

# Évaluation de l'impact radiologique du radon associé au stockage des résidus de traitement de minerais d'uranium

V. TORT\*, T. SCHNEIDER\*, J.L. DAROUSSIN\*\*

*(Manuscrit reçu le 26 novembre 1998, accepté le 9 juin 1999)*

## RÉSUMÉ

De toutes les étapes du cycle électronucléaire, l'extraction de l'uranium et le traitement du minerai représentent celles générant le volume le plus important de résidus radioactifs. À la suite du traitement du minerai, ces résidus font l'objet d'un stockage à proximité de l'usine, l'ensemble étant réaménagé en fin d'exploitation. Les résidus stockés peuvent constituer une source de radon pendant plusieurs dizaines de milliers d'années, les flux de radon émis étant plus ou moins importants selon la teneur du minerai d'origine, les caractéristiques géométriques du stockage et l'état d'avancement du réaménagement mis en place. Afin d'apprécier le bénéfice radiologique du réaménagement, une analyse de sensibilité sur les termes sources de radon après fermeture des sites a été réalisée pour le site de stockage de résidus de traitement de Lodève. L'ensemble des résultats présentés montre que les doses associées aux émissions de radon des résidus de traitement de minerai sont faibles et largement inférieures à l'exposition naturelle. Dans tous les cas, les doses calculées et mesurées sont inférieures à la limite de l'exposition ajoutée pour le public de  $1 \text{ mS van}^{-1}$  (Directive Européenne 96/29). Sans réaménagement et hors exposition naturelle, les doses individuelles évaluées dans l'environnement proche de Lodève (1 à 2 km) varient entre  $0,023$  et  $0,35 \text{ mS van}^{-1}$  selon les stations et les hypothèses utilisées, alors que la dose moyenne calculée pour la zone locale, c'est-à-dire 10 km autour du site minier, est de  $0,02 \text{ mS van}^{-1}$ . Dans l'absolu, le bénéfice radiologique du réaménagement des sites est important puisque la dose collective annuelle associée à l'émission de radon de ces résidus, qui est de quelques homme Sv (dans un rayon de 2000 km) avant réaménagement, devient négligeable voire nulle après réaménagement (hors bruit de fond naturel). Le bénéfice radiologique du réaménagement des sites miniers apparaît encore plus clairement dans le cadre de l'évaluation de l'impact radiologique de l'ensemble du cycle électronucléaire. En effet, le réaménagement permet de diviser par 25 la dose collective par rapport à une situation sans réaménagement.

\* CEPN, BP 48, 92263 Fontenay-aux-Roses Cedex, France.

\*\* COGEMA, Branche Uranium, 2 rue Paul Dautier, BP 4, 78141 Vélizy Cedex, France.

**ABSTRACT** Evaluation of the impact of radon associated with mill tailings storage.

Among all the different stages of the nuclear fuel cycle, mining and milling represents the operations which produce the largest amount of radioactive residues. During the milling phase, mill tailings are stored close to the facility and are remediated at the end of operations. These residues may constitute a radon source over thousands of years. The radon emission rate varies according to the ore grade, the design of the disposal site and the type of remediation chosen. To evaluate the radiological benefit associated with mining and milling sites remediation, an analysis has been performed for the Lodève mill tailings storage site. Measurements and calculations show that doses associated with radon from mill tailings always remain under the public annual dose limit of  $1 \text{ mSv year}^{-1}$  and are considerably lower than natural exposure. Without remediation and natural background, individual doses for people living very close to the mill tailings (1 to 2 km) vary from 0.023 to 0.35 mSv per year, depending on their location and on the assumptions considered. The average dose for the local zone of 10 km around the site is 0.02 mSv per year. The radiological benefit of mill tailings remediation is significant as the associated collective dose, which represents a few man.Sv without remediation (inside a radius of 2000 km), becomes totally insignificant after remediation. This radiological benefit is even more obvious when the doses are compared with the total radiological impact of whole nuclear fuel cycle: in this case, remediation divides collective dose by about 25 compared with a situation without remediation (see Table V:  $12.3 \text{ manSv TWh}^{-1}$  compared to  $293.5 \text{ manSv TWh}^{-1}$  without remediation).

