

# La pratique des méthodes de détection du radon par les plastiques détecteurs de traces nucléaires

J. ANDRU\*

(Manuscrit reçu le 21 avril 1998, révisé le 7 juin 1998, accepté le 22 juin 1998)

## RÉSUMÉ

S'il n'y avait pas eu un gaz (le radon) au milieu de la famille radioactive de l'uranium, la radioactivité naturelle n'aurait posé aucun problème sanitaire. Plus rare, le gaz thoron, son isotope, est négligé par la législation, mais ses descendants peuvent parfois devenir dangereux, souvent à cause de certains matériaux de construction. Les « Détecteurs Solides de Traces Nucléaires » (DSTN) enregistrent les impacts individuels des particules alpha, sans perturber le milieu. Ces DSTN sont des plastiques, sélectionnés pour leur sensibilité aux particules alpha. Un simple traitement alcalin permet d'agrandir, de visualiser, donc de compter les traces obtenues. Placés dans de petits boîtiers passifs, ils deviennent des dosimètres bon marché, pour la mesure intégrée du radon et l'évaluation du risque sanitaire. Une examen pratique montre que tout n'est pas si simple. Le choix d'un dosimètre « ouvert » (DSTN à l'air libre) ou « fermé » (DSTN dans un boîtier) est discuté. Les différences pratiques sont expliquées par l'examen du passage progressif d'un dosimètre « ouvert » à un dosimètre « fermé ». Indépendamment de la facilité d'emploi, pour une meilleure estimation globale du risque naturel, mieux vaudrait mesurer « ouvert », tandis que pour les mesures relatives aux sciences de la terre, mieux vaudrait mesurer « fermé ». Le débat, lui, est ouvert.

## ABSTRACT Practical radon detection by Solid State Nuclear Track Detectors

If the radioactive uranium family had not included a gas (radon), natural radioactivity would pose no health problem. Its rarer isotope, thoron gas, is neglected by legislation, but its daughter products can sometimes become dangerous, often because of the use of certain building materials. Solid state track detectors (SSNT) record individual alpha particle impacts without influencing their surroundings. These SSNTs are plastics chosen for their sensitivity to alpha particles. A simple alkaline treatment makes it possible to amplify, display and therefore count the tracks obtained. Placed in small passive cases, they become cheap dosimeters for use in the integrated measurement of radon and evaluation of the health risk. A practical examination shows that things are not quite so simple. The choice of an open dosimeter (free air SSNT) or closed dosimeter (encased SSNT) is discussed. The practical differences are explained by studying the progressive change from an open dosimeter to a closed dosimeter. Irrespective of the ease of use, open measurement is better for an overall assessment of the natural risk, while closed measurement is better for earth science measurements. The debate, for its part, is open.

\* Société DOSIRAD, Villa Parc, Le Chêne, rue Lech Walesa, F-77185 Lognes, France.  
Mél : dosirad@wanadoo.fr

## 1. Les recommandations

Depuis février 1990, la C.E.E. (Journal officiel des Communautés européennes) recommande un équivalent de dose maximale de 20 mSv annuel, pour le public, dans les bâtiments anciens. En pratique, elle traduit prudemment ce chiffre, à l'aide du « modèle d'exposition actuel », en une concentration moyenne annuelle de 400 Bq/m<sup>3</sup> de gaz radon, dans les bâtiments.

Plus récemment, l'ICRP 65 (1994) fixe la dose maximale à 10 mSv par an, équivalente à une recommandation annuelle de 2,6 WLM (Working Level Month), soit, en unités SI, une exposition annuelle de 9,3 mJh/m<sup>3</sup> aux descendants ambiants à vie courte. Cette recommandation en « exposition » correspond rigoureusement à la recommandation de 600 Bq/m<sup>3</sup> de gaz radon, à condition de supposer un facteur d'équilibre  $F=0,4$  entre descendants et gaz, et un temps d'exposition annuelle de 7000 h (= 80 % du temps).

Les « concentrations » sont en fait des activités volumiques  $A$  (Bq/m<sup>3</sup>), c'est-à-dire un nombre de particules alpha émises par seconde, dans 1 m<sup>3</sup> d'air. Ce n'est pas une quantité de radioélément. Plus la désintégration d'un radioélément est lente (donc sa vie longue), plus il en faut beaucoup pour atteindre une même activité. Par exemples :

- 1000 Bq d'uranium correspond à 0,08 g d'uranium (L'uranium est très peu radio-actif).
- 1000 Bq de radon correspond à 0,000 000 000 000 018 litre de gaz radon, soit pourtant 480 millions d'atomes. Même s'il avait une forte odeur, à 1000 Bq/m<sup>3</sup>, le radon serait très loin d'être perceptible. Aucun polluant n'est traqué à  $1,8 \times 10^{-11}$  ppm !
- 1000 Bq de thoron correspond à encore 6 000 fois moins que pour le radon ! Soit infiniment peu de gaz, pas loin du zéro homéopathique bien connu !

