

Effets Biologiques à Long Terme des faibles doses de rayonnement ionisant

Roger BELBEOCH*

INTRODUCTION

Les effets biologiques à long terme des faibles doses de rayonnement ont donné lieu depuis le début des années 70 à des débats particulièrement animés où la sérénité scientifique n'a guère été respectée. La polémique est quasiment restée confinée au milieu des experts en radioprotection et a été à peine abordée par les media. La palme de la discrétion revient à la France où tout s'est passé comme si une véritable censure s'était exercée, à moins qu'il ne s'agisse tout simplement d'une indifférence totale vis-à-vis de ce problème. Et pourtant il concerne la santé publique et il est un élément important du dossier de l'énergie nucléaire, probablement le plus important, pour déterminer les critères d'acceptabilité de cette énergie et pour en établir un véritable bilan sanitaire. Il est évident que dans ces conditions on ne pouvait guère espérer, malgré les besoins de la démocratie, que se tienne un débat académique courtois.

Le facteur de risque biologique lié aux faibles doses de rayonnement représente un enjeu économique considérable ; s'il est élevé cela doit entraîner, pour assurer une radioprotection suffisante, une augmentation des coûts de construction des installations, l'augmentation des coûts d'exploitation, l'aggravation des exigences pour le stockage des déchets, la réduction des autorisations de rejet d'effluents radioactifs (augmentant ainsi les quantités de matière à retraiter et à stocker) ; enfin certaines installations devraient peut-être arrêter leur activité. En se plaçant d'un

* *Physicien, Université de Paris-Sud — Membre du Groupement de Scientifiques pour l'Information sur l'Energie Nucléaire.*

point de vue strict de protection de la santé publique, on pourrait aboutir à la conclusion que l'activité nucléaire de type industriel est totalement inacceptable. Il est aisé dans ces conditions d'imaginer la pression qui s'exerce au cours de la polémique sur les faibles doses, face à l'indifférence quasi-totale de l'opinion publique et de sa représentation politique.

LE CHAMP D'APPLICATION DES FAIBLES DOSES

Les faibles doses de rayonnement concernent, outre le rayonnement naturel, des domaines multiples :

1) C'est le domaine des **doses reçues par les travailleurs de l'industrie nucléaire** tout au long de son cycle, en dehors des situations accidentelles catastrophiques. Il concerne aussi certains travailleurs que l'on n'a pas l'habitude de ranger parmi les travailleurs sous rayonnement, comme les mineurs de charbon ou de certains minerais car ils sont soumis à l'action du radon et de ses produits de filiation. La relation effet/dose, qui est l'évaluation du préjudice causé à la santé en fonction de la dose reçue, est à la base de la fixation légale des doses maximales admissibles ; toute modification de cette relation devrait se répercuter automatiquement sur ces limites de doses et l'on peut prévoir que des changements dans les normes de radioprotection auraient des répercussions économiques importantes.

2) C'est aussi le domaine des **doses reçues par les populations vivant au voisinage des installations nucléaires** et soumises aux rejets radioactifs contrôlés ou accidentels (hors catastrophes). C'est la relation effet/dose qui devrait régir les autorisations de rejet des effluents radioactifs (gazeux et liquides). Tout déchet radioactif qui n'obtient pas l'autorisation d'être rejeté doit être retraité, conditionné puis stocké. Là aussi toute modification des niveaux de rejets autorisés a des conséquences économiques qui réagissent sur les coûts de production.

3) **Les critères d'acceptabilité pour le stockage des déchets nucléaires** dépendent (ou plutôt devraient dépendre) de l'importance des effets biologiques des rayonnements. C'est toute la gestion à long terme des déchets, y compris sa faisabilité, qui est en jeu.

4) Le facteur de risque des faibles doses est un élément important pour **la gestion d'un accident nucléaire grave**. L'effet spectaculaire des fortes doses dans un accident majeur comme celui de Tchernobyl masque l'importance des faibles doses et focalise l'attention de l'opinion publique sur les accidentés immédiats ou à très court terme, ce qui escamote les morts par cancers qui se produiront pendant des dizaines d'années et les effets génétiques sur les générations à venir.

Les faibles doses interviennent de diverses façons dans les stratégies accidentelles et post-accidentelles. Citons quelques exemples seulement :

- détermination des zones à évacuer en cas d'accident, urgence de cette évacuation, modalités de cette évacuation avec des problèmes du genre : faut-il prévoir l'évacuation plus précoce de certains groupes sociaux présentant des risques plus importants (enfants, femmes enceintes, malades, personnes âgées). C'est ce qui a été fait en URSS à Kiev, où les enfants ont été évacués et gardés loin des zones contaminées pendant plusieurs mois.

- si les malades forment un groupe à risque il est nécessaire d'interdire la présence d'hôpitaux ou de cliniques trop près des installations nucléaires.

- durée pendant laquelle les zones évacuées resteront inhabitables. C'est ainsi que la zone de Kyshtym dans l'Oural où s'est produit un accident majeur en 1957-1958 est toujours interdite d'habitation [1],[2].

- limites d'intervention pour la nourriture contaminée par les rejets radioactifs (Iode 131, Césium 134 et 137, Strontium 90, Plutonium pour ne citer que les plus importants)

- conditions qu'il faudrait remplir avant d'effectuer les rejets dans l'atmosphère en cours d'accident, pour réduire la pression dans l'enceinte dite de confinement afin d'éviter sa destruction (gestion de ce que les experts en sûreté nucléaire appellent la «procédure ultime U5») [3].

- le facteur de risque des faibles doses est essentiel pour **établir le bilan d'une catastrophe nucléaire comme celle de Tchernobyl** ou prévoir le bilan des catastrophes futures éventuelles. La contamination radioactive après un accident grave peut s'étendre sur des territoires très vastes, voire un continent entier. Les faibles doses qui en résulteront concerneront une population énorme (plusieurs centaines de millions), l'effet global peut être très lourd. Le bilan ne peut se faire que si le facteur de risque des effets à long terme est bien établi.

L'exemple de Tchernobyl est instructif à ce sujet. Les experts soviétiques ont présenté à Vienne en août 1986 [4] une estimation des doses que recevront les 75 millions d'habitants des seules républiques d'Ukraine et de Biélorussie. Si sur cette base on applique strictement le facteur de risque reconnu officiellement en 1977 par la Commission Internationale de Protection Radiologique, on obtient une prévision de 40.000 morts par cancer dans les années à venir. Des études épidémiologiques montrent que l'estimation du risque officielle pourrait être 10 fois trop faible et même plus [5],[6],[7]. On voit donc que suivant le facteur de risque choisi la catastrophe de Tchernobyl apparaît d'une ampleur plus ou moins importante.

5) le facteur de risque des faibles doses de rayonnement devrait être à la base des **normes légales concernant les niveaux maximaux**

admissibles de contamination radioactive des aliments. Ceci bien sûr dans la mesure où l'on accepte d'introduire dans les principes de la protection de la santé publique des critères de santé et non des critères purement économiques basés sur des intérêts industriels.

L'accident de Tchernobyl a mis en évidence, dès les premiers jours, l'imprévoyance notoire des autorités sanitaires françaises en ce qui concerne la contamination radioactive des aliments. Il est clair actuellement que les discussions qui se déroulent depuis des mois à l'échelon européen tiennent peu compte des critères sanitaires. Inutile d'entrer dans les détails, c'est la puissance la plus nucléarisée d'Europe qui exige la légalisation des normes les plus élevées pour la contamination des aliments en cas d'accident. Signalons que ces négociations ne semblent pas impliquer les ministres de la santé.

Il est possible que des critères purement sanitaires conduiraient à la conclusion qu'en cas d'accident grave sur une installation nucléaire, il serait impossible d'assurer une alimentation correcte de la population.

Le problème des faibles doses de rayonnement pose donc de façon aiguë et urgente la question : doit-on protéger la santé publique, doit-on protéger les **individus** qu'ils soient foetus, enfants, vieillards ou malades ou doit-on préserver des intérêts économiques en acceptant que certains individus disparaissent de façon préférentielle ? Il est capital qu'une réponse claire soit faite à cette question ; il y va de la moralité des pouvoirs publics et des forces politiques qui sont censées représenter l'ensemble des citoyens.