## 1. Introduction

Chaque année, environ 35 000 tonnes d'uranium sont extraites de par le monde. En France, la production a aujourd'hui quasiment cessé, mais les stockages de résidus de traitement de minerais gérés par COGEMA correspondent à la production d'environ 75 000 tonnes d'uranium entre 1949 et 1997. De toutes les étapes du cycle électronucléaire, l'extraction de l'uranium et le traitement du minerai représentent celles générant le volume le plus important de résidus radioactifs. Pendant la phase d'exploitation, ces résidus de traitement du minerai font l'objet d'un stockage à proximité de l'usine. Celui-ci est réaménagé en fin d'exploitation. Ces résidus stockés peuvent constituer une source de radon pendant plusieurs dizaines de milliers d'années, les flux de radon émis étant plus ou moins importants selon la teneur du minerai d'origine, les caractéristiques géométriques du stockage et l'état d'avancement du réaménagement mis en place.

Ces dernières années, dans le cadre de l'étude *ExternE* réalisée pour la Commission européenne et concernant l'évaluation des coûts externes des filières de production d'électricité, des évaluations de l'impact radiologique collectif aux niveaux local et régional associés aux étapes d'extraction et de traitement du minerai ont été réalisées. L'objectif de ces études est de fournir une estimation des impacts sur la santé et l'environnement qui ne sont pas intégrés dans les coûts de production de l'électricité. Dans cette optique, l'ensemble des rejets effectués dans l'environnement sont considérés et les évaluations des expositions qui y sont associées

sont réalisées pour différentes périodes de temps : d'une année à 100 000 ans. En ce qui concerne les étapes d'extraction et de traitement du minerai pour la filière nucléaire, une évaluation a été réalisée par le CEPN pour le site de stockage de Lodève (« Lodève » dans le reste du texte), (European Commission, 1995). Dans cette étude, il a été considéré que, pour les impacts des résidus de traitement du minerai après fermeture du site, compte tenu du type de réaménagement prévu, le flux de radon retombait à son niveau naturel après mise en place des couvertures. Afin d'apprécier le bénéfice radiologique du réaménagement, cet article présente une analyse de sensibilité sur les termes sources de radon après fermeture des sites. L'objectif de cette analyse est de discuter les hypothèses adoptées dans l'étude sur l'évaluation des coûts externes de la filière nucléaire et de pouvoir confirmer l'ordre de grandeur des résultats obtenus.

L'analyse de sensibilité est réalisée sur le terme source de Lodève dans l'Hérault (exploité de 1980 à 1997) et de l'Ecarpière en Vendée (exploité de 1957 à 1991), à l'aide d'un modèle de dispersion atmosphérique, en considérant les conditions météorologiques et la population résidant autour du site de Lodève. (Afin de caractériser l'impact après réaménagement, qui est encore en cours à Lodève, c'est le débit de flux de radon mesuré à la fin des travaux sur Ecarpière qui a été utilisé par hypothèse pour le site de Lodève.) Les impacts sont présentés en termes de doses individuelles et collectives pour différentes périodes de temps et plusieurs zones géographiques et comparés au bruit de fond naturel.

## 2. Le réaménagement des sites miniers

La production de concentré d'uranium (*yellow cake*) passe par plusieurs étapes :

- extraction du minerai en mine souterraine ou mine à ciel ouvert,
- attaque du minerai par lixiviation dynamique ou en tas afin de solubiliser l'uranium,
- extraction par solvant de l'uranium et fabrication du *yellow cake*.

L'impact environnemental est comparable à celui d'une exploitation minière classique : seul l'impact radiologique est spécifique.