À l'équilibre radioactif ( $F = 1$ ), tous les radioéléments ont la même activité. Pour  $F=0$ , il n'y a que du gaz, donc pas d'énergie potentielle alpha (EPA en  $\mu$ Joules) des descendants du radon, donc pas de risque sanitaire. Deux relations importantes définissent  $F$ , et relient les recommandations en énergie (Joules/m<sup>3</sup>) à celles en concentration (Bq/m<sup>3</sup>) :

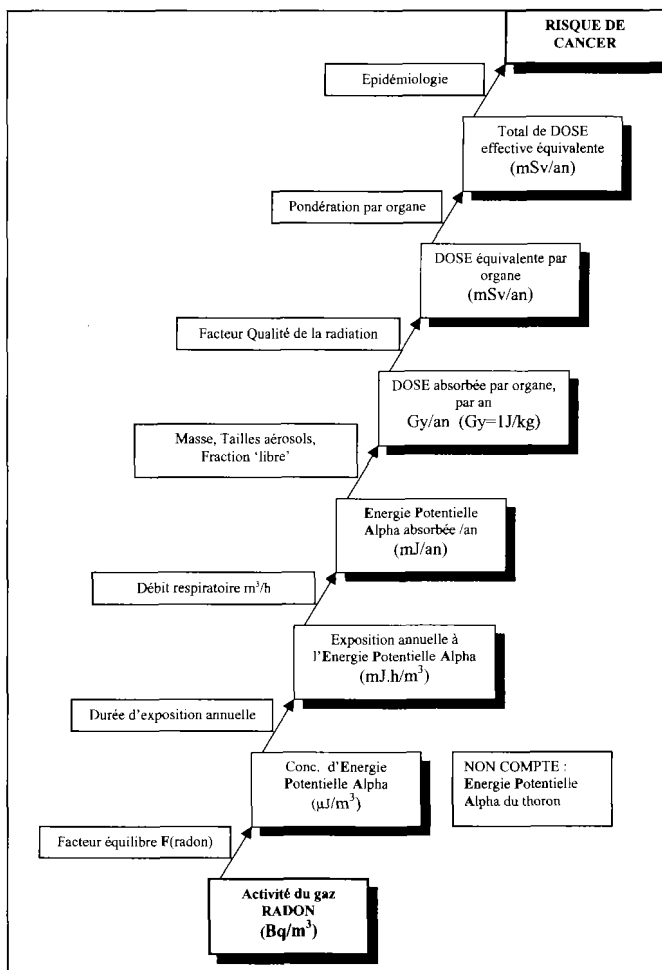
Pour <sup>222</sup>Rn (Radon) :  $EPA_R (\mu J/m^3) = 5.5 \times 10^{-3} \cdot F_R \cdot A_R (Bq/m^3)$

Pour <sup>220</sup>Rn (Thoron) :  $EPA_T (\mu J/m^3) = 76.0 \times 10^{-3} \cdot F_T \cdot A_T (Bq/m^3)$

Notons, qu'à activité égale du gaz, l'EPA<sub>T</sub> thoron est supérieure à l'EPA<sub>R</sub> radon. Mais, le risque thoron est compensé par un «  $F_T$  » généralement très faible ( $F_T \approx 0,05$  et  $F_R \approx 0,40$ ) et par l'expectoration qui évacuerait 3 fois mieux certains descendants du thoron des bronches, avant leur désintégration, grâce à leur plus longue durée de vie ( $\approx 10$  h contre 30 min).

Le gaz thoron est négligé par les recommandations. Bien que souvent justifié, cet oubli peut parfois aboutir à déclarer saine une maison qui ne l'est pas. Les excès de thoron proviennent plus souvent des émanations des murs que du sol (Steinhäuser, 1995 ; Li and Schery ; Cliff *et al.*, 1992).

TABLEAU I  
De la concentration de radon au risque sanitaire.  
From radon concentration to health risk.



Le tableau I résume les principaux coefficients qui permettent de passer de la dose biologique en mSv aux diverses mesures pratiques. Entre autres, les facteurs durée d'exposition, débit respiratoire,  $F$  et « fraction libre » apparaissent à différents niveaux.

Pour l'aspect sanitaire, l'objectif d'une première mesure (Brochure OMS, 1996) est d'évaluer globalement le risque. Mais comme, « la mesure du gaz radon

ne permet pas directement d'accéder au risque radon » (Collectif IPSN, 1996), des recommandations en terme de descendants seraient préférables. Par contre, pour les sciences de la terre, une bonne métrologie du seul gaz radon est essentielle (géologie, hydrologie, volcanisme, études sismiques, etc.).

## 2. Principes de fonctionnement des plastiques DSTN (détecteur solide de traces nucléaires)

Dans l'air, chaque particule  $\alpha$ , perd rapidement son énergie initiale. À chaque émetteur  $\alpha$  correspond donc une distance maximum, au-delà de laquelle elle disparaît, donc ne peut plus être enregistrée. Cette distance maximum d'enregistrement est de l'ordre de 35 mm pour le radon, et de l'ordre de 60 mm pour son descendant le plus énergétique.

