

Énergie ET Sécurité

NO. 4 1998 UNE PUBLICATION D'IEER

Les Risques pour la Santé des Rayonnements Ionisants

DAVID SUMNER,
HOWARD HU
ET ALISTAIR
WOODWARD*

Les rayonnements ionisants peuvent donner lieu à des effets stochastiques (aléatoires) ou déterministes (non stochastiques). Les effets déterministes apparaissent si l'on dépasse une dose d'irradiation minimum. Au dessus de ce seuil, les effets sont facilement observés chez la plupart ou la totalité des personnes exposées et la gravité augmente en fonction de la dose. La fréquence et la gravité d'un effet déterministe [. . .], sont raisonnablement prévisibles. Une brûlure par irradiation est un exemple d'un effet déterministe.

Chez l'adulte, les effets non stochastiques dominent quand la dose au niveau du corps entier est supérieure à environ un sievert. La stérilité temporaire chez l'homme constitue une exception. Elle peut survenir à partir d'une dose absorbée unique d'environ 0,15 grays au niveau des testicules.¹ En ce qui concerne les enfants, le seuil pour les malformations congénitales et autres anomalies de croissance a été estimé à 0,25 gray d'irradiation jusqu'à 28 jours de grossesse.

Des doses d'irradiation uniques supérieures à 1 gray provoquent le "mal des rayons": les effets aigus comprennent des nausées, des vomissements et des diarrhées, quelquefois accompagnés de malaises, de fièvre et d'hémorragies. La victime peut mourir en quelques heures,



▲ Un ouvrier de l'usine de production d'armes nucléaires près de Fernald en Ohio, chargeant du thorium dans des fûts.

jours ou semaines. La stérilité et les brûlures par irradiation peuvent représenter d'autres effets aigus selon la dose absorbée et le rythme de l'exposition. La DL50 (DL pour dose létale, et 50 pour 50 pour cent) est la dose provoquant la mort de la moitié d'une population exposée en soixante jours, en l'absence de traitement médical. Cette DL50 est d'environ 4 sieverts pour des adultes (voir page 7 pour les définitions des doses). La période de soixante jours est parfois mentionnée explicitement, et la dose est alors appelée DL 50/60. [. . .]

Pour des doses d'irradiation inférieures à environ 1 sievert, ce sont les effets stochastiques qui sont au centre des inquiétudes. Les effets stochastiques les plus importants, le cancer et les atteintes génétiques transmissibles, peuvent apparaître de nombreuses années ou même des décennies après l'exposition. On pense

LIRE LA SUITE, PAGE 4
Voir la page 11 pour les annotations

L'équipe de l'IEER est souvent interrogée sur les effets des rayonnements sur la santé. Dans ce nouveau numéro d'Énergie & Sécurité nous avons tenté de rassembler des informations techniques de base sur la manière dont sont calculés ces effets et sur la réglementation limitant les doses d'irradiation pour les travailleurs et le public. En page 6, vous trouverez une rubrique "Science pour les masses critiques" plus développée qui comprend des notions de base sur la désintégration radioactive, les doses et leurs unités, et les normes internationales de protection radiologique.

L'article de la page 3 aborde la question de l'extraction et du traitement du minerai d'uranium qui a été l'une des étapes les plus polluantes du cycle du combustible nucléaire, affectant un grand nombre de gens, dont de nombreuses personnes dans des pays qui n'ont ni énergie ni armes nucléaires. L'article de la page 2 décrit les différents types d'études sur la santé avec quelques unes des incertitudes et des complications inhérentes à l'interprétation de leurs résultats. Les résultats d'une étude récente sur des cas de leucémies près de l'usine de retraitement de la Hague en France sont présentés en p. 14. Les définitions des mots en italique dans le texte sont données dans le glossaire en p. 15.

Etudes Epidémiologiques et de Reconstitution de Doses

ANITA SETH ET ARJUN MAKHIJANI

Les études épidémiologiques analysent la fréquence et la distribution des maladies au sein des populations. En général, ces études visent à déterminer le lien (éventuel) entre l'exposition à des agents suspects de causer des maladies et des effets sur la santé, en comparant des populations. Il y a trois types courants d'études épidémiologiques. Les études (ou enquêtes) cas-témoin comparent les expositions de gens qui ont une certaine maladie avec celles de gens qui n'en sont pas atteints. Les études de *cohortes* examinent les différences de taux d'une affection donnée (taux de morbidité) entre des populations exposées et non exposées. Les études écologiques étudient le taux de cette affection pour une population vivant dans une aire géographique donnée, en se basant sur des mesures moyennes d'exposition. Les études écologiques sont moins précises que les deux autres types d'études parce qu'elles ne sont pas basées sur la véritable exposition des individus, et leurs résultats doivent être traités avec prudence.

Dans les études de cohortes, dans lesquelles existe une population exposée bien définie, les épidémiologistes calculent le *risque relatif* (ou le *rapport de risque*) de la population exposée en examinant le taux de morbidité ou de mortalité chez les populations exposées et en le divisant par le taux dans les populations non exposées. Les études épidémiologiques peuvent aussi comparer le nombre de morts par cancer dans la population étudiée avec les taux au sein de la population générale. Le risque attribuable (ou en excès) est calculé en prenant la différence (par opposition au ratio) entre les taux de morbidité ou de mortalité des populations exposées et non exposées. Dans toutes les études épidémiologiques, il est important que les populations étudiées soient ajustées en fonction de facteurs tels que l'âge, le sexe et les habitudes de vie (comme la consommation de tabac) parce que les taux de morbidité peuvent différer grandement d'un groupe à l'autre.

Les études de reconstitution de dose font l'estimation de l'exposition des individus ou d'une population à un agent néfaste pour la santé, comme les rayonnements ionisants. Pour estimer cette exposition, il est essentiel de connaître la quantité de polluant rejetée dans un milieu particulier, comme l'air ou l'eau, à partir d'une source de pollution (appelée *terme source*), ou d'avoir un historique précis des concentrations de polluants dans l'air, l'eau et le sol. L'analyse des *voies de transfert* clarifie les façons souvent complexes par lesquelles les polluants atteignent les gens à travers

l'environnement, permettant ainsi de convertir les estimations de rejets en estimations de dose. Par exemple, les polluants peuvent être simultanément inhalés de l'air et ingérés en buvant de l'eau contaminée ou en mangeant de la nourriture contaminée. De plus, une population peut recevoir à la fois des *doses externes et internes*. Les études de reconstitution de doses peuvent être menées indépendamment des études épidémiologiques, mais elles peuvent également aider les épidémiologistes à regrouper plus précisément les populations exposées.

Les *reconstitutions de dose* et les études épidémiologiques peuvent être de puissants outils pour déterminer la relation entre un polluant et une conséquence sanitaire. Néanmoins, certaines complications peuvent opacifier leurs résultats:

- Données incorrectes ou incomplètes sur les polluants. En général, il est plus facile d'estimer les doses pour

LIRE LA SUITE, PAGE 15

Énergie & Sécurité

Énergie et Sécurité est un bulletin sur la non-prolifération, le désarmement et les énergies durables. Il est publié quatre fois par an par:

L'Institut pour la Recherche sur l'Énergie et l'Environnement (IEER)

IEER fournit au public et aux décideurs politiques des études techniques claires et scientifiquement solides dans un grand nombre de domaines. L'objectif de l'IEER est d'apporter une analyse scientifique d'excellente qualité aux questions politiques touchant le public tout en favorisant la démocratisation de la science et un environnement plus sain.

Crédits pour ce numéro

Traduction: Jean Luc Thierry

avec la collaboration de: Annie Makhijani

Mise en page: Cutting Edge Graphics, Washington D.C.

Photos: DOE; Robert Del Tredici, Atomic Photographers Guild

Énergie et Sécurité est gratuit pour tous.

Rédactrice en chef: Anita Seth

Le quatrième numéro de la version française a été publié en avril 1998.

Merci à ceux qui nous soutiennent

Nous remercions sincèrement les institutions dont le généreux soutien financier a rendu possible notre projet mondial sur "les dangers des matières nucléaires."

• W. Alton Jones Foundation • John D. And Catherine T. MacArthur Foundation • C.S. Fund • HKH Foundation • New Land Foundation •

Nous remercions également les institutions qui financent notre projet d'aide technique pour les organisations militantes. Nous nous inspirons beaucoup de ce projet pour notre projet mondial.

