

Le radon, aspects historiques et perception du risque

par Roland Masse, Académie des technologies



Paracelse

On a connu les dangers du radon en milieu professionnel bien avant d'en connaître la cause. Au quinzième siècle déjà, A.-P. Schneevogel décrivait, dans les mines d'argent des montagnes de Saxe et de Bohême exploitées depuis le 13^{ème} siècle, les maladies du poumon qu'entraînait « l'air dangereux des profondeurs de la terre ». Le médecin suisse Paracelse devait décrire cette pathologie (« mala metallorum ») en 1530 avec suffisamment de précision pour qu'on lui en attribue l'observation initiale, tandis qu'à la même époque Agricola dans son traité « De re metallica » recommandait déjà de ventiler les mines pour éviter la maladie de la montagne (« Bergsucht »). La maladie était particulièrement fréquente dans la région du Schneeberg qui lui donna quelque temps son nom (« Bergkrankheit der Schneeberger Gruben »), avant que Härting et Hesse en 1879 reconnussent le caractère cancéreux de l'affection. Ce cancer du poumon était à l'époque décrit comme un lymphosarcome attribué à l'arsenic, aux métaux : cobalt, nickel et à la silice, ce qui était somme toute justifié puisque ces éléments sont maintenant connus pour

leurs propriétés cancérogènes et qu'ils participent vraisemblablement à l'induction des cancers chez les mineurs exposés également au radon. Selon Härting et Hesse 75 % des mineurs étaient atteints et mouraient jeunes, ce qui témoigne de la tolérance au risque dans le monde minier, décimé par ailleurs par la silicose et la tuberculose.

Dans ce contexte de risque très élevé, le rôle causal majeur du radon ne fut cependant reconnu que tardivement après la découverte de la radioactivité. On savait depuis les Curie, et Rutherford en 1900, que le radium extrait du minerai de Bohême libérait une « émanation » radioactive. En 1904 London montra les effets délétères de cette émanation sur la grenouille. H.-E. Schmidt en 1913 fit de cette émanation une cause possible de la maladie du Schneeberg, mais ce n'est qu'en 1924 que les mesures effectuées par Ludewig et Lorensen dans les mines de Saxe et de Bohême établirent une corrélation étroite entre la présence du radon et la fréquence du cancer chez les mineurs (définitivement reconnu comme un carcinome). Par la suite les données épidémiologiques s'accumulèrent des deux côtés de la frontière entre Allemagne et Tchécoslovaquie, publiées ouvertement de ce côté et, plus discrètement de l'autre. Dans le chapitre qu'il consacre au radon, N. Stannard dans « Radioactivity and Health¹. A History » (1988, DOE-OSTI) constate que malgré ces données « la progression dans l'opinion des scientifiques de la suggestion vers l'acceptation du rôle cancérogène du radon a été tortueuse », l'exposition aux rayonnements étant jugée « trop faible » pour être l'unique cause, et ceci malgré des concentrations de l'ordre du million de Bq par m³, aboutissant à des doses efficaces de l'ordre du Sv par an.

Il fallut attendre la fin des années 50, avec à la fois les données épidémiologiques

1. Dont est tiré la majorité des références historiques.

tchèques et celles des Etats-Unis confirmant les observations initiales, puis les données dosimétriques établissant, par rapport au gaz lui-même, le rôle majeur des produits de filiation à vie courte du radon 222 et 220 dans le mécanisme toxique, pour que soit envisagée sérieusement la prévention du risque en milieu minier. Les données dosimétriques justifiaient à cette époque la création d'une nouvelle unité, le WLM, tenant compte du temps de travail exposé et de l'énergie potentielle alpha inhalée due au gaz et à ses produits de filiation. Entre-temps le tabagisme avait remplacé dans l'opinion des experts les métaux de la mine comme facteur cancérigène considéré le plus probable, et le principe de précaution suggérant l'intérêt de la ventilation des mines n'avait pas prévalu. Dans les mines françaises néanmoins, à partir de 1956, le service de protection développa la dosimétrie individuelle et renforça la ventilation des galeries, ce qui devait aboutir à diminuer considérablement l'exposition des mineurs et à limiter l'impact sanitaire chez ceux d'entre eux qui ont été embauchés après 1956.

A partir de la fin des années 60 le cancer du poumon était reproduit expérimentalement chez l'animal par inhalation de radon et de ses produits de filiation, ce qui devait être la dernière étape vers la reconnaissance définitive du rôle cancérigène direct du radon inhalé, attestée en 1988 par l'Agence internationale de recherche sur le cancer (IARC). Par la suite différents facteurs modifiant le risque furent précisés ou établis, notamment l'âge, le débit de dose et le tabagisme. Depuis les années 90, les recherches se concentrent sur les mécanismes cellulaires et moléculaires mis en jeu dans la réponse cellulaire aux lésions initiales produites par le radon. L'importance de la signalisation intra et intercellulaire est actuellement mise en avant, modifiant très sensiblement les bases théoriques de l'évaluation de risque par extrapolation. Les nouvelles données permettent de comprendre des données paradoxales comme l'existence de seuils ou l'augmentation des effets à faible dose par effet collatéral (effet « bystander »).

Il est admis que l'essentiel du pouvoir cancérigène du radon et de ses descendants est dû à leurs émissions radioactives alpha.

Par hypothèse destinée à faciliter la gestion du risque, la réglementation admet également que le mécanisme cancérigène impliqué s'exprime de manière constante par unité d'exposition à tout niveau de dose. Il est donc raisonnable de prévoir que toute exposition au radon est caractérisée par un risque mesurable au prorata du niveau d'exposition. Cette notion implique donc un risque radon dans le cadre de l'exposition domestique.

En fait, depuis les années 90, les études épidémiologiques de type cas-témoins s'efforçant de relier l'exposition domestique et les cancers du poumon se sont multipliées sans réellement apporter jusqu'à présent de conclusions définitives. A l'exception d'une enquête suédoise excluant un risque nul en matière de cancers imputables au radon, toutes les enquêtes incluent la valeur 0 pour le risque attribuable dans l'évaluation des incertitudes. Regrouper l'ensemble des données par méta-analyse permet certes de définir une relation dose-effet assez comparable à celle observée chez les mineurs, prévoyant une augmentation de 10 % du risque de cancer par 100 Bq/m³, mais la statistique n'exclut pas cependant l'absence de risque réel, en particulier à partir du moment où l'impact du tabagisme (notamment passif) est correctement pris en compte. Assez paradoxalement par ailleurs, sans explication vraiment convaincante, les corrélations géographiques entre richesse du sol en uranium et cancer du poumon sont constamment inverses. Enfin, dans les rares études épidémiologiques permettant d'explorer des niveaux d'exposition très élevés (> 500 Bq/m³), comme ceux rencontrés dans l'habitat de la région des mines de Schneeberg, apparaît la notion d'un seuil (entre 500 et 1000 Bq/m³) au-dessous duquel on ne peut plus distinguer le risque radon chez la femme qui ne fume pas. Cette dernière enquête a néanmoins la caractéristique de mettre en évidence le rôle cancérigène du radon seul au-delà de 1000 Bq/m³.

L'exposition au radon pour raison thérapeutique est une autre réalité troublante. Environ 75 000 patients en Europe bénéficient d'une prise en charge totale par les systèmes de santé. Il s'agit d'inhalation (40 000 Bq/m³) et de bains (plus de 1000 Bq/l) censés améliorer diverses maladies chroniques, en particulier rhumatis-

males. Aux Etats-Unis il est par ailleurs étonnant de constater le succès que rencontre un établissement de soins comme « Free Enterprise Health Radon Mine » qui draine, moyennant finances, une foule croissante de patients convaincus. Cette pratique rappelle les médecines traditionnelles scientifiquement peu fiables, mais on peut noter l'apparition dans la littérature médicale sérieuse de résultats favorables en double aveugle et de résultats biologiques témoignant de l'induction par le radon des divers mécanismes de signalisation cellulaire impliqués dans l'homéostasie cellulaire, la sédation de la douleur et la réponse immune.

La politique de lutte contre le radon obéit à une logique un peu schizophrène. La nécessité de limiter l'exposition au radon en milieu professionnel est inscrite dans le code du travail (art. R 231-115). En ce qui concerne les établissements recevant du public (ERP), les modalités de gestion du risque lié au radon ont été définies par voie de circulaires (circulaire DGS/DGUHC du 27 janvier 1999 ; circulaires DGS du 20 mai 1999 et du 2 juillet 2001). Au titre du nouvel article L.1333-10 du code de la santé publique, l'obligation de surveillance, dans le cas de risque sanitaire, est assurée au titre de la Direction générale de la santé². Dans le cas du radon, elle prend la forme d'une campagne de mesure de l'exposition au radon dans les ERP, dont les écoles, dans 31 départements, à laquelle les services de l'équipement ont été associés.

Pour ce qui concerne l'habitat privé, en raison d'obstacles culturels, juridiques et économiques, la plupart des pays hésitent à promouvoir des politiques contraignantes. Les autorités sanitaires estiment en général qu'il ne s'agit pas d'un risque sanitaire majeur puisqu'il est inapparent (ce que réfute la modélisation du risque néanmoins) et redoutent de « pourrir » (blighting des Anglo-Saxons) la situation par des mesures trop brutales. La priorité est donc donnée à l'information du public, à la cartographie des zones les plus exposées, à la prise de normes de construction et, éventuellement, à l'aide au diagnostic individuel et à l'assainissement. Aux Etats-Unis

néanmoins, après plus de 10 ans de campagnes de mesure du radon dans l'habitat et de sensibilisation (vigoureusement soutenue par des associations professionnelles !), l'Environmental Protection Agency (EPA) constate que 88 % des personnes interrogées en 1999 considèrent le radon comme un risque pour la santé. Plus de 18 millions de résidences ont fait l'objet d'une mesure et 500 000 d'entre elles ont été assainies selon les prescriptions de l'EPA. Par comparaison, en 1997 en Grande-Bretagne, sur 230 000 résidences mesurées, 20 000 dépassaient le niveau d'action prescrit (200 Bq/m³) mais seuls 2 000 propriétaires avaient choisi d'assainir, et parmi eux 1 450 seulement avaient fait vérifier le niveau atteint après traitement.

Bien qu'il existe des situations d'exposition domestique sévère (plusieurs milliers de Bq/m³), peu de pays (la Suède fait exception) ont utilisé la notion d'insalubrité due au radon. La Suisse avec un niveau d'action contraignant à 1000 Bq/m³ semble s'inscrire dans cette logique qui s'apparente en fait à une gestion du risque fondée sur une hypothèse implicite de seuil. La position défendue par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France en 1997, proposant un seuil d'action au même niveau, est apparemment de même nature.

L'OMS voit en revanche dans la limite de 1000 Bq/m³ le seuil de l'inacceptable, estimé au niveau de risque de 10⁻³ pour une année d'exposition. Cette notion de risque acceptable non contractuel est difficile à argumenter aussi bien pour le locataire que pour le propriétaire. Elle pose aussi un problème de choix de société : faut-il privilégier, éventuellement au titre de l'équité, de traiter les habitations les plus exposées, ce qui n'aura qu'un effet très marginal sur la réduction du risque global dans la population si on admet l'hypothèse d'absence de seuil, ou proposer de diminuer l'exposition au radon dans l'ensemble du parc, ce qui, sous réserve de faisabilité, est la seule mesure qui permette d'épargner une fraction significative du risque potentiel ? Dans cette perspective les recommandations internationales à 200 et 400 Bq/m³, pour le bâti neuf et ancien, paraissent plus destinées à éviter les recours lors des transactions immobilières que justifiées par des considérations sanitaires.

2. Et depuis le décret du 22 février 2002.

Le risque du cancer du poumon est-il surestimé ?

par **André Aurengo**, chef du service de médecine nucléaire, Hôpital de la Pitié Salpêtrière

Des centaines de publications, colloques, déclarations, réglementations, recommandations officielles, représentant des dizaines de milliers d'heures de travail, font du « problème radon » un vaste sujet qui engage la responsabilité des pouvoirs publics mais aussi du public. En effet, si certaines mesures de réduction de l'exposition sont simples et gratuites (aérer et ventiler), il en est d'autres plus complexes et beaucoup plus coûteuses (étanchéité des sous-sols, drainage). Le marché de la mesure et de la réhabilitation représente donc un enjeu économique considérable et cette question dépasse le cadre de cet article. En revanche, le risque lié à l'exposition au radon mérite d'être évalué au mieux pour justifier et dimensionner les mesures de santé publique.

Etat des lieux

L'effet cancérogène du radon a été mis en évidence à partir d'expositions professionnelles à travers 11 études de cohortes conduites dans différents pays (Tchécoslovaquie, USA, Canada, France) sur une population totale de plus de 30 000 mineurs. Le risque relatif augmente d'environ 0,49 % par WLM (Working Level Month, unité qui représente une exposition à 3700 Bq.m⁻³ de radon pendant 172 heures). Toutes ces études montrent une augmentation significative du risque de cancer broncho-pulmonaire et le radon a été classé comme cancérogène pulmonaire chez l'homme par le Centre international de recherche contre le cancer (CIRC) en 1987.

Le problème potentiel de santé publique posé par le radon est lié à l'exposition résidentielle. Les ordres de grandeur de l'exposition au radon dans les habitations

françaises sont bien connus grâce aux campagnes de mesure de l'IPSN : la concentration moyenne du radon y est de 66 Bq.m⁻³. En Ile-de-France, terrain sédimentaire, la moyenne est de 20 à 50 Bq.m⁻³, mais en Bretagne ou dans le Massif Central elle avoisine 100 à 150 Bq.m⁻³. La moyenne mondiale pour les habitations est environ 40 Bq.m⁻³ et à l'air libre la concentration est de 10 Bq.m⁻³.

En France, environ 1 250 000 habitations individuelles dépassent 200 Bq.m⁻³ ; 300 000 sont au-dessus de 400 Bq.m⁻³ et 60 000 dépassent 1000 Bq.m⁻³. Pour les habitations collectives, l'estimation est plus difficile, car la concentration varie beaucoup en fonction de l'étage. Globalement, 200 000 habitations dépassent 200 Bq.m⁻³ et 40 000 sont au-delà de 400 Bq.m⁻³. Le nombre de personnes concernées fait donc du radon un problème de santé publique potentiellement considérable.

Les effets éventuels de ces expositions résidentielles ont fait l'objet de nombreuses études dont certaines sont positives.

Les études cas-témoins consistent à comparer l'exposition au radon dans un groupe de cas de cancer broncho-pulmonaire, et dans un groupe de témoins appariés indemnes. Ces démonstrations sont difficiles car le risque relatif recherché est très faible (# 1,2 ?), inférieur à celui du tabagisme passif (# 1,5) et a fortiori actif (# 15). Sur 11 études conduites entre 1988 et 1998, portant au total sur plus de 5000 cas, 3 montrent un risque significatif, les 8 autres étant négatives [1].

Les études de corrélation géographique consistent à rechercher s'il y a une différence significative du nombre de cancers du poumon entre deux régions où la

moyenne d'exposition au radon est très différente. Du fait de nombreux biais méthodologiques (exposition, tabagisme), elles donnent des résultats très discordants... selon certaines le radon protège même du cancer du poumon !

On a tenté d'estimer les doses délivrées par le radon avec une modélisation dosimétrique, en calculant la dose délivrée aux cellules de l'épithélium bronchique et alvéolaire. C'est une approche largement hypothétique qui utilise de nombreux paramètres difficiles à estimer.

En définitive, les risques de l'exposition résidentielle au radon sont évalués en extrapolant la relation dose-effet obtenue pour les mineurs d'uranium. On en déduit que le radon « résidentiel » serait responsable de 1 000 à 2 000 morts par an chez les fumeurs, et de quelques centaines chez les non-fumeurs.

Le radon présente-t-il vraiment un tel risque pour la population ?

Le radon en questions

De nombreuses questions concernant le risque du radon n'ont pas reçu de réponse satisfaisante.

Quelle est la validité d'une estimation indirecte de l'exposition au radon, fondée sur le produit de la concentration du radon en un seul lieu, moyennée sur une longue période (voire estimée par une moyenne régionale), par le temps estimé de séjour dans l'endroit considéré ? Une mesure directe par dosimétrie personnelle a-t-elle été systématiquement mise en œuvre pour valider cette estimation indirecte ?

Les mineurs sont exposés à d'autres risques que ceux du radon, risques difficiles à évaluer et à prendre en compte et par conséquent le plus souvent négligés dans les études épidémiologiques. Il s'agit de l'exposition à d'autres rayonnements ionisants que ceux provenant du radon, et de l'exposition à des poussières qui multiplie par environ 2,8 (Intervalle de confiance à 95 % : 1,6 – 5,0) le risque de cancer du poumon [2]. Peut-on ne pas en tenir compte comme le font la quasi-totalité des études ?

Les mineurs sont très souvent des fumeurs importants [3], et le tabagisme représente un risque de cancer du poumon 10 fois plus élevé que celui du seul radon. Peut-on se passer d'une quantification du tabagisme en expliquant qu'il n'est sûrement pas différent dans la population générale et chez les mineurs ? Dans les rares études où le tabagisme a été pris en compte, tous les pneumologues sont-ils d'accord avec la simple stratification ex-fumeur / fumeur actif / fumeur passif / non-fumeur sans évaluation quantitative du tabagisme (en paquets x années par exemple) ?

Le débit ventilatoire des mineurs d'uranium qui font un travail de force n'est pas comparable à celui d'une personne au repos. Est-il logique de postuler qu'il est inférieur ?

Mais les outils statistiques utilisés doivent également être questionnés.

On doit tout d'abord se demander si les mineurs et la population sont comparables au point de pouvoir extrapoler l'évaluation du risque lié au radon de l'un à l'autre.

Quand, pour estimer le risque du radon aux faibles expositions, on postule une relation linéaire sans seuil ajustant les données à forte exposition, on trouve évidemment une droite passant par l'origine et un intervalle de confiance sur sa pente. Est-ce bien une preuve que la relation entre l'exposition et le risque est effectivement linéaire ?

Pour estimer le risque d'une exposition, deux méthodes sont possibles. La première, inappropriée, utilise un ajustement des données disponibles par une droite passant par l'origine et l'intervalle de confiance calculé sur sa pente. La seconde permet, pour une exposition donnée, un calcul rigoureux de l'intervalle de confiance du risque, ce qui permet de déterminer à partir de quelle exposition le risque est réellement significatif. Pourquoi les publications utilisent-elles la première méthode plutôt que la seconde ?

Quand une étude est négative avec des intervalles de confiance à 95 %, jusqu'à quelle valeur est-il licite de diminuer ce seuil pour la rendre positive ? Que signifie scientifiquement « l'étude n'est pas signifi-

cative, mais il y a une tendance » ? Doit-on alors parler d'« étude tendancieuse » ou bien d'« interprétation tendancieuse » ?

Quelle est la valeur de l'estimation de l'exposition de la population française au radon [4], avec un suréchantillonnage de l'habitat individuel (80 % des mesures) et un biais en faveur des mesures faites au rez-de-chaussée (74 % des mesures) ?

Dans certains départements exposés, le nombre de cancers attribués au radon, calculé avec le coefficient « moyen » de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), dépasse le nombre total de cancers observés. Peut-on soupçonner une surestimation du risque ?

Pourquoi la plupart des études recherchant un effet du radon en exposition résidentielle sont-elles négatives, en particulier chez les non-fumeurs [5] ?

En conclusion, le risque du radon serait-il surestimé ? Mal estimé ?

Références

- [1] Société Française de Santé Publique. Exposition au radon dans les habitations : évaluation et gestion du risque. Collection santé et société n°8. Avril 2000.
- [2] Chen W, Chen J. Nested case-control study of lung cancer in four Chinese tin mines. *Occup Environ Med* 2002 Feb; 59(2):113-8
- [3] Kreuzer M, Brachner A, Lehmann F, Martignoni K, Wichmann HE, Grosche B. Characteristics of the German uranium miners cohort study. *Health Phys* 2002 Jul; 83(1):26-34.
- [4] Campagne nationale de mesure de l'exposition domestique au radon IPSN-DGS. Note technique SEGR/LEADS-2000/14.
- [5] Neuberger JS, Gesell TF. Residential radon exposure and lung cancer: risk in nonsmokers. *Health Phys* 2002 Jul; 83(1):1-18.

Estimation du risque associé à l'exposition au radon

par **H.-Erich Wichmann**, professeur au **GSF National Research Center for Environment and Health, Institute of Epidemiology - Neuberger University of Munich, Chaire d'épidémiologie**

Parmi les facteurs de risque environnementaux, et par comparaison avec les cancérogènes chimiques, le radon et ses descendants constituent de loin la principale contribution au risque de cancer du poumon.

L'analyse de l'ensemble des études épidémiologiques met en évidence un lien significatif entre l'exposition dans les habitations et le risque de cancer du poumon pour les résidents. Les études récentes qui viennent d'être conduites en République Fédérale d'Allemagne viennent confirmer cette analyse.

Les estimations quantitatives du risque de cancer du poumon attribuable à l'exposition domestique au radon s'appuient aujourd'hui encore sur les extrapolations à partir des études qui portent sur des mineurs exposés professionnellement. L'analyse la plus complète porte sur un ensemble de 11 cohortes ([i], [ii] et repris dans [iii]), provenant pour la plupart des mines d'uranium. Elle met en valeur une relation entre le risque de cancer du poumon et l'exposition cumulée au radon. En première approximation cette relation est linéaire.