Seuls les dosimètres bon marché nous intéressent ici, c'est-à-dire les dosimètres « passifs ». Ils fonctionnent sans circulation forcée de l'air. Il existe cependant quelques dosimètres « actifs » qui utilisent aussi des DSTN. Ils accumulent les poussières ambiantes sur des filtres, face à un DSTN qui enregistre les émissions alpha des descendants ainsi piégés.

Un DSTN, placé dans un boîtier passif, « photographie la radioactivité », sans perturber le milieu. Aucun radon ni descendant, ne sont prélevés dans la pièce, au cours de la mesure. Par ailleurs, les DSTN peuvent être conservés et relus plus tard. Enfin, ils ne ramènent au laboratoire, que l'image de la radioactivité et pas la radioactivité elle-même.

Tous les résultats (nb traces, diamètres, bruit de fond, etc.) d'un DSTN dépendent beaucoup des conditions de traitement et de comptage. En routine, le compromis adopté par chaque laboratoire est très important car il devra convenir à tous les DSTN traités. Aussi bien pour les faibles que pour les fortes expositions. Dans tous les cas, une densité de traces bien homogène est le signe d'une bonne maîtrise de la mesure et d'une moindre fluctuation des résultats.

Toutes les détections qui utilisent des DSTN, sont limitées en précision. En effet le nombre de traces observé  $N_T$  est une variable statistique. Au mieux, 95 % des mesures se situent entre  $N_T \pm 2\sqrt{N_T}$ . Les erreurs expérimentales ne peuvent que réduire ce pourcentage théorique.

## 3. Deux types de plastiques

### 3.1. DSTN « massifs »

Historiquement de très nombreux DSTN « massifs » ont été utilisés. Les plus utilisés aujourd'hui sont des « polycarbonates » (CR39, Makrofol, etc.). Ils ressemblent

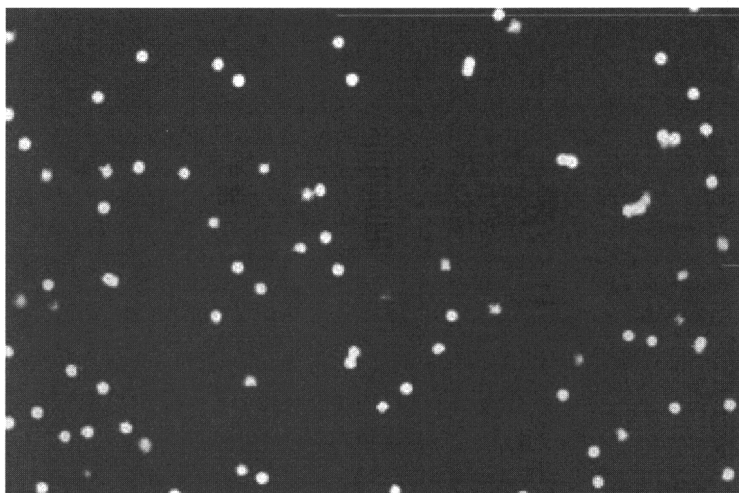
à de petits morceaux de plexiglas, plus ou moins souples, de l'ordre du millimètre d'épaisseur. Les traces obtenues ressemblent à de petits cratères de surface, de différentes tailles.

Ils peuvent atteindre une grande sensibilité (nb traces/cm<sup>2</sup> par kBq h/m<sup>3</sup>), qui dépend beaucoup du traitement. En règle générale, plus la sensibilité est grande, plus les traces sont larges et plus la saturation est faible. Par exemple, les traitements électrochimiques donnent plus de traces, mais qui sont plus larges.

### 3.2. DSTN en couches minces

Il s'agit uniquement du *film Kodak LR115*. Il est constitué d'une couche de nitrocellulose, fortement teinté en rouge, de 12 µm d'épaisseur, sur un support inerte de 100 µm, en polyester. C'est le résultat de plus de 25 ans d'expérience de Kodak, au service de la détection des particules ionisantes.

Après traitement, chaque impact d'alpha laisse un vrai micro-trou dans la couche rouge, de 1 à 15 µm de diamètre (contre ≈ 5 à 80 µm pour les DSTN massifs, selon leur mode de traitement). Au microscope, le film LR115 ressemble à une cible de tir! (Fig.1).



