EVOLUTION DE LA CHARGE DU CORPS HUMAIN EN CÉSIMUM 137 DANS LA RÉGION PARISIENNE DE 1964 A 1967

J. FABRE, L. ANDRIEU, G. ARNAUD, H. FROSSARD et B. BOK *

(Manuscrit reçu le 15 Mars 1968)

Le Césium est un métal alcalin. Le seul de ses isotopes présent dans la nature est le Cs 133 , stable, qui n'a pas d'importance biologique. Sa présence dans les tissus animaux a été rapportée pour la première fois en 1939 [1].

La teneur du corps humain en Césium est inférieure à 10^{-5} gramme [2].

Le Cs 137 est un radioélément artificiel issu de la fission du plutonium 239 et de l'uranium 235 .

La durée de sa période radioactive (environ 30 ans) et les caractéristiques de son émission γ (660 keV) en font un témoin durable et facile à détecter des retombées radioactives.

Son incorporation, à partir des retombées mondiales provenant des essais nucléaires, à la chaîne alimentaire a abouti à une contamination interne humaine qui a varié avec le nombre, la puissance et la date des essais nucléaires.

Il a paru intéressant à partir des données recueillies dans l'installation de spectrométrie humaine de la division d'Hygiène Atomique du C.R.S.S.A. (Clamart), de suivre l'évolution de cette charge corporelle à partir de 1964 chez des sujets résidant en métropole.

I - CÉSIMUM 137 ET RETOMBÉES

I.1. - LIBÉRATION DU CÉSIMUM DANS L'ATMOSPHÈRE

Les explosions nucléaires libèrent un mélange complexe de produits de fission radioactifs. Chacun des éléments de ce mélange décroît suivant sa période propre, aussi la composition du mélange varie-t-elle en fonction du temps. Cette variation a été étudiée par HUNTER et BALLOU [3], les résultats qu'ils ont obtenus sont exprimés par un ensemble de courbes donnant, en fonction du temps écoulé après la fission, la contribution relative des principaux éléments à la radioactivité totale. Un schéma simplifié de ces courbes est reproduit sur la figure 1.

La radioactivité totale du mélange des produits de fission décroît avec le temps, suivant approximativement la relation :

$$A = A_0 t^{-1,2}.$$

* Division d'Hygiène Atomique, Centre de Recherches du Service de Santé des Armées, Hôpital Militaire d'Instruction PERCY, 92 - CLAMART.

Le Césium 137, peu de temps après l'explosion, ne représente qu'une fraction négligeable de la radioactivité totale du mélange. A la suite de la disparition des radioéléments à vie courte, il prend une part de plus en plus importante dans cette activité totale.

Deux mois après l'explosion, le Cs 137 représente 0,1 % de l'activité du mélange, au 9^e mois il intervient pour 1 %; au 24^e mois pour 4 %; à la 20^e année pour 22 %.

Lorsque l'explosion a lieu dans l'atmosphère ou à la surface du sol, les particules les plus fines montent très haut du fait de la poussée thermique.

Celles qui restent dans la troposphère, sous l'action des vents dominants aux hautes altitudes, se déplacent d'Ouest en Est, effectuant un circuit autour du globe terrestre. La diffusion vers le Nord ou le Sud est faible, la retombée s'effectuant à la latitude du lieu de l'explosion. La durée de vie de ce nuage est limitée à une quarantaine de jours. Ces poussières sont concentrées par les nuages et tombent sur le sol avec les gouttes de pluie. En l'absence de précipitation, elles se déposent plus lentement à la surface du globe (« retombées sèches »).

Les explosions de grande puissance, de l'ordre de la mégatonne, envoient la plus grande partie des débris dans la stratosphère. Là, il n'y a pas ce nettoyage énergétique qui se produit dans les basses couches de l'atmosphère, les produits s'y accumulent pour constituer une sorte de réservoir à partir duquel ils se réintroduisent progressivement dans la troposphère. Ce passage des poussières de la stratosphère à la troposphère est plus aisé et plus rapide au niveau des latitudes moyennes (30° à 60° de latitude).