• Public Welfare Foundation • John Merck Fund • Ploughshares Fund • Unitarian Universalist Veatch Program at Shelter Rock • Rockefeller Financial Services • Stewart R. Mott Charitable Trust • Town Creek Foundation • Beldon II Fund • DJB Foundation •

Le Fardeau de L'Uranium

ROBERT BROOKS ET ANITA SETH

Depuis sa découverte en 1789 jusqu'au début du vingtième siècle, l'uranium a été utilisé comme colorant et comme vernis dans la céramique et la verrerie.¹ Entre le début des années 1900 jusqu'à la fin des années 30, il a été considéré comme un rebut de la production du radium (qui était utilisé pour des applications médicales et pour fabriquer des instruments et des cadrans de montres luminescents). L'uranium n'a commencé à être exploité en grande quantité qu'après la découverte de la fission nucléaire en 1938. Bien qu'on le trouve partout dans le monde à l'état de traces, l'uranium est souvent exploité lorsque les concentrations atteignent 0,1 à 0,5 % du minerai. En de rares occasions on peut le trouver à des concentrations dépassant les 10 %, comme dans les réserves du Saskatchewan au Canada, ou encore supérieures. Il y a quatre méthodes habituelles d'exploitation minière:

- la mine à ciel ouvert;
- la mine souterraine;
- la lixiviation in situ qui consiste à injecter sous terre des solvants pour dissoudre l'uranium de sa gangue de minerai. Les solutions de déchets sont pompées dans le sol;
- la lixiviation en tas, qui est utilisée pour récupérer l'uranium, en tant que sous-produit issu de minerais à teneur extrêmement faible, résultant de l'exploitation des mines d'or et de phosphate. Ce procédé implique de faire passer de manière répétée une solution de lixiviation à travers un amas de



Un amoncellement de résidus de traitement de l'uranium (Starock Tailings Wall) à Elliot Lake en Ontario, au Canada. Les résidus de traitement représentent plus de 95 % du volume des déchets radioactifs issus du cycle du combustible (à l'exception des stériles miniers).

minerai pour dissoudre l'uranium, jusqu'à ce que son contenu dans la solution devienne suffisant pour son extraction.

Le traitement de l'uranium consiste à extraire l'uranium du minerai et à le transformer en une poudre d'oxyde qui peut être transportée. Aussi bien l'extraction du minerai que son traitement exposent les travailleurs, les résidents alentour et l'environnement à divers risques. Pour les comprendre il est d'abord nécessaire de comprendre la composition du minerai d'uranium.

L'uranium naturel est composé de trois isotopes émetteurs alpha : U-238, U-235 et U-234. Ces isotopes émettent également quelques rayonnements gamma. L'uranium 238, le plus abondant de ces isotopes (presque 99,3 % de l'uranium naturel), a une demi-vie d'environ 4,5 milliards d'années. Les demi-vies de l'uranium 235 (environ 0,7 %) et de l'uranium 234 (seulement 0,005 % du contenu mais presque la moitié du rayonnement de l'uranium) sont respectivement de 704 millions d'années et de 245 000 ans. La désintégration de l'uranium 238 donne naissance à de nombreux produits de filiation radioactifs, tels que le thorium 234 et -230, le radium 226, le radon 222 et le polonium 218 et -214. Ces produits de filiation sont toujours trouvés en association avec l'uranium naturel dans les minerais.

L'uranium est à la fois un toxique radioactif et chimique. A l'extérieur du corps, l'uranium naturel ne représente qu'un danger mineur à cause de son rayonnement gamma relativement faible (sauf en cas d'exposition prolongée). Une fois inhalé ou ingéré, il peut augmenter les risques de cancer du poumon ou des os à cause de ses émissions alpha. Les produits de filiation de l'uranium 238 représentent des dangers supplémentaires. Le thorium 234 se désintègre sur place alors que le thorium 230 a tendance à s'accumuler dans les os. Le polonium se diffuse aussi bien dans les tissus mous que dans les os. Le radium est semblable au calcium et s'accumule à la surface des os et plus tard dans la matrice de la structure osseuse. Le radium est dangereux en cas d'ingestion. Il est identifié comme un agent responsable du cancer des os ainsi qu'on l'a découvert dans les années 20 par le sort tragique des peintres de cadran au radium qui en ont ingéré par inadvertance en léchant la pointe de leurs pinces pour obtenir une pointe fine.

LIRE LA SUITE, PAGE 11

Voir la page 16 pour les annotations

qu'il n'y a pas de seuil minimum pour ces effets; on s'attend à les retrouver au fur et à mesure de l'abaissement de la dose, mais avec une fréquence plus faible. Toutefois les incertitudes concernant les faibles doses (10 millisieverts ou moins) sont très importantes. L'importance des effets des faibles doses d'irradiation a eu tendance à être révisée à la hausse au fil des ans mais reste controversée.

Comme les rayonnements ionisants peuvent endommager le matériel génétique de quasiment n'importe quelle cellule, un cancer peut survenir à de nombreux endroits du corps. L'effet réel dépend en partie de la *voie d'exposition*. Par exemple, une *irradiation externe* par des rayons X ou un rayonnement gamma, peut affecter l'ADN de cellules hématopoïétiques (qui participent à la formation du sang) ou de nombreux organes, de manière à provoquer des cancers de ces organes des décennies plus tard. Il faut noter que la sensibilité des tissus aux dommages de la radioactivité est variable. Par exemple, les muscles sont moins sensibles que la moelle osseuse.

Il y a de nombreuses voies de transfert par lesquelles le corps peut être exposé à une *irradiation interne*. Des produits de filiation du radon, présents dans une mine d'uranium souterraine, peuvent être inhalés par des mineurs et finir dans leurs poumons. Des particules de

plutonium 239 ou d'autres actinides, qui émettent principalement des particules alpha à haut *TLE* (*transfert linéique d'énergie*), peuvent être inhalées et déposées sur l'épithélium des bronches dans le poumon. Une dose d'irradiation à partir de telles voies d'exposition augmente le risque de cancer du poumon. De plus, des particules solubles peuvent être absorbées et diffusées, à travers les systèmes sanguin et lymphatique, aux autres parties du corps. Certains éléments, comme le radium, le strontium ou l'iode, ont tendance à s'accumuler dans certains organes. Par exemple, l'iode 131 transmet l'essentiel de sa dose de rayonnements ionisants à la glande thyroïde, faisant de celle-ci le siège le plus probable pour un cancer consécutif à l'irradiation. L'iode 131 est aussi utilisée pour combattre le cancer de la thyroïde, dans la mesure où les rayonnements émis détruisent les cellules cancéreuses en même temps que les saines. Mais quand la thyroïde n'est pas malade, l'irradiation n'affecte que les cellules saines.

Estimation du risque de cancer résultant des rayonnements ionisants

Diverses institutions ont procédé à l'estimation du risque de cancer résultant de l'exposition à des rayonnements ionisants, en particulier le Comité

LIRE LA SUIITE, PAGE 5

LES FAIBLES DOSES

Les doses d'irradiation auxquelles des effets biologiques ne peuvent être immédiatement observés sont classés sous la rubrique générale "faibles niveaux d'irradiation [ou "faibles doses"]". Dans la mesure où différents effets physiques sont observés à différents niveaux d'irradiation, ceci a donné lieu à une certaine confusion sur les niveaux qui correspondraient réellement aux faibles niveaux d'irradiation.

Une numération globulaire déficitaire en globules blancs (leucocytes) peut survenir à des doses aussi basses que 0,1 gray (Gy). Néanmoins, dans la mesure où les effets stochastiques, en particulier le cancer, sont l'effet majeur à long terme des doses inférieures à 1 Gy reçues en une seule fois, de nombreuses administrations considèrent les niveaux inférieurs à ce seuil comme des "faibles niveaux d'irradiation". Des doses plus importantes reçues sur des périodes plus longues basculent aussi dans cette catégorie de faibles niveaux d'irradiation tant qu'elles ne produisent pas d'effets immédiatement observables. Par exemple, des doses d'irradiation de 0,05 Gy par an pendant 30 ans aboutissent à un total de 1,5 Gy mais sera toujours considéré comme faible niveau d'irradiation parce qu'il n'y a pas d'effets déterministes. En somme, le terme de faible niveau d'irradiation ne doit pas être compris comme une

absence de risque, ou comme un faible niveau d'énergie totale transmis au corps, mais comme des niveaux de doses qui ne produisent pas d'effets immédiatement observables.

Le taux connu jusqu'ici par les survivants d'Hiroshima et de Nagasaki est d'environ 0,08 cancer mortel par sievert de dose, selon l'estimation du rapport BEIR V. Ceci est appelé le taux de risque non corrigé pour les faibles niveaux d'irradiation parce qu'il est le taux pour une dose unique reçue sur une courte période de temps. Dans la pratique courante on suppose, sur la base principalement d'études conduites sur les animaux, un taux de risque plus bas "environ 0,04 à 0,05 cancer mortel par sievert, quand les doses sont reçues sur de longues périodes de temps. Il s'agit alors du facteur de risque corrigé. Quoiqu'il existe des publications scientifiques avançant des risques plus élevés ou plus bas par unité d'irradiation, nous pensons que ces coefficients non corrigés et corrigés constituent une base de travail raisonnable. Des estimations plus basses du risque, dont se font les avocats certains universitaires ou représentants de l'industrie, constitueraient à notre avis une mauvaise base de pratique sanitaire parce qu'elles trancheraient les incertitudes en faveur de plus hauts niveaux d'irradiation.

ARJUN MAKHIJANI

scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), le Comité sur les effets biologiques des radiations ionisantes de l'Académie nationale des sciences américaine (BEIR), et la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Ces estimations sont dérivées principalement des études sur les survivants des bombardements d'Hiroshima et de Nagasaki, et aussi sur différents groupes de personnes qui ont reçu des doses d'irradiation dans un but thérapeutique ou diagnostique, ou qui ont été exposés dans leur travail, comme les peintres de cadrans au radium et les mineurs d'uranium.

