

**Pertinence d'une étude épidémiologique
pour estimer les conséquences sanitaires
de la contamination par du radium de la halte garderie
située au 12 rue Chomel (Paris 7^{ème})**

Rapport rédigé par P. Germonneau et P. Pirard

Institut de Veille Sanitaire

Décembre 2000

SOMMAIRE

1	CONTEXTE	3
2	PERTINENCE D'UN SUIVI ÉPIDÉMIOLOGIQUE DES ENFANTS AYANT FRÉQUENTÉ LA HALTE GARDERIE	3
3	HYPOTHÈSES, MODÈLES ET DONNÉES UTILISÉS.....	4
3.1	DONNÉES ET HYPOTHÈSES DÉMOGRAPHIQUES	4
3.2	DONNÉES DE CONTAMINATION ET D'EXPOSITION	4
3.3	TYPE D'ÉTUDE ÉPIDÉMIOLOGIQUE ET MODÈLES UTILISÉS POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES	5
3.4	TAUX D'INCIDENCE DE RÉFÉRENCE.....	7
4	LE RISQUE DE LEUCÉMIE DANS LA COHORTE DES ENFANTS AYANT FRÉQUENTÉ LA HALTE-GARDERIE ENTRE 1978 ET 2000	8
4.1	EVALUATION DU RISQUE DE LEUCÉMIE POUR LA COHORTE DES ENFANTS EXPOSÉS DE 1978 À 2000 ..	8
4.2	EXCÈS DE RISQUE DE LEUCÉMIE POUVANT ÊTRE MIS EN ÉVIDENCE PAR UNE ENQUÊTE DE COHORTE ..	8
5	LE RISQUE DE DÉCÈS PAR CANCER DU POUMON DANS LA COHORTE DES ENFANTS AYANT FRÉQUENTÉ LA HALTE-GARDERIE ENTRE 1978 ET 2000.....	9
5.1	EVALUATION DU RISQUE DE DÉCÈS PAR CANCER DU POUMON POUR LA COHORTE DES ENFANTS EXPOSÉS DE 1978 À 2000.....	9
5.2	EXCÈS DE RISQUE DE DÉCÈS PAR CANCER DU POUMON POUVANT ÊTRE MIS EN ÉVIDENCE PAR UNE ENQUÊTE DE COHORTE	9
6	PERTINENCE D'UN SUIVI ÉPIDÉMIOLOGIQUE DES ENFANTS AYANT FRÉQUENTÉ LA HALTE GARDERIE	10
7	CONCLUSION.....	10
8	ANNEXE 1 CALCUL DES DOSES ANNUELLES À LA MOELLE	11
9	ANNEXE 2 : CALCUL DE L'EXPOSITION AU RADON ET DES DOSES ÉQUIVALENTES AU POUMON.....	14
10	BIBLIOGRAPHIE.....	16

1 Contexte

En 1998, lors d'un contrôle radiologique d'un immeuble ayant abrité une antenne commerciale d'une société de fabrication d'objets contenant du Radium, l'OPRI a mis en évidence dans les sous-sols de celui-ci des débits de dose de plusieurs $\mu\text{Sv/h}$. Cet immeuble hébergeait depuis 1978 une halte garderie dont les occupants ont ainsi pu être exposés aux rayonnements ionisants par voie externe et probablement interne (inhalation de radon, et ingestion et inhalation de poussières de radium).

Cependant, les résultats d'une autre campagne d'analyse menée par l'OPRI au printemps 2000 témoignent d'une situation normale quant au niveau de radon dans les locaux de l'immeuble et de l'absence de poussières de radium sur les surfaces expertisées. Cette situation résulte de la pose en 1993 d'un revêtement, assurant une protection des occupants vis-à-vis des émanations de radon et d'un contact éventuel avec les poussières de radium. A partir de cette date, la dose délivrée aux occupants ne provenait donc plus que de l'irradiation externe.

2 Pertinence d'un suivi épidémiologique des enfants ayant fréquenté la halte garderie

Par courrier du 2 juin 2000, l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) a été mandaté par la DGS pour étudier la pertinence de mettre en œuvre une étude épidémiologique, afin d'évaluer les effets éventuels résultant d'une exposition aux rayonnements ionisants chez les enfants ayant fréquenté la halte garderie.