En fin d'exploitation, le réaménagement des sites se prolonge parfois sur plusieurs années. Les objectifs de COGEMA sont les suivants :

- assurer une stabilité pérenne, en termes de sécurité et de salubrité publiques,
- réduire autant que raisonnablement possible les impacts résiduels,
- prévenir la dégradation des travaux par intrusion intempestive (par exemple une construction),

- réduire la surface des terrains soumis à servitudes d'usage,
- favoriser la reconversion du site ou son ouverture à des activités de surface,
- réussir pleinement l'intégration paysagère, en concertation avec les intervenants locaux.

Les minerais exploités par COGEMA ont une teneur moyenne voisine de 2 ‰ (2 kg U par tonne de minerai) et les résidus de traitement contiennent environ 70 % de la radioactivité totale initiale.

Les sites de stockage de résidus font l'objet de travaux importants (Crochon *et al.*, 1995) qui comprennent :

- le regroupement des produits à gérer en un seul terme source si possible,
- le talutage des digues afin d'obtenir une stabilité optimum du stockage réaménagé,
- l'aménagement du réseau de collecte des différentes catégories d'eau (séparation des eaux de pluie ruisselant en surface et des eaux d'essorage des résidus),
- l'adaptation de la station de traitement à la nouvelle configuration du site et à l'évolution prévisionnelle de la qualité des eaux,
- la mise en place et la végétalisation herbacée d'une couverture inerte sur l'ensemble des résidus.

La couverture est réalisée en matériaux naturels (enrochement) afin de pérenniser la protection mécanique contre l'intrusion et la dispersion des résidus. Sa faible perméabilité permet de limiter les infiltrations venant de l'extérieur et l'exhalaison de radon vers l'atmosphère.

### 3. Le site de Lodève

Comme il a été précisé en introduction, le site minier de Lodève est considéré comme site de référence dans le cadre des calculs présentés dans cet article, pour ce qui concerne :

- la population,
- les conditions météorologiques,
- la surface du stockage des résidus et la production correspondante.

Ces caractéristiques, spécifiques à l'environnement et au stockage de Lodève, sont utilisées dans cette étude pour réaliser les calculs de doses associées aux

mesures d'exhalaison du radon effectuées sur le site de stockage de Lodève (dont le réaménagement est en cours) mais également de l'Ecarpière (réaménagement achevé), par souci de simplification et compte tenu de la nécessité d'utiliser des données de production récentes en vue du calcul du coût externe (par kWh). La population réelle autour du site de Lodève est utilisée pour effectuer les calculs de dose collective. Cette population est répartie par secteurs et rayons concentriques autour du site minier (longitude 3,35°, latitude 43,71°). Afin d'être cohérent avec la rose des vents du site (station météo des « Caoumelles »), 18 secteurs par pas de 20° sont considérés. En ce qui concerne les rayons, plusieurs distances sont prises en compte entre 1 et 2000 kilomètres (cette dernière distance correspondant à la valeur maximale adoptée par l'UNSCEAR (1993) pour le calcul de la dose collective dans le cas des résidus miniers).

La grille des populations sur 0-1000 km a été établie à partir du fichier des populations européennes « Eurogrid » à l'aide du logiciel « Grafiti » développé par le CEPN. Dans les 100 premiers kilomètres, la population est de 1,96 million de personnes, ce qui correspond à une densité moyenne de population de 62,5 habitants par km<sup>2</sup>. Entre 100 et 1000 km, la population est de 226 millions d'individus (densité moyenne de 73 habitants par km<sup>2</sup>).

Pour la zone 1000-2000 km, les populations, toujours réparties par secteurs de 20°, sont évaluées à partir d'une densité moyenne de population de 100 habitants par km<sup>2</sup> pour les pays européens et de 22 habitants par km<sup>2</sup> pour les pays du nord de l'Afrique. Les populations correspondantes sont les suivantes :

- 1000-1500 km : 166 millions de personnes,
- 1500-2000 km : 153 millions de personnes,

soit un total de 547 millions d'habitants dans un rayon de 2000 km autour du site minier.

