

CRII-RAD

Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité

Étude n°980518/phase 2 **Risques liés à l'inhalation du radon 222 et** **des poussières radioactives sur le groupe** **scolaire Marie Curie à Nogent-sur-Marne**

Étude effectuée par le laboratoire de la CRII-RAD à la demande de Mr P. Genty,
Expert Judiciaire

Référence : TGI CRÉTEIL n°209/66/96

Date des prélèvements : du 23 au 27 mars 1998 et 9 au 10 avril 1998

Responsable d'étude : Bruno Chareyron

Date de publication : 25 mai 1998

CRII-RAD - "Le Cime"
471 Avenue Victor Hugo - 26000 VALENCE
Tél. 04 75 41 82 50 - Fax. 04 75 81 26 48 - Minitel : 3615 DRÔME

SOMMAIRE

Introduction

1. - Risques liés à l'inhalation du radon 222

1.1 - Généralités sur le radon 222

1.1.1 - Le radon 222 est lié à la désintégration du radium 226

1.1.2 - Radiotoxicité du radon et de ses descendants

1.1.3 - Activités typiques du radon 222 dans l'air extérieur et intérieur

1.2 - Cas de l'école Marie-Curie - Bref histoire

1.2.1 - 1986/Pose d'un dallage de béton

1.2.2 - 1993/Mise en oeuvre de deux systèmes d'extraction

1.3 - Objectif et méthodologie des contrôles réalisés par la CRII-RAD en mars et avril 1998

1.3.1 - Canisters à charbon actif

1.3.2 - Films kodalpha

1.4 - Interprétation des résultats

1.4.1 - Les vides sanitaires et sous-sols

1.4.2 - Intérieur des bâtiments (Rdc et étages)

1.4.3 - Activité du radon 222 dans l'air extérieur

2. - Risques liés à l'inhalation de poussières radioactives

2.1 - Généralités

2.1.1 - Le terme source est double : flux des extracteurs d'air et contamination des sols

2.1.2 - Les radionucléides en question, bien que d'origine naturelle sont particulièrement radiotoxiques par inhalation

2.2 - Radioactivité des poussières méthodologie générale et résultats

2.2.1 - Mesure directe de l'activité des poussières en suspension dans l'air dans la cour de la maternelle

2.2.2 - Déterminations indirectes

Annexe

INTRODUCTION

La présente étude constitue la seconde phase de l'expertise radiologique confiée au laboratoire de la CRII-RAD par Mr Paul Genty, expert judiciaire mandaté par le Tribunal de Grande Instance de Créteil (n°209/66/96/École Pierre et Marie Curie), au sujet de l'état des lieux radiologiques sur le groupe scolaire Marie Curie de Nogent-sur-Marne.

Nous renvoyons au rapport d'étude CRII-RAD n°971004 d'octobre 1997 pour un bref historique du site et l'exposé des résultats issus de la cartographie radiométrique du site (sous-sol et surface). Cette première phase avait pour objet l'étude des risques liés à l'exposition externe par les rayonnements gamma émis par les déchets radioactifs présents dans le sol et le sous-sol.

La seconde phase consiste en l'étude des risques liés à l'exposition interne par inhalation :

- 1- du gaz radon 222 et de ses descendants à vie courte ;
- 2- de poussières radioactives en suspension dans l'air ambiant.

Les mesures ont porté aussi bien sur l'air intérieur (vides sanitaires, classes, logements de fonction, habitat y compris hors du groupe scolaire), qu'extérieur (cours de l'école, environnement proche et lointain, toits à proximité des extracteurs d'air).

Les prélèvements sur le terrain ont été effectués par Mr Christian Courbon, technicien spécialisé de la CRII-RAD et son assistant du 23 au 27 mars 1998 et les 9 et 10 avril 1998.

Le plan d'échantillonnage et de mesure a été préparé par Mr Bruno Chareyron, ingénieur, responsable du laboratoire de la CRII-RAD, et validé par l'expert.

L'expert a confié en outre des travaux complémentaires à d'autres laboratoires :

- contrôles radiologiques portant sur le radon 222 et les poussières réalisés par la société ALGADE, filiale du groupe COGEMA, en parallèle aux travaux du laboratoire de la CRII-RAD.
- spectrométrie gamma in situ et radiométrie de surface en quelques points identifiés lors de la phase I de l'expertise (ALGADE et OPRI).

A aucun moment, le laboratoire de la CRII-RAD n'a eu connaissance des résultats obtenus par les autres organismes. Le présent document ne fait donc état que des résultats obtenus par la CRII-RAD.

LES TROIS ISOTOPES DU RADON

Le radon se présente sous la forme de trois isotopes caractéristiques chacun d'une chaîne de désintégration :

- le radon 222, dont la période est de 3,8 jours, provient de la désintégration du radium 226 et appartient à la chaîne de l'uranium 238,
- le radon 219, dont la période est de 3,96 secondes, provient de la désintégration du radium 223 et appartient à la chaîne de l'uranium 235,
- le radon 220, dont la période est de 55,6 secondes, provient de la désintégration du radium 224 et appartient à la chaîne du thorium 232- et pour cette raison est aussi appelé thoron.

Ces trois isotopes sont tous des émetteurs alpha (énergies comprises entre 5,5 et 6,8 MeV) et donnent naissance en se désintégrant à d'autres radioéléments, isotopes du plomb, du bismuth et du polonium (voir chaînes de filiation, en annexe 1).

En ce qui concerne l'École Marie-Curie, c'est le radon 222 qui constitue la composante la plus préoccupante. La période radioactive de cet isotope est en effet de 3,8 jours (contre 55,6 secondes pour le radon 220 et moins de 4 secondes pour le radon 219). Plus la période est longue, plus les atomes ont de chances de parvenir à la surface avant de s'être désintégrés. C'est également le radon 222 qui est généré en plus grande quantité : les mesures effectuées par le laboratoire de la CRII-RAD en 1991 et 1996 sur des échantillons de sols de surface, prélevés sur, ou aux abords du groupe scolaire, ont montré que dans les sols contaminés, les éléments de la chaîne du thorium 232, et donc le radon 220, étaient à des niveaux d'activité très inférieurs à ceux de la chaîne de l'uranium 238 (20 à 100 fois inférieurs). Il en est de même des éléments de la chaîne de l'uranium 235, et donc le radon 219, qui se trouvent eux aussi, à des niveaux d'activité nettement inférieurs, le rapport isotopique uranium 238/uranium 235 étant de 21,5.

1 . - RISQUES LIÉS À L'INHALATION DU RADON 222

1 . 1 - GÉNÉRALITÉS SUR LE RADON 222

1 . 1 . 1 - LE RADON 222 EST LIÉ À LA DÉSINTÉGRATION DU RADIUM 226

La présence de déchets uranifères et radifères dans le sol et le sous-sol du groupe scolaire Marie Curie conduit à la production renforcée sur le site d'un gaz radioactif naturel, le radon, et principalement de son isotope 222, lié à la désintégration du radium 226 [voir encart E1 ci-contre sur les divers isotopes du radon].

Le radium 226 a une période physique de 1 600 ans⁽¹⁾. À l'échelle humaine, on peut donc considérer qu'il y aura une production permanente de radon 222 sur le site pendant plusieurs milliers d'années.

1 . 1 . 2 - RADIOTOXICITÉ DU RADON ET DE SES DESCENDANTS

Une fois parvenus à l'air libre, le radon et les corps radioactifs auxquels il va donner naissance, pourront être inhalés par les populations.

Le radon est un gaz inerte. Une fois inhalé, il diffuse rapidement dans l'organisme, mais du fait de sa faible solubilité dans les tissus, il est rapidement éliminé. Sa radiotoxicité est donc relativement faible.

Ses descendants sont par contre des isotopes radioactifs de métaux lourds (voir annexe1), ils vont donc se fixer sur les parois de l'appareil respiratoire. Leur période radioactive étant très courte, la plus grande partie des atomes déposés va se désintégrer avant d'avoir pu être éliminée de l'organisme, entraînant l'irradiation des tissus où ils se sont fixés.

Les études dosimétriques ont permis de déterminer deux organes cibles : l'épithélium des bronches et à un niveau moindre, les alvéoles pulmonaires et les bronchioles.

L'International Agency For Research on Cancer [IARC] a inscrit le radon, - ou plus exactement ses descendants-, parmi les produits cancérigènes pour l'homme, à l'intérieur du groupe 1 où figurent les produits pour lesquels des preuves suffisantes ont été réunies. Les résultats des études épidémiologiques effectuées sur les mineurs et des études expérimentales effectuées sur les animaux sont notamment détaillés dans la CIPR 50 [*Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters*], dans le BEIR IV [*Health risks of radon and others internally deposited alpha-emitters*] et la publication 46 de l'IARC [*Evaluation of carcinogenic risks to humans. Man-made mineral fibres and radon*].

En 1993, la Commission Internationale de Protection Radiologique, dans son document CIPR 65 [*Protection Against Radon 222 at Home and at Work*], a fait le bilan des connaissances actuelles sur la radiotoxicité du radon. Elle considère qu'il existe une relation linéaire sans seuil entre le risque de cancer du poumon et la dose liée à l'inhalation du radon 222 et de ses descendants, autrement dit, que même une exposition à de faibles doses augmente le risque de cancer du poumon.

(1) La période physique est le temps au bout duquel la moitié des atomes se sont désintégrés.

Les définitions utiles pour conduire les calculs de risque sont :

- l'activité ⁽²⁾ du radon 222 (gaz) dans l'air ambiant, exprimée en becquerels par mètre cube d'air (Bq/m³).

- L'Énergie Alpha Potentielle et le facteur d'équilibre F.

En réalité, la détermination de l'activité en radon 222 dans l'air ambiant (en Bq/m³) n'est pas un paramètre suffisant lorsqu'il s'agit d'évaluer l'impact sanitaire. Il faut en effet tenir compte de l'activité des descendants à vie courte du radon qui ne sont pas forcément en équilibre avec leur père, c'est à dire à activité égale. Le paramètre pertinent du point de vue de la radioprotection est plutôt l'Énergie Alpha Potentielle volumique ou EAP, exprimée en nanojoules par mètre cube (nJ/m³). L'EAP est la somme des énergies des particules alpha émises au cours de la désintégration de tous les produits de filiation à vie courte du radon, contenus à un instant donné dans un mètre cube d'air.

Un autre paramètre, le facteur d'équilibre F, permet de passer de la concentration en gaz radon 222 (en Bq/m³), à l'EAP (en nJ/m³). Il est défini comme le rapport entre l'Énergie Alpha Potentielle réelle d'un mélange (radon et descendants), et l'Énergie Alpha Potentielle qu'aurait ce mélange s'il était à l'équilibre avec le radon 222 :

- si le radon 222 est en équilibre avec ses descendants, F = 1 et 1 becquerel par mètre cube de radon 222 est équivalent à une EAP de 5,56 nanojoules par mètre cube [CIPR 65].

- Mais, le facteur d'équilibre peut très bien être différent de 1.

Dans ce cas, le lien entre la concentration en radon 222 exprimée en becquerels par mètre cube et l'EAP est :

$$\text{EAP} = \text{concentration en radon 222 (Bq/m}^3\text{)} \times F \times 5,56 \text{ (nJ/m}^3\text{)}$$

Dans l'air intérieur (habitat), les facteurs d'équilibre sont le plus souvent compris entre 0,3 et 0,8.

La CIPR 65 retient une valeur moyenne de 0,4 pour déterminer les équivalences de dose. Dans la réalité, le facteur F peut être compris entre 0 et 1. Dans le cas d'un fort taux d'émission de radon ou d'une forte circulation d'air, le facteur tend vers zéro (excès de radon par rapport à ses descendants). Dans une atmosphère à faible circulation d'air, il peut tendre vers 1. L'activité du radon est alors égale à celle de chacun de ses descendants.

- l'Équivalent de dose efficace engagée (que nous appellerons dose dans la suite de ce document).

En radioprotection il est utile de ramener à la même unité, l'évaluation des risques sanitaires induits par divers types d'expositions aux rayonnements ionisants (exposition externe, inhalation, ingestion).

Ce concept est celui d'équivalent de dose efficace engagée dont l'unité est le Sievert et ses sous multiples, le microSievert (µSv) ou millionième de Sievert, et le milliSievert (mSv) ou millième de Sievert.

Dans l'hypothèse d'une relation linéaire sans seuil entre dose et risque, la Commission Internationale de Protection Radiologique considère que pour un million de personnes exposées à un milliSievert, 50 cancers mortels radioinduits peuvent découler de cette irradiation.

(2) L'activité d'une substance radioactive quantifie le nombre d'atomes qui se désintègrent à chaque seconde. L'ancienne unité d'activité était le Curie (symbole Ci) ; elle a été remplacée par le Becquerel (symbole Bq). Un becquerel correspond à une désintégration par seconde. Un Curie = 37 milliards de becquerels.

Dans sa publication 65, la CIPR fait état des conventions de conversion suivantes basées sur l'analyse du détriment sanitaire :

- Tout public, à domicile :	$1 \text{ mJ.h.m}^{-3} = 1,1 \text{ mSv}$
- Travailleur, sur le lieu de travail :	$1 \text{ m J.h.m}^{-3} = 1,43 \text{ mSv}$

Elle recommande que les actions correctrices pour abaisser les concentrations en radon 222 soient entreprises à partir d'une activité moyenne annuelle de **200 à 600 Bq/m³** dans l'habitat, ce qui correspond, en valeur arrondie, à 3 à 10 milliSieverts par an (pour un facteur d'équilibre de 0,4 et un temps de résidence à domicile de 7000 heures).

Pour une exposition sur le lieu de travail, dans l'hypothèse d'une présence de 2000 heures, les niveaux d'intervention recommandés sont de 500 à 1500 Bq/m³. Mais pour les écoles, ce sont les valeurs de 200 à 600 Bq/m³ qui constituent le niveau à partir duquel il est nécessaire d'agir.

L'application du principe d'optimisation conduit à rechercher, chaque fois que cela est possible, à limiter au maximum la concentration en radon 222 dans l'air inhalé. Il ne faut pas perdre de vue en effet que la CIPR 65 évalue le détriment sanitaire lié à l'inhalation du radon (valeur proche du coefficient de risque de décès par cancer du poumon), à 8.10^{-5} par mJ.h.m^{-3} pour le public.

Une personne du public (débit d'inhalation standard de l'adulte : 0,8 m³/h), qui réside (7000 heures par an) dans un habitat où la concentration moyenne est de 200 Bq/m³ de radon 222 (pour un facteur d'équilibre $F = 0,4$), subit une Énergie Alpha Potentielle égale à :

$$200 \times 0,8 \times 7000 \times 5,56.10^{-9} \times 0,4 = 2,49 \text{ milliJoules.}$$

Le risque de décès par cancer du poumon est alors proche de 2.10^{-4} , soit un décès pour 5000 personnes.

1 . 1 . 3 - ACTIVITÉS TYPIQUES DU RADON 222 DANS L'AIR EXTÉRIEUR ET INTÉRIEUR

L'uranium 238 et le radium 226 sont omniprésents dans les sols et certains matériaux de construction. L'activité (2) typique dans les sols de l'uranium 238 et de chacun de ses 13 descendants radioactifs (voir annexe 1), dont le radium 226, est de 25 Bq/kg.

Cela signifie qu'au sein d'un kilogramme de sol, à chaque seconde, 25 atomes de radium 226 se désintègrent, donnant ainsi naissance à 25 atomes radioactifs de gaz radon 222.

Le radon 222 a une période physique relativement courte (3,8 jours). Plus le temps mis par les atomes de gaz radon 222 pour migrer à travers la matière où ils ont pris naissance, vers l'air, est long, plus la quantité de gaz radioactif qui s'échappe dans l'air est faible. C'est pourquoi la quantité de radon 222 générée dans l'air ambiant (exprimée en becquerels par mètre cube, Bq/m³) dépend, non seulement de la quantité de radium 226 présent dans le sous-sol et de la porosité des matériaux qui le contiennent, mais aussi des caractéristiques des différentes couches de matière interposées entre ces matériaux enfouis et la surface. Le taux d'émanation du radon dépend également d'autres facteurs comme la pression, la température, l'humidité, etc...

Encart E2

BREF HISTORIQUE : ACTIVITÉ EN RADON 222 ET RÉCAPITULATIFS DES PRINCIPAUX TRAVAUX ENGAGÉS PAR LA MAIRIE DE NOGENT-SUR-MARNE 1992/1996

Ce bref historique est réalisé à partir des pièces transmises au laboratoire de la CRII-RAD par la municipalité de Nogent-sur-Marne en 1995 et des rapports de l'IPSN [IPSN 95] et [IPSN 96]. Il ne peut constituer qu'une première approche.

En 1986 les déchets et sols des deux vides sanitaires ont été recouverts à 80 % par un dallage de béton. (Ce chiffre aurait été porté à 100 % en 1995). Lors des campagnes de mesures radiométriques de juillet 1997, nous avons pu vérifier en tout cas que toutes les surfaces des vides sanitaires étaient couvertes de béton, avec cependant des zones où l'épaisseur du dallage est infime et laisse apparaître les sols et gravats sous-jacents.

En 1991 le laboratoire de la CRII-RAD découvre une contamination en radium 226 dans le sol en surface du groupe scolaire, mais ne sera jamais mandaté pour effectuer un bilan radiologique (jusqu'en juillet 97).

En juin 1992, des extracteurs statiques à hélice ont été posés sur les cheminées existantes et le goudronnage de certaines parties de terre engazonnées, côté appartement, est engagé.

Du 9 juillet au 6 août 92, la municipalité lance une campagne de mesure de l'activité en radon 222 au moyen de films Kodalpha dans 15 pièces du rez-de-chaussée du groupe scolaire (principalement en maternelle) moyenne 168 Bq/m³, minimum : 59 Bq/m³, maximum : 315 Bq/m³. L'objectif est de vérifier l'efficacité des extracteurs statiques.

En octobre 1992, une campagne identique est lancée en 14 points de contrôle : moyenne 155 Bq/m³, minimum : 52 Bq/m³, maximum : 231 Bq/m³.

La municipalité considère alors que *"les seuils connus à ce jour (référence à 400 Bq/m³ Euratom) ne sont pas atteints, malgré tout, l'extraction statique n'ayant pas apporté d'amélioration manifeste, un avis est demandé au bureau de contrôle Socotec quant aux résultats possibles d'abaissement par la mise en place d'extracteurs mécaniques"*.

En novembre 92, *"les parties engazonnées sont traitées par un terrassement, une mise en fonction d'un stabilisé, le goudronnage en BB06"*.

La société Socotec, par courrier en date du 4 novembre 1992, propose à la municipalité de Nogent-sur-Marne d'installer un dispositif assurant un tirage forcé. Mais elle précise : *"afin d'obtenir un balayage efficace, il serait souhaitable de créer, au soufflage, à un extrémité, un réseau de gaine, avec des bouches de diffusion multi-directionnelles, l'air introduit étant pris à l'extérieur. Pour l'évacuation, une gaine avec bouches de reprises sera réalisée à l'opposé. Les conduits d'extraction existant actuellement pourraient être réutilisés, néanmoins il conviendrait de vérifier leurs sections, celles-ci risquant d'être sous dimensionnées. Pour que la ventilation soit efficace, il serait nécessaire d'assurer un taux de renouvellement d'air de l'ordre de 10 à 15 volumes/heure environ. Les débits des ventilateurs d'extraction seront supérieurs d'au moins 20 % aux débits de soufflage afin que les volumes soient, en permanence en dépression..."*

Au cours d'une réunion en date du 23 novembre 1992, la municipalité indique au cabinet Socotec que *"les relevés de la radioactivité, aux points chauds, (sont) inférieurs d'environ 50 % aux tolérances admises"*, ce qui conduit SOCOTEC, par courrier en date du 28 décembre 1992 à accepter, contrairement à son avis initial, des taux de renouvellement d'air des vides sanitaires maternelle et primaire d'environ 2,5 volumes/heure et 5 volumes/heure compte tenu des débits des tourelles d'extraction d'air qui ont été retenus".

Un devis en date du 26 novembre 1992 de la société Air climat (Clamart) précise les coûts d'installation d'une tourelle 600 m³/h pour l'école élémentaire et de deux tourelles représentant au total 1500 m³/h pour la maternelle.

Nous n'avons pas trouvé de documents précisant la date exacte d'installation des tourelles. Il est probable que cela soit postérieurement à avril 93.

Dans l'air extérieur, le radon 222 émanant du sol peut être dilué rapidement du fait des mouvements de convection verticale et des turbulences ; classiquement, les concentrations sont de l'ordre de 1 à 15 Bq/m³ au dessus d'un terrain "normal".

Dans son rapport de 1993, l'UNSCEAR évalue à 10 Bq/m³ la moyenne des mesures de l'activité en radon 222 dans l'air extérieur.

À l'intérieur des bâtiments, le radon 222 émanant du sous-sol migre vers l'air des pièces par diffusion à travers les dalles et par transfert direct via les craquelures, les défauts d'étanchéité, les passages de canalisation. Selon les conditions de ventilation des locaux, le radon 222 qui pénètre dans les pièces peut être plus ou moins vite éjecté vers l'air extérieur. Mais il peut-y avoir, dans des cas pénalisants, une accumulation de radon 222 dans l'air ambiant. À l'issue d'une campagne de 10 000 mesures réalisées dans l'habitat français, l'IPSN estime que la **concentration moyenne annuelle est de 65 Bq/m³** dans l'air intérieur et que le nombre d'habitations dépassant 200 Bq/m³ pourrait être de l'ordre de 1 250 000 [IPSN 97].

Notre laboratoire a eu l'occasion de mesurer dans l'habitat, en Limousin, dans le Massif Central, et en d'autres régions, des concentrations nettement supérieures à 1 000 Bq/m³ liées, selon les cas, à des phénomènes purement naturels ou à des pollutions d'origine humaine.

En région parisienne, compte tenu de la nature du sous-sol, et en absence de contamination liée à des activités industrielles spécifiques, la concentration moyenne en radon 222 dans les bâtiments est inférieure à la moyenne nationale (< 65 Bq/m³).

Pour le département du Val-de-Marne, les campagnes de mesure réalisées par l'IPSN de 1982 à 1993, en 55 points, faisaient état d'une activité moyenne de 46 Bq/m³ (film Kodalpha, F = 0,4).

1.2 - CAS DE L'ÉCOLE MARIE CURIE - BREF HISTOIRE

Bien que la quantité de radium 226 dans les sols et sous-sols de l'école Marie Curie n'ait pas dû changer depuis sa construction en 1969, la concentration en radon 222 dans les locaux a pu varier depuis la réalisation d'un certain nombre de travaux. Nous proposons dans l'encart E2 ci-contre et ci-après un bref historique. Les 2 principales dates à retenir sont détaillées ci-dessous.

1.2.1 - 1986/POSE D'UN DALLAGE DE BÉTON

En 1986, un dallage béton a été mis en place sur 80 % des surfaces des vides sanitaires de façon à recouvrir les déchets radifères au niveau de la maternelle et de l'école élémentaire. Ces opérations ont pu ralentir le transfert du gaz depuis les déchets vers l'air des vides sanitaires. On trouve en effet dans la littérature internationale des facteurs de réduction du flux de radon de 20 à 50 consécutifs à la pose d'une dalle de béton classique [BRUNO 83].

Nous avons pu cependant observer, en juillet 1997, que l'épaisseur de la chappe de béton est de l'ordre de quelques millimètres seulement par endroits. Nous n'avons eu connaissance d'aucunes mesures comparatives de l'activité en radon 222 avant/après la pose des dallages.

Encart E2 - suite

En janvier 1993, "toutes les pénétrations de dalles, et notamment le passage des tuyaux de chauffage qui favorise la thermoconvexion, sont bouchées par un joint à la pompe".

De février 1993 à mars 1993, des films Kodalpha sont posés. Ils semblent correspondre aux relevés datés "avril 93" qui apparaissent dans les tableaux de synthèse transmis par la mairie (15 points de mesure).

Moyenne : 179 Bq/m³, minimum : 15 Bq/m³, maximum : 343 ou 443 Bq/m³ (selon les archives consultées).