Ainsi, à partir de ce réservoir stratosphérique, les poussières vont-elles s'accumuler dans les zones de latitude moyenne. Les particules séjournent en moyenne deux ans dans la stratosphère avant de diffuser dans la troposphère. Dans ce type de retombées ne persistent que les éléments à vie longue, Sr 90 et Cs 137, les éléments à vie courte ont eu le temps de décroître et ne parviennent pas à la surface du globe.

FIG. 1. — Contribution (en pourcentage) des principaux nucléides d'un mélange de produits de fission à l'activité totale du mélange, en fonction du temps écoulé depuis la fission.

I.2. - CÉSIMUM ET CHAÎNE ALIMENTAIRE

Dans le sol tous les radioéléments sont arrêtés dans les couches les plus superficielles de terre (dans les premiers centimètres).

Les végétaux fixent le Cs 137 par absorption foliaire et racinaire. Semblable au potassium du point de vue chimique, le Cs en suit le métabolisme. Cependant les plantes choisissent le potassium de préférence au Césium suivant un facteur :

$$\frac{\text{Cs } 137/\text{K plante}}{\text{Cs } 137/\text{K sol}} = 0,07$$

ce qui représente une discrimination marquée et est un facteur d'assainissement du cycle biologique.

Dans les terrains où le potassium manque, l'absorption du césium par les plantes est augmentée dans de très grandes proportions. Ainsi, en Laponie, les herbes sauvages poussant aux bord de lacs et de rivières dont l'eau est extrêmement pure, contiennent deux à quatre fois plus de césium 137 que les herbages de culture [4].

Les animaux se contaminent par l'eau et les végétaux qu'ils ingèrent. Ici l'absorption intestinale est plus favorable au césium qu'au potassium, le césium étant absorbé presque en totalité.

L'homme se contamine à partir de la viande, du lait et des végétaux (céréales, légumes verts, fruits) qu'il consomme. Dans les régimes alimentaires des pays européens, la viande contribue pour 40 % dans l'apport alimentaire du Cs 137, le lait pour 30 % [5]. Le Césium passe ensuite dans le sang où il est absorbé par les globules rouges et les tissus mous.

$$\frac{\text{Cs } 137/\text{K homme}}{\text{Cs } 137/\text{K sol}} = 0,045.$$

Finalement la charge en Cs 137 chez l'homme varie suivant les individus, elle est liée au régime alimentaire et à l'importance de la musculature du sujet.

I.3. - PÉRIODE EFFECTIVE DU Cs 137 CHEZ L'HOMME

L'hygiène atomique se propose de calculer des doses d'irradiation par contamination interne et d'établir des normes de sécurité. Par conséquent, il est nécessaire de préciser la durée de séjour d'un radioélément dans le corps humain.

Par analogie avec la période radioactive, on a défini une période biologique, temps au bout duquel une certaine quantité d'un élément donné se trouvant dans le corps est réduite de moitié par les processus normaux d'élimination. Pour un radioélément les deux phénomènes sont simultanés, de sorte que la quantité présente dans l'organisme diminue plus vite que si chacun des deux phénomènes était seul en cause. La combinaison de la période biologique et de la période radioactive donne la « période effective », temps nécessaire pour qu'une quantité de radioélément dans le corps diminue de moitié par suite de la décroissance radioactive et de l'élimination naturelle. La période effective est liée à la période radioactive et à la période biologique par une relation simple :

$$T. eff. = \frac{T r. a. \times T b.}{T r. a. + T b.}$$

La période biologique du Césium chez l'homme varie avec l'âge, courte chez le jeune enfant (20 jours), elle augmente jusqu'à 25 ans pour atteindre un plateau [6].

FIG. 2. — Période biologique du Césium 137 chez l'homme en fonction de l'âge (d'après Naversten et Liden) [6]

Cette valeur à l'âge adulte varie, suivant les auteurs, de 65 jours [7] à 150 jours (HARRISON).