De plus, il convient de noter qu'aucune distinction d'âge n'est faite au niveau des populations : tous les individus sont considérés comme adultes.

#### **4. Le stockage de résidus et son réaménagement**

Les minerais extraits à Lodève (environ 3 kg d'uranium par tonne) ont fait l'objet d'un traitement par attaque alcaline après broyage à 160 micromètres. Près de 12 900 tonnes d'uranium marchand ont été produits. Environ 4,2 millions de tonnes de résidus de traitement (42 Bq radium 226 par gramme) ont été stockés dans les mines à ciel ouvert de « Faille Centrale » puis « Faille Sud » qui forment actuellement un ensemble de 24 ha (avec une surface de résidus de 14 ha).

Un élément important du réaménagement est la couverture qui est en général constituée des matériaux stériles disponibles sur le site. Des « planches d'essais » (50 m x 50 m) permettent sur chaque site de confirmer l'épaisseur nécessaire pour bloquer le rayonnement gamma (mesure au scintillomètre portatif) et pour atténuer le flux de radon (mesure après trois heures d'accumulation de la concentration de radon par fiole scintillante).

À l'Ecarpière, le réaménagement est terminé. La couverture type est la suivante :

- résidus de minerais pauvres traités par lixiviation : 1 à 8 mètres d'épaisseur en fonction de la topographie finale souhaitée et des tassements prévisibles. Ces résidus contribuent à diminuer très sensiblement l'impact radiologique des résidus fins et évitent leur dispersion. La couche supérieure est compactée ;
- gabbro stérile provenant d'une carrière voisine : 0,30 m compactés ;
- terre arable permettant la végétalisation (0,10 m).

## 5. Le terme source

Les valeurs des débits de flux d'exhalaison (ou « flux ») de  $^{222}\text{Rn}$ , après exploitation, sont les suivantes (mesures ALGADE) :

- bruit de fond naturel (environ des sites miniers) :  $0,2 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  ;
- résidus de traitement après couverture (Ecarpière) :  $0,2 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  (soit  $0 \text{ Bq m s}^{-1}$  hors bruit de fond) ;
- résidus de traitement avant réaménagement (Lodève) :  $28 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  (soit  $27,8 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  hors bruit de fond).

Les flux de radon mesurés à Lodève et à l'Ecarpière tiennent compte du bruit de fond naturel qui doit être déduit afin de déterminer l'impact spécifique du stockage des résidus.

La surface de résidus considérée est de  $142\,650 \text{ m}^2$ . Le point d'émission central est localisé au centre du stockage dénommé « Faille Sud - Faille Centrale ». Considéré à une hauteur nulle, il est situé à l'ouest de l'usine de traitement des minerais.

Le tableau I présente les données utilisées pour la modélisation des impacts pour des distances jusqu'à 2000 km autour du site de Lodève.

TABLEAU 1

Données utilisées pour la modélisation - Caractéristiques du terme source (Lodève).

Input parameters for the modelisation - Characteristics of the source term (Lodève).

	Lodève	l'Ecarpière
Population 0-100 km	63 habitants par km <sup>2</sup>	-
Population 100-2000 km	44 habitants par km <sup>2</sup>	-
Production	12 900 t U	-
Surface des résidus	142 650 m <sup>2</sup>	-
Flux radon avant réaménagement	28 Bq m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	-
Flux radon après réaménagement	Estimé à partir de l'Ecarpière	0,2 Bq m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>
Flux radon : fond naturel	0,2 Bq m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	

## 6. Modélisation et calcul des doses

Le CEPN dispose d'un modèle de type panache gaussien classique (European Commission, 1995). Ce modèle, à partir des conditions météorologiques locales (rose des vents, précipitations), évalue la dispersion d'un rejet unitaire et continu de radionucléides émis à une hauteur donnée et pour des distances d'un kilomètre à plusieurs milliers de kilomètres. L'hypothèse simplificatrice retenue dans ce modèle consiste à retenir une dispersion linéaire des panaches pour chaque secteur considéré en pondérant par la rose des vents. Le calcul prend en compte la décroissance radioactive de l'élément rejeté, ainsi que l'appauvrissement du panache par dépôt sec et par dépôt humide. Le modèle calcule la concentration atmosphérique ainsi que le dépôt sur le sol de radioactivité en fonction de la distance au point de rejet, et ceci pour différents secteurs angulaires (qui correspondent aux secteurs angulaires définis pour la rose des vents).