6) les faibles doses concernent bien d'autres domaines et en particulier le **rayonnement médical**. Ce sujet mériterait certainement à lui seul un colloque spécial. Le problème est essentiel en médecine sociale avec la procédure des dépistages systématiques par rayons X, qu'il s'agisse des radios pulmonaires ou des mammographies. Le problème se pose brutalement en ces termes : dans un programme de radiodiagnostic de masse sauve-t-on plus de gens qu'on en tue ? La réponse dépend du facteur de risque des faibles doses de rayonnement. Suivant l'importance de ce facteur la pratique médicale pourrait être modifiée. Ne pas aborder ce problème conduit à ne faire aucune pression pour que les techniques de radiodiagnostic s'améliorent et que les doses délivrées soient aussi faibles que possible techniquement. Des technologies existent mais des considérations économiques empêchent qu'elles soient mises en œuvre et la pression du corps médical largement ignorant de ces problèmes ne s'exerce pas pour contrebalancer les forces économiques.

7) Elles concernent enfin l'**irradiation liée aux produits de consommation** tels que matériaux de construction, téléviseurs, cadrans lumineux, paratonnerres, jouets, cosmétiques, matériels de camping, fausses dents, etc.... Il faut y ajouter les produits fabriqués à partir de certains

matériaux de démantèlement des installations nucléaires trop faiblement radioactifs pour être stockés avec les autres déchets nucléaires (aciers, gravats...). Les critères de recyclage sont du domaine des faibles doses.

Avant d'aborder les problèmes spécifiques des faibles doses de rayonnement et les réponses qu'on peut leur donner, il faut signaler un point important que la catastrophe de Tchernobyl a bien mis en évidence. Jusqu'à présent l'intérêt s'est porté sur les deux extrémités du spectre des niveaux de doses : les faibles doses dont j'ai décrit quelques domaines d'action et les fortes doses aux effets aigus. Les premières concernent des doses inférieures à la vingtaine de rems (0,2 sievert), les secondes des doses supérieures à 300-400 rems (3 à 4 sieverts). Le domaine intermédiaire est le plus difficile à étudier car il fait intervenir à la fois des effets de mortalité à long ou très long terme avec des effets de morbidité à moyen terme. Les experts soviétiques ont évalué les doses reçues par la population évacuée autour de Tchernobyl (les 135.000 personnes vivant dans un rayon de 30 km). Ces doses vont jusqu'à 50 rems (0,5 sievert) et il ne s'agit que du rayonnement externe indépendamment de la contamination interne qui n'a pu être évitée. Nous n'avons aucune indication (et les experts ne semblent pas curieux à ce sujet quand ils discutent avec leurs collègues soviétiques) sur les doses reçues par certaines catégories de personnes : les pilotes des hélicoptères qui survolèrent le réacteur en détresse, les chauffeurs des autobus qui firent la navette en atmosphère fortement contaminée pour évacuer les 135.000 personnes, les soldats qui «nettoyèrent» une partie du site pour permettre le redémarrage des réacteurs non endommagés ; dans des films on a vu des soldats nettoyer des maisons au jet d'eau, sans masque ou avec des masques tout à fait rudimentaires, en bras de chemise, col largement ouvert et le facteur de risque n'a pas dû compter pour beaucoup dans la stratégie des autorités responsables. Les doses reçues par ce personnel ont dû être importantes même si elles n'ont pas atteint la plage des effets aigus immédiats. L'Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire indique dans son rapport de juin 1986 [8] une évaluation de débits de dose au voisinage du «sarcophage» particulièrement inquiétants et dangereux. Traiter toutes ces personnes de héros ne fait qu'escamoter le problème. Nous ignorons si ces héros étaient tous volontaires et conscients des dangers réels qu'ils allaient encourir. Ces deux conditions figurent explicitement dans l'article 191 des Recommandations de 1977 de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR, publication 26) [9]. Ces personnes portaient-elles des dosimètres individuels ? Quel sera leur suivi médical ? L'opinion publique internationale et les organisations qui défendent habituellement les grandes causes morales ne se sont guère inquiétées à leur sujet.

CARACTERISTIQUES FONDAMENTALES DES EFFETS BIOLOGIQUES DES FAIBLES DOSES DE RAYONNEMENT

Juste après l'accident de Three Mile Island en mars 1979, un journal d'information fort respecté affirmait sans le moindre doute : « en dessous de 25 rems pas d'effets ».

Ceci est parfaitement vrai si l'on considère les effets immédiats cliniquement (et médiatiquement) identifiables. Affirmation complètement fausse si l'on prend en compte les effets à long terme ; mourir d'un cancer quelques années après une irradiation, est-ce un effet sans importance ?

Les effets biologiques des faibles doses de rayonnement ionisant sont essentiellement :

- l'induction de cancers chez les irradiés
- la production de défauts génétiques chez leurs descendants.

En ce qui concerne les foetus, la CIPR reconnaît désormais que des retards mentaux sévères peuvent être causés par l'irradiation *in utero* [10].

Cancers et défauts génétiques radioinduits à long terme prennent exactement les mêmes formes que les cancers et les défauts génétiques que l'on peut observer en dehors de toute irradiation artificielle. Les cancers radioinduits sont **indiscernables** des autres cancers. Il est donc impossible d'identifier *individuellement* ces effets dans une démarche strictement causale. Il s'agit là d'effets que les spécialistes qualifient de stochastiques. Ces effets se produisent au hasard. Une population irradiée présentera une fréquence de mortalité par cancers plus grande qu'une population identique non irradiée.

Rechercher à identifier individuellement de tels effets dans ces conditions n'a donc aucun sens. Ainsi, fonder le bilan de l'industrie nucléaire chez les travailleurs sur le nombre de cas reconnus individuellement comme ayant une cause professionnelle est un non-sens scientifique.

Aucune approche individuelle n'étant possible, seules des études statistiques, épidémiologiques ont un sens et permettent d'évaluer le « détriment » (terme utilisé pour désigner la mort) dû au rayonnement tant chez les travailleurs que dans le public.

La seconde caractéristique des effets biologiques des faibles doses est le **temps de latence** très long entre l'induction et l'expression de l'effet. Pour les cancers ce temps peut dépasser 30 ans, pour les effets génétiques il s'agit de toutes les générations à venir.

On voit donc à partir de ces deux caractéristiques fondamentales, approche statistique et temps de latence très long, que la mise en évidence de ces effets et l'évaluation de leur importance ne peut se faire qu'après avoir collecté des données de mortalité sur des temps très longs et sur des

populations importantes numériquement et dont les caractéristiques de santé sont bien connues.

Pour les promoteurs de l'industrie nucléaire, les statistiques de mortalité deviennent des informations stratégiques qu'il n'est pas souhaitable de mettre sans précaution dans le domaine public. En France l'accès aux fichiers de mortalité est bien contrôlé. Seules des statistiques nationales ou régionales sont accessibles aux scientifiques indépendants. Il nous est impossible d'obtenir les données mensuelles de mortalité qui seraient nécessaires pour effectuer des études valables autour de sites nucléaires. A titre d'exemple, nous avons tenté il y a quelques années d'obtenir ces renseignements pour des localités de la région parisienne voisines d'une usine de radium fermée dans les années 40 et qui avait été laissée à l'abandon sans aucune décontamination. Ce fut un échec total. Seule une intervention particulièrement ferme des autorités locales pourrait peut-être permettre de débloquer ce genre de situation, à condition bien sûr d'être au préalable convaincu que les faibles doses sont peut-être dangereuses.