La pertinence méthodologique d'une telle étude peut être appréhendée par sa capacité à mettre en évidence un excès de risque de pathologie donné. L'ordre de grandeur de cet excès de risque attendu peut être estimé, a priori, par une démarche d'évaluation quantitative des risques appliquée aux mesures d'exposition de la population des enfants. Cette approche préalable permet d'apprécier dans quelle mesure une étude épidémiologique pourrait avoir la puissance statistique nécessaire pour objectiver d'éventuels effets sanitaires, compte tenu du nombre d'enfants ayant séjourné à la halte-garderie. Cette évaluation repose sur des hypothèses démographiques et d'expositions relativement pénalisantes, pour ne pas risquer de sous-estimer l'impact de la contamination.

3 Hypothèses, modèles et données utilisés

3.1 Données et hypothèses démographiques

- Le calcul a porté sur la population des enfants ayant séjourné à la halte-garderie entre 1978 et 2000. Cette population est âgée aujourd'hui de 0 à 22 ans.
- Sur la base des registres manuscrits disponibles à la halte-garderie, le nombre moyen d'enfants inscrits chaque année a été estimé à 450.
- Pour une même exposition aux radio-éléments, la dose reçue entre 0 et 1 an est supérieure à celle des enfants plus âgés. L'hypothèse a été faite que tous les enfants sont entrés à la halte-garderie avant l'âge de un an et sont restés trois années au plus.
- Sur la base des registres manuscrits et après information auprès des responsables de la halte-garderie, le taux de renouvellement des enfants accueillis d'une année sur l'autre a été estimé à 70%. Ainsi, pour l'ensemble des inscrits une année donnée, 21% d'entre eux restent une seconde année puis s'en vont et 9% restent trois ans.
- Le risque de leucémie étant différent chez les hommes et les femmes, il a été nécessaire de faire une évaluation des risques pour chaque sexe. L'hypothèse a été faite que la population était, en moyenne, constituée de 225 garçons et 225 filles.

3.2 Données de contamination et d'exposition

Selon le rapport de L'OPRI, la source unique d'irradiation liée à la contamination de la halte garderie est le radium. Les enfants ayant fréquenté la halte garderie se différencient selon les conditions d'exposition. De 1978 à 1993, les enfants étaient soumis à une exposition à la radioactivité externe mais aussi, probablement à une exposition liée à l'inhalation de radon et de ses descendants et à l'ingestion de poussières de radium.

Pour estimer ces niveaux d'exposition, et dans une hypothèse conservatrice, l'OPRI se base sur les estimations de contamination de la salle la plus contaminée, bien que celle-ci n'ait jamais été fréquentée par les enfants. L'utilisation de ces estimations est toutefois justifiée par le fait que des points singuliers d'irradiation gamma ont été aussi observés dans des pièces fréquentées par les enfants avant 1993. Ces points sont le reflet d'un certain degré de contamination en radium sous le revêtement posé en 1993. Il n'est donc pas possible d'exclure l'hypothèse d'une exposition au radon ou d'ingestion de poussières de radium avant 1993.

Les calculs de l'OPRI sont fondés sur une fréquentation de 1000 heures par an (soit 21 heures par semaine pendant 48 semaines) de la salle la plus contaminée. Selon ces hypothèses et avant la pose du revêtement, les enfants auraient pu ingérer 15 Bq de radium par an, inhaler 1,2 Bq de radium par an, et être exposés 1000 heures à 0,6 μ Sv/h

de débit de dose externe gamma et à 450 Bq/m³ d'activité volumique de radon et de ses descendants.

L'exposition au radon et à ses descendants s'exprime en WLM¹. Une exposition de 1000 heures à 450 Bq/m³, avec un facteur d'équilibre de 0,4, correspond à une exposition de 0,28 WLM (annexe 2).

3.3 Type d'étude épidémiologique et modèles utilisés pour l'évaluation des risques

3.3.1 Choix de la méthode épidémiologique

Afin de mesurer, aujourd'hui, l'impact sanitaire d'une exposition aux rayonnements ionisants chez les enfants ayant fréquenté la halte garderie, c'est une étude de type cohorte qui serait la méthodologie la plus adaptée.

3.3.2 Choix des indicateurs d'effet

Les études épidémiologiques, même si celles-ci portent sur des populations exposées à des niveaux de radioactivité bien supérieurs à ceux mesurés et estimés dans la halte garderie, orientent sur la nature des dangers qui peuvent être discutés pour les enfants ayant été hébergés à la halte-garderie. Ces dangers sont les pathologies malignes liées aux doses apportées par les diverses voies d'exposition.