Du 9 juin au 12 juillet 1993, nouvelle campagne de films Kodalpha en 15 points (il semble que ce soit postérieurement à l'installation effective des tourelles d'extraction puisque la mairie écrit le 1er octobre 1993 au préfet du Val-de-Marne : "ainsi la ventilation nous a permis de faire constater par le laboratoire Kodak, au mois de juillet 1993, que la teneur en radon était tombée à 80 Bq/m³, c'est à dire au 5 ème de la recommandation des communautés")

Moyenne : 80 Bq/m³, minimum : 0 Bq/m³, maximum : 194 Bq/m³

Du 12 au 27 septembre 1994, campagne de films Kodalpha en 13 points.

Moyenne : 117 Bq/m³, minimum : 39 Bq/m³, maximum : 272 Bq/m³.

Du 12 avril au 19 mai 1995, campagne de films Kodalpha en 13 points.

Moyenne : 235 Bq/m³, minimum 84 Bq/m³, maximum 410 Bq/m³

À partir du 4 ème trimestre de 1995, l'Institut de Protection et de Sureté Nucléaire réalise plusieurs campagnes de mesure de l'activité en radon 222. Des mesures intégrées du 12 décembre 1995 au 15 janvier 1996, on retiendra en particulier les valeurs suivantes [IPSN 96]

École élémentaire :**rez-de-chaussée :**

cuisine 743 Bq/m³

bureau directrice 418 Bq/m³

salle dames de service 793 Bq/m³

1er étage :

Maximum sur 5 classes 325 Bq/m³

2ème étage :

maximum sur 6 classes : 317 Bq/m³

École maternelle :**sous-sol :**

atelier 2404 Bq/m³

Logement de fonction (rue Hoche)

Rdc : 200 Bq/m³

1er étage : 106 Bq/m³

Bâtiment de l'Entraide**Rdc :**

vestiaire 826 Bq/m³

Rdc / 1er

accueil 882 Bq/m³.

Dans l'école maternelle, l'IPSN faisait état dans son rapport [IPSN 96] de mesures réalisées du 24 octobre au 14 novembre 1995 :

- classe des moyens, moyenne de 323 Bq/m³ et 403 Bq/m³
- réfectoire, moyenne de 482 Bq/m³ et 532 Bq/m³
- dortoir, moyenne de 416 Bq/m³
- bureau directrice, moyenne de 624 Bq/m³

Ces résultats témoignent d'une situation qui n'était toujours pas maîtrisée à fin 1995, l'IPSN constatait dans le local "dames de service" de l'école élémentaire, "la présence au niveau du passage de la canalisation du lavabo entre le sous-sol et rez-de-chaussée d'une absence complète d'étanchéité". Il recommandait l'installation de systèmes d'extraction plus puissants ainsi qu'une diminution des entrées d'air du sous-sol pour accroître la dépression [IPSN 96]. Cette dernière opération semble avoir été effectuée au début de l'année 1996.

1 . 2 . 2 - 1993/MISE EN OEUVRE DE DEUX SYSTEMES D'EXTRACTION

En 1993, sont mis en œuvre deux systèmes mécaniques d'extraction d'air dans les vides sanitaires :

* vide sanitaire élémentaire : cheminée d'extraction 40x20, pour 600 m³/h.

* vide sanitaire maternelle : deux cheminées d'extraction 40x20, pour 1 500 m³/h au total. Ces dispositifs ont pour fonction d'aspirer le gaz radon 222 qui se trouve dans l'air des vides sanitaires et de le rejeter à l'air libre au niveau des toitures des deux établissements, entre 5 et 10 m de hauteur par rapport au sol. Ceci permet en théorie de limiter la migration du radon 222 vers les pièces du rez-de-chaussée mais :

- la mise en dépression du vide sanitaire facilite la diffusion du radon 222 depuis le sous-sol vers l'air extérieur et doit augmenter globalement la quantité d'atomes radioactifs transférés à l'atmosphère. D'autant que le système installé est à simple flux (extraction seulement) et non pas à double flux (soufflage d'air "propre" et extraction), comme le préconisait en 1992 le cabinet Socotec (voir encart E2). Dans ces conditions, l'extraction simple ne se contente pas d'évacuer le radon présent dans l'air des vides sanitaires par diffusion à partir des déchets enfouis sous la chappe de béton ; elle renforce très probablement, par effet de tirage, le taux d'émanation, donc le transfert global d'atomes de radon depuis les déchets vers l'air des vides sanitaires.

-La question est posée du devenir des atomes de gaz radioactifs relâchés sur les toits, de la diffusion du panache gazeux, et de son impact dans l'air extérieur au voisinage des tourelles d'extraction.

- Un arrêt de la ventilation mécanique (panne électrique, incident) ramèneraient à une situation antérieure et le bon fonctionnement du dispositif doit donc être contrôlé en permanence.

- Malgré ces travaux, les mesures réalisées en 1993 et 1995, par la municipalité, au moyen de films Kodalpha et par l'IPSN d'octobre 1995 à janvier 1996, laissaient apparaître, au rez-de-chaussée du groupe scolaire mais aussi dans les classes de l'école élémentaire au 1er et 2ème étage, des pièces avec une activité en radon 222 supérieure à 300, voire 400 Bq/m³ (pour F = 0,4).

1, 3 - OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE DES CONTROLES RÉALISÉS PAR LA CRII-RAD EN MARS ET AVRIL 1998

La mission de notre laboratoire n'était pas de proposer une reconstitution de l'exposition au radon 222 depuis 1969, mais de réaliser une photographie de la situation à un instant donné en posant des capteurs :

- 1- dans les vides sanitaires,
- 2- dans les classes et logements de fonction sur le site et dans d'autres locaux à proximité du site et dans son environnement lointain,
- 3- à proximité des tourelles d'extraction sur les toits,
- 4- à l'extérieur, sur le site, dans l'environnement proche et lointain.

Pour cela, nous avons exposé en parallèle 2 types de capteurs : canisters à charbon actif et films Kodalpha.

1 . 3 . 1 - CANISTERS À CHARBON ACTIF

Cette méthodologie est mise en oeuvre par le laboratoire de la CRII-RAD depuis 1988 selon un protocole développé par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (EPA n°52015-87-005) et exposé en annexe 2.

Des boîtes métalliques contenant du charbon actif sont exposées sur site, le plus souvent à 1 mètre au dessus du sol, (voir précisions en annexe 3), pendant 48 heures précises. Le radon 222 est adsorbé sur le charbon actif. Au laboratoire, la quantité de radon 222 piégé dans chaque capteur est déterminée par spectrométrie gamma sur le plomb et le bismuth 214 descendants émetteurs gamma du radon 222. L'activité calculée tient compte de la décroissance du radon 222 entre la fin de l'exposition du capteur sur le terrain et le début de l'analyse au laboratoire.

Les principaux avantages de cette méthode sont :

- une excellente sensibilité de détection (<10 Bq/m³) pour une durée d'exposition relativement courte (48 heures) ;
- la discrimination que permet la spectrométrie gamma. Seul le radon 222 gaz est quantifié ; il ne peut y avoir aucune interférence avec les isotopes 219 et 220 du radon. Les résultats correspondent bien à une **activité en radon 222 gazeux seul, exprimée en becquerels par mètre cube d'air (Bq/m³)** ;
- un faible coût et une facilité de mise en oeuvre (méthode passive) permettant de disposer d'un grand nombre de points de mesures simultanés permettant une approche phénoménologique des transferts de radon.

Le principal inconvénient est lié au fait que la durée d'exposition est courte (48 heures seulement) ce qui ne permet d'obtenir qu'une photographie à un instant donné, laquelle n'est pas représentative d'une situation moyenne mensuelle et encore moins annuelle.

Trente-quatre capteurs à charbon actif ont été mis en place, du **24 au 26 mars 1998**, en période scolaire (voir annexe 3) :

- a) - 12 dans les sous-sols et vides sanitaires de la maternelle et de l'école élémentaire, y compris dans les bouches d'extraction (sur le sol des vides sanitaires, et à 1 mètre dans les sous-sols occupés) ;
- b) - 10 à l'intérieur des classes et appartements de fonction ainsi qu'à l'Entraide Nogentaise et dans un local des services techniques de la mairie (à 1 mètre du sol environ) ;
- c) - 9 en extérieur sur le site et dans l'environnement proche et lointain, à 1m au dessus du sol ;
- d) - 3 en extérieur, entre 5 et 10 m de hauteur sur les toits à proximité des extracteurs et dans l'environnement proche.

La localisation des points figure sur les cartes C1 (sous-sol), C2 (rez-de-chaussée) et C3 (environnement lointain).

Les résultats et la localisation exacte des capteurs sont reportés en annexe 3.

1 . 3 . 2 - FILMS KODALPHA

Ces capteurs sont fournis et développés par le laboratoire DOSIRAD.

Il s'agit de films de nitrate de cellulose, type LR115, sensibles aux particules alpha émises

par les divers isotopes du radon et leurs descendants émetteurs alpha. En traversant le film, les particules alpha dont l'énergie incidente est comprise entre 1,2 et 4,8 MeV vont ioniser le milieu et créer ainsi des traces qui seront ensuite révélées par une attaque chimique et comptabilisées au laboratoire DOSIRAD. La densité surfacique de traces alpha permet de remonter ensuite, grâce à un étalonnage spécifique, à l'activité volumique en radon.

Les principaux avantages de cette méthode sont :

- la possibilité d'exposer les capteurs pendant plusieurs mois de façon à réaliser des mesures représentatives sur une longue durée. Malheureusement, compte tenu des délais exigés pour la réalisation de l'étude et de la difficulté d'assurer la surveillance de nombreux capteurs en milieu scolaire ; les films Kodalpha n'ont été exposés que pendant 15 jours en moyenne, du 23-27 mars 1998 au 8-15 avril 1998.
- Un faible coût et une facilité de mise en œuvre (méthode passive) permettant de disposer d'un grand nombre de points de mesure simultanés.

Les principaux inconvénients sont :

- la sensibilité au rayonnement solaire direct. Les capteurs exposés à l'extérieur l'ont été dans des caissons type "abris météo", conçus et réalisés par le laboratoire de la CRII-RAD.
- Le caractère global de l'information. En effet, lorsque les capteurs sont exposés en mode ouvert (face sensible nue), **le film enregistre les particules alpha émises par tous les isotopes du radon et de leurs descendants**. Il n'est plus possible de parler strictement d'une activité en radon 222 seul. Les résultats sont exprimés cependant conventionnellement en **activité en radon 222 pour un facteur d'équilibre $F = 0,4$** . Dans la majorité des cas, ce mode d'expression donne une bonne représentation de la réalité dans la mesure où :
 - les isotopes 219 et 220 du radon sont beaucoup moins présents dans l'air ambiant que le radon 222. Ceci devrait être exact dans le cas du site Marie Curie dans la mesure où il s'agit a priori de déchets radifères et non pas thorifères (voir encart E1) ;
 - le facteur d'équilibre 0,4 est représentatif d'une situation moyenne dans l'habitat, applicable à la situation dans les bâtiments occupés. Ceci sera probablement inexact dans le cas des vides sanitaires de l'école Marie Curie, compte tenu de la forte activité en radon 222 et du renouvellement d'air important. Il peut s'agir alors d'un "radon jeune" en fort déséquilibre avec ses descendants (F tend vers 0).

Ces remarques doivent être gardées à l'esprit lorsqu'il s'agit de comparer les valeurs obtenues avec les différentes méthodes. Nous avons souhaité utiliser les films Kodalpha ouverts, de façon à avoir une image globale du risque radiologique lié aux descendants émetteurs alpha de tous les isotopes du radon. Une utilisation en mode fermé aurait permis de garantir, selon DOSIRAD, la mesure des seuls isotopes gazeux du radon (et presque exclusivement de l'isotope 222 du radon), à l'exclusion de leurs descendants. Cette information étant déjà donnée par les canisters à charbon actif, il était utile d'utiliser les films Kodalpha de façon complémentaire. Dans le cas des vides sanitaires, nous réaliserons une estimation de F à partir des ratios Kodalpha/canister.

Quarante-sept films Kodalpha ouverts ont été mis en place, de la même façon que les canisters, mais pour une **durée moyenne de 15 jours** (voir annexe 4) :

- 8 dans les sous-sols et vides sanitaires de la maternelle et de l'école élémentaire, y compris dans les bouches d'extraction,

- 24 en intérieur, à 1 mètre du sol, dont 17 au rez-de-chaussée et 3 à l'étage du groupe scolaire, 2 au niveau de l'Entraide Nogentaise et 2, à titre comparatif, dans un local technique de la mairie et au 3 rue Carnot,
- 9 en extérieur, à 1 mètre au-dessus du sol, dont 5 sur site, 2 dans l'environnement proche et 2 dans l'environnement lointain, à 1 km,
- 6 en extérieur, en altitude, dont 4 sur les toits du groupe scolaire à proximité des tourelles d'extraction, 1 dans l'environnement proche au 3^{ème} étage d'un immeuble rue Hoche, et 1 dans l'environnement lointain au 2^{ème} étage d'un logement rue Marceau.

Les points de mesures sont reportés sur les cartes C1, C2 et C3 en annexe.
Les résultats et la localisation exacte des capteurs sont reportés en annexe 4.

1 . 4 - INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

Afin de présenter les résultats de façon synthétique, nous allons considérer de façon groupée par secteur, les mesures au moyen de canisters à charbon actif et de films Kodalpha ouverts. Il faut garder à l'esprit, que dans le cas d'un fort déséquilibre entre le radon 222 et ses descendants (en particulier dans l'air des vides sanitaires et des extracteurs), la valeur obtenue avec le film Kodalpha sous-estime la concentration réelle en radon 222 gazeux.

1 . 4 . 1 - LES VIDES SANITAIRES ET SOUS-SOLS

1 . 4 . 1 . 1 École maternelle

a) Le vide sanitaire

- Canisters à charbon actif : l'activité en radon 222 dans le vide sanitaire varie de 5 000 Bq/m³ (aile Nord sur point chaud radiométrique à 11 000 c/s SPP2 - voir étude/phase I), à **57 200 Bq/m³** (angle mort au Sud-Est).

Dans les entrées des 2 bouches d'extraction, on mesure 2 valeurs proches : 39 700 et 40 500 Bq/m³.

Dans l'ensemble du vide sanitaire, on constate une forte hétérogénéité des valeurs (facteur 10 entre les extrêmes), avec une tendance nette à l'augmentation au fur et à mesure que l'on se rapproche de la zone d'extraction. Ceci est probablement dû à l'entraînement des gaz vers cette zone.

Si l'on considère que le débit d'extraction est de 1 500 m³/h et l'activité moyenne de l'air à l'entrée des extracteurs de 40 000 Bq/m³, on obtient un rejet de radon 222, sur le toit de la maternelle de **60 millions de becquerels par heure**.

- Films Kodalpha : l'activité du radon 222 (pour F = 0,4) est de l'ordre de **3 000 Bq/m³** dans l'angle Nord-Ouest de l'aile Nord. Dans les entrées des 2 bouches d'extraction, on mesure 2 valeurs proches : 7 900 et 8 300 Bq/m³.

Cet écart d'un facteur 5, entre les mesures réalisées au moyen de canisters (mesure du radon 222 seul) et de films Kodalpha (mesure correspondant essentiellement au radon 222 lui-même et à ses descendants émetteurs alpha à vie courte), n'a rien d'étonnant s'agissant de conditions de mesure où le facteur d'équilibre est probablement très différent de 0,4 (voir paragraphe 1 . 3 . 2).

Bien que les périodes de mesure ne soient pas comparables (48 heures et une quinzaine de jours) nous pouvons, à titre indicatif, réaliser une estimation du facteur d'équilibre réel dans l'air du vide sanitaire en divisant l'activité en radon 222 pour $F = 0,4$ (film Kodalpha ouvert) par l'activité en radon 222 seul (canister) et en reportant ce chiffre sur une abaque fournie par le laboratoire DOSIRAD (Cf annexe 2).

Lieu	radon 222 (Bq/m ³ F = 0,4)	radon 222 Bq/m ³	Ratio	estimation de F
	Kodalpha	Canister		
Angle mort (nord ouest)	3241	5425	0,6	0,05
Entrée extracteur sud	7892	39 731	0,2	tend vers 0
Entrée extracteur nord	8302	40 465	0,2	tend vers 0

On constate que :

- dans un angle mort, F est proche de 0,05. L'Énergie Alpha Potentielle en ce point peut être estimée à $5425 \text{ Bq/m}^3 \times 0,05 \times 5,56 \text{ nJ/m}^3 = 1,5 \mu\text{J/m}^3$.
- Dans les bouches d'extraction, F tend vers 0, compte tenu du fort taux de renouvellement de l'air, le radon 222 est en très fort déséquilibre avec ses descendants.

b) Les sous-sols accessibles

Dans le sous-sol de la maternelle, hors vide sanitaire, on constate une grande variabilité spatiale :

- 3 400 Bq/m³ (3) mesurés au moyen d'un canister dans le couloir devant le sas du vide sanitaire et 2 900 Bq/m³ mesurés au moyen d'un film kodalpha dans le caisson au droit de la cuisine,
- 16 Bq/m³ (Kodalpha) devant le monte-charge où a été réinstallé, depuis quelques mois, l'établi du technicien de l'école.

Ceci indique que l'extraction joue bien son rôle en entraînant les gaz vers le vide sanitaire (il existe une bouche d'aération entre le couloir et le vide sanitaire) mais que des portions accessibles du sous-sol présentent encore des teneurs en radon 222 supérieures aux seuils d'intervention de la CIPR 65.

Il apparaît comme très important de maintenir fermée la porte d'accès au sous-sol de la maternelle.

1.4.1.2 École élémentaire

a) Le vide sanitaire

- Canisters à charbon actif : dans le vide sanitaire, on a mesuré 40 000 Bq/m³ à l'entrée, 33 000 Bq/m³ entre une trappe d'aération et l'extracteur, et **54 000 Bq/m³** dans la bouche d'extraction : les différences entre les 3 dernières valeurs confirment une observation de bon sens : il n'est pas bon qu'une trappe d'aération soit interposée à mi-chemin entre l'entrée du vide sanitaire et la bouche d'extraction car cela limite le tirage pour les gaz créés en entrée du vide sanitaire.

Si l'on considère que le débit d'extraction est de 600 m³/h, le terme source radon sur le toit de l'école élémentaire est de l'ordre de **32 millions de becquerels par heure**.

(3) Une seconde mesure a été réalisée en ce point au moyen de l'Alphaguard posé à 1m du sol du 9/04/98 à 18h20 au 10/04/98 à 8h50 ; l'activité moyenne du radon 222 est de 2 144 Bq/m³.

- Films Kodalpha : dans le vide sanitaire proprement dit, on a 17 000 Bq/m³ dans un angle mort à l'entrée et 14 000 Bq/m³ dans l'extracteur.

Comme dans le cas de la maternelle, on observe un écart d'un facteur 4 entre les mesures au moyen de canisters et de films Kodalpha en entrée d'extracteur. Ceci est probablement dû au fait qu'il s'agit de radon 222 en fort déséquilibre avec ses descendants.

b) Les sous-sols accessibles

- Canisters : on mesure 232 Bq/m³ dans le sous-sol accessible devant le sas d'entrée.
- Kodalpha : on mesure 117 Bq/m³ dans le sous-sol devant le sas d'entrée dans le vide sanitaire (même ordre de grandeur qu'avec le canister).

1.4.1.3 Synthèse

a) Radioprotection du personnel

Nous n'avons pas réalisé de mesures proprement dite de l'Énergie Alpha Potentielle dans les vides sanitaires, les calculs de dose pour un intervenant non protégé par un masque respiratoire sont donc difficiles.

En effet, si des niveaux extrêmement élevés de radon 222 sont mesurés dans les vides sanitaires de la maternelle (57 000 Bq/m³ en angle sud-est) et de l'école élémentaire (40 000 Bq/m³ à l'entrée du vide sanitaire), le fait que le facteur d'équilibre tende vers 0 réduit notablement les doses liées à l'inhalation de ce gaz en fort déséquilibre avec ses descendants à vie courte.

L'estimation des doses devrait donner lieu à une étude spécifique mettant en jeu un nombre important de dispositifs de mesures de l'EAP, compte tenu de l'hétérogénéité spatiale. Il faudrait en particulier garder à l'esprit que le **facteur d'équilibre pourrait être fortement modifié en fonction du niveau d'empoussièrement et surtout en cas d'arrêt des extracteurs**. Les estimations réalisées à partir des mesures de radon dans un angle mort du vide sanitaire de la maternelle donnaient une EAP volumique de 1,5 µJ/m³.

Cela correspond pour un travailleur (débit d'inhalation de 1,2 m³/h), à un équivalent de dose efficace (4) de l'ordre de **100 microSieverts pour une intervention de 40 heures dans le vide sanitaire de la maternelle** (travaux liés à la plomberie, électricité, chauffage, interventions sur les extracteurs etc...).

Lors de ses interventions dans le sous-sol de l'école élémentaire, le technicien CRII-RAD a porté en permanence un masque respiratoire complet (filtre FERNEZ, norme EN 141, combiné A2-B2-E2-K1-P3). Le radon 222 est alors piégé dans la cartouche à charbon actif du masque avant d'atteindre les voies respiratoires.

À titre indicatif, après les interventions du 24 mars et 25 mars 1998 dans le vide sanitaire de l'école élémentaire, l'accumulation de radon 222 dans la cartouche du masque conduisait à des flux de photon respectifs de 100 et 200 chocs par seconde au contact de la cartouche(5).

(4) Nous utilisons pour ce calcul les conventions de conversion de la CIPR 65 pour un travailleur adulte à savoir 1 mJ.h.m⁻³ = 1,43 mSv.

(5) Mesure réalisée avec un ictomètre SPP2 de marque Saphymo, le bruit de fond normal en région parisienne est de l'ordre de 50 c/s.

Le technicien CRII-RAD portait à la ceinture pour toutes les interventions dans les vides sanitaires, un dosimètre individuel fourni par la société ALGADE, filiale de la Cogema, spécialisée dans le suivi de la radioprotection dans les mines. Compte tenu de la faible durée d'utilisation globale de ce dosimètre, l'Énergie Alpha Potentielle du radon 220 et l'activité alpha due aux aérosols radioactifs à vie longue n'ont pu être mesurées significativement, mais l'EAP volumique du radon 222 a été déterminée : $8,4 \mu\text{J}/\text{m}^3$ ⁽⁶⁾. Cela représente pour un temps de port cumulé de 5,5 heures (interventions dans les deux vides sanitaires), et un débit d'inhalation standard de $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$ (adulte en activité), une EAP radon 222 inhalée de 55 microjoules soit 78 microSieverts⁽⁴⁾.

Si l'on estime que le personnel technique du groupe scolaire passe **10 heures** par an dans les vides sanitaires, l'inhalation du radon 222 et ses descendants à vie courte pourrait être estimée au vu de ces calculs à **140 microSieverts** (valeur conservatoire).

Pour **40 heures de présence** (travaux importants), cela équivaut à **560 microSieverts** soit la moitié de la dose maximale annuelle admissible (1000 microSieverts au sens de la directive Euratom de mai 96).

À ces doses s'ajoutent celles liées à l'exposition externe et à l'inhalation des poussières.

L'accès aux vides sanitaires devrait donc être règlementé et autorisé seulement à des personnels informés, formés à la radioprotection et correctement équipés (avant tout, port d'un masque respiratoire). L'arrêt des extracteurs peut conduire à une augmentation du facteur d'équilibre entraînant une révision à la hausse des calculs de dose réalisés ci-dessus.

b) - Optimisation de l'extraction

L'extraction basée sur un seul point d'entrée et un simple flux (pas de soufflage), pour drainer des surfaces aussi importantes, laisse persister des points d'accumulation de gaz et de fortes hétérogénéités, en particulier dans le vide sanitaire de la maternelle. Ceci aurait probablement pu être évité si les recommandations du cabinet Socotec avaient été mises en application (soufflage et extraction avec réseau multi directionnel).

c) Rejets dans l'atmosphère

L'installation des extracteurs conduit à un rejet de radon 222 dans l'air extérieur, évalué respectivement à 32 et 60 millions de becquerels par heure pour l'élémentaire et la maternelle.