*Fig. 1. – Traces de particules alpha sur un film Kodak LR115 (Fond rouge).  
Alpha tracks on a Kodak LR115 film (red background).*

Il existe 2 types de LR115. Si la couche est « non pelliculable », les trous sont comptés optiquement. Si la couche est dite « pelliculable », elle est décollée de son support après traitement et on fait un comptage électrique des traces, par « claquages » entre 2 électrodes planes. L'avantage principal est de pouvoir utiliser de grandes surfaces de film, donc d'atteindre de grandes sensibilités. Par ailleurs, des appareils de claquage existent sur le marché. Par contre, la saturation est assez faible, de l'ordre de 10 à 40 traces/mm<sup>2</sup>

### *Différences par rapport aux DSTN massifs*

- Des traitements chimiques plus courts : 1 h 30 à 2 h, contre 3 à 8 h.
- Aucune possibilité de confusion entre traces, poussières, rayures et défauts de surface. En effet, une trace est un trou, alors qu'une poussière absorbe la lumière. Ce qui permet l'emploi de logiciels de comptage optique, plus simples, plus sûrs et plus rapides.
- Possibilité de correction automatique des petits écarts inévitables de température (°C) et de concentration du traitement, à partir de l'épaisseur résiduelle du film. Le logiciel de comptage peut même la déterminer automatiquement, par la mesure de la densité optique résiduelle du film. Les films traités doivent être vernis, avant comptage, pour éviter la diffusion de lumière produite par la rugosité de surface et par les trous eux-mêmes.
- Pour le LR115 non pelliculable, la saturation des comptages optiques est nettement plus élevée, de l'ordre de 600 traces/mm<sup>2</sup>, contre  $\approx$  50 à 400 traces/mm<sup>2</sup> pour les DSTN massifs, selon leur traitement. Une saturation trop basse devient très vite un handicap, en pratique.
- En plus d'une énergie minimum, le film LR115 possède une énergie alpha maximum, au-dessus de laquelle il n'y a pas formation de trace. Cette limite haute est typiquement de 4,5 MeV. Elle augmente un peu pour des traitements prolongés.
  - Pour chaque émetteur, il existe une distance minimum, au dessous de laquelle aucune trace n'est possible : 5 mm pour le radon, 30 mm pour son descendant le plus énergétique. Ce qui fait que le LR115 est insensible aux poussières radioactives qui peuvent se déposer à sa surface.
  - La protection contre l'augmentation du bruit de fond, est simple et très efficace. La simple auto-protection spire-spire des bobines, ou l'application d'un écran polyester épais contre le LR115, sont excellents.

Par contre, le film a **un inconvénient** pratique, qui peut parfois être gênant. Il est sensible à un excès de lumière solaire. Les UV accélèrent l'attaque de la soude et la dissolution totale de la couche est possible, en cas de trop forte exposition UV. Pour des mesures à l'air libre, surtout en extérieur, une protection efficace contre un excès de soleil est impérative.

## 4. Deux types de boîtiers détecteur

### 4.1. Les dosimètres de « type fermé »

Un dosimètre de « type fermé » est un petit boîtier fermé, qui contient un DSTN. Seul le gaz radon peut entrer dans le boîtier, soit en passant par un filtre, soit en passant par de micro chicanes. Le nombre de traces dépend donc uniquement du radon qui est entré. À l'intérieur, tous les émetteurs atteignent rapidement l'équilibre radioactif. Comme il y a deux descendants, l'activité totale est 3 fois celle du radon. Mais un certain pourcentage des émetteurs présents, n'est pas enregistré, car les  $\alpha$  émis sont parfois trop « obliques » par rapport au DSTN. Pour le radon cette proportion dépend surtout de la géométrie du boîtier, mais pour les descendants, elle est soumise aux caprices du statisme. En effet, tous les descendants se fixent « quelque part », sur les parois et sur le DSTN lui-même. C'est la principale cause des fluctuations du nombre de traces.

Le LR115, utilisé dans des boîtiers fermés, conserve ses avantages de DSTN en couche mince. Il est cependant préférable d'ajouter un écran « ralentisseur » contre le film, pour ralentir les émissions alpha des émetteurs trop proches du film. Cela permet même d'ajuster la sensibilité souhaitée. Cette contrainte est compensée par le fait que cet écran peut être antistatique, voire métallique et produire ainsi une meilleure homogénéité de la densité des traces. Un traitement antistatique est d'ailleurs conseillé pour tous les DSTN.

Une parfaite étanchéité au radon est quasiment impossible. Même en production, ces dosimètres posent un problème de finition, puisqu'il faudrait fermer les emballages, dans des salles sans radon, ou sous vide. Quelques mois après leur production, le bruit de fond interdit déjà la mesure des faibles radioactivités (Mellander et Enflo, 1992). Les dosimètres « fermés » ont donc une date de péremption courte.

Ces dosimètres ne fonctionnent pas ON/OFF. À l'ouverture du boîtier, il faut environ 3 heures pour atteindre l'équilibre du radon dans et hors du boîtier ainsi que l'équilibre radioactif dans le boîtier. Mais surtout, en fin d'exposition, l'utilisateur est incapable de fermer efficacement le boîtier. Il faut donc procéder le plus vite possible à l'analyse, pour pouvoir négliger les expositions ultérieures. En routine, ces dosimètres mesurent donc difficilement les faibles expositions. Pour cette raison, des expositions inférieures à 2 mois ne sont pas conseillées.