Deux hypothèses ont été adoptées pour le calcul de la concentration en Bq m<sup>-3</sup> :

- un terme source constant durant les 100 000 prochaines années ;
- un terme source variable entre 10 000 et 100 000 ans, la variation étant estimée en calculant l'effet de la décroissance radioactive du <sup>230</sup>Th (période 76 500 ans) sur le flux de <sup>222</sup>Rn mesuré à l'origine.

À partir de la concentration en <sup>222</sup>Rn, la dose associée aux descendants du radon est évaluée en utilisant le facteur de conversion de 4,38 10<sup>-5</sup> Sv an<sup>-1</sup> par Bq m<sup>-3</sup> utilisé dans l'étude *ExternE* (European Commission, 1995). Cette valeur correspond, sur la base des données publiées dans la CIPR 65 (ICRP, 1993), à un facteur d'équilibre de 0,8 et à un temps de présence de 8760 heures par an (durée maximale de présence du public, correspondant à une hypothèse conservatrice).

Toutes les doses présentées par la suite peuvent être aisément recalculées avec d'autres coefficients par simple règle de trois.

## 7. Résultats

Les résultats présentés ci-dessous décrivent dans un premier temps les doses individuelles issues des mesures réalisées aux stations de mesures autour du site de Lodève, puis dans un deuxième temps les doses individuelles moyennes et collectives calculées pour des distances plus éloignées du site et des périodes de temps plus longues dans une perspective d'estimation des coûts externes de la filière nucléaire.

### 7.1. Doses individuelles aux stations de mesure dans l'environnement de Lodève

Les stations de surveillance mesurent l'énergie alpha potentielle (EAP) des descendants à vie courte du  $^{222}\text{Rn}$  avec le dosimètre de site ALGADE (Bernhard *et al.*, 1995 et 1996). Ces EAP peuvent être converties en dose à partir du coefficient de conversion de la CIPR 65 de  $1,1 \text{ mSv par mJ h m}^{-3}$ . Sur une base de 8 760 heures de présence par an (hypothèse conservatrice), on obtient une valeur de  $0,0096 \text{ mSv an}^{-1}$  par  $\text{nJ m}^{-3}$ . Les doses annuelles ont donc été évaluées pour des individus vivant sur le lieu des stations de mesure autour du site de Lodève, à savoir : Mas Lavayre, St Julien, St Martin et Les Hemies, situées entre 1 et 2 km du stockage. Le tableau II présente les valeurs moyennes annuelles d'EAP mesurées à Lodève, ainsi que leur équivalent en dose. Il s'agit de moyennes sur 1996 et 1997. Le bruit de fond correspond aux mesures réalisées aux stations de Clermont l'Hérault et de Soumont. La dernière colonne de ce tableau donne à titre indicatif les résultats obtenus en utilisant le modèle de type panache Gaussien sur de courtes distances.

Il est important de noter ici que le niveau naturel peut être très variable selon le lieu : le fait de soustraire un bruit de fond uniforme à chaque station de mesure peut conduire à surestimer les doses individuelles liées spécifiquement aux résidus. Afin de prendre en compte les variations locales, la méthode de la signature isotopique peut être appliquée (Zettwoog *et al.*, 1997). Dans ce cas, la contribution d'origine industrielle aux EAP  $^{222}\text{Rn}$  pour les stations de St Julien et de St Martin en 1997 est respectivement de  $86 \text{ nJ m}^{-3}$  et de  $42 \text{ nJ m}^{-3}$ . Avec cette méthode, les doses correspondantes sont de  $0,8 \text{ mSv an}^{-1}$  et  $0,4 \text{ mSv an}^{-1}$  respectivement. La contribution d'origine industrielle serait nulle pour les stations Mas Lavayre et les Hemies.