La région de Montélimar, avec d'une part sa très forte concentration d'installations nucléaires (réacteurs de Tricastin et de Cruas, usine d'enrichissement d'Eurodif, usine de Comurhex sans parler des unités plus petites) et d'autre part la stabilité des vents dominants, devrait permettre de déterminer s'il y a ou non un effet de ces installations sur la mortalité de la population soumise aux rejets radioactifs. La région de La Hague aussi. Etablir un bilan de l'industrie nucléaire sans que des études sérieuses de ce genre soient faites n'est qu'un abus de langage. La méthodologie à utiliser pourrait être celle décrite dans l'évaluation des effets sur les Mormons de l'Utah des retombées radioactives des tests de bombes atomiques dans le Nevada [11]

En ce qui concerne les effets **génétiques**, il n'y a guère de données humaines. Cependant, certaines données existent qui seraient directement exploitables. Lorsque le Pr Mancuso a collecté les données de mortalité relatives aux travailleurs de l'usine américaine de Hanford, il a rassemblé des données sur la morbidité des enfants des travailleurs, qui lui ont été confisquées par le gouvernement américain peu après la publication des résultats concernant la mortalité par cancer chez les travailleurs.

Un an et demi après la catastrophe de Tchernobyl le gouvernement soviétique n'a publié aucune donnée statistique sur l'état sanitaire des 135.000 personnes évacuées autour du site et sur leurs descendants. On peut estimer à près de 3.000 les naissances qui auraient dû se produire normalement dans cette population. Il y a là une source d'information particulièrement importante, bien plus importante et bien plus signi-

ficative que ce qu'on peut obtenir en laboratoire sur des souris ! Un gouvernement réputé pour l'efficacité de son contrôle étatique devrait être particulièrement efficace pour mener à bien ce genre d'étude.

Il est urgent que ces données qui concernent la santé publique et le patrimoine génétique de l'humanité entière soient rendues publiques et accessibles à tout scientifique désirant étudier ces problèmes.

LE FACTEUR DE RISQUE CANCERIGENE

Dans ce qui suit, je n'évoquerai que les effets cancérigènes du rayonnement (ce qui est loin de couvrir la majeure partie de ses effets biologiques).

En ce qui concerne le **rayonnement externe**, la situation tend à se clarifier. Les différentes études épidémiologiques qui semblaient totalement inconciliables conduisent à des résultats relativement concordants.

En ce qui concerne l'effet de la **contamination interne** par les radionucléides relâchés dans l'environnement, Tchernobyl a montré l'ampleur de l'ignorance sur ce sujet. Les enseignements relatifs aux effets de la contamination n'ont pas été systématiquement recherchés lors des incidents et accidents antérieurs — Windscale, Kyshtym, Three Mile Island pour ne citer que les plus importants. Il est à craindre qu'il en soit de même avec Tchernobyl. Des examens systématiques anthropogammamétriques auraient pu donner des indications sur les modèles de transfert chez l'homme de radioéléments comme l'Iode ou les Césium, en fonction de l'âge, des habitudes alimentaires etc... Cela n'a pas été fait. Il serait important que des registres de cancers soient établis soigneusement car aucune étude pour déterminer l'impact d'un accident n'est possible s'il n'y a pas un suivi antérieur qui puisse servir de référence.

Rappelons les deux caractéristiques essentielles des effets cancérogènes du rayonnement :

- **indiscernabilité des cancers radioinduits** parmi l'ensemble des cancers,

- **long temps de latence** avant qu'apparaisse l'expression clinique du cancer radioinduit.

L'effet cancérigène du rayonnement est défini par une grandeur qu'on appelle généralement le **facteur de risque**. C'est le nombre de cancers **mortels** qui seront produits par unité de dose (1).

Cela suppose une première propriété : l'**additivité** de l'effet des doses. Cette hypothèse n'est pas contestée actuellement. Les effets de doses délivrées séparément dans le temps s'ajoutent. Ce qui compte c'est la dose cumulée reçue. De là on déduit le concept de **dose collective**, qui est la somme de toutes les doses reçues par chacun des individus d'une

(1) l'unité de dose est le *rem* ou le *sievert* (1 sievert - Sv = 100 rems).

population donnée. Elle s'exprime en hommes x rems ou en hommes x sieverts. Le fait de «diluer» la dose (ou la contamination) dans une population plus importante numériquement ne réduit pas le nombre de morts. Il ne fait que démocratiser l'effet en l'élargissant à une population plus nombreuse.

Les experts internationaux ont admis un **modèle linéaire**. Toute dose de rayonnement produit un effet qui lui est proportionnel. Il n'y a pas de seuil en dessous duquel l'effet biologique serait nul. Cependant la CIPR a formulé en 1977 ses recommandations d'une façon tellement ambiguë qu'elle permet l'utilisation médiatique du rassurant modèle à seuil.

On peut résumer ainsi la polémique qui a secoué le milieu des experts en radioprotection :

1) Quel modèle doit-on utiliser pour la relation effet/dose ? un modèle à seuil, de type quadratique, un modèle linéaire, un modèle dit supra-linéaire (Figure 1) ?

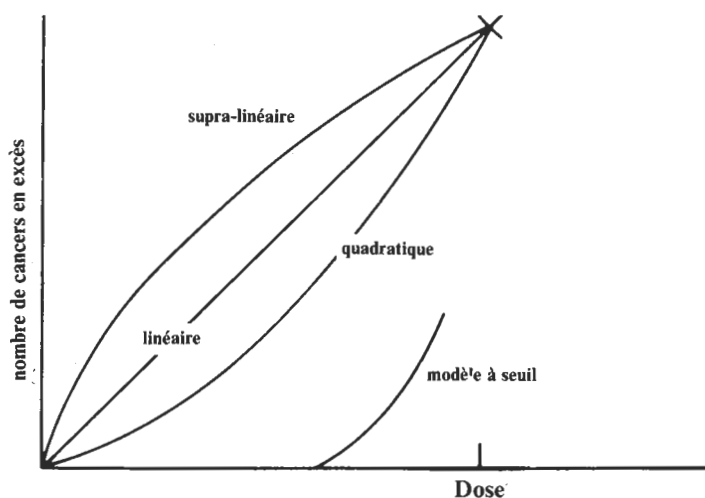


Figure 1

Différentes formes de courbes représentatives
de la relation entre le risque et le rayonnement
(relation effet/dose)

2) Le modèle choisi sera-t-il de type **absolu** ou de type **relatif** ? La distinction entre ces deux modèles est la suivante : dans le modèle de risque absolu, le nombre de cancers mortels en excès ne dépend que de la dose collective reçue par la population étudiée. Dans le modèle du risque

relatif, l'excès de cancers mortels dépend à la fois de la dose reçue et d'autres facteurs comme l'âge, le sexe, l'état de santé. Le risque serait plus important pour les groupes présentant un taux de mortalité naturelle plus élevé : les enfants et les personnes âgées, les malades. Dans le cas du risque absolu, une pratique de protection collective se justifie ; dans le cas du risque relatif, ce genre de pratique ne garantit pas du tout la protection des individus.

La détermination du modèle qui représente le mieux les effets cancérogènes du rayonnement est donc capitale pour justifier les procédures envisagées pour gérer les crises nucléaires. Dans la pratique, en France, les autorités responsables n'envisagent qu'une gestion sociale de l'accident nucléaire, elles rejettent a priori le modèle du risque relatif qui introduit des contraintes importantes pour la gestion des accidents. Là encore il ne s'agit pas d'un débat abstrait mais de problèmes concrets concernant la vie des individus. C'est ainsi qu'en France les responsables du ministère de la santé refusent d'appliquer des normes de contamination des aliments différenciées suivant les différentes classes d'âge, selon en particulier qu'il s'agit de nourrissons ou d'adultes, contrairement à ce qui se pratique en Grande-Bretagne et en RFA.

3) Si l'on adopte un modèle linéaire sans seuil, quel est le facteur de risque cancérogène ? Cela signifie : combien de cancers mortels seront produits si une population donnée est exposée à une certaine dose de rayonnement ? Comme l'indique le tableau ci-dessous, les résultats des diverses études épidémiologiques divergent très largement sur ce point.

Tableau 1
Estimation des effets cancérogènes du rayonnement
(pour 10.000 hommes x sieverts, par exemple 1 million de personnes
recevant une dose individuelle de 0,01 sievert (1 rem)).