La capacité d'une étude épidémiologique à mettre en évidence un excès de pathologies cancéreuses dans la cohorte des enfants exposés a été étudiée pour le risque de leucémie et celui de cancer du poumon.

Le choix d'étudier le risque de leucémie est lié au fait que les rayonnements ionisants sont un des seuls facteurs de risques clairement identifiés de ce type de pathologie. Le choix du cancer du poumon est lié au fait que le radon est, pour les enfants ayant fréquenté la halte garderie avant 1993, le principal contributeur à la dose efficace annuelle.

Dans un premier temps, les excès de risques collectifs ont été évalués sur la base des données d'exposition disponibles. Les excès de risque pouvant être mis en évidence par des enquêtes de cohorte ont ensuite été calculés et mis en perspective avec les résultats des évaluations de risque.

¹ Le WLM est l'unité utilisée pour estimer les niveaux d'exposition au radon et à ses descendants. Cette unité est issue des premières études épidémiologiques sur le radon et le cancer du poumon qui ont porté sur le suivi de mineurs de fond. Le WLM est le produit des Working Levels et du temps d'exposition exprimé en nombre de mois de 170 heures de travail. Un Working Level est égal à toute combinaison de descendants du radon qui, dans un litre d'air, émet 130.000 MeV d'énergie potentielle des particules α . En supposant forfaitairement que 40 % des descendants du radon restent piégés sur les particules en

3.3.3 Risque de leucémies

L'évaluation du risque de leucémie a été faite pour la période allant de 1978 à 2000, puisque c'est à la date d'aujourd'hui que la pertinence de mettre en place une étude épidémiologique se pose. Pour calculer un excès de risque de leucémie lié à une exposition donnée on peut se baser sur le modèle sans seuil non linéaire recommandé par l'UNSCEAR 94 (UNSCEAR 94). Ce modèle estime l'excès de risque absolu individuel par année de vie en **fonction des doses annuellement délivrées à la moelle** par les principales sources et voies d'exposition (irradiation externe, inhalation de radon, ingestion et inhalation de poussières de radium).

Pour calculer le risque de développer une leucémie sur une période donnée pour un enfant, il faut additionner les excès de risque annuels obtenus pour chacune des sources et voies d'exposition. Pour calculer le risque sur une période donnée au sein d'une cohorte, on multiplie le chiffre de cumul de risque estimé pour un individu par le nombre d'enfants entrés en même temps dans la cohorte, c'est à dire qui ont eu la même dose annuelle à la moelle.

Le calcul des risques a été fait avec un temps de latence de 2 ans de façon à tenir compte du délais nécessaire au développement d'une leucémie. Ce choix tient aussi compte des études épidémiologiques sur le risque de leucémie après une exposition aux radiations de faible débit de dose qui montrent que c'est 3 à 10 ans après le début de l'exposition que l'on observe l'association la plus forte ; que cette association décroît rapidement dans le temps et qu'elle ne persiste qu'à un niveau très faible 20 à 25 ans après (Preston 94, UNSCEAR 94, BEIR V). Ce modèle s'écrit de la façon suivante :

$$\text{ERA} = \alpha (D + 0,79 D^2) \exp(-\beta (t-25))$$

avec

- $\alpha = 0,33$ et $\beta = 0,17$ si $E < 20$ ans chez les hommes
- $\alpha = 0,66$ et $\beta = 0,07$ si $E < 20$ ans chez les femmes
- ERA = excès de risque absolu par Sv pour 10000 personnes années
- D = dose à la moelle en Sv
- E = âge à l'exposition (années)
- t = temps depuis l'exposition (années)

suspension dans l'air (facteur d'équilibre $f = 0,4$) , on estime qu'une année passée dans une maison à 230 Bq/m³ correspond à un WLM si l'on y passe 80% de son temps (hypothèse de la CIPR65).

3.3.4 Risque de décès par cancer du poumon

Pour cette pathologie, c'est le risque de décès par cancer qui a été étudié compte tenu des connaissances disponibles. Par ailleurs, pour tenir compte du délai de latence très long avant la survenue de cette maladie, le risque a été étudié vie entière. L'estimation du nombre de décès par cancer du poumon vie entière attribuables à l'exposition à la contamination radioactive de la halte-garderie a été faite en deux étapes.