Ces dosimètres posent aussi un problème d'accréditation. En effet, les essais d'accréditation, sont très éloignés des conditions de routine : dosimètres récents, délais courts d'emploi et de retour à l'analyse, ajout de dosimètres témoins, emballage de retour dans des plastiques soudés, *etc.* Sans une gestion quotidienne très contraignante de ces dosimètres, leur précision pratique risque d'être nettement moins bonne que pour les tests.

Malgré des principes simples, un bon DSTN dans un bon boîtier ne donne pas forcément un bon dosimètre. Le savoir faire du laboratoire fait toute la différence, par une multitude de petits détails pratiques que seule l'expérience apporte.

#### 4.2. Les dosimètres de type « ouvert »

Un dosimètre de « type ouvert » est un petit dispositif où le DSTN est exposé à l'air libre, dans le local à reconstruire. Seul le film LR115 convient à ces mesures, car il n'est pas sensible aux émetteurs collés à sa surface. Un dosimètre « ouvert » fonctionne ON/OFF. En position OFF, le LR115 est totalement protégé contre toute exposition, par un écran polyester.

En position ON, le film est à l'air libre, mais le volume de mesure est auto-limité par les distances minimale et maximale auquel chaque émetteur est soumis. Les émetteurs de grande énergie sont mesurés dans un plus grand volume, mais globalement plus éloigné du film, donc avec une probabilité moindre d'atteindre le film (angle solide). En pratique, l'efficacité d'enregistrement de ces émetteurs est juste un peu plus élevée. Pour les autres DSTN, l'écart de sensibilité entre les divers émetteurs serait trop grand, puisqu'ils ne sont soumis qu'à une distance maximum, pour leur enregistrement.

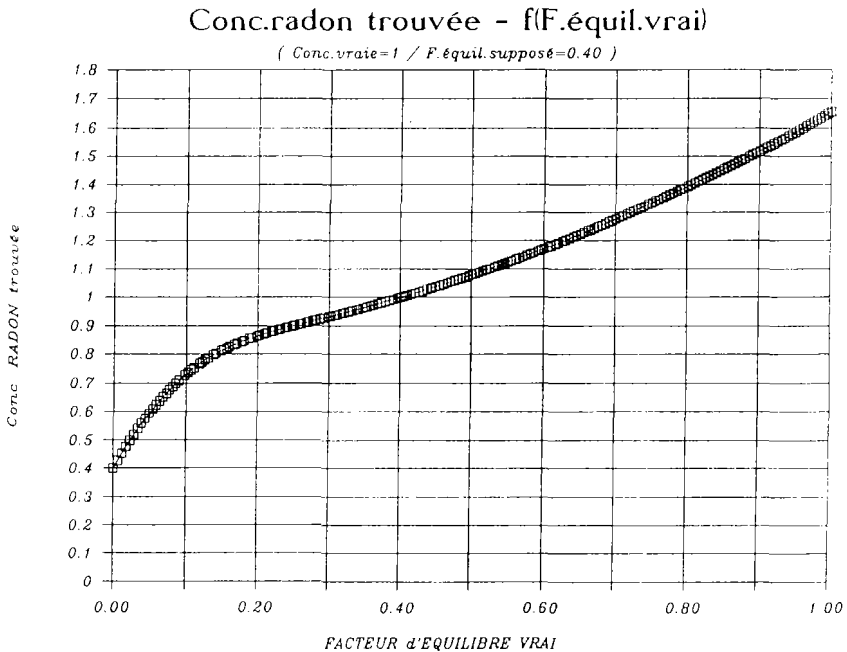
Le nombre de traces obtenu est exactement proportionnel à la somme des activités des émetteurs alpha présents dans le volume de mesure. Il n'y a aucun problème de descendants déposés dans un coin, aucun problème de statisme du boîtier. Pour exprimer un résultat en terme de radon, il suffit de supposer que  $F=0,40$ . Ni plus ni moins que ce que supposent les recommandations elles-mêmes, pour exprimer en radon une recommandation initiale en énergie.

En pratique, comme les deux hypothèses des recommandations ( $F=0,40$  et absence de thoron), sont souvent vérifiées, les bons dosimètres « ouvert » et « fermé » donnent exactement les mêmes résultats, dans 95 % des cas. Les 5 % restants, provoquent la tendance observée, de donner des résultats moyens un peu supérieurs aux dosimètre « fermés ». Mais, si les calibrations sont bonnes et si la moyenne des facteurs d'équilibre rencontrés est bien de 0,40, cela révèle une présence de thoron dans certains locaux. Devrait-on laisser les gens dans leur thoron, uniquement parce que les recommandations n'en parlent pas encore ?

Lorsqu'un dosimètre « ouvert » donne un résultat significativement supérieur à un dosimètre « fermé », c'est que le risque est vraiment supérieur, à cause d'un  $F$  élevé ou d'une présence de thoron. D'ailleurs, les recommandations elles-mêmes, en  $\text{Bq/m}^3$ , ne sont équivalentes aux recommandations en  $\text{Joules/m}^3$ , donc à un risque, que pour  $F=0,40$ .