De surcroît, l'étude montre qu'une exposition prolongée à des faibles niveaux de concentration est plus dangereuse qu'une exposition brève à forte concentration¹. Elle suggère aussi que le risque relatif du radon est plus fort pour les non-fumeurs que pour les fumeurs, ceci d'un facteur

deux environ². Ainsi une analyse faite aux Etats-Unis ([ii], [iii]) estime que la fraction étiologique (fraction des cancers attribuables au radon) du radon pour le cancer du poumon est de 11 à 13 % pour ceux qui résident en habitat individuel, de 9 % pour l'ensemble des habitats, et de 10 à 12 % pour les fumeurs, de 28 à 31 % pour les non-fumeurs³.

Cette méthode a été appliquée à l'estimation du risque en Allemagne. Pour la partie Ouest de l'Allemagne⁴, la fraction étiologique a été estimée à 7 % environ [iv], à comparer à une fraction estimée à 2 % pour les substances chimiques anthropogènes. L'intervalle de confiance à 95 % est de 2 % à 29 %. La fraction étiologique serait de 4 à 7 % pour les fumeurs, mais de 14 % à 22 % pour les non-fumeurs.

Contrairement aux études épidémiologiques qui portent sur les mineurs, les études analytiques qui portent sur les expositions domestiques (cas-témoins) ne sont pas encore utilisées directement pour quantifier le risque.

Les simulations montrent en effet qu'une étude cas-témoins, avec des hypothèses quant à l'exposition au radon, devrait comprendre plusieurs milliers de cas pour qu'elle soit suffisamment informative pour permettre une évaluation quantifiée précise.

1. Cet effet est parfois appelé « effet inverse du débit de dose » car on suppose souvent dans d'autres domaines et pour d'autres rayonnements que des expositions fortes reçues dans un temps bref ont plus d'effet que des expositions plus faibles et plus étalées dans le temps.

2. Il s'agit ici du risque relatif. Le risque de base pour les fumeurs étant environ deux fois supérieur à celui des non-fumeurs, en valeur absolue le risque radon est plus élevé chez les non-fumeurs.

3. Pour une concentration moyenne dans les habitations des Etats-Unis d'environ 46 Bq/m³.

4. Pour une concentration moyenne dans les habitations d'environ 49 Bq/m³.

Un grand nombre d'études ont été réalisées anciennement, mais les effectifs pris en compte ou les niveaux d'exposition étaient insuffisants et elles n'avaient pas conduit à mettre en évidence un lien. En revanche, depuis le milieu des années 90, des études plus puissantes ont été effectuées et achevées en Finlande, en Suède et en Angleterre. Elles ont fourni des résultats convaincants (cf. bilan dans [v]).

En Allemagne deux ensembles d'études de ce type ont été achevés, l'un sur des Länder de l'Ouest [vi], l'autre sur des Länder de l'Est [vii, viii].

Les résultats concernant l'ensemble de la zone Ouest ne montrent pas de relation, quelles que soient les méthodes de quantification retenues. Mais, si l'on limite l'analyse aux secteurs à plus forte concentration, le risque relatif par rapport à la catégorie de référence 0-50 Bq/m³ passe à 1,6 pour une exposition entre 50 et 80 Bq/m³, à 1,9 pour une exposition entre 60 et 140 Bq/m³, et à 1,9 encore pour une exposition au-dessus de 140 Bq/m³. Les deux premiers risques sont statistiquement significatifs, le dernier est à la limite de la significativité.

L'analyse de l'étude de la zone Est, zone où les valeurs moyennes des concentrations domestiques sont supérieures à celles de l'Ouest, montre que le risque relatif augmente quand l'exposition augmente, tant pour la zone prise dans son ensemble que sur les parties à forte et très forte concentrations. Sur l'ensemble de la zone Est, pour les expositions dans l'habitat actuel, le risque relatif par rapport à la catégorie de référence 0-50 Bq/m³ passe à 1,37 pour les expositions dépassant 140 Bq/m³, valeur à la limite de la significativité. Dans les parties de la zone Est à forte ou très forte concentration de radon, le risque relatif par rapport à la catégorie de référence 0-50 Bq/m³ passe à 1,62 pour une exposition supérieure à 140 Bq/m³, de façon significative.

Les résultats de la zone Est et ceux des régions à forte concentration de l'Ouest sont bien compatibles avec la plus importante des études réalisées en Suède [ix], avec le résultat de la méta-analyse de 8 études publiées [x], et avec les valeurs

que l'on déduit des modèles de risque extrapolés des analyses réalisées sur les cohortes de mineurs exposés.

Par rapport au tableau cohérent des études analytiques (cohortes de mineurs, cas-témoins pour la population générale), deux points font l'objet de controverses.

En premier lieu, il existe des travaux sur des effets autres que le cancer du poumon pour une exposition au radon et à ses descendants. La pathologie la plus visée est la leucémie, pour laquelle un lien est retrouvé dans des études de type corrélation géographique [xi]. Dans les études réalisées sur les mineurs, les données sont insuffisantes et les liens faibles. Une nouvelle étude s'appuie sur une base de données plus large. Elle conduit à mettre en évidence que le radon atmosphérique ne constitue pas un facteur notable de mortalité par cancer - à l'exception du cancer du poumon.

En second lieu, les études écologiques (dites aussi de corrélation géographique car il s'agit de corrélérer des taux moyens et des concentrations moyennes sur un jeu de plusieurs unités géographiques) font ressortir des corrélations statistiquement significatives, positives comme négatives, entre les taux des cancers du poumon et les expositions domestiques au radon. Pour cause de limites méthodologiques, il est préférable de ne pas analyser plus en profondeur ces résultats. Les études de corrélation géographique qui n'aboutissent pas à une corrélation positive ne peuvent en aucun cas suffire à postuler l'existence d'une corrélation. Parallèlement, l'existence d'une corrélation positive mise en avant sur la base d'une étude écologique reste insuffisante pour conclure à l'existence d'un lien (cf. le lien radon leucémie). Ces problèmes d'interprétation des résultats ont conduit l'OMS à recommander de ne plus conduire ce type d'étude.

Parmi les études écologiques qui mettent en évidence une « corrélation inverse », (décroissance des taux de cancer du poumon quand les valeurs en radon augmentent), une des plus connues, des plus puissantes, et des plus souvent citées est celle du Dr B.L. Cohen [xii]. Le Dr Cohen a lancé un défi à qui pourrait mettre en évidence

les biais qui causent ce résultat. Le large usage fait de ces résultats méritait que le défi soit relevé.

Une correspondance scientifique a donc été engagée avec le Dr B.L. Cohen sur l'explication de la contradiction entre les résultats de son étude écologique et la prédiction d'un risque croissant avec l'exposition. Comme indiqué dans une première correspondance il n'est pas possible de résoudre la question en utilisant les données de l'étude écologique, parce qu'elles sont agrégées au niveau de l'unité géographique et que c'est justement de cette agrégation que peut provenir l'« illusion écologique ».

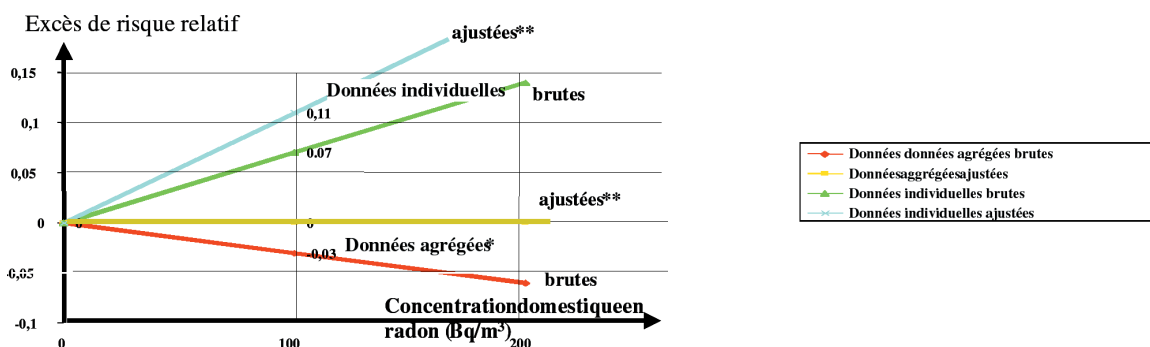
L'explication ne peut venir que de l'utilisation d'un jeu de données collectées au niveau des individus, que l'on peut ensuite agréger dans un but de simulation. Cette correspondance suggérait que le jeu de données de l'étude analytique de type cas-témoins réalisée par le Dr Pershagen en Suède en 1994 [ix], qui met en lumière une relation exposition/effet positive, pouvait être utilisé pour reconstruire une étude écologique au niveau des « counties » suédois en agrégeant les données à ce niveau géographique.

Nous avons convaincu le docteur Pershagen et son équipe de réaliser cette analyse et l'article correspondant a été publié dans l'American Journal of Epidemiology [xiii].

L'article et l'illustration ci-jointe montrent clairement que cette piste de travail était

la bonne. La pente significativement positive issue de l'étude basée sur les données individuelles devient négative quand on travaille sur les données agrégées (en perdant donc une partie de l'information). La simulation a recréé l'« illusion écologique ». Si l'on ajuste sur divers facteurs, le coefficient de risque obtenu à partir des données individuelles augmente tandis que la pente obtenue avec les données agrégées devient nulle. Ce travail démontre que les données agrégées ne peuvent pas être utilisées pour un facteur de risque faible (comparativement aux autres facteurs) comme le radon. En effet, la forte influence du tabac sur les cancers du poumon se conjugue à l'importance des différences entre individus en ce qui concerne le tabagisme, de sorte que la source de biais ne peut être maîtrisée même à une échelle géographique faible comme le « county ».

Les lacunes des études écologiques sont connues des épidémiologistes qui parlent à leur sujet d'« illusion écologique » (ecological fallacy) et la position de l'OMS a déjà été citée. Cet exemple, fondé sur des données réelles concernant le radon, montre que cette prévention méthodologique est justifiée. Il montre aussi que la contradiction que l'on a pu évoquer entre les approches épidémiologiques analytiques classiques qui mettent en évidence le lien entre radon et cancer du poumon et certaines des études de corrélation géographique relève bien de l'« illusion écologique ».



* Données agrégées au niveau du Comté

** Ajustement sur tabagisme, profession, urbanisation

L'illusion écologique mise en valeur à partir des données de l'étude nationale suédoise. ([xiii])

Références de l'article

- i Lubin JH, Boice JD, Edling C, Hornung RW, Howe G, Kunz E, Kusiak RA, Morrisson H, Radfort EP, Samet JM, Tirmarche M, Woodward A, Yao SX, Pierce DA : radon and Lung Cancer Risk: A joint Analysis of 11 underground studies (N1H Publication No 94-3644) (1994).
- ii Lubin JH, Tomasek, Edling C, Hornung RW, Howe G, Kunz E, Kusiak RA, Morrisson H, Radfort EP, Samet JM, Tirmarche M, Woodward A, Yao SX, Pierce DA : Estimating lung cancer mortality from residential radon using data from low exposure of miners. *Radiation Research* (1997) 147;126-134.
- iii NRC (National Research Council, Committee on Biological Effects of Ionizing Radiation): Health effects of exposure to radon (BEIR VI report) National Academy Press, Washington 1999.
- iv Steindorf K, Lubin J, Wichmann HE, Becher H: Lung cancer deaths attributable to radon exposure in Western Germany. *Int J Epidemiol* 1995; 24:485-492.
- v SSK Epidemiologische Untersuchungen zum Lungenkrebsrisiko nach Exposition gegenüber Radon. Bonn Octobre 2000.
- vi Kreienbrock L, Kreuzer M, Gerken M, Dingerkus G, Wellmann J, Keller G, Wichmann HE: Case-control – study on lung cancer and residential radon in West Germany. *American Journal of Epidemiology in West Germany* (2001) 153:42-52.
- vii Wichmann HE, Gerken M, Wellmann J, Kreuzer M, Kreienbrock L, Kreienbrock L, Keller G, Woelke G, Heinrich J: Lungenkrebsrisiko durch radon in der Bundesrepublik Deutschland (ost) – eco-med Landsberg/Lech (1999).
- viii Kreuzer M, Heinrich J, Wölke G, Schaffratz-Rosario A, Gerken M, Wellmann J, Keller G, Kreienbrock L, Wichmann HE: Residential radon and risk of lung cancer in Eastern Germany. *Epidemiology* 2003 in press.
- ix Pershagen G, Akerblom G, Axelson O et al. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *NEJM* 1994; 330:159-164
- x Lubin J. H., J.D. Boice Jr. Lung cancer risk from residential radon. Meta analysis of eight epidemiological studies. *J. Natl Cancer Inst* (1997) 89:807-17
- xi Laurier D, Valenty M, Tirmarche M. Radon exposure and the risk of leukemia: a review of epidemiological studies. *Health Phys* 2001; 81(3):272-288.
- xii Cohen B.L. : Relation ship between exposure to radon and variuos types of cancer. *Health Physics*, 65:529-537 (1993).
- xiii Lagarde F, Pershagen G: Parallel analyses of individual and ecologic data on residential radon, cofactors and lung cancer in Sweden. *Am J. Epidemiol* 1999; 149(3):268-274.

Évaluation du risque de cancer lié à l'inhalation de radon

par Margot Tirmarche, chef du laboratoire d'épidémiologie et d'analyse du détrimement sanitaire et Dominique Laurier, Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN)

Contexte

Le radon pénètre dans l'organisme avec l'air inhalé, et plus rarement avec l'eau de boisson. Après inhalation, le radon, gaz de faible affinité avec les tissus biologiques, est ré-exhalé. En revanche, ses descendants particulaires, fixés ou non sur les aérosols atmosphériques, se déposent le long des voies respiratoires selon leur granulométrie. La plupart des descendants ont une action limitée aux tissus proches du site de dépôt, les cellules cibles étant les cellules de l'épithélium bronchique. Le risque de cancer à étudier de façon prioritaire est donc le risque de cancer du poumon. Or ce cancer peut être induit par des facteurs multiples, notamment le tabagisme. Les études épidémiologiques ont pour but d'établir la part du risque de ce cancer attribuable au radon domestique, part relativement faible comparativement à l'inhalation de la fumée de cigarette.

L'analyse du risque sanitaire lié au radon est complexe car l'exposition cumulée sur la durée de vie est la résultante d'une activité volumique variable et de la durée de séjour dans une atmosphère donnée. Une exposition pendant une longue durée à de faibles valeurs d'activité volumique apporte-t-elle le même risque qu'une exposition cumulée équivalente à une activité volumique plus élevée sur une durée d'exposition plus courte ? Cette question est au cœur du débat sur l'évaluation du risque aux faibles doses. Les résultats issus des études sur les mineurs d'uranium ont été souvent critiqués quant à leur utilisation pour déterminer l'ordre de grandeur du risque pour les expositions observées dans l'habitat. Les études menées durant les dix dernières années permettent de mieux cerner le risque pour des niveaux d'exposition dans l'habitat de l'ordre de 500 Bq.m⁻³, que ce soient des résultats provenant du

suivi de mineurs faiblement exposés ou d'études menées en population générale.

Parallèlement aux études épidémiologiques, plusieurs études expérimentales ont été menées en France dans le domaine des faibles expositions au radon. Les études animales confirment l'augmentation de risque de cancer du poumon pour des expositions inférieures à 100 unités d'exposition (WLM¹) Une synthèse est actuellement en cours dans le cadre d'un programme européen coordonné par le laboratoire d'épidémiologie de l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN). Elle décrira les différentes étapes de la cancérogenèse mises en jeu lors de cette exposition chronique au niveau de l'épithélium bronchique en regroupant l'ensemble des données provenant du suivi des mineurs d'uranium et des études expérimentales.

Différentes approches épidémiologiques possibles, mais leur capacité de réponse au problème posé est variable

Etudes géographiques descriptives

La démarche la plus simple et la plus intuitive est celle d'une comparaison des taux de cancer dans les régions à forte et à faible exposition au radon. Les données

1. Le WLM (Working Level Month) est une unité de mesure de l'activité volumique du radon propre au milieu professionnel minier. 1 WLM correspond à une exposition pendant 170 heures dans une atmosphère où la concentration en énergie α potentielle des descendants du radon est de 1 WL (1 WL est équivalent à $1,3 \cdot 10^5$ MeV par litre d'air).

1 WLM correspond à peu près à une exposition domestique pendant un an dans une atmosphère intérieure où l'activité volumique du radon s'élève à 230 Bq.m⁻³.

utilisables en France sont par exemple celles disponibles au niveau des départements : d'une part la moyenne des mesures d'activité volumique du radon, d'autre part le taux moyen de décès par cancer du poumon.

L'utilisation de ces valeurs est discutable car les personnes décédant dans une région, et donc à la base du calcul du taux annuel, n'ont pas forcément vécu très longtemps dans cette région. Or le cancer bronchique lié à une exposition donnée ne s'exprime qu'après un temps de latence important (de 10 à 20 ans). La principale critique relative à ces études est celle d'une mauvaise prise en compte de la contribution du tabac. Il a été observé qu'une consommation tabagique élevée multiplie le risque de cancer du poumon par un facteur 5 à 10 alors que, dans les régions où l'activité volumique du radon dans les habitations est supérieure à 200 ou 400 Bq.m⁻³, le risque peut être multiplié par un facteur 1,2 à 1,5. De plus, l'âge au début du tabagisme est un facteur important qui ne peut pas être pris en compte dans une étude géographique. Un groupe d'experts de l'OMS a depuis longtemps préconisé de ne pas recourir à ce type d'étude dans le cas du radon domestique à cause des faiblesses inhérentes à ce type de démarche.

Etudes analytiques visant l'estimation du risque en tenant compte de l'exposition précise de chaque individu faisant partie de l'étude

Les études analytiques présentent l'avantage de consigner toutes les informations dosimétriques et sanitaires individuelles et de permettre une meilleure prise en compte des différents facteurs pouvant interagir avec le facteur radon. Le but de ces études est de vérifier une hypothèse formulée au moment de la conception de l'étude. Dans le cas présent, l'hypothèse est l'augmentation du risque de cancer du poumon en fonction de l'exposition cumulée au radon.

Deux types d'études sont possibles :

– les études de cohortes : elles sont surtout utilisées en milieu professionnel. Elles reposent sur un suivi de chaque individu

faisant partie de la cohorte, depuis la date de sa première exposition jusqu'à la date de fin de suivi (date de décès, date de perte de vue ou date de fin d'étude) ; son état sanitaire est enregistré systématiquement, parallèlement à son exposition annuelle. Onze cohortes de mineurs ont permis d'étudier le risque de cancer du poumon lié au radon [BEIR VI 1999] ;

– les études cas-témoins : elles comparent l'exposition cumulée dans un groupe de « malades » à celle d'un groupe de personnes exemptes de cette maladie. Si une relation existe entre une maladie donnée et une exposition, le niveau de cette exposition doit être plus élevé dans le groupe de personnes atteintes de cette maladie. Pour chaque personne, cas ou témoin, le recueil de l'information se fait de façon rétrospective, le plus souvent en lui demandant de répondre à un questionnaire ; l'évaluation de l'exposition est donc tributaire de la mémoire des individus interrogés. Ces études ont été mises en place, une fois connus les premiers résultats des études sur les mineurs, afin de vérifier sur le terrain si les résultats obtenus en milieu minier sont transposables à l'habitat et donc à la population générale. Elles visent la prise en compte de co-facteurs, comme le tabagisme actif ou passif, mal étudiés pour les cohortes de mineurs ou l'estimation directe du risque pour les populations féminines. Plusieurs de ces études ont été menées à l'échelle européenne, en respectant un même protocole : l'activité volumique du radon a été mesurée dans l'ensemble des maisons occupées durant les 30 années précédant le diagnostic d'un cancer du poumon.