La première a consisté à calculer le nombre de décès par cancer du poumon dus à l'exposition collective au radon avant 1993 à l'aide du coefficient de risque de décès par cancer du poumon proposé par la CIPR 65. Ce coefficient se base sur les résultats du suivi épidémiologique des mineurs exposés de façon continue au radon et à ses descendants (CIPR 65). Selon le modèle d'évaluation de risque de la CIPR 65, l'excès de risque absolu de décès par cancer du poumon lié à une exposition de 1 WLM au radon et à ses descendants est de 3×10^{-4} .

La seconde étape a consisté à appliquer le coefficient de risque de décès par cancer du poumon vie entière, lié à la dose collective aux poumons apportée par les autres sources et voies d'exposition (irradiation externe, et pour les enfants ayant fréquenté la halte-garderie avant 1993, ingestion et inhalation éventuelle de poussières de radium). Selon le coefficient de risque proposé par la CIPR60, l'excès de risque absolu de décès par cancer du poumon lié à 1 Sv de dose équivalente au poumon est de $8,5 \times 10^{-3}$.

Par la suite, les deux estimations de nombre de décès attendus par cancer du poumon dans la cohorte des personnes ayant fréquenté la halte-garderie dans la prime enfance ont été sommées.

3.4 Taux d'incidence de référence

Sur la base des données issues du rapport du Ministère de la santé sur l'incidence des cancers et la mortalité correspondante en France en 1995 (FRANCIM 95), les taux moyens qui ont été retenus sont les suivants :

- taux d'incidence moyen des leucémies en France chez les 0-4ans : 5 pour 100 000 personnes-années
- taux d'incidence moyen des leucémies en France chez les 5-22 ans : 2 pour 100 000 personnes-années
- taux de mortalité moyen vie entière par cancer du poumon en France : 41,2 pour 100 000 personnes-années.

4 Le risque de leucémie dans la cohorte des enfants ayant fréquenté la halte-garderie entre 1978 et 2000

4.1 Evaluation du risque de leucémie pour la cohorte des enfants exposés de 1978 à 2000

Avant 1993, les enfants étaient exposés à une irradiation externe mais aussi à une irradiation interne par ingestion et inhalation de poussières. Les éléments fournis par l'OPRI indiquent que la part d'irradiation interne, pour la période antérieure à 1993, est inférieure à la part liée à l'irradiation externe (cf annexe 2).

En faisant l'hypothèse conservatrice que tous les enfants ont été exposés 1000 heures par an aux niveaux de contamination estimés par l'OPRI avant 1993 et à 0,6 µSv/h d'irradiation externe depuis 1993, on estime qu'ils ont reçu 1 mSv de **dose à la moelle osseuse** par année de fréquentation pour les enfants âgés de moins de 1 an et 0.8 mSv après l'âge de 1 an avant 1993 et 0,6 mSv après 1993 (annexe 1). L'excès de leucémie peut être calculé selon le modèle décrit ci-dessus pour la cohorte des enfants ayant fréquenté la halte garderie de 1978 à 2000 sur la base des hypothèses de dose présentées ci-dessus, et d'hypothèses de temps d'exposition de 1000 heures pour 70% des enfants, 2000 heures pour 21% des enfants et 3000 heures pour 9% des enfants. Selon ce modèle, le nombre de cas de leucémies au premier janvier 2001², attribuables à cette exposition en excès dans cette cohorte serait de 0,04.

4.2 Excès de risque de leucémie pouvant être mis en évidence par une enquête de cohorte

Selon les informations fournies par les responsables de la halte garderie, le nombre d'enfants ayant été inscrits entre 1978 et 2000 peut être estimé à 7558. Ils ont contribué à la cohorte de la façon suivante :

- Nombre de personnes années dans la classe d'âge 0 - 4ans : 33750
- Nombre de personnes années dans la classe d'âge 5 - 22ans : 56295

Le nombre de cas de leucémies attendus pendant cette période pour un risque identique à celui de la population française en 1995 est :

$$N = (33750 \cdot 5 / 100000) + (56295 \cdot 2 / 100000) = 2,8$$

² L'évaluation du risque de leucémie a été faite pour la période allant de 1978 à 2000, car c'est à la date d'aujourd'hui que la pertinence de mettre en place une étude épidémiologique se pose. En tout état de cause, le risque calculé sur cette période amène à estimer qu'un risque calculé sur la vie entière des enfants exposés resterait inférieur à 1.