Les études sur les survivants des bombardements atomiques d'Hiroshima et Nagasaki indiquent des excès de cancers statistiquement significatifs pour des doses supérieures à 0,2 grays. Ces doses ont été absorbées en un laps de temps très bref, à la suite des explosions. Un certain nombre de problèmes surgissent lorsqu'on utilise de telles données pour estimer les risques de cancer pour des doses plus faibles de rayonnements ionisants ou des doses transmises graduellement.

Le premier problème est de savoir comment extrapoler la relation dose-effet jusqu'à des doses faibles. On considère généralement que le modèle "linéaire sans seuil" s'applique, c'est-à-dire que le risque est directement proportionnel à la dose, sans effet de seuil. Comme le principal effet des faibles doses de rayonnements est le déclenchement d'un cancer et que le cancer est une maladie répandue aux causes multiples, il n'est pas encore possible de vérifier le modèle linéaire sans seuil; néanmoins, il y a de nombreux éléments radiobiologiques en faveur de cette théorie et elle est généralement retenue pour les besoins de la protection de la santé publique, comme l'établissement de normes.

Le deuxième problème est qu'on doit faire une hypothèse sur la manière dont les calculs sur les risques de cancer vont changer dans le futur. Après tout, plus de la moitié des survivants d'Hiroshima et de Nagasaki sont encore en vie. En ce moment, les données correspondent plus à un modèle de risque relatif—c'est-à-dire que le risque de cancer est proportionnel au risque "spontané" ou "naturel". Si cela est exact, il y aura un nombre croissant de cancers induits par les rayonnements, au fur et à mesure du vieillissement des populations de survivants.

Un troisième problème provient du fait que l'efficacité biologique relative des rayonnements dépend partiellement de l'énergie de la radiation. Par exemple, les données indiquent que les neutrons et les particules alpha à basse énergie pourraient induire plus efficacement des dommages biologiques que les particules à énergie élevée (par unité d'énergie absorbée).² Ainsi, en supposant un facteur de qualité

constant, comme on le fait dans la pratique courante, on peut parfois aboutir à une estimation inexacte de la dose.

Finalement, il reste des incertitudes quant aux effets des faibles doses et faibles débits de dose des rayonnements à faible TLE (transfert linéique d'énergie). La conclusion du Comité BEIR, de la CIPR, et d'autres, est que les faibles doses et les faibles débits de dose de rayonnements à faible TLE produisent moins de cancers, particulièrement de leucémies, que ce qu'on pourrait s'attendre d'une extrapolation linéaire des données concernant les rayonnements à faible TLE pour les hautes doses et les hauts débits de dose (c'est-à-dire que l'effet est non linéaire pour des doses et des débits de dose faibles). Malheureusement, les bases de données épidémiologiques pour évaluer la validité de ces ajustements du facteur d'efficacité du débit de dose sont clairsemées.

Malgré ces limitations potentielles, la plupart des projections de nombres de cancers continuent d'utiliser les estimations de facteurs de risques des comités officiels de protection radiologique. Leurs estimations actuelles sont les suivantes:

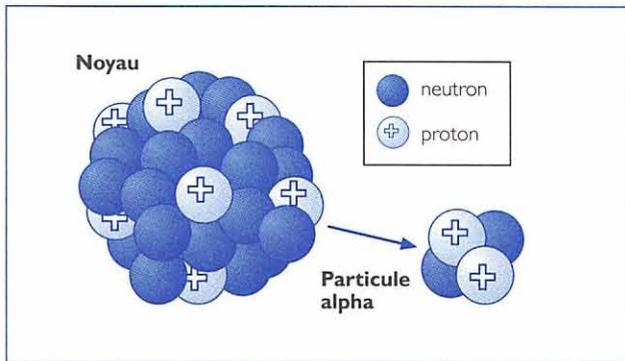
- UNSCEAR, 1993:³ 0,11 cancer mortel par homme-sievert pour des doses élevées (comparables à celles subies par les survivants des bombardements d'Hiroshima et Nagasaki). Pour les faibles doses, l'UNSCEAR déclare: "on ne peut citer un chiffre unique" de facteur de réduction de risque, "mais il est clair que ce facteur est petit. Les données issues d'études japonaises suggèrent un facteur ne dépassant pas 2."⁴ Pour une population située entre 18 et 64 ans [...], un facteur deux aboutit à un risque de cancer mortel de 0,04 par homme-sievert en cas de faibles débits de dose.
- Le Comité BEIR, 1990:⁵ 0,08 cancer mortel par homme-sievert pour une dose unique de 0,1 sievert, à partir des données des survivants d'Hiroshima et Nagasaki. Ce chiffre n'est pas ajusté en fonction d'un quelconque facteur de réduction de risque pour des faibles débits de dose.
- CIPR, 1991:⁶ 0,05 cancer mortel par homme-sievert pour la population entière et 0,04 cancer mortel par homme-sievert pour des travailleurs adultes, les deux estimations étant pour des faibles doses et tenant compte d'un facteur de réduction de 2 du débit de dose.
- L'Agence de protection de l'environnement (EPA) américaine utilise un facteur de risque de cancer de 0,06 par homme-sievert.⁷ Dans la mesure où le taux de fréquence de cancer est environ 50 % supérieur à celui de mortalité par cancer, le risque implicite de

La Décroissance Radioactive

Les éléments radioactifs ont des noyaux instables, c'est-à-dire qu'ils se transforment en éléments différents, en général en émettant des particules (quelquefois en absorbant des particules). Ce processus, appelé décroissance radioactive, consiste généralement en l'émission de particules alpha ou bêta à partir du noyau. Quelques radionucléides sont transmutés en éléments stables après une seule désintégration, mais pour d'autres, les éléments nouveaux formés à l'issue de la désintégration sont aussi instables. Pour des isotopes lourds comme l'uranium 238, toute une série de désintégrations se déroule avant qu'un élément stable final soit formé. Ce processus est connu sous le nom de chaîne de désintégration. La demi-vie d'un radionucléide désigne le temps nécessaire à la désintégration radioactive de la moitié des atomes, quel que soit l'échantillon.

Une particule alpha est le noyau d'un atome d'hélium (avec deux neutrons et deux protons). Beaucoup de radionucléides lourds, comme l'uranium 238 et le plutonium 239, se désintègrent essentiellement par émission de particules alpha.

Par exemple, la désintégration du plutonium 239 donne de l'uranium 235 avec l'émission d'une particule alpha :



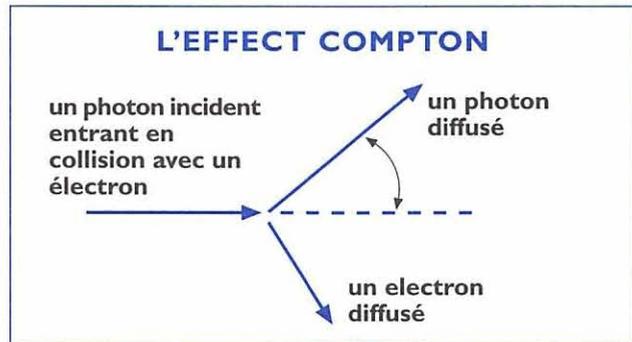
Les particules alpha émises transportent beaucoup d'énergie, environ 5 millions d'électronvolts. Un atome d'hélium à température ambiante ne possède qu'une énergie de 0,025 électronvolt. C'est cette grande quantité d'énergie des particules qui crée, en se transmettant aux cellules vivantes, des dommages biologiques par le biais de l'ionisation.

Les particules alpha, de masse importante, transmettent leur énergie à d'autres atomes et molécules à plus faible distance que les électrons, beaucoup plus légers, qui sont les principaux vecteurs des dommages biologiques, à la fois pour les rayonnements gamma et bêta. A l'extérieur du corps,

les particules alpha ne représentent pas un danger pour la santé, puisqu'elles ne franchissent pas la couche extérieure de peau morte. Toutefois, une fois qu'elles sont à l'intérieur du corps par ingestion, inhalation ou par des coupures et des écorchures, les particules alpha produisent des dégâts importants parce qu'elles ne parcourent qu'une courte distance à l'intérieur du tissu vivant en bombardant de manière répétée les cellules et le tissu environnant.

Une particule bêta est un électron ou un positron (une particule chargée positivement, par ailleurs identique à un électron). Les particules bêta sont beaucoup plus légères que les particules alpha, et effectuent un parcours beaucoup plus long. Si elles sont suffisamment énergétiques, elles peuvent traverser la peau. Certains émetteurs bêta, même à l'extérieur du corps, présentent donc un danger pour la santé, particulièrement pour le système lymphatique. La plupart des rayonnements bêta peuvent être stoppés par une barrière légère, comme un morceau de bois, bien que certains, comme ceux provenant du sodium 24, nécessitent une protection plus importante.

Une désintégration radioactive est souvent accompagnée aussi d'une émission de rayonnement gamma, qui est un rayonnement électromagnétique de très haute fréquence, du type des rayons X. Il faut des blindages lourds de plomb pour arrêter les rayons gamma. Les rayons gamma sont des photons, des "paquets" ou des quantas d'énergie électromagnétique. L'émission de photons à partir d'un noyau ne provoque pas de transmutation. Les rayons gamma produisent une ionisation (et de ce fait des dégâts biologiques). Le photon incident entre en collision avec l'électron d'un atome (ou d'une molécule) et l'éjecte en lui transmettant de l'énergie. Un photon moins énergétique (le photon "diffusé") est également émis au cours de ce processus appelé effet Compton.