Résultats observés

Etudes des mineurs

Dans l'étude sur les mineurs français publiée en 1993 [Tirmarche 1993], un excès de décès par cancer du poumon a été observé, ainsi qu'une augmentation significative de ce risque avec l'exposition cumulée au radon. L'étude comprenait 45 décès par cancer du poumon. Toutefois, il était impossible, sur la base d'un si faible effectif, de tester tous les facteurs pouvant modifier la relation exposition-effet

Tableau 1 : Radon et cancer du poumon dans 11 cohortes de mineurs d'après [Lubin 1997]

Localisation	Type de mine	Effectif	Suivi moyen (année)	Personnes -années	Exposition moyenne (WLM)	Décès par cancer du poumon	Excès de risque relatif moyen (% / WLM)
Chine	Etain	13 649	10	135 357	277	936	0,16 [0,1 – 0,2]
Tchécoslovaquie	Uranium	4 284	25	103 652	199	656	0,34 [0,2 – 0,6]
Colorado	Uranium	3 347	25	75 032	807	327	0,42 [0,3 – 0,7]
Ontario	Uranium	21 346	18	319 701	31	282	0,89 [0,5 – 1,5]
Terre Neuve	Fluorine	1 751	23	35 029	367	112	0,76 [0,4 – 1,3]
Suède	Fer	1 294	26	32 452	81	79	0,95 [0,1 – 4,1]
Nouveau Mexique	Uranium	3 457	17	46 797	110	68	1,72 [0,6 – 6,7]
Beaverlodge (CA)	Uranium	6 895	14	68 040	17	56	2,21 [0,9 – 5,6]
Port Radium (CA)	Uranium	1420	25	31 454	243	39	0,19 [0,1 – 0,6]
Radium Hill (AU)	Uranium	1457	22	25 549	8	32	5,06 [1,0 - 12,2]
France	Uranium	1 769	25	39 487	69	45	0,36 [0,0 – 1,3]
Total		60 570	17	908 983	162	2 620	0,49 [0,2 – 1,0]

* Intervalle de confiance de 95 %

(tableau 1). La participation à une analyse conjointe de 11 cohortes de mineurs, coordonnée par le National Cancer Institute aux USA. [Lubin 1994], a permis d'établir une estimation de risque plus précise. Cette analyse conjointe, fondée sur 2 620 décès par cancer du poumon, a confirmé l'existence d'une relation linéaire entre risque et exposition ; l'excès de risque relatif² obtenu est de 0,49 % par unité d'exposition (WLM) avec un intervalle de confiance à 95 % se situant entre 0,2 % et 1 % (tableau 1). Cet excès de risque diminue en fonction de l'âge atteint et du temps écoulé depuis la fin de l'exposition. Ainsi, il apparaît que le risque associé à une exposition reçue il y a plus de 30 ans est quasiment nul.

Le suivi de la cohorte des mineurs d'uranium français continue. Une nouvelle analyse a été effectuée sur une cohorte élargie incluant plus de 5 000 mineurs, suivie jusqu'à fin 1994. Les résultats confirment l'augmentation du risque de cancer du poumon, pour une exposition moyenne de la cohorte égale à 37 WLM. L'excès de risque relatif estimé est de 0,8 % par WLM. L'analyse de ces résultats est actuellement discutée dans le cadre d'un programme européen coordonné par le laboratoire d'épidémiologie de l'IRSN qui vise à réali-

ser une analyse sur plus de 10 000 mineurs tchèques, français et allemands, ces mineurs ayant tous eu un suivi dosimétrique individuel de qualité. Dans le même programme sera également analysé l'ensemble des données d'expérimentations animales en rapport avec le radon. La synthèse de ces résultats permettra de discuter le modèle de cancérogenèse sous-jacent et de réunir un maximum d'informations sur les effets associés à de faibles expositions chroniques.

Etudes du risque de cancer du poumon dans la population générale après inhalation de radon dans les habitations

Pour quantifier le risque de cancer du poumon dans la population générale, la réalisation d'études épidémiologiques sur le terrain est nécessaire. Un effort de collaboration internationale, soutenu par l'Union européenne, a permis la mise en place de vastes études cas-témoins réunissant plusieurs milliers de cas et de témoins, afin d'obtenir une puissance statistique suffisante pour une estimation précise du risque. Une étude française a été réalisée dans ce cadre de collaboration, parallèlement à des études menées en Allemagne, Belgique, Luxembourg, Grande-Bretagne. L'analyse de l'étude française porte sur environ 600 cas (malades atteints d'un cancer du poumon) et 1 200 témoins. A l'échelle européenne, l'analyse conjointe regroupe plusieurs milliers de cas appariés avec leurs témoins. Les résultats de ces

2. Excès de risque relatif = part de risque ajoutée par rapport à celui de même nature encouru par un individu non exposé ; un excès de risque relatif de 100 % signifie que le risque est doublé.

analyses sont actuellement soumis à publication dans un journal international. L'étude française confirme que la relation exposition-risque peut être représentée par une droite dont la pente est positive, proche de celle « prédite » à partir des données des études sur les mineurs français.

Synthèse des études publiées

Le bilan qui suit est fondé sur des études publiées récemment en Europe, ainsi que sur les principales études réalisées au Canada et aux USA. Le tableau 2 résume ces études ainsi que leurs résultats. Il montre que, pour un sujet environnemental comme le radon domestique, un effort épidémiologique remarquable a été fait au niveau international.

Plusieurs études ont le mérite d'avoir étudié le risque chez les femmes, et certaines l'ont étudié chez les non-fumeurs. Globalement la grande majorité de ces études conclut à un risque relatif supérieur à 1 pour une augmentation d'exposition de 100 Bq.m⁻³ ; les études suédoises

[Pershagen 1994], une étude américaine [Alavanja 1999] et une étude chinoise [Wang 2002] montrent une augmentation statistiquement significative du risque de cancer du poumon en fonction de l'exposition domestique au radon (tableau 2). Toutes ces études ont étudié le risque de cancer du poumon en mesurant les concentrations du radon dans l'habitat sur 15 voire 30 ans. Dans certaines régions, notamment en Europe, cette durée nécessite la mesure du radon dans 2 maisons en moyenne ; au Canada, du fait de changements de résidence plus fréquents, une période de 30 ans conduit à mesurer le radon dans au moins 5 maisons. Or les maisons ne sont pas forcément faciles à retrouver et des travaux ont pu être entrepris depuis, d'où des imprécisions qui peuvent altérer la capacité de mettre en évidence un risque [Letourneau 1994]. L'étude menée dans la partie ouest de l'Allemagne [Kreienbrock 2001], bien que très vaste, montre une absence d'augmentation du risque sauf si l'on considère des zones géographiques à forte émanation de radon (tableau 2) ; cette étude inclut un

Tableau 2 : radon et cancer du poumon : bilan des études cas-témoins publiés.

Auteur	Année	Pays	Population	Effectifs	Mesure de l'exposition	Risque Relatif ^(a)	Intervalle de confiance à 95%
Schoenberg	1990	USA (New Jersey)	femmes	480 cas, 442 témoins	1 an	1,49	0,89-1,89
Blot	1990	Chine	femmes	308 cas, 356 témoins	1 an	0,95	Non défini-1,08
Pershagen	1992	Suède	femmes	201 cas, 378 témoins	1 an	1,16	0,89-1,92
Pershagen	1994	Suède	-	1281 cas, 2576 témoins	3 mois	1,10	1,01-1,22
Lagarde	1997	-	-	-	-	1,17 ^(b)	1,03-1,37
Letourneau	1994	Canada	-	738 cas, 738 témoins	1 an	0,98	0,87-1,27
Alavanja	1994	USA (Missouri)	femmes, non fumeuses	538 cas, 1183 témoins	1 an	1,08	0,95-1,24
Auvinen	1996	Finlande	-	517 cas, 517 témoins	1 an	1,11	0,94-1,31
Ruosteenoja	1996	Finlande	hommes	164 cas, 331 témoins	2 mois	1,80	0,90-3,50
Darby	1998	Grande Bretagne	-	982 cas, 3185 témoins	6 mois	1,08	0,97-1,20
Alavanja	1999	USA (Missouri)	femmes	247 cas, 299 témoins	1 an	0,85 ^(d)	0,73-1,00
Field	2000	USA (Iowa)	femmes	372 cas, 471 témoins	1 an	1,63 ^(e)	1,07-2,93
Wichmann	2000	Allemagne (Est)	-	413 cas, 614 témoins	1 an	1,24	0,95-1,92
Wichmann	2000	Allemagne (Est)	-	1053 cas, 1667 témoins	1 an	1,04	0,96-1,12
Kreienbrock	2001	Allemagne (Ouest)	-	1449 cas, 2297 témoins	1 an	0,97 ^(f)	0,82-1,14
Pisa	2001	Italie	-	1449 cas, 2297 témoins	1 an	1,09 ^(g)	0,86-1,38
Pisa	2001	Italie	-	138 cas, 291 témoins	1 an	1,40	0,3-6,6
Lagarde	2001	Suède	non-fumeurs	436 cas, 1649 témoins	3 mois	1,10	0,96-1,38
Wang	2002	Chine	-	768 cas, 1659 témoins	1 an	1,19	1,05-1,47
Barros-Dios	2002	Espagne	-	159 cas, 237 témoins	90 jours min	-	-
Lagarde	2002	Suède	-	110 cas, 231 témoins	3 mois	1,33 ^(d)	0,88-3,0
Lagarde	2002	Suède	-	110 cas, 231 témoins	3 mois	1,75 ^(e)	0,96-5,30

(a) pour une exposition à 100 Bq/m³
 (b) après prise en compte des erreurs de mesure
 (c) après prise en compte des erreurs de mesure
 (d) analyse fondée sur des dosimètres traditionnels

(e) analyse fondée sur des mesures sur des objets en verre
 (f) ensemble de la région d'étude, période 5-15 années avant inclusion dans l'étude
 (g) régions à fort potentiel d'exhalation de radon, période 5-15 années avant inclusion dans l'étude

nombre très important de maisons à faible exposition et n'avait probablement pas la capacité de mettre en évidence un risque lié au radon.

La quasi-totalité de ces études repose sur une très bonne information du comportement tabagique des personnes concernées, et celles sur les non-fumeurs incluent des informations sur le tabagisme passif. L'excès de risque relatif indiqué dans le tableau 2 est à interpréter comme une augmentation liée au radon après standardisation sur le comportement tabagique.

Une méta-analyse³ des résultats de 8 études publiées entre 1990 et 1996 a été effectuée [Lubin 1997]. Elle porte sur un total de cas de 4 263 cancers du poumon et de 6 612 témoins et montre une augmentation des risques relatifs avec le niveau d'exposition. Pour une exposition à 150 Bq.m⁻³ pendant 25 ans, le risque relatif est estimé à 1,14 (intervalle de confiance 95 % = [1,01 - 1,30]). Cette estimation est très proche de celle obtenue par l'étude relative aux mineurs faiblement exposés [Lubin 1997]. Mais il faut noter une grande variabilité des estimations de risque d'une étude à l'autre. De plus, l'estimation est fortement tributaire d'une seule étude, celle de Pershagen et al. [Pershagen 1994].

A l'échelle européenne, une analyse conjointe portant sur près de 10 000 cas de cancer du poumon et un nombre équivalent de témoins est actuellement en cours de réalisation, sous la direction de l'université d'Oxford. Elle apporte une plus grande puissance statistique à l'estimation de la pente de la relation dose-effet. Cette analyse conjointe étudiera également les interactions entre radon et tabac : en effet, les résultats relatifs aux mineurs sont plutôt en faveur d'une action synergique, multiplicative des deux cancérigènes ; en d'autres termes, le fait d'inhaler la fumée de tabac et les descendants du radon produirait des effets plus qu'additifs.

3. Dans une analyse conjointe, toutes les données initiales sont analysées ensemble ; dans une méta-analyse, seuls les résultats sont considérés simultanément.

Risques autres que le cancer du poumon

Les études sur les mineurs d'uranium n'ont pas montré d'augmentation de risque en fonction de l'exposition cumulée au radon pour des cancers autres que le cancer du poumon [Darby 1995]. Depuis les années 1990, plusieurs auteurs ont estimé qu'une partie de l'irradiation due à l'inhalation de radon peut être délivrée au niveau de la moelle osseuse hématopoïétique. L'hypothèse a été émise que cette irradiation pourrait entraîner un risque accru de leucémie chez l'homme. Une telle association est supportée par les résultats de certaines études écologiques. Néanmoins, les études de cohortes sur les mineurs d'uranium ou les études cas-témoins qui ont été réalisées n'ont pas confirmé l'existence d'une relation entre l'exposition au radon et le risque de leucémie. Une revue critique de la littérature scientifique a été effectuée récemment par l'IRSN [Laurier 2001]. Elle conclut que l'ensemble des résultats épidémiologiques actuellement disponibles ne fournit pas de support à l'hypothèse d'une relation causale entre le risque de leucémie et l'exposition au radon.

Évaluation du risque de cancer du poumon

L'utilisation de la relation dose-effet observée chez les mineurs pour quantifier le risque de cancer du poumon, attribuable à une exposition domestique, nécessite certes des ajustements. Toutefois les résultats des études récentes donnent plus de crédit à cette estimation de risque : les observations sur le terrain vont dans le même sens que les résultats issus des études en milieu professionnel. Les ajustements font appel à trois types d'inférence statistique décrites dans la figure 1 :

a) l'extrapolation, qui consiste à considérer que le coefficient de risque ajusté au niveau de dose de 70 WLM (celui des mineurs) reste valable au niveau de dose rencontré dans l'habitat (l'exposition cumulée durant 20 ans à 230 Bq.m⁻³ correspond à 20 WLM) ;

b) la transposition, qui consiste à appliquer la relation dose-effet obtenue dans une population professionnelle (constituée

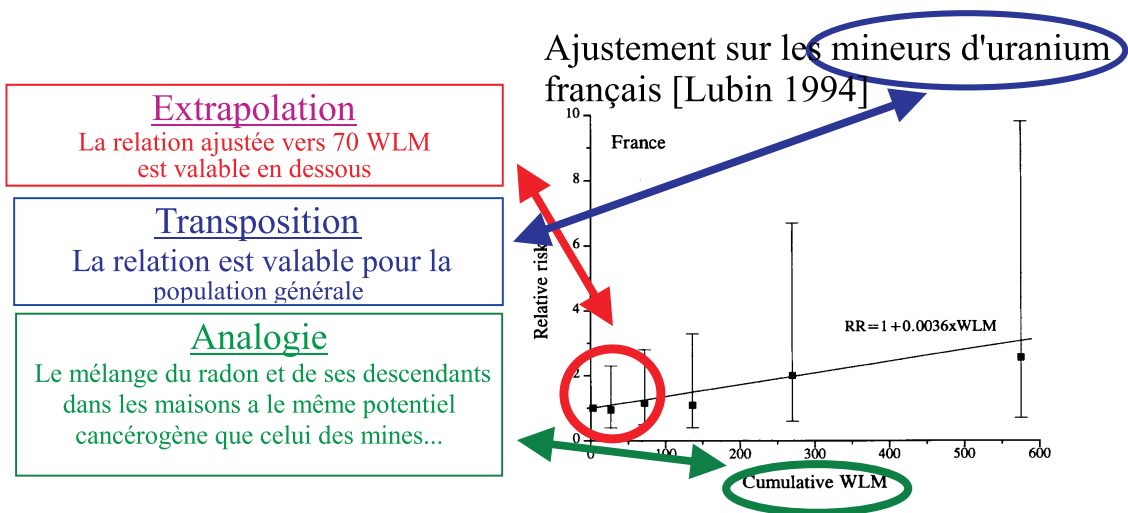


Figure 1 : Estimation du risque associé à l'exposition au radon domestique à partir des études sur les mineurs.

d'hommes) à une population générale (incluant des femmes et des enfants) ;

c) l'analogie, qui consiste à supposer que les mélanges de radon et des descendants retrouvés dans l'habitat possèdent le même potentiel cancérigène que le mélange gazeux présent dans les mines d'uranium.

Cette approche a été utilisée par les comités d'experts, notamment l'Académie des sciences américaine, pour calculer le nombre de cancers attribuables au radon domestique [BEIR VI 1999]. L'estimation du risque aux faibles expositions à partir des données relatives aux mineurs suppose l'utilisation de modèles et la prise en compte des interactions entre radon et tabac notamment.

La quantification du risque pour une exposition pendant l'enfance est difficile à réaliser car peu de données sont disponibles. Une seule étude sur les mineurs d'étain en Chine [Xuan 1993] a pu inclure un nombre non négligeable de jeunes exposés avant l'âge de 15 ans. Les auteurs concluent que l'exposition pendant l'enfance ne semble pas entraîner un risque de cancer du poumon plus élevé que celui observé pour un même niveau d'exposition à l'âge adulte.

Certaines études avaient suggéré que le risque associé à une exposition donnée était plus élevé quand celle-ci était étalée sur une longue période, ou quand le débit d'exposition était faible. Ce phénomène a été dénommé « effet de débit de dose inverse ». Mais les résultats récents obte-

nus pour les mineurs français, pour lesquels l'exposition annuelle est faible et étalée sur une longue période (12 ans), ne confirment pas cet effet. De plus, une étude internationale publiée en 1997 [Lubin 1997] et restreinte aux expositions cumulées inférieures à 100 WLM ne fait plus apparaître d'effet de débit de dose inverse, quand on se limite aux mineurs ayant des expositions étalées sur des périodes relativement longues. Les études récentes sur des groupes d'animaux faiblement exposés confirment également ces résultats [Monchaux 2002].

Le risque pour les non-fumeurs est plus difficile à préciser, car, dans les cohortes de mineurs, le nombre de non-fumeurs est faible et, dans les études cas-témoins, il correspond à 5 à 10 % des cas de cancer du poumon étudiés.

Plus on s'éloigne des conditions de l'exposition des mineurs (concentrations ou expositions cumulées dans le temps, sexe, âge, habitudes tabagiques), plus la prédiction est incertaine. Pour les populations faiblement exposées, le risque est estimé en retenant l'hypothèse qu'il est proportionnel à l'exposition.

Pour les habitants de logements où l'activité volumique du radon se situe au-dessus de 1 000 Bq.m⁻³, l'exposition sur une vie entière dépasse l'exposition cumulée de la majorité des mineurs français durant leur vie professionnelle. Entre 1 000 et 400 Bq.m⁻³, l'exposition cumulée par les habitants est voisine de celle de ces mineurs. Entre 400 et 150 Bq.m⁻³, la « dis-

tance » avec l'exposition des mineurs est plus grande, mais certaines études de terrain soulèvent la question de l'existence d'un risque à ces niveaux d'exposition. En dessous de 150 Bq.m⁻³, aucun excès de risque n'a pu être mis en évidence.

L'excès de risque relatif de décès par cancer du poumon est ainsi estimé à 0,25 % par an, pour 100 Bq.m⁻³ d'exposition au radon domestique (estimation tirée de l'étude sur les mineurs français, confirmée par les études internationales⁴).

Calculé sur une durée de vie de 70 ans, le risque serait de l'ordre de :

- 35 % pour l'occupant d'un habitat où l'activité volumique du radon est 200 Bq.m⁻³ (risque multiplié par 1,35) ;
- 70 % pour l'occupant d'un habitat où l'activité volumique du radon est 400 Bq.m⁻³ (risque multiplié par 1,7) ;
- 175 % pour l'occupant d'un habitat où l'activité volumique du radon est 1 000 Bq.m⁻³ (risque multiplié par 2,75).

Ces estimations sont valables pour un temps d'exposition de 7 000 heures par an dans l'habitation, et l'excès de risque est comparé à celui d'une population fictive qui serait exposée à 0 Bq.m⁻³. Il s'agit d'un ordre de grandeur car ces estimations ne tiennent pas compte du temps écoulé depuis l'exposition qui joue probablement un rôle réducteur du risque [BEIR VI 1999 ; Rogel 2002].

Les évaluations de risque ont été réalisées pour différentes populations générales, en particulier en Grande-Bretagne, aux États-Unis et en France. Ces études permettent de fournir une fourchette du risque attribuable à l'exposition domestique au radon comprise entre 6,5 % et 19 % [Darby 2001 ; BEIR VI 1999 ; Pirard 2001]. Cette fourchette d'estimation du risque attribuable est en partie tributaire des variations d'exposition suivant les pays considérés et des consommations tabagiques retenues dans ces évaluations.

Lorsque le tabagisme est associé au radon, les effets feraient plus que s'additionner et

4. Dans un souci de simplification, l'excès de risque relatif dû à l'exposition moyenne de la population n'est pas pris en compte.

la probabilité de développer un cancer du poumon augmente notablement. Or l'excès de risque relatif de cancer du poumon est déjà au minimum de 900 % pour un fumeur d'un paquet de cigarettes par jour. Par comparaison, celui encouru par une personne vivant dans une maison où les concentrations de radon se situent entre 200 et 400 Bq.m⁻³ est proche de celui d'une personne vivant dans une atmosphère de tabagisme passif.

Références de l'article

Alavanja MC, Lubin JH, Mahaffey JA, Brownson RC. Residential radon exposure and risk of lung cancer in Missouri. *Am J Public Health* 1999; 89(7):1042-1048.

BEIR VI, National Research Council. Committee on Health Risks of Exposure to Radon. Board on Radiation Effects Research. Health effects of exposure to radon. Washington, D.C.: National Academy Press; BEIR VI report; 1999.

Darby SC, Whitley E, Howe GR, Hutchings SJ, Kusiak RA, Lubin JH, et al. Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies. *J Natl Cancer Inst* 1995; 87(5):378-384.

Darby S, Hill D, Doll R. Radon : a likely carcinogen at all exposures. *Annals of oncology* 2001; 12: 1341-1351, 2001.

Kreienbrock L, Kreuzer M, Gerken M, Dingerkus G, Wellmann J, Keller G, et al. Case-control study on lung cancer and residential radon in western Germany. *Am J Epidemiol* 2001; 153(1):42-52.

Laurier D, Valenty M, Tirmarche M. Radon exposure and the risk of leukemia: a review of epidemiological studies. *Health Phys* 2001; 81(3):272-288.

Letourneau EG, Krewski D, Choi NW, Goddard MJ, McGregor RG, Zielinski JM, et al. Case-control study of residential radon and lung cancer in Winnipeg, Manitoba, Canada. *Am J Epidemiol* 1994; 140(4):310-322.

Lubin J, Boice JD, Edling JC, Hornung RW, Howe GR, Kunz E, et al. Radon and lung cancer risk: a joint analysis of 11 underground miner studies. *National Institutes of Health (NCI)* 1994.

