



Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité

Rapport CRIIRAD N°03-38

Bilan radioécologique du site BNL / rapport final

**Etude réalisée par le laboratoire de la CRIIRAD à la demande de la
municipalité de Saint-Priest-La-Prugne**

Date de rédaction : Version d'octobre 2002 / Mise en forme du 30 novembre 2003

Responsable d'étude : Bruno CHAREYRON, ingénieur en physique nucléaire,
Responsable de la mission de terrain : Christian COURBON, technicien
spécialisé,

Conditionnement des échantillons : Jocelyne Ribouët, technicien

Analyses par spectrométrie gamma : Stéphane Patrigeon, technicien mesure
physique

LABORATOIRE DE LA CRIIRAD

471, Avenue Victor Hugo, 26000 Valence

☎ 04 75 41 82 50

📠 04 75 81 26 48

SOMMAIRE

1. QUELQUES NOTIONS DE BASE EN RADIOPROTECTION	6
1.1. NOTIONS DE DOSES ET DE RISQUES SANITAIRES LIÉS À L'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS IONISANTS	6
1.2. LES DIFFÉRENTES VOIES D'EXPOSITION	7
1.3. EXPOSITION NATURELLE	8
1.4. EXPOSITION AJOUTÉE ET NORMES SANITAIRES	9
2. VECTEUR AIR / EVALUATION DE L'EXPOSITION EXTERNE	10
2.1. RÉSULTATS DES MESURES CRIIRAD	10
2.2. MISE EN ÉVIDENCE D'UN IMPACT	10
2.2.1. EXPOSITION EXTERNE LIÉE À LA DISPERSION DE DÉCHETS SOLIDES	10
2.2.2. EXPOSITION EXTERNE PAR DES DÉPÔTS RADIOACTIFS DUS AUX ÉCOULEMENTS	14
3. CARACTERISATION DES DECHETS SOLIDES (RÉSIDUS ET STÉRILES)	17
3.1. OBJECTIFS / MÉTHODOLOGIE	17
3.2. RÉSULTATS ET COMMENTAIRES	19
3.2.1. LES SOLIDES NATURELS	19
3.2.2. LES REMBLAIS ET STÉRILES MINIERS	19
3.2.3. LES RÉSIDUS ET DÉCHETS DIVERS	21
4. VECTEUR AIR / EVALUATION DE L'EXPOSITION AU RADON	24
4.1. NOTIONS PRÉLIMINAIRES	24
4.2. RÉSULTATS DES MESURES CRIIRAD	24
4.3. EXPOSITION AJOUTÉE À L'INTÉRIEUR DES BÂTIMENTS (RADON)	25
4.3.1. REMARQUES CONCERNANT LA MÉTROLOGIE	25
4.3.2. MISE EN ÉVIDENCE DE L'IMPACT LIÉ AUX ACTIVITÉS MINIÈRES : LE CAS DE LA SCIERIE MONDIÈRE	25
4.3.3. LA QUESTION DE L'IMPACT LIÉ AUX ACTIVITÉS MINIÈRES : LE CAS DES MAISONS INDIVIDUELLES ?	26
4.4. EXPOSITION AJOUTÉE DANS L'AIR EXTÉRIEUR (RADON 222)	28
4.4.1. PROBLÈMES DE MÉTROLOGIE	28
4.4.2. MISE EN ÉVIDENCE DE L'IMPACT LIÉ AUX ACTIVITÉS MINIÈRES	29
4.4.3. INSUFFISANCE DE L'AUTOCONTRÔLE	30
4.4.4. EVALUATION DOSIMÉTRIQUE PRÉLIMINAIRE	30
5. VECTEUR AIR / EVALUATION DE L'EXPOSITION AUX POUSSIÈRES	32
5.1. NOTIONS PRÉALABLES	32
5.2. MÉTHODOLOGIE	33
5.2.1. CHOIX DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE	33
5.2.2. CHOIX DE LA MÉTHODOLOGIE DE MESURE	33
5.3. RÉSULTATS DES MESURES COGEMA / ALGADE ET SUBATECH	34
5.4. EVALUATION PRÉLIMINAIRE PROPOSÉE PAR LA CRIIRAD	34