Ces électrons, ceux qui sont générés par des collisions ultérieures et ceux qui sont produits par les

LIRE LA SUITE, PAGE 10

Les Doses D'Irradiation

L'irradiation des individus est mesurée par la quantité d'énergie reçue par leur corps; l'irradiation de populations entières est mesurée en additionnant les doses individuelles au sein de cette population.¹ L'unité pour une dose d'irradiation est le gray. C'est une mesure de la quantité d'ionisation provoquée par le rayonnement et c'est une unité strictement physique. D'autres facteurs comme le type de rayonnement concerné (alpha, bêta, etc.) et les parties du corps exposées influencent les effets biologiques du rayonnement. Lorsque des corrections sont effectuées en fonction de ces facteurs, l'unité utilisée est alors le sievert. Lorsqu'on considère la dose totale à des groupes ou à des populations, on utilise des unités telles que l'homme-sievert. Les doses aux populations sont mesurées en homme-grays et en homme-sieverts (homme-Sv), selon qu'on mesure l'énergie reçue ou les dommages biologiques entraînés.

Deux unités supplémentaires sont utilisées pour les mines d'uranium. Le niveau opérationnel correspond à la quantité de produits de désintégration du radon (aussi appelés produits de filiation ou descendants du radon) dans un litre d'air qui provoquera l'émission de 130 000 millions d'électronvolts d'énergie de particules alpha. Si les descendants du radon sont en équilibre avec le radon dans l'air (dans le cas où le radon est présent dans l'air depuis quelque temps), alors environ 100 picocuries (3,7 becquerels) de radon par litre d'air équivalent à un niveau opérationnel. Le niveau opérationnel-mois mesure la dose d'irradiation totale qu'un mineur recevrait en respirant un air contenant une concentration d'un niveau opérationnel pendant un mois de travail (170 heures).

Les doses d'irradiation peuvent provenir de sources à l'extérieur du corps ou de substances qui ont pénétré dans le corps par le biais de la nourriture, de la boisson, de la respiration ou par une

UNITES DE RAYONNEMENT ET DE DOSE

- Becquerel (Bq):** unité standard internationale de mesure de la radioactivité équivalente à une désintégration par seconde. Il s'agit d'une unité très petite, correspondant à environ 27 picocuries.
- Curie (Ci):** unité traditionnelle de radioactivité équivalente à la radioactivité d'un gramme de radium pur. Il équivaut à 37 milliards de désintégrations par seconde (37 milliards de becquerels).
- Gray (Gy):** unité de dose d'irradiation absorbée équivalente à 1 joule par kilogramme de tissu vivant ou 100 rads.
- Homme-sievert:** unité exprimant la dose à une population (par opposition à une dose individuelle). La dose à une population est la somme des doses individuelles dans une population donnée.
- Niveau opérationnel:** unité de dose utilisée pour les mines d'uranium. Un niveau opérationnel mesure l'énergie alpha émise par le radon et ses produits de filiation dans 1 litre d'air. Si le radon est resté quelque temps dans l'air, alors 1 niveau opérationnel équivaut à environ 100 picocuries de radon par litre d'air.
- Niveau opérationnel-mois:** un niveau opérationnel-mois est défini comme l'exposition à une moyenne de 1 niveau opérationnel au cours d'un mois de travail de 170 heures.
- Rad (radiation absorbed dose):** unité de dose d'irradiation absorbée définie comme le transfert de 100 ergs d'énergie par gramme de tissu vivant.
- Rem (radiation equivalent man):** unité de dose absorbée d'irradiation qui tient compte des différentes manières (connues sous le nom d'efficacité biologique relative ou EBR) par lesquelles des rayonnements ionisants transfèrent leur énergie au tissu humain. Alors que les rads et les grays mesurent le transfert d'énergie, les rems et les sieverts mesurent les dégâts biologiques. Les rems sont dérivés des rads en multipliant les rads par un "facteur de qualité" qui se rapproche de l'EBR. Pour les rayonnements bêta et gamma le facteur de qualité retenu est 1, ce qui veut dire que la mesure en rems équivaut à celle en rads. Pour le rayonnement alpha, le facteur de qualité retenu est de 20, la mesure en rems est vingt fois supérieure à celle en rads.
- Roentgen:** ancienne unité d'irradiation. C'est une unité de rayonnement gamma mesurée à partir de la quantité d'ionisations dans l'air. Dans une matière vivante non osseuse, un roentgen apporte une dose égale à environ 0,93 rad.
- Sievert (Sv):** unité mesurant les dommages biologiques causés par 1 gray; elle est équivalente à 100 rems.

blessure. Il est relativement simple d'estimer les doses d'irradiation liées aux rayons gamma et aux particules bêta provenant de l'extérieur du corps, pour peu que la personne porte un matériel de

LIRE LA SUITE, PAGE 10

Equivalent de Dose Efficace

Quand la radioactivité est incorporée, la dose reçue est due à l'énergie transmise à des organes comme le poumon, la thyroïde ou les os.¹ Un facteur de conversion de dose (FCD) convertit une quantité de radioactivité (exprimée en curies ou en becquerels) en une dose (exprimée en rems ou en sieverts). Les FCD utilisés à des fins réglementaires dérivent d'une combinaison de données expérimentales et de modèles mathématiques. Le facteur de conversion pour un radionucléide donné dépend de la demi-vie de la substance radioactive et du type de rayonnement émis (alpha, bêta, gamma). Il dépend également de la facilité avec laquelle cette substance radioactive est éliminée. Pour les substances inhalées, cet aspect est traduit par la solubilité de la matière radioactive. Pour les substances ingérées, il est indiqué par la fraction incorporée (l'apport), la proportion qui est absorbée par le sang au niveau de l'intestin grêle.

La solubilité renvoie à l'aptitude d'une substance à se dissoudre dans l'eau. Une fois absorbée, une substance insoluble passe en général plus de temps dans l'organisme, et cause donc plus de dégâts. Ceci explique pourquoi, pour la plupart des radionucléides, les formes insolubles ont des facteurs de conversion supérieurs à ceux des formes solubles. De la même manière, les formes de radionucléides avec des fractions d'incorporation plus faibles passeront moins de temps à l'intérieur du corps, et donneront lieu à moins de dommages et à un facteur de conversion plus faible pour une incorporation donnée de radioactivité.

Les normes d'irradiation pour les travailleurs et le public sont exprimées en termes d'équivalents de dose à l'organisme entier. Mais en réalité, le corps n'est jamais (ou très rarement) irradié de manière uniforme, et certaines parties du corps ou certains organes sont souvent plus touchés que d'autres. Ceci provient du fait que les radionucléides incorporés se distribuent de manière inégale entre les organes (par exemple, l'iode radioactif se concentre dans la thyroïde). En outre, il est possible que seule une portion du corps soit exposée à une source d'irradiation externe.

L'équivalent de dose efficace est une manière de convertir le processus effectivement compliqué d'absorption de radioactivité en un concept simplifié de dose uniforme à l'organisme entier—c'est-à-dire, en un équivalent de ce qu'une dose localisée réelle signifie pour l'organisme entier. C'est une manière de quantifier le risque accru du fait de cette dose, essentiellement mesuré par l'excès du nombre de cancers mortels ou de maladies héréditaires. La dose efficace sert à permettre la comparaison entre les différents types d'irradiation ainsi que l'irradiation de différents organes.

Pour déterminer si une personne a reçu une dose d'irradiation supérieure à une limite recommandée, un facteur de conversion unique, relatif à un organe particulier ou facteur de conversion de dose "efficace", est utilisé. L'organe choisi est alors désigné par le terme "d'organe de référence". La dose efficace est calculée en prenant les doses aux organes individuellement et en les convertissant en doses à l'organisme entier en utilisant des facteurs de pondération. Ces chiffres sont ensuite additionnés pour calculer la dose totale. Ces facteurs de pondération sont indiqués dans l'encadré ci-dessous. Ainsi, par exemple, une dose de 20 rems à la thyroïde équivaut à une dose efficace de 0,6 rem.

FACTEURS DE PONDÉRATION POUR LES DOSES AUX ORGANES

Organe ou tissu	Facteur de pondération
Gonades	0,25
Poitrine	0,15
Moelle osseuse	0,12
Poumon	0,12
Thyroïde	0,03
Surfaces des os	0,03
Reste de l'organisme*	0,30

* Les cinq organes ou tissus recevant les équivalents de dose les plus élevés se voient attribuer chacun un facteur de pondération de 0,06 (à l'exception de la peau, du cristallin et des extrémités).

Il est possible d'avoir une absorption unique ou continue de radioactivité. Les absorptions uniques arrivent plutôt dans des circonstances inhabituelles, comme des accidents. Une absorption continue peut venir d'un lieu d'habitation à proximité d'une installation nucléaire qui rejette régulièrement de la radioactivité dans l'air ou dans l'eau.