Lubin JH, Boice JD Jr. Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies. *J Nat Cancer Inst* 1997; 89:49-57.

Lubin JH, Tomasek L, Edling C, Hornung RW, Howe G, Kunz E, et al. Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat Res* 1997; 147(2):126-134.

Monchaux G, Morlier J.P. Influence of exposure rate on radon-induced lung cancer in rats. *J Radiol Prot* 2002;22:81-87.

Pershagen G, Akerblom G, Axelson O, Clavensjo B, Damber L, Desai G, et al. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *N Engl J Med* 1994;330 (3): 159-164.

Pirard Ph, Hubert Ph. Le radon en Bretagne : évaluation de l'exposition et du risque associé. Institut de Radioprotection

et de Sûreté Nucléaire Note technique DPHD/SEGR/00-79 – indice 1. Mai 2001.

Rogel A, Laurier D, Tirmarche M, Quesne B. Lung cancer risk in the French cohort of uranium miners. *J Radiol Prot* 2002; 22:101-106.

Tirmarche M, Raphalen A, Allin F, Chameaud J, Bredon P. Mortality of a cohort of French uranium miners exposed to relatively low radon concentrations. *Br J Cancer* 1993; 67(5):1090-1097.

Wang Z, Lubin JH, Wang L, Zhang S, Boice JD Jr, Cui H, et al. Residential radon and lung cancer risk in a high-exposure area of Gansu Province, China. *Am J Epidemiol* 2002; 155:554-564.

Xuan X.Z., Lubin J.H., Li J.H., Yang L.F., Luo A.S., Lan Y., et al. A Cohort Study in Southern China of Tin Miners Exposed to Radon and Radon Decay Products. *Health Phys.* 1993; 64 (2):120-131.

Les cartographies des zones exposées à l'exhalation du radon du sol

par Jean-Claude Baubron, directeur du Service géologique régional Lorraine et Didier Bonijoly, Service connaissances et diffusion de l'information géologique - BRGM

Introduction

Le radon est un gaz radioactif produit naturellement dans le sous-sol par désintégration du radium, provenant lui-même de la désintégration nucléaire de l'uranium. Le classement de cet élément chimique comme cancérigène par l'OMS en 1987 a conduit les pouvoirs publics à engager les travaux nécessaires à la protection des populations contre ce risque pour la santé humaine.

C'est ainsi que, dès les années 1980, l'Institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN) a commencé les premières mesures du radon dans les bâtiments tant publics que privés.

Depuis 1982, une couverture systématique est engagée et permet de restituer des potentialités de contamination

moyenne par département et par commune (cf. <http://www.irsn.org>). Cependant, comme pour tout document de planification des risques naturels, ces résultats sont à relativiser, essentiellement en raison de la faible densité des mesures. En effet, 12 641 mesures (au 01/01/2000) sont réparties irrégulièrement sur l'ensemble du territoire, ce qui signifie que, pour plus des 2/3 des communes, le risque est inconnu. De plus les extrapolations des mesures à l'échelle des départements ou des communes sont établies sans aucune relation avec la géologie du sous-sol alors que le risque résulte de trois facteurs qui sont :

- la capacité des formations géologiques à émettre du radon, capacité directement en relation avec la teneur en uranium de celles-ci ;
- la faculté du radon à traverser rapidement les formations géologiques en fonction de leur porosité, de leur perméabilité et de leur fracturation ;
- enfin, la possibilité d'accumulation du radon dans les locaux.

C'est pourquoi le BRGM a proposé, dès le milieu des années 90, l'intégration des données géologiques disponibles pour l'élaboration de cartographies de l'aléa destinées à compléter les outils mis à la disposition des responsables de l'action sanitaire pour leur permettre de mieux définir les plans d'échantillonnage des habitations dans lesquelles des mesures du radon seraient effectuées.

La présente contribution présente les différentes approches cartographiques proposées par le BRGM et leurs domaines d'application.

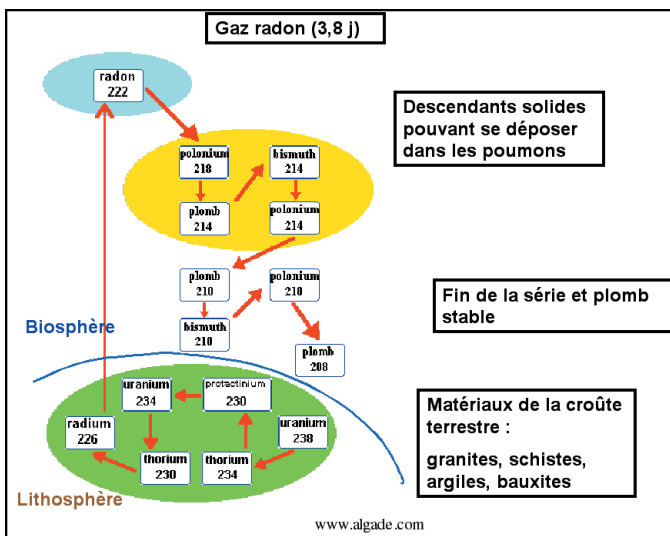


Fig. 1 : chaîne de désintégration de l'uranium 238 (d'après Algade, modifié)

Les cartes du potentiel d'exhalation du radon des roches

La méthodologie générale

Dans le cadre de sa mission de service public, le BRGM a mis en œuvre en partenariat avec le Ministère de l'équipement, le Ministère de la santé et l'IPSN, une méthodologie puis une cartographie prédictive du potentiel d'émanation en radon des roches (circulaire DGS n°2001/303 du 2 juillet 2001). Elle s'appuie d'une part sur les données disponibles concernant la composition géochimique des roches (teneurs en uranium), d'autre part sur la géologie du sol et du sous-sol, et enfin sur un contrôle à partir des mesures d'activité volumique en radon de l'IPSN.

Cette cartographie est réalisée pour plusieurs régions, pilotes de l'initiative, comme les Pays de la Loire, l'Aquitaine et la Corse.

La méthode repose sur une analyse combinatoire des paramètres suivants :

- teneurs en uranium des roches (source du radon) issues de la banque litho-géochimique ou de couvertures spectrométriques

- aéroportées (base de données et couvertures BRGM) ;

- distance aux failles et autres drains naturels susceptibles de véhiculer le radon vers la surface (analyse structurale). En fonction de la précision des informations, ce paramètre peut être pondéré si l'on maîtrise la capacité du champ de contrainte actuel à maintenir certaines familles de fractures ouvertes ;

- distance aux gisements et indices uranifères connus (banque des données du sous-sol) ;

- distance aux sources thermales ou thermo-minérales (banque de données BRGM). Les contextes structuraux de ces sources sont considérés en tant que drains susceptibles de transporter rapidement le radon vers la biosphère.

En fonction des données disponibles et du problème à traiter, cette analyse est effectuée à partir des informations issues de la carte géologique numérique à l'échelle adaptée au problème à traiter, ainsi que de la banque des données du sous-sol avec une restitution dont la maille élémentaire est fonction de la résolution minimum attendue.

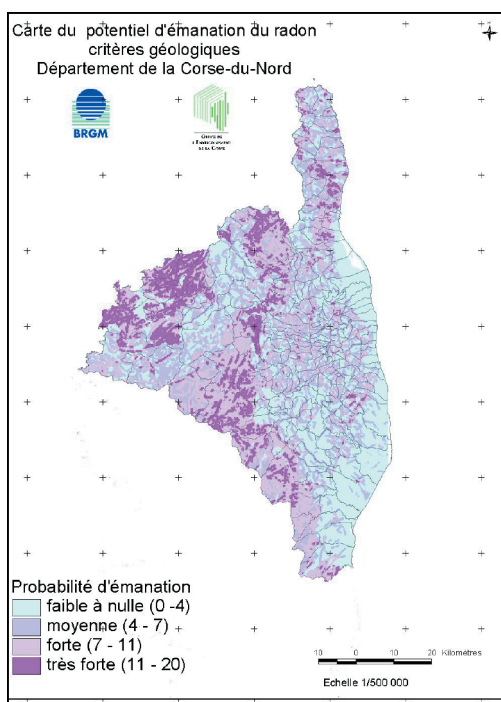


Fig. 2 : carte du potentiel d'émanation du radon fondée sur des critères géologiques. Département de Corse-du-Nord.

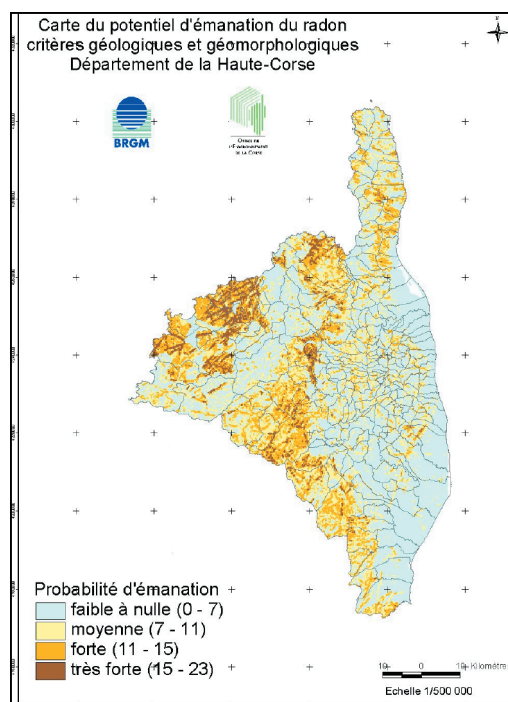


Fig. 3 : carte du potentiel d'émanation du radon fondée sur des critères géologiques et morphologiques. Département Haute-Corse.

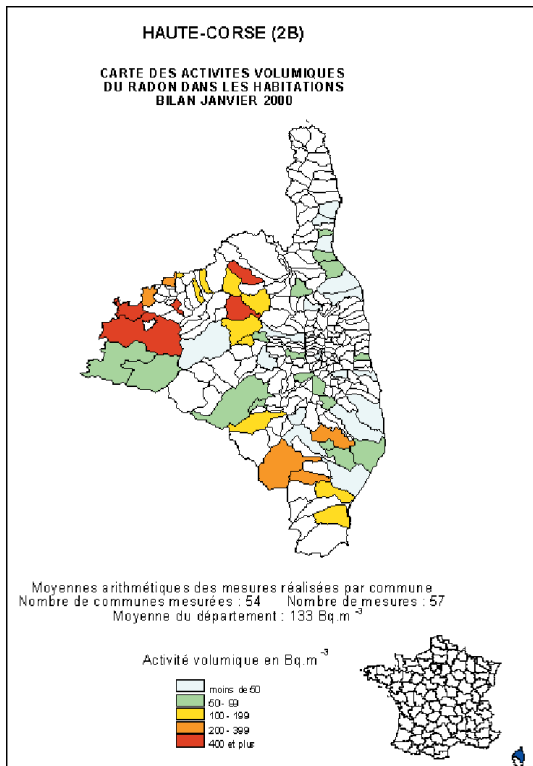


Fig. 4 : carte d'après la campagne nationale de mesure de l'exposition domestique au radon (IPSN-DGS).

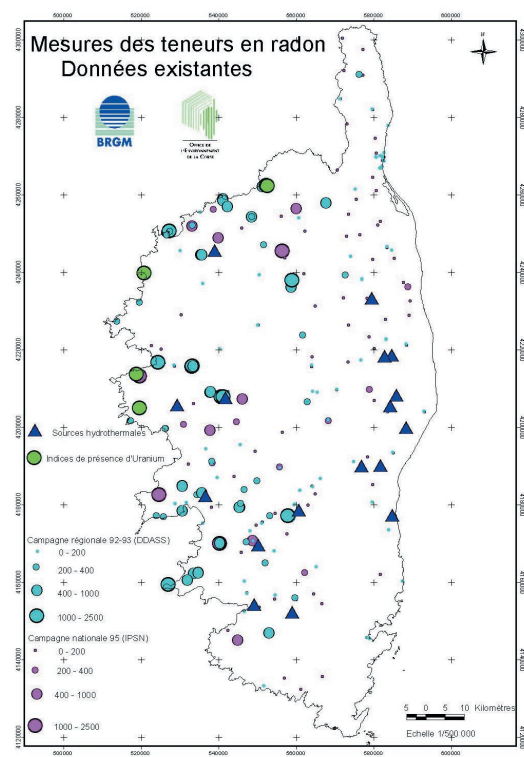


Fig. 5 : carte des mesures de radon (d'après la campagne DDASS 1992-1993 et IPSN 1995), des indices de présence d'uranium et des sources hydrothermales.

Le résultat est une carte (carte litho-géochimique) où les formations géologiques à teneur moyenne anormale en uranium sont identifiées et classées (potentialités forte, moyenne et faible). On y intègre les données issues du traitement des mesures géophysiques lorsqu'elles sont disponibles (levés spectrométriques aéroportés pour les zones de socle, diagraphies gamma-ray pour les formations sédimentaires), et les données structurales (issues de la carte géologique et de levés de détail et/ou de cartes dérivées de mesures magnétiques aéroportées lorsqu'elles sont disponibles).

On individualise ainsi les zones sources présentant la probabilité/potentialité la plus élevée de pouvoir émettre du radon à l'interface sol-atmosphère. Les résultats des traitements sont ensuite replacés dans le cadre des limites des communes concernées.

Des traitements complémentaires permettent de prendre en compte l'effet de la topographie sur la concentration potentielle du radon.

En effet, les zones de crêtes et les reliefs de forme convexe sont des sites facilitant la dilution du radon dans le sol par admission d'air due au vent alors que les fonds de vallées sont des sites le plus souvent mal aérés et qui sont susceptibles de favoriser la concentration de radon dans l'air.

Finalement, l'analyse combinée et la pondération de l'ensemble de ces paramètres (fig. 2 à 5) permettent de proposer un zonage au sein des entités administratives. Ce zonage est comparé aux mesures ponctuelles de l'activité volumique du radon dans les habitations (DGS et IPSN) afin d'en vérifier la validité et d'étalonner l'échelle du risque proposé (probabilité très forte, forte, moyenne et faible).

Ce zonage donne aux pouvoirs publics des critères objectifs de priorité pour mettre en œuvre des mesures de radon ciblées, dans les parties des communes où les potentialités d'émanation en radon sont les plus fortes, et où les populations pourront, d'ores et déjà, éventuellement être informées par les mairies.

Les cartes optimisées

La fiabilité des résultats acquis dans l'approche cartographique décrite ci-dessus dépend essentiellement de la représentativité des teneurs en uranium déterminées sur échantillons et attribuées aux formations géologiques cartographiées, et repose sur le postulat que l'équilibre radioactif est conservé durant toutes les étapes de la désintégration. Afin d'améliorer la pertinence du potentiel d'émanation en radon du sol, une analyse théorique et bibliographique de l'intérêt des mesures du canal uranium de la spectrométrie aéroportée pour la cartographie des zones à fort potentiel d'émanation radon a été réalisée par le BRGM (Perrin, 2001). Elle avait pour objectif d'établir une base scientifique fiable sur l'intérêt d'une telle approche. Une application a été entreprise sur le Massif Armoricaïn qui bénéficiait d'une couverture aéroportée complète à haute résolution (fig. 6) réalisée pour le compte du Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie : les espacements entre les lignes de vol étaient de 1000, 500, 250 et 125 m.

Une comparaison détaillée a été établie avec les résultats des travaux de l'IPSN acquis dans le cadre du programme « Environnement et Santé » et formalisés dans la thèse de G. Ielsch (2000) pour la région de Lorient. Cette étude constituait un excellent étalonnage in situ de la réponse aéroportée et permettait de valider les calibrations de la méthode aéroportée.

La mesure Eq.U (équivalent uranium) en spectrométrie aéroportée est fondée sur la mesure de l'intensité de la raie gamma du bismuth 214. Le bismuth 214 (fig. 1) est en effet le 3^{ème} descendant du radon 222. Sa mesure apparaît bien représentative de l'activité radium des sols à quelques cm de profondeur. En effet, elle montre une assez bonne convergence avec la teneur volumique en radon de l'espace poreux libre des sols. La tendance observée sur la zone test de Lorient est conforme à la concentration radon maximale théorique attendue, compte tenu de la concentration des sols en radium (ou uranium à l'équilibre) et de leur densité. Des anomalies sont à interpréter, en fonction de flux

plus intenses de radon d'origine plus profonde sur des accidents structuraux.

Le canal uranium aéroporté, en raison de sa capacité à fournir une évaluation du contenu radon des sols, apparaît donc constituer un outil privilégié pour la cartographie des zones à fort potentiel. Toutefois, si la méthode aéroportée permet de couvrir rapidement et de façon homogène de grandes surfaces, elle est aussi intégrante puisque l'avion parcourt 70 m pendant le processus d'acquisition d'une mesure.

Du point de vue de l'évaluation du risque d'émanation radon des sols, l'utilisation du canal U aéroporté devra donc être complétée par :

- une bonne connaissance des caractéristiques géochimiques des roches concernées afin de bien cerner le risque ; la carte géologique numérique, complétée par l'analyse combinée des autres canaux (potassium, thorium et comptage total) constitue alors un très bon outil pour la délimitation des formations géologiques à fort potentiel d'émanation radon ;
- une bonne connaissance structurale qui permet d'identifier les accidents pouvant jouer un rôle de drain susceptible de canaliser le radon d'origine profonde vers la surface ;
- l'étude de la perméabilité des terrains de surface, pouvant constituer un écran empêchant le radon de diffuser vers l'atmosphère, ou pouvant, dans certains cas, permettre une accumulation de radon apte à diffuser par le biais d'installations.

Les cartographie du risque potentiel de contamination par le radon des habitations

Les cartographies du potentiel d'émanation du radon du sol ont permis de mieux comprendre pourquoi, dans des régions réputées sans risque tels les bassins sédimentaires, des mesures anormalement élevées pouvaient être obtenues.

A l'initiative des autorités sanitaires départementales ou régionales, des études spécifiques ont pu être menées par le BRGM qui permettent de démontrer les processus de transfert des gaz mis en œuvre et de

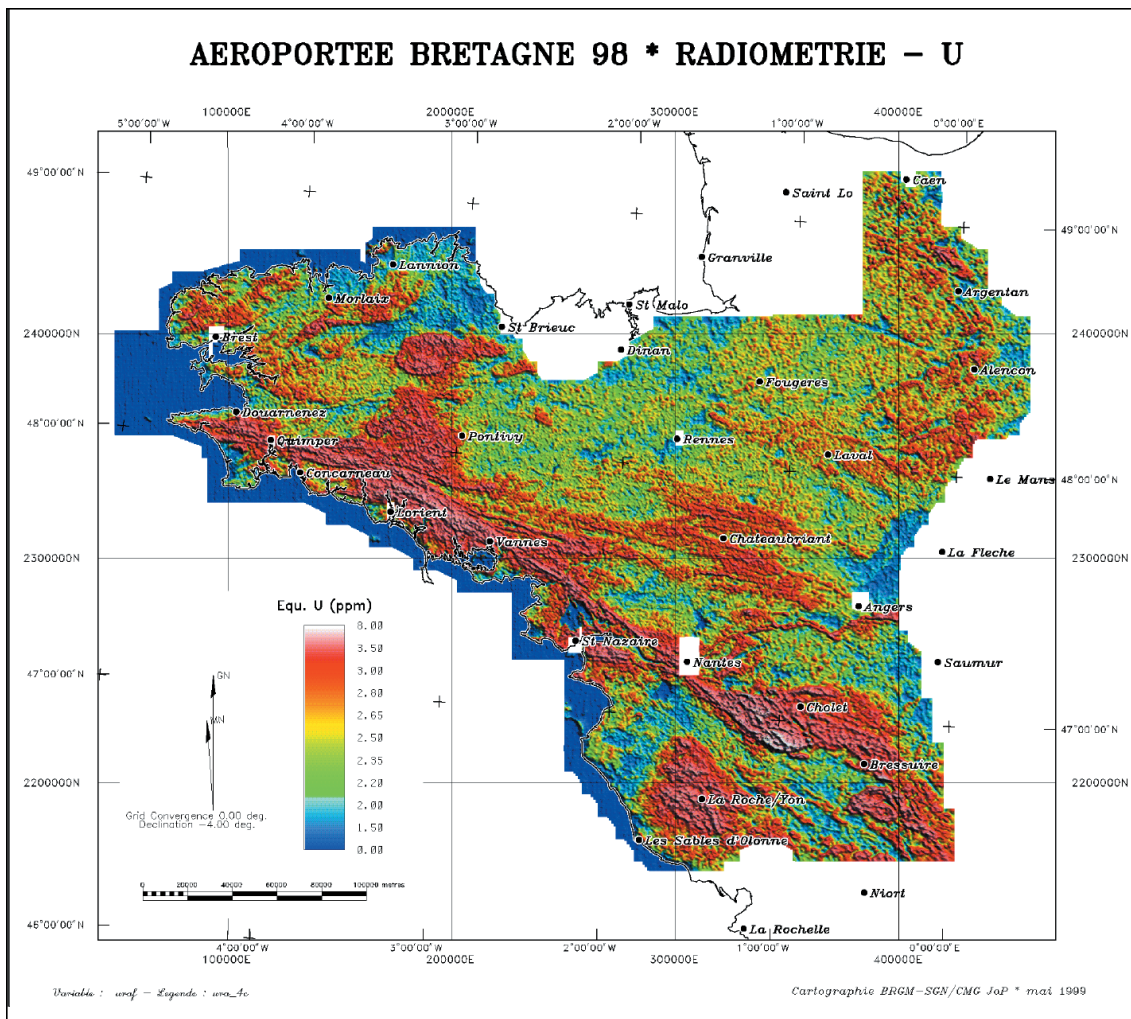


Fig. 6 : Cartographie par spectrométrie gamma du canal « uranium » - Levé Bretagne. La cartographie fournie correspond aux teneurs équivalentes du ^{214}Bi , descendant du ^{222}Rn après 2 désintégrations successives (polonium 218 et plomb 214).

cerner les risques de contamination des habitations.