	CANCERS MORTELS	CANCERS NON MORTELS	FACTEUR DE RISQUE CANCERIGENE (par Sv)
UNSCEAR [12]	75 à 175	111 à 332	5 x 10 ⁻² (limite supérieure)
BEIR III [14]	158 à 501	4 à 770	13 x 10 ⁻² limite supérieure)
MSK [6]	>1.250		>12,5 x 10 ⁻² (mortalité)
KNOX [7]	2.000		20 x 10 ⁻² (mortalité)
CIPR 26	125	<i>ne sont pas pris en considération</i>	1,25 x 10 ⁻² (mortalité)
PRESTON [5]	1.740 580 à 1.160		17,4 x 10 ⁻² (mortalité) 5,8 à 11,6 x 10 ⁻² (mortalité)

Les études [5], [6] et [7] sont basées uniquement sur des données de mortalité - travailleurs du nucléaire pour [6], enfants irradiés in utero pour [7], survivants japonais pour [5].

La CIPR, qui sert de référence à toutes les instances officielles nationales, a fixé ce facteur en 1977 (publication 26) à 125 cancers mortels pour une dose collective de 1 million d'hommes x rems (10.000 hommes x sieverts). Des études épidémiologiques ont montré que l'évaluation de la CIPR pouvait sous-estimer l'effet des rayonnements d'un facteur supérieur à 15. Le nombre de morts par cancer pourrait ainsi être de 2.000 pour 10.000 hommes x sieverts [7].

SUIVI DES SURVIVANTS JAPONAIS AUX BOMBES ATOMIQUES DE 1945 : LES PREMIERES ESTIMATIONS [13]

L'évaluation officielle du facteur de risque cancérigène du rayonnement est essentiellement basée sur l'étude des survivants japonais de Hiroshima et de Nagasaki.

En Octobre 1950, soit 5 ans après les bombardements, il fut décidé de suivre la population des survivants de Hiroshima et Nagasaki. Au début l'étude consista en une série de rapports sur la mortalité établis par la Commission d'évaluation des dommages dus aux bombes atomiques (ABCC : Atomic Bomb Casualty Commission). L'étude fut ensuite confiée à une Fondation pour la recherche des effets du rayonnement (RERF : Radiation Effects Research Foundation). L'étude est dite «Life Span Study (LSS)» ce qui signifie que le suivi sera fait jusqu'à la mort du dernier survivant. Les résultats sont mis à jour périodiquement mais l'ensemble des données est la propriété exclusive de la Fondation et il n'est pas possible de les obtenir pour un chercheur indépendant désirant effectuer certaines vérifications.

L'étude initiale portait sur une cohorte d'environ 80.000 personnes identifiées par un recensement en 1950 et sélectionnées parmi les survivants à cette date.

La détermination de l'effet biologique du rayonnement pose 3 types de problèmes :

- 1) Etablissement d'une dosimétrie individuelle du rayonnement reçu pour chacune des personnes du groupe exposé.
- 2) Collecte des données de mortalité.
- 3) Vérification des hypothèses faites sur la nature de la population suivie afin d'en établir la représentativité.

Pour le suivi des survivants japonais ces 3 points ont posé de graves problèmes.

La dosimétrie du rayonnement reçu par les survivants japonais (TD 65)

Afin de déterminer la dose reçue, il a été demandé à chaque survivant lors du recensement de 1950 d'indiquer l'endroit où il se trouvait au moment de l'explosion. Une simulation mathématique des explosions a été effectuée à partir des données fournies par les militaires (nature des

bombes, puissance, etc...) et a permis de déterminer pour chaque ville la dose reçue en fonction de la distance à l'épicentre. Une vérification expérimentale du modèle mathématique utilisé a été faite dans le désert du Nevada.

Un résultat important de ce calcul était le suivant : la bombe de Hiroshima (à uranium enrichi) avait émis beaucoup plus de neutrons que celle de Nagasaki (au plutonium), ce qui amenait les experts à attribuer aux neutrons une bonne partie de l'excès de cancers. Les neutrons apparaissaient comme particulièrement dangereux. Les experts officiels étaient en désaccord sur ce résultat et certains acceptaient difficilement le facteur très pénalisant affecté aux neutrons. Cependant les discussions sont restées pendant longtemps à l'intérieur d'un cercle d'experts très fermé. La discorde éclata ouvertement en 1979 [14] au sein d'un Comité pour l'évaluation des effets biologiques des rayonnements ionisants (Comité BEIR) de l'Académie des Sciences des USA. Ce Comité est l'un des supports techniques les plus écoutés par la CIPR. Certains de ses membres, comme Rossi, proposaient d'atténuer fortement le facteur de risque des rayons gamma quitte à accroître celui des neutrons pour rétablir la balance. Le Président, E. Radford, défendait la thèse opposée. Attribuer la plupart des cancers des survivants aux neutrons aurait logiquement conduit à réduire les doses maximales admissibles pour les neutrons d'une façon telle que certaines activités nucléaires s'en seraient trouvées paralysées, celles des laboratoires militaires en particulier.

La simulation mathématique avait été effectuée par un physicien du Centre Nucléaire d'Oak Ridge, J. Auxier, et le détail de ses calculs non publié. Quand le National Council on Radiation Protection (NCRP) lui demanda de justifier ses évaluations, la réponse fut assez étonnante. Il ne pouvait donner aucune précision car ses archives avaient été détruites par erreur au cours d'un changement de bureau ! [15].

Les caractéristiques des bombes de Hiroshima et Nagasaki furent déclassifiées en 1976 mais non publiées. Plusieurs laboratoires nationaux américains étaient intéressés par ce problème de l'efficacité biologique des neutrons et certains physiciens réexaminèrent les résultats (des fuites leur permirent d'accéder aux données non publiées). Il devint évident que les résultats officiellement admis étaient entachés d'erreurs. Finalement deux physiciens du Laboratoire National de Livermore impliqués dans les recherches sur des armes nucléaires reprirent complètement les calculs en 1980. La publication de leurs résultats en 1981 [16] jeta la communauté des experts dans la confusion la plus totale. La déclaration la plus surprenante a été faite par Seymour Jablon, responsable de l'étude sur les survivants japonais. Voici ce qu'il dit au cours d'un débat scientifique : «je pense qu'il est absolument nécessaire, dans cette ténébreuse affaire, que tout système de dosimétrie qui finalement en résultera soit

raisonnablement en correspondance avec les effets biologiques que nous connaissons». Il proposa même d'adjoindre à l'équipe de physiciens chargée de recalculer la dosimétrie, des experts biologistes de la NRCP. Etait-ce pour surveiller qu'il n'y aurait pas de «dérage» ? En résumé, pour le responsable de l'étude sur laquelle se fonde toute la radioprotection internationale, la réévaluation de la dosimétrie ne pouvait être correcte que si elle était conforme aux risques biologiques du rayonnement évalués à partir d'une dosimétrie complètement erronée.

Signalons encore un autre point concernant cette «affaire». Au cours des discussions de 1981, J. Auxier, le responsable des calculs et de la disparition des données, déclara [17] : «nous savions à ce moment-là [en 1965] que la réponse que nous avions n'était pas assez bonne, mais nous avions une réponse et les crédits [affectés à l'étude] s'épuisèrent».

L'important pour cet expert n'était pas d'avoir une réponse juste, mais simplement une réponse. Comme cette réponse conduisait à un risque du rayonnement assez faible et acceptable pour l'énergie nucléaire, apparemment personne parmi les experts ne chercha à en savoir davantage.

Après plusieurs années de travail, la Fondation RERF à Hiroshima a établi le nouveau système de dosimétrie (dit DS 86). Cependant il a fallu modifier la cohorte car il n'a été possible de calculer correctement la dosimétrie que pour 20 % des personnes de la cohorte initiale, faute d'avoir des informations suffisantes pour les autres [5]. La dosimétrie individuelle pour le reste de la cohorte a été déterminée d'une manière indirecte après adoption de diverses hypothèses.

Remarquons qu'il est généralement mal considéré, dans une étude épidémiologique, de changer les données de base lorsque les résultats finaux sont connus. Lorsqu'on procède de cette façon, l'étude perd habituellement une bonne partie de sa crédibilité scientifique.