Même dans le cas où l'incorporation de radioactivité a lieu en une période de temps très courte (comme dans le cas d'une absorption unique), la substance reste quelque temps dans le corps et donc la dose liée à cette substance est répartie sur une période de temps. Cette période de temps dépend de la demi-vie de la substance qui est incorporée et de la durée pendant laquelle elle reste dans le corps (le plus petit de ces chiffres prévalant). La dose attendue sur la durée de vie réelle de la radioactivité dans le corps est la dose engagée. L'équivalent de dose engagée, établie par la CIPR, est l'équivalent de dose reçue au cours des 50 ans suivant l'incorporation du radionucléide.

¹ Cet article est une adaptation de «DFCS» de Kevin Gurney, *Science for Democratic Action*, vol. 2, n° 3 (automne 1993), p. 8.

La Protection Contre Les Radiations Ionisantes

La réglementation pour la protection contre les radiations ionisantes est basée sur trois recommandations fondamentales faites à l'origine par la CIPR en 1977 et réaffirmée ultérieurement:^{1,2}

- **Justification:** on ne doit adopter aucune pratique conduisant à une irradiation à moins qu'elle ne produise un bénéfice suffisant pour les individus exposés ou pour la société, compensant le préjudice lié à cette irradiation.
- **Optimisation:** l'irradiation doit être au niveau le plus bas que l'on peut raisonnablement atteindre.
- **Limitation de la dose et du risque individuels:** aucun individu ne doit recevoir des doses d'irradiation supérieures aux limites maximum autorisées.

Le plus difficile de ces principes, et certainement celui qui est rarement pris en compte correctement, est celui de la justification. Etablir la probabilité qu'une pratique quelconque va entraîner un bénéfice net implique de nombreux jugements de valeur qui sont difficiles sinon impossibles à quantifier. La CIPR reconnaît ceci:

La Commission recommande que, quand des pratiques entraînant une irradiation, ou le risque d'une irradiation, sont envisagées, le préjudice lié à l'irradiation doit être explicitement intégré dans le processus de choix. Le préjudice à prendre en considération ne se cantonne pas à l'irradiation, il inclut d'autres préjudices ainsi que les coûts de la pratique. Souvent, le préjudice au niveau de l'irradiation représentera une petite partie du total. La justification d'une pratique va donc bien au-delà de l'objectif de la protection radiologique . . . Rechercher la meilleure option disponible entre toutes est généralement une tâche qui dépasse la responsabilité des agences de protection radiologique.³

Ce point est développé dans une déclaration du Comité pour la protection radiologique et pour la santé publique de l'Agence de l'énergie nucléaire de l'OCDE:

Les décisions sur la justification d'une pratique ou d'une activité qui entraînent une irradiation impliquent généralement un vaste éventail de questions sociales, économiques et politiques, en plus de celles qui ont trait à la protection radiologique. [. . .] La justification est essentiellement un processus politique de prise de décision dans lequel les avantages et les préjudices, d'un point de vue technique ou purement liés à l'irradiation, jouent un rôle important mais relativement limité.⁴

Au cours des premières années du développement des armes nucléaires, les scientifiques et les hauts

fonctionnaires impliqués supposaient implicitement que la sécurité nationale justifiait les risques de l'entreprise. Selon J. Newell Stannard, "En 1947, les données sur le plutonium et les autres actinides ont été utilisées dans une série de conférences entre trois pays sur les limites d'exposition à la radioactivité. [. . .] Elles exigeaient une interprétation prudente, parce que les interprétations les plus empreintes de conservatisme auraient pu conduire à la fermeture de Los Alamos."⁵

Le principe de justification continue d'être la pierre d'angle de la philosophie de la CIPR, mais l'application de ce principe à une situation particulière de l'industrie nucléaire, qu'elle soit civile ou militaire, est rarement considérée.⁶

L'optimisation implique que des mesures soient prises pour réduire la radioexposition jusqu'à ce que les avantages obtenus en diminuant les doses ne justifient plus les dépenses à engager. La façon dont un tel principe peut être rigoureusement appliqué n'est pas claire, particulièrement parce qu'il nécessite une certaine valorisation monétaire de chaque vie humaine sauvée. Dans la pratique, l'optimisation est appliquée de deux manières: comme une exhortation à utiliser "la meilleure technologie disponible" et comme la reconnaissance que le seul respect des limites de doses n'est pas suffisant. Si des réductions supplémentaires de doses sont faisables à un coût raisonnable, elle doivent être faites. L'optimisation renvoie généralement à des doses d'irradiation collectives plutôt qu'individuelles.

Les principales limites de dose recommandées par la Publication 26 (1977) de la CIPR étaient de 50 millisieverts (5 rems) par an pour les travailleurs en milieu ionisant et de 5 millisieverts (500 millirems) par an pour le public. Une recommandation subsidiaire de maintenir les doses pour le public au dessous d'un millisievert par an si possible, est devenue progressivement la principale limite de dose à long terme pour le public, avec des irradiations à court terme de 5 millisieverts par an autorisées.

Pour la CIPR, ces limites s'appliquaient à l'ensemble des sources d'irradiation à l'exception de l'exposition naturelle. Cette commission a développé une méthodologie pour combiner les doses provenant de différentes sources—telles que les irradiations à partir de l'inhalation de poussières de minerai combinées avec celles provenant de l'exposition au rayonnement gamma—et c'est ce total qui doit être comparé à la limite appropriée.

En 1991, la CIPR a révisé ses normes de protection radiologique, essentiellement en réponse à une réévaluation de la dosimétrie et des risques de cancer

LIRE LA SUITE, PAGE 11

SUITE DE LA PAGE 7

mesure adéquat, comme un dosimètre photographique individuel. Cependant, il est en général beaucoup plus difficile d'estimer les doses résultant de substances à l'intérieur du corps. L'importance de la dose dépendra de la forme chimique de la matière incorporée, de ses voies de transfert et de répartition dans le corps, de son taux d'élimination par le corps, entre autres facteurs. L'élimination d'un radionucléide par le corps est généralement un phénomène tout à fait complexe ; il peut être décrit de manière très approximative par le concept de "demi-vie biologique"—le temps nécessaire pour que la moitié d'une substance donnée soit éliminée du corps.

Quand on fait une estimation de la radioactivité provenant de l'environnement, les mesures directes des quantités de radionucléides particuliers dans le corps ne sont presque jamais disponibles. De complexes modèles informatiques doivent être utilisés, souvent avec un grand nombre de paramètres et d'incertitudes associés. C'est particulièrement vrai quand il s'agit d'estimer les doses aux populations à proximité des sites, pour lesquelles il n'y a pas de mesures directes des doses ou de la charge corporelle en matériaux radioactifs. Toutefois, les radionucléides peuvent être mesurés dans

la nourriture, dans l'eau et dans l'air. Si l'on procède soigneusement, de telles mesures peuvent apporter une base pour l'estimation des doses. Si les charges internes sont importantes, des techniques telles que l'anthroporadiométrie (appelée mesure in vivo) et des prélèvements d'urine peuvent être également utilisés.



¹ Avec la permission de *Nuclear Wastelands*, Arjun Makhijani, Howard Hu, et Katherine Yih, éditeurs (Cambridge, MIT Press, 1995), chapitre "Risques pour la santé de la production des armes nucléaires"

SUITE DE LA PAGE 6

nouveaux photons, sont responsables des dommages causés par le rayonnement gamma.

Les rayonnements alpha, bêta et gamma ont par certains aspects des propriétés très différentes, mais sont tous des rayonnements ionisants, c'est-à-dire que chacun d'eux est suffisamment énergétique pour briser des liens chimiques, et possède ainsi la capacité d'endommager ou de détruire des cellules vivantes.



P R O B L E M E

Il est parfois très difficile de ne pas se perdre dans les unités de doses. Il s'agit maintenant d'affiner votre habileté à calculer des doses avec le problème suivant:

Dans la mine d'uranium de Deep Canyon, les niveaux de radon sont de 100 picocuries par litre d'air. Quelle serait, en rads, la dose absorbée aux poumons d'un mineur travaillant là pendant un mois? Une année? La réponse sera publiée dans le prochain numéro.

Quelques informations utiles et des hypothèses de travail (voir également la définition d'un niveau opérationnel (WL) p. 7)

- 1 niveau opérationnel (WL) = $2,08 \times 10^{-8}$ joules (J)/litre
- La quantité d'air respirée en une heure par un mineur effectuant un travail pénible est estimée à 2000 litres
- 1 niveau opérationnel-mois (WLM) = dose pour 1 niveau opérationnel (WL) par 170 heures.
- 1 gray = 100 rads = 1 J/kg
- Le poids des poumons d'un adulte est estimé à 1.2 kg

RÉPONSES AU QUESTIONNAIRE D'ÉNERGIE & SÉCURITÉ NO.3

Isotope	Composition initiale	Après 2 années	Après 5 années	Après 14,4 années	Après 28,8 années
plutonium 241	1	0,91	0,79	0,5	0,25
americium 241	0	0,09	0,21	0,5	0,75

SUITE DE LA PAGE 3

Le radon 222 est un gaz, produit de filiation du radium 226, et a une demi-vie de 3,82 jours. Le radon et ses produits de filiation sont historiquement responsables des niveaux élevés de cancers du poumon des mineurs d'uranium. Le système d'exploitation minière souterraine conventionnel est plus dangereux pour les travailleurs à cause d'une plus grande exposition aux produits de filiation du radon. Les travailleurs inspirent le polonium 218, le plomb 214, le bismuth 214 et le polonium 214 de l'air. La désintégration de ces radionucléides dans les poumons a été la principale voie d'irradiation des mineurs d'uranium et est historiquement responsable des niveaux élevés de cancer qu'ils subissent. L'irradiation par le radon et ses produits de filiation est mesurée en niveaux

opérationnels et en niveaux opérationnels-mois (voir page 7).