Deux études peuvent être considérées comme emblématiques.

La première a été réalisée à la demande des DDASS de Moselle et de Meurthe-et-Moselle. Elle concernait plus spécifiquement la compréhension des raisons de la contamination d'habitations situées dans l'emprise des anciens travaux souterrains des mines de fer de Lorraine afin d'en réaliser la cartographie.

Afin de résoudre le problème posé, une méthodologie spécifique a été définie :

- définition d'un échantillon d'habitations sélectionnées en fonction de la géologie, de la distance aux travaux miniers, des

méthodes d'exploitation, et de l'envoyage ou non des travaux souterrains ;

- détermination du degré d'exposition moyen par habitation : mesures du radon par pose de 2 capteurs statiques (films sensibles) - durée d'exposition de 2 mois au printemps ;
- analyse pondérée des résultats ;
- modélisation des règles de transfert du radon vers la surface (fig. 7) en fonction de la nature et de la structure du sous-sol ;
- extrapolation des situations considérées comme représentatives à l'ensemble du bassin minier ferrifère : carte des potentialités d'émanation du radon et des contaminations possibles à l'intérieur des habitations.

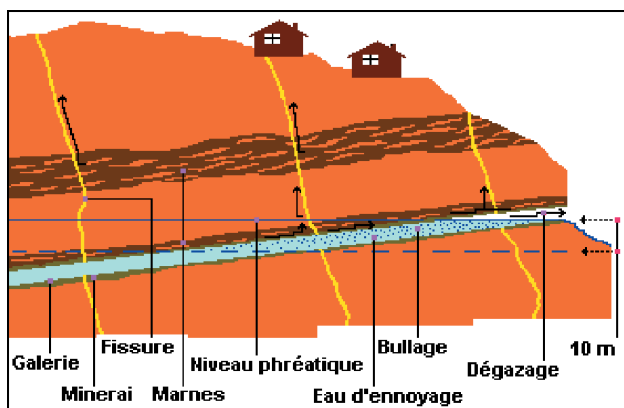


Fig. 7 : Possibilités de transfert des gaz profonds par la fracturation depuis les vides partiellement ennoyés ou non

Cette étude (Baubron et Boudot, 2000) a mis en évidence l'impact que pouvaient avoir les zones déconsolidées par les travaux miniers sur les conditions de transfert du radon de la profondeur vers la surface. Certaines habitations, situées dans les secteurs surplombant ou proches des galeries dénoyées ou ennoyées sous moins de 10 m d'eau, présentent des contaminations en radon qui peuvent atteindre ou dépasser le seuil d'intervention de 1000 Bq/m³ dans l'atmosphère des pièces.

Elle a aussi mis en évidence que certaines formations sédimentaires, ou tout au moins certaines lithologies particulières à certaines strates, pouvaient induire des contaminations sensibles des habitations. C'est le cas d'habitations situées au droit d'horizons marneux intercalés dans le Dogger, qui sont susceptibles de présenter des concentrations en radon de l'ordre de 200 à 400 Bq/m³ en l'absence de fractures ou fissures du sous-sol. Ces concentrations peuvent atteindre des valeurs de l'ordre de 400 à 1000 Bq/m³ lorsqu'il existe des fractures induites par les anciens travaux miniers.

Cette constatation modifiait l'approche initiale de l'évaluation de la potentialité de contamination en radon des habitations du territoire national puisqu'elle intégrait certains faciès sédimentaires dans les formations géologiques susceptibles de générer des contaminations excessives en radon dans les habitations.

A l'issue de ces travaux, la DDASS de la Moselle a fait appel au BRGM pour définir

le plan d'échantillonnage, à l'échelle du département, des habitations dans lesquelles des mesures de radon seraient effectuées, sur une base moins aléatoire vis-à-vis des lithologies que dans le plan utilisé antérieurement par l'IPSN (maillage pseudo-régulier géographique) et moins rigide spatialement.

Afin d'obtenir une cartographie prévisionnelle de la potentialité de contamination en radon des habitations en fonction de leur répartition dans l'espace départemental, il convenait tout d'abord d'adapter la méthode d'étude au problème posé :

- sélection des formations géologiques les plus aptes à produire du radon en fonction de leur composition minéralogique ;
- définition d'un échantillon de villages représentatifs pour lesquels des habitations sont choisies pour mesurage ;
- détermination du degré d'exposition moyen par habitation : mesures du radon par pose de 2 capteurs statiques (films sensibles) - durée d'exposition de 2 mois au printemps ;
- analyse pondérée des résultats ;
- cartographie du risque potentiel de contamination par le radon des habitations.

Cette étude (Baubron et al., 2002) a mis en évidence que des niveaux argileux ou marneux pouvaient potentiellement induire des contaminations en radon dans les habitations situées à leur aplomb. Deux formations géologiques (fig. 8) sont ainsi susceptibles d'induire des contaminations supérieures au seuil de 400 Bq/m³, sans pour autant atteindre dans les conditions habituelles le seuil de 1000 Bq/m³. Il s'agit des « schistes carton » du Toarcien inférieur et des « marnes à térébratules » et « caillasses à anabacia » d'âge Bathonien inférieur.

Le croisement de cette cartographie avec celle de l'occupation du sol, et plus particulièrement de la répartition des zones urbanisées, permettait alors de proposer une cartographie du risque de contamination des habitations par le radon (fig. 9).

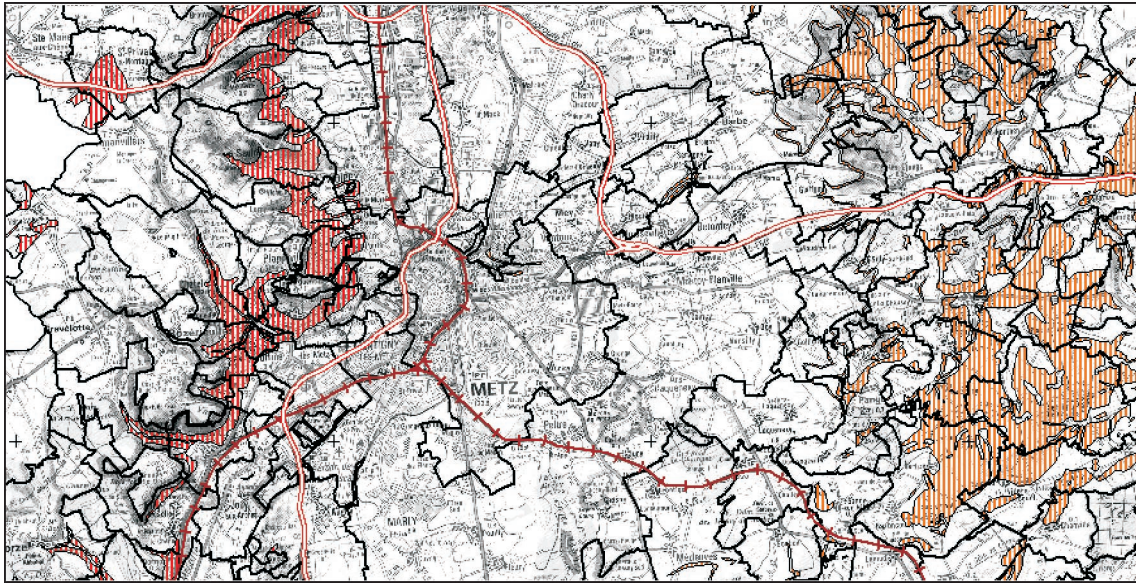


Fig. 8 : Carte du potentiel d'exhalation en radon des roches (Baubron et al., 2002)
En rouge, teneur potentielle en radon des habitations supérieure à 400 Bq/m³
En orange : teneur potentielle en radon des habitations comprise entre 200 et 400 Bq/m³
Communes surlignées en noir, affectées par des teneurs supérieures à 200 Bq/m³

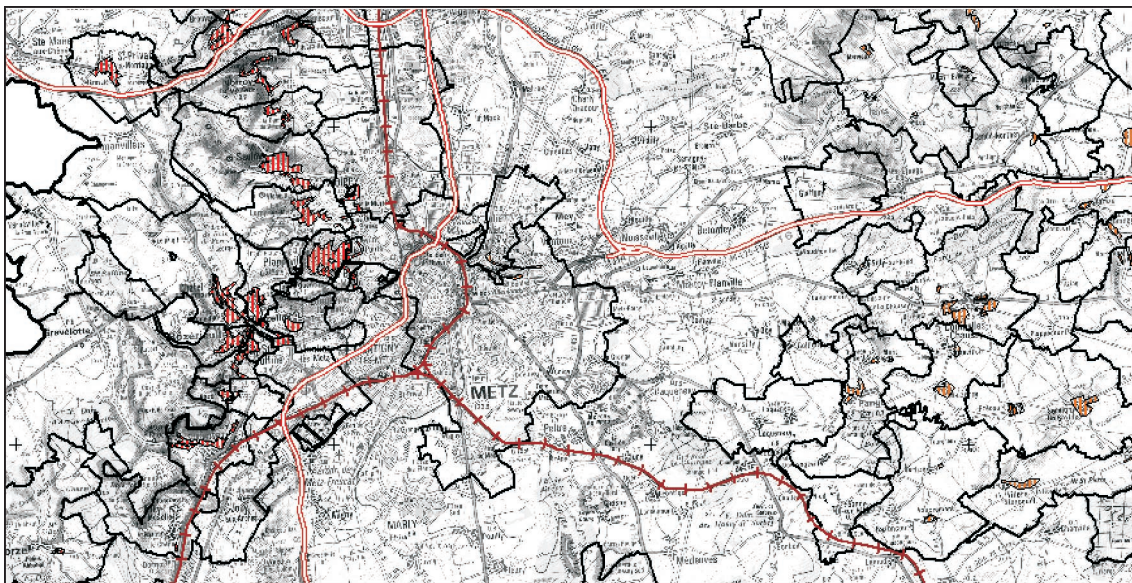


Fig. 9 : Carte du risque de contamination par le radon des habitations (Baubron et al., 2002)
En rouge, teneur potentielle en radon des habitations supérieure à 400 Bq/m³
En orange : teneur potentielle en radon des habitations comprise entre 200 et 400 Bq/m³
Communes surlignées en noir, affectées par des teneurs supérieures à 200 Bq/m³

Conclusion

Parmi les moyens nécessaires à mettre en œuvre pour garantir la maîtrise du risque d'exposition des populations au radon, il apparaît que l'ensemble des pays ayant

défini une politique de maîtrise du risque radon mène une démarche à peu près équivalente à celle menée en France en ce qui concerne la cartographie des zones à risque. Cette démarche repose essentielle-

ment sur la valorisation des connaissances sur le sol et le sous-sol, combinée aux mesures d'activité volumique dans les habitations.

Cependant, il est nécessaire d'avertir les utilisateurs des limites de ces cartographies. En effet, en fonction des données disponibles, la fiabilité du zonage est variable et dépend essentiellement du degré d'incertitude lié aux données utilisées.

En ce qui concerne la géologie, l'échelle des cartes supports contraint la résolution de la différenciation des faciès des formations géologiques.

La densité des données géochimiques utilisées pour définir la teneur moyenne en uranium des roches contraint quant à elle l'incertitude sur cette valeur. Celle-ci peut être réduite si des cartographies géophysiques aéroportées sont disponibles, mais en France ces couvertures sont rares (Massif Armoricain, Ouest du Massif Central, Cévennes).

De plus, la précision du réseau de failles utilisé dans les analyses multi-critères dépend également de la qualité des levés géologiques, qui eux-mêmes dépendent des possibilités d'observation ou d'auscultation du sol.

De même, un des paramètres essentiels de cette approche cartographique est particulièrement mal renseigné : il s'agit de la cartographie des qualités minéralogiques et physiques (teneur en argiles, perméabilité) des formations superficielles qui, *in fine*, déterminent la capacité du sol à permettre la diffusion du gaz radon dans l'atmosphère.

Cependant, les récents travaux réalisés par le BRGM démontrent que ces cartographies fournissent des informations à une échelle inférieure à celle de la commune et que cette échelle est parfaitement adaptée à l'objectif de planification de

campagnes de mesures ciblées sur l'identification des types d'habitat à risque.

Ainsi, en associant la cartographie du potentiel d'exhalation du radon du sol à des campagnes de mesures spécifiquement orientées sur la caractérisation du risque lié au type d'habitat, il devient possible d'établir des cartographies des contaminations possibles à l'intérieur des habitations

Références de l'article

Bonijoly, D., Perrin, J., Truffert C., Asfirane, F. (1999). - Couverture géophysique aéroportée du Massif Armoricain. Rapport BRGM R40471, 75 p., 13 fig., 12 tab., 2 annexes

Baubron. J-C., Bonijoly. D., Denis. L., Hervé. J-Y., Rossi.Ph. (2000). Cartographie prédictive du potentiel d'émanation radon du territoire de la région Corse. Rapport BRGM/RP-50200-FR, 33 p., 13 fig., annexes.

Baubron. J-C., Boudot. S. (2000) – Origine et voies de transfert du radon observé dans les habitations du bassin ferrifère de Lorraine. Rapport BRGM/RP-50542-FR, 46 p., 2 fig., 7 tab., 2 ann.

Baubron. J-C., Jeandel. C., Fourniguet. G. (2002) – Evaluation du potentiel de contamination par le radon des habitations du département de la Moselle (57). Rapport BRGM/RP-51943-FR, 251 p., 2 fig., 7 tab., 26 ann.

Ielsch. G. (2000) – Mise au point d'une méthodologie prédictive des zones à fort potentiel d'exhalation du radon. Thèse Université de Bretagne occidentale, 275 p.

Perrin, J. (2001) – Etude méthodologique de l'utilisation du levé aéroporté de radiométrie spectrométrie de la Bretagne à la cartographie des zones à fort potentiel radon. Rapport BRGM/RP-51033-FR, 50 p., 8 fig., 3 tab.

Étude et traitement des situations impliquant du radon

par Marie-Christine Robé, chef du laboratoire d'études et d'intervention radon et polluants atmosphériques - Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN)

GENERALITES SUR LE RADON

Origine du radon

Le radon (Rn) est un gaz radioactif omniprésent à la surface de la Terre. Il possède trois isotopes naturels (^{219}Rn , ^{220}Rn , ^{222}Rn) descendants des radioéléments présents dans les sols. Leurs abondances respectives sont, par conséquent, fonction de la nature du sous-sol (teneurs en ^{235}U , ^{232}Th et ^{238}U), mais également de leurs périodes radioactives. Les activités massiques dans les sols et les roches en ^{232}Th et ^{238}U sont en général de l'ordre de 40 Bq.kg^{-1} en moyenne.

Le radon 222, descendant du ^{226}Ra (radium) qui est lui-même un descendant de l'uranium 238, est l'isotope le plus présent dans l'atmosphère à cause de sa période radioactive (3,8235 jours) suffisamment

longue pour lui permettre de migrer dans les sols, depuis la roche qui lui a donné naissance, jusqu'à l'air libre. C'est cet isotope qui est considéré par la suite.

En se désintégrant, le radon émet des particules alpha et engendre des descendants solides eux-mêmes radioactifs (polonium, bismuth, plomb...) (figure 1). Par différents processus physiques, il migre du sol jusqu'à l'atmosphère et peut s'accumuler dans l'atmosphère plus confinée des bâtiments.

Ce gaz est inodore, incolore et inerte, il ne réagit pas avec les autres éléments chimiques. Le radon fait partie de la classification chimique des gaz rares comme le néon, le krypton, le xénon. C'est le gaz le plus lourd connu (densité $9,72 \text{ g/l}$ à 0°C , soit 8 fois plus que l'air) mais il reste très volatil. Il est soluble dans l'eau et dans certains composés organiques.

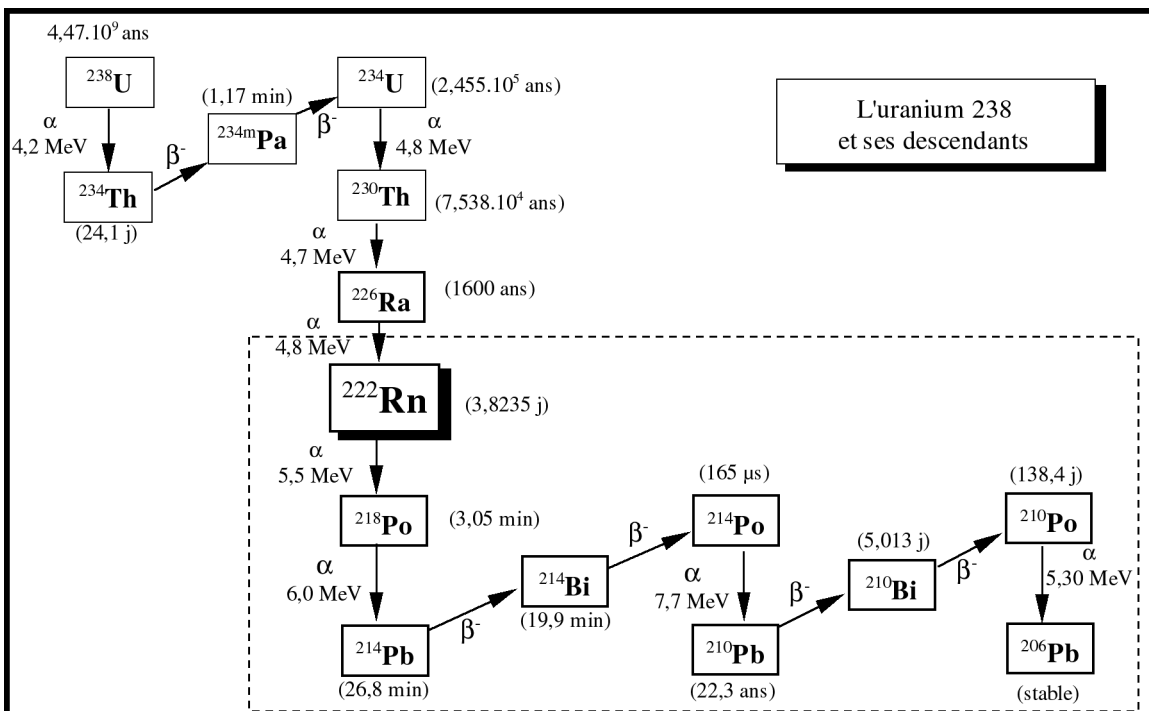


Figure 1 : L'uranium 238 et ses descendants

L'inhalation du radon et de ses descendants constitue, pour la population française, la première cause d'irradiation parmi les sources naturelles de rayonnements ionisants (cosmos, sols, eaux et aliments, radon). Cependant, il s'agit de la seule source naturelle de rayonnement radioactif sur laquelle l'homme est susceptible d'avoir une action significative (dans le sens d'une augmentation aussi bien que dans celui d'une diminution des expositions).

La migration du radon du sol à l'atmosphère

Formation du radon dans les sols

Le radon, ^{222}Rn , trouve son origine principale dans les sols où il est formé par la désintégration des atomes de radium présents dans les minéraux constitutifs des roches. Pour s'exhaler d'un matériau, le radon doit d'abord se libérer de la phase solide contenant le radium, première étape appelée émanation, puis doit migrer jusqu'à l'interface matériau atmosphère, par diffusion et par convection. Le phénomène d'exhalation regroupe les deux étapes, émanation et transport [1,2]. Une partie seulement du radon généré par le

radium présent dans notre environnement parvient dans l'atmosphère avant de se désintégrer (figure 2).

La concentration en ^{222}Rn dans le sol varie dans l'espace (notamment selon un gradient vertical) et dans le temps, en fonction de l'impact des conditions météorologiques sur le sol (teneur en eau...) et des caractéristiques intrinsèques du sol (géologie, pédologie, perméabilité, porosité...) [3].

Évolution du radon en atmosphère libre

Une fois émis dans l'air extérieur, le radon se dilue dans l'atmosphère et se disperse principalement par mélange turbulent de l'air [3]. Le coefficient de diffusion turbulente varie avec l'altitude en fonction des fluctuations verticales de la vitesse du vent et de la stabilité atmosphérique. Le profil de l'activité volumique dépend également de la décroissance radioactive du radon.