Les données de mortalité

La CIPR a établi son facteur de risque sur les données de mortalité recueillies jusqu'en 1974. Cela supposait qu'à cette date la quasi-totalité des cancers radioinduits s'étaient exprimés et avaient été identifiés. L'essentiel de l'excès de mortalité par cancer concernait la leucémie. Les données actuelles montrent que depuis 1974 l'excès de leucémies est assez faible mais que par contre l'excès des autres cancers n'a fait que croître chaque année et qu'on n'observe pas encore le début d'une décroissance. Cela signifie qu'il faut s'attendre dans les années à venir à ce que d'autres cancers radioinduits apparaissent, ce qui affectera en hausse le facteur de risque.

L'application de la nouvelle dosimétrie et l'utilisation des données de mortalité les plus récentes ont considérablement modifié la forme des

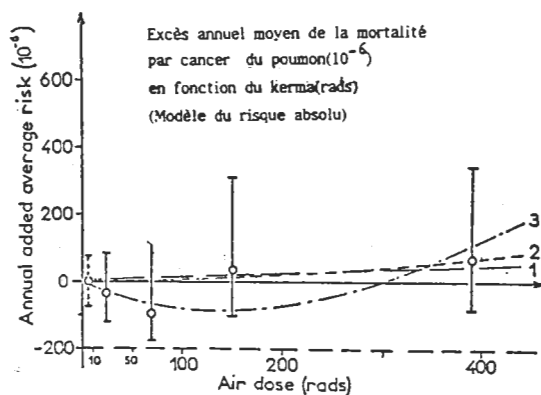


Figure 2

Figure 3

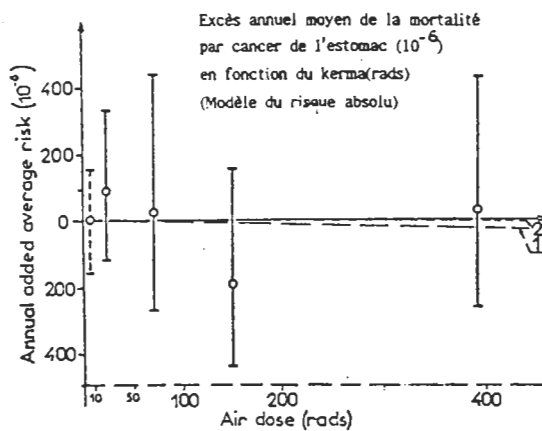
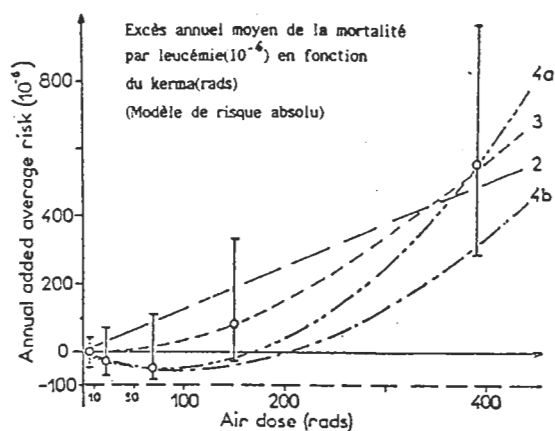


Figure 4

ER [18].

D'après M. Delpla et G. Wolber [18].

courbes effet/dose qui modélisent les effets cancérogènes. Antérieurement ces courbes présentaient assez nettement un seuil vers 100 rads (1 gray) et même un effet «bénéfique» en dessous de cette valeur. Ainsi pouvait-on lire dans un texte de deux experts du comité de radioprotection de l'EDF intitulé «Modèles mathématiques sanitaires et leur emploi malencontreux» : «Nos connaissances dans ce domaine depuis 1957 ont progressé, révélant l'existence de seuils et probablement d'effets qu'on pourrait qualifier de radioprotecteurs» [18] (Figures 2,3,4).

La courbe actuelle pour les tumeurs solides ne présente plus du tout l'allure d'une courbe à seuil. Ainsi il n'est plus possible de dire que le modèle linéaire surestime considérablement le risque du rayonnement. En fait les résultats concernant les doses les plus faibles semblent montrer que le modèle linéaire sous-estime le risque aux faibles doses et que le modèle supra-linéaire est mieux adapté.

Pour la leucémie il faut ajouter une contribution quadratique à la composante linéaire mais cette dernière est de beaucoup la plus importante.

Nous reprendrons plus loin l'analyse des résultats récents concernant les survivants.

La représentativité des survivants japonais

Depuis 1972 le Dr A. Stewart attire l'attention des comités chargés d'établir les normes de radioprotection sur les dangers de fonder ces normes sur des résultats obtenus sur une population aussi particulière que celle des survivants. Les Japonais de Hiroshima et Nagasaki ont survécu à des situations catastrophiques qui ont conduit à une sélection, seules les personnes de constitution robuste ont pu survivre ; c'est là un cas particulier de la survivance des mieux adaptés. Les bombes A ont tué un grand nombre de personnes quasi instantanément. D'autres furent fortement irradiées et moururent quelques semaines ou quelques mois plus tard. Beaucoup d'autres parmi les survivants des premiers mois eurent à subir les conséquences à plus long terme des bombardements : blessures, brûlures etc... D'autres personnes initialement non exposées ou peu atteintes par le rayonnement durent subir les conséquences sociales des suites des bombardements : nourriture insuffisante, vie dans les ruines, épidémies etc... La conséquence a été d'accroître considérablement la mortalité générale dans les premières années qui suivirent les bombardements. Seuls les plus résistants survécurent à ces conditions de vie.

Les atteintes à la santé dépendaient assez fortement des doses reçues, ce qui devait conduire à une sélection des mieux adaptés d'autant plus grande que la dose reçue était plus élevée. On aurait donc dû observer chez les survivants un taux de mortalité qui décroissait quand les doses

BILAN DE LA MORTALITE A HIROSHIMA ET NAGASAKI

Population initiale avant les explosions	429.000
Nombre de morts dans les 24h après les explosions	67.000
Nombre de survivants après 24h	362.000
Nombre de morts entre 1945 et 1950 (1er jour exclu)	77.500
Nombre de morts attendus entre 1945 et 1950	18.100
Nombre de survivants en 1950	284.500
Nombre de morts entre 1951 et 1974	70.500

30 % de la population a disparu de
1945 à 1950 par des effets à court terme

reçues augmentaient. Un tel effet ne fut pas observé. Le taux de mortalité générale variait très peu avec les niveaux de doses et l'hypothèse d'A. Stewart est qu'un autre effet variant en sens inverse venait compenser l'effet de survivance des mieux adaptés. Cet effet est celui des séquelles à la moelle osseuse. La moelle osseuse est le tissu du corps humain le plus sensible au rayonnement. C'est ce tissu qui dirige la production des globules rouges du sang ainsi que l'identification des organismes étrangers (contrôle du système immunitaire). Toutes les cellules qui effectuent les échanges respiratoires par l'hémoglobine, et la plupart des cellules qui contrôlent le système immunitaire sont formées dans la moelle osseuse. Les cellules souches hématopoïétiques à partir desquelles sont formées les cellules de la circulation sanguine sont extrêmement sensibles aux agressions en général et particulièrement au rayonnement. Cependant elles ont une très grande faculté de récupération et de régénération. Mais il n'est pas évident que des fortes doses de rayonnement ne puissent produire que deux types de phénomènes :

— soit une mort rapide par effondrement aigu de la moelle osseuse suite à sa destruction,

— soit une récupération totale des cellules souches qui contrôlent les cellules nécessaires aux fonctions respiratoires et immunitaires.

Des perturbations plus ou moins importantes suivant le niveau des doses reçues peuvent subsister sans qu'on puisse directement les identifier. D'après A. Stewart, toute perturbation sur les cellules à fonction respiratoire se traduira par un excès de mortalité par anémie et vice-versa, toute perturbation des éléments du système immunologique se traduira par un accroissement de la mortalité par infections.

Les deux phénomènes, survivance des mieux adaptés et atteinte permanente de la moelle, dépendent des doses mais de façon inverse. Ils peuvent donc se compenser et conduire à une mortalité générale indépendante des doses, donnant à la population des survivants l'apparence de la normalité [17], [19], [20].