En fait, les études métaboliques faites sur le césium, montrent que l'élimination se représente par la somme de deux exponentielles dont les périodes sont très différentes : environ 10 % (6 à 15 %) est retenu avec une période de 1 à 2 jours, le reste est retenu avec une période moyenne de 110 jours [8].

Pour le césium 137, la période effective a la même valeur que la période biologique, car la période radioactive est comparativement très longue (30 ans).

La charge corporelle suit rapidement le taux de contamination du milieu qui dépend des retombées.

Le rayonnement gamma du Césium 137, sa répartition dans tout l'organisme, en font l'élément qu'il est facile de mesurer en spectrométrie gamma humaine.

II - MÉTHODES

II.1. - SÉLECTION DES SUJETS

Les 377 spectres dont il est fait état ont été réalisés au cours de la surveillance médico-radiobiologique systématique de sujets travaillant en zone contrôlée. L'âge moyen de ces sujets était de 30,3 ans, leur poids moyen de 64 kg.

II.2. - APPAREILLAGE

La détection est faite par trois sondes à scintillation, d'un diamètre de 127 mm « Scintibloc 127 SFE 127 ». Chaque sonde est associée à un PM 153 AVP et est

montée sur un support mécanique qui permet de les orienter. Un analyseur d'amplitude à 400 canaux (SA 40 B - Intertechnique) donne le spectre.

II.3. - ETALONNAGE

L'étalonnage a été réalisé à l'aide d'un mannequin humain du type Remcal, fabriqué par Alderson (U.S.A.). Une solution d'activité connue de Cs 137 est introduite dans le mannequin et est répartie de façon homogène. L'activité totale a été choisie identique à celle existant chez les individus au moment de la mesure (soit $15 \cdot 10^{-9}$ Ci). L'activité du mannequin a été ensuite mesurée dans les mêmes conditions que les sujets examinés. Ceci, afin de faire un étalonnage dans des conditions aussi voisines que possible de celles de la mesure. Un spectre du Cs 137 est ainsi obtenu. Le nombre de coups N_1 comptés dans le pic d'absorption totale permet de calculer le rendement de la détection R

$$R = \frac{N_1}{N_2}$$

N_2 étant le nombre de photons émis par le mannequin, pour ces photons de 0,66 MeV, R a été trouvé égal à 0,9 %.

II.4. - EXPRESSION DES RÉSULTATS

Les 377 spectres exploités sont groupés par semestre : du premier semestre 1964 au deuxième semestre 1967.

Les résultats sont exprimés en picocuries par kg de poids corporel.

III - RÉSULTATS

Les résultats obtenus figurent dans le tableau ci-joint. Ils expriment la charge corporelle moyenne en césium 137 par kg de poids en fonction de la période au cours de laquelle ont été pratiquées les mesures.

III.1. - RÉSULTATS OBTENUS DANS L'INSTALLATION DE SPECTROMÉTRIE HUMAINE DU CENTRE DE RECHERCHES DU SERVICE DE SANTÉ DES ARMÉES

Période	Nombre de cas	pCi/kg
1 ^{er} semestre 1964	30	262
2 ^e semestre	24	254
1 ^{er} semestre 1965	32	244
2 ^e semestre	16	206
1 ^{er} semestre 1966	12	168
2 ^e semestre	97	146
1 ^{er} semestre 1967	51	106
2 ^e semestre	115	88

Ces résultats sont reportés dans la figure 3.

FIG. 3. — Charge en Césium 137 en picocuries par kilogramme de poids corporel de 1964 à 1967.

III.2. - COMPARAISON AVEC LES RÉSULTATS RAPPORTÉS PAR D'AUTRES AUTEURS :

Georges MENEELY et coll. [9] trouvent aux U.S.A., en 1960 : 140 pCi Cs 137/kg; 1961 : 110 pCi Cs 137/kg.

En 1961, Boyce WORTHLEY fait des mesures en Australie et trouve : 60 pCi de Cs 137/kg [10].