On observe généralement un gradient d'activité volumique vertical et des variations temporelles selon un cycle journalier [3]. Le jour, la diffusion atmosphérique est le plus souvent efficace et les valeurs d'activité volumique du radon sont alors relativement faibles. La nuit, les inversions de

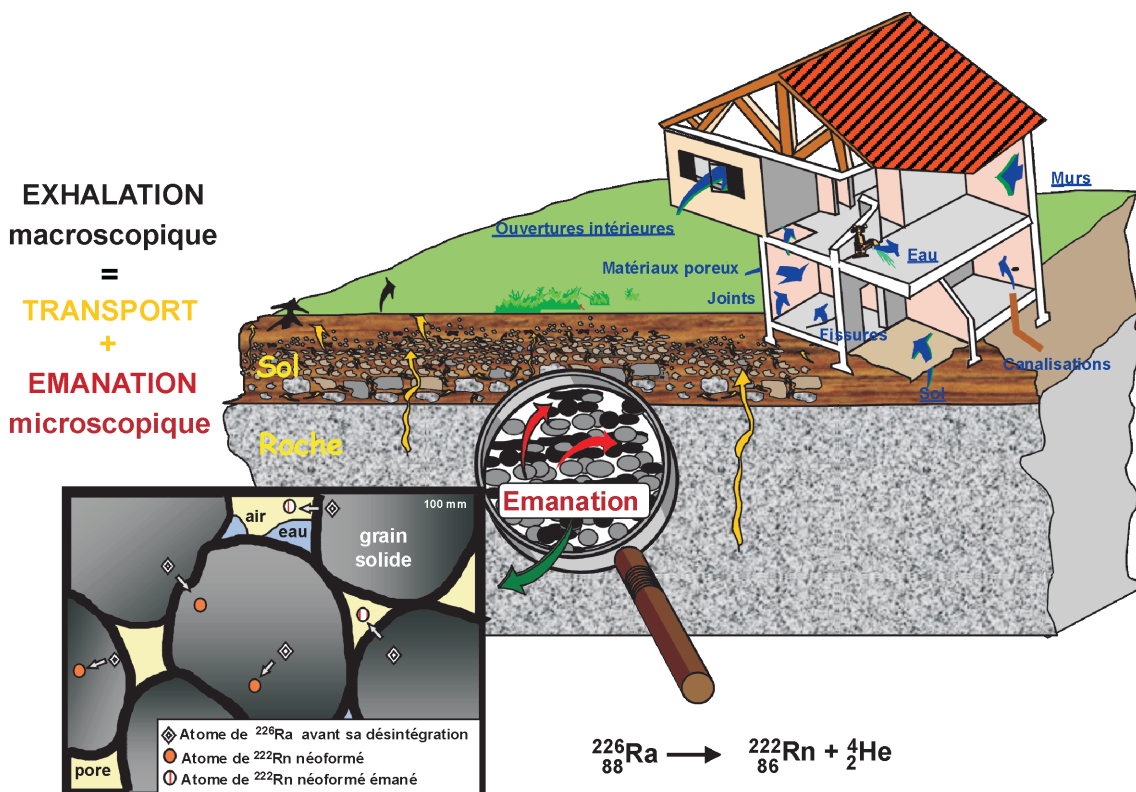


Figure 2 : La formation du radon et les sources et voies de transfert de radon dans un bâtiment [2]

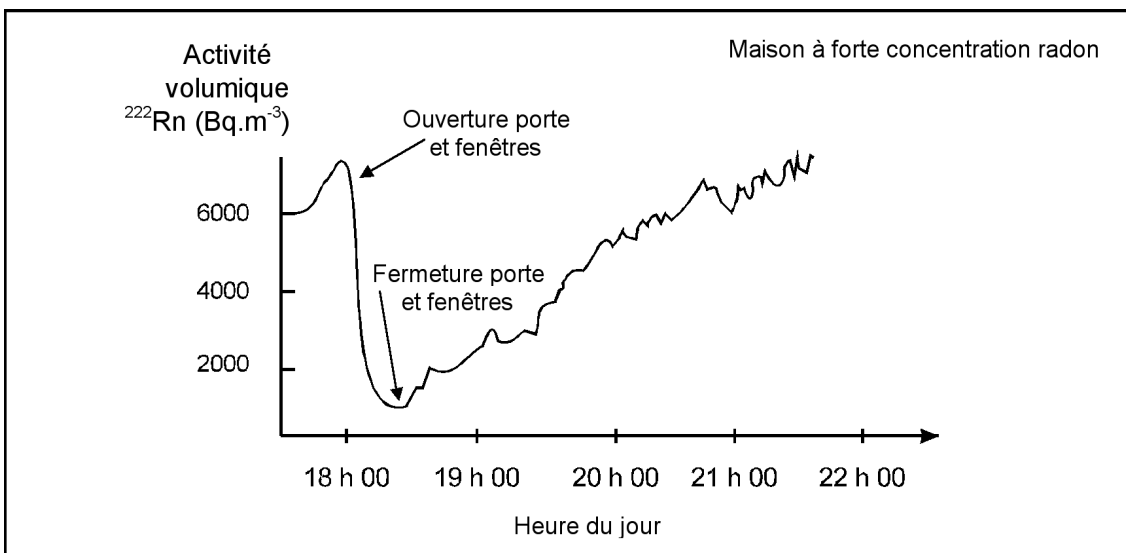


Figure 3 : Exemple d'évolution de l'activité volumique du radon dans une maison : mise en évidence de l'effet d'une ventilation naturelle.

température, fréquemment observées, diminuent l'efficacité de la diffusion atmosphérique ; le radon stagne au niveau du sol et son activité volumique peut ainsi augmenter dans l'air d'un facteur 10 à 100.

Origine du radon dans les bâtiments

Le radon présente des concentrations généralement plus élevées dans les bâtiments, où nous passons la majeure partie de notre temps, que dans l'atmosphère extérieure en raison des plus faibles taux de renouvellement d'air qui règnent dans les bâtiments. Le radon s'accumule dans l'air intérieur, et ce d'autant plus que la ventilation est faible. L'activité volumique du radon est très variable selon les lieux car elle dépend tout d'abord de la quantité de radon émise par le sol, de la structure architecturale du bâtiment, et ensuite du degré de confinement du bâtiment.

Les sources de radon dans les bâtiments

Dans les bâtiments, le radon trouve son origine principale dans le sol sous-jacent et parfois les matériaux de construction. Les concentrations de radon dépendent également des diverses caractéristiques de l'habitat :

- nature du soubassement, type de construction (sur sous-sol, sur vide sanitaire, en terre-plein, présence d'une cave, d'un sol en terre battue...);

- présence ou non d'étages ;
- voies de transfert entre les différents niveaux (passages de canalisations, escaliers...);
- ventilation et habitudes de vie des occupants (figure 3).

D'autres sources peuvent contribuer à enrichir l'atmosphère intérieure en radon de manière significative. L'eau du robinet peut contenir de grandes quantités de radon (par exemple lorsqu'elle provient d'un puits dans un terrain granitique), de même que le gaz naturel brûlé ou l'air extérieur.

Les voies d'entrée du radon dans les bâtiments

L'entrée et le transfert du radon dans un bâtiment ne se font généralement pas de façon uniforme sur toute sa surface. Des études menées sur des bâtiments ont montré qu'il existe des voies d'entrée préférentielles à certains endroits, comme par exemple des fissures dans la dalle de fondation, des passages de canalisation, ou encore le sol en terre battue d'une cave (figure 2). L'entrée du radon dans un bâtiment est favorisée par les phénomènes de convection induits par une différence de pression entre l'intérieur et le sol dont les causes sont multiples, comme par exemple la ventilation naturelle (tirage thermique), la ventilation mécanique contrôlée, le fonctionnement des appareils raccordés (chaudière à gaz, eau chaude, sanitaires...).

En définitive, la présence de radon en grande quantité dans certains bâtiments s'explique la plupart du temps par l'entrée directe de ce gaz en provenance du sol. Cette entrée est d'autant plus importante que le sol est potentiellement « riche » en radon (c'est-à-dire qu'il contient du radium ou de l'uranium et qu'il est perméable), que les conditions météorologiques sont favorables à des phénomènes de convection et que les caractéristiques architecturales sont propices aux infiltrations et au confinement.

L'architecture du bâtiment joue en effet un rôle important sur l'activité volumique du radon : l'effet pourra être aggravant (dépression des pièces, isolation, matériaux inadaptés), ou modérateur (matériaux inertes, isolation du sous-sol, ventilation sans dépression...). Ainsi, un bâtiment dont l'étanchéité est plus ou moins bonne peut constituer un piège à radon.

La mesure du radon

C'est généralement l'activité volumique du radon qui est mesurée ; le résultat est exprimé en becquerels par mètre cube ($Bq.m^{-3}$) d'air. Cependant, le gaz radon n'est jamais présent sans ses descendants. Dans un bâtiment, le mélange varie au fur et à mesure de la désintégration des radionucléides et de l'arrivée de radon « neuf ». La mesure est donc une « photographie » du mélange à un instant donné. Or le rapport descendants/radon n'est pas sans importance (les descendants sont plus nocifs que le radon lui-même). Il faut donc connaître le rapport entre les deux, déterminé par le facteur d'équilibre. Lorsque la décroissance radioactive est la seule cause de variation du mélange, l'équilibre s'instaure entre le radon et ses descendants au bout de quelques heures (les valeurs d'activité volumique des descendants sont identiques à celle du radon) et le facteur d'équilibre est égal à 1. En réalité, en raison des phénomènes de dépôt et d'élimination par renouvellement d'air, qui affectent moins le radon que ses descendants, l'équilibre est toujours rompu au détriment de ces derniers. Pour être homogènes, toutes les mesures citées dans le présent document correspondent à un facteur d'équilibre de 0,4, valeur moyenne

mesurée dans les atmosphères intérieures. Par ailleurs, la mesure donnera des résultats différents en fonction de certains paramètres.

La mesure du radon est fondée sur :

- le prélèvement d'un volume d'air représentatif de l'atmosphère étudiée ;
- la détection des rayonnements dont l'émission accompagne les désintégrations radioactives successives des isotopes du radon et de leurs descendants.

Trois types de mesure, codifiés par l'AFNOR [4], sont à distinguer, selon les caractéristiques du prélèvement d'air (figure 4) :

- la mesure intégrée (requis par les circulaires ministérielles relatives au radon) effectuée sur une période de l'ordre de 2 mois pour donner un résultat représentatif de la valeur moyenne annuelle ;
- la mesure ponctuelle effectuée sur un laps de temps très bref, de l'ordre de quelques secondes à 1 minute maximum, qui fournit une « photographie » de la situation à un moment donné ;
- les prélèvements en continu permettant de suivre l'évolution de la concentration en fonction du temps.

Il existe de nombreuses méthodes de mesure du radon 222 et de ses descendants à vie courte dans l'atmosphère, qui sont également codifiées par l'AFNOR. Pour toute mesure de radon dans l'environnement ou dans une atmosphère confinée, il est nécessaire de préciser la durée et la date du prélèvement. En effet, l'activité du radon présentant une très grande variabilité dans le temps, les résultats obtenus sont très différents selon la durée du prélèvement (quelques minutes, quelques heures ou plusieurs mois) et ils ne sont pas comparables.

À l'intérieur d'un bâtiment, le choix de l'implantation et le nombre de points de prélèvement dépendent de l'objectif de la mesure (dépistage, recherche de sources, étude de transfert, vérification de l'homogénéité du paramètre mesuré dans un environnement ou recherche d'anomalies, exposition de l'homme, etc.), des caractéristiques architecturales du bâtiment (vide sanitaire, sous-sol, étage, terre battue,

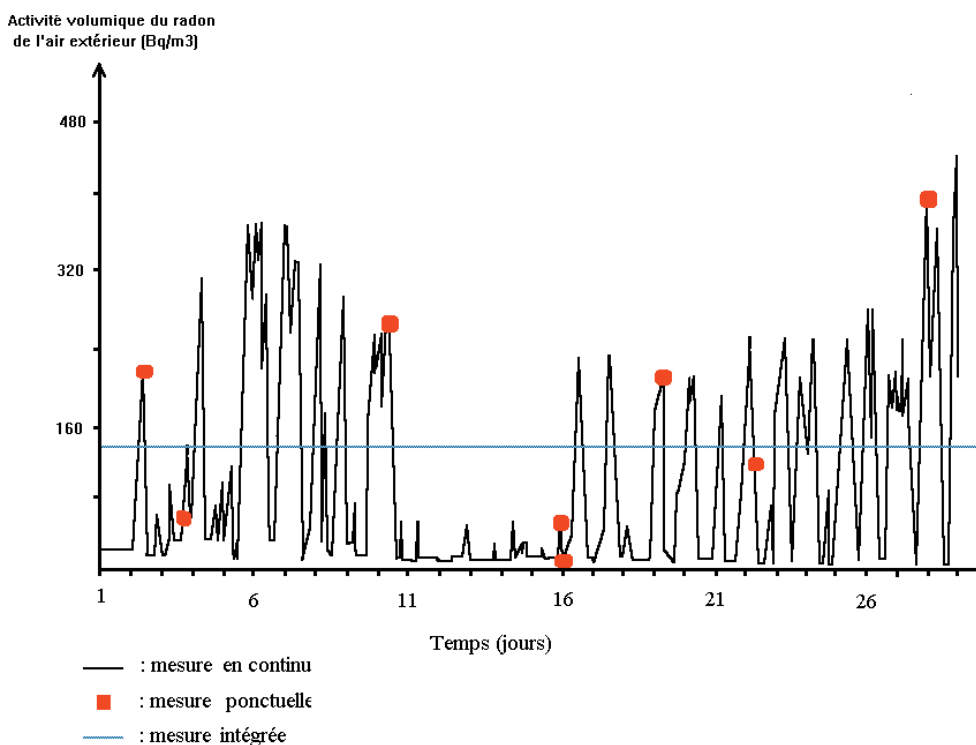


Figure 4 : Exemple de différents types de mesure

matériau de construction, etc.), des caractéristiques de la pièce et également du type d'appareil de mesure utilisé (voir norme NF M 60-771).

Enfin, pour que les mesures soient représentatives de l'exposition d'un individu, il est préférable de les effectuer dans les pièces les plus proches du sol réellement occupées (pièces d'habitation ou lieux de travail posté).

Ainsi le résultat d'une mesure de l'activité volumique du radon et de ses descendants n'a de signification que s'il est accompagné d'informations sur les conditions de la mesure.

L'EXPOSITION DOMESTIQUE AU RADON EN FRANCE

Au début des années 80, les expérimentations animales et les études épidémiologiques réalisées sur certaines populations humaines, en particulier des mineurs de fond, ont montré que le radon est un cancérigène pulmonaire. Pour évaluer l'importance des enjeux de santé publique liés au radon, il importe d'acquérir une bonne connaissance de l'exposition du public au radon dans le cadre domestique (dans l'habitat).

Pour ce faire, des campagnes de mesure du radon dans les bâtiments (principalement les habitations individuelles) ont été entreprises dans la quasi-totalité des pays d'Europe. En France, l'IRSN, seul ou en collaboration avec les pouvoirs publics, a mené plusieurs campagnes de ce type depuis une vingtaine d'années.

Campagnes de mesure de l'irradiation naturelle en France

Tous les départements métropolitains ont fait l'objet de mesures. Le choix des communes a été fait selon un plan de sondage s'appuyant sur un réseau maillé destiné à couvrir chaque département de façon homogène [5]. Dans chaque maille de 6 à 7 km de côté, une mesure au moins est réalisée dans la commune la plus peuplée dont la mairie est située dans la maille. Des mesures supplémentaires sont faites dans les communes dont la population est importante. Au total, il existe en moyenne 140 points de mesure par département.

Le dosimètre est le plus souvent posé dans la pièce la plus fréquentée de l'habitation (salle de séjour, chambre...) pendant une durée d'exposition d'au moins deux mois. Si le résultat de la première mesure est en dessous de 5 Bq.m⁻³ (situation a priori

anormale) ou dépasse 400 Bq.m⁻³ (niveau d'action), une deuxième mesure est réalisée. Les mesures ont été réalisées essentiellement entre octobre et mai et pour 74,3 % au rez-de-chaussée.

Résultats des campagnes de mesure

Dans le bilan établi au 1^{er} janvier 2000, le fichier comporte 12 641 mesures de radon effectuées dans 10 013 communes et couvrant tous les départements métropolitains [5]. Les petites communes, en majorité, ne possèdent qu'une seule mesure qui est alors considérée comme une moyenne communale, faute de mieux. Seules les grandes agglomérations ont fait l'objet de plusieurs mesures qu'il est possible de moyennner.

Analyse des données brutes

Distribution des données brutes

La distribution des valeurs d'activité volumique du radon dans l'habitat en France est très dissymétrique. Elle se rapproche de la distribution d'une loi log-normale. Les concentrations les plus faibles sont de

l'ordre de celles rencontrées dans l'atmosphère extérieure (< 10 Bq.m⁻³), la plus élevée étant 4 687 Bq.m⁻³. Pour l'échantillon, la moyenne arithmétique s'élève à 90 Bq.m⁻³, la médiane (50 % des valeurs au-dessus) à 50 Bq.m⁻³ et la moyenne géométrique à 54 Bq.m⁻³.

Cartographie des données brutes

La présentation cartographique est pour l'instant réalisée à l'échelle des communes au sein d'un département, et à l'échelle des départements pour le territoire national. A titre d'exemple, la figure 5 illustre les moyennes arithmétiques départementales. Il en ressort que la distribution n'est pas uniforme sur le sol français car il existe des zones (Massif Armoricain, Massif Central, Massif Jurassien, Corse) dans lesquelles les valeurs moyennes d'activité volumique sont particulièrement élevées, contrairement au Bassin Parisien ou à la région des Landes où elles sont relativement basses. La France, comme la Suisse, l'Allemagne et l'Espagne, se situe en moyenne à un niveau trois fois plus élevé que celui des Pays-Bas ou du Royaume-Uni, mais plus faible que celui de la Finlande ou de la Suède.

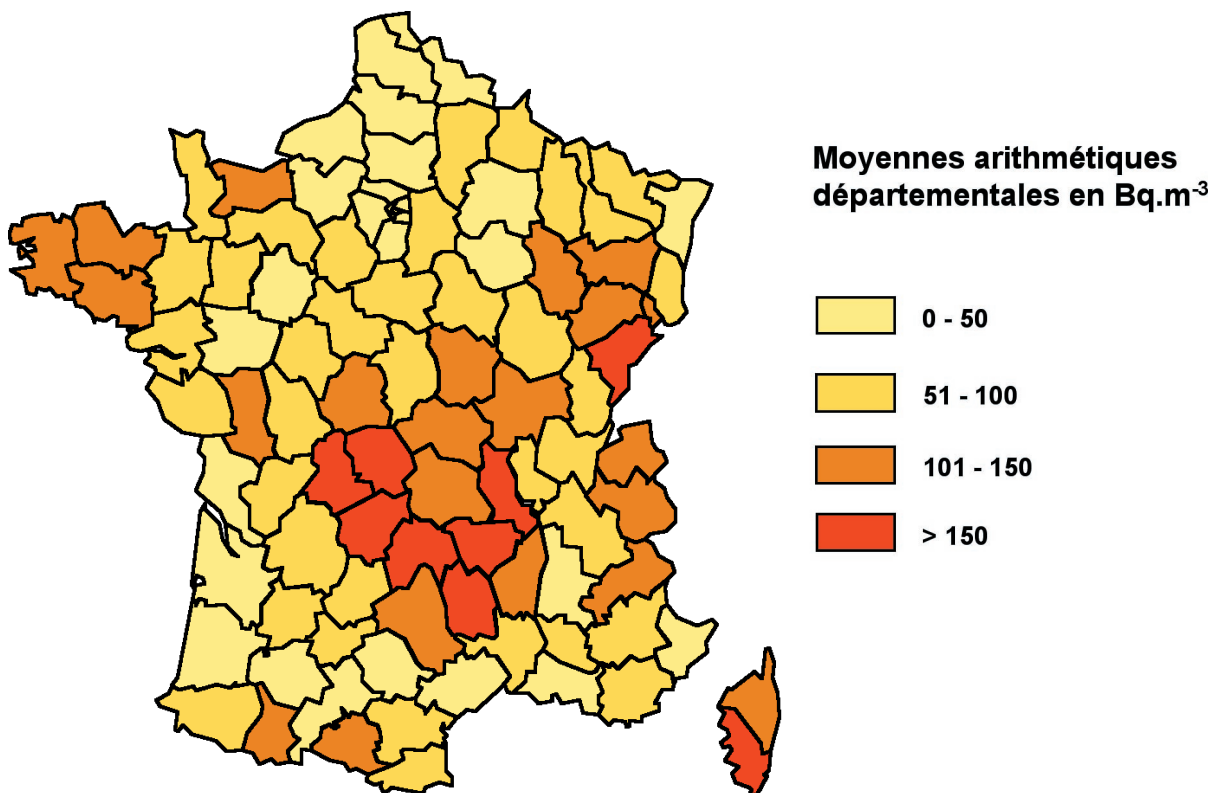


Figure 5 : Moyennes départementales des activités volumiques du radon (Bq.m⁻³) dans l'habitat français (Echantillon : France métropolitaine, 12641 mesures, janvier 2000) [5]

Exploitation des données

Estimation du parc de logements dans lesquels l'activité volumique du radon mesurée dépasse une certaine valeur

En supposant que l'échantillon de mesures actuellement disponible soit représentatif de la distribution au niveau de l'habitat individuel en France, l'extrapolation conduirait à une estimation d'environ 75 000 habitations individuelles en France ayant une activité volumique dépassant 1 000 Bq.m⁻³, environ 370 000 dépassant 400 Bq.m⁻³ et environ 1 450 000 ayant une activité volumique supérieure à 200 Bq.m⁻³.