Statistiquement, il faudrait donc observer dans cette cohorte au moins 7 leucémies (soit 4 en excès) pour pouvoir conclure à une incidence significativement plus élevée, ce qui correspond à un risque relatif pour les personnes exposées de 2,5 (Bouyer et al)³.

5 Le risque de décès par cancer du poumon dans la cohorte des enfants ayant fréquenté la halte-garderie entre 1978 et 2000

5.1 Evaluation du risque de décès par cancer du poumon pour la cohorte des enfants exposés de 1978 à 2000

Seuls les enfants présents avant 1993 ont pu être exposés au radon issu de la contamination de la halte-garderie. Le nombre de décès par cancer du poumon attribuables à cette exposition dans cette cohorte d'enfants, évalué vie entière, est de 0,57.

Avant 1993, les doses apportées au poumon par les autres voies d'exposition (irradiation externe et poussières de radium) sont estimés à 0,752 mSv pour un enfant resté un an, et 0,708 mSv par année d'exposition supplémentaire (annexe 2). Le nombre de décès par cancer du poumon attribuables à la dose équivalente reçue au poumon pour la cohorte correspondante des enfants est de 0,04252.

Après 1993, la dose équivalente au poumon n'est apportée que par l'irradiation externe. Elle est de 0,6 mSv pour 1000 heures de fréquentation (annexe 2). Le nombre de décès par cancer attribuables à la dose collective au poumon pour les enfants ayant fréquenté la halte-garderie après 1993 est de 0,01836.

En sommant les résultats obtenus, le nombre de décès attendus par cancer du poumon attribuable à cette exposition est alors de 0,63 .

5.2 Excès de risque de décès par cancer du poumon pouvant être mis en évidence par une enquête de cohorte

Compte tenu du délai de latence d'apparition du cancer du poumon, une étude épidémiologique s'intéressant à ce risque nécessiterait un suivi de cohorte vie entière (70 ans par convention).

Nombre estimé de personnes ayant fréquenté la halte garderie de 1978 à 2000 : 7558.

Nombre de personnes années de suivi $7558 * 70 = 529\ 060$ P.A.

³ Dans des conditions de puissance satisfaisante (80%) et pour un risque $\infty = 5\%$.

Nombre de décès attendus dans la cohorte hors exposition étudiée :

$$N = 529060 * 41,2/100\ 000 = 218$$

Il faudrait observer au moins 250 décès par cancer du poumon (soit 32 en excès) dans cette cohorte pour pouvoir conclure statistiquement à une incidence significativement plus élevée, ce qui correspond à un risque relatif de 1,15 (Bouyer et al.)⁴.

Il est à noter que ce calcul est effectué sur la base des données actuelles de mortalité par cancer du poumon. Une étude de cohorte vie entière nécessiterait de prendre en compte l'évolution de l'incidence de cette cause de mortalité du fait de l'évolution de la prévalence du tabagisme en France, de l'effet éventuel des politiques de prévention et des évolutions thérapeutiques.

6 Pertinence d'un suivi épidémiologique des enfants ayant fréquenté la halte garderie

Sur la base d'estimations maximisées des expositions, les évaluations de risque réalisées indiquent que moins d'un cas de leucémie ou de décès par cancer du poumon attribuable à l'exposition devrait être observé dans la population des enfants ayant fréquenté la halte garderie. Dans l'hypothèse où les modèles utilisés sous-estimeraient l'excès de risque, ces sous-estimations du risque réel devraient être d'un facteur supérieur ou égal à 100 afin qu'une étude épidémiologique puisse mettre en évidence un excès significatif de cas de leucémie (4 cas en excès pour 0,04 cas évalué) et d'un facteur supérieur à 51 afin de mettre en évidence un excès significatif de décès par cancer du poumon (32 décès en excès pour 0,63 évalués).

7 Conclusion

Sur la base des données d'exposition disponibles et des modèles actuels d'évaluation de risque utilisés, ces résultats ne permettent pas de penser qu'un risque de leucémie ou de décès par cancer du poumon attribuable à l'exposition aux rayonnements ionisants puisse être détectable par une étude épidémiologique dans la population des enfants ayant fréquenté la halte garderie contaminée par du radium.

⁴ Dans des conditions de puissance satisfaisante (80%) et pour un risque $\infty = 5\%$.

8 Annexe 1 : calcul des doses annuelles à la moelle

8.1 Doses à la moelle osseuse dues à l'irradiation externe

L'irradiation externe gamma irradie l'ensemble du corps de façon homogène. Pour 1000 heures de fréquentation de la halte-garderie, les 0,6 mSv de dose efficace dus à l'irradiation externe correspondent à 0,6 mSv pour la moelle et les cellules sanguines.