A la même époque, les auteurs suédois trouvent chez les Lapons : 2 600 à 5 000 pCi Cs 137/kg, alors que chez un groupe témoin habitant Helsinki, la charge corporelle est trente fois plus faible (8,4 nCi charge corporelle totale, c'est-à-dire, environ 130 pCi/kg) [11, 12].

PALMER [13], en 1962, trouve chez les Esquimaux du Nord de l'Alaska, des activités semblables à celles rapportées sur les Lapons. Cette importante contamination se trouve dans toutes les populations de l'extrême Nord de la Suède, Finlande, U.R.S.S., Norvège et Alaska. Les Lapons de Finlande présentent la contamination maximum, avec une augmentation progressive de 5 000 pCi/kg en 1962 à 22 000 pCi/kg en 1964 [7].

YAMAGATA, en 1964, au Japon, à partir de mesures faites sur des échantillons de sang provenant de trois millions de donneurs [14] trouve une moyenne de 200 pCi/kg, à la même époque nous trouvons à Paris : 260 pCi/kg.

En France, PELLERIN [15] trouve que la charge augmente de 5 800 pCi en 1961, à 26 000 pCi au début de 1964; ce qui donne : 110 pCi/kg en 1961 et 400 pCi par kg en 1964.

En Allemagne, HUYCKE et OBERHAUSEN [16] calculent, pour juillet-août 1962, une charge corporelle de 43 pCi par gramme de potassium, ce qui correspond à 86 pCi/kg, puisque le corps humain contient 2 grammes de potassium par kg. En avril-juin 1963, cette charge a doublé.

En Italie, MELANDRI trouve en décembre 1963 : 300 pCi/kg [17].

En U.R.S.S., SIVINTSEV [18], trouve chez les Moscovites, en 1964, une charge variant entre 240 et 260 pCi/g de potassium, c'est-à-dire environ 500 pCi/kg.

Aux U.S.A., en janvier 1964, à Brookhaven, COHN trouve 130 pCi/g de potassium, c'est-à-dire 260 pCi/kg [19]. En janvier 1966, à Los Angeles, RICHMOND trouve 141 pCi/kg [20]. Valeurs très proches de celles que nous donnons.

Ces données sont résumées dans le tableau suivant :

Période	Lieu	Résultats en pCi/kg
1960	U.S.A. (Tennessee)	140
1961	U.S.A. (Tennessee)	110
1961	Australie	60
1961	Suède (Lapons)	2 600 à 5 000
1961	Suède (Helsinki)	130
1962	Alaska (Esquimaux)	300 à 6 000 suivant le régime alimentaire.
1962-1964	Finlande (Lapons)	5 000 à 22 000 (augmentation progressive)
1964	Japon	200
1961-1964	France (Pellerin)	92 à 370 (augmentation progressive)
1962-1963	Allemagne	86 à 186 (augmentation progressive)
Décembre 1963	Italie	300
1964	Moscou	500

Période	Lieu	Résultats en pCi/kg
Janvier 1964	U.S.A. (Brookhaven)	260
Janvier 1966	U.S.A. (Los Alamos)	141
1964-1967	Division Hygiène Atomique du C.R.S.S.A., Paris	de 262 à 88 (diminution progressive)

IV - ESSAI D'INTERPRÉTATION

1° La plupart de ces résultats ont été obtenus pour des périodes antérieures au début de nos activités en spectrométrie gamma humaine et nous ne pouvons comparer nos résultats qu'à ceux que nous connaissons concernant la même époque et des populations semblables.

En 1964, PELLERIN trouve 370 pCi/kg, tandis que nous trouvons 262 pour une population semblable. Cette divergence ne paraît pas exprimer une différence dans la charge corporelle en Cs 137, car les examens concernent des individus qui habitent la même région et ont le même mode de vie. On peut l'expliquer par des différences d'étalonnage. On utilise à cet effet des solutions de Cs 137 dont l'activité spécifique n'est pas déterminée avec la précision qui serait nécessaire; il peut aussi y avoir des erreurs liées aux diverses manipulations. Pour l'étalonnage, PELLERIN a utilisé un fantôme constitué d'éléments cylindriques, alors que nous avons utilisé un mannequin Remcal plus anthropomorphe.