De telles valeurs sont supérieures aux seuils réglementaires fixés par le décret 86-1103 et la directive Euratom 96/29 (voir en conclusion du rapport). Les rejets de radon 222 en toiture devraient donc faire l'objet d'une procédure de déclaration aux autorités compétentes. À charge pour l'administration d'accorder éventuellement une autorisation de rejet à la suite d'une étude d'impact détaillée qui devrait permettre de vérifier :

- 1 - Si ces rejets sont justifiés.
- 2 - Si ces rejets sont optimisés. Il est raisonnable de considérer que le fonctionnement actuel des extracteurs mécaniques (simple flux sans soufflage) conduit à augmenter l'émanation du radon 222 à partir des déchets du sous-sol. Ce phénomène a été probablement renforcé à partir de 1996 du fait des travaux préconisés par l'IPSN "*consistant à diminuer les entrées d'air du sous-sol pour accroître la dépression...*" [IPSN 96].

(6) Cette valeur comprend en fait l'EAP correspondant au port du dosimètre dans les vides sanitaires et l'EAP du bruit de fond lors du transport. Nous avons calculé que le bruit de fond correspond au plus à 25 % de la mesure.

MESURE EN CONTINU DE L'ACTIVITÉ EN RADON 222 AU MOYEN D'UN ALPHAGUARD

À la demande de l'expert, le laboratoire de la CRII-RAD a procédé à des contrôles complémentaires de l'activité en radon 222 en continu :

1/ - Dans le bureau de la directrice au rez-de-chaussée de l'école élémentaire, du 23 mars 1998 (19 h 28) au 24 mars 1998 (14 h 20).

Cette mesure a été effectuée en parallèle avec un appareil identique mis en œuvre par l'IPSN de façon à réaliser une intercomparaison sommaire.

- minimum : 5 Bq/m³, le 23/3/98 à 22 h 50,
- maximum : 72 Bq/m³, le 24/3/98 à 1 h 40,
- moyenne intégrée : 27 Bq/m³

Cette valeur est en parfaite cohérence avec la mesure réalisée au moyen d'un canister en ce point (34 ± 10 Bq/m³) du 24 mars 16 h 10 au 26 mars 1998 16 h 10, et celle du film Kodalpha, 35 Bq/m³ du 26 mars au 9 avril 1998.

Le graphique est reproduit en annexe 4.

2/ - Au rez-de-chaussée de l'école maternelle, entre le préau et le réfectoire, du mardi 24 mars 1998 (14 h 31) au vendredi 27 mars 1998 (15 h 10), alors que les activités scolaires et périscolaires (le mercredi) suivaient leur cours normal.

Cette mesure a été réalisée de façon à observer les variations temporelles de l'activité du radon 222 :

- minimum : 6 Bq/m³ le 24/3/98 à 18 h 00,
- maximum : 70 Bq/m³ le 27/3/98 à 3 h 50,
- moyenne intégrée : 21 Bq/m³.

Cette valeur est en cohérence avec la mesure réalisée au moyen d'un canister en ce point (26 ± 10 Bq/m³) du 24 mars 16 h 25 au 26 mars 16 h 25. Ces résultats peuvent être comparés aux deux mesures Kodalpha du 26 mars au 9 avril 1998 réalisées dans le préau : 8 et 8 Bq/m³.

L'activité en radon 222 dans l'air ambiant, en présence des élèves a été calculée à partir du graphique complet :

- mardi 24 mars de 14 h 31 à 19 h 00 : moyenne 9 Bq/m³ (maximum 21 Bq/m³ à 16 h 10),
- mercredi 25 mars de 8 h à 19 h 00 : moyenne 17 Bq/m³ (maximum 42 Bq/m³ à 10 h 40),
- jeudi 26 mars de 8 h à 19 h 00 : moyenne 24 Bq/m³ (maximum 57 Bq/m³ à 11 h 10),
- vendredi 27 mars de 8 h à 15 h 10 : moyenne 22 Bq/m³ (maximum 40 Bq/m³ à 13 h 10).

Le graphique est reproduit en annexe 5. On observe facilement les variations nocturne/diurne.

L'utilisation simultanée de plusieurs alphaguard sur les toits de l'école, en extérieur au niveau du sol et dans les classes permettrait de démontrer et de quantifier un impact lié au panache de radon des extracteurs. Une telle démarche, très coûteuse, n'a pu être engagée dans le cadre de cette expertise préliminaire.

À titre de comparaison les mesures réalisées avec l'alphaguard, dans la salle de spectrométrie gamma au laboratoire de la CRII-RAD, au 3^{ème} étage d'un immeuble, à Valence dans la Drôme, du 30 mars 1998 (13 h 23) au 3 avril 1998 (7 h 30) ont donné les résultats suivants :

- minimum : 1 Bq/m³ le 31/3/98 à 16 h 00,
- maximum : 94 Bq/m³ le 31/3/98 à 10 h 40,
- moyenne : 29 Bq/m³

Le cabinet SOCOTEC préconisait en 1992 une ventilation double flux par balayage qui aurait pu permettre de limiter l'effet de tirage tout en assurant une bonne ventilation du sous-sol.

3 - Quelles sont les doses subies par le personnel amené à travailler sur les toits, et par le public et les écoliers du fait de la diffusion du panache radioactif.

1. 4. 2 - INTÉRIEUR DES BATIMENTS (RDC ET ÉTAGES)

1. 4. 2. 1 Mesures hors site, dans un local standard

- canisters : nous avons réalisé une mesure dans un local des services techniques de la Mairie de Nogent-sur-Marne (R.d.c semi enterré). La valeur mesurée est de 47 Bq/m³.
- films kodalpha : nous avons réalisé des mesures en deux sites différents :
 - salle de séjour au R.d.c, au 3 rue Carnot : 36 Bq/m³
 - bureau au R.d.c, dans les services techniques de la Mairie de Nogent-sur-Marne au 10 rue de la Gare : 30 Bq/m³.

Ces résultats confirment qu'en situation classique, en région parisienne⁽⁷⁾, l'activité du radon 222 dans l'habitat est couramment inférieure à 65 Bq/m³.

1. 4. 2. 2 Groupe scolaire Marie Curie

a) Mesures au rez-de-chaussée

- canisters

Au rez-de-chaussée, les sept points de contrôle (maternelle, élémentaire, appartements de fonction) ont une activité inférieure à 50 Bq/m³, avec **une moyenne de 27 Bq/m³**.

Les chiffres varient de 5 Bq/m³ dans le préau élémentaire, espace vaste semi extérieur, à 43 Bq/m³ (salle à manger, directrice élémentaire).

- films Kodalpha

Au rez-de-chaussée du groupe scolaire (maternelle, élémentaire, logements de fonction), nous avons réalisé 17 mesures dont 11 dans les classes proprement dites et/ou les lieux de vie des enfants. Les valeurs sont comprises entre la limite de détection (préau élémentaire) et 63 Bq/m³ (chambre Madame Liron), avec **une moyenne de 22 Bq/m³**.

En sept points où les mesures canisters et Kodalpha peuvent être comparées, les résultats sont très cohérents ce qui suggère que le facteur d'équilibre est proche de 0,4, sauf pour la chambre Madame Liron (canisters 15 Bq/m³, film Kodalpha 63 Bq/m³). Cet écart n'a rien d'anormal compte tenu des périodes d'exposition différentes.

Des mesures réalisées au moyen d'un **alphaguard** sont présentées dans l'encart E3 ci-contre.

b) Mesures à l'étage

- canisters

Au deuxième étage de l'école élémentaire, (angle sud-est), la classe contrôlée ne présente pas d'anomalie (27 Bq/m³).

(7) La carte de France publiée par l'IPSN en janvier 1997 [IPSN 97], fait état d'une concentration moyenne comprise entre 20 et 50 Bq/m³ pour Paris et la région parisienne.

- Kodalpha

Dans les étages nous avons réalisé 3 mesures :

- 24 et 42 Bq/m³ dans des classes au sud-est de l'école élémentaire, respectivement au second et premier étage,
- 59 Bq/m³ au premier étage du logement de la directrice de la maternelle, situé au droit des extracteurs. On remarquera que dans ce logement, la mesure à l'étage est supérieure à celle du rez-de-chaussée (39 Bq/m³), ce qui est étonnant. Habituellement la concentration en radon 222 a tendance à diminuer avec les étages.

Les chiffres de 42 et surtout 59 Bq/m³ sont sensiblement supérieurs aux valeurs du rez-de-chaussée. Il est envisageable que le panache des extracteurs puisse conduire à un apport de radon dans l'air intérieur des étages situés au droit de ceux-ci. Les mesures réalisées par l'IPSN du 12 décembre 1995 au 15 janvier 1996 dans les classes au 1^{er} et 2^{ème} étage de l'école élémentaire, au moyen de films Kodalpha, donnaient en moyenne, respectivement 200 et 253 Bq/m³ [IPSN 96]. Ces résultats indiquaient que l'activité du radon 222 était supérieure au 2^{ème} étage par rapport au 1^{er}.

Seule une campagne de mesure spécifique avec enregistrement en continu en plusieurs points permettrait de vérifier avec certitude l'influence des rejets en toiture sur l'activité dans l'air intérieur des étages.

1.4.2.3 Autres bâtiments : l'Entraide Nogentaise

Dans la salle d'accueil/bureau, au rez-de-chaussée (surélevé) de l'Entraide Nogentaise, on mesure 1 500 Bq/m³ au moyen de canisters et respectivement 613 et 410 Bq/m³ (pour F = 0,4), dans le même bureau et le vestiaire, au moyen de films Kodalpha. Ces valeurs sont tout à fait anormales en région parisienne⁽⁷⁾.

Ces résultats montrent que des travaux devraient être entrepris afin d'abaisser la concentration en radon dans ce lieu d'accueil du public.

La Directive Euratom 90/143 recommande d'abaisser à moins de 400 Bq/m³ l'activité du radon 222 dans l'habitat ancien.

La Commission Internationale de Protection Radiologique, [CIPR 65], recommande d'entreprendre des travaux dans les lieux d'accueil du public entre 200 et 600 Bq/m³ et considère qu'une intervention est toujours justifiée au-delà de 600 Bq/m³.

Si l'on considère que la valeur de 613 Bq/m³ pour F = 0,4 (bureau de l'Entraide) est représentative d'une moyenne annuelle, le personnel amené à résider 2000 heures par an subit un équivalent de dose efficace annuel de 2,4 milliSievert⁽⁸⁾. Dans la mesure où cette irradiation n'est pas liée à une situation naturelle, mais très probablement à la contamination du sous-sol par des déchets radifères, on est en droit de comparer cette valeur à la limite des 1 milliSievert par an (directive Euratom de mai 96, références pour le public). **L'exposition du personnel de l'entraide n'est pas acceptable et doit être rapidement abaissée.**

Rappelons que la phase I de l'expertise radiologique conduite par le laboratoire de la CRII-RAD a permis de montrer que le sol de l'allée à l'ouest de l'Entraide Nogentaise est nettement irradiant (2,5 µGy/h au contact et 0,73 µGy/h à 1 mètre au-dessus du point chaud LB10).

1.4.2.4 Synthèse

Toutes les mesures réalisées au rez-de-chaussée du groupe scolaire Marie-Curie révèlent des teneurs en radon 222 inférieures à 70 Bq/m³, avec une moyenne de l'ordre de 20 à 30 Bq/m³. Si ce constat était généralisable à l'année entière, il démontrerait que les travaux engagés depuis quelques années et en particulier la mise en oeuvre des extracteurs d'air mécaniques des vides sanitaires conduisent à un abaissement significatif des teneurs en radon 222 dans les salles de classe, les ramenant à des niveaux comparables à une situation normale en région parisienne.

Il convient de rester cependant vigilants dans la mesure où une panne des extracteurs pourrait modifier la situation. En effet, des valeurs de 400 Bq/m³ ont été mesurées dans le passé dans les lieux de vie des enfants avant la mise en oeuvre des extracteurs. Dans son rapport de décembre 1995 [IPSN 95], l'IPSN notait : *“lors d'une visite sur les toits de l'école, le 6 décembre 1995, nous avons constaté qu'un ventilateur d'extraction était à l'arrêt”*. Considérons une panne d'un mois non décelée. Le passage de 50 à 400 Bq/m³, représenterait une augmentation de 350 Bq/m³, correspondant pour 6 heures par jour et 4 jours par semaine, avec un débit d'inhalation de 0,6 m³/h (enfant) et un facteur d'équilibre de 0,4 ; à un équivalent de dose efficace de 50 microSieverts (convention de conversion⁽⁸⁾ de la CIPR 65).

Deux questions sont donc posées :

- y-a-t-il enregistrement en continu sur toute l'année de l'activité en radon 222 dans les classes ?
- Quels seraient les délais de détection d'une panne et les délais de réparation ?

Des valeurs proches de 40 et 60 Bq/m³ sont mesurées dans les étages du groupe scolaire. Bien qu'inférieures aux limites sanitaires en vigueur en Europe, ces valeurs posent cependant la question d'un éventuel apport de radon par l'air extérieur, enrichi par le panache des extracteurs.

Les teneurs anormales de radon 222 obtenues dans les locaux de l'Entraide Nogentaise rappellent que l'impact radiologique lié aux déchets radifères dépasse l'emprise du groupe scolaire. Le laboratoire de la CRII-RAD avait déjà eu l'occasion en 1994 d'alerter les responsables locaux et nationaux sur des teneurs en radon 222 extrêmement élevées mesurées de la cave jusqu'au 2^{ème} étage au 33 rue Marceau (voir annexe 3 - 3 du rapport CRII-RAD n° 971004). Les mesures de 1998 à l'Entraide devraient conduire les autorités à faire procéder à **une campagne de mesure de teneurs en radon 222 dans l'habitat privé et public de tout le quartier.**

Il faut rappeler que l'étude radiométrique (phase I) a montré l'existence d'anomalies au contact du sol.

- à l'angle de la rue Hoche et du boulevard Albert 1^{er},
- à l'angle de la rue Hoche et de la rue du Port,
- au 35 rue Marceau, 11 et 17 rue Hoche...

Ceci signifie très probablement que des déchets radifères se trouvent dans les sols concernés et peuvent conduire ainsi à des flux de radon 222 anormaux.

(8) La CIPR 65 retient pour $F = 0,4$ et une occupation annuelle de 7000 heures, une équivalence entre 200 Bq/m³ de radon 222 et un équivalent de dose efficace de 2,7 milliSieverts par an.

1.4.3 - ACTIVITÉ DU RADON 222 DANS L'AIR EXTÉRIEUR

1.4.3.1 Mesures de référence (environnement lointain)

Nous avons choisi comme station de référence à 1 mètre au-dessus du sol, le 3 rue Carnot à environ 1 kilomètre à l'ouest du groupe scolaire. Les valeurs sont inférieures à 15 Bq/m³ et de fait conformes à la teneur moyenne classique de l'air en atmosphère libre.

- mesure au moyen d'un canister : 12 ± 7 Bq/m³
- mesure au moyen de films Kodalpha : 11 Bq/m³ et inférieur à la limite de détection (deux capteurs au même point).

Il a été difficile de disposer d'une mesure de référence au niveau des toitures. Nous avons retenu une mesure en extérieur au 2^{ème} étage du 53 bis rue Marceau à 200 mètres à l'est du groupe scolaire. La valeur mesurée au moyen d'un film Kodalpha est de 16 Bq/m³. Il n'est pas exclu cependant que le panache de radon 222 lié aux extracteurs du groupe scolaire puisse avoir un léger impact en ce point.

1.4.3.2 Mesures à proximité des extracteurs d'air, sur les toits

a) Maternelle

Entre les deux tourelles d'extraction, les teneurs en radon 222 sont de 15 000 Bq/m³ (canister) et 3340 Bq/m³ (moyenne de deux films Kodalpha exposés simultanément).

b) École élémentaire

À 1 mètre de la tourelle, les teneurs en radon 222 sont de 3100 Bq/m³ (canister) et 529 Bq/m³ (moyenne de deux films Kodalpha exposés simultanément)

c) Comparaison des valeurs canisters/kodalpa et effet de dilution dans l'air extérieur

	Activité en radon 222 (Bq/m ³)					
	Entrée extracteur (vide sanitaire)		Sortie extracteur (toiture)		Rapport entrée/sortie	
	canister	Kodalpa	canister	Kodalpa	canister	Kodalpa
Maternelle	39739 et 40465	7892 et 8302	14983	3338 et 3343	2,7	2,4
Élémentaire	53792	13760	3103	519 et 539	17,3	26

Comme indiqué précédemment, on constate un rapport très significatif proche de 5 (4,5 maternelle et 5,9 primaire) entre les résultats obtenus au moyen de canisters et de films Kodalpha. Ceci s'explique très probablement par le déséquilibre entre le radon 222 extrait des vides sanitaires et ses descendants à vie courte (F tend vers 0).

Le facteur de dilution obtenu en divisant les activités en radon 222 à l'entrée des extracteurs par les valeurs mesurées en sortie sont de l'ordre de :

- 2 à 3 pour la maternelle (la mesure en sortie a été faite entre les deux tourelles, soit à environ 50 cm de chacune, et sous influence des deux flux sortant), le facteur corrigé serait donc plutôt de l'ordre de 5 à cette distance.
- 17 à 26 pour le primaire (la mesure a été réalisée à 1 mètre de la tourelle).

On peut donc admettre une dilution de l'ordre de 20, à 1 mètre de distance d'un système à un extracteur.

ACTIVITÉ EN RADON 222 SUR LES TOITS DU GROUPE SCOLAIRE / EFFET DE LA DISTANCE PAR RAPPORT AUX TOURELLES D'EXTRACTION

Maternelle			
Lieu	Remarque	date et heure	radon 222 (Bq/m ³)
Toit de la maternelle	entre les 2 extracteurs (50 cm)	9/4/98 - 15h30	4992 ± 370 (3 ^e cycle)
	À un mètre du barycentre À 2 mètres	9/4/98 - 16h00	2544 ± 288 (3 ^e cycle)
		10/4/98 - 18h30 (après pluie)	4096 ± 306 (4 ^e cycle)
Extérieur façade ouest à 1 mètre du sol	fenêtre logement directrice élémentaire	10/4/98 - 19h10	348 ± 152 (3 ^e cycle)
		10/4/98 - 9 h10 à 10h20	42,4 (moyenne 4 ^e au 8 ^e cycle)
Rdc/Extérieur façade ouest 1 ^{er} étage à env 3,5 m du sol	fenêtre logement directrice maternelle	10/4/98 - 10h40 à 13h50	41 (moyenne sur 20 cycles)
Élémentaire			
Lieu	Remarque	date et heure	radon 222 (Bq/m ³)
Toit école élémentaire	à 25 cm de la tourelle d'extraction	10/4/98 - 14h40 à 15h20	6965 (moyenne 3 ^e à 5 ^e cycle)

On remarquera :

- que dans un rayon de deux mètres autour des tourelles sur le toit de la maternelle on mesure de 2 500 à 5 000 Bq/m³ de radon 222. Entre les deux extracteurs la mesure ponctuelle obtenue avec l'Alphaguard le 9 avril, 5 000 Bq/m³, peut être mise en perspective avec la mesure au moyen du canister (15 000 Bq/m³) et des deux films Kodalpha (3340 Bq/m³ pour F = 0,4). Après un épisode pluvieux, le 10 avril, on a mesuré avec l'Alphaguard 4 100 Bq/m³ à 2 mètres des tourelles et 348 Bq/m³ à 5 mètres. Ceci indique qu'à plusieurs mètres de distance et selon les conditions météorologiques (température, pression, pluie, vitesse et direction du vent), on peut s'attendre à des activités en radon 222 dans l'air extérieur non négligeables et ainsi à une contamination de l'air extérieur dans les cours de l'école et de l'air intérieur dans les étages.

- Que la mesure ponctuelle réalisée le 10 avril sur le toit à 25 cm de la tourelle de l'école élémentaire est élevée : 7 000 Bq/m³, et en bonne cohérence avec la mesure réalisée au moyen d'un canister à 1 mètre de la tourelle du 24 au 26 mars : 3 100 Bq/m³.

- Que les mesures réalisées le 10 avril au droit des extracteurs de l'école maternelle, sur la façade ouest des logements des directrices, au niveau des fenêtres du R.d.c et du 1^{er} étage donnent respectivement 42 et 41 Bq/m³ de radon 222, valeur supérieure d'un facteur 3 à celles obtenues en référence pour l'air extérieur. Ceci suggère un enrichissement de l'air extérieur du fait des rejets de radon 222 en toiture.

d) Mesures au moyen d'un Alphaguard

Nous avons réalisé à titre exploratoire et hors protocole quelques mesures au moyen d'un Alphaguard de marque Genitron, à proximité des tourelles. Ces mesures ont été effectuées les 9 et 10 avril 1998 lors de la dépose des films Kodalpha.

Dans la mesure où l'Alphaguard fonctionne par diffusion passive du radon 222 à l'intérieure de la chambre de mesure, et avec un cycle de comptage de 10 minutes, nous avons considéré que les mesures n'avaient atteint un niveau stationnaire et représentatif qu'à partir du 3^{ème} cycle.

Les valeurs obtenues sont reproduites et commentées dans l'encart E4 ci-contre

Elles montrent que des activités en radon 222 supérieures au millier de becquerels par mètre cube peuvent être mesurées à quelques mètres des tourelles d'extraction, et que des valeurs 3 fois supérieures au bruit de fond naturel en région parisienne sont relevées au niveau du Rdc et du 1^{er} étage des logements de fonction, rue Hoche, dans l'air extérieur. Ces données exploratoires confirment la nécessité de réaliser une véritable étude de l'impact des rejets de radon 222 en toiture sur la radioactivité de l'air dans le voisinage.

1 . 4 . 3 . 3 Mesures dans l'air extérieur en "altitude"

Les mesures réalisées sur un balcon du 3^{ème} étage au 8 rue Hoche (à environ 10 m de haut) en vis-à-vis des extracteurs d'air de l'école maternelle, mais de l'autre côté de la rue, sont de 6 ± 7 Bq/m³ (canister) et 14 Bq/m³ (film Kodalpha). Elles ne permettent pas de conclure à un impact des flux de radon 222 émanant des extracteurs, à cette distance. Un éventuel impact dépendant de nombreux paramètres météorologiques, seules des études plus approfondies permettraient de conclure de façon définitive quant à la zone d'influence des panaches gazeux.

1 . 4 . 3 . 4 Mesures dans l'air extérieur à 1 mètre au-dessus du sol

a) Dans l'emprise du groupe scolaire

Les 5 mesures réalisées au moyen de canisters varient de 4 à 31 Bq/m³ avec une moyenne de 24 Bq/m³,

Les mesures au moyen de films Kodalpha ont été réalisées en 3 points. Elles ont été doublées dans deux cas de façon à observer la reproductibilité des résultats, les couples obtenus (17,18) et (9,10) sont très satisfaisants.

On retiendra les valeurs moyennes :

- 10 Bq/m³ au niveau de la pelouse au nord de la maternelle (au-dessus d'un point chaud radiométrique),
- respectivement 17,5 et 9,5 Bq/m³ dans la cour de la maternelle et la cour de l'école élémentaire.

La moyenne globale avec les films Kodalpha est de 12 Bq/m³.

b) Dans l'environnement proche du groupe scolaire

Au niveau du plan incliné de l'Entraide Nogentaise, on a mesuré 28 Bq/m³ (canister) et 15 Bq/m³ (film Kodalpha).

Dans un jardin du 13 rue Marceau, 4 ± 5 Bq/m³ (canister) et 30 Bq/m³ (film Kodalpha)

Dans un jardin du 35 rue Marceau, 35 ± 10 Bq/m³ (canister).

Certaines des valeurs obtenues sont sensiblement supérieures aux valeurs mesurées en référence. Ces valeurs suggèrent, sans le démontrer de façon définitive, un léger excès de l'activité en radon 222 à 1 mètre du sol dans l'air extérieur, en relation avec le fonctionnement des extracteurs ou les émanations du sol contaminé, et dont l'ordre de grandeur pourrait être de l'ordre de 10 à 20 Bq/m³.

À titre indicatif, on retiendra qu'une augmentation de 10 Bq/m³ de la valeur moyenne annuelle de l'activité en radon 222 dans l'air ambiant (intérieur + extérieur), conduit sur l'année, à un accroissement de l'équivalent de dose efficace de 170 microSieverts ⁽⁸⁾.

Seules des campagnes de mesures spécifiques, avec un grand nombre de capteurs et des mesures de très longue durée couplées avec des mesures en dynamique permettraient de confirmer cette estimation de l'impact.