En ce qui concerne les valeurs calculées à partir du modèle, il convient de souligner que les différences par rapport aux mesures sont faibles (moins d'un ordre de grandeur). L'origine est vraisemblablement due au fait que le modèle est peu

approprié au calcul de doses à courte distance pour une source surfacique. En effet, le modèle ne prend en compte qu'une source ponctuelle, ce qui ne pose pas de problème lorsque l'on calcule des doses à longue distance, mais ce qui introduit des incertitudes considérables pour des calculs à courte distance.

Par ailleurs, les résultats obtenus peuvent être comparés aux doses individuelles moyennes dues à l'exposition naturelle ( $2,4 \text{ mSv}\cdot\text{an}^{-1}$  au total, dont  $1,2 \text{ mSv}\cdot\text{an}^{-1}$  dus au  $^{222}\text{Rn}$ ). Dans tous les cas, les doses calculées sont inférieures à l'exposition naturelle et à la limite de l'exposition ajoutée pour le public de  $1 \text{ mSv}$  (limite prévue par la Directive Européenne 96/29).

TABLEAU II

Mesure des énergies alpha potentielles (EAP) du  $^{222}\text{Rn}$  autour du site de Lodève et évaluation des doses individuelles correspondantes.

Measurement of potential alpha energies (PAEs) of  $^{222}\text{Rn}$  around Lodève site and evaluation of the associated individual doses.

Station de mesure	EAP $^{222}\text{Rn}$ ( $\text{nJ m}^{-3}$ )	Dose individuelle correspondante (avec bruit de fond) ( $\text{mSv an}^{-1}$ )	Dose individuelle hors bruit de fond ( $\text{mSv an}^{-1}$ )	Dose individuelle calculée par le modèle ( $\text{mSv an}^{-1}$ )
Mas Lavayre	48	0,46	0,22	0,073-0,25
St Julien	94	0,90	0,66	0,11-0,35
St Martin	71	0,68	0,44	0,064
Les Hémies	34	0,33	0,09	0,023
Bruit de fond	25	0,24	0	

## 7.2. Doses individuelles moyennes

Dans la perspective de l'évaluation des coûts externes associés à l'extraction et au traitement des minerais, des calculs de doses individuelles annuelles moyennes ont été réalisés en utilisant le modèle de type panache gaussien. Ce calcul représente la valeur moyenne de la dose individuelle annuelle selon la zone géographique considérée. Il est obtenu en divisant par le temps d'intégration considéré. Les résultats pour le terme source de Lodève sans bruit de fond naturel sont présentés dans le tableau III.

Les doses moyennes de la zone locale, c'est-à-dire 10 km autour du site minier, soit  $0,02 \text{ mSv an}^{-1}$ , sont de l'ordre de 100 fois plus faibles que l'exposition naturelle totale.

TABLEAU III

**Modélisation des doses individuelles moyennes annuelles par zone géographique.**  
**Modeling of average annual individual doses by areas.**

		Doses individuelles moyennes (mSv an <sup>-1</sup> )
Lodève avant réaménagement sans bruit de fond (27,8 Bq m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> )	0-10 km	0,02
	10-100 km	0,0004
	100-1000 km	0,000004
	1000-2000 km	0,000002

### 7.3. Doses collectives

Le tableau IV présente les évaluations de doses collectives, avec et sans bruit de fond naturel, dans des rayons de 10, 100, 1 000 et 2 000 km autour du site de Lodève. Les résultats sont présentés en termes de dose collective totale cumulée sur les différentes périodes de temps considérées. Il convient de noter que ces doses collectives sont le résultat de la sommation de doses individuelles, aussi faibles soient-elles (aucun seuil n'est considéré).