Aux U.S.A., COHN en 1964 et RICHMOND en 1966, trouvent des valeurs semblables aux nôtres.

2° Un fait marquant est l'exceptionnelle importance de la contamination des Lapons et Esquimaux. Elle n'est pas due à des retombées plus élevées; en effet, du Nord au Sud de la Suède, le taux des retombées a été le même [21], et la contamination des Lapons est trente fois plus importante que celle des habitants d'Hel-sinki.

Cette contamination est due aux conditions extraordinaires de la chaîne alimentaire lichen-renne (ou caribou) - homme. Les lichens croissent lentement, accumulent la totalité du Cs des retombées et le gardent longtemps, la période biologique du Cs dans les lichens étant de treize années. Des centaines de milliers de rennes domestiqués dans le Nord de la Scandinavie, consomment 3 à 6 kg de lichen par jour en hiver. Quant aux lapons, ils consomment en moyenne 1 kg de viande de renne par jour ! [12].

Il y a une relation linéaire entre la consommation de renne ou caribou et la charge en Cs 137 [7].

3° Le tableau précédent montre, pour tous les pays, une augmentation progressive de la charge en Cs 137 de 1961 à 1964. Cette augmentation est due au

nombre important d'explosions nucléaires aériennes dans les centres d'essais américains et soviétiques qui ont eu lieu en 1962 et 1963. L'arrêt de ces essais, dans les derniers jours de l'année 1963, a entraîné une diminution des retombées l'année suivante. Cette diminution retentit très vite sur la charge en Cs de l'homme. En effet, la période biologique du Cs est courte, elle est de l'ordre de 60 à 140 jours. Cette décroissance de la charge en Césium apparaît très nettement sur les mesures que nous avons effectuées de 1964 à 1967, dans la région parisienne (fig. 3).

4° Comparaison de la charge en Césium 137 en France avec la QMA :

La QMA population, en prenant l'organisme entier comme référence, est de 3 μ Ci. Au moment où la charge corporelle a été maximum sur nos sujets, en 1964, elle était en moyenne de 16,8 nCi, c'est-à-dire :

$$\frac{16,8}{3\ 000} = 0,56 \% \text{ de la QMA.}$$

FIG. 4. — Taux des retombées de Césium 137 en millicuries par kilomètre carré et par an, en Angleterre (d'après Scott Russel) [5].

Quant à la dose délivrée à l'organisme entier par le Cs 137 au moment où la charge était maximum, elle a été évaluée par RICHMOND [20], qui a trouvé des charges identiques aux nôtres, de l'ordre de 10 % de celle délivrée par le potassium naturel.

CONCLUSION

L'introduction du Cs 137 dans le cycle biologique dépend des essais nucléaires aériens. Ceux-ci injectent le radioélément dans la troposphère et la stratosphère. Les retombées se produisent ensuite lentement, contaminant la chaîne alimentaire qui aboutit à l'homme. La charge corporelle suit très vite le rythme des retombées, à cause de la courte période biologique du césium.

Au moment où la contamination a été maximum, la charge corporelle totale était égale à 0,56 % de la QMA, et elle délivrait à l'organisme une dose de l'ordre de 10 % de celle délivrée par le potassium naturel.