Les mineurs d'uranium sont également exposés à de nombreux dangers non radiologiques. L'uranium soluble affecte les reins s'il est ingéré ou inhalé à cause de sa toxicité chimique en tant que métal lourd. Le minerai dans lequel on trouve l'uranium renferme également des métaux lourds toxiques non radioactifs. Ceux-ci varient de site en site mais peuvent inclure l'arsenic, le plomb, le molybdène et le manganèse.

Les doses des travailleurs des mines d'uranium peuvent être réduites grâce à une ventilation adéquate, un planning rigoureux, une bonne conception de l'installation et de bonnes pratiques de travail. Pourtant, de nombreux exploitants de mines de par le monde ont résisté à la mise en place de mesures d'amélioration des

LIRE LA SUITE, PAGE 12

SUITE DE LA PAGE 5

cancers mortels est d'environ 0,04 par homme-sievert.

Les estimations du risque par unité de dose pourraient être à nouveau revues de manière significative (à la hausse ou à la baisse). Comme le Comité BEIR le fait remarquer:

La plupart des survivants de la bombe A sont encore en vie, et le suivi de leur mortalité doit être maintenu si on veut avoir des estimations fiables au niveau du risque sur une vie entière. C'est particulièrement important pour les survivants qui ont été irradiés in utero ou alors qu'ils étaient enfants, et qui arrivent maintenant dans la tranche de vie où le risque de cancer est maximum.⁸

* Avec la permission de *Nuclear Wastelands*, Arjun Makhijani, Howard Hu et Katherine Yih éditeurs (Cambridge: MIT Press, 1995), chapitre quatre "Health Hazards of Nuclear Weapons Production." Les annotations explicatives ne sont pas reproduites.

- 1 1990 Recommendations of the International Committee on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Annals of the ICRP*, vol. 21, n° 1-3. Oxford, New York. Pergamon Press, 1991, p. 15
- 2 National Research Council, Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations. *Health Effects of Exposures to Low Levels of Ionizing Radiation*, BEIR V. Washington, D.C. National Academy Press, 1990, pp. 27-30.
- 3 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). *Sources, Effects, and Risks of Ionizing Radiation*. New York. United Nations, 1993, pp. 16-17
- 4 Ibid, p. 17
- 5 National Research Council 1990, pp. 5-6
- 6 ICRP 1991, pp. 69-70
- 7 U.S. Environmental Protection Agency. *Issues Paper on Radiation Site Cleanup Regulations*. EPA 402-R-93-084. Washington, D.C. Office of Radiation and Indoor Air, September 1993, p. 7
- 8 National Research Council 1990, p. 8

SUITE DE LA PAGE 9

parmi les survivants de la bombe atomique.⁷ Le changement le plus significatif concerne l'abaissement de la limite de dose annuelle des travailleurs à 20 millisieverts. (La limite de dose annuelle pour le public était abaissée à 100 mrem.) La réglementation n'a pas encore complètement reflété cette modification.

- 1 *Recommendations of the International Committee on Radiological Protection*. ICRP Publication 26. *Annals of the ICRP*, vol. 1, n° 3, Oxford, New York. Pergamon Press, 1977, p. 3.
- 2 ICRP (CIPR) 1991, p. 28.
- 3 ICRP (CIPR) 1991, para. 115.
- 4 Nuclear Energy Agency (AEN), Committee on Radiation Protection and Public Health. Applicability of the ICRP principle of justification of a practice to radiological protection standards. *Journal of the Society for Radiological Protection*, vol. 2, n° 4 (1982), p. 15.
- 5 J. N. Stannard. *Radioactivity and Health: A History*. Prepared for the U.S. Department of Energy, Office of Health and Environmental Research. Oak Ridge, Tennessee: Office of Scientific and Technical Information, U.S. DOE. October 1988. La base de données QUEST (1992) n'a donné que 5 références pour "justification" contre 91 pour le principe d'optimisation (QUEST Radiation Data Base. Vol. 2.6, 1992. (Produit et distribué par Radiation Technology, Inc., P.O. Box 10457, Silver Spring, MD 20914, Etats-Unis).
- 6 La base de données QUEST (1992) n'a donné que 5 références pour "justification" contre 91 pour le principe d'optimisation (QUEST Radiation Data Base. Vol. 2.6, 1992. (Produit et distribué par Radiation Technology, Inc., P.O. Box 10457, Silver Spring, MD 20914, Etats-Unis).
- 7 ICRP (CIPR), 1991.

conditions de travail. Par exemple, les Etats-Unis ont attendu le milieu des années 60 pour établir des mesures de protection contre des risques sanitaires avérés, même si des études menées par le Service de santé publique des Etats-Unis (USPHS) au début des années 50 montraient que les risques pour les travailleurs américains étaient similaires à ceux d'Europe, où des niveaux élevés de cancer du poumon avaient déjà été démontrés. Le Canada, poussé par la course à la bombe des Etats-Unis, a commencé l'exploitation de mines et le traitement à grande échelle dans les années 40. Il n'y a pas eu de limite supérieure réglementaire pour les mineurs canadiens jusqu'en 1968. L'Union soviétique a exploité ses mines est-allemandes sans aucune mesure de protection contre l'irradiation jusqu'en 1954; elles ont continué à être les sites d'un désastre radioactif pendant des décennies. La santé et la sécurité des travailleurs a également été négligée à la mine de Rössing en Namibie. Pendant les trois premières années d'exploitation il n'était pas obligatoire pour les travailleurs de porter des dosimètres photographiques personnels et ensuite seulement pour les dernières étapes de l'extraction de l'uranium. Une étude de 1992 a découvert que «au cours [des années 80] la norme Rössing d'hygiène industrielle pour l'uranium dans l'air était presque 6 fois supérieure au maximum recommandé par la CIPR pour la Concentration dérivée d'uranium naturel dans l'air, et 36 fois supérieure à la limite à laquelle aboutissent les preuves scientifiques actuelles.»²

Un certain nombre d'études sur la santé des mineurs

d'uranium ont été menées, faisant état de niveaux élevés de cancers du poumon. En Tchécoslovaquie, les études de suivi de plusieurs *cohortes* de mineurs ont été menées depuis 1970. Une étude sur 4042 mineurs qui ont commencé à travailler sous terre entre 1948 et 1957 a établi que le nombre de morts par cancer du poumon jusqu'en 1985 était cinq fois supérieur au nombre attendu.³ Au Canada, une étude en Ontario examinant des données réalisées entre 1955 et 1986 sur 50 201 mineurs (comprenant 15 000 mineurs qui ont travaillé exclusivement dans les mines d'uranium en Ontario) a découvert un excès de 120 morts par cancer du poumon en plus des 171,8 attendus dans la population non exposée. Aux Etats-Unis de nombreuses études de suivi ont été conduites sur la cohorte de l'USPHS. Une étude de 1988 par Hornung et Meinhardt suggéra des effets synergiques entre la cigarette et l'irradiation par les produits de filiation du radon. Un excès de mortalité par cancer du poumon a aussi été trouvé dans des études sur des mineurs australiens, est-allemands et français. L'information sur les effets sur la santé et l'environnement dans de nombreuses régions du monde, comme en Afrique, en ex-Union soviétique et en Chine n'est pas facilement disponible et moins d'études ont été menées dans ces régions.