Les doses collectives calculées sont de l'ordre au maximum de 2,5 homme Sv an<sup>-1</sup> pour les résidus de traitement bruts avant réaménagement, mais nulles, ou égales au bruit de fond naturel, après réaménagement (en faisant l'hypothèse que les mesures après réaménagement faites à l'Ecarpière sont transposables au site de Lodève). En intégrant sur de très longues périodes, on atteint des valeurs de doses collectives très importantes, allant jusqu'à 250 000 homme Sv à 100 000 ans pour une émission constante, toujours pour un taux d'émission correspondant à des résidus bruts sans réaménagement du site, ce qui ne répond pas aux modalités de gestion actuellement en vigueur pour ces installations. Par ailleurs, la prise en compte de la décroissance du terme source réduit les doses collectives à très long terme : intégrées sur 100 000 ans, celles-ci sont réduites d'environ 30 % par rapport à l'hypothèse d'un terme source constant.

Ces valeurs peuvent être comparées à la dose collective associée à la radioactivité naturelle, et plus particulièrement au radon, pour la même population, sur 10 000 et 100 000 ans. L'exposition d'origine naturelle est en moyenne de 2,4 mSv par an (donnée UNSCEAR (1993) ; moyenne mondiale), dont 1,2 mSv an<sup>-1</sup> lié au <sup>222</sup>Rn. Un calcul de la dose collective naturelle montre que la dose collective associée aux résidus bruts ne représente qu'une infime partie de la dose totale naturelle (voir Tab. IV).

TABLEAU IV

Évaluation des doses collectives cumulées associées aux exhalaisons de radon des résidus de traitement du minerai (homme Sv) - Site de Lodève.

Assessment of the cumulated collective doses from mill tailings radon releases (man Sv) - Lodève site.

	Doses collectives cumulées (homme.Sv)			
	1 an	10 000 ans	100 000 ans (émission constante)	100 000 ans (émission décroissante)
Terme source :				
Avant réaménagement				
Avec bruit de fond				
0-10 km	0,3	2550	25496	16827
10-100 km	0,7	7352	73517	48521
100-1000 km	1,0	10131	101312	66866
1000-2000 km	0,5	5013	50131	33087
Total	2,51	25046	250457	165301
Terme source :				
Avant réaménagement				
Sans bruit de fond				
0-10 km	0,3	2531	25314	16707
10-100 km	0,7	7299	72992	48175
100-1000 km	1,0	10059	100588	66388
1000-2000 km	0,5	4977	49773	32850
Total	2,49	24867	248668	164121
Terme source (dérivé de l'Ecarpière) :				
Après réaménagement				
Avec bruit de fond				
0-10 km	0,002	18	182	120
10-100 km	0,005	53	525	347
100-1000 km	0,007	72	724	478
1000-2000 km	0,004	36	358	236
Total	0,018	179	1789	1181
Terme source (dérivé de l'Ecarpière) :				
Après réaménagement				
Sans bruit de fond				
0-10 km	0	0	0	0
10-100 km	0	0	0	0
100-1000 km	0	0	0	0
1000-2000 km	0	0	0	0
Total	0	0	0	0
Exposition naturelle au $^{222}\text{Rn}$				
0-2000 km	656 000	65 600 $10^5$		

Ces doses collectives peuvent être mises en perspective d'une part, avec les expositions de la phase d'exploitation et de traitement du minerai et, d'autre part, avec l'ensemble du cycle électronucléaire (résultats de l'étude *ExternE* (European Commission, 1995)). Afin de réaliser cette comparaison, les résultats sont normalisés à la production

d'électricité, en considérant la quantité d'électricité correspondant au volume de minerai extrait et traité au cours de l'exploitation du site minier, soit 12 850 tonnes d'uranium (production usine). Ceci correspond à une production électrique de 584 TWh (ou 67 GWa) dans des centrales de type REP (sans prise en compte du recyclage de l'uranium). Le tableau V présente les doses collectives sur 100 000 ans, pour la population mondiale.