TABLEAU T1
Analyses de sols prélevés à l'école Marie Curie de Nogent
Spectrométrie gamma effectuée par le laboratoire de la CRII-RAD

Activités exprimées en Becquerels par Kg sec (Bq/Kg).

NATURE	Carottage de sol 0-5 (1)	Carottage de sol 5-10 (1)	Gravier (2)	Gravier (2)
Date de prélèvement	26/03/1998	26/03/1998	09/04/1998	10/04/1998
Lieu de prélèvement	Nogent	Nogent	Toit Maternelle	Toit Elémentaire
N° d'analyses	B16728	C16730	B16748	C16752
Dates d'analyses	27/04/98	27/04/98	10/05/98	12/05/98
Temps de comptage (s)	82063	59097	48781	35037
Géométrie	Pétri	Pétri	Pétri	Petit Pétri
Taux de matière sèche	85,60%	89,10%	88,30%	92,80%

Radioactivité naturelle

Chaîne de l' Uranium 238									
Thorium 234	<	30,0	29,1 ± 18,3	20,9 ± 18,1	33,5 ± 33,5				
Thorium 230	<	82,1	<	240	<	110	33,5	<	191
Radium 226*	32,3 ± 5,9	49,3 ± 8,4	30,3 ± 6,1	37,9 ± 11,5					
Plomb 214	35,5 ± 5,9	52,8 ± 8,6	32,7 ± 6,3	38,7 ± 11,2					
Bismuth 214	29,1 ± 5,5	45,9 ± 8,2	28,0 ± 6,0	37,1 ± 11,8					
Plomb 210	33,2 ± 15,4	67,4 ± 21,7	543,7 ± 75,0	388,0 ± 72,0					
Uranium 235									
	<	7,2	<	9,4	<	9,4	<	20,6	
Chaîne du Thorium 232									
Actinium 228	24,1 ± 6,4	19,8 ± 7,3	24,9 ± 7,1	26,5 ± 14,6					
Plomb 212	30,6 ± 4,8	23,1 ± 4,3	25,4 ± 4,7	14,2 ± 5,7					
Thallium 208	9,5 ± 2,1	7,1 ± 2,0	9,0 ± 2,3	8,4 ± 4,0					
Potassium 40	263,3 ± 53,9	246,5 ± 62,9	267,6 ± 59,0	184,6 ± 102,6					
Beryllium 7	<	4,3	<	5,7	<	6,1	<	15,8	

Radioactivité artificielle

Césium 137	4,4 ± 1,3	5,5 ± 1,8	125,3 ± 15,7	111,6 ± 17,0				
Césium 134	<	0,5	<	0,7	<	0,7	<	1,7

Légende :

± : marge d'incertitude

< : seuil de détection

* : Le radium 226 est évalué sur le plomb et le bismuth 214 à l'équilibre.

Notes :

(1) : Il s'agit de la fraction inférieure à 2 mm.

(2) : Il s'agit de graviers prélevés sur les toits au niveau des sorties des extracteurs d'air des vides sanitaires sur une surface d'environ 0,25m².

Les échantillons sont séchés puis tamisés. La fraction inférieure à 2 mm est broyée puis homogénéisée pour analyse.

REF : LABO/PETITES/SOL/OP/13/05/1998 # MC2 BC T1

2. - RISQUES LIÉS À L'INHALATION DE POUSSIÈRES RADIOACTIVES

2.1 - GÉNÉRALITÉS

La radioactivité des poussières en suspension dans l'air peut provenir principalement de deux origines :

- Les radionucléides naturels d'origine cosmogénique comme le béryllium 7 (période physique 53 jours) ou les descendants des divers isotopes gazeux du radon présents dans l'air ambiant (en particulier le plomb 210, descendant du radon 222 et de période physique égale à 22,3 ans). Ces radionucléides se déposent sur les sols.
- Les radionucléides contenus dans la couche superficielle des sols et remis en suspension. Il peut s'agir des radionucléides naturels descendants de l'uranium 238, de l'uranium 235 et du thorium 232, (voir chaînes de désintégration en annexe 1), du potassium 40, ou de radionucléides artificiels déposés antérieurement (comme le césium 137 lié aux retombées de Tchernobyl en 1986 et aux essais nucléaires militaires des années 50/60).

Dans le cas de l'école Marie Curie, la question des risques radiologiques liés à l'inhalation de poussières radioactives est légitime pour deux raisons développées au points 2.1.1. et 2.1.2. ci-dessous.

2.1.1 - LE TERME SOURCE EST DOUBLE : FLUX DES EXTRACTEURS D'AIR ET CONTAMINATION DES SOLS

2.1.1.1 - Les extracteurs d'air de fort débit (600 à 1500 m³/h) peuvent éjecter au niveau des toitures les poussières remises en suspension lors de travaux ou d'interventions dans les vides sanitaires contaminés.

A-1 Activité de la couche superficielle des sols sur les toits

L'échantillonnage de poussières au niveau des sorties des extracteurs d'air n'ayant pas été programmé dans le cadre de ce travail exploratoire nous avons cependant réalisé à titre qualitatif et hors protocole, une comparaison entre :

- l'activité de échantillons constitués par la fraction fine issue du tamisage de graviers prélevés le 9 et 10 avril 1998 sur une surface d'environ 0,25 m², sur les toits respectifs de la maternelle et de l'école élémentaire, au pied des extracteurs,
- l'activité de deux strates de sol (0 à 5 et 5 à 10 centimètres de profondeur) prélevées le 26 mars 1998 dans le jardin sur le flanc ouest du logement des directrices.

Les résultats détaillés sont fournis dans le tableau T1 ci-contre.

La radioactivité des 4 échantillons est normale : teneur en thorium 234 et radium 226 de l'ordre de 20 à 50 Bq/kg ; teneurs en actinium 228 et potassium 40 de l'ordre de 20 à 27 et 185 à 268 Bq/kg respectivement.

TABLEAU T2
Analyses d'eau de lavage des cours goudronnées de l'école Marie Curie
Spectrométrie gamma effectuée par le laboratoire de la CRII-RAD

Activités exprimées en Becquerels par litre (Bq/l).

NATURE	FILTRE(1)	CONCENTRE(2)	FILTRE(1)	CONCENTRE(2)
Date de prélèvement	25/03/1998	25/03/1998	25/03/1998	25/03/1998
Lieu de prélèvement	Cour Maternelle	Cour Maternelle (Angle Nord-Ouest)	Cour Élémentaire	Cour Élémentaire (Angle Nord-Est)
N° d'analyses	B16732	C16739	C16731	16738
Dates d'analyses	28/04/98	02/05/1998	28/04/1998	10/05/1998
Temps de comptage (s)	88980	147655	117229	81434
Géométrie	Pétri	Marinelli	Pétri	Marinelli
Surface arrosée	115 m ²		206 m ²	
Volume	5,5 litres		5,3 litres	

Radioactivité naturelle

Chaîne de l' Uranium 238				
Thorium 234	< 0,2	< 0,3	< 0,3	< 0,4
Protactinium 234m	< 1,1	< 1,4	< 1,3	< 1,9
Thorium 230	< 1,0	< 1,3	< 1,0	< 1,8
Radium 226 *	< 0,02	< 0,06	< 0,04	< 0,05
Plomb 214	< 0,02	< 0,06	< 0,05	< 0,05
Bismuth 214	< 0,03	< 0,07	< 0,04	< 0,06
Plomb 210	0,44 ± 0,20	< 0,3	0,72 ± 0,22	< 0,3
Uranium 235				
Protactinium 231	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2
Thorium 231	< 0,3	< 0,4	< 0,4	< 0,5
Thorium 227	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Radium 223	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Radon 219	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Plomb 211	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,3
Chaîne du Thorium 232				
Actinium 228	< 0,04	< 0,08	< 0,09	< 0,09
Plomb 212	< 0,02	< 0,02	< 0,03	< 0,03
Bismuth 212	< 0,11	< 0,14	< 0,12	< 0,18
Thallium 208	< 0,01	< 0,03	< 0,02	< 0,02
Potassium 40	< 0,3	< 0,7	< 0,5	< 0,7
Beryllium 7	1,3 ± 0,2	0,74 ± 0,20	1,5 ± 0,3	0,4 ± 0,2

Radioactivité artificielle

Césium 137	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Césium 134	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01

Légende :

± : marge d'incertitude

< : seuil de détection

* : Le radium 226 est déterminé à partir de ses descendants plomb et bismuth 214 à l'équilibre.

Notes :

(1) : Chaque échantillon d'eau a subi une filtration (filtre plissé standard Durieux-porosité 4 à 7 microns).

(2) : Le filtrat est ensuite acidifié à l'acide nitrique à 1% et concentré sur plaque à 80°C jusqu'à obtention de 560 cc pour conditionnement en géométrie marinelli

Réf : Prélèvements/EAU/DP/04/03/1998 et NC2/BC/T2

Deux radionucléides présentent une anomalie :

- l'activité en césium 137 des sols de toiture est 20 fois plus importante que dans la terre au niveau du sol,
- l'activité du plomb 210 sur les toitures, 544 Bq/kg pour la maternelle et 388 Bq/kg pour l'école élémentaire est plus de 6 fois supérieure à celle mesurée dans la terre au niveau du sol (on remarquera que ce sol a pu être remanié car l'excès de plomb 210 est supérieur dans la strate 5/10).

Ces résultats suggèrent :

1) **qu'il peut y avoir accumulation de plomb 210 sur les toits** du groupe scolaire. La désintégration du radon 222 gazeux rejeté par les extracteurs aboutit en effet à la création de deux isotopes à vie longue, le plomb 210 ($T = 22,3$ ans) et le polonium 210 ($T = 138,5$ jours).

Le polonium 210, émetteur alpha pur, n'a pu être quantifié par spectrométrie gamma mais on peut supposer qu'il a une activité qui tend vers celle du plomb 210. L'excès relatif entre les teneurs en plomb 210 sur le toit de la maternelle et de l'élémentaire est cohérent avec l'écart relatif des flux de radon calculés au niveau des extracteurs (facteur 1,4 et 2 respectivement). Ceci suggère que l'excès de plomb 210 est renforcé par les rejets de radon 222 et n'est pas lié seulement au dépôt naturel normal du plomb 210.

2) À l'exception du plomb 210, aucun radionucléide émetteur gamma des chaînes de l'uranium 238 (thorium 234, thorium 230, radium 226) ou de l'uranium 235 n'est mis en évidence en excès sur les toits, par rapport aux teneurs normales des sols. Ceci tendrait à indiquer que les extracteurs ne rejettent pas de façon notable de poussières alpha à vie longue.

A-2 Activité des eaux de lavage des cours

À titre expérimental, et à la demande de l'expert, nous avons réalisé l'analyse en spectrométrie gamma des eaux de lavage de la cour de la maternelle (secteur ouest) et de la cour de l'école élémentaire (secteur est). Il s'agissait de vérifier l'éventuelle contamination des surfaces goudronnées.

Le lavage a été réalisé le 25 mars 1998 par le technicien de la CRII-RAD au moyen d'un jet d'eau de ville. Environ 115 m² et 206 m² ont été ainsi arrosés respectivement pour la maternelle et l'élémentaire.

Une fraction (environ 5 litres) des premières eaux de lavage a été collectée. Les résultats détaillés des analyses en spectrométrie gamma conduites au laboratoire de la CRII-RAD sur la fraction insoluble et la fraction soluble de ces eaux sont reproduits dans le tableau T2 ci-contre.

On notera que seuls deux radionucléides émetteurs gamma ont été détectés dans ces eaux :

- le plomb 210 : 0,44 Bq/l maternelle et 0,72 Bq/l élémentaire dans la fraction soluble,
- le béryllium 7 : 1,3 à 1,5 Bq/l pour la fraction insoluble et 0,37 à 0,74 Bq/l pour la fraction soluble.

Ces chiffres ne sont représentatifs que de dépôts sur quelques jours puisque les cours sont lavées régulièrement. Ils ne peuvent être exploités quantitativement puisque seule une fraction des eaux de lavage a été analysée et ne constituent que des ordres de grandeur, le pro-

protocole de prélèvement étant purement expérimental et ne faisant pas l'objet d'une normalisation.

La réalisation d'un frottis sur les goudrons des cours nous étant apparue peu représentative et techniquement difficile à réaliser, nous avons préféré réaliser cette expérience du lavage.

Elle permet de conclure que les surfaces contrôlées ne présentent pas de contamination mesurable en uranium 238 (thorium 234), thorium 230, radium 226...etc. Les seuils de détection respectifs de ces radionucléides sont de l'ordre de 0,4 Bq/l ; 1,8 Bq/l et 0,06 Bq/l.

Seul le plomb 210 est détecté sur la surface des cours de l'école, comme d'ailleurs sur les sols de toiture, mais ces analyses réalisées à titre qualitatif et hors protocole ne permettent pas de déterminer si sa présence est liée à l'impact des rejets de radon 222 en toiture ou à un dépôt normal lié à la désintégration du radon 222 d'origine strictement naturelle présent dans l'atmosphère.

Une cartographie fine basée par exemple sur l'étude de bioindicateurs atmosphériques (mousses terrestres) ou sur des mesures de l'activité surfacique du plomb 210 autour du groupe scolaire permettrait de résoudre la question de la zone d'influence des rejets liés au fonctionnement des extracteurs et de l'accumulation du plomb 210 dans l'environnement.

2. 1. 1 2 - la présence de contaminations liées au passé industriel du site dans la terre et les sols de surface est avérée.

Le laboratoire de la CRII-RAD a eu l'occasion dans le passé d'alerter les autorités sur ce point. Les principales analyses de radioactivité des sols prélevés aux alentours du groupe scolaire Marie Curie ont été annexées au précédent rapport (phase I n° 971004). Nous retiendrons les principaux résultats.

Nature	Terre superficielle	Terre 0 à 3 cm	Terre (particule chaude)	Terre	Écorce terrestre
Date de prélèvement	29/5/91	14/2/96	27/2/96	27/2/96	(Valeur standard)
Lieu	bordure groupe scolaire Marie Curie	25 rue Hoche Entraide Nogentaise	Massif de fleur nord école élémentaire	idem	
Activités exprimées en becquerels par kilogramme sec (spectrométries gamma réalisées au laboratoire de la CRII-RAD)					
Chaîne de l'uranium 238					
Thorium 234	< 11	517 ± 72	ND	77 ± 36	25
Radium 226	914 ± 130	1506 ± 170	474 400 ± 54 000	523 ± 63	25
Plomb 210	1098 ± 141	1322 ± 152	411 500 ± 47 300	594 ± 93	25
Uranium 235	ND	31 ± 15	ND	< 18	1,2
Chaîne du thorium 232					
Actinium 228	30 ± 7	14 ± 4	ND	19 ± 8	25
Potassium 40	328 ± 76	175 ± 28	ND	199 ± 47	300
Béryllium 7	ND	< 5	ND	< 8	---
Césium 137	12,8 ± 2,7	2,8 ± 1,0	ND	2,9 ± 1,6	---

Ces résultats font apparaître :

- Que dans la terre des massifs de fleurs, au nord du groupe scolaire, devant l'école élémentaire, se trouvaient encore en 1996 des particules chaudes présentant une activité en radium 226 et plomb 210 supérieure à 400 000 Bq/kg. Nous avons calculé que l'ingestion d'une telle particule par un enfant de 5 ans, qui jouerait dans la terre, le conduirait à subir un équivalent de dose efficace de 2 milliSieverts. **Toutes les surfaces de terre devraient donc être assainies et/ou bétonnées.**

- Que les sols de surface sont contaminés par :

- du radium 226 (500 Bq/kg dans le massif de fleurs au nord de l'école élémentaire, 1500 Bq/kg dans le plan incliné de l'Entraide Nogentaise),

- du plomb 210, son descendant, (respectivement 594 et 1 322 Bq/kg aux mêmes points),

- de l'uranium 238 dosé sur son premier descendant, le thorium 234 (517 Bq/kg à l'Entraide Nogentaise),

- de l'uranium 235 (31 ± 15 Bq/kg à l'Entraide Nogentaise alors que la teneur normale d'un sol est typiquement inférieure à 3 Bq/kg).

Ces teneurs sont plusieurs dizaines de fois supérieures aux valeurs normales de l'activité des sols en région parisienne.

2. 1. 2 - LES RADIONUCLÉIDES EN QUESTION, BIEN QUE D'ORIGINE NATURELLE SONT PARTICULIÈREMENT RADIOTOXIQUES PAR INHALATION

Les coefficients de dose efficace engagée (exprimés en microSieverts délivrés à un adulte par inhalation d'un becquerel du radionucléide considéré) sont reproduits dans la seconde colonne du tableau T6 ci-après. Il s'agit des coefficients de la directive Euratom 96/29 associés à la forme physico-chimique la plus pénalisante du radionucléide considéré.

On constate que le plomb 210, l'uranium 238, le radium 226, le thorium 230, sont respectivement 144, 205, 244 et 2 564 fois plus radiotoxiques que le césium 137.

L'incorporation par inhalation d'un seul becquerel de thorium 230, descendant de l'uranium 238 est susceptible de délivrer un dose de 100 microSieverts, soit le dixième de la dose maximale annuelle admissible pour le public.

L'actinium 227, descendant de l'uranium 235 (présent en excès d'un facteur 10 dans la terre de l'école) est 5 fois plus radiotoxique par inhalation que le plutonium 238 (550 μ Sv/Bq contre 110 μ Sv/Bq).

2. 2 - RADIOACTIVITÉ DES POUSSIÈRES, MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE ET RÉSULTATS

Des travaux préliminaires exposés au paragraphe précédant on peut retenir :

- que les seuls radionucléides à vie longue (période supérieure à 2 mois) mis en évidence sur les toits et sur les cours goudronnées de l'école et pouvant provenir de retombées liées aux rejets des extracteurs sont le plomb 210 et le polonium 210, descendants du radon 222,

TABLEAU T3

Poussières prélevées au moyen d'un préleveur haut débit
sur le site de l'école Marie Curie de Nogent

Analyses en spectrométrie gamma
effectuées par le laboratoire de la CRIL-RAD

NATURE	3 Filtres Gore-Tex (1)
Date de prélèvement	23-27/03/1998
Débit de prélèvement	30 m ³ /h
Volume air prélevé	2575 m ³
Taux d'empoussièrément	25,3 µg/m ³
Lieu de prélèvement	Cour Maternelle
N° d'analyses	C16718
Dates d'analyses	17/04/98
Temps de comptage (s)	322022
Géométrie (2)	Petit Pétri
Masse analysée	65,1 mg

Radioactivité naturelle	(Bq/Kg)	(µBq/m ³)
Chaîne de l' Uranium 238		
Thorium 234 (3)	< 4700	< 119
Protactinium 234m	< 60000	< 1517
Thorium 230 (3)	< 30500	< 771
Radium 226 *	< 1000	< 25
Plomb 214	< 1000	< 25
Bismuth 214	< 1000	< 25
Plomb 210 (3)	< 10000	< 253
Uranium 235		
Protactinium 231	< 3600	< 91
Thorium 227	< 12800	< 324
Radium 223	< 3000	< 76
Radium 223	< 5500	< 139
Radon 219	< 3400	< 86
Plomb 211	< 7800	< 197
Chaîne du Thorium 232		
Actinium 228	< 3000	< 76
Plomb 212	< 800	< 20
Thallium 208	< 630	< 16
Potassium 40	< 29000	< 733
Beryllium 7	72500 ± 11400	1833 ± 288

Radioactivité artificielle

Césium 137	< 330	< 8
Césium 134	< 274	< 7

Légende :

± : marge d'incertitude

< : seuil de détection

* : Le radium 226 est déterminé à partir de ses descendants plomb et bismuth 214 à l'équilibre soit 21 jours après conditionnement.

(1) Prélèvements effectués sous contrôle d'un technicien de la CRIL-RAD au moyen d'un préleveur Digital haut-débit type DA80, tête PST. Appareil installé par l'INERIS dans la cour de l'école maternelle du 23/03/98 17h35 au 27/03/98 14h27 ; Débit 30 m³/h

(2) Les 3 filtres GORE-TEX ont été pesés par l'INERIS pour mesure de l'empoussièrément et conditionnés ensemble en petite boîte de pétri au laboratoire de la CRIL-RAD pour analyse par spectrométrie Gamma.

(3) Le thorium 234, le thorium 230 et le plomb 210, compte tenu de l'autoatténuation des raies gamma de basse énergie utilisées pour la spectrométrie peuvent être sous-évalués.

- que la remise en suspension de poussières minérales issues des sols contaminés par l'uranium 238, l'uranium 235 et leurs descendants est un paramètre déterminant. La démarche entreprise a alors consisté en deux axes décrits ci-dessous.

2. 2. 1 - MESURE DIRECTE DE L'ACTIVITÉ DES POUSSIÈRES EN SUSPENSION DANS L'AIR DANS LA COUR DE LA MATERNELLE

Ceci a été fait au niveau de la cour de la maternelle secteur Nord-Est (voir carte C2) au moyen d'un préleveur à haut débit (30 m³/h), type digitel DA 80, tête PST qui a échantillonné l'air ambiant du 23 au 27 mars 1998, en présence des enfants, au travers de 3 filtres en GORE-TEX à une hauteur de 2 mètres au-dessus du sol. Ce lieu a été choisi, car nous avons considéré qu'il pouvait être soumis à la fois aux retombées éventuelles liées au panache des extracteurs d'air de la maternelle, et à l'envol de poussières issues du plan incliné contaminé de l'Entraide Nogentaise. Le taux d'empoussièrement moyen sur la période de mesure est de **25,3 µg/m³** (microgrammes par mètre cube). Pesée réalisée par l'INERIS. Une telle valeur est normale en milieu urbain.

L'UNSCEAR considère comme classique, en extérieur, un empoussièrement moyen de 50 µg/m³ et de 100 à 800 µg/m³ en zone industrielle.

Les trois filtres correspondant au passage de 2 575 m³ d'air et à la collecte de 65,1 mg de poussières ont été conditionnés en petite boîte de pétri et analysés par spectrométrie gamma au laboratoire de la CRII-RAD (cf protocole en annexe 5). Les résultats détaillés sont reproduits dans le tableau T3 ci-contre.

Aucun radionucléide émetteur gamma des chaînes de l'uranium 238, de l'uranium 235 et du thorium 232 n'a été détecté.

Les seuils de détection exprimés en microbecquerels par mètre cube d'air varient de 16 µBq/m³ (thallium 208) à 1 517 µBq/m³ (thorium 230). Le seuil de détection pour le plomb 210 est de 253 µBq/m³.

Le seul radionucléide détecté est le béryllium 7 cosmogénique : 1 833 ± 288 µBq/m³.

À titre indicatif nous avons comparé nos résultats à des mesures d'activité des poussières atmosphériques réalisées dans l'Essonne par le CEA et l'IPSN.

Activités en µBq/m ³ dans les poussières de l'air	Valeur ponctuelle École marie Curie CRII-RAD	Valeurs mensuelles Montlhery (Essonne) CEA/DASE/RCE-1996	Valeurs mensuelles Orsay (Essonne) IPSN/LMRE-1996
Césium 137	< 8	0,29 à 1,97	0,34 à 2,12
Béryllium 7	1 833	2 840 à 5 010	1 960 à 5 300
Plomb 210	< 253	281 (novembre) à 1 075 (janvier) 491 (moy. annuelle)	254 (novembre) à 1 447 (janvier) 566 (moy. annuelle)

Tableau T4 : Mesure du taux d'empoûssièrement de l'air à l'école Marie Curie de Nogent-sur-Marne (fraction inhalable)

Prélèvements effectués par le laboratoire de la CRII-RAD au moyen de CIP10
Préleveurs CIP10 fournis par l'INERIS

Site	Lieu	N° CIP10	N° coupelle	Date Prélèvement	Heure début	Heure Fin	Durée	VOLUME Echantillonné (m3)	Concentration (mg/m3)
Sous-sols									
Elémentaire	Vide Sanitaire (dans l'extracteur) (1)	56	88	25/03/1998	11H55	19H15	7H20	4,4	0,39 ± 0,11
Intérieur Ecole (RdC)									
Maternelle	Classe Nord-Ouest	56	86	24/03/1998	9H45	19H30	9H45	5,85	0,07 ± 0,07
Maternelle	Préau/réfectoire	57	87	25/03/1998	9H10	19H15	10H05	6,05	0,16 ± 0,07
Elémentaire	Préau	57	85	24/03/1998	9H45	19H30	9H45	5,85	0,08 ± 0,07
Extérieur Niveau 0									
Elémentaire	Jardin (sous extracteur maternelle)	57	83	26/03/1998	9H00	18H00	9H00	5,4	0,06 ± 0,08
Entraide-Nogentaise	Cour	56	84	26/03/1998	9H15	18H15	9H00	5,4	0,06 ± 0,08
Extérieur Toitures (Proximité tourelles d'extraction d'air)									
Elémentaire	Toit à 50 cm extracteur	57	81	26-27/03/1998	18H30	10H50	16H20	9,8	0,02 ± 0,04
Maternelle	Toit, entre les 2 extracteurs	56	82	26-27/03/1998	18H40	10H35	15H55	9,55	< 0,04

(1) Le CIP10 a été porté à la ceinture par le technicien CRII-RAD de 11H55 à 12H15 lors du passage de l'aspirateur dans le vide sanitaire, puis posé dans le conduit d'extraction à partir de 12H15

Ref : MC2/BC/T4/15/05/98

Nos résultats présentent une sensibilité de détection nettement inférieure à ceux du CEA et de l'IPSN. Ceci est dû essentiellement au fait que pour le CEA, par exemple, le prélèvement mensuel correspond à $100 \text{ m}^3/\text{h} \times 720 \text{ h} = 72\,000 \text{ m}^3$ soit 28 fois plus que celui réalisé pendant une semaine à l'école Marie Curie.