Les mesures effectuées dans l'enceinte de Spectrométrie Humaine de la Division d'Hygiène Atomique du Centre de Recherches du Service de Santé des Armées, sur des sujets résidant dans la région parisienne, font apparaître clairement qu'en l'absence de nouvelle injection de Produits de Fission dans l'atmosphère, la charge corporelle moyenne en Césium 137 décroît régulièrement depuis 1964.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] LIDEN K. — The metabolism of Cesium in man, in assessment of radioactivity in man, II, A.I.E.A., Vienne, pp. 33-40, 1964.
- [2] Commission Internationale de protection radiologique. Rapport du Comité II. Gauthier-Villars, Editeur, Paris p. 152 (1959).
- [3] HUNTER H.F. et BALLOU N.E. — Fission product decay rates. *Nucleonics* 9, pp. C-2, C-7, 1951.
- [4] MIETTINEN J.K. — Radioactive food chains in subarctic regions. *Nutritio et dieta*, 9, 43-58, 1967.
- [5] SCOTT RUSSEL. — Radioactivity and human diet. *Pergamon Press*, p. 343 (1966).
- [6] NAVERSTEN Y. et LIDEN K. — Half life studies of radio cesium in human. In Assessment of radioactivity in man II. A.I.E.A. Vienne, 79-87, 1964.
- [7] HANSON W.C. — Césium 137 in Alaskan lichens, caribou and Eskimos. *Health Physics*, 13, 383-389, 1967.
- [8] DOLPHIN G.W. et JACKSON S. — Interpretation of bioassay data. In Assessment of radioactivity in man I, A.I.E.A. Vienne, 329-354, 1954.
- [9] MENEELY G. — Césium 137 burdens in a defined population sample. In Radioactivity in man II. Charles Thomas - Springfield, Illinois, U.S.A., 550-561, 1965.
- [10] WORTHLEY BOYCE. — Potassium and Cs 137 content of south Australians In Radioactivity in man II. Charles Thomas - Springfield, Illinois, U.S.A., 497-506, 1965.
- [11] MIETTINEN J.K., ROINE P. et LIDEN K. — Relationships of radio cesium and potassium in the diet and body of Finnish Lapps. In Radioactivity in man II. Charles Thomas - Springfield, Illinois, U.S.A., 511-516, 1965.
- [12] NAVERSTEN Y. et LIDEN K. — High Cs 137 body burdens of Lapps and other people in northern Scandinavia and the food chains involved. In Radioactivity in man II. Charles Thomas - Springfield, Illinois, U.S.A., 517-526, 1965.
- [13] PALMER H.E., HANSON W.C., GRIFFON B.I. et RÆSCH W.C. — Radioactivity in Alaskan Eskimos. In Radioactivity in man II, U.S.A., 527-539, 1965.
- [14] YAMAGATA N. — Assessment of the total body burden of Cs 137 in humans by the analysis of blood. In Assessment of radioactivity in man II. A.I.E.A. Vienne, 41-47, 1964.

- [15] PELLERIN P., MORONI J.P. et RÉMY M.L. — Premiers résultats d'une étude systématique des contaminations internes, consécutives aux retombées radioactives. In *Assessment of radioactivity in man II*. A.I.E.A. Vienne, 121-133, 1964.
- [16] HUYCKE E.J. et OBERHAUSEN E. — Measurement of Cesium 137 in the normal person. In *Assessment of radioactivity in man II*. A.I.E.A. Vienne, 135-141, 1964.
- [17] MELANDRI C. et RIMONDI O. — In vivo measurements of Cs 137 with a human body counter. In *Assessment of radioactivity in man II*. A.I.E.A. Vienne, 143-154, 1964.
- [18] SIVINTSEV Y.V., KANAREIKIN V.A., AROUTINOV O.M. — Uzmanenié kontsentratsii Cs 137, v organisme tcheloveka. *Radiobiologiya*, VI, 822-825.
- [19] COHN S.H., GUSMANO E.A. et LOVE R.A. — Recent trends in the level of fallout cesium 137 in man, *Nature* 205, 537-539, 1965.
- [20] RICHMOND C.R. et FURCHNER J.E. — Cesium 137 body burdens in man : January 1956 to december 1966. *Rad. Res.* 32, 538-549, 1967.
- [21] LOŦ K. et EDVARSON K. — Content of Cesium 137 and (Zirconium + Niobium)-95 in Swedish Soils. *Nature* 187, 736-738, 1960.