des relations utilisables pour des populations générales ou des

populations de travailleurs, et ce, aux niveaux et débits d'exposition rencontrés dans des situations usuelles. Aujourd'hui, la CIPR met en avant la relation suivante:

- probabilité de développer un cancer mortel suite à une exposition:  $5 \cdot 10^{-5}$  par mSv;
- probabilité de voir apparaître un effet héréditaire grave dans la descendance:  $1,3 \cdot 10^{-5}$  par mSv;
- probabilité de développer un cancer non mortel (pondérée par une «équivalence en dommage» pour comparer au décès):  $1 \cdot 10^{-5}$  par mSv.

Cette relation est supposée linéaire, et le risque total dans une population est ainsi proportionnel à la dose collective.

### 5.1 Radon

La prévention repose sur la quantification des concentrations de radon dans les résidences et l'abaissement des quantités jugées excessives.

Deux types de détecteurs couramment utilisés sont les moniteurs à charbon actif et les détecteurs de traces alpha. Les premiers permettent une mesure à court terme (deux à sept jours) et les seconds intègrent les concentrations sur une période de trois mois à un an. En général, avant de procéder à des travaux pour diminuer les concentrations de radon dans une habitation, il est préférable d'obtenir des données sur plusieurs mois.

Les corrections nécessaires dépendent évidemment des concentrations mesurées et de la ou des causes suspectées. Diverses solutions peuvent être envisagées, dont par exemple le calfeutrage des fissures des fondations ou encore la ventilation de la dalle de plancher du soubassement qui demeure, dans les cas d'une contamination par le sol environnant, la mesure la plus efficace (Bard, 2000).

### Recommandations et valeurs guides

L'Union européenne a émis en 1990 une recommandation de niveaux d'action de 400 Bq/m<sup>3</sup> pour l'habitat existant et de 200 Bq/m<sup>3</sup> pour les constructions à venir. En France, le Conseil supérieur d'hygiène publique de France s'est prononcé en 1998 pour un niveau d'action impératif à partir de 1000 Bq/m<sup>3</sup> dans les bâtiments accueillant le public, le ministère de la Santé précisant qu'il reste souhaitable de rame-

## Encadré 17.2 Concentration de radon dans les résidences au Québec

Une étude a été réalisée au Québec pour vérifier l'exposition au radon dans les résidences (Lévesque et coll., 1997). Un total de 896 habitations ont été échantillonnées, soit 417 dans des régions considérées à risque en fonction de différents indicateurs (formations géologiques, relevés de prospection minière, cartes radiométriques), et 477 dans des régions considérées non à risque. Pour ce dernier échantillon, qui englobe le lieu de résidence de plus de 99 % de la population québécoise, la stratégie d'échantillonnage utilisée a permis d'extrapoler les résultats obtenus à l'ensemble des habitations du Québec situées dans des municipalités de plus de 1000 habitations susceptibles (pourvues d'un soubassement ou d'un rez-de-chaussée). Les mesures ont été faites à l'aide de moniteurs de type «track etch» pendant deux périodes consécutives de six mois dans la chambre principale et au niveau le plus bas de l'habitation. Le tableau 17.2 présente les résultats des moyennes géométriques annuelles pondérées par le nombre d'habitations par municipalité pour chacune des régions du Québec et pour l'ensemble de la province.

Tableau 17.2. Concentrations moyennes de radon-222 pondérées par le nombre d'habitations par municipalité pour chacune des régions du Québec

Région administrative	Soubassement			Rez-de-chaussée		
	n	MG* Bq·m <sup>-3</sup>	IC 95 %	n	MG* Bq·m <sup>-3</sup>	IC 95 %
Bas St-Laurent	23	48,0	30,8-74,8	17	26,5	20,8-33,7
Saguenay-Lac-St-Jean	22	22,4	17,3-29,1	21	13,3	12,3-18,9
Québec	49	42,2	34,5-51,5	34	26,9	22,4-32,2
Mauricie	38	19,7	17,4-22,3	35	9,7	8,3-11,4
Estrie	13	22,9	16,8-31,2	10	9,2	5,7-14,9
Montréal	28	19,5	16,8-22,7	15	6,1	4,8-7,9
Outaouais	12	26,9	22,3-32,5	8	15,5	12,9-18,7
Abitibi-Témiscamingue	13	15,3	11,6-20,2	14	5,9	4,3-8,2
Côte-Nord	22	33,6	21,7-51,9	17	18,3	9,5-35,2
Gaspésie	11	120,8	89,1-163,8	10	41,5	29,1-59,3
Chaudière-Appalaches	26	59,7	50,1-71,1	19	26,5	20,3-34,5
Laval	22	42,4	36,2-49,7	14	27,7	23,6-32,5
Lanaudière	24	42,1	34,4-51,6	21	15,8	21,1-20,7
Laurentides	18	12,8	7,7-21,3	14	12,4	9,0-17,2
Montréal	97	40,6	37,0-44,6	70	15,9	3,7-18,5
Province du Québec	421	30,9	26,6-35,9	322	14,2	10,7-18,9