Les niveaux de béryllium 7 mesurés à Nogent sont du même ordre de grandeur que ceux trouvés dans l'Essonne.

L'activité du plomb 210 mesurée dans les poussières atmosphériques de la cour maternelle à l'école Marie Curie du 23 au 27 mars 1998 est inférieure à la limite de détection et inférieure à l'activité mesurée mensuellement en 1996 à Montlhery et Orsay dans l'Essonne par le CEA et l'IPSN.

2. 2. 2 - DÉTERMINATIONS INDIRECTES

2. 2. 2. 1 - Mesure des taux d'empoussièrement

L'utilisation systématique d'un préleveur haut débit étant onéreuse, huit mesures du taux d'empoussièrement de l'air (fraction inhalable) ont été réalisées avec une sensibilité de détection moindre (durée courte variant de 7 à 16 heures, seuil de détection élevé de l'ordre de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). L'objectif était de vérifier si en des points différents, le taux d'empoussièrement de l'air pourrait être notablement différent de celui mesuré au moyen du préleveur dans la cour de la maternelle.

Il faut préciser que toutes ces mesures ont été réalisées, à dessein, en période scolaire (du 24 au 27 mars 1998) afin d'obtenir une évaluation réaliste en présence des enfants.

Les échantillonnages ont été réalisés par le technicien de la CRII-RAD au moyen de préleveurs agréés type CIP 10 fournis par l'INERIS. Les pesées ont été réalisées par cet organisme. Les résultats sont regroupés dans le tableau T4 ci-contre.

On retiendra les valeurs suivantes :

- En sous-sol, dans le vide sanitaire de l'école élémentaire, au niveau de l'extracteur, **$390 \pm 110 \mu\text{g}/\text{m}^3$** .

Le sol bétonné du vide sanitaire est très poussiéreux (voir ci-après), et la présence humaine remet facilement en suspension ces poussières. La mesure a été effectuée pendant 7 h 20 dont 20 minutes de présence du technicien CRII-RAD.

- Sur les toits de la maternelle et de l'élémentaire, respectivement moins de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $20 \pm 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

- À l'extérieur dans un jardin, au droit des extracteurs de la maternelle, et dans la cour de l'Entraide Nogentaise : **$60 \pm 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$** .

- dans les salles du rez-de-chaussée du groupe scolaire :

- $70 \text{ à } 80 \pm 70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (classe maternelle et préau élémentaire),

- **$160 \pm 70 \mu\text{g}/\text{m}^3$** (interface entre le préau et le réfectoire de la maternelle).

Bien que ces évaluations soient entâchées d'une forte marge d'incertitude, elles montrent, comme on pouvait le prévoir, que la mesure d'empoussièrement réalisée dans la cour de la maternelle ($25,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) n'est pas forcément une valeur représentative de tous les cas de figure :

- Les vides sanitaires sont très poussiéreux, et il est probable que le fait d'y réaliser

des travaux spécifiques (perçage, forage, moulage) pourrait augmenter cet empoussièrément (plusieurs mg/m^3 constituent une situation tout à fait envisageable).

- Les salles de classe lors des activités scolaires, ont un taux d'empoussièrément non négligeable ($160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne le mercredi 25 mars de 9 h 10 à 19 h 15 dans le préau/réfectoire de la maternelle utilisé par des enfants).

- Sur les toits et en extérieur, les quatre mesures réalisées indiquent un empoussièrément inférieur à $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mais ces valeurs pourraient être notablement augmentées lors de la réalisation de travaux dans les vides sanitaires ou en surface.

2. 2. 2. 2 - Exemple de calcul de dose lié à une remise en suspension des sols contaminés (air extérieur)

a) Principe de calcul

À partir des taux d'empoussièrément de l'air ambiant et connaissant la radioactivité de certains sols de surface sur l'emprise du groupe scolaire, on peut conduire des calculs de dose en supposant que la poussière est constituée à 100 % par les fines particules provenant de la couche superficielle des sols (hypothèse conservatoire).

Le NRPB (National Radiological Protection Board) propose des taux de remise en suspension de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le sol en place et $10 \text{mg}/\text{m}^3$ pour un sol labouré. Le principe du calcul de dose est le suivant : pour chaque radionucléide présent dans le sol on calcule la dose efficace engagée en microSieverts en faisant le produit des termes suivants :

- activité spécifique du radionucléide dans le sol (Bq/g),
- taux de remise en suspension dans l'air (g/m^3),
- débit respiratoire horaire standard : $0,8 \text{m}^3/\text{h}$ à $1,2 \text{m}^3/\text{h}$ pour un adulte standard,
- durée de l'exposition (en heures),
- coefficient de dose efficace engagée ($\mu\text{Sv}/\text{Bq}$ - valeur Euratom 96/29).

On ajoute ensuite les contributions de tous les radionucléides présents dans le sol.

b) Exemple de la remise en suspension des sols contaminés de l'Entraide Nogentaise.

Comme nous l'avons montré au paragraphe 2.1.1.1/A2 ci-dessus, les surfaces goudronnées des cours du groupe scolaire que nous avons contrôlées ne présentaient pas de contamination par de l'uranium ou du radium.

Par contre, en 1996, subsistaient encore des surfaces de terre contaminée sur l'emprise du groupe scolaire et en particulier dans les massifs de fleurs côté rue Marceau. La remise en suspension de la particule chaude découverte dans un de ces massifs de fleurs et décrite au paragraphe 2.1.1.2 ci-dessus, et l'inhalation de 1 milligramme de ces matières contaminées par du radium 226 pourrait conduire à un équivalent de dose de 8,3 microSieverts pour un enfant de 5 ans (facteurs de dose NRPB - M288).

Nous considérons que rapidement toutes les surfaces de terre sur l'emprise du groupe scolaire devront être assainies ou recouvertes de béton. Dans ces conditions nous présentons ci-dessous des calculs de doses liés à deux scénarios :

- La réalisation de travaux conduisant à perforer les couches superficielles de béton ou de goudron et à remettre en suspension ponctuellement la terre contaminée. Nous retiendrons pour ce calcul la contamination de la couche de 0 à 3 cm de sol prélevée par un technicien de la CRII-RAD le 14 février 1996 sur le plan incliné de l'Entraide Nogentaise (voir résultats détaillés au paragraphe 2. 1. 1.2.).

Il est en effet raisonnable de penser que l'activité des sols de surface sous les cours de l'école puisse être comparable. Il faut garder à l'esprit que ce calcul ne prend pas en compte l'hypothèse d'une remise en suspension de poussières issues de particules chaudes, lors de l'exécution de forages par exemple.

- L'exposition chronique, des personnes travaillant à l'Entraide Nogentaise, par les poussières issues de la remise en suspension de la couche superficielle des sols contaminés. Ce calcul peut également donner un ordre de grandeur de l'exposition sur l'emprise du groupe scolaire à une époque où une partie importante des surfaces contaminées n'étaient pas goudronnées ou bétonnées.

Il existe dans l'échantillon prélevé à l'Entraide Nogentaise ; un excès d'un facteur 3 entre le radium 226 (1 500 Bq/kg) et l'uranium 238 (517 Bq/kg).

Pour simplifier le calcul nous considérons que tous les radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 sont à l'équilibre à 500 Bq/kg et que tous les radionucléides de la chaîne de l'uranium 235 sont à l'équilibre à 23 Bq/kg (rapport isotopique U238/U235 normal égal à 21,6). Nous négligeons les descendants du thorium 232 malgré leur forte radiotoxicité car leur activité (entre 10 et 20 Bq/kg) est cohérente avec les valeurs normales moyennes de l'écorce terrestre. Or ce que nous cherchons à évaluer est le surcroît de dose lié à la contamination des sols par les déchets de l'ancienne usine et non pas à la radioactivité naturelle normale des sols en région parisienne.

À partir des coefficients de dose reproduits dans le tableau T6 ci-après (issus de la directive Euratom 96/29), nous obtenons :

- un becquerel d'uranium 238 à l'équilibre avec tous ses descendants représente 137 microSieverts s'il est inhalé, (dont 73 % liés au thorium 230),
- un becquerel d'uranium 235 à l'équilibre avec tous ses descendants représente 717 microSieverts s'il est inhalé (dont 77 % liés à l'actinium 227).

Ces coefficients correspondent au cas d'un adulte et aux formes physico-chimiques les plus pénalisantes.

Par conséquent 1 gramme du sol considéré représente :

$$(0,5 \text{ Bq/g} \times 137 \text{ } \mu\text{Sv/Bq}) + (0,023 \text{ Bq/g} \times 717 \text{ } \mu\text{Sv/Bq}) = 85 \text{ } \mu\text{Sv/g.}$$

a) Exposition ponctuelle lors de travaux (chantier) - (estimation conservatoire)

Un technicien sans protection respiratoire, ayant un débit respiratoire de 1,2 m³/h et qui réaliserait à travers ce sol des forages conduisant à un empoussièremement de l'air de 10 mg/m³ subirait en une heure un équivalent de dose efficace de 1 microSievert. Si les travaux duraient 10 heures cela représenterait 10 microSieverts. Des travaux publics importants à conduire aux abords du groupe scolaire pourraient ainsi conduire certains salariés à subir des doses conséquentes par inhalation de poussière, auxquelles il faudrait ajouter l'inhalation du radon et l'irradiation externe.

b) Exposition chronique du public (estimation conservatoire)

Avec un taux d'empoussièremement de l'air de 100 µg/m³ et un débit respiratoire de 0,8 m³/h, chaque heure passée au-dessus du sol conduit à inhaler 6,8.10⁻³ microSieverts.

Une personne qui passerait 2 000 heures sur ce site subirait donc un équivalent de dose efficace de 13,6 microSieverts.

TABLEAU T5
Poussières prélevées au moyen d'un aspirateur
sur le site de l'école Marie Curie de Nogent
Analyses en spectrométrie gamma
effectuées par le laboratoire de la CRII-RAD

Activités exprimées en Becquerels par Kg frais (Bq/Kg).

NATURE	POUSSIÈRE (1)	POUSSIÈRE (1)	POUSSIÈRE (2)	POUSSIÈRE (2)
Date de prélèvement	25/03/1998	25/03/1998	Début mars 1998	Début mars 1998
Heure de prélèvement	11h55/12h15	10h55/11h15		
Lieu de prélèvement	Entrée V.S. Elémentaire	Allée intérieure V.S. Maternelle	Sac n°1 Groupe scolaire	Sac n°2 Groupe scolaire
N° d'analyses	C16725	C16719	C16721	B16726
Dates d'analyses	24/04/98	21/04/1998	23/04/1998	24/04/1998
Temps de comptage (s)	229930	147691	109634	229871
Géométrie	B250	Marinelli	B250	B500
Masse analysée	293,11	712,41	111,91	208,55

Radioactivité naturelle

Chaîne de l' Uranium 238				
Thorium 234 (3)	344 ± 44	40 ± 8	< 32	< 16
Protactinium 234m	635 ± 134	85 ± 35	< 400	< 440
Thorium 230 (3)	< 48	221 ± 56	< 116	< 57
Radium 226 *	78 ± 10	185 ± 20	7 ± 4	10 ± 3
Plomb 214	82 ± 10	191 ± 20	6 ± 4	10 ± 3
Bismuth 214	75 ± 9	179 ± 19	7 ± 5	10 ± 3
Plomb 210 (3)	2188 ± 323	1924 ± 201	74 ± 26	114 ± 21
Uranium 235				
Protactinium 231	24 ± 7	< 2	< 12	< 5
Thorium 227	< 12	< 6	< 38	< 15
Radium 223	< 3	9 ± 3	< 9	< 4
Radon 219	< 5	8 ± 4	< 16	< 6
Plomb 211	< 8	10 ± 3	< 10	< 4
	< 6	8 ± 5	< 21	< 8
Chaîne du Thorium 232				
Actinium 228	9 ± 3	14 ± 2	3 ± 2	6 ± 3
Plomb 212	9 ± 2	13 ± 2	< 24	7 ± 2
Thallium 208	3 ± 1	4 ± 1	< 2	2 ± 1
Potassium 40	155 ± 35	193 ± 26	180 ± 73	65 ± 27
Beryllium 7	< 2	5 ± 2	95 ± 21	146 ± 20

Radioactivité artificielle

Césium 137	2,8 ± 0,7	4,3 ± 0,6	2,4 ± 1,5	1,7 ± 0,7
Césium 134	< 0,2	< 0,1	< 0,7	< 0,3

Légende :

± : marge d'incertitude

< : seuil de détection

* : Le radium 226 est déterminé à partir de ses descendants plomb et bismuth 214 à l'équilibre soit 21 jours après conditionnement.

(1) Prélèvements effectués par un technicien de la CRII-RAD au moyen d'un aspirateur.

(2) Prélèvements effectués par le personnel d'entretien de façon routinière au moyen d'un aspirateur.

(3) Le thorium 234, le thorium 230 et le plomb 210, compte tenu de l'autoatténuation des raies gamma de basse énergie utilisées pour la spectrométrie peuvent être sous-évalués.

Notes :

Les sacs d'aspirateurs une fois ouverts ont fait l'objet d'un tri avec une pince afin de ne conserver que les poussières (enlèvement des mégots, cailloux, plastique, boutons, papier).

Ref: Pdlle98/Maricars/MC/T5/DP/04/03/1998 et MC1/BC/T5

Ces deux calculs (exposition chronique et exposition ponctuelle) montrent que des doses supérieures à 10 microSieverts peuvent être engagées pour le public, ou des salariés, du fait de la remise en suspension de poussières issues des sols contaminés en surface, aux abords de l'école Marie Curie, ou du fait de la remise en suspension, lors de travaux, des sols actuellement goudronnés ou bétonnés sur l'emprise du groupe scolaire. Or la valeur de 10 microSieverts par an est celle à laquelle se réfère la directive Euratom de mai 96 pour distinguer une situation banale du point de vue radiologique d'une situation devant être surveillée.

Il découle de ces calculs qu'aucune opération pouvant conduire à la remise en suspension du sol sur l'emprise du groupe scolaire Marie Curie de Nogent-sur-Marne et ses abords immédiats (tranchée, forage, aménagement routier, réfection des trottoirs, etc...) ne devrait être engagée sans la réalisation préalable d'une étude d'impact et d'une étude de radioprotection ; et que l'assainissement des surfaces de terre non encore bétonnées ou goudronnées devrait être mis en oeuvre sans délai.

2. 2. 3 - Exemples de calculs à partir de l'activité de poussières d'aspirateur

a) Réalisation des Prélèvements

Les calculs conduits à partir de l'activité des sols ont toujours un caractère très théorique. Il était donc intéressant d'analyser directement les poussières sur site.

Nous avons considéré deux cas :

- les poussières dans les vides sanitaires. Pour cela le technicien de la CRII-RAD a passé l'aspirateur à l'entrée du vide sanitaire de l'école élémentaire et dans l'allée intérieure du vide sanitaire de la maternelle sur environ 20 mètres carrés dans chaque cas,
- les poussières dans les salles de classe. Nous avons demandé au personnel d'entretien de nous remettre des sacs d'aspirateur, correspondant à leur travail de routine du mois de mars 1998.

Un tri effectué à la pince au laboratoire de la CRII-RAD a permis de ne conserver que les poussières et d'éliminer les objets indésirables (mégots, morceaux de papier, plastique etc...).

Les poussières triées ont ensuite été conditionnées en pot standard 250 à 560 cc selon les quantités disponibles et analysées à l'équilibre soit 21 jours après conditionnement, par spectrométrie gamma au laboratoire de la CRII-RAD (protocole en annexe 5).

b) Analyses en spectrométrie gamma

Les résultats détaillés des analyses sont reproduits dans le tableau T5 ci-contre. On remarquera :

- Que pour les 4 échantillons, les activités du potassium 40 et des descendants du thorium 232 sont faibles et inférieures à la moyenne de l'écorce terrestre (400 Bq/kg pour le potassium 40, 60 Bq/kg pour le thorium 232 et chacun de ses descendants).
- Que les poussières issues des salles au rez-de-chaussée du groupe scolaire présentent une radioactivité de la chaîne de l'uranium 238 inférieure aux valeurs typiques de l'écorce terrestre (typiquement 25 Bq/kg), sauf en ce qui concerne le plomb 210 (74 et 114 Bq/kg selon les salles).
- Que les poussières issues des vides sanitaires présentent par contre un fort excès de cer-

TABLEAU T6
Calculs de doses liées à l' inhalation des poussières
dans les vides sanitaires

	Coefficients de dose (2) ($\mu\text{Sv/Bq}$)	POUSSIÈRE			POUSSIÈRE		
		Entrée V.S. Élémentaire			Allée intérieure V.S. Maternelle		
		Bq/Kg (1)	$\mu\text{Sv/Kg}$ (3)	% (3)	Bq/Kg (1)	$\mu\text{Sv/Kg}$ (3)	% (3)
Radioactivité naturelle							
Chaîne de l' Uranium 238							
Uranium 238	8	489	3912	8	63	504	1
Thorium 234	7,70E-03	489	4	0	63	0	0
Uranium 234	9,4	489	4597	9	63	592	1
Thorium 230	100	78	7800	16	221	22083	42
Radium 226	9,5	78	742	2	185	1756	3
Plomb 214	1,50E-02	82	1	0	191	3	0
Bismuth 214	1,40E-02	75	1	0	179	3	0
Plomb 210	5,6	2188	12255	25	1924	10773	21
Bismuth 210	9,30E-02	2188	204	0	1924	179	0
Polonium 210	4,3	2188	9410	19	1924	8272	16
				79			84
Chaîne de l' Uranium 235							
Uranium 235	8,5	24	201	0	2	17	0
Thorium 231	3,30E-04	24	0	0	2	0	0
Protactinium 231	140	12	1680	3	6	840	2
Actinium 227	550	12	6600	13	9	4950	9
Thorium 227	10	3	30	0	9	93	0
Radium 223	8,7	5	44	0	8	73	0
Plomb 211	1,20E-02	6	0	0	8	0	0
				17			11
Chaîne du Thorium 232							
Thorium 232	110	9	990	2	13	1430	3
Radium 228	16	9	144	0	13	208	0
Actinium 228	2,50E-02	9	0	0	13	0	0
Thorium 228	40	9	360	1	13	520	1
Radium 224	3,4	9	31	0	13	44	0
Plomb 212	0,19	9	2	0	13	2	0
Bismuth 212	3,10E-02	9	0	0	13	0	0
				3			4
Potassium 40	2,10E-03	155	0	0	193	0	0
Radioactivité artificielle							
Césium 137	3,90E-02	2,8	0	0	4,3	0	0
Potentiel de dose ($\mu\text{Sv/Kg}$)		49006			52344		

Méthode de calcul :

1/ Les activités massiques des poussières sont tirées du tableau T5

* l'activité du thorium 234 est prise égale à la moyenne de celle du tableau T5 et de celle du protactinium 234 m qui est son descendant direct et qui n'est pas soumis à l'autoatténuation.

* l'activité de l'uranium 238, supposé à l'équilibre avec le thorium 234 est prise égale à celle du thorium 234

* l'activité de l'uranium 234 (non visible en spectrométrie gamma) est prise égale à celle de l'uranium 238

* l'activité du thorium 230 est prise égale à celle du radium 226 dans le cas où il n'est pas détecté

* l'activité du bismuth et du polonium 210 est prise égale à celle du plomb 210, leur précurseur

* les activités des descendants de l'uranium 235 sont prises égales aux seuils de détection dans le cas où les radionucléides ne sont pas détectés

* les activités des descendants du thorium 232 sont prises égales à : (actinium 228 + plomb 212 + 3*thallium 208)/3

2/ Les coefficients de dose efficace engagée par inhalation pour un adulte sont tirés de la directive Euratom 96/29

Ils sont exprimés en microsieverts par becquere ($\mu\text{Sv/Bq}$)

C'est le coefficient correspondant à la forme physico-chimique la plus pénalisante qui est retenu

3/ Pour chaque échantillon, la seconde colonne est obtenue par le produit des activités massiques (Bq/Kg) par les Coefficients de dose.

La contribution relative de chaque radionucléide à la dose totale par inhalation est calculée dans la troisième colonne.

Réf: Pde98MarieCurie/MCCT31/BC/15/03/1998 et MC2/BC/276

tains radionucléides naturels par rapport aux valeurs typiques de l'écorce terrestre :

- Le plomb 210 a dans les deux échantillons, une valeur de l'ordre de 2 000 Bq/kg.
- L'uranium 238 (thorium 234 = 344 Bq/kg) et l'uranium 235 (24 Bq/kg) ont dans le vide sanitaire de l'élémentaire une teneur plus de 10 fois supérieure à la normale, tandis que la teneur en radium 226 est seulement 2 à 3 fois supérieure à la normale.
- Dans le vide sanitaire de la maternelle la situation de déséquilibre au sein des chaînes de l'uranium est inversée. L'uranium 238 (40 Bq/kg), et l'uranium 235 (inférieur à 2 Bq/kg), sont à des teneurs classiques tandis que leurs descendants sont en fort excès : le radium 226 et le thorium 230 autour de 200 Bq/kg, les thorium 227, radium 223, radon 219 et plomb 211 autour de 9 Bq/kg.

Les deux vides sanitaires présentent donc une contamination comparable en plomb 210 qui s'explique par les fortes concentrations en radon 222 dans l'air.

Par contre, les poussières du vide sanitaire de la maternelle sont contaminées par des substances apparentées à des résidus d'extraction de l'uranium, tandis que celles de l'élémentaire le sont par des résidus d'extraction du radium 226.

c) Calculs de doses liées à l'inhalation des poussières des vides sanitaires

Conformément à la méthode exposée au paragraphe 2. 2. 2, nous avons calculé les doses efficaces engagées par inhalation des échantillons de poussières des vides sanitaires dans le tableau T 6 ci-contre.

Lorsque des radionucléides ne sont pas détectés, leur activité est prise égale à la valeur la plus plausible compte tenu de l'activité des radionucléides parents ou fils, ou au seuil de détection de la mesure. Il convient de rappeler en outre que les facteurs de doses retenus sont ceux associés à la forme physico-chimique la plus pénalisante du radionucléide considéré et s'appliquent à un adulte standard.

On constate que la radiotoxicité des poussières des deux vides sanitaires est comparable, 49 $\mu\text{Sv/g}$ et 52,3 $\mu\text{Sv/g}$, compte tenu d'une compensation entre les uraniums 234 et 238 et le thorium 230. Dans les deux échantillons, environ 80 % de la radiotoxicité provient de la chaîne de l'uranium 238. Les radionucléides les plus pénalisants étant les uranium 238 et 234, le thorium 230, le plomb et le polonium 210. Le radium 226 ne représente finalement que 2 et 3 % de la radiotoxicité.

Pour le vide sanitaire élémentaire les trois radionucléides qui contribuent le plus à la dose par inhalation de poussières sont plomb 210 (25 %), polonium 210 (19 %), thorium 230 (16 %). Pour la maternelle il s'agit du thorium 230 (42 %), du plomb 210 (21 %) et du polonium 210 (16 %).