Le seul problème technique est de s'assurer que la sensibilité à  $F$  et au thoron, n'est pas exagérée, par rapport aux recommandations en Joules.

La figure 2 montre l'écart entre la stricte concentration de radon et le résultat fourni par un dosimètre fermé, quand  $F$  vrai est différent de 0,40. Le premier étalonnage expérimental date d'une étude de 1991 de l'US-EPA (Yeager *et al.*, 1991).



**Fig. 2. – Concentration de radon trouvée par un dosimètre de type « ouvert ».**  
*Radon concentration found by an “open type” detector.*

Dans son rapport, elle concluait que les dosimètres « ouvert » permettaient même de déterminer le  $F$  vrai, par simple comparaison entre les résultats de deux dosimètres « ouvert » et « fermé ». Ce qui a été fait de nombreuses fois depuis.

### 4.3. Sensibilité au thoron des dosimètres de type « ouvert »

Les diverses caractéristiques radioactives des radioéléments étant immuables, il est aisé et fiable de modéliser l'évolution dans le temps de l'activité des gaz et des descendants, des diverses EPAC et même du nombre de traces obtenues, en fonction de l'aération des bâtiments et des entrées des gaz radon et thoron.

En passant, on peut vérifier que les gaz radon et thoron ne sont pas des polluants ordinaires. Les pertes par décroissance radioactive limitent l'augmentation des concentrations, même à entrée constante du polluant. L'aération diminue ces concentrations d'équilibre mais accélère beaucoup leur atteinte. On peut s'apercevoir que le thoron n'est quasiment pas éliminable par aération (préférer aération

TABLEAU II

Simulation : sensibilité au thoron, des dosimètres de types « ouvert » et « fermé ».

(Air homogénéisé par ventilation. Même risque sanitaire radon et thoron)

Simulation: sensitivity to thoron of "open and close types" detectors.

(Enough air mixing. Same health risk : radon and thoron).

AÉRATION VARIABLE	PARAMÈTRES (à l'équilibre)	EPA <sub>c</sub> = 1 µJ/m <sup>3</sup> RADON, <sup>222</sup> Rn	EPA <sub>c</sub> = 3 µJ/m <sup>3</sup> THORON, <sup>220</sup> Rn
Aération = 0 %/h	$F$ / Temps d'équilibre =	1,00/2 jours	1.00/70h
	$C_{\text{vrai, gaz}}$ / Temps d'équilibre =	180 Bq m <sup>-3</sup> /25 jours	40 Bq m <sup>-3</sup> /6 min
	Entrée Constante (gaz) =	1,4 Bq m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>	1800 Bq m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>
	$C_{\text{Rn}}$ mesuré « ouvert » ( $F=0,4$ ) =	295 Bq m <sup>-3</sup>	75 Bq m <sup>-3</sup>
	$C_{\text{Rn}}$ mesuré « fermé » =	180 Bq m <sup>-3</sup>	≅ 0 Bq m <sup>-3</sup> , variable
Aération = 10 %/h	$F$ / Temps d'équilibre =	0,92/15 h	0,39/20h
	$C_{\text{vrai, gaz}}$ / Temps d'équilibre =	195 Bq m <sup>-3</sup> / 45 h	100 Bq m <sup>-3</sup> / 6min
	Entrée Constante (gaz) =	21 Bq m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>	4600 Bq m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>
	$C_{\text{Rn}}$ mesuré « ouvert » ( $F = 0,4$ ) =	300 Bq m <sup>-3</sup>	140 Bq m <sup>-3</sup>
	$C_{\text{Rn}}$ mesuré « fermé » =	195 Bq m <sup>-3</sup>	≅ 0 Bq m <sup>-3</sup> , variable
Aération = 100 %/h (« classique »)	$F$ / Temps d'équilibre =	0,53/5 h	0,06/ 4h
	$C_{\text{vrai, gaz}}$ / Temps d'équilibre =	340 Bq m <sup>-3</sup> /5 h	700 Bq m <sup>-3</sup> / 6min
	Entrée Constante (gaz) =	345 Bq m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>	32300 Bqm <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>
	$C_{\text{Rn}}$ mesuré « ouvert » ( $F = 0,4$ ) =	380 Bq m <sup>-3</sup>	770 Bq m <sup>-3</sup>
	CRn mesuré « fermé » =	340 Bq m <sup>-3</sup>	≅ 0 Bq m <sup>-3</sup> , variable
Aération = 140 %/h	$F$ / Temps d'équilibre =	0,45/3 h	0,04/ 3 h
	$C_{\text{vrai, gaz}}$ / Temps d'équilibre =	400 Bq m <sup>-3</sup> / 3 h	950 Bq m <sup>-3</sup> / 6min
	Entrée Constante (gaz) =	565 Bq m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>	44300 Bq m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>
	$C_{\text{Rn}}$ mesuré « ouvert » ( $F = 0,4$ ) =	415 Bq m <sup>-3</sup>	1060 Bq m <sup>-3</sup>
	$C_{\text{Rn}}$ mesuré « fermé » =	400 Bq m <sup>-3</sup>	≅ 0 Bqm <sup>-3</sup> , variable

à ventilation). Mais comme cette aération élimine mieux ses descendants, le facteur d'équilibre  $F_T$  observé est presque toujours très faible ( $\approx 0,05$ ). Inversement, l'aération a un gros effet sur le risque radon. Elle réduit beaucoup la concentration du gaz, mais elle abaisse aussi  $F_R$ . Deux causes de baisse de l'EPA<sub>R</sub>, donc du risque. Une aération classique de 100 % par heure, abaisse déjà  $F$  vers 0,50. Les pertes par dépôts des descendants sur les cloisons, ne peuvent que s'ajouter à cette baisse de  $F$ .