TABLEAU V  
Doses collectives associées au cycle électronucléaire (0-100 000 ans).  
Collective doses associated with nuclear fuel cycle (0-100 000 years).

	Dose collective public (homme Sv TWh <sup>-1</sup> )	
	Sans réaménagement	Avec réaménagement
Extraction et traitement du minerai (hors résidus)	0,18 *	0,18 *
Résidus miniers de Lodève	281 (rejet décroissant)	0 **
Cycle électronucléaire hors mines	12,3 *	12,3 *
Cycle électronucléaire total	293,5	12,5 *

\* résultats de l'étude *ExternE* (European Commission, 1995).

\*\* estimations dérivées de l'Ecarpière.

## 8. Conclusion

À partir des mesures d'EAP dans l'environnement d'un site de stockage ou par modélisation de la dispersion du radon, l'ensemble des résultats présentés précédemment, et plus particulièrement dans l'optique de l'évaluation des coûts externes associées à la filière nucléaire, montrent que les doses associées aux résidus de traitement de minerai (cas de Lodève et de l'Ecarpière) sont faibles et largement inférieures à l'exposition naturelle. Malgré tout, dans l'absolu, le bénéfice radiologique du réaménagement des sites est évident puisque, par exemple pour le site de Lodève, la dose collective annuelle associée à l'émission de radon de ces résidus qui est de 2,5 homme Sv avant réaménagement devrait retomber à zéro après réaménagement, si l'on retient les résultats obtenus à l'Ecarpière.

Le bénéfice radiologique du réaménagement des sites miniers apparaît encore plus clairement lorsqu'on le compare à la dose collective attendue pour l'ensemble du cycle électronucléaire (voir Tab. V). En effet, le réaménagement permet de diviser par 25 la dose collective de l'ensemble du cycle électronucléaire (12,5 homme Sv TWh<sup>-1</sup> à comparer à 293,5 homme Sv TWh<sup>-1</sup> pour l'impact total sans réaménagement).

## REFERENCES

- Bernhard S., Vauzelle Y., Zettwoog P. (1995) Measurements of the radiological impact of environmental radon 222 releases from piles of solid wastes from the mineral industry, in *IRPA International Symposium on Radiation Protection and Radioactive Waste Management in the Mining and Minerals Processing Industries*, Johannesburg, South Africa, February 1995.

ÉVALUATION DE L'IMPACT RADIOLOGIQUE DU RADON...

- Bernhard S., Gibaud C., Pineau J.F., Sarradin F. (1995 et 1996) Metrological features of ALGADE's on-site dosimeter, NEIR IV, Montréal, Canada, Juillet 1995 et IRPA9, Vienne, Autriche, Avril 1996.
- Crochon Ph., Daroussin J.L., Pfiffelmann J.P. (1995) Remediation of Ecarpière uranium tailings pond by COGEMA (France) in *IRPA International Symposium on Radiation Protection and Radioactive Waste Management in the Mining and Minerals Processing Industries*, Johannesburg, South Africa, February 1995.
- European Commission (1995) Externalities of Energy, ExternE Project, Vol. 5 Nuclear, EUR 16524 EN, Brussels, Belgium.
- ICRP (1993) Protection Against Radon-222 at Home and at Work, ICRP Publication 65, Pergamon Press.
- UNSCEAR (1993) Sources, effects and risks of ionizing radiation, Report to the General Assembly, United Nations, New York.
- Zettwoog P., Lemaitre N., Bernhard S., Vauzelle Y. (1997) Utilisation de la signature isotopique des radionucléides relâchés par les mines et les usines de traitement des minerais d'uranium, pour discriminer aux bas niveaux leur impact environnemental de celui de la tellurique naturelle. *Radioprotection* **32**, 467-489.