Estimations de doses liées à l'inhalation des poussières des vides sanitaires (hors radon 222 et exposition externe) :

cas 1. Personnel technique du groupe scolaire (débit d'inhalation 1,2 m³/h)

- 10 heures par an dans les vides sanitaires.
- Opérations générant peu de poussières (390 $\mu\text{g/m}^3$ mesuré).

Dose engagée inférieure à **0,3 microSieverts** mais pouvant être sensiblement accrue dans le cas d'une augmentation du taux d'empoussièrement de l'air.

cas 2. Travailleur d'entreprise extérieure (plomberie, chauffagiste...)

- 40 heures par an dans les vides sanitaires.
- Chantier lourd conduisant à une forte remise en suspension de poussières (10 mg/m³, valeur conservatoire).

Dose engagée arrondie à **24 microSieverts**.

d) Cas des poussières prélevées dans les classes

L'activité des poussières prélevées dans les classes est nettement inférieure à l'activité d'un sol typique en région parisienne, à l'exception d'un léger excès de plomb 210 (restant néanmoins inférieur à 120 Bq/kg). On peut donc en conclure que, par rapport à une situation normale, la dose ajoutée liée à l'inhalation des poussières dans l'école est nulle. Ces résultats doivent être mis en perspective avec le fait que seulement 10 Bq/m³ de radon 222 supplémentaires dans l'air ambiant conduisent à un équivalent de dose annuel supérieur à 100 microSieverts.

Sur le site de l'école, la gestion des risques liés à l'inhalation passe donc, en priorité, par la maîtrise des flux de radon. La problématique des poussières reste cependant posée dès lors qu'il s'agit de travaux dans les vides sanitaires ou d'opérations conduisant à remettre en suspension de façon importante les sols du site.

PRINCIPAUX RÉSULTATS CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les conclusions proposées ci-dessous sont basées sur un nombre limité de points de mesure et sur des mesures représentatives d'un temps limité (quelques jours). Elles constituent donc un première approche qui peut être affinée moyennant la réalisation d'études plus approfondies dans la durée.

On peut distinguer 3 situations radiologiques très différentes :

- 1) la contamination des vides sanitaires et sous-sols occupés associée au problème des rejets de radon 222 sur les toits ;
- 2) la situation dans les lieux de vie des écoliers et du personnel : au rez-de-chaussée et étages du groupe scolaire, et dans les cours de récréation ;
- 3) les autres habitations du quartier.

1 - LES SOUS-SOLS DU GROUPE SCOLAIRE

1 - 1 - LES VIDES SANITAIRES

Nous entendons par "vides sanitaires", les espaces du sous-sol qui ne sont accessibles que par un "sas" d'entrée, petite porte métallique carrée, et dont la hauteur sol/plafond est telle qu'il est très rarement possible de s'y tenir debout. Cela n'exclut pas que des travaux puissent y être effectués dans les domaines de la plomberie, du chauffage, de l'électricité, de l'extraction d'air etc.

Ces espaces sont ventilés en permanence par des extracteurs dynamiques (un point d'extraction pour le vide sanitaire de l'école élémentaire et deux points proches pour le vide sanitaire de l'école maternelle).

1.1.1 - EXPOSITION AU RADON 222 ET À SES DESCENDANTS À VIE COURTE

Dans l'état actuel de conception du système d'extraction, persistent de fortes hétérogénéités de la concentration en radon 222 au sein d'un même vide sanitaire (facteur 10 sous la maternelle), avec des points chauds pouvant atteindre 57 000 Bq/m³ de radon 222 dans des angles morts (sous l'école maternelle) et 40 000 Bq/m³ en entrée du vide sanitaire de l'école élémentaire. Cette situation pourrait probablement être corrigée en mettant en œuvre le dispositif couplé soufflage/extraction ainsi que des réseaux de bouches d'entrée et de sortie d'air comme le préconisait le cabinet SOCOTEC en 1992.

Il s'agit d'un radon "jeune" en fort déséquilibre avec ses descendants à vie courte ce qui limite fortement la dose liée à l'inhalation des descendants émetteurs alpha à vie courte du radon. Notre laboratoire n'a pas réalisé de mesure de l'Énergie Alpha Potentielle à proprement parler à l'exception d'une dosimétrie individuelle effectuée par le technicien de la

CRII-RAD lors de ses interventions dans les 2 vides sanitaires. Ces mesures montrent que la seule inhalation du radon 222 et de ses descendants pourrait représenter un débit de dose horaire moyen de l'ordre de $14 \mu\text{Sv/h}^{(1)}$ (il dépend bien entendu de l'endroit exact où l'on se trouve dans les vides sanitaires).

Pour le personnel technique de l'école amené à réaliser des travaux d'entretien dans les vides sanitaires, 10 heures passées par an dans ces lieux pourraient donc représenter un équivalent de dose de 140 microSieverts.

Pour des salariés d'entreprises extérieures amenés à travailler pendant 40 heures dans les vides sanitaires (réfection de la plomberie par exemple), cela représenterait plus de la moitié de la dose maximale annuelle admissible.

1.1.2. EXPOSITION AUX RADIONUCLÉIDES À VIE LONGUE PRÉSENTS DANS LES POUSSIÈRES

Aux doses subies par inhalation de radon 222, s'ajoutent celles liées aux poussières radioactives. Les sols des vides sanitaires recouverts de béton grossier sont poussiéreux et l'intervention humaine conduit à une remise en suspension de ces poussières pouvant conduire à des taux d'empoussièrément de l'air de plusieurs centaines de microgrammes par mètre cube d'air (valeur mesurée : $390 \mu\text{g}/\text{m}^3$), voire plusieurs milligrammes par mètre cube en cas de travaux particuliers (forage, perçage de cavité, meulage de tuyauteries etc...).

Les poussières des deux vides sanitaires prélevées au moyen d'un aspirateur et analysées en spectrométrie gamma, sont caractérisées par une forte teneur en plomb 210 (environ $2\,000 \text{ Bq}/\text{kg}$), radionucléide de période physique égale à 22 ans qui s'accumule progressivement par dépôts liés à la désintégration du radon 222 qui diffuse dans l'air à partir de déchets radifères enfouis.

Les poussières contiennent également un excès d'uranium 238 et 235 et/ou leurs descendants mais de façon contrastée :

- excès d'uranium 238 et 235 dans le vide sanitaire de l'école élémentaire,
- excès de leurs descendants (radium 226, thorium 227, radium 223, radon 219, plomb 211) dans le vide sanitaire de la maternelle.

Ces contaminations différenciées suggèrent la présence de déchets de caractéristiques radiochimiques très différentes (résidus d'extraction du radium dans un cas, résidus d'extraction de l'uranium dans l'autre) pouvant provenir de secteurs différents de l'ancienne usine ou de process différents.

Ces radionucléides, bien que naturels, présentent une très forte radiotoxicité par inhalation. On notera par exemple que la radiotoxicité du thorium 230 est comparable à celle du plutonium 238 et que celle de certains descendants de l'uranium 235 est 5 fois supérieure.

La radiotoxicité totale de ces poussières obtenue en ajoutant celle de tous les radionucléides détectés est telle qu'un gramme inhalé représente un équivalent de dose efficace de l'ordre de 50 microSieverts pour un adulte (valeur conservatoire calculée en utilisant les facteurs de dose les plus pénalisants recommandés par la directive Euratom 96/29).

(1) Mesure réalisée au moyen d'un dosimètre individuel ALGADE. Le calcul intègre le bruit de fond lors du transport qui est inférieur à 25 % du résultat global.

Les incorporations par inhalation restant limitées, les doses induites restent en général faibles. Ainsi, pour le personnel d'entretien du groupe scolaire, un calcul basé sur l'hypothèse d'un taux d'empoussièrement de l'air de $390 \mu\text{g}/\text{m}^3$, un séjour de 10 heures par an dans les vides sanitaires, et une ventilation pulmonaire de $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$, l'équivalent de dose efficace est inférieur à $0,3$ microSieverts.

Il existe cependant des cas plus pénalisants. Avec une ventilation pulmonaire de $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$ et un taux d'empoussièrement de l'air de $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ (ambiance de chantier), cela représente pour un travailleur non protégé par masque respiratoire, un débit d'équivalent de dose de $0,6$ microSieverts par heure. On peut donc évaluer à 24 microSieverts la dose liée à l'inhalation des poussières pour 40 heures de travail dans les vides sanitaires (hors perforation de la chappe de béton). Cette dose pourrait être cependant sensiblement augmentée dans le cas où les travaux conduiraient à mettre en suspension les matières contaminées enfouies sous la chappe de béton, et dont l'activité spécifique pourrait être notablement supérieure à celle des poussières prélevées par nos soins.

1 . 1 . 3 - DOSES CUMULÉES ET RADIOPROTECTION

Lors d'interventions dans les vides sanitaires, toutes les voies d'exposition se cumulent. Aux doses liées à l'inhalation du radon 222 d'une part, et des poussières d'autre part, doit s'ajouter celle induite par irradiation externe (voir étude/phase I). Au contact du point le plus chaud, le débit d'équivalent de dose mesuré était de $12,5$ microSieverts par heure. En ambiance, à 1 mètre au dessus des sols, les débits d'équivalent de doses dépassent $0,5$ microSieverts par heure en de nombreuses portions des vides sanitaires.

Les doses cumulées subies par le personnel technique de l'école amené à intervenir ponctuellement ou par des travailleurs extérieurs (entretien des extracteurs, plomberie etc), pourraient représenter des fractions importantes de la dose maximale annuelle admissible, voire un dépassement dans certains scénarios pénalisants.

S'il est difficile de limiter l'exposition externe (en dehors d'un balisage des points chauds), le simple port d'un masque respiratoire⁽²⁾ peut permettre de réduire très fortement les doses par inhalation de radon et de poussières.

L'accès au vide sanitaire devrait être réglementé et réservé à du personnel formé en radioprotection et convenablement équipé (port d'un masque respiratoire, combinaison jetable etc...)

1 - 2 - LES SOUS-SOLS ACCESSIBLES

Nous entendons par sous-sols accessibles, les portions du sous-sol en dehors des vides sanitaires décrits plus haut. On retiendra le niveau de radon 222 gaz de $3\,438 \text{ Bq}/\text{m}^3$ mesuré dans le couloir du sous-sol de la maternelle à quelques mètres de l'endroit où le technicien de l'école avait installé son atelier (établi). Depuis quelques mois, il a déplacé son atelier à proximité du monte-charge, dans une pièce séparée, où le niveau de radon 222 mesuré est de $16 \text{ Bq}/\text{m}^3$.

Le nombre de mesures réalisées dans les sous-sols est insuffisant pour obtenir une vision d'ensemble, mais ces quelques résultats suggèrent qu'une étude plus complète doit être

(2) Cartouche à charbon actif et filtres spécifiques pour les poussières.

lancée dans la mesure où certains personnels peuvent passer plusieurs heures par jour dans le sous-sol.

Une exposition à 1 000 Bq/m³ de radon 222, avec un facteur d'équilibre de 0,4, pendant 500 heures (hypothèse où le technicien passe le quart de son temps dans son atelier), représente en effet un équivalent de dose efficace annuel supérieur à 1 milliSievert.

1 - 3 - REJETS RADIOACTIFS LIÉS AU FONCTIONNEMENT DES EXTRACTEURS ET STATUT DE L'ÉCOLE

L'utilisation des extracteurs d'air renforce l'émanation du radon 222 à partir des déchets. Cela permet de limiter les transferts des gaz du sous-sol vers le rez-de-chaussée, mais cela conduit à un rejet très élevé de gaz radioactif à l'air libre, sur les toits de l'établissement. Nous avons estimé à respectivement 32 et 60 millions de becquerels de radon 222 par heure, les flux de radon sur le toit de l'école élémentaire et de la maternelle. Si l'on considère que ces valeurs sont représentatives d'une moyenne annuelle, cela représente un rejet total annuel de 0,8 Terabecquerels. Compte tenu de ces valeurs, et en l'absence de textes spécifiques, la situation peut être analysée à la lumière des textes réglementaires existants ou à venir :

- **Le décret 86-1103** du 2 octobre 1986 relatif à la protection des travailleurs contre les dangers des rayonnements ionisants (hors INB), s'applique en effet au cas de l'école Marie Curie puisque la limite de son champ d'application, pour les radionucléides à radiotoxicité modérée (c'est le cas du radon 222), est de 500 000 becquerels. Or, nous pouvons estimer la quantité de radon 222 rejetée par l'établissement scolaire chaque année à 0,8 TéraBecquerels, soit plus d'un million de fois la limite. Ce décret impose toute une série de prescriptions en matière de radioprotection : déclaration aux autorités, formation à la radioprotection des personnels, définition de zones d'accès contrôlé et surveillé.

- **La directive Euratom 96/29** qui doit être transposée dans la réglementation de chaque État membre avant le 13 mai 2000, prévoit en son annexe I, pour le radon 222, un seuil d'exemption en activité totale de 10⁸ becquerels (100 millions de becquerels). Les rejets annuels estimés sur les toits du groupe scolaire dépassent cette limite d'un facteur 8 000.

Le fonctionnement des extracteurs conduit à des rejets radioactifs qui ne peuvent s'effectuer en dehors du cadre réglementaire.

Il est donc urgent de vérifier, si depuis la mise en œuvre des extracteurs, la municipalité ou ses conseils techniques (Socotec, IPSN), ont engagé les procédures d'information des autorités compétentes.

La note en date du 22 mars 1996 adressée par l'OPRI au maire de Nogent-sur-Marne et qui précisait : "*Ces mesures indiquent que la source principale d'émanation du radon dans l'école maternelle a été tarie*" ., laisse supposer que ces rejets n'ont pas été pris en compte. Le régime dit de "déclaration", constitue le niveau de base. L'importance des activités en radon 222 rejetées ainsi que l'implantation de l'école Marie Curie au sein de l'aggloméra-

tion semblent plutôt imposer un régime d'autorisation, à charge pour l'administration de subordonner cette autorisation à un certain nombre de vérifications.

Il s'agira en particulier de déterminer si les rejets de radon 222 sont justifiés et leur impact optimisé.

Il est en effet très probable que le système d'extraction à simple flux actuellement en fonctionnement favorise fortement l'émanation du radon 222 à partir des déchets enfouis alors que son rôle devrait être l'évacuation des gaz produits dans l'air des vides sanitaires. On notera à ce propos que le cabinet SOCOTEC consulté par la mairie de Nogent-sur-Marne en novembre 1992 recommandait un système à double flux (soufflage d'air neuf à une extrémité et extraction de l'autre). La question d'une filtration des gaz (piège à radon type charbon actif) doit également être posée.

L'administration doit déterminer si les dispositifs adoptés actuellement constituent la meilleure solution.

Dans le cas où les autorités compétentes autoriseraient les rejets de radon 222 dans l'atmosphère, l'établissement devrait être classé ICPE, et l'autorisation devrait être assortie de prescriptions strictes établies sur la base d'une étude d'impact préalable, et définissant des modalités de gestion et de contrôle de la radioactivité visant à garantir que les doses subies par les personnels du site, les enfants et les riverains obéissent aux trois principes de justification, d'optimisation et de limite de dose.

1 - 4 - IMPACTS DES REJETS RADIOACTIFS SUR LES TOITS

La question posée actuellement est celle de l'extension spatiale de ce panache radioactif et de l'enrichissement en radon 222 et ses descendants dans l'air extérieur au voisinage de l'école, voire dans l'air intérieur des pièces situées dans les étages au droit des extracteurs.

1-4-1- ACCUMULATION DU PLOMB 210 SUR LES TOITS

Il n'était pas prévu que nous réalisions une analyse fine de la composition radiochimique des poussières éventuellement rejetées par les extracteurs. À titre expérimental et en l'absence de mousses terrestres sur les toits, nous avons procédé à l'analyse de terres prélevées sous les graviers présents sur les toits à proximité des extracteurs. Des teneurs en plomb 210 supérieures à celles trouvées dans la couche superficielle d'un sol de jardin sur le site suggèrent que ce dépôt de plomb 210 pourrait être lié en partie aux rejets de radon 222, d'autant que les rapports entre les activités massiques en plomb 210 dans les sols de toiture d'une part et les débits de radon 222 estimés sont cohérents (facteurs 1,4 et 2).

Par contre, aucune anomalie n'a été constatée pour l'uranium 238 et 235 et leurs descendants bêta/gamma (en dehors du plomb 210), ce qui suggère que les extracteurs ne constituent pas un terme source majeur de poussières radioactives en dehors du radon, et de ses descendants à vie courte et à vie longue (plomb et polonium 210).

Ce constat positif doit être cependant pondéré. Il est probable en effet que des travaux mettant en jeu une forte remise en suspension de poussières dans les vides sanitaires, pourraient modifier ce constat préliminaire.

1-4-2- DISPERSION DU RADON 222 DANS L'ATMOSPHERE LIBRE

Sur les toits, nous avons mesuré jusqu'à environ 15 000 Bq/m³ et 7 000 Bq/m³ de radon 222 respectivement entre les deux tourelles d'extraction de la maternelle et à 25 centimètres de la tourelle de l'école élémentaire. À notre avis la présence humaine sur les toits du groupe scolaire, à proximité des tourelles en fonctionnement devrait être strictement limitée.

Les quelques mesures réalisées sur les toits en s'éloignant des tourelles suggèrent une diminution d'un facteur de l'ordre de 20 de l'activité du radon 222 à 1 mètre de distance des tourelles. On mesure cependant un impact supérieur à 300 Bq/m³, à 5 mètres. Les conditions météorologiques peuvent jouer un rôle déterminant dans la diffusion du panache radioactif. Ce point n'a pas été étudié compte tenu du caractère exploratoire de cette mission.

Les mesures réalisées dans l'air extérieur à 1 mètre au-dessus du sol sont comprises entre 4 et 35 Bq/m³ et sont donc relativement faibles dans l'absolu. Elles ne permettent cependant pas d'exclure un impact des rejets de radon et/ou des émanations liées aux déchets contenus dans les sols.

Certaines des activités en radon 222 mesurées au premier étage dans une classe de l'élémentaire (42 Bq/m³) et le logement de fonction des directrices (59 Bq/m³), paraissent relativement élevées par rapport aux mesures réalisées au rez-de-chaussée. Or, généralement lorsque le terme source est le sous-sol, l'activité du radon 222 diminue avec les étages.

Ces remarques n'apportent pas la preuve formelle d'un impact des rejets car la contribution directe des sols contaminés peut être évoquée également. L'hypothèse d'un apport de radon par l'air extérieur enrichi par les rejets sur les toitures est renforcée cependant par les valeurs ponctuelles déterminées avec un alphaguard au pied des extracteurs de l'école maternelle sur la façade ouest du logement des directrices en air extérieur : 42 et 41 Bq/m³ respectivement au niveau des fenêtres du rez-de-chaussée et du 1er étage, valeurs supérieures d'un facteur 3 à 4 aux mesures de référence pour l'air extérieur.

Tous ces éléments suggèrent, sans le démontrer de façon définitive, un léger excès de l'activité en radon 222 dans l'air extérieur et intérieur (en étage) sur l'emprise du groupe scolaire et dans l'environnement proche. Il est possible que cet excès soit lié en partie au fonctionnement des extracteurs d'air. L'ordre de grandeur de cet excès par rapport à une situation naturelle en région parisienne peut être estimé à 10 à 20 Bq/m³. Cet impact doit dépendre fortement bien entendu des conditions météorologiques (pluie, température, pression, direction et vitesse du vent) et la présente étude n'a pas consisté en une cartographie du panache.

Un tel travail devrait à notre avis être engagé, au moyen de mesures en continu et intégrées en un nombre suffisant de points ou par une cartographie des accumulations en plomb 210 dans les mousses terrestres par exemple.

D'autant qu'une augmentation de 10 Bq/m^3 de la valeur moyenne annuelle de l'activité en radon 222 dans l'air ambiant, conduit sur l'année à un accroissement de l'équivalent de dose efficace de 170 microSieverts (3).

Une telle dose n'est pas acceptable au regard des principes de justification et d'optimisation des expositions définis par la Commission Internationale de Protection Radiologique. À titre comparatif, une telle dose est supérieure aux valeurs déclarées par EDF pour quantifier l'impact des rejets radioactifs de ses centrales nucléaires sur les populations les plus exposées.

2 - EXPOSITION DES ENFANTS ET DU PERSONNEL (hors sous-sols)

2 - 1 - UN CONSTAT POSITIF

2-1-1 - ACTIVITÉS EN RADON 222 AU REZ-DE-CHAUSSÉE

Toutes les mesures de l'activité en radon 222 dans l'air ambiant réalisées au rez-de-chaussée de l'école maternelle et de l'école élémentaire sont inférieures à 70 Bq/m^3 , avec une moyenne sur 17 points de mesure (Kodalpha, $F = 0,4$) de l'ordre de 22 Bq/m^3 .

Ces résultats suggèrent que les travaux réalisés depuis 1992 et en particulier la mise en œuvre des extracteurs dans les vides sanitaires en 1993 et l'amélioration de la mise en dépression des vides sanitaires en 1996, ont conduit à un abaissement très significatif des niveaux de radon 222 au rez-de-chaussée ; à des niveaux qu'il est difficile de distinguer du bruit de fond en région parisienne. Ceci devrait être confirmé bien entendu sur l'année entière d'autant que les mesures réalisées en 1994 et 1995, donc après la mise en service des extracteurs mécaniques, laissaient apparaître des valeurs supérieures à 300 voire 400 Bq/m^3 dans des salles du rez-de-chaussée et dans les salles de classe au 1^{er} et 2^{ème} étage de l'école élémentaire.

2-1-2 - ACTIVITÉS EN RADON 222 DANS L'AIR EXTÉRIEUR

Sur l'emprise du groupe scolaire, comme dans son environnement proche, l'activité du radon 222 dans l'air extérieur, à 1 mètre au-dessus du sol, est comprise entre 4 et 35 Bq/m^3 . Ces valeurs sont faibles et satisfaisantes en première analyse pour un site dont les sous-sols sont contaminés par du radium 226.

(3) Facteur de conversion déduits de la CIPR 65 ($F = 0,4$, débit d'inhalation $0,8 \text{ m}^3/\text{h}$), adapté à 8 760 heures de présence par an.

2-1-3 - LES POUSSIÈRES AU REZ-DE-CHAUSSÉE

Les poussières prélevées par le personnel d'entretien au rez-de-chaussée du groupe scolaire en mars 1998 présentent une radioactivité inférieure à celle des sols typiques en région parisienne, à l'exception d'un léger excès de plomb 210 (inférieur à 120 Bq/kg).

Il n'est donc pas possible d'évoquer une dose ajoutée par rapport à une situation strictement naturelle.

2-1-4 - LES POUSSIÈRES DANS L'AIR EXTÉRIEUR

Les prélèvements effectués dans la cour de l'école maternelle, à environ 2 mètres de hauteur, au moyen d'un échantillonneur haut débit (30 m³/h) pendant une semaine, en période d'activité scolaire et de fonctionnement des extracteurs, n'ont révélé aucune contamination par des radionucléides émetteurs gamma des chaînes de l'uranium 238 (thorium 234, thorium 230, radium 226 etc...) et de l'uranium 235 ou du thorium 232. Le seul radionucléide émetteur gamma détecté est le béryllium 7 d'origine cosmogénique. Le seuil de détection obtenu sur le plomb 210 (< 253 µBq/m³) est inférieur aux activités mesurées en 1996 par le CEA et l'IPSN à Montlhéry et Orsay dans l'Essonne.

2-1-5 - NON CONTAMINATION DE LA SURFACE GOUDRONNÉE DES COURS

Une expérience consistant à analyser l'eau de lavage des cours de l'école élémentaire et de la maternelle n'a permis de mettre en évidence aucune contamination surfacique par des radionucléides émetteur gamma des chaînes de l'uranium 238/235 et du thorium 232 à l'exception du plomb 210. Ces données étant qualitatives, il n'est pas possible de déterminer si ce dépôt au sol de plomb 210 est d'origine strictement naturelle ou renforcé par les retombées liées à la désintégration du radon 222 émis par les extracteurs.

Une cartographie des activités surfaciques en plomb 210 au sol ou dans des bioindicateurs végétaux, autour du site serait de ce point de vue utile pour déterminer la zone d'influence du panache.