Le tableau II est extrêmement riche en informations. Il compare, en fonction de l'aération, les entrées de gaz nécessaires pour atteindre une EPA<sub>radon</sub> de 1µJ/m<sup>3</sup> et une EPA<sub>thoron</sub> de 3µJ/m<sup>3</sup>. Il est généralement admis que ces deux énergies correspondent à un même risque sanitaire. Toutes les valeurs fournies sont celles atteintes à l'équi-

libre. Les temps d'atteinte sont aussi mentionnés. Les dépôts de descendants sur les parois sont négligés, dans un premier temps. L'air ambiant est supposé bien brassé.

Pour ce qui concerne la mesure du risque thoron, on constate que, pour une aération de 10 %/h la sensibilité au risque thoron des dosimètres « ouvert », est deux fois plus faible qu'au risque radon. En effet, on mesure 300 Bq/m<sup>3</sup> pour 1 µJ/m<sup>3</sup> de radon contre 140 Bq/m<sup>3</sup> pour 3 µJ/m<sup>3</sup> de thoron. On constate aussi que pour 100 %/h, c'est l'inverse, la mesure surestime le risque d'un facteur 2. La prise en compte des dépôts de descendants sur les parois, aggraverait un peu cette tendance, mais un autre phénomène le réduirait beaucoup : l'absence de gaz thoron au centre des pièces peu ventilées (brassées), d'où augmentation du  $F$  au centre et possibilité de peu de traces pour beaucoup de descendants.

Sur ce tableau, on retrouve, bien sûr, d'autres données plus classiques :

- Le produit constant  $F \times C$  (gaz), puisqu'on travaille à  $EPA_c$  constante.
- Un gros effet sanitaire de l'aération sur le risque radon. Pour une aération classique de 100 %/h, les entrées radon à 10 %/h doivent être multipliées par 16, pour atteindre la même  $EPA_c$ . Par ailleurs  $F$  tombe déjà à 0,53, sans compter les dépôts sur les parois.
- L'élimination casi-nulle du thoron par aération, à cause de sa durée de vie de 50 s.
- L'aération fait, par contre très vite baisser  $F_{\text{thoron}}$ , donc le risque. Il faut alors d'énormes entrées pour atteindre nos 3 µJ/m<sup>3</sup>.
- etc.

Dans une pièce où l'air serait brassé, le risque thoron serait donc surestimé par deux. Cependant, en pratique, le gaz thoron est nettement plus concentré près de sa source et la sensibilité au risque thoron peut être sous-estimée jusqu'à 5 fois, par des mesures « ouvertes » éloignées des murs.

#### **4.4. Passage progressif du dosimètre « ouvert » au dosimètre « fermé »**


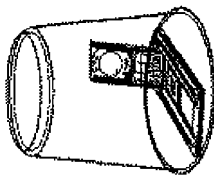
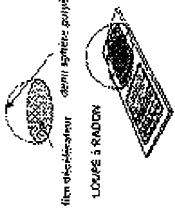
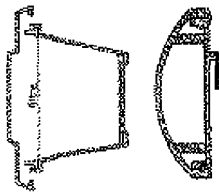
Le tableau III montre qu'on peut imaginer des dosimètres intermédiaires, qui peuvent même parfois cumuler les avantages des uns et des autres.

On peut envisager d'autres configurations de dosimétrie fermés, basées sur le LR115, qui conservent les avantages de la détection ouverte (en particulier ON/OFF) tout en étant de type « fermée ».

Dans un « gobelet calibré », le facteur d'équilibre est d'environ 0,05. L'entrée de gaz se fait uniquement par la non-étanchéité du couvercle. Quand on perce de plus en plus de gros trous dans le gobelet, le  $F$  à l'intérieur devient soudainement égal au  $F$  à l'extérieur. Le nombre de traces obtenues devient alors égal à ce qu'on obtient avec un dosimètre ouvert.

TABLEAU III

Passage des dosimètres de type « ouvert (A) aux dosimètres de type « fermés » (D).  
 Dosimeters, from "open type" (A) to "close type" (D).