8.2 Doses à la moelle osseuse due à l'inhalation du radon

La question de l'exposition à des niveaux d'activité volumique de radon en excès par rapport à ce qu'on peut trouver en région parisienne se pose pour les enfants ayant fréquenté la halte-garderie avant 1993. La dose délivrée à la moelle liée à l'inhalation de radon et de ses descendants n'est pas nulle (Kursheed 1993, Richardson 1991). Pour calculer cette dose, le modèle de Richardson (Richardson 1991) a été appliqué. Ce modèle est le modèle utilisé par le groupe radio-écologie du Nord-Cotentin pour estimer la dose apportée par l'exposition au radon des enfants du canton de Beaumont-Hague, et par le National Radiological Protection Board dans l'étude de Seascale (Groupe Nord-Cotentin 1999, Simmonds 1995). Selon ce modèle, le coefficient de dose à la moelle par Bq de radon et ses descendants inhalés est de $1 \cdot 10^{-9}$ Sv (pour les enfant de 0 à 5 ans). Considérant que la concentration de radon est de 450 Bq/m^3 , que les enfants passent 1000 heures dans la crèche, que leur débit ventilatoire est en moyenne de $0,2 \text{ m}^3/\text{h}$ de 0 à 1 an et de $0,3 \text{ m}^3/\text{h}$ de 1 à 3 ans (Richardson 1991), la dose à la moelle est de 0,09 mSv par an passé à la halte garderie entre 0 et 1 ans, et 0,135 mSv par an passé à la halte garderie entre 1 et 3 ans.

8.3 Doses à la moelle due à l'ingestion de radium

La CIPR propose des coefficients de dose permettant de calculer des doses aux organes (dont les doses à la moelle osseuse) apportées par les particules ayant pu être ingérées par les enfants (ICRP 67, 98). Ces coefficients varient selon les âges et le nombre d'années depuis l'ingestion et sont destinés à estimer des doses cumulées. Par exemple, pour un enfant ayant ingéré du radium à 3 mois, le coefficient de dose à la moelle par Bq ingéré un an après sera de $1,7 \cdot 10^{-5}$ Sv/Bq. Pour cette même ingestion, le coefficient de dose à la moelle cumulé à 5 ans sera $2 \cdot 10^{-5}$ Sv par Bq ingéré. Pour estimer la dose délivrée par an après l'ingestion, il est nécessaire d'interpoler les valeurs de coefficients de dose cumulées à différents âges. Le principe est de soustraire le coefficient de dose cumulée l'année n-1 à l'année n.

En appliquant ce principe et ces coefficients :

- Un enfant ayant ingéré à 3 mois 15 Bq de radium, aura reçu une dose de $1,7 \cdot 10^{-2}$ mSv/Bq.an * 15 = 0,255 mSv un an après et $7,5 \cdot 10^{-4}$ mSv/Bq.an * 15 = 0,01125 mSv chaque année entre 2 et 5 ans après.
- Un enfant ayant ingéré entre 1 et 3 ans 15 Bq de radium, aura reçu une dose de $2,2 \cdot 10^{-3}$ mSv/Bq.an * 15 = 0,033 mSv un an après et $1,75 \cdot 10^{-4}$ mSv/Bq.an * 15 = 0,002625 mSv par an de 2 à 5 ans après, $2 \cdot 10^{-5}$ mSv/Bq.an * 15 = $3 \cdot 10^{-4}$ mSv par an de 6 à 10 ans après.

8.4 Doses à la moelle délivrée par l'inhalation éventuelle de poussières de radium

Dans l'hypothèse où les caractéristiques des particules seraient les plus défavorables pour ce qui est de la dose à la moelle (particule de 5 µm, solubilité faible ($f_1 = 0,6$ pour 3 mois et $f_1 = 0,3$ pour un an)(CIPR 98), la dose pour un 1,2 Bq inhalé à trois mois serait de $1,1 \cdot 10^{-2}$ mSv/Bq.an * 1,2 = 0,0132 mSv à un an et de $5 \cdot 10^{-4}$ mSv/Bq.an * 1,2 = $6 \cdot 10^{-4}$ mSv pour chaque année entre 1 et 5 ans. La dose pour 1,2 Bq inhalé entre 1 et 5 ans serait un an après de $2,4 \cdot 10^{-3}$ mSv/Bq.an * 1,2 = $2,88 \cdot 10^{-3}$ mSv et de $2 \cdot 10^{-4}$ mSv/Bq.an * 1,2 = $2,4 \cdot 10^{-4}$ mSv pour chaque année entre 1 et 5 ans.