2 - 2 - RÉSERVES À PRENDRE EN COMPTE

Ces constats sont relativement positifs : niveaux de radon 222 au rez-de-chaussée et dans l'air extérieur relativement faibles, absence de contamination surfacique au sol et de contamination volumique de l'air de la cour, par des émetteurs gamma des chaînes de l'uranium 238/235 (à l'exception du plomb 210 au sol).

Mais il faut garder à l'esprit un certain nombre de réserves.

2 - 2 - 1 - ACTIVITÉ EN RADON 222 DANS L'AIR EXTÉRIEUR

Comme indiqué au paragraphe 1-4-2, les teneurs en radon dans l'air extérieur à 1 mètre au-dessus du sol, bien que faibles, peuvent atteindre 30 Bq/m^3 , ce qui est trois fois supérieur aux valeurs normales mesurées en référence. Compte tenu du faible nombre de mesures et de la forte variabilité temporelle de l'activité en radon dans l'air extérieur, ces résultats ne permettent pas de conclure. Ce point devrait être confirmé par des études sur le long terme car un ajout de 10 Bq/m^3 par rapport au niveau naturel conduit sur l'année à un surcroît de dose non négligeable ($170 \mu\text{Sv}$).

Il faut garder à l'esprit d'autre part que la dégradation dans le temps des bétons ou des goudrons qui recouvrent les sols contaminés peut conduire à augmenter le taux d'émanation du radon. De même l'impact des rejets en toiture peut être fortement dégradé par des conditions météorologiques pénalisantes.

2 - 2 - 2 - LA PANNE

Si l'on considère que le fonctionnement des extracteurs d'air est responsable de l'abaissement des niveaux de radon 222 constatés par notre laboratoire par rapport aux valeurs publiées pour 1992 à 1995, on peut supposer inversement qu'une panne des extracteurs pourrait conduire à une augmentation des teneurs en radon 222. Une augmentation de 350 Bq/m^3 par rapport à la situation actuelle (considérée comme normale) induirait, pour une panne de 4 semaines un surcroît d'exposition de 50 microSieverts. Un suivi en continu des activités en radon 222 (avec alarme) et des précisions sur les délais de réparation des extracteurs sont donc souhaitables.

2 - 2 - 3 - LES PARTICULES CHAUDES

Les analyses de sols réalisées antérieurement par le laboratoire de la CRII-RAD en 1996, ont fait apparaître, dans la terre de la pelouse au nord de l'élémentaire, la présence de particules chaudes de radium 226 (plus de $400\,000 \text{ Bq/kg}$) dont l'ingestion par un enfant de 5 ans le conduirait à subir une dose de 2 mSv , bien supérieure à la dose maximale annuelle admissible. Le goudronnage des surface de terre n'a donc pas été systématique.

Un document daté de mars 1993 émis par les services techniques de la municipalité de Nogent-sur-Marne faisait pourtant état d'opérations conduites en novembre 1992 : *"les parties engazonnées sont traitées par un terrassement, une mise en fondation d'un stabilisé, le goudronnage en BB 06"*. Il conviendrait donc de recenser toutes les surfaces de terre nue potentiellement contaminée pour procéder à leur assainissement (enlèvement ou bétonnage).

2 - 2 - 4 - LA REMISE EN SUSPENSION

La contamination surfacique des sols n'est pas négligeable aux abords du site. Par exemple, dans le plan incliné de l'Entraide Nogentaise, notre laboratoire mesurait en 1996 des concentrations anormalement élevées en uranium 238 et 235 (517 et 31 Bq/kg), en radium 226 et plomb 210 ($1\,506$ et $1\,322 \text{ Bq/kg}$). La mise en suspension de ces poussières lors de travaux ou de conditions météorologiques spécifiques conduirait à une exposition non négligeable du public, des élèves ou des salariés affectés à de tels travaux :

- pour un taux d'empoussièrement de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ une dose de l'ordre de 14 microSieverts pour un adulte exposé pendant 2000 heures (personnel de l'Entraide Nogentaise),

- pour un taux d'empoussièrement de $10 \text{mg}/\text{m}^3$, une dose de 10 microSieverts pour un salarié d'une entreprise effectuant des travaux (forage, pose de drains...), exposé pendant 10 heures.

Ces deux estimations montrent que la réalisation de travaux qui, sur l'emprise et les abords immédiats du groupe scolaire, pourraient conduire à la remise en suspension de particules de sol (voire du sous-sol), devrait être préparée avec beaucoup de soin de façon à limiter les risques radiologiques pour les travailleurs et le public.

2 - 2 - 5 - L'IRRADIATION EXTERNE : PERSISTANCE DE POINTS CHAUDS LOCALISÉS

Il convient de rappeler ici que des points chauds radiométriques très localisés subsistent sur l'emprise du groupe scolaire et devraient être résorbés (confère notre rapport d'octobre 1997 associé à la phase I de l'étude).

3 - AUTRES SITES CONTAMINÉS DANS LE QUARTIER

Les autorités sanitaires, les élus locaux et les populations doivent avoir à l'esprit que l'exposition à des risques radiologiques accrus, du fait du passé industriel du site ne concerne pas que l'emprise du groupe scolaire. L'étude radiométrique conduite par notre laboratoire en juillet 1997 a montré que des anomalies radiométriques existent à plusieurs centaines de mètres des limites du groupe scolaire tant dans le domaine public que l'habitat privé.

D'autre part, des mesures réalisées par notre laboratoire en 1994 dans l'air intérieur au 33 rue Marceau (plus de $5000 \text{Bq}/\text{m}^3$ à tous les étages), et dans le cadre de cette étude à l'Entraide Nogentaise ($613 \text{Bq}/\text{m}^3$ (pour $F = 0,4$ dans le bureau du rez-de-chaussée), ont montré une contamination anormale par le radon 222.

Ces constats imposent :

- une campagne de dépistage dans tout le quartier et une recherche du devenir des déblais issus de l'ancienne usine,
- l'assainissement de l'Entraide Nogentaise.

BIBLIOGRAPHIE

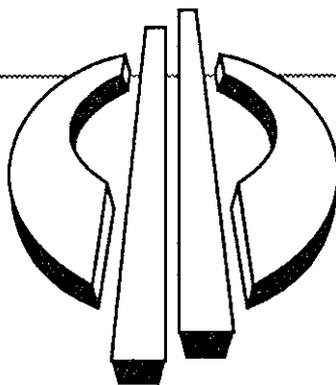
[IPSN 95] M.C.Robé et al / Mesure de la concentration radon dans l'école Marie-Curie à Nogent-sur-Marne / rapport de mesure SERAC/LEIRPA/95-22 (décembre 95).

[IPSN 96] M.C.Robé et al / Mesure de la concentration radon dans le groupe scolaire Marie-Curie à Nogent-sur-Marne / campagne de mesure du 12 décembre 1995 au 1er février 1996 / rapport d'étude IPSN/SERAC/LEIRPA/96-05.

[CIPR 65] Protection Against radon - 222 at home and at work / ICRP publication n°65 / september 1993.

[IPSN 97] M.C.Robé et al, Techniques de réduction du radon dans les bâtiments - quelques cas concrets / IPSN / Rapport 97-36.

[Bruno 83] Ronald C.Bruno/ Sources of indoor radon in houses : a review / US Environmental Protection Agency / Office of radiation programs / Journal of the air Pollution Control Association / vol. 33 n° 2 / 1983.



CRII-RAD

Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité

ANNEXES

Carte C1 : Mesures de radon 222 réalisées par le laboratoire de la CRII-RAD en mars et avril 1998 sur le site de l'école Marie-Curie de Nogent-sur-Marne : localisation des capteurs en sous-sol

Carte C2 : Mesures de radon 222 réalisées par le laboratoire de la CRII-RAD en mars et avril 1998 sur le site de l'école Marie-Curie de Nogent-sur-Marne : localisation des capteurs sur l'emprise du groupe scolaire et dans l'environnement proche

Carte C3 : Mesures de radon 222 réalisées par le laboratoire de la CRII-RAD en mars et avril 1998 sur le site de l'école Marie Curie de Nogent-sur-Marne : localisation des capteurs dans l'environnement lointain.

Annexe 1 : Chaînes de désintégration de l'uranium 238, de l'uranium 235 et thorium 232

Annexe 2 : Protocole de mesure de l'activité en radon 222 par canisters à charbon actif (laboratoire de la CRII-RAD) et abaque DOSIRAD

Annexe 3 : Mesure de l'activité du radon 222 à l'école Marie-Curie de Nogent-sur-Marne au moyen de canisters à charbon actif (24-26 mars 1998)

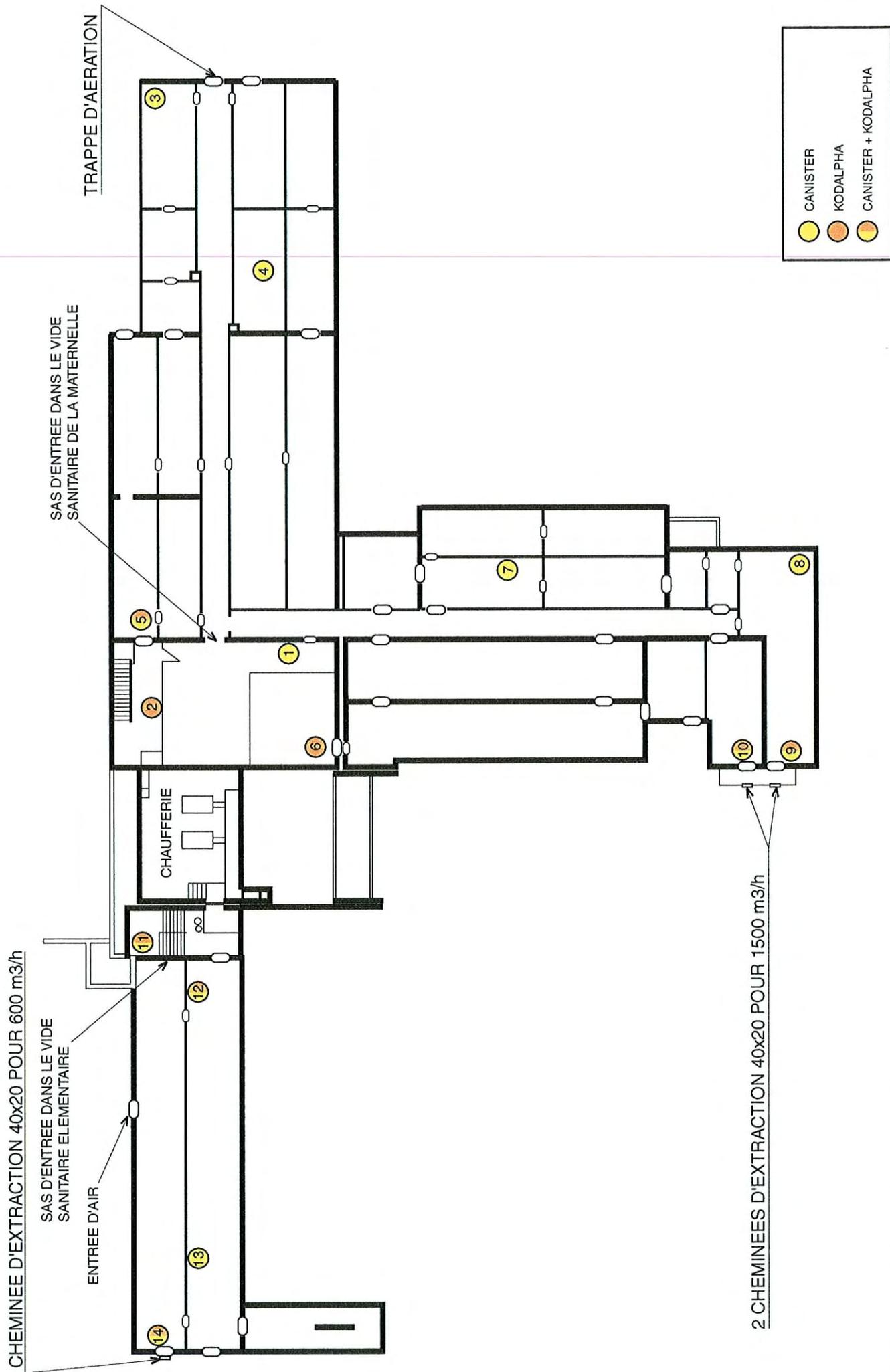
Annexe 4 : Mesure de l'activité du radon à l'école Marie-Curie de Nogent-sur-Marne au moyen de films Kodalpha ouverts (23 mars - 15 avril 1998)

Annexe 5 : Protocole d'analyse par spectrométrie gamma germanium (laboratoire de la CRII-RAD)

Annexe 6 : Mesure de radon 222/Alphaguard/Bureau de la directrice/Rdc école élémentaire/23 mars 1998 (19 h 28) au 24 mars 1998 (14 h 20)

Annexe 7 : Mesure de radon 222/Alphaguard/entre le préau et le réfectoire/école maternelle/24 mars 1998 (14 h 31) au 27 mars 1998 (15 h 10).

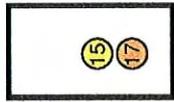
CARTE C1 : Mesures de radon 222 réalisées par le laboratoire de la CRIL-RAD en Mars et Avril 1998 sur le site de l'école Marie Curie de Nogent-Sur-Marne : Localisation des capteurs en sous-sol.



CARTE C3 : Mesures de radon 222 réalisées par le laboratoire de la CRIL-RAD en Mars et Avril 1998 sur le site de l'école Marie Curie de Nogent-Sur-Marne : Localisation des capteurs dans l'environnement lointain.

SERVICES TECHNIQUES MAIRIE

10 rue de la Gare



≈ 1 km

MAISON Mme GUIGNON
53 bis rue Marceau



≈ 0,2 km

MAISON Mme VANINSBERG

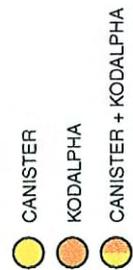
3 rue Carnot



41

≈ 1 km

**GROUPE
SCOLAIRE
MARIE CURIE**



CHAINE RADIOACTIVE

Famille de l'Uranium 238

Radioéléments	Mode de désintégration	Période de radioactivité
Uranium 238 ↓	α	$4,5 \cdot 10^9$ ans
Thorium 234 ↓	β	24 jours
Protactinium 234 ↓	β	1,2 minute.
Uranium 234 ↓	α	$2,5 \cdot 10^5$ ans
Thorium 230 ↓	α	$7,5 \cdot 10^4$ ans
Radium 226 ↓	α	$1,6 \cdot 10^3$ ans
Radon 222 ↓	α	3,8 jours
Polonium 218 ↓	α	3 minutes
Plomb 214 ↓	β	27 minutes
Bismuth 214 ↓	β	20 minutes
Polonium 214 ↓	α	$1,6 \cdot 10^{-4}$ secondes
Plomb 210 ↓	β	22,3 ans
Bismuth 210 ↓	β	5 jours
Polonium 210 ↓	α	138,5 jours
Plomb 206		Stable

Les radionucléides en grisé sont détectables par spectrométrie gamma

CHAÎNE RADIOACTIVE

Famille de l'Uranium 235

Radioéléments	Mode de désintégration	Période radioactive
Uranium 235	α	$7 \cdot 10^8$ ans
↓		
Thorium 231	β	25,6 heures
↓		
Protactinium 231	α	$3,3 \cdot 10^4$ ans.
↓		
Actinium 227	β	21,8 ans
↓		
Thorium 227	α	18,7 jours
↓		
Radium 223	α	11,4 jours
↓		
Radon 219	α	3,9 secondes
↓		
Polonium 215	α	$1,8 \cdot 10^{-3}$ secondes
↓		
Plomb 211	β	36 minutes
↓		
Bismuth 211	α	2,2 minutes
↓		
Thallium 207	β	4,8 minutes
↓		
Plomb 207		Stable

Les radionucléides en gris sont détectables par spectrométrie gamma

CHAINE RADIOACTIVE

Famille du Thorium 232

Radioéléments	Mode de désintégration	Période de radioactivité
Thorium 232 ↓	α	$1,4 \cdot 10^{10}$ ans
Radium 228 ↓	β	5,8 ans.
Actinium 228 ↓	β	6,1 heures
Thorium 228 ↓	α	1,9 an
Radium 224 ↓	α	3,7 jours
Radon 220 ↓	α	55,6 secondes
Polonium 216 ↓	α	0,15 secondes
Plomb 212 ↓	β	10,6 heures
Bismuth 212 ↓	$\alpha \beta$	1 heure
Thallium 208 ↓	β	3 minutes
Polonium 212 ↓	α	$3 \cdot 10^{-7}$ secondes
Plomb 208		Stable

Les radionucléides en grisé sont détectables par spectrométrie gamma

PROTOCOLE DE MESURE DU RADON 222

I - PROTOCOLE D'UTILISATION DES CANISTERS/CRIIRAD

Les analyses de la concentration en radon 222 dans l'air ambiant ont été réalisées à l'aide de canisters contenant du charbon actif. Cette technique, mise au point par l'Agence Américaine pour l'Environnement (EPA), est référencée sous le titre EPA n ° 52015-87-005.

Le dispositif utilise la capacité du charbon actif à piéger le radon présent dans l'air. Les capteurs remplis de charbon actif sont exposés pendant 48 heures, durée optimale d'exposition. La cinétique de piégeage du radon 222 par le charbon actif varie en fonction du taux d'humidité de l'air ambiant. Ce phénomène est pris en compte et peut être corrigé à partir d'abaques publiées par l'EPA qui donnent un facteur correctif jusqu'à 19 grammes de gain en eau par canister.

Chaque canister est préalablement recyclé afin d'éliminer toute trace d'humidité et de gaz et libérer ainsi tous les sites de fixation du radon (15 heures à l'étuve à 120 °C). Les canisters sont ensuite scellés, puis pesés, juste avant l'utilisation, sur une balance de précision (au centième de gramme). Un second pesage, à l'arrivée au laboratoire permet de déterminer le gain en eau.

Dès réception au laboratoire, les canisters ont été analysés en spectrométrie gamma. L'équilibre étant atteint au bout de quelques heures, le niveau de radon 222 est évalué à partir de ses descendants émetteurs gamma :

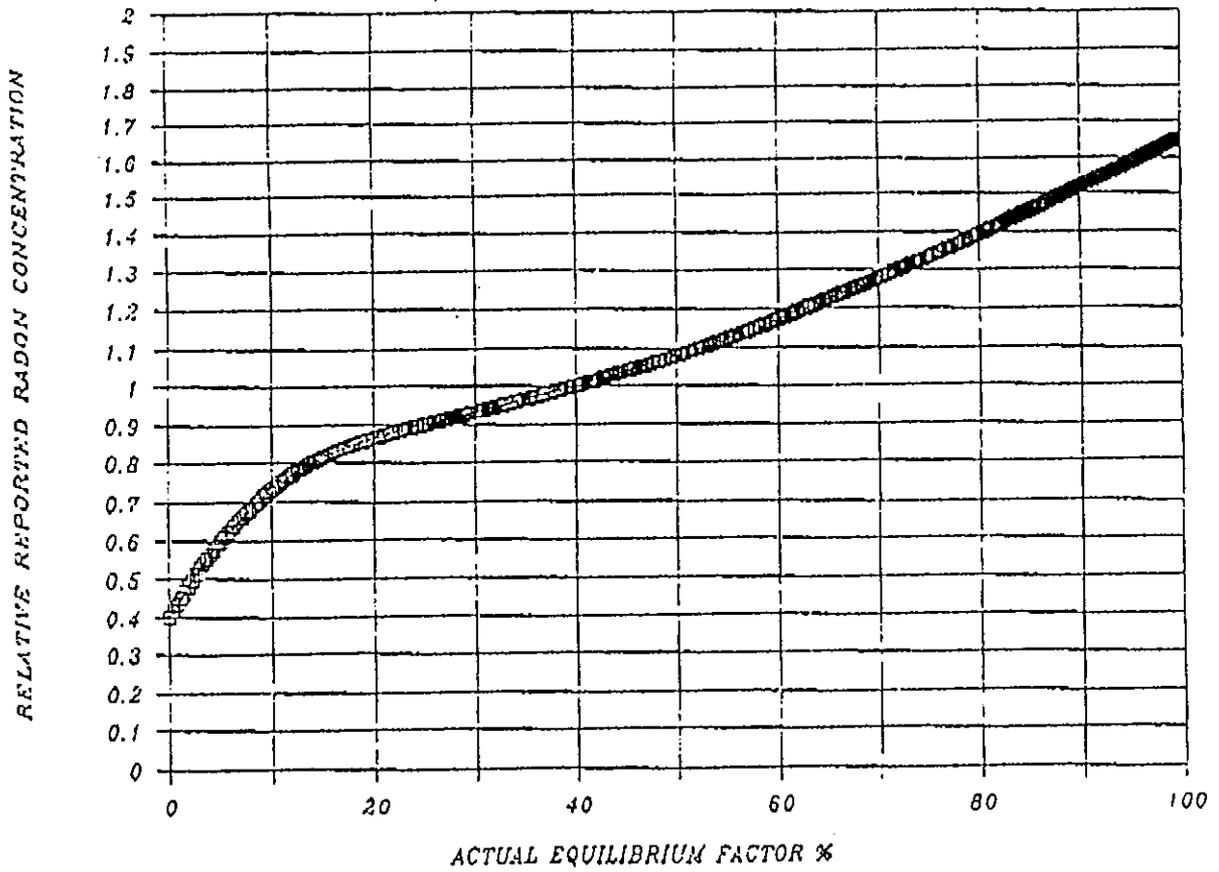
- le plomb 214 (émetteur gamma à 295 KeV et 352 KeV),
- le bismuth 214 (émetteur gamma à 609 KeV).

La valeur utilisée pour le calcul est la moyenne des valeurs obtenues sur le plomb 214 et le bismuth 214. La concentration initiale de l'air en radon 222 est obtenue à partir de cette mesure en tenant compte de sa décroissance radioactive (le radon 222 a une période de 3,8 jours). Les résultats sont exprimés en becquerels par mètre cube d'air (Bq/m³).