Il y aurait donc un biais dans l'étude des survivants, et la transposition des résultats obtenus à une population normale devrait exiger certaines précautions afin d'évaluer l'importance de ce biais.

LES RESULTATS RECENTS DU SUIVI DES SURVIVANTS JAPONAIS (Figures 5, 6, 7, 8)

E. Radford, ancien Président du Comité BEIR de l'Académie des Sciences des USA, après avoir travaillé à la Fondation RERF à Hiroshima a résumé d'une façon claire les résultats que l'on peut déduire actuellement du suivi des survivants japonais. Il les a présentés au cours d'une conférence qui s'est tenue à Londres en novembre 1986 sur les effets biologiques des rayonnements ionisants [21].

1) La mortalité par cancers ne peut pas représenter correctement à elle seule le détriment produit par le rayonnement. Il faut aussi tenir compte de l'incidence des cancers non mortels.

2) Le modèle du risque relatif représente plus correctement les effets cancérogènes que le modèle du risque absolu.

3) Le facteur de risque est fortement dépendant de l'âge au moment de l'irradiation. Ainsi le risque relatif pour les personnes irradiées avant l'âge de 10 ans est environ 8 fois plus élevé que pour ceux qui ont été irradiés après l'âge de 35 ans.

Les enfants forment un groupe à haut risque, il pourrait être nécessaire d'introduire des coefficients spécifiques pour les différents groupes d'âge et ceux-ci pourraient être assez élevés pour les jeunes enfants.

4) L'hypothèse de l'absence d'un seuil ne surestime pas le risque. La courbe de réponse à la dose est compatible avec une ligne droite même pour les doses faibles (3 rems). Cependant le modèle supra-linéaire semble le meilleur. Ainsi pour une dose de 3 rems le facteur de risque relatif par unité de dose est 3,4 fois plus élevé que celui correspondant à des doses d'irradiation supérieures à 100 rems.

5) La radiosensibilité varie considérablement suivant les tissus irradiés.

6) La plupart des cancers montrent un effet du rayonnement encore en augmentation 40 ans après l'irradiation.

7) A Hiroshima on constate encore un faible excès de leucémies.

8) L'excès des tumeurs de la thyroïde est actuellement en régression.

9) Certaines tumeurs bénignes sont corrélées au rayonnement.

E. Radford [21] dans sa conclusion propose une réévaluation en hausse du détriment dû au rayonnement d'un facteur 8 par rapport aux recommandations de 1977 de la CIPR, qui sont encore officiellement reconnues comme les seules valables.

Cette conclusion est cependant peu cohérente avec les résultats numériques donnés dans le corps de son article. Il fait en effet par ailleurs

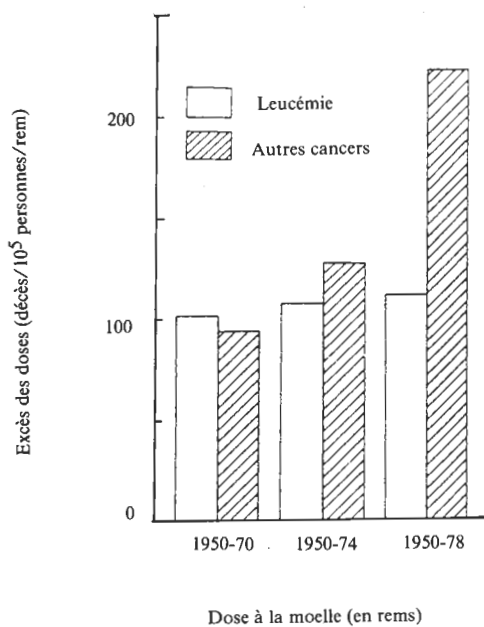


Figure 5
Excès des décès par leucémie
et par tous autres cancers
D'après Noboru Tatabe
(*International Perspectives
in Public Health*, vol. 3,
n° 1, 1987).

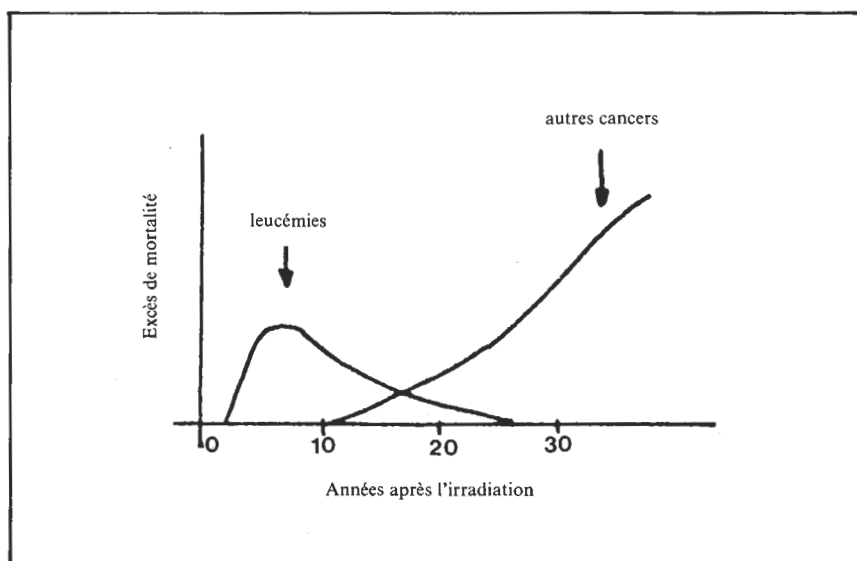


Figure 6
Schéma de l'excès de mortalité annuelle par cancers
en fonction du temps écoulé depuis l'irradiation

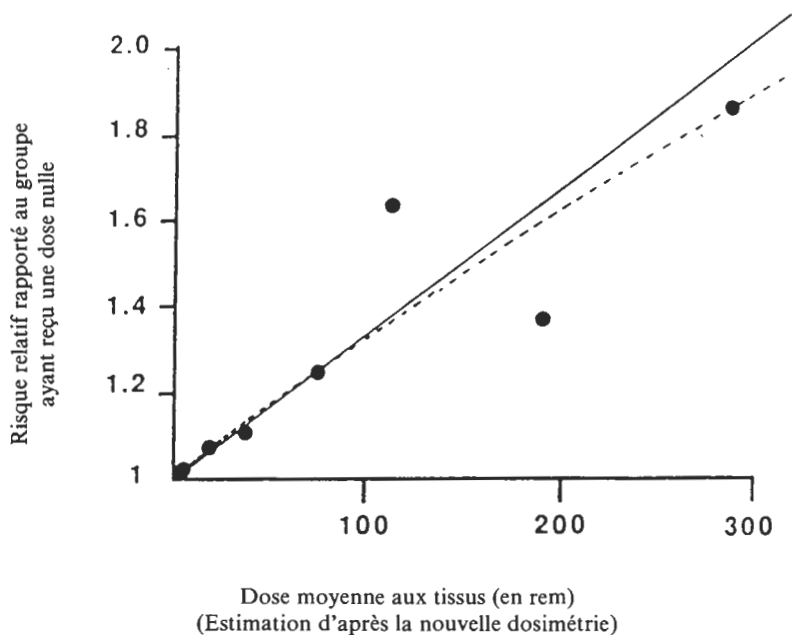


Figure 1 : Mortalité par cancers dans la population LSS en fonction de la dose moyenne aux tissus en rem pour tous les cancers, sauf la leucémie. Les données correspondant à la période 1955-1982, pour les deux villes et les deux sexes combinés et l'ensemble de tous les âges.

En ordonnées : le risque de cancers rapporté au groupe non exposé. Les doses sont estimées à partir du nouveau système de dosimétrie avec un facteur de qualité de 10 pour les neutrons.

En ligne pleine : la ligne droite qui passe par l'origine et qui représente le mieux les données.

En ligne pointillée la courbe qui représente l'équation : Effet = $aD + bD^2$ où D est la dose et a et b sont des constantes. La courbure vers le bas indique que le coefficient b est négatif.