		 <p>film électroscopique demi-sphère polyéthylène LOUPE à RADON</p>	
<p><b>"A"</b> KODALPHA Dosimètre de type "ouvert" Mesure tous les _ ambiants, (+ thoron si présent). DSTN = Film LR115</p>	<p><b>"B"</b> KODALPHA dans "gobelet" calibré Mesure les _ du seul gaz radon (car descendants sur paroi interne)</p>	<p><b>"C"</b> KODALPHA contre une "loupe à radon" Mesure les _ (Rn + desc.) dans la "loupe à radon".</p>	<p><b>"D"</b> Dosimètres classiques, de type "fermé" Mesure les _ (Rn + desc. ± thoron) dans le boîtier fermé.</p>
<ul style="list-style-type: none"> <li>. Fonctionne ON/OFF.</li> <li>. Exposition de 1 sem. à 1 an.</li> <li>. Pas de péremption. Stockage sans montée du bruit de fond.</li> <li>. Peu d'effets de statisme, densité de traces homogène.</li> <li>. Peut attendre plusieurs mois, avant retour groupé à l'analyse.</li> <li>. Pas urgence avant/après expo.</li> <li>. Transport sous enveloppes 20g.</li> <li>. Nul besoin de pochette étanche, ni de dosimètre témoin.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>. "A" dans un grand gobelet calibré, avec couvercle non étanche. Pas d'écran décélérateur sur le film.</li> <li>. ON en ≈ 1 h.</li> <li>. Conserve les avantages de "A".</li> <li>. F = 0,05 dans le gobelet (F de la pièce testée, si gobelet percé de nombreux gros trous).</li> <li>. Sensibilité ≈ 70% de "A".</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>. Demi-sphère perméable au radon, contre film LR115 de "A", avec membrane décélératrice.</li> <li>. ON/OFF, si loupe radon préalablement à l'équilibre.</li> <li>. Conserve les avantages de "A".</li> <li>. Taille film ≈ diamètre de loupe.</li> <li>. Bon décélérateur : Alu. 15µm, ou polyester métallisé 30µm.</li> <li>. Insensible au soleil.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>. ON ≈ 3h ; vrai OFF impossible.</li> <li>. Expositions 2mois.</li> <li>. Pb. statisme et homogénéité de densité des traces.</li> <li>. Pb. de montée du bruit de fond, Besoin de pochettes étanches.</li> <li>. Péremption de quelques mois.</li> <li>. Urgence d'usage et d'analyse.</li> <li>. Collis postaux pour expéditions.</li> <li>. Nécessiterait dosimètres témoins.</li> <li>. Mettre un décélérateur métallisé sur le DSTN, si c'est du LR115.</li> </ul>
<p>→ permet d'estimer "F", si mesures simultanées "B" et "A".          → comme "B", permet d'estimer "F".</p>			

Faire de la détection « fermée » avec des films qui seront traités en même temps que ceux d'une détection « ouverte », permet une bien meilleure estimation de  $F$ . En effet, les petits écarts de traitements, donc de sensibilité, sont alors les mêmes et ne perturbent pas leur rapport. DOSIRAD utilise déjà les « gobelets calibrés » dans lesquels on place des dosimètres « ouvert ». DOSIRAD travaille aussi à la mise au point de la « loupe à radon », une petite « chambre » externe au film LR115, qui transforme un dosimètre ouvert en un dosimètre fermé.

Mais, nous souhaitons continuer à promouvoir la détection « ouverte » ; qui demeure la meilleure façon d'estimer le risque global radon, au meilleur prix, lors d'une première mesure.

### Références

- Brochure (1996) *Le radon de l'O.M.S.*
- Cliff K.D., Green B.M.R., Mawle A., Miles J.C.H. (1992). *Radiation Protection Dosimetry*, **45**, 361-366.
- Collectif de l'IPSN (1996), Le radon 222 et ses descendants à vie courte dans l'environnement atmosphérique : origine et méthodes de mesures. *Radioprotection*, **31**, 371 – 388.
- ICRP (1994) International Commission on Radiological Protection, tableau 5, p.17, tableau 7 et 8 p.23.
- Journal officiel des Communautés Européennes (1990) 90/143/Euratom.
- Li Yanxia, Schery S.D. (1992) Measurements of Indoor Thoron Levels and Disequilibrium Factors. New Mexico Institute of Mining and Technology, Socorro, Minneapolis, Minnesota, USA, International Symposium on Radon.
- Mellander H., Enflo A. (1992) The alpha track method used in the Swedish radon epidemiological study. *Radiation Protection Dosimetry*, **4**, 65 – 71.
- Steinhäusler F. (1995) Gas Geochemistry, The significance of the exposure to thoron decay products., University of Salzburg, Institute of Physics and Biophysics, Austria.
- Tymen G., Mouden A., McLaughlin J.P., Wasiolek P., Rannou A. (1988) A comparison of the exposure response of French and Irish radon detectors during field measurements in houses in Brittany. *Radiation Protection Dosimeters*, **24**, 371 – 374.
- Yeager W., Boyd M.A., Popell S.W. Jr. (June 1991) A performance evaluation of unfiltered alpha track detectors. US-EPA contract 68D90064.