Pour ce qui est de l'habitat collectif, l'extrapolation des mesures de l'échantillon au parc de logements collectifs français est plus hasardeuse. Néanmoins, en extrapolant directement la distribution observée, il y aurait environ 200 000 logements collectifs au-dessus de 200 Bq.m⁻³ et 40 000 au-dessus de 400 Bq.m⁻³.

Exposition de la population française

La population n'est pas uniformément distribuée dans le pays. En général, les départements présentant des zones où l'activité volumique du radon est élevée sont aussi les départements ruraux peu peuplés. En pondérant les moyennes arithmétiques obtenues par département par le nombre d'habitants du département, on peut considérer que la population française est en moyenne exposée à une activité volumique de 68 Bq.m⁻³ de radon.

Les habitations dont l'activité volumique est supérieure à 1 000 Bq.m⁻³ représentent 7 % de l'exposition collective au radon en France, celles où elle est supérieure à 400 Bq.m⁻³ en représentent 20 % et celles où elle dépasse 200 Bq.m⁻³ correspondent à 37 % de cette exposition collective. Cette distribution montre que la réduction des concentrations de radon les plus élevées, justifiée au regard du risque individuel des occupants des maisons concernées, ne permettrait pas de réduire sensiblement l'exposition collective.

LES TECHNIQUES DE REDUCTION DU RADON

La concentration de radon dans un bâtiment peut être diminuée par la mise en

place de solutions techniques adaptées. Le déroulement de la procédure à mettre en œuvre dans un bâtiment comporte plusieurs phases de mesure qui sont décrites dans la norme NF M60-771.

Les travaux relatifs à la réduction du radon peuvent être l'occasion d'effectuer des rénovations prévues de longue date. Ces travaux, dont le but premier est de limiter la quantité de radon présente dans les bâtiments, permettent aussi de diminuer les taux de polluants atmosphériques tels que le dioxyde de carbone (CO₂) dans le cas de l'augmentation de la ventilation du bâtiment. Ainsi, la qualité de l'air intérieur peut être améliorée. Le choix de la technique de réduction va dépendre principalement des caractéristiques du bâtiment, mais son coût ne sera certainement pas sans influence sur la décision de l'occupant ou du responsable des lieux. On peut distinguer trois coûts liés respectivement à l'installation du dispositif, à son fonctionnement (généralement électricité, chauffage...) et à son entretien.

L'aération dans les bâtiments est souvent trop faible pour chasser le radon. Il est alors nécessaire de recourir à des actions visant soit à réduire la pénétration du radon dans le bâtiment, soit à augmenter son évacuation lorsqu'il a réussi à franchir l'interface sol-bâtiment. En pratique, il existe deux groupes de techniques de réduction du radon :

– *les techniques passives* (sans ventilateur) :

- étanchéification de l'interface sol-bâtiment (mise en place de membrane sur le sol, obturation des fissures) ,

- aération du sous-sol ou du vide sanitaire ;

– *les techniques actives* (avec ventilateur) :

- mise en dépression du sol ou du vide sanitaire, par rapport à la cellule habitée,

- mise en surpression de la cellule habitée, généralement le rez-de-chaussée, par rapport au sol.

Les techniques de réduction passives

Etanchéification

Les actions correctives consistent à supprimer des voies de transfert et à procéder à

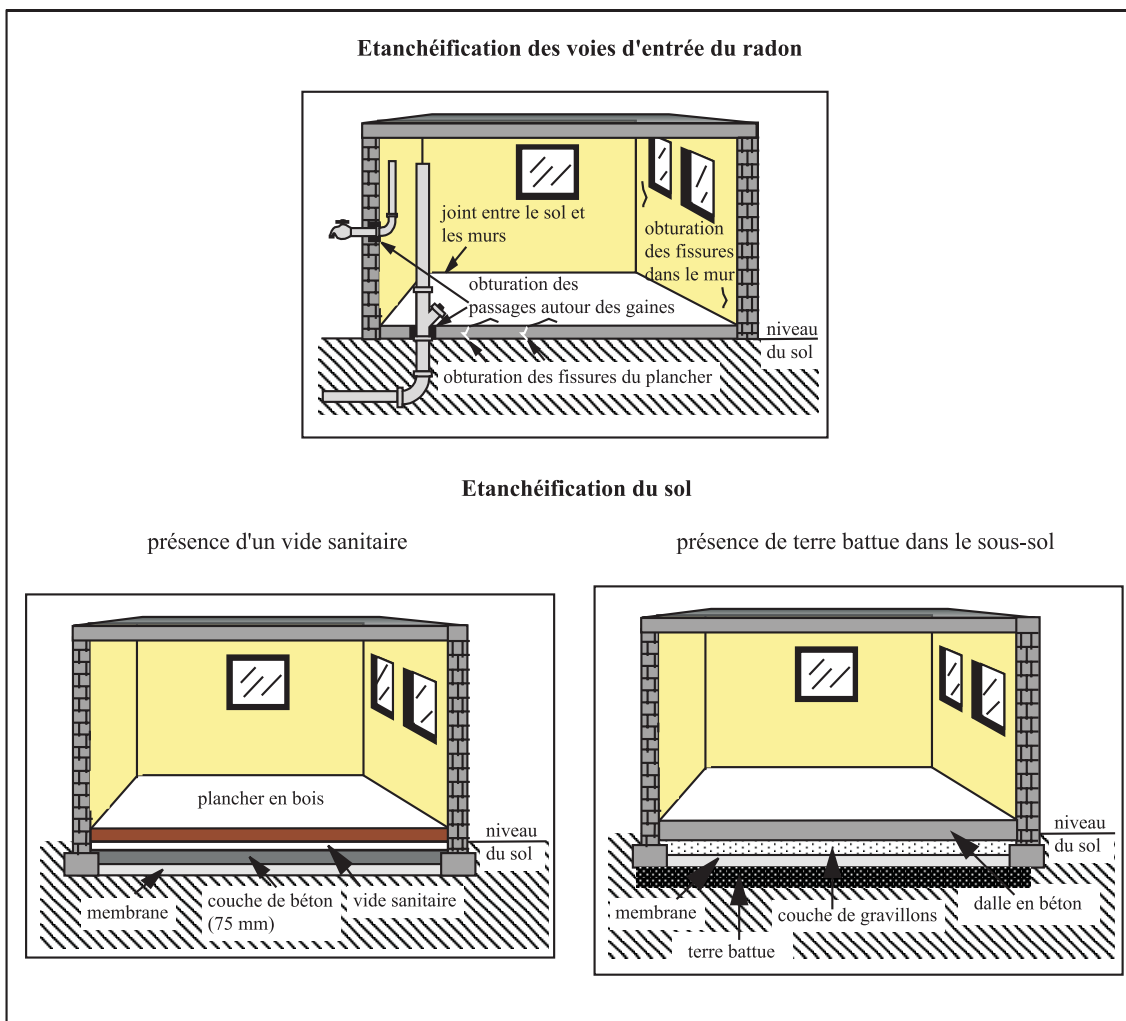


Figure 6 : Techniques passives de réduction du radon

une étanchéification du bâtiment (figure 6). Il est toutefois à préciser qu'un colmatage parfait des voies d'entrée du radon est irréalizable.

Les matériaux les plus utilisés pour réaliser cette étanchéification des voies d'entrée du radon sont les pâtes en polyuréthane, les membranes de PVC ou de polyéthylène, les peintures époxy, polyamide époxy, ou « waterproof ». Dans le cas de sols en terre battue (dans la cave par exemple), la solution en général la plus efficace consiste à déposer une couverture qui peut être constituée d'une couche de gravillons, une membrane puis une dalle de béton.

Ces méthodes de réduction présentent généralement une efficacité limitée ; elles sont cependant un préalable nécessaire à la mise en œuvre d'autres méthodes. Il faut aussi savoir que la tenue des matériaux dans le temps n'est assurée que pour une dizaine d'années.

Aération naturelle

L'aération, remplacement de l'air intérieur par de l'air venant de l'extérieur, est caractérisée par un taux de renouvellement d'air (fraction du volume total de la pièce renouvelée en une heure). Dans la plupart des habitations, ce taux varie entre 0,3 et 1,5 h⁻¹; il peut descendre en dessous de 0,1 h⁻¹ dans une habitation très bien isolée et très mal ventilée. Ce taux de renouvellement d'air joue un rôle important sur les niveaux de radon dans l'atmosphère intérieure. La réglementation en vigueur recommande un taux de 1 renouvellement d'air par heure.

L'aération naturelle peut être assurée par des conduits spécifiques, par l'ouverture des fenêtres ou par la suppression du calfeutrement autour des portes et fenêtres, avec pour seule règle de ne pas ouvrir les fenêtres des étages supérieurs, car il en

résulterait une augmentation de la dépression due au tirage thermique, et donc un flux de radon plus important. Cette méthode de réduction présente l'avantage d'une mise en œuvre rapide et d'un coût d'installation minimale ; cependant elle induit un coût de fonctionnement lié à la nécessité d'accroître le chauffage qui peut être compris, en fonction des régions, entre une centaine et quelques centaines d'euros par an. De plus, elle peut occasionner une diminution du confort de vie de l'occupant. L'efficacité est variable et dépend des caractéristiques du bâtiment.

Les techniques actives

Les méthodes communément adoptées pour réduire les niveaux de radon intérieurs reposent sur deux principes :

– la dilution du radon : elle se produit en augmentant le taux de renouvellement d'air dans le bâtiment par des moyens mécaniques ;

– l'inversion du rapport de pression entre l'intérieur et l'extérieur : l'intérieur du bâtiment est naturellement en dépression par rapport au sol. Par conséquent, la technique de réduction du radon doit inverser le phénomène naturel pour que la pression à l'intérieur du bâtiment soit supérieure à celle dans le sol.

Ces deux principes sont habituellement combinés pour obtenir la réduction de radon, bien que, parfois, l'un des deux principes soit dominant (cas de la dépression dans le sol par rapport à la cellule habitée).

Ventilation créant une mise en surpression de la cellule habitée

Cette technique est de préférence appliquée à des maisons ayant un taux de renouvellement d'air faible (cellule d'habitation imperméable aux gaz) pour éviter une augmentation du phénomène de convection. La ventilation est assurée par un ventilateur soufflant de l'air frais à l'in-

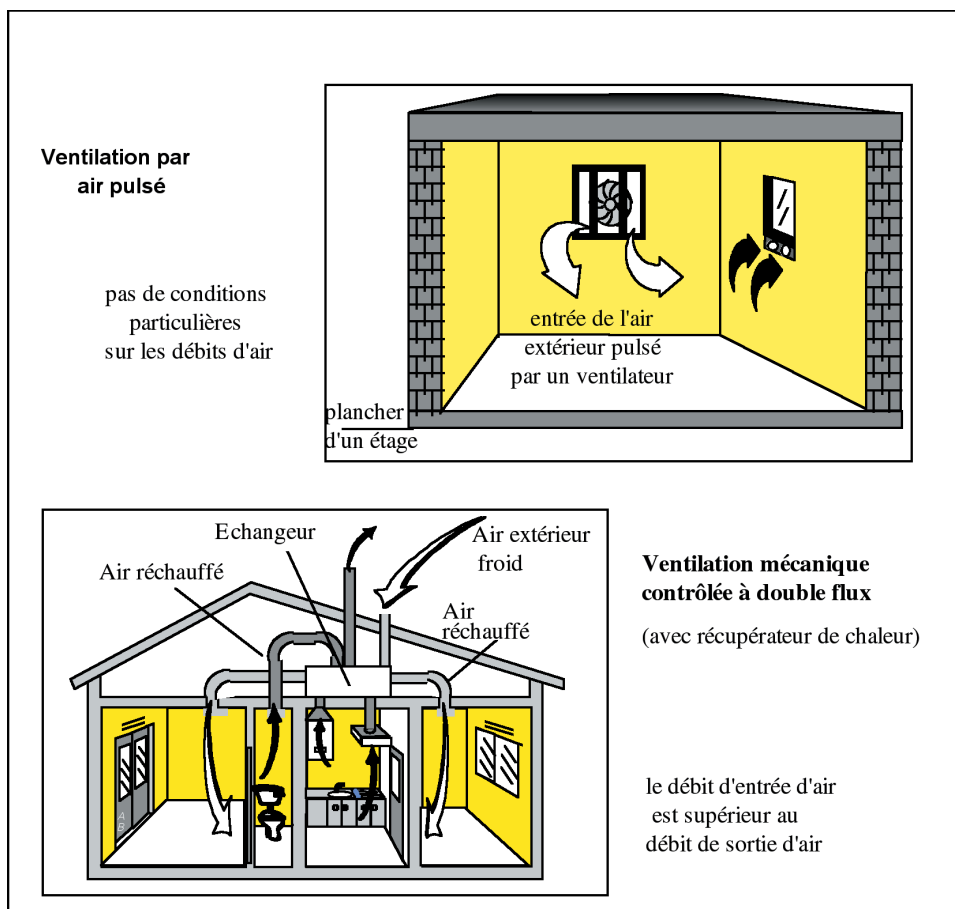


Figure 7 : Techniques actives de réduction du radon-ventilation créant une surpression dans la cellule habitée par rapport au sol.

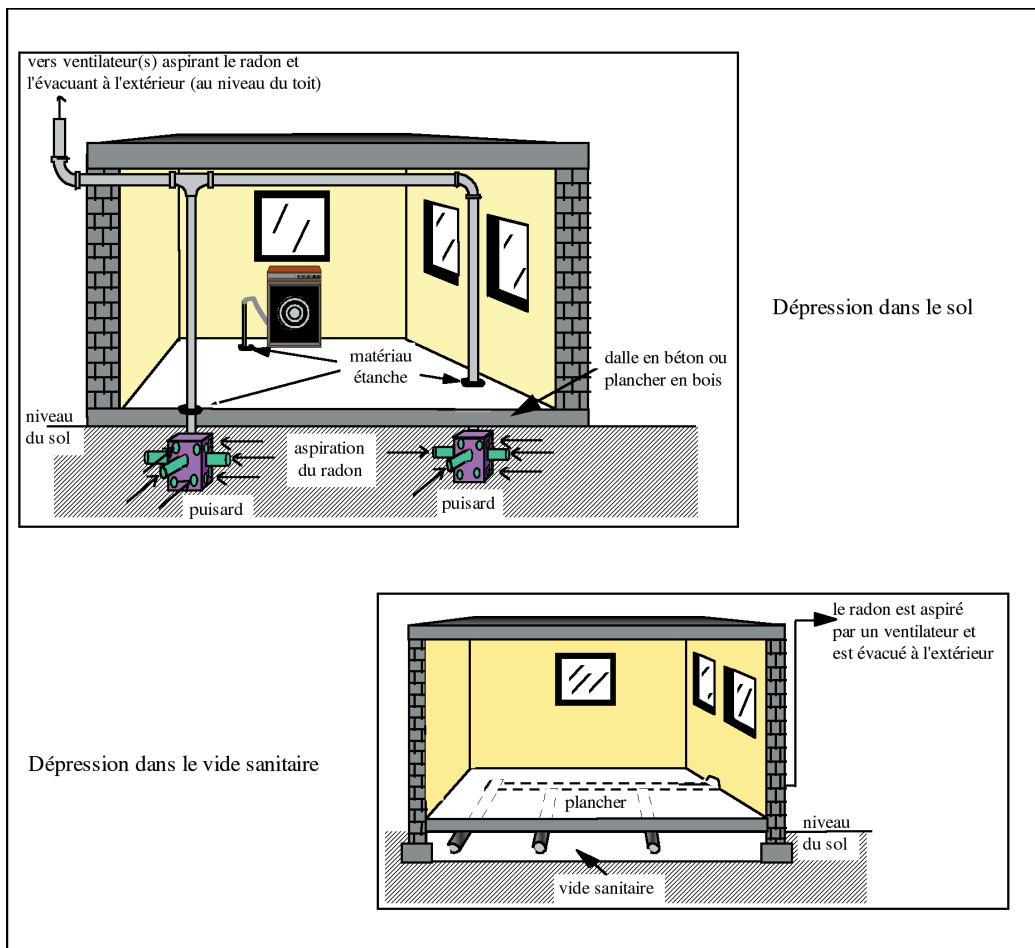


Figure 8 : Techniques actives de réduction du radon-ventilation créant une dépression sous la cellule habitée

térieur de la pièce. L'air intérieur est ensuite évacué par une fenêtre ou une ouverture sur un mur adjacent ou opposé (figure 7). Une ventilation forcée permet d'augmenter de 0,5 à 1,5 h⁻¹ le taux de renouvellement d'air d'une habitation avec des pertes énergétiques inévitables. Le coût d'installation, généralement de quelques centaines d'euros, s'accompagne d'un coût de fonctionnement qui peut être nettement plus élevé.

Un ventilateur avec échangeur de chaleur permet de diminuer les pertes énergétiques (coût énergétique réduit jusqu'à 80 %) mais l'investissement nécessaire pour l'installation s'avère plus élevé que précédemment. La ventilation avec un récupérateur de chaleur est plus adaptée aux bâtiments publics qu'aux habitations. En effet, son fonctionnement permanent dans ce dernier type de bâtiment induirait un coût important. Dans les données publiées, des chiffres de 300 à 3 000 € sont fournis pour l'installation de ces systèmes,

avec des coûts de fonctionnement annuels compris entre 75 et 500 € et un coût d'entretien annuel de 30 à 400 €.

Ventilation créant une dépression sous la cellule habitée

Les systèmes de ventilation du sol ont pour objet d'éviter l'accumulation de radon sous le plancher bas de la maison (dalle, cave, vide sanitaire). On traite dans un premier temps les éléments constituant le plancher afin de les rendre plus étanches à l'air chargé en radon, puis dans un second temps, en vue d'améliorer cette réduction, on crée une légère dépression dans le sous-sol. Dans le cas d'un sol très perméable, la pressurisation du sous-sol est également envisageable.

Le système de dépressurisation du sol a pour objet d'inverser le sens de l'écoulement de l'air entre l'habitation et le sol (figure 8). Le sol étant à une pression inférieure à celle de l'habitation, la force motrice qui était à l'origine du transfert de

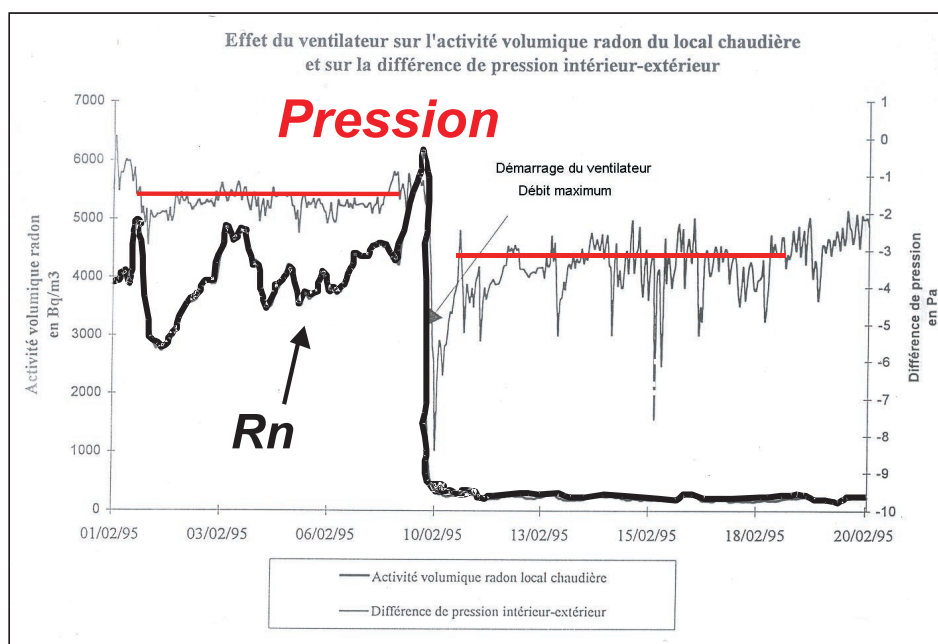


Figure 9 : Techniques actives de réduction du radon-ventilation créant une dépression sous la cellule habitée. Mise en évidence de l'efficacité de la technique de réduction.

radon entre le sol et l'habitat est ainsi éliminée. Le système de dépressurisation du sol est l'un des plus efficaces. Son coût de fonctionnement et d'entretien est faible (quelques dizaines d'euros par an), pour un coût d'installation qui peut varier de 1 200 à environ 5 000 €.

CONCLUSION

Des solutions opérationnelles existent pour réduire la concentration du radon dans un bâtiment : elles visent à étancher ou à ventiler l'espace intérieur. Parfois, les bâtiments reposent sur différentes fondations et, dans ce cas, une combinaison des techniques de réduction du radon est conseillée. Il est important de souligner que chaque bâtiment est unique. L'efficacité des solutions retenues doit être régulièrement vérifiée (figure 9). L'intégration de ces solutions dès la conception du bâtiment offre une bonne efficacité pour un coût marginal. L'objectif est de réduire le radon mais il est impossible de le supprimer totalement. Cette réduction s'accompagne souvent d'une amélioration de la qualité de l'air intérieur.