Figure 7

(D'après E. Radford [21])

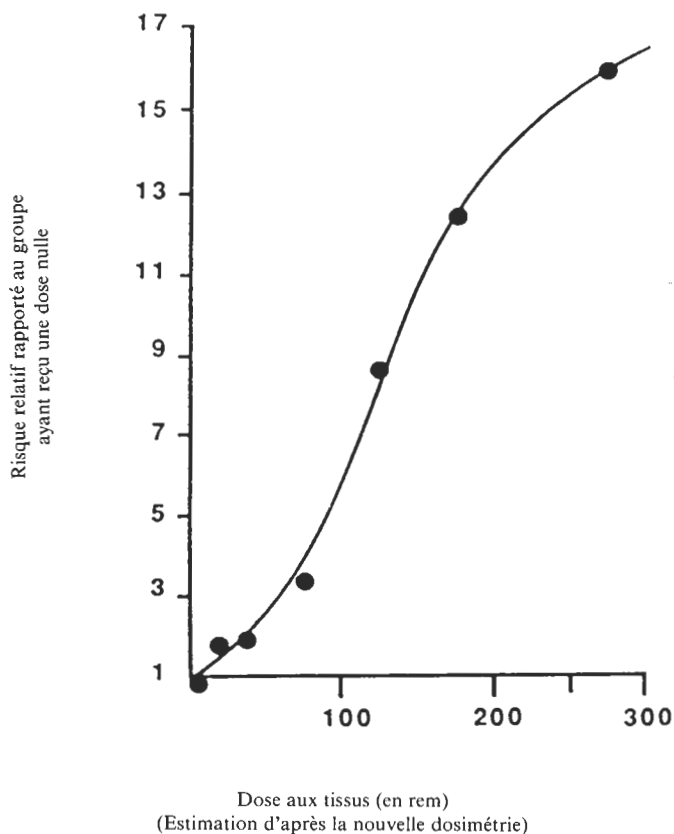


Figure 2: Morts par leucémie dans la population LSS en fonction de la dose moyenne aux tissus en rem. Les données correspondent à la période 1950-1982 pour les deux villes et les deux sexes combinés et l'ensemble de tous les âges. Les ordonnées et les abscisses sont identiques à celles de la figure 1. La ligne pleine a été tracée à l'oeil pour représenter au mieux les données.

Figure 8
(D'après E. Radford [21])

état d'une dose de doublement (2) de 138 rems, ce qui correspond à un facteur de risque égal à 1880 cancers mortels pour 10.000 hommes x sieverts. Cette valeur est 15 fois supérieure à l'estimation de la CIPR.

Dans le rapport de 1987 de la Fondation qui étudie la mortalité chez les survivants japonais, Preston et Pierce [5] présentent des résultats très voisins : 1.740 cancers mortels pour 10.000 hommes x sieverts. Ces auteurs mentionnent qu'il faudrait introduire un facteur de réduction compris entre 1, 5 et 3 pour tenir compte d'un éventuel effet quadratique dans l'extrapolation des résultats vers les faibles doses. Cet effet n'est cependant pas mis en évidence dans leur étude bien qu'une partie importante de la cohorte (80 %) ait reçu des doses relativement modérées (de 0,5 à 50 rads). Si cet effet correctif était justifié le facteur de risque serait de 5 à 10 fois supérieur à celui de la CIPR.

L'ETUDE SUR LES TRAVAILLEURS DE L'USINE NUCLEAIRE AMERICAINE DE HANFORD

En 1977 furent publiés les résultats d'une étude faite sur les travailleurs de l'usine nucléaire de Hanford (USA). Leurs auteurs Mancuso, Stewart et Kneale trouvaient que le facteur de risque cancérigène du rayonnement déduit de la mortalité par cancer des travailleurs de cette usine était incompatible avec les affirmations de la CIPR.

Ce fut l'origine d'une violente polémique [6],[22].

L'étude portait sur un suivi de 28.000 personnes, d'abord de 1944 à 1974 puis jusqu'en 1977. Pour chaque travailleur, la dose cumulée de rayonnement d'origine professionnelle était connue et la cause de mort était identifiée en cas de décès. Les doses cumulées étaient faibles, inférieures à 5 rads, avec une valeur moyenne comprise entre 1 et 2 rads par travailleur. Il s'agit donc bien du domaine des faibles doses. La méthode statistique qui fut utilisée est très sophistiquée et plus puissante que les méthodes usuelles. Elle est d'ailleurs souvent utilisée pour des études testant l'efficacité des médicaments.

De nombreuses critiques furent faites à cette étude qui contredisait les conceptions habituellement admises en radioprotection. Les conclusions essentielles de l'étude dite MSK étaient les suivantes :

1) Il n'y avait pas de seuil dans la courbe représentant l'effet cancérigène du rayonnement en fonction de la dose.

2) La corrélation entre l'excès de cancers et les doses reçues était très forte.

3) L'effet était beaucoup plus important pour les tissus reconnus comme étant de radiosensibilité élevée (moelle osseuse, poumons, pancréas).

(2) La *dose de doublement* est la dose d'irradiation qui produit un nombre de cancers mortels radioinduits égal au nombre de cancers mortels naturels.

4) La courbe qui représente le mieux les résultats est de type supra-linéaire. La courbe de l'effet (excès de cancers) est fonction de la racine carrée de la dose. L'effet par unité de dose est donc renforcé pour les doses les plus faibles.

5) Le modèle du risque absolu n'est pas correct et le modèle du risque relatif représente beaucoup mieux les résultats.

6) Le facteur de risque cancérogène dépend de l'âge au moment de l'irradiation.

7) Le risque radioinduit de cancers mortels serait plus de 10 fois supérieur à celui admis par la CIPR (3).

DISCUSSION

Les études sur l'irradiation des foetus in utero [7] ne sont donc plus les seules à établir un facteur de risque beaucoup plus élevé que celui de la CIPR.

On constate d'autre part que les résultats obtenus à partir des données récentes du suivi des survivants japonais se sont considérablement rapprochés de ceux de l'étude de Mancuso, Stewart et Kneale.

Pour une dose de 3 rems, Radford indique dans son rapport une dose de doublement de 92 rems. L'étude sur les travailleurs de Hanford indiquait comme valeur la plus probable de dose de doublement 33,7 rads avec un intervalle de confiance à 95 % compris entre 15,3 et 79,7 rads.

Il ne reste donc qu'un facteur 2,7 entre les deux études, qui pourrait s'expliquer par la différence des niveaux de santé entre les deux populations et par les biais introduits chez les survivants par les séquelles des bombardements.

Il paraît évident maintenant que l'étude des travailleurs présente beaucoup moins de difficultés que celle des survivants des bombes pour lesquels il est nécessaire d'introduire de nombreux facteurs de correction.

Il existe de par le monde un grand nombre de données sur les travailleurs du nucléaire qui n'ont pas encore été analysées. Cependant il y a quelque espoir qu'une partie importante de ces données soient rendues publiques. En effet après l'accident de Three Mile Island en avril 1979, des associations de citoyens ont intenté un procès à la compagnie exploitante, la Metropolitan Edison. Un règlement judiciaire est intervenu en 1983 et il a été créé un Fonds Three Mile Island de la Santé Publique. Son but est de financer des études sur des sujets concernant le rayonnement. A la fin de 1983 le Fonds a décidé d'allouer «3 millions de dollars à des études améliorant la connaissance des risques de cancer associés à l'exposition aux rayonnements ionisants».

(3) En utilisant les valeurs numériques publiées par les auteurs on calcule un facteur de risque environ 50 fois celui de la CIPR.

A. Stewart a proposé une étude épidémiologique sur une cohorte de 298.000 travailleurs américains de l'énergie nucléaire qui dépendent du Département de l'Energie (DOE). On connaît leurs postes de travail, la dosimétrie, la contamination interne ; les dossiers médicaux et administratifs existent. Après de longues péripéties juridiques le projet d'A. Stewart a finalement été accepté et la subvention accordée. Le dernier verrou n'a pas encore sauté car les données ne sont pas accessibles et le Département de l'Energie est peu empressé à les fournir. Mais il y a bon espoir que l'étude soit commencée ce qui fournirait une base solide d'estimation des risques cancérogènes avec une bonne précision statistique, en tout cas pour le rayonnement externe.