\* MG: Moyenne géométrique

ner les concentrations de radon aux alentours de 400 Bq/m<sup>3</sup>. L'Environmental Protection Agency (EPA) américaine stipule que, dans la mesure du possible, les teneurs de radon dans les habitations devraient être en deçà de 150 Bq/m<sup>3</sup>. Au Canada, un comité d'experts a jugé en 1985 que des mesures d'abaissement devaient être prises lorsque les concentrations de radon dans les

résidences dépassaient 800 Bq/m<sup>3</sup> (encadré 17.2 et tableau 17.2). Cependant, dans la mesure où il est admis que tous les niveaux d'exposition comportent un risque, il est raisonnable d'inciter les particuliers à réduire les concentrations de radon au niveau le plus bas possible. La politique canadienne n'a pas changé depuis.

## 5.2 Autres types de rayonnements

La CIPR propose depuis 1990 (ICRP, 1990), pour les rayonnements d'origine anhrannique, venant en surcroît de l'irradiation d'origine naturelle et médicale, une limite de dose individuelle pour le public, qui constitue la limite de l'inacceptable. Cette limite de dose est fixée à 1 mSv en dose efficace pour le corps entier, sur une base annuelle. Le risque de décès attribuable par cancer est pour cette valeur de  $10^{-4}$  sur une base annuelle et proche de  $10^{-3}$  pour une vie entière. Cette estimation repose sur des choix très péjoratifs. En d'autres termes, elle correspond à des estimations de risque maximales pour cette dose. Des limites spécifiques sont discutées pour différentes parties du corps (cristallin, peau, extrémité des membres). Ces limites ont été reprises par l'Union européenne dans une directive, qui rend obligatoire la transposition dans les droits nationaux de pays membres (CCE, 1990). Pour ce qui concerne la France, cette transposition n'est pas encore achevée. Au Québec, il existe une norme légale dans la Loi sur le contrôle de l'énergie atomique administré par la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) du Canada. Actuellement, la dose limite qui régit les émissions radioactives des installations nucléaires du Canada pour le public est de 5 mSv par an. Cependant, la CCEA travaille à intégrer dans ses règlements la limite de 1 mSv recommandée par la CIPR (Santé Canada, 1998).

## 6. CONCLUSION

Les risques sanitaires des rayonnements ionisants sont parmi les mieux connus, notamment en ce qui concerne l'établissement d'une relation dose-effet. Des incertitudes subsistent toutefois relativement à certains effets (effets «génétiques», atteintes du développement par exemple) et surtout à la relation dose-effet pour les faibles doses. Or, ce sont ces faibles doses, hors accident et à l'exception notable du radon où les expositions environnementales peuvent être importantes, qui sont en cause en santé

environnementale. Bien que la distance d'extrapolation entre les doses pour lesquelles un excès de risque a été établi et les doses reçues du fait de l'environnement soit beaucoup plus faible que pour la plupart des risques environnementaux, on est conduit à appliquer un principe de précaution, celui d'une relation linéaire sans seuil. Cette démarche fonde l'ensemble du système de radioprotection à l'échelon international. Elle est cependant vigoureusement contestée par certains scientifiques, qui mettent en avant des arguments expérimentaux tendant à montrer l'existence d'un seuil d'innocuité, voire un effet bénéfique des rayonnements ionisants à faible dose. Cependant, ni l'existence de celui-ci, ni le niveau de dose qui lui correspondrait pour différents effets n'ont fait l'objet de démonstrations convaincantes. Dès lors, sous l'hypothèse de relation linéaire sans seuil, il faut admettre que la radioactivité ambiante est responsable d'un certain nombre de cancers. Il est donc justifié de diminuer autant que possible les expositions sur lesquelles on peut agir, en premier lieu celle due au radon pour la radioactivité naturelle, comme d'ailleurs celles dues aux expositions à visée diagnostique (on notera à ce propos l'écart considérable entre les expositions françaises et canadiennes). Il reste que, sous cette même hypothèse, un certain nombre de cas de cancers resteront attribuables au radon malgré des mesures énergiques prises pour faire baisser les expositions. En ce qui concerne les expositions liées à la radioactivité artificielle, on ne peut à ce stade que subir les expositions liées aux essais atmosphériques d'armes nucléaires et celles de Tchernobyl pour l'Europe. Les expositions du public dues à l'industrie nucléaire, et parfois à d'autres industries (engrais, céramiques, mines et traitements de minerai par exemple), sont pour leur part réduites à un ajout de quelques millièmes au bruit de fond de la radioactivité naturelle, responsables là encore, le cas échéant, d'un surcroît très minime et indétectable de cancers. Il appartient aux citoyens de décider si ce surcroît théorique de risque est acceptable ou non.