Les déchets résultant du traitement, qui suppose la séparation chimique de l'uranium des autres composants du minerai, présentent également des problèmes sanitaires et écologiques considérables. Pour une concentration en uranium classique de 0,2 %, 1000 tonnes de minerai sont nécessaires pour obtenir 2

LIRE LA SUITE, PAGE 13

LES 10 MINES D'URANIUM LES PLUS IMPORTANTES EN 1996 (Monde "occidental" seulement)

Pays	Mine	Propriétaire	Type de mine	production (tonnes)	% de la production mondiale
Canada	Key Lake	Cameco/Uranerz	à ciel ouvert	5 429	15,4
Canada	Rabbit Lake	Cameco/Uranerz	à ciel ouvert/ souterraine	3 972	11,3
Australie	Ranger	ERA	à ciel ouvert	3 508	10,0
Namibie	Rössing	RTZ	à ciel ouvert	2 452	7,0
Niger	Akouta	Cogema/Onarem	souterraine	2 120	6,0
Canada	Cluff Lake	Cogema	à ciel ouvert/ souterraine	1 963	5,6
Australie	Olympic Dam	WMC	sous-produit (cuivre)/ souterraine	1 466	4,1
Niger	Arlit	Cogema/Onarem	à ciel ouvert	1 200	3,4
Afrique du sud	Vaal Reefs	Anglo-American	sous-produit (or)/ souterraine	914	2,6
Gabon	Okelobondo	Cogema/ Etat du Gabon	souterraine	565	1,6
TOTAL				23 589	67,0

Source: The Uranium Institute. Page web <http://www.uilondon.org/utopmin.html>

SITES DES MINES D'URANIUM UTILISÉES POUR LES PROGRAMMES D'ARMES NUCLÉAIRES¹



KEY

US/RU	Uranium exploité pour le programme militaire US/RU
France	Uranium exploité pour le programme militaire français
URSS	Uranium exploité pour le programme militaire soviétique
	Uranium exploité par le pays pour son propre programme militaire

1. Des milliers de mines d'uranium ont été exploitées à travers le monde. Cette carte montre les pays où s'est effectuée une exploitation minière pour les programmes d'armement. Lorsque c'était possible, nous avons marqué les régions des pays les plus importants où les mines ont été concentrées. L'exploitation des mines à des fins commerciales se poursuit dans certains de ces pays et dans beaucoup d'autres endroits.
2. Le premier uranium utilisé dans les programmes d'armes français et américain venait du gisement de Shinkolobwe au Congo belge. Quatre-vingts pour cent du total de l'uranium utilisé dans le Projet Manhattan ont été extraits à cet endroit.
3. L'Argentine et le Brésil ont commencé des programmes nucléaires dans les années 50; en 1991 ils ont signé un protocole d'accord de renoncement aux armes nucléaires. Les gisements d'uranium de ces deux pays sont maintenant exploités dans un but commercial.
4. L'uranium des armes nucléaires soviétiques a été extrait en Allemagne de l'Est, en Tchécoslovaquie, en Estonie, en Ukraine, au Kazakhstan, au Kirghizistan, au Tadjikistan, et en Ouzbékistan.

SUITE DE LA PAGE 12

tonnes d'uranium, laissant derrière 998 tonnes de déchets. Ces déchets, appelés résidus de traitement, contiennent 85 % de la radioactivité présente originellement dans le minerai ainsi que des métaux lourds et des matières chimiques toxiques issus des réactifs de traitement comme l'acide sulfurique et le chlorure d'ammonium. Les principaux éléments radioactifs des résidus du retraitement sont le radium 226 et le thorium 230.

Au moment de leur rejet de l'usine de traitement, les résidus sont grossièrement 40 % solides et 60 % liquides. Les liquides peuvent éventuellement s'infiltrer à travers le sol, représentant ainsi une menace de contamination des nappes phréatiques. Le vent éparpille de fines poussières radioactives issues des zones de résidus asséchées, atteignant ainsi les travailleurs et les résidents alentour. Les résidus de traitement ont aussi été fréquemment utilisés pour la construction de maisons, conduisant à de fortes doses

de radon pour leurs habitants. Les résidus de traitement représentent plus de 95 % du volume total des déchets radioactifs dans le cycle du combustible nucléaire (à l'exception des déchets miniers), et ont une très longue durée de vie (bien qu'ils ne représentent qu'une petite partie de la radioactivité).

Au cours des premières décennies, les résidus de traitement ont été laissés dans des bassins sans revêtement, aboutissant à une contamination des eaux souterraines. Des bassins de retenue des résidus ont rompu, entraînant la libération de résidus immobilisés et une contamination étendue. En 1979, un bassin de retenue de résidus d'uranium de l'United Nuclear a rompu près de Churchrock, au Nouveau-Mexique, rejetant environ 356 000 mètres cubes de résidus liquides et 1 100 tonnes de résidus solides qui se sont répandus jusqu'à 100 km de l'installation. Dans la zone

LIRE LA SUITE, PAGE 16

AGRÉGATS DE LEUCÉMIES PRÈS DE LA HAGUE ET DE SELLAFIELD

ANITA SETH

L'usine de retraitement de la Hague, en France, est la plus grande installation de ce type dans le monde (voir *Energie et Sécurité* n° 2), avec une capacité annuelle de 1650 tonnes de combustible usé. Une étude, publiée en janvier 1997 dans le *British Medical Journal* par deux scientifiques français, a montré un lien potentiel entre une occurrence accrue de leucémies infantiles dans la zone située autour de la Hague, et les rejets de l'usine.¹ Dominique Pobel et Jean-François Viel ont mené une étude cas-témoin, couvrant une zone d'un rayon de 35 kilomètres autour de l'usine. Leur étude a examiné 27 cas de leucémies diagnostiqués chez des jeunes de moins de 25 ans entre 1978 et 1993, et 192 cas témoins avec des facteurs identiques pour le sexe, l'âge, le lieu de naissance et le lieu d'habitation. Les parents de ces sujets ont aussi été étudiés en prenant en compte des facteurs tels que le mode de vie, l'exposition aux rayonnements ionisants et d'exposition professionnelle.

Pobel et Viel ont découvert que les enfants qui ont fréquenté les plages plus d'une fois par mois avaient presque trois fois plus de risques de développer une leucémie que les cas témoins. Ils ont également découvert un risque accru quand les mères allaient régulièrement sur ces plages pendant leur grossesse. Un risque accru de la même manière a été montré pour des enfants s'alimentant avec du poisson et des fruits de mer de la région, bien que le régime alimentaire des mères ne semble pas poser un problème de risque accru pour leurs enfants. L'exposition professionnelle des parents (pas seulement aux rayonnements ionisants mais également à des produits chimiques et à la poussière de bois) ou leur irradiation n'ont pas semblé influencer significativement le risque de leucémie pour leurs enfants. Ils ont trouvé une certaine corrélation entre l'augmentation du risque et l'irradiation par le radon dans les maisons.

Ils ont conclu que leur étude apporte des évidences convaincantes du rôle causal de l'irradiation dans l'environnement, et que l'étude des voies d'exposition dans l'environnement, particulièrement dans l'écosystème marin, est justifiée. En fait, un travail de surveillance effectué par Greenpeace en juin 1997 dans la zone autour de la conduite de rejets de l'usine de retraitement, suivi d'une analyse indépendante des échantillons réalisée par le Département du travail, de la santé et des services sociaux de l'Etat fédéral de Hambourg (Allemagne) ont révélé des niveaux de tritium atteignant 160 millions de becquerels par litre et des sédiments qui pourraient être classés dans la catégorie "déchets contenant du combustible

nucléaire". En juillet, la ministre française de l'Environnement, Dominique Voynet a demandé une interdiction indéterminée de la pêche et de la baignade à proximité de l'installation de la Hague.

L'étude de Pobel et Viel est la première étude cas-témoin (dans laquelle une population exposée était comparée à une population non exposée) à avoir été menée en France. Néanmoins, en Grande-Bretagne, toute une série d'études avaient été menées depuis 1983, identifiant ce qu'il est convenu d'appeler la "l'agrégat" de Seascale. On a découvert un taux de leucémies dix fois supérieur à la moyenne nationale dans le village de Seascale, proche de l'usine de retraitement de Sellafield. Le gouvernement commanda une étude pour estimer les doses d'irradiation probables des enfants de Seascale, provenant des rejets de Sellafield. On a trouvé que les doses probables étaient trop faibles pour possible avoir causé ces leucémies en excès, mais il est possible que cette étude ait été déficiente. Une des études de suivi a été menée par Martin Gardner et ses collègues, qui a montré un lien entre les doses d'irradiation reçues avant la conception par les pères, et la leucémie chez les enfants. Il y a eu de nombreuses controverses par rapport à cette découverte parce qu'elle était la première étude établissant une corrélation entre l'irradiation des pères et la leucémie infantile.

Suite à la découverte de l'agrégat de Seascale, un certain nombre d'études ont été menées autour d'autres installations nucléaires. En 1989 Paula Cook-Mozaffari et ses collègues découvrirent une légère mais significative augmentation de leucémies chez les moins de 25 ans dans les zones avoisinant 15 installations nucléaires d'Angleterre et du Pays de Galles. La plus significative de celles-ci était l'augmentation de leucémies autour des usines d'armes nucléaires d'Aldermaston et de Burghfield, situées près l'une de l'autre, parce que la zone entourant ces usines est plus peuplée. Il est difficile de fournir une explication en fonction des estimations officielles d'exposition à la radioactivité dans l'environnement dans la mesure où les doses estimées pour cette population ne correspondent pas à l'accroissement du nombre de leucémies. Il n'y a pas eu d'évaluation indépendante des rejets radioactifs et des estimations de doses dans d'autres pays car la plupart des documents sont encore secrets. De plus, notre travail aux Etats-Unis a montré que les estimations de doses à partir des usines d'armement nucléaire sont souvent fausses et sous-estiment gravement l'exposition du public.

¹ Dominique Pobel et Jean-François Viel, "Case-control study of leukaemia among young people near La Hague reprocessing plant: the environmental hypothesis revisited," *British Medical Journal* 314:7074 (January 11, 1997)

des travailleurs, qui sont souvent l'objet d'une certaine surveillance (même si elle est souvent inadéquate), que pour les populations avoisinantes pour lesquelles les données ne sont en général pas disponibles. Néanmoins, les données sur les substances toxiques non radioactives sont souvent manquantes aussi bien pour les travailleurs que pour les populations à l'extérieur du site.