8.5 Dose annuelle totale à la moelle osseuse

Les doses annuelles à la moelle osseuse, s'additionnent chaque année.

Avant 1993

Pour un enfant entré à 3 mois à la halte-garderie et l'ayant fréquenté 1000 heures dans l'année, les doses respectives annuelles sont de 0,9582 mSv un an après et 0,0185 mSv entre 2 et 5 ans après.

Pour un enfant entré à 3 mois à la halte-garderie, l'ayant fréquenté 1000 heures par an et resté 2 ans, les doses annuelles respectives sont de 0,9582 mSv pour la première année, 0,783 mSv la deuxième année de présence, 0,0147 mSv entre 3 et 5 ans après et 0,00287 mSv la sixième année après l'entrée dans la crèche, et 0,00375 mSv entre 7 et 11 ans après.

Pour un enfant entré à 3 mois et ayant fréquenté la halte-garderie 1000 heures par an et fréquenté la halte-garderie 3 ans, les doses respectives sont de 0,9582 mSv pour la première année, 0,783 mSv la deuxième année de présence, 0,786 mSv la troisième année de présence, 0,0176 mSv la quatrième et la cinquième année après l'entrée dans la crèche, 0,00573 mSv la sixième année, 0,00324 mSv la septième année après l'entrée en crèche, 0,00075 mSv pour chaque année entre 8 et 12 ans après l'entrée en crèche.

Après 1993

Pour les enfants ayant fréquenté la halte-garderie après la pose du revêtement, la dose équivalente à la moelle est de 0,6 mSv pour 1000 heures de fréquentation, identique pour chaque année de fréquentation et nulle dès que l'enfant ne fréquente plus la halte-garderie.

9 Annexe 2 : calcul de l'exposition au radon et des doses équivalentes au poumon

9.1 Avant 1993

9.1.1 Exposition au radon et à ses descendants

En supposant que 40 % des descendants du radon restent piégés sur les particules en suspension dans l'air (facteur d'équilibre de 0,4), on estime qu'une année passée dans une maison à 230 Bq/m³ correspond à un WLM si l'on y passe 80% de son temps (hypothèse de la CIPR65). Ceci correspond à 7008 heures de présence. Une exposition de 1000 heures à 450 Bq/m³ avec un facteur d'équilibre de 0,4 correspond environ à une exposition de : $450 * 1000 / (230 * 7000) = 0,28$ WLM. Selon les hypothèses retenues, 3575 enfants ont eu une exposition cumulée de 0,28 WLM en raison de leur fréquentation de la halte-garderie entre 1978 et 1992 inclus ; 1004 enfants ont eu une exposition cumulée de 0,56 WLM, et 389 enfants ont eu une exposition cumulée de 0,84 WLM. L'exposition collective est donc de 1890 WLM.

9.1.2 Dose reçue au poumon apportée par les autres sources d'exposition

9.1.2.1 Doses liées à l'exposition à l'irradiation externe d'origine gamma

L'irradiation externe gamma irradie l'ensemble du corps de façon homogène. Pour 1000 heures de fréquentation de la halte-garderie, les 0,6 mSv de dose efficace dus à l'irradiation externe correspondent à 0,6 mSv pour la moelle et les cellules sanguines.

9.1.2.2 Dose équivalente au poumon liée à l'ingestion de poussières de radium

Sur la base des mêmes hypothèses d'ingestion et de présentation des particules, il est possible de calculer une dose équivalente au poumon pour les enfants. Le coefficient de dose vie entière au poumon pour un Bq ingéré à trois mois est de $5,3 * 10^{-7}$ Sv/Bq (CIPR 67). Si ce Bq est ingéré à un an, le coefficient de dose devient alors environ de $2,1 * 10^{-7}$ Sv/Bq (CIPR 67). Pour un enfant entré vers trois mois dans la halte –garderie et ayant ingéré 15 Bq par année de présence, la dose équivalente au poumon pour un an de fréquentation est de 0,008 mSv. Elle est de 0,011 mSv pour deux ans de fréquentation et de 0,014 mSv pour trois ans de fréquentation.