## Bibliographie

- Académie des Sciences (éditeur). *Problèmes liés aux effets des faibles doses de radiations ionisantes*, Paris, Lavoisier, 1995.
- Bard, D. (rédacteur). *Exposition au radon dans les habitations: évaluation et gestion du risque\**, Vandoeuvre-lès-Nancy, Société Française de Santé Publique, 2000.
- Bard, D., P. Verger et P. Hubert. «Chernobyl, 10 Years After: Health Consequences», *Epidemiol Rev*, 19,2, 1997, p. 187-204.
- Commission des Communautés Européennes (CCE). «Recommandation de la Commission 90/143», EURATOM du 21 février 1990 relative à la protection de la population contre les dangers résultant de l'exposition au radon à l'intérieur des bâtiments, *JOCE*, L-80, 1990, p. 26-28.
- Conard, R. A., J. E. Rall et W. W. Sutow. «Thyroid nodules as a late sequela of radioactive fallout, In a Marshall Island population exposed in 1954», *N Engl J Med*, 274, 25, 1966, p. 1391-1399.
- Cross, E T. et G. Monchaux. «Bases expérimentales de l'évaluation du risque de cancer», dans H. Métivier et M. C. Robe (rédacteurs) *Le radon de l'environnement à l'homme*, Les Ulis, France, EDP Sciences, 1998, p. 125-153.
- Doll, R., H. J. Evans et S. C. Darby. «Paternal exposure not to blame». *Nature*, 367, 1994, p. 678-680.
- ICRP. «Non stochastic effects of ionizing radiations», ICRP publication n° 6021 (1-3), 202 p., *Ann ICRP*, 14, 3, 1984.
- ICRP. «1990 recommandations of the International Commission on Radiological Protection», ICRP publication n°6021 (1-3), 202 p., *Ann ICRP*, 21, 1, 1991.
- Kodama, K., S. Fujiwara, M. Yamada, F. Kasagi, Y. Shimizu et I. Shigematsu. «Profiles of non-cancer diseases in atomic bomb survivors», *World Health Stat Q*, 49, 1, 1996, p. 7-16.
- Laurier D. et D. Bard. «Epidemiologic studies of leukemia among persons under 25 years of age living near nuclear sites», *Epidemiol Rev*, 21, 2, 1999, p. 188-206.
- Lees R. E., R. Steele et J. H. Roberts. «A case-control study of lung cancer relative to domestic radon exposure», *Int J Epidemiol*, 16, 1, 1987, p. 7-12.
- Lévesque, B. «Le radon dans les résidences», dans *Environnement et santé: air intérieur et eau potable*, Presses de l'Université Laval, Québec, 1995, p. 117-134.
- Lévesque, B., D. Gauvin, R. G. McGregor, R. Martel, S. Gingras, A. Dontigny et coll. «Radon in residences: influences of geological and housing characteristics», *Health Phys*, 72, 6, 1997, p. 907-914.
- Lubin, J. H., J. D. Boice Jr., C. Edling, R. W. Hornung, G. Howe, E. Kunz et coll. «A joint analysis of 11 underground miner studies», National Institutes of Health, Publication 943644, Washington, D. C., 1994.
- Lubin, J. H. et K. Steindorf. «Cigarette use and the estimation of lung cancer attributable to radon in the United States», *Radiat Res*, 141, 1, 1995, p. 79-85.
- Neuberger, J. S. «Residential radon exposure and lung cancer: an overview of published studies», *Cancer Detect Prev*, 15, 6, 1991, p. 435-443.
- Otake, M., W. J. Schull et J. V. Neel. «Congenital malformations stillbirths, and early mortality among the children of atomic bomb survivors: a reanalysis», *Radiat Res*, 122, 1, 1990, p. 1-11.
- Pierce, D. A., Y. Shimizu, D. L. Preston, M. Vaeth et K. Mabuchi. «Studies of the mortality of atomic bomb survivors. Report 12, Part I. Cancer: 1950-1990», *Radiat Res*, 146, 1, 1996, p. 1-27.
- Rannou, A. «Connaissance actuelle des sources d'irradiation naturelle», dans Société Française de Radioprotection (éditeur), *Les irradiations d'origine naturelle en France*, Poitiers, France, 1998.
- Santé Canada et la Commission de contrôle de l'énergie atomique. «Évaluation et gestion des risques de cancer associés aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques», Ottawa, Santé Canada, 1998, p. 64.
- Shimizu, Y., H. Kato et W. J. Schull. «Life span study report 11. Part 2: Cancer mortality in the years 1950-85 based on the recently revised doses (DS86)», Radiation Effects Research Foundation, 1988.
- Shimizu, Y., H. Kato, W. J. Schull et D. G. Hoel. «Studies of the mortality of A-bomb survivors. 9. Mortality, 1950-1985: Part 3. Noncancer mortality based on the revised doses (DS86)», *Radiat Res*, 130, 2, 1992, p. 249-66.

---

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). «Sources, effects and risks of ionising radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation». Report to the general Assembly, including Annexes, New York, Nations Unies, 1993.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR). «Sources, effects and risks of ionising radiation». United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1994 Report to the general Assembly, including Annexes, New York, Nations Unies, 1994.