L'effet cancérogène du rayonnement s'avère, d'après les données les plus récentes, beaucoup plus important que ce qui était admis auparavant par les experts officiels en radioprotection. Il est évident qu'il doit en être de même pour les effets génétiques qui relèvent de mécanismes similaires (mutations génétiques). Ceci aggrave encore les dangers des effets biologiques du rayonnement aux faibles doses.

Quant à la contamination interne, le problème reste ouvert car les données actuelles sont rudimentaires et peu fiables. Les autorités sanitaires internationales ne semblent pas décidées à obtenir rapidement une évaluation plus correcte. La protection de la santé publique ne semble pas être leur souci majeur face aux intérêts économiques de l'industrie nucléaire. Ceci est particulièrement grave lorsqu'il s'agit de fixer les normes de contamination radioactive des aliments en cas d'accident nucléaire.

- [1] Zhores A. MEDVEDEV, **Nuclear disaster in the Ourals** - Angus and Robertson, 1979. Paru en Français en 1988 sous le titre J. MEDVEDEV, **Désastre Nucléaire en Oural** - Ed. Isoète, 19, Rue Orange, 50100 Cherbourg.
- [2] J.P. PHARABOD et J.P. SCHAPIRA, **Les jeux de l'atome et du hasard** - Calmann-Lévy, Paris 1989.
- [3] J. BUSSAC, F. COGNE, J. PELCE, « Approche Française en matière d'accidents graves et de problématique du terme source », International Topical Meeting on Thermal Reactor Safety, San Diego, Feb. 2-6 1986 publié dans la *Gazette Nucléaire* n° 73/74, Nov-Déc 1986.
La Gazette Nucléaire est éditée par le GSIEN (Groupement de Scientifiques pour l'Information sur l'Energie Nucléaire, 2 Rue François Villon, 91400 ORSAY).
- [4] Rapport des experts soviétiques à l'IAEA, **The accident at the Chernobyl nuclear power plant and its consequences**, IAEA Experts' Meeting, 25-29 août 1986, Vienne. L'Annexe 7 de ce rapport porte sur les problèmes médicaux et biologiques de l'accident de Tchernobyl, voir l'analyse dans la *Gazette Nucléaire* n° 73/74 Nov-Déc 1986.
- [5] Dale L. PRESTON, Donald A. PIERCE, **The effects of changes in dosimetry on cancer mortality risk estimates in the atomic bomb survivors**, RERF TR 9-87 (1987).
- [6] T.F. MANCUSO, A. M. STEWART, G. W. KNEALE, « Hanford I : Radiation exposures of Hanford workers dying from cancer and other causes » - *Health Physics*, 33, 369, (1977).
R. BELBEOCH, B. BELBEOCH, D. LALANNE, Fiche Technique n° 34, « Effets des faibles doses de rayonnement. Analyse des données sur la mortalité par cancers et autres causes parmi les travailleurs de l'usine de Hanford » - GSIEN, Novembre 1978.
- [7] E. G. KNOX, A. M. STEWART, G. W. KNEALE, E. A. GILMAN, « Prenatal irradiation and childhood cancer » - *Journal of the Society for Radiological Protection*, vol. 7 n° 4 (1987).
Une étude antérieure avait montré 2 fois plus de cancers mortels chez les enfants dont les mères avaient subi des radiodiagnostic obstétricaux pendant la grossesse ; cette étude donne un facteur de risque 16 fois supérieur à celui de la CIPR et est en accord avec une étude toute récente sur l'influence du rayonnement naturel sur les cancers des enfants, rayonnement naturel qui serait responsable de plus de 66 % des cancers. (G.W. KNEALE, A.M. STEWART, « Childhood cancers in the UK and their relation to background radiation » - *Radiation and Health*, Ed. R.R. Jones, R. Southwood (1987), John Wiley.
- [8] Rapport IPSN n° 2/96, **L'accident de Tchernobyl**, Révision n° 2, Juin 1986. Assez curieusement le débit de dose indiqué dans ce rapport ne figure plus dans la révision n° 3 d'Octobre 1986.
- [9] Recommandations de la Commission Internationale de Protection Radiologique, **Publication 26** (1977).
- [10] CIPR, **Déclaration de Côme**, Sept. 1987.
- [11] Carl J. JOHNSON, « Cancer incidence in an area of radioactive fallout downwind from the Nevada test site » - *JAMA*, 251, 230-236 (1984).
- [12] UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), **Sources and Effects of Ionizing Radiation** - Rapport à l'Assemblée Générale des Nations Unies, 1977.

- [13] D. LALANNE, « Analyse et critique des cas de leucémie observés à Nagasaki et Hiroshima » - *GSIEN*, Fiche Technique n° 4, Janvier 1974.
- [14] Rapport du Comité BEIR III (Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation, 1980), **The effects on populations of exposure to low levels of Ionizing Radiation**, USA.
- [15] Science, « New A-bomb studies alter radiation estimates », vol. 212, 22 Mai 1981.
Les bases de 15 ans de recherches sur le rayonnement pourraient être fausses. La toxicité du rayonnement pourrait être sous-estimée.
Science, « New A-bomb data shown to radiation experts », 19 juin 1981.
Les participants à la conférence sont impressionnés par la révision affectant les données de Hiroshima et Nagasaki mais ne prévoient que peu de changement dans les estimations du risque.
- [16] W. E. LOEWE, E. MENDELSON, « Neutron and gamma doses at Hiroshima and Nagasaki » - *Nuclear Science and Engineering*, 81, 1982.
W. E. LOEWE, E. MENDELSON, « Revised doses estimates at Hiroshima and Nagasaki » - *Health Physics*, vol. 41, n° 4, 1981, 663.
- [17] *La Gazette Nucléaire - Nucléaire, Santé, Société*, n° 56/57, Déc. 1983.
- [18] M. DELPLA et G. WOLBER, membres du Comité de Radioprotection, EDF, **Modèles Mathématiques sanitaires et leur emploi malencontreux**, First Asian regional Congress on radiation protection, Dec. 15-20 1974, Bombay, India.
- [19] R. BELBEOCH, **Le risque nucléaire et la santé-Pratiques ou les cahiers de la médecine utopique** (revue du Syndicat de la Médecine Générale), Février-Mars 1981.
- [20] A. STEWART, lettre ouverte à la CIPR pour la réunion de Côme, Sept. 1987.
- [21] E. P. RADFORD, « Recent evidence of radiation induced cancer in the Japanese atomic bomb survivors », Conférence de Londres sur les rayonnements ionisants, Londres, 26 Nov. 1986. Paru en traduction dans *Santé et Rayonnement - GSIEN/CRII-RAD* Janvier 1988, CRII-RAD, 8 Rue Louise Gémard, 26200 MONTELMAR.
- [22] G. W. KNEALE, T. F. MANCUSO, A. M. STEWART, « Hanford IIA : Reanalysis of data relating to the Hanford study of the cancer risk of radiation workers », IAEA Symposium **Late effects of ionizing radiation**, Vienna (1978) 1,387.
G. W. KNEALE, A. M. STEWART, T. F. MANCUSO, « Comments on « Review of Report by Mancuso, Stewart and Kneale of radiation exposure of Hanford workers by G.B. Hutchinson et al » - *Health Physics*, (1979) 37,25.
A. M. STEWART, G. W. KNEALE, T. F. MANCUSO, « Hanford IIB : A reply to recent criticisms » - *Ambio* (1980) 9,66-73.
G. W. KNEALE, T. F. MANCUSO, A. M. STEWART, « Hanford III : A cohort study of the cancer risks from radiation to workers at « Hanford (1944-1977 deaths) by the method of regression model in life-tables » - *British Journal of Industrial Medicine*, (1981) 38, 156-166.
G. W. KNEALE, T. F. MANCUSO, A. M. STEWART, « Hanford IV : Job related mortality risks of Hanford workers in relation to cancer effects of measured doses of external radiation » - *ibid*, (1984) 41, 6-14.