II - ABAQUE FOURNIE PAR DOSIRAD POUR L'ESTIMATION DU FACTEUR D'EQUILIBRE

REPORTED RADON CONCENTRATION

(ACTUAL $R_n=1$, ASSUMED $F=0.40$)



ANNEXE 3 : Mesures de l'activité du radon 222 à l'école Marie Curie de Nogent Laboratoire de la CRII-RAD

Mesures réalisées du 24 au 26 mars 1998 au moyen de canisters à charbon actif (Protocole annexe 2)

AIR INTERIEUR / SOUS-SOLS ET VIDES SANITAIRES (VS) DU GROUPE SCOLAIRE

Ecole Maternelle

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
1	409	Couloir sous-sol (ancien atelier)	1m.	60	3 438 ± 418
3	443	VS : Angle Nord-Est	0m.	80	7 709 ± 926
4	444	VS : Aile nord côté Sud P-C 11 000c/s	0m.	65	5 063 ± 604
5	445	VS : Angle Nord-Ouest	0m.	65	5 425 ± 686
7	446	VS : Aile Sud/Est P-C 1 700c/s	0m.	100	14 753 ± 1 830
8	419	VS : Angle Sud-Est	0m.	250	57 167 ± 6 502
9	416	VS : entrée cheminée extracteur Sud	0m.	170	39 731 ± 4 696
10	418	VS : entrée cheminée extracteur Nord	0m.	190	40 465 ± 4 648

Ecole Élémentaire

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
11	414	Palier accès escalier sous-sol	1m.	50	232 ± 39
14	468	VS : entrée cheminée extracteur	0m.	230	53 792 ± 5 975
13	467	VS : Ouest (entre prise d'air et extracteur)	0m.	170	33 153 ± 3 678
12	466	VS : Angle sud-est (entrée)	0m.	200	39 858 ± 4 571

AIR INTERIEUR / GROUPE SCOLAIRE

Ecole Maternelle (Rez de Chaussée)

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
25	462	Entre réfectoire et préau Maternelle	1m.	45	26 ± 10
26	408	Classe Maternelle Sud-Sud	1,2m.	50	36 ± 9
29	454	Classe Maternelle Nord-Ouest	1,2m.	45	31 ± 9

Ecole Élémentaire (Rez de Chaussée)

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
20	461	Bureau directrice Élémentaire	1m.	50	34 ± 10
19	453	Préau Élémentaire Ouest	1,5m.	50	5 ± 5

Appartements de fonction (Rez de Chaussée)

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
21	455	Chambre Mme Liron	1m.	50	15 ± 7
35	436	Appart. directrice Élémentaire (Salle à manger)	1m.	45	43 ± 11

Ecole Élémentaire (Etages)

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
36	433	Classe Sud-Est (2ème étage)	1m.	50	27 ± 9

AIR INTERIEUR / AUTRES SITES

Entraide Nogentaise (Rez de chaussée)

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
39	451	Bureau / accueil (RdC surélevé)	1,2m.	50	1 478 ± 216

Site éloigné (Rez de chaussée)

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
15	450	Services techniques mairie (RdC semi enterré)	1m.	45	47 ± 11

AIR EXTERIEUR (altitude)**Toits du groupe scolaire, à moins de 2 mètres des tourelles d'extraction**

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
43	458 (M)	Toit Elémentaire (hauteur : 8 à 10 m)	0,2m.(3)	60	3 103 ± 408
44	464 (M)	Toit Maternelle (hauteur : 5 à 6 m)	0,2m.(4)	95	14 983 ± 1 789

Environnement proche (sud)

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
45	469 (P)	8, rue Hoche (balcon 3ème étage ; hauteur : 10 m)	1m.	50	6 ± 7

AIR EXTERIEUR (1 mètre du sol)**Référence lointaine (environ 1 kilomètre à l'ouest)**

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
41	459 (P)	3, rue Carnot (cour)	1m.	45	12 ± 7

Emprise Groupe scolaire

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
46	460 (P)	Pelouse Nord-Est Maternelle, PC	1m.	50	25 ± 10
47	452 (P)	Façade Ouest, pied cheminée Elémentaire	1m.	50	4 ± 6
48	422 (P)	Passage grillagé Sud cour Elémentaire	1m.	50	26 ± 10
49	411 (P)	Façade Ouest, pied cheminée Maternelle	1m.	50	31 ± 10
50	420 (P)	Angle Nord-Ouest préfa. Maternelle	1m.	50	31 ± 10

Environnement proche

Code carte	Canister n°	Lieux d'exposition	Position(1)	Mesure SPP2(2)	Activité en Bq/m ³
51	456 (P)	Contre mur Ouest Entraide	1m.	50	28 ± 10
52	398 (P)	Jardin 13, rue Marceau	1m.	50	4 ± 5
53	463 (P)	Jardin 35, rue Marceau	1m.	50	35 ± 10

Légende :

P : Piquet à un mètre au dessus du sol.

PC : Point chaud radiométrique mesuré au SPP2 lors de la phase I de l'étude (Juillet 1997).

M: Boîte météo

(1) : Il s'agit de l'espace entre le canister et le sol sous-jacent.

(2) : Il s'agit des flux de photons mesurés au laboratoire de la CRII-RAD au contact des boîtes à charbon actif, à réception, le 30 mars 1998.

(3) : Situé à environ 1 mètre de la tourelle d'extraction.

(4) : Situé entre les deux tourelles d'extraction.

Notes :

- Les canisters ont été exposés par un technicien de la CRII-RAD pendant 48 heures précises du 24/03/98 (14h45 à 19h15) au 26 mars 1998 (même plage horaire).
- Le gain en eau des canisters est compris entre 2,38 et 6,18 grammes.
- Les analyses ont été réalisées par spectrométrie gamma Ge HP au laboratoire de la CRII-RAD (détecteur B et C) du 30/03/98 au 31/03/98
- Conditions météorologiques : 24/03/98 (ensoleillé) ; 25/3/98 (couvert) ; 26/03/98 (début pluie à 14h00) vent faible provenant du Nord-Ouest.

Réf : Labo/Petite98/Maricuri/annexe3/DP/26/05/1998

ANNEXE 4 : MESURES DE L' ACTIVITE DU RADON A L'ECOLE MARIE CURIE
FILMS KODALPHA OUVERTS / Radon 222 en Bq/m³ pour F = 0,4
ETUDE CRII-RAD DU 23 MARS AU 15 AVRIL 1998

AIR INTERIEUR / SOUS-SOLS DU GROUPE SCOLAIRE

Ecole Maternelle

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
2	70902	26/03/1998	10/04/1998	Atelier (nouvel emplacement)	Devant le monte charge	16
6	70901	26/03/1998	08/04/1998	Sous-sol cuisine	Endommagé par l'OPRI	2 935
5	70900	26/03/1998	10/04/1998	Vide Sanitaire	Angle nord-ouest	3 241
9	70942	26/03/1998	10/04/1998	Entrée cheminée extracteur	Sud	7 892
10	70943	26/03/1998	10/04/1998	Entrée cheminée extracteur	Nord	8 302

Ecole Elémentaire

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
11	70915	26/03/1998	10/04/1998	Palier accès escalier sous-sol	Devant sas	117
14	70941	25/03/1998	10/04/1998	Entrée cheminée extracteur	Mouillé	13 760
12	70933	25/03/1998	10/04/1998	Vide Sanitaire	Angle sud-est	17 067

AIR INTERIEUR / GROUPE SCOLAIRE

Rez de chaussée

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
18	70936	26/03/1998	09/04/1998	Office élémentaire	Cuisine	5
19 bis	70935	26/03/1998	09/04/1998	Préau élémentaire		Inférieur seuil
20	70939	26/03/1998	09/04/1998	Bureau directrice élémentaire		35
21	70934	26/03/1998	09/04/1998	Chambre Mme Liron		63
22	70937	26/03/1998	09/04/1998	Cuisine centrale		10
23	70938	26/03/1998	09/04/1998	Réfectoire élémentaire		6
24	70825	26/03/1998	09/04/1998	Réfectoire maternelle	Nord	31
26	70927	26/03/1998	09/04/1998	Classe maternelle Sud-Sud		35
27	70926	26/03/1998	09/04/1998	Classe maternelle Sud-Nord		33
28	70920	26/03/1998	09/04/1998	Classe maternelle préfabriqué		26
29	70928	26/03/1998	09/04/1998	Classe maternelle Nord-Ouest	Point chaud	35
30	70923	26/03/1998	09/04/1998	Classe maternelle Nord-Est		22
31	70922	26/03/1998	09/04/1998	Dortoir maternelle		14
32	70924	26/03/1998	09/04/1998	Préau maternelle Est		8
33	70919	26/03/1998	09/04/1998	Préau maternelle Ouest		8
34	70913	26/03/1998	09/04/1998	Bureau directrice maternelle		8
35	70912	26/03/1998	10/04/1998	Logement directrice élémentaire		39

Etages

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
37	70929	26/03/1998	09/04/1998	Classe élémentaire Sud-Est	1er	42
36	70921	26/03/1998	09/04/1998	Classe élémentaire Sud-Est	2ème	24
38	70910	26/03/1998	10/04/1998	Logement directrice maternelle	1er	59

AIR INTERIEUR / AUTRES SITES

Entraide Nogentaise (Rez-de-chaussée)

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
39	70944	25/03/1998	09/04/1998	Entraide Nogentaise	Bureau/accueil	613
40	70945	25/03/1998	09/04/1998	Entraide Nogentaise	Vestiaire public	410

Sites éloignés (Rez de chaussée)

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
16	70905	26/03/1998	10/04/1998	3, rue Carnot	Salle de séjour	36
17	70940	23/03/1998	10/04/1998	10 rue de la Gare	Bureau ST mairie	30

ANNEXE 4 : MESURES DE L' ACTIVITE DU RADON A L'ECOLE MARIE CURIE
FILMS KODALPHA OUVERTS / Radon 222 en Bq/m³ pour F = 0,4
ETUDE CRII-RAD DU 23 MARS AU 15 AVRIL 1998

AIR EXTERIEUR (Altitude)

Environnement lointain (environ 200 mètres à l'est)

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
42	70911	26/03/1998	10/04/1998	53 bis rue Marceau	Fenetre 2 ème étage	16

Toits du groupe scolaire, à moins de 2 mètres des tourelles d'extraction

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
43	70914	26/03/1998	10/04/1998	Toit sortie extracteur élémentaire	A 1 mètre	519
43	70917	26/03/1998	10/04/1998	Toit sortie extracteur élémentaire	A 1 mètre	539
44	70916	26/03/1998	09/04/1998	Toit sortie extracteurs maternelle	Entre tourelles	3 338
44	70918	26/03/1998	09/04/1998	Toit sortie extracteurs maternelle	Entre tourelles	3 343

Environnement proche (sud)

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
45	70909	27/03/1998	15/04/1998	8 rue Hoche	Balcon 3 ème étage	14

AIR EXTERIEUR (1 mètre du sol)

Référence lointaine (environ 1 kilomètre à l'ouest)

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
41	70903	26/03/1998	10/04/1998	3, rue Carnot	Cour	11
41	70904	26/03/1998	10/04/1998	3, rue Carnot	Cour	Inférieur seuil

Emprise du groupe scolaire

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
46	70948	25/03/1998	10/04/1998	Pelouse Nord Maternelle	Point chaud	10
50	70949	25/03/1998	10/04/1998	Cour maternelle		18
50	70930	25/03/1998	10/04/1998	Cour maternelle		17
49 bis	70931	25/03/1998	10/04/1998	Cour élémentaire		10
49 bis	70932	25/03/1998	10/04/1998	Cour élémentaire		9

Environnement proche

Code carte	Film n°	Date pose	Date dépose	Lieux d'exposition	Remarque	Activité en Bq/m ³
51	70946	25/03/1998	10/04/1998	Entraide Nogentaise	Cour	15
52	70947	25/03/1998	10/04/1998	13, rue Marceau	Jardin	30

Réf :MC2/Annexe4/DP/26/05/1998

Protocole de mesure de radioactivité en spectrométrie gamma

I - PRINCIPE DE LA MESURE : (GENERALITES)

De nombreux radionucléides, lors de leur désintégration, émettent un ou plusieurs rayonnements gamma dont les énergies sont caractéristiques du radionucléide présent. Les rayonnements gamma sont des ondes électromagnétiques (photons) dont l'énergie varie typiquement de quelques milliers d'électrons volts (keV) à quelques millions d'électrons volt (MeV) soit de mille à un million de fois plus que la lumière visible.

Le principe de la spectrométrie gamma consiste à mesurer l'énergie des rayonnements gamma qui émanent d'un échantillon. Le détecteur à cristal va convertir l'énergie du rayonnement gamma en une impulsion électrique proportionnelle à l'énergie de ce rayonnement.

L'obtention de pics d'énergie sur le spectre (voir ci-après), permet alors d'identifier les radionucléides présents à partir de leurs raies d'énergie tabulées dans les ouvrages de référence. Les radionucléides étant identifiés, la quantité présente dans l'échantillon ou activité est déterminée à partir de la hauteur (en réalité de la surface) du pic d'énergie (ou des pics) correspondant (s). L'activité est alors exprimée en becquerel (Bq) par kilogramme ou par litre d'échantillon. (un becquerel = une désintégration par seconde). La correspondance entre la surface d'un pic d'énergie caractéristique et l'activité présente dans l'échantillon est déterminée à partir de l'analyse de plusieurs paramètres :

- le temps de comptage de l'échantillon,
- le rapport de branchement des rayonnements gamma correspondants, c'est-à-dire le nombre de rayonnements émis par le radionucléide pour une désintégration (ce nombre n'est pas en effet systématiquement égal à 1),
- l'efficacité de détection c'est-à-dire le rapport entre le nombre de rayonnements gamma (photons) interceptés par le détecteur et le nombre de rayonnements réellement émis par l'échantillon. Cette efficacité, qui dépend de l'énergie des rayonnements et de la géométrie de l'échantillon est déterminée à partir de sources étalons conditionnées dans des géométries identiques à celles des échantillons. Ces efficacités sont typiquement de l'ordre de un pour mille.

Les activités mesurées sont systématiquement accompagnées de leur **marge d'incertitude** : ce chiffre, précédé du signe \pm (lire plus ou moins), indique la précision de la mesure. Il est la somme de deux termes.

- l'erreur statistique du comptage, évaluée avec un intervalle de confiance de 95 %,
- la marge d'incertitude systématique liée à l'ensemble de la méthodologie (précision sur l'activité nominale des sources d'étalonnage, sur les rapports de branchement, sur la courbe d'efficacité...etc...) qui est estimée à ± 10 %.

Tous les radionucléides émetteurs gamma naturels ou artificiels sont systématiquement recherchés dans le spectre de l'échantillon. Seuls deux radionucléides artificiels émetteur gamma sont indiqués systématiquement dans les fichiers de résultat, qu'ils soient détectés ou non.

Si leur activité n'est pas mesurable, c'est le seuil de détection de la mesure qui est mentionné (valeur précédée du symbole < : inférieur à).

II - CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DES CHAÎNES DE SPECTROMETRIE GAMMA UTILISEES PAR LA CRII-RAD / PROTOCOLE DE MESURE

- **Type de détecteur** : Le laboratoire de la CRII-RAD est équipé de trois chaînes de spectrométrie gamma équipées de détecteurs semi-conducteurs au germanium hyperpur (EGG/ORTEC, TYPE GMX) refroidis en permanence à l'azote liquide.

Les caractéristiques normalisées de chaque détecteur sont les suivantes :

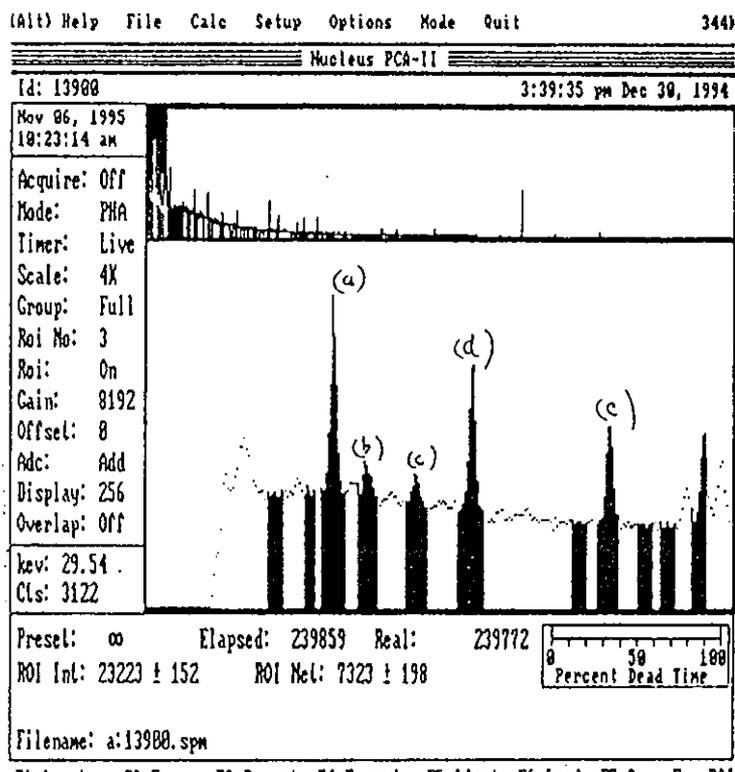
Type	Efficacité relative	Résolution
p	13 %	1,7 keV à 1,33 MeV
n	22 %	1,7 keV à 1,33 MeV
n	24 %	1,7 keV à 1,33 MeV

- **Blindage** : chaque détecteur est installé dans une chambre blindée (5 centimètres de plomb), dont les parois internes sont recouvertes d'une enveloppe de cuivre afin d'abaisser encore le bruit de fond.
- **Bruit de fond** : les bruits de fond des chaînes de détection sont contrôlés chaque mois pour soustraction (dans le cas des radionucléides naturels) au signal brut.
- **Analyseur** : chaque détecteur est couplé à un analyseur 8000 canaux (carte NUCLEUS) qui permet de classer les signaux détectés par gamme d'énergie avec une excellente résolution (1,72 keV de largeur à mi-hauteur sur le pic à 1,33 MeV du cobalt 60). La gamme d'énergie couverte varie de 20 keV à 1,8 MeV. Le dépouillement des spectres se fait sur micro-ordinateur PC en mode manuel.
- **Calibration en énergie** : effectuée au moyen d'une source de pechblende.
- **Tabulation des raies d'énergie** : chaque raie du spectre est identifiée à partir de deux documents de référence :
 - la table des isotopes radioactifs de Browne et Firestone (1986).
 - le "catalog of gamma rays from radioactive decay" de U. Reus et W. Westmeier (1983).
 Les raies d'énergie utilisées sont indiquées ci-après pour les principaux radionucléides artificiels.
- **Temps de comptage** : il varie typiquement de 30 000 secondes à 220 000 secondes.
- **Géométrie de conditionnement** : il s'agit de containers plastique : boîte de Pétri (66 cm³), pots standard de 250, 500, 1000 cm³, et pots de type marinelli, (560 cc).
- **Etalonnage en efficacité** : il est effectué avec deux sources (Baryum 133 et Europium 152), fournies par le LMRI en phase liquide. Les courbes d'efficacité sont déterminées par interpolation au moyen d'une fonction polynôme d'ordre 3. Des étalonnages en phase solide sont également mis en oeuvre au moyen de matériaux de référence fournis par un organisme canadien (CANMET, résidus uranifères UTS4).

Exemple de spectre gamma :

Mousse terrestre (LHB4) prélevée à proximité des installations nucléaires de la hague - région 20 keV à 80 keV.

Détecteur : code C, EGG/ORTEC type N
 Géométrie : boîte de Pétri (66 cm³)
 - mousse à l'état frais.
 Temps de comptage : 239 859 secondes.
 Raies d'énergies typiques :
 (a) Iode 129 - 29,46 keV (20,4%) et 29,78 keV (37,8%).
 (b) Iode 129 - 33,6 keV (10,2%)
 (c) Iode 129 - 39,6 keV (7,5%)
 (d) Plomb 210 - 46,5 keV (4,05%)
 (e) Thorium 234 - 63,3 keV (3,8%)



Les raies utilisées pour évaluer les activités sont les suivantes :

Radioéléments d'origine naturelle : (liste non exhaustive)

Radioéléments	Périodes * radioactives	Energies (keV) gamma
chaîne de l'Uranium 238		
Thorium 234	24 jours	63,3
Radium 226	1600 ans	186,1
Plomb 214	27 minutes	351,9
Bismuth 214	20 minutes	609,3
Plomb 210	22,3 ans	46,5
Uranium 235	7 10 ⁸ ans	163,4
chaîne du Thorium 232		
Actinium 228	6,1 heures	911,2
Plomb 212	10,6 heures	238,6
Thallium 208	3 minutes	583
Potassium 40	1,3 10 ⁹ ans	1460,8
Béryllium 7	55 jours	477,6

* période radioactive : c'est le temps nécessaire pour que l'activité d'un Radioélément diminue de moitié.
Ainsi après 1 période, il persistera 50 % de l'activité initiale ; 25 % après 2 périodes ; 12,5 % après 3 ; etc...

** Le ruthénium 106 est évalué sur son descendant direct, le rhodium 106.

Les raies utilisées pour évaluer les activités sont les suivantes :

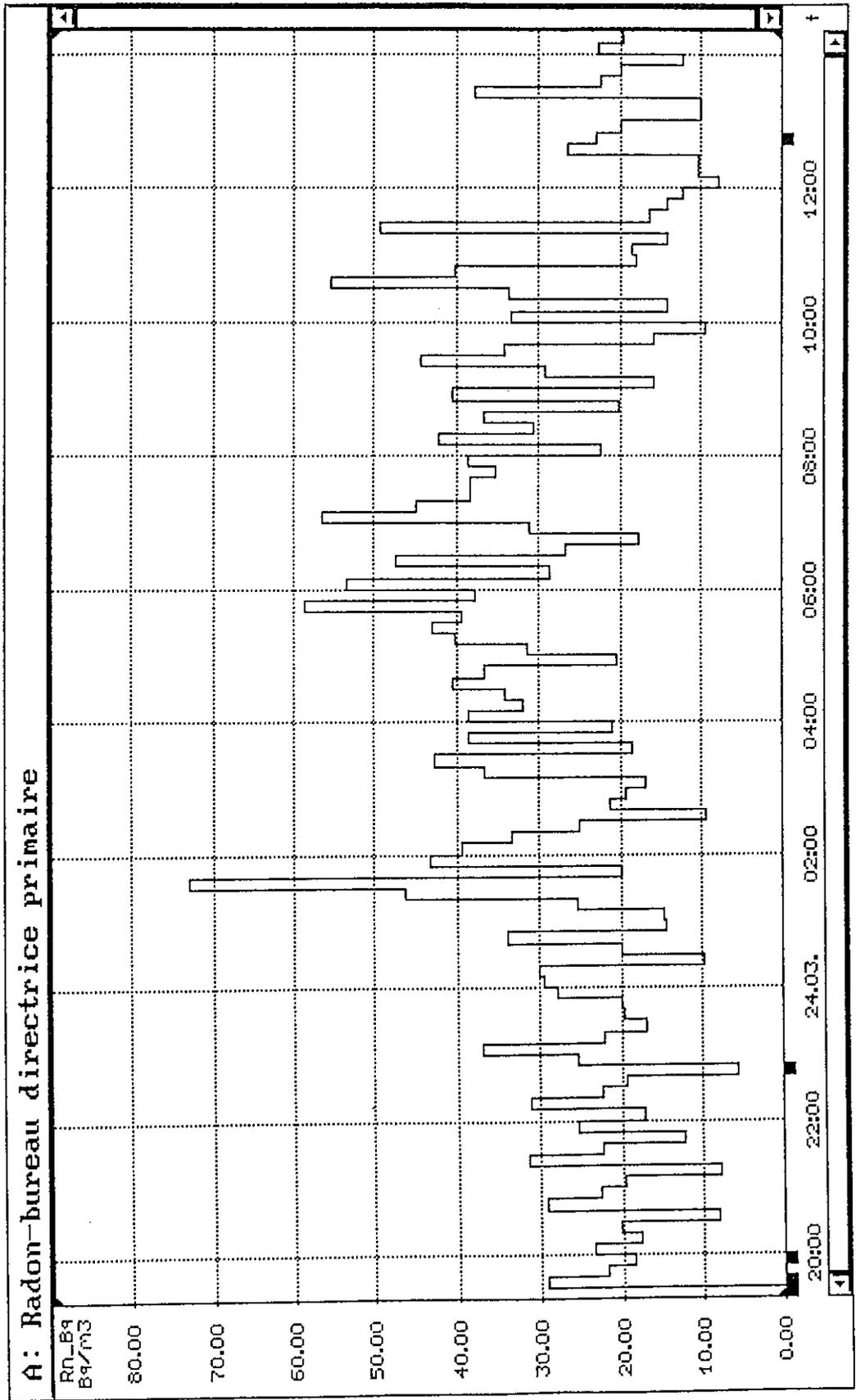
Radioéléments artificiels : (liste non exhaustive)

Radioéléments	Périodes * radioactives	Energies (keV)
Iode 125	60,1 jours	27,2 et 27,5
Iode 129	1,5 10 ⁷ ans	29,6
Américium 241	432,8 ans	59,5
Thallium 201	3,05 jours	68,9, 70,8 et 167,4
Cérium 144	284,9 jours	133,5
Technécium 99 ^m	6 heures	140,5
Indium 111	2,8 jours	171,3 et 245,4
Iode 131	8,0 jours	364,5
Antimoine 125	2,7 ans	427,9
Césium 134	2,1 ans	604,7
Ruthénium 106	1,0 an	**
Rhodium 106	29,8 secondes	621,9
Argent 110 m	249,8 jours	657,7
Césium 137	30,0 ans	661,7
Cobalt 58	70,9 jours	810,8
Manganèse 54	312,2 jours	834,8
Sodium 22	2,6 ans	1274,5
Cobalt 60	5,3 ans	1332,5

* période radioactive : c'est le temps nécessaire pour que l'activité d'un Radioélément diminue de moitié. Ainsi après 1 période, il persistera 50 % de l'activité initiale ; 25 % après 2 périodes ; 12,5 % après 3 ; etc...

** Le ruthénium 106 est évalué sur son descendant direct, le rhodium 106.

Mesure de radon 222/Alphaguard/bureau de la directrice/Rdc école
élémentaire/23 mars 1998 (19 h 28) au 24 mars 1998 (14 h 20)



Mesure de radon 222/Alphaguard/entre le préau et le réfectoire/école maternelle/24 mars 1998 (14 h 31) au 27 mars 1998 (15 h 10)