9.1.2.3 Dose équivalente au poumon liée à l'inhalation de poussières de radium.

La dose au poumon est liée aux caractéristiques de solubilité et de taille des particules. En l'absence de précision sur la solubilité des particules pouvant avoir été ingérées, ainsi que sur leur taille, les coefficients de dose recommandés par la CIPR 71 ont été utilisés. Ces

coefficients correspondent à des particules de solubilité moyenne et de diamètre de 0,5 μ . Le coefficient de dose au poumon vie entière sera alors : $1,2 \cdot 10^{-4}$ Sv/Bq inhalé à 3 mois et $9 \cdot 10^{-5}$ Sv/Bq inhalé après un an. Selon ces coefficients, la dose au poumon pour un enfant de 3 mois ayant fréquenté la halte-garderie un an (1,2 Bq/Sv inhalé) est de 0,144 mSv. Si l'enfant reste deux ans elle est de 0,252 mSv. Si l'enfant reste trois ans, elle est de 0,36 mSv de dose équivalente au poumon.

9.1.2.4 Estimation de la dose équivalente au poumon due à l'irradiation externe, à l'inhalation de poussières de radium et à l'ingestion de poussières de radium.

Selon les hypothèses retenues, 3575 enfants, entrés à 3 mois et restés un an à la halte garderie ont reçu une dose équivalente au poumon vie entière de 0,752 mSv ; 1004 enfants restés un an de plus ont reçu une dose équivalente au poumon de 1,46 mSv ; et 389 enfants ont reçu une dose équivalente au poumon de 2,17 mSv .

9.2 Après 1993

La seule source d'exposition est l'irradiation externe. Entre 1993 et 2000, 2007 enfants ont reçu 0,6 mSv au poumon, 534 enfants ont reçu 1,2 mSv au poumon et 175 enfants ont reçu 1,8 mSv au poumon en fréquentant la halte-garderie.

10 Bibliographie

- BEIR V. Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation. BEIR V. Committee on the biological effects of ionizing radiations , Board on Radiation Effects Research Commission on Life Sciences National Research Council, National Academy Press, Washington DC, 1990.
- Bouyer et al. Epidémiologie : principes et méthodes quantitatives. Les Editions INSERM, 1995. 498 p.
- CIPR60. Recommendations of the international commission on radiological protection ICRP Publication 60 1990 : vol 1-3.
- CIPR 67. Age dependent doses to members of the public from intake of radionuclides : part 2 ingestion dose coefficients ICRP Pub 67 Annals of the ICRP, Pergamon Press,1993 : vol 23 n°3/4,
- CIPR 71. Age dependent doses to members of the public from intakes of radionuclides : Part 4. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, 1996.
- CIPR 65. Protection against radon 222 at home. A report task group of atomic radiations. Sources and effects of ionizing radiations. ICRP Publication 65, September 1993.
- FRANCIM, Ministère de l'emploi et de la solidarité. Le cancer en France : incidence et mortalité. Situation en 1995, évolution entre 1975 et 1995. La documentation française, 1995.
- Groupe Radioécologie Nord-Cotentin. Estimation des doses et des risques de leucémie associés, juillet 1999 : vol. 4.
- International Agency for Research on Cancer. Evaluation of carcinogenic risk to humans: man-made mineral fibers and radon. Lyon: IARC Monographs 1988 ; 43.
- ICRP 98.The ICRP database of dose coefficients : workers and members of the public Version 1.0, Pergamon, 1998.
- Kursheed A. Doses from radon tissues other than lung, Radiological Protection Bulletin septembre 1993 :vol 131.
- Preston D.L., Kusumi S., Tomonaga M., Izumi S., Ron E., Kuramoto A., Kamada N., Dohy H., Matsui T., Nonaka H., Thompson D.E., Soda M., Mabuchi K. Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part III : Leukemia, lymphoma, and multiple myeloma, 1950-87. Radiation Research 1994 ;137 S68-97.
- Richardson R.B., Eatough J.P., Henshaw D.L. Dose to red bone marrow from natural radon and thoron exposure, The British Journal of Radiology 1991 ; 64, pp.608-24.
- Simmonds J., Robinson C.A., Phipps A.W., Muirhead C.R., Fry R.A. 1995 Risks of leukaemia and other cancers in Seascale from all sources of ionising radiation exposure,

Rapport NRPB-R276, National Radioprotection Board, ed. United Kingdom, Chilton HMSO, 1995 .

- United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionising radiaiton. New-York : United Nations, 1994.