- Difficulté de séparer les populations exposées de celles qui ne le sont pas. Des populations peuvent être regroupées de manière incorrecte à cause d'informations médiocres ou incomplètes. Par exemple, des groupes de travailleurs ont souvent été réunis sur la base des doses externes provenant des rayonnements bêta et gamma parce que les données concernant les doses d'irradiation internes font défaut. Si les personnes exposées ne peuvent être regroupées par niveaux de dose appropriés, alors l'estimation de l'augmentation du risque devient très difficile. C'est particulièrement le cas si une petite proportion de gens ayant subi une forte exposition est

mêlée à un nombre beaucoup plus grand de gens qui n'ont subi qu'une exposition relativement faible.

- Difficulté dans le suivi des individus sur de longues périodes. Le laps de temps entre l'exposition et l'apparition d'une maladie (appelée "temps de latence") peut s'étendre sur de nombreuses décennies, comme dans le cas des cancers ou des effets sur les générations suivantes comme les malformations congénitales.
- Des diagnostics erronés ou une cause de la mort insuffisamment établie.
- Les incertitudes issues de l'interaction entre l'exposition professionnelle et dans le milieu de vie et d'autres facteurs comme le sexe, l'âge, le régime alimentaire, la consommation de tabac.
- Effets synergiques. Les populations sont souvent exposées à plus d'un agent nocif, et les effets synergiques de ces agents ne sont pas bien connus.
- Une attention disproportionnée accordée aux cancers. Des substances toxiques ont des effets non

LIRE LA SUIITE, PAGE 16

G L O S S A I R E

Analyse des voies d'exposition ou de transfert:

analyse des voies par lesquelles des substances toxiques ou radioactives peuvent atteindre des êtres humains depuis l'usine, l'endroit ou le procédé par lequel elles sont produites, utilisées, stockées ou rejetées, par l'intermédiaire de l'air, de l'eau, du sol, de la chaîne alimentaire, ou d'une combinaison de ces voies d'exposition.

Cohorte: groupe d'individus ayant en commun un facteur statistique (comme l'âge) dans le cadre d'une étude démographique ou épidémiologique.

Dose absorbée: c'est la quantité d'énergie transmise à une unité de tissu biologique. Les unités pour la dose absorbée sont le rad et le gray.

Dose biologique efficace: mesurée en rems ou en sieverts, elle rend compte des divers effets sur les tissus vivants de différents types de rayonnement. C'est la dose absorbée multipliée par un facteur d'efficacité biologique relative (EBR).

Dose d'irradiation externe: dose issue de sources de rayonnement extérieures au corps. Elle provient le plus souvent du rayonnement gamma, bien que le rayonnement bêta puisse contribuer à la dose à la peau et à d'autres tissus relativement superficiels.

Dose d'irradiation interne: dose aux organes du corps issue de la matière radioactive qui est entrée dans le corps par inhalation, ingestion ou par des coupures ou des blessures. Elle peut être causée par une combinaison quelconque de rayonnements alpha,

bêta et gamma.

Dose limite: limite réglementaire fixée pour la quantité d'irradiation qu'un individu peut recevoir à partir de sources artificielles (en excluant les sources médicales). Les limites pour les travailleurs sont fixées à un niveau plus élevé que pour la population en général.

Efficacité biologique relative (EBR): facteur qui mesure l'efficacité relative de divers types de rayonnement à provoquer des dégâts biologiques. C'est un paramètre complexe et spécifique à chaque organe. A cause de cette complexité, un paramètre simple, appelé facteur de qualité, est utilisé dans la pratique réglementaire.

Reconstitution de dose: estimation de l'irradiation à partir des émissions, des mesures dans l'environnement et des voies d'exposition.

Risque relatif: le ratio de la fréquence d'une maladie (ou de la mortalité) dans une population exposée par rapport à celle trouvée dans une population qui n'est pas exposée.

Terme source: quantité d'un polluant spécifique émis ou rejeté dans un milieu particulier comme l'air ou l'eau, à partir d'une source donnée.

Transfert linéique d'énergie (TLE): désigne le taux de transfert d'énergie (et donc les dommages biologiques) par unité de distance parcourue. Par exemple, le rayonnement alpha a un TLE élevé alors que les photons et les électrons ont un TLE faible.

du lac Elliot en Ontario au Canada, 80 kilomètres du bassin de la Serpent River comprenant 10 lacs locaux ont été contaminés. Le lac Elliot a également subi 30 brèches de barrage et 125 déversements radioactifs ont été dénombrés au Saskatchewan. Aux Etats-Unis, les zones de résidus ont été traitées en mettant des revêtements plastiques sous les résidus pour empêcher les fuites et en les maintenant sous l'eau pour réduire les émissions des produits de filiation du radon.

Le fardeau des effets de la production d'uranium, menée par un petit nombre de pays à la recherche d'armes atomiques et de l'énergie nucléaire, a été supporté de manière disproportionnée par des peuples indigènes, colonisés ou dominés. Approximativement, deux tiers des gisements d'uranium des Etats-Unis sont situés sur des réserves indiennes et presque un tiers de l'ensemble des résidus de traitement produits aux Etats-Unis à partir d'opérations de traitement abandonnées est sur les terres Navajo. Le nord du Saskatchewan, qui abrite certaines des plus riches réserves, et où l'on exploite plus de 20% de l'uranium dans le monde, est habité par les indiens Cree et Dene.

Une bonne partie de l'uranium utilisé dans les armes et les réacteurs français a été extraite des mines du Niger et du Gabon. Bien que les mines soient exploitées par la société française Cogema, elles ne sont pas soumises à la même réglementation sanitaire et écologique que celle qui est en vigueur en France. D'autres Etats européens et le Japon achètent également de l'uranium au Niger et au Gabon. La société britannique Rio Tinto Zinc a commencé des opérations minières en Namibie, à Rössing, en 1976, en violation d'une décision des Nations Unies de 1974 qui établissait qu'aucune ressource naturelle namibienne ne pouvait être extraite sans le consentement du Conseil des Nations Unies pour la Namibie. Jusqu'en 1990, la Namibie était une colonie de l'Afrique du Sud. Une quantité importante de cet uranium est venue aider le programme britannique d'armes nucléaires et le fonctionnement de l'énergie nucléaire civile japonaise.

Dans la plupart des pays, l'exploitation des mines d'uranium a représenté l'étape la plus dangereuse de la production de matières nucléaires, à la fois du point de

vue des doses que de celui du nombre de gens affectés. Des efforts plus importants doivent être consentis pour identifier les populations affectées par les activités d'extraction et de traitement de l'uranium, pour établir l'étendue de leur exposition et leur fournir une surveillance médicale et l'assistance qui va avec. Les pays devraient protéger aussi bien les mineurs d'uranium que ceux qui vivent à proximité des sites d'extraction et de traitement en établissant des normes basées sur les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique (une dose maximum de 2 rems par an pour un travailleur). Etant donné le fardeau disproportionné porté par des pays non nucléaires et des peuples dominés, ceux-ci devraient bénéficier d'une surveillance appropriée de la santé et de l'environnement, d'une réhabilitation de l'environnement des territoires dégradés, et d'une compensation pour les injustices du passé afin de corriger l'absence manifeste d'équité de la pollution. 

¹ Nous avons largement fait appel pour la rédaction de cet article à *Nuclear Wastelands, A Global Guide to Nuclear Weapons Production and its Health and Environmental Effects*. Cambridge. MIT Press, 1995. Sont plus particulièrement pertinents le chapitre quatre "Health Hazards of Weapons production" par David Sumner, Howard Hu et Alistar Woodward, et le chapitre cinq "Uranium Mining and Milling for Military Purposes", par Katherine Yih, Albert Donnay, Annalee Yassi, A. James Ruttenber et Scott Saleska

² G. Dropkin et D. Clark, Past exposure: Revealing health and environmental risks of Rössing uranium. Partizans, Londres, 1992 (cité dans *Nuclear Wastelands*, p. 144).

³ J. Sevc, L. Tomasek, E. Kunz, V. Placek, D. Chmelevsky, D. Barclay et A. M. Keller, "A survey of the Czechoslovak follow-up of lung cancer mortality in uranium miners", *Health Physics*, vol. 64, pp. 355-369 (cité dans *Nuclear Wastelands*, p. 159).

cancérogènes, comme les malformations congénitales et les atteintes au système immunitaire, qu'on commence seulement à comprendre et qui sont de ce fait souvent négligés.

- La combinaison entre une faible population exposée et la faible occurrence de base de beaucoup de maladies conduit à d'importantes incertitudes statistiques. Comme il y a des différences considérables dans la manière dont des personnes différentes réagissent aux agents nocifs, il doit y avoir des nombres de gens suffisants dans une étude épidémiologique pour déterminer avec une raisonnable certitude s'il y a une aggravation du risque.
- Pour toutes sortes de raisons, il y a généralement d'importantes incertitudes sur les effets sur la santé des faibles expositions à des rayonnements ionisants et à d'autres agents toxiques. 

The Institute for Energy and Environmental Research
 6935 Laurel Avenue, Takoma Park, MD 20912, USA
 Phone: (301) 270-5500
 FAX: (301) 270-3029
 Adresse Internet: ieer@ieer.org
 Page Web: <http://www.ieer.org>