Le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) a construit en région parisienne une *maison expérimentale* dans laquelle sont étudiés les traitements de tous les problèmes relatifs à la qualité de l'air ainsi que les transports de polluants à l'intérieur

d'un bâtiment. Il a édité des guides destinés aux professionnels, maîtres d'ouvrage notamment, pour les aider à mettre en œuvre les solutions techniques adaptées.

Références de l'article

- [1] Ferry C. ; La migration du radon-222 dans un sol. Application aux stockages de résidus issus du traitement des minerais d'uranium. Thèse de l'UFR d'Orsay, 1999, n° d'ordre 6127
- [2] Ielsch G. Mise au point d'une méthodologie prédictive des zones à fort potentiel d'exhalation du radon Thèse de Doctorat, spécialité Géosciences, Université de Bretagne Occidentale (Brest), 2000, 276 p
- [3] Métivier H., Robé M-C., Le radon de l'environnement à l'homme Collection Livre IPSN ;1999 EDP Sciences
- [4] D.Calmet, Y.Bourlat, M.Despres, N.Lemaitre, F.Levy, MC.Robé, JP.Kancellary, P.Diakonoff ; Etat des travaux normatifs dans le domaine du mesurage des radionucléides dans l'environnement. Radioprotection, 2002 , Vol 37, n°1, pp 41 à 58
- [5] Gambard J.P., Mitton N., Pirard Ph. « Campagne nationale de mesure de l'exposition domestique au radon IPSN-DGS. Bilan et représentation cartographique des mesures au 1er janvier 2 000 ». Note technique SEGR-LEADS-2000-14 IPSN, Fontenay-aux-Roses, France

Constructions neuves et radon

par **Bernard Collignan**, ingénieur de recherche
en ventilation et qualité d'air intérieur,
Département développement durable -
Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB)

La présence de radon à la surface de la terre est fonction de la teneur du sol en uranium, mais également des possibilités de transfert du sol vers la surface, liées à la porosité et au degré de fissuration du sol. Le sol est la source principale de présence de radon dans l'air intérieur des bâtiments, des sources secondaires étant le dégazage de l'eau dans les bâtiments, certains matériaux de construction, l'air extérieur. L'entrée du radon dans un bâtiment résulte de nombreux paramètres environnementaux (concentration dans le sol, perméabilité et humidité du sol, présence de fissures ou de fractures dans la roche sous-jacente) mais aussi des caractéristiques propres du bâtiment (procédé de construction, type de soubassement, fissuration de la surface en contact avec le sol, système de ventilation...). Son entrée s'effectue principalement par le mouvement de l'air véhiculé dans les porosités du sol, qui pénètre dans le bâtiment par les défauts d'étanchéité du soubassement. Ce mouvement d'air est la conséquence de la légère dépression qui existe dans le bâtiment vis-à-vis du sol sous-jacent. Cette dépression est essentiellement provoquée par le tirage thermique lié à la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment. En conséquence, plus cette différence de température est forte, plus la source de radon pour le bâtiment est importante.

Principes des techniques

Les principes des techniques visant à diminuer sa présence consistent d'une part à diluer la concentration en radon dans le volume habité et d'autre part à empêcher le radon venant du sol d'y pénétrer. En pratique, on observe de nombreuses variantes faisant appel à ces deux principes conjugués. De façon générique, on peut distinguer trois familles de techniques.

En premier lieu, il est indispensable d'assurer la meilleure étanchéité à l'air possible entre le bâtiment et son sous-sol. Si les techniques d'étanchement ne sont pas toujours suffisantes pour réduire efficacement les concentrations en radon dans un bâtiment (identification incomplète des points d'entrées, problèmes de mise en œuvre, efficacité au cours du temps), elles constituent cependant un préalable essentiel à l'efficacité d'autres solutions mises en œuvre en parallèle.

Une deuxième famille de solutions consiste à diluer le radon présent dans le bâtiment en augmentant le renouvellement d'air de ce dernier. L'efficacité de cette solution est cependant assez faible car on ne peut pas augmenter le renouvellement d'air d'un bâtiment inconsidérément sans tenir compte des contraintes énergétiques et de confort thermique. Parmi les différentes techniques de ventilation, la ventilation mécanique contrôlée par insufflation peut être considérée comme un cas particulier. En effet, sans augmenter la dilution du radon par rapport à celle obtenue avec un renouvellement d'air réglementaire ou d'usage, cette technique, en insufflant mécaniquement de l'air dans le bâtiment, permet de lutter contre la dépression naturelle de ce dernier, et donc contre la cause principale de l'entrée du radon.

Enfin, la troisième famille de techniques consiste à traiter le soubassement (vide sanitaire, cave, dallage sur terre-plein). Ce traitement peut être effectué par aération naturelle ou par ventilation mécanique. Le principe de réduction de l'entrée du radon dans les bâtiments le plus efficace repose sur le système de mise en dépression du sol (SDS). En effet, l'objectif de cette technique consiste à générer un champ de pression dans le soubassement inférieur à celui régnant au niveau du sol du bâti-

ment. Pour cela, l'air du soubassement est extrait mécaniquement vers l'environnement extérieur où le radon se dilue rapidement. On empêche ainsi les mouvements convectifs de l'air contenu dans la porosité du sol et chargé en radon vers le bâtiment.

Dans les bâtiments existants, les moyens à mettre en œuvre pour lutter contre la présence de radon dans l'air intérieur sont à considérer en fonction des niveaux de concentration moyenne annuelle mesurés dans le bâtiment et des caractéristiques de ce dernier. Selon les cas typologiques rencontrés et les niveaux initiaux de concentration, les mesures correctrices peuvent être réalisées de façon itérative afin de minimiser l'investissement fait pour lutter contre ce problème.

Pour les constructions neuves

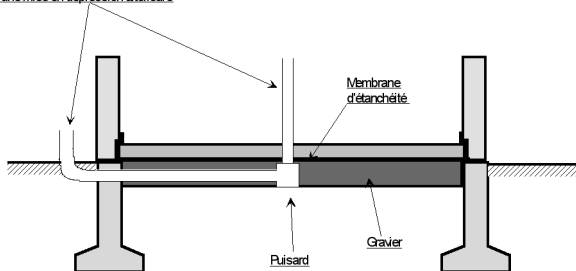
En revanche, l'adaptation de ces techniques à la construction neuve présente l'avantage de les intégrer dans la conception du bâtiment. Leur efficacité sera donc améliorée et le coût marginal. Des précautions simples peuvent être prises et des techniques "passives" mises en œuvre dès la conception du bâtiment. Elles consistent à limiter la surface d'échange entre le sol et le bâtiment, à limiter les points de réseaux fluides traversant le dallage en contact avec le soubassement. On peut également limiter la dépression du bâtiment. En effet, celle-ci peut être accentuée par l'utilisation de ventilation mécanique contrôlée par extraction et par la présence dans le volume habité d'appareils à combustion raccordés. Enfin, la ventilation doit

être correctement réalisée vis-à-vis de la réglementation en vigueur.

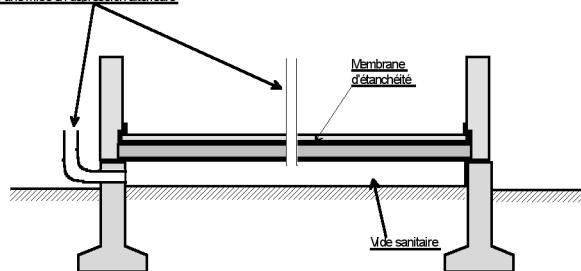
De plus, la conception du bâtiment doit pouvoir intégrer la possibilité de mettre en place des techniques « actives » équivalentes aux techniques préconisées pour l'habitat existant, si on constate des niveaux d'exposition restant élevés immédiatement après la construction ou au cours du temps. Pour cela, il est préconisé de préparer le soubassement du bâtiment de façon à ce que le SDS évoqué plus haut puisse être mis en route. La figure ci-après présente le principe de préparation des soubassements afin d'intégrer ce système à la construction. Ce principe consiste tout d'abord à intégrer une membrane d'étanchéité à l'air dans le dallage à l'interface entre le sol et le bâtiment. Des réservations sont intégrées au soubassement et bouchées, pour une utilisation éventuelle ultérieure. S'il s'avère nécessaire d'utiliser ce système, il ne reste qu'à installer un ventilateur d'extraction adapté aux réservations prévues. Dans le cas d'un dallage sur terre-plein, il est nécessaire d'intercaler entre le sol et le dallage une couche de gravier de taille homogène qui permettra d'assurer un champ de dépression homogène dans le soubassement.

Des premiers travaux de recherche menés au CSTB sur une maison expérimentale ont déjà montré l'efficacité mécanique de cette solution. La dépression de l'ordre de quelques pascals à maintenir dans le soubassement est en effet obtenue avec un très faible débit d'extraction. Ces solutions restent cependant méconnues en France et nécessitent de travailler sur leur dimensionnement ainsi que sur leur adaptation au mode constructif.

Positions possibles de la canalisation pour une mise en dépression ultérieure



Positions possibles de la canalisation pour une mise en dépression ultérieure



Membrane d'étanchéité pour un dallage sur terre plein ou une dalle sur vide sanitaire et préparation pour une mise en place d'un SDS ultérieur.

Présentation du programme européen ERRICCA 2

La Commission européenne a lancé au mois de février 2002 un deuxième programme d'action concertée concernant le radon : European Radon Research and Industry Collaboration Concerted Action (ERRICCA 2). Coordonnés par le Building Research Establishment (BRE - UK), 35 organismes représentant 20 pays travaillent ensemble sur ce programme qui durera trois ans.

L'objectif général est d'établir et de favoriser les liens entre l'industrie et le milieu scientifique pour diminuer les risques sanitaires liés aux rayonnements (principalement dus au radon) dans l'environnement intérieur. Ce programme agit en tant que moyen de diffusion des résultats existants de la recherche vers l'industrie et le public, pour clarifier les besoins de l'industrie vis-à-vis de la recherche, et pour entreprendre un travail de collaboration sur les sujets communs. Il est organisé selon cinq grands axes : accentuation de l'information du public, matériaux de construction, protection des bâtiments neufs, remédiation des bâtiments existants, cartographie et mesures.

Ces différents sujets sont utilisés comme base de discussion dans les forums d'échanges qui rassemblent pour la première fois les intérêts scien-

tifiques et industriels des pays européens concernés. Il existe deux niveaux d'échanges : cinq forums européens rassemblent les représentants scientifiques et industriels de 20 pays ; trois forums nationaux dans chaque pays, à organiser par les représentants nationaux, ont pour objectif de servir de relais d'information aux forums européens afin de diffuser l'information sur le sujet et de faire remonter les besoins de recherches et d'information. Ces forums doivent réunir les scientifiques concernés, les représentants gouvernementaux nationaux et locaux, les industriels du domaine, les entreprises du bâtiment, les maîtres d'ouvrage et les maîtres d'œuvre, les fournisseurs de matériaux.

Pour la France, le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) est le représentant scientifique ; la Fédération française du bâtiment (FFB) est le représentant industriel.

Ces deux organismes, en concertation avec la Direction générale de l'urbanisme, de l'habitat et de la construction du Ministère de l'équipement, du logement et du transport, organiseront, avant la fin de l'année 2003, un premier forum d'information national dans ce cadre.

L'intervention des services de l'État dans la mise en œuvre du programme « bâtiment-santé »

par **Hervé Berrier**, chargé de la sous-direction « qualité de la construction » - Direction générale de l'urbanisme, de l'habitat et de la construction

Le risque lié à la présence de radon dans les constructions figure parmi les priorités du programme national « bâtiment et santé » depuis septembre 1999.

Le ministère de l'équipement, des transports, du logement, du tourisme et de la mer, en charge de la construction, intervient ici, comme dans les autres cas, à deux niveaux distincts, dès lors qu'un danger a été mis en évidence par les instances compétentes (ministères en charge de la santé, de l'environnement) :

– en participant à l'évaluation des risques dans l'environnement particulier que constitue le patrimoine bâti, dans le cadre de l'exercice d'une compétence partagée avec les autres administrations ;

– à travers l'exercice d'une compétence autonome, en définissant les mesures nécessaires à la gestion du risque dans les constructions en tenant compte de la capacité de chacun des acteurs concernés à les mettre en œuvre. Ces mesures se déclinent sous forme de réglementations et de recommandations techniques.

La mise en œuvre des politiques de gestion des risques ainsi définies nécessite une étroite collaboration entre les services déconcentrés des différentes administrations, comme le détaille l'article qui suit.

*

* *

Comme l'a montré le dossier de l'amiante il y a quelques années, les modes de vie et les matériaux de construction sont susceptibles de nuire à la santé des occupants et utilisateurs des bâtiments, comme des professionnels de la construction. Ces risques nouveaux ont le plus souvent une double dimension sanitaire et économique qu'il

convient de bien appréhender pour mener les actions de prévention correspondantes. En particulier, comme le soulignait Jean-François Girard, ancien directeur général de la santé, il convient d'intégrer que la santé n'est plus une partie qui se joue à deux, entre le patient et le corps médical, mais qu'elle se joue désormais à plusieurs, entre les usagers (consommateurs, citoyens, contribuables, salariés), les pouvoirs publics, les professions de santé et les autres agents économiques concernés, entrepreneurs, industriels, propriétaires, maîtres d'ouvrage et maîtres d'œuvre, dans le cas présent.

Les responsables des politiques de santé et de sécurité sanitaire doivent par ailleurs avoir en permanence à l'esprit que la méconnaissance des dangers sanitaires peut déclencher des réactions de panique, ou l'expression d'attentes infondées à l'endroit des pouvoirs publics. Pour que les citoyens puissent faire la part des choses entre risque réel et risque imaginé, les pouvoirs publics ont choisi d'organiser la transparence sur les moyens qu'ils mettent en œuvre pour déceler, évaluer et faire connaître les risques sanitaires et pour organiser la concertation sur les actions à engager. L'information et la communication sont donc appelées à représenter une part croissante des moyens mis en œuvre.

La veille scientifique et technique dans le domaine du bâtiment et la veille sanitaire pilotée par le ministère de la santé ont permis de détecter des sources et des conditions de pollution présentant des risques pour la santé. Pour certains polluants, l'évaluation du risque est assez précise, pour d'autres, il faut encore travailler à la production d'estimations fiables.

Les priorités de la politique de prévention « bâtiment et santé »

L'objectif des politiques de santé dans le bâtiment est de soustraire les populations à une exposition à des polluants, situations ou produits nocifs dépassant des seuils déterminés par le ministère de la santé après avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France. Deux populations sont concernées : les occupants et utilisateurs de bâtiments, d'une part, les travailleurs des entreprises d'entretien, de maintenance et de construction, d'autre part. Des actions sont engagées ou en cours pour la protection des populations contre les risques liés à une exposition à l'amiante dans les bâtiments construits avant 1997, à une exposition aux peintures contenant du plomb dans les bâtiments construits avant 1948, pour la protection contre le bruit dans les bâtiments, pour mesurer les risques d'exposition au radon et pour répondre aux inquiétudes du public quant aux conséquences des émissions électromagnétiques des antennes de radiotéléphonie mobile. Dans leur principe, et à l'exception de la lutte contre le saturnisme infantile qui prévoit une intervention constante du préfet, les dispositifs de prévention visent essentiellement à encadrer la responsabilité des propriétaires des bâtiments et des professionnels concernés par la définition d'obligations particulières. Les règlements sont le plus souvent pris en application d'articles législatifs du code de la santé publique ou du code du travail, préexistants ou résultant de lois particulières comme la loi sur l'exclusion du 29 juillet 1998 pour ce qui est de la lutte contre le saturnisme infantile.

Les pouvoirs publics se sont fixés dès 1999 un programme global « bâtiment et santé » visant à :

- réaliser et coordonner des enquêtes épidémiologiques ;
- identifier les polluants présents dans les bâtiments et caractériser l'exposition des personnes à des facteurs de risques particuliers ou combinés. Un observatoire de la qualité de l'air intérieur, doté d'un budget annuel de 3M d'€, a été créé en juillet 2001. Il doit développer des méthodes et

des matériels de mesure, mettre en œuvre un réseau de mesure à l'échelle du territoire et bâtir un dispositif de recueil et d'analyse des observations faites. Ses premières observations à grande échelle porteront sur l'habitat et les locaux scolaires ;

- réviser les règles de ventilation courant 2003 ;
- mettre à disposition du public et des professionnels une information sur l'impact des produits de construction sur l'environnement et la santé tout au long de leur cycle de vie avec la normalisation de l'étiquetage environnemental des produits de construction en vue d'une information pertinente des professionnels et du public et la constitution d'une base de données publique sur les caractéristiques environnementales des produits de construction (base INIES du CSTB).

L'intervention des services déconcentrés de l'État

En plus de leurs responsabilités en matière de lutte contre l'insalubrité, les préfets de département doivent veiller à la mise en œuvre des dispositions prises pour la protection des populations contre les risques d'exposition au plomb, à l'amiante, au radon, au bruit et aux champs électromagnétiques des antennes de radiotéléphonie mobile. Pour agir, les préfets disposent principalement des directions départementales des affaires sanitaires et sociale (DDASS) et des directions départementales de l'équipement (DDE) ainsi que des services des autres ministères comme la direction départementale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DDCCRF).

Les DDASS et les DDE interviennent conjointement dans le cadre de pôles de compétence « bâtiment et santé » pour, d'une part, réaliser les actes et procédures que les lois et règlements confient au préfet, et pour, d'autre part, initier des démarches de prévention globale et veiller à l'application de ces lois et règlements. Les DDASS sont compétentes pour les questions de santé. Les DDE sont compétentes pour les questions d'ordre technique et notamment pour l'interprétation des documents méthodologiques diffusés

à l'attention des professions du bâtiment et des maîtres d'ouvrages publics et privés. Elles disposent en outre de l'appui du réseau scientifique et technique du ministère de l'équipement.

Les préfets ont organisé une campagne de mesure de concentration en radon dans une trentaine de départements où le contexte géologique et les données déjà recueillies rendent probable un niveau d'exposition élevé. Sont concernés les établissements recevant du public où le temps passé par le public est important, notamment les établissements scolaires et les crèches. Les préfets ont pour instruction de demander la réalisation des travaux nécessaires pour abaisser la concentration en radon en dessous du seuil de 400 Bq/m³ et d'envisager la fermeture de l'établissement en cas de dépassement du seuil de 1000 Bq/m³.

Les démarches de prévention globale

En premier lieu, les services déconcentrés de l'État ont pour mission de s'assurer que les propriétaires et les entreprises sont informés et qu'ils connaissent les obligations de moyens et de résultats auxquelles ils sont tenus. Ils doivent de même informer les occupants et utilisateurs de leurs droits et si nécessaire les aider à les faire respecter. Ils doivent aussi faire en sorte que tous les autres acteurs concernés soient informés des enjeux et modalités d'application des politiques de prévention pour que chacun sache comment contribuer ou seulement faciliter leur mise en œuvre en fonction de ses responsabilités particulières. On pense ici, par exemple, aux notaires, aux syndicats et aux agents immobiliers pour le respect des obligations des propriétaires, et aux médecins, à la médecine du travail et aux services de prévention maternelle et infantile pour le dépistage des situations à risque. Enfin, il est indispensable que les préfets veillent à ce que s'organise un tissu d'experts, de maîtres d'œuvre et d'entreprises compétents et responsables aptes à évaluer les situations à risque et à y remédier avec sûreté dans des conditions économiques normales.

Les services déconcentrés sont donc appelés à relayer les campagnes nationales d'information et à les compléter par des campagnes de sensibilisation et d'information en direction de tous les publics ou ciblées sur certaines professions ou populations particulières. Ils renseignent les propriétaires d'immeubles, y compris les syndicats et les administrateurs de biens, sur la manière de faire face à leurs obligations. Ils peuvent leur apporter une aide dans leurs démarches, si nécessaire.

La composition et les missions des instances de concertation mises en œuvre en 1998 pour l'implantation des antennes relais de radiotéléphonie mobile ont été révisées pour organiser l'information des collectivités locales et du public sur les aspects sanitaires des champs électromagnétiques émis et organiser et établir le dialogue en amont entre les opérateurs, les collectivités et les associations ou organismes intéressés.

Les DDASS et les DDE se préoccupent également d'inciter les agents économiques concernés à mettre en œuvre les mesures de prévention prévues, notamment les propriétaires des immeubles prioritaires en raison des risques particuliers que présente leur patrimoine. Des journées d'échanges et de concertation sont organisées en tant que de besoin pour repérer et surmonter les difficultés techniques et réglementaires rencontrées sur le terrain. Des services proposent des guides méthodologiques adaptés aux situations rencontrées localement.

Pour la lutte contre le saturnisme infantile, des comités de pilotage locaux associant les professionnels ont pu être mis en œuvre.

D'une manière générale, le thème « bâtiment et santé » sera abordé au sein des observatoires de la qualité de la construction et du développement durable qu'il a été proposé aux professionnels de la construction de constituer au niveau régional à l'initiative des directions régionales de l'équipement. Il est attendu de ces observatoires qu'ils capitalisent les savoirs collectifs sur la durée afin d'élaborer des stratégies et des actions communes permettant de prendre en compte les contraintes, opportunités et enjeux locaux