5.4.1. MÉTHODE DE CALCUL	34
5.4.2. ESTIMATIONS PRÉLIMINAIRES DES DOSES	35
6. TRANSFERTS DE RADIONUCLÉIDES PAR LES EAUX	37
6.1. CONTAMINATION DES EAUX	37
6.1.1. PROBLÈMES ANALYTIQUES	37
6.1.2. CONTAMINATION DES EAUX DU SECTEUR MINIER	40
6.1.3. CONTAMINATION DES EAUX DE LA BESBRE	44
6.1.4. CONTRÔLES EFFECTUÉS SUR LES EAUX POTABLES	46
6.2. CONTAMINATION DES PLANTES AQUATIQUES	48
6.2.1. OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE	48
6.2.2. RÉSULTATS DES ANALYSES CRIIRAD	49
6.3. CONTAMINATION DES SÉDIMENTS ET TERRES DE BERGES	52
6.3.1. OBJECTIFS / MÉTHODOLOGIE	52
6.3.2. RÉSULTATS	53
6.4. LA CONTAMINATION DES POISSONS	57
6.4.1. POISSONS PROVENANT DU GRAND BASSIN	57
6.4.2. POISSONS DE LA BESBRE	57
7. CHAÎNE ALIMENTAIRE	60

DEROULEMENT DE L'ETUDE

Les pré-détections radiométriques

La première phase de l'étude radioécologique visant à déterminer l'impact sur l'environnement et la population de l'ancien site minier uranifère COGEMA des Bois-Noirs Limousat (site BNL) consistait pour chaque laboratoire (CRIIRAD et SUBATECH) à :

- effectuer une mission de pré-détection radiométrique afin de déterminer les niveaux naturels de rayonnement au contact du sol et de détecter les zones présentant une radioactivité anormale. Les résultats de cette campagne ont été présentés dans les rapports CRIIRAD [SPLP 3](#) (23 mai 2001) et [SPLP 4](#) (23 mai 2001).
- effectuer un repérage général du site BNL et de ses environs en vue d'affiner le plan de prélèvement et de mesures ultérieures.

La définition de la stratégie d'échantillonnage

A l'issue de cette première phase, le laboratoire de la CRIIRAD a fait un certain nombre de propositions pour la mise en œuvre de la stratégie d'échantillonnage (Rapport SPLP 5 du 23 mai 2001). Les points importants sont repris dans les paragraphes « méthodologie » du présent document.

Les propositions CRIIRAD et SUBATECH ont été discutées lors des réunions de travail du CSST (Comité de Suivi Scientifique et Technique) en mairie de Saint-Priest La Prugne les 23 mai 2001 (échantillonnages de solides et vecteur air) et 5 juillet 2001 (échantillonnages portant sur le milieu aquatique).

Echantillonnages de terrain

Les campagnes de prélèvements et mesures de terrain se sont déroulées du **11 au 15 juin 2001** pour les échantillonnages de sols et déchets solides, la pose des dosimètres radon et des dosimètres gamma et du **17 au 20 septembre 2001**, pour les prélèvements de sédiments et terres de berges, eau et plantes aquatiques en vue de l'étude de l'impact sur le milieu aquatique, et la dépose des dosimètres radon et gamma.

Gestion spécifique du cas de la scierie Mondière

Compte tenu des niveaux d'exposition externe et d'exposition au radon importants relevés dans certains habitats ou bâtiments privés, la CRIIRAD a souhaité rendre compte en priorité des résultats de mesure de **l'exposition externe et de la concentration en radon dans l'air**.

Il s'agit de la note provisoire SPLP 6 du 7 décembre 2001 à laquelle avait été jointe une note de synthèse spécifique sur les mesures de débit de dose et de radon réalisées à la scierie Mondière. Cette note est reproduite dans le présent document (cf [Annexe 2](#)). Elle a été adressée également à l'OPRI le 7 décembre 2001, compte tenu de sa mission de protection des travailleurs et du public contre les dangers liés à l'exposition aux rayonnements ionisants. La note SPLP 6 peut être consultée sur demande à la CRIIRAD.

Analyses en laboratoire et interprétation des mesures

La DRIRE, en accord avec la municipalité de Saint-Priest-La-Prugne, a organisé, le 11 décembre 2001, une réunion d'étape du CSST, pour analyser les premiers résultats disponibles et a demandé

que chaque laboratoire prépare, en vue de la réunion du CSST du 23 avril 2002, une note concernant les propositions de scénarios et de groupes de référence.

La CRIIRAD a adressé au CSST une note préliminaire SPLP 7 (11 avril 2002) indiquant la difficulté de l'exercice compte tenu des données disponibles et des objectifs initiaux de l'étude. Cette note comportait en annexe les résultats des mesures réalisées par le laboratoire de la CRIIRAD sur **les solides**. La note SPLP 7 n'est pas annexée au présent document dans la mesure où les données présentées y sont reprises.

La CRIIRAD a ensuite adressé au CSST le rapport provisoire SPLP 8 (29 mai 2002) qui reprenait les principaux résultats disponibles pour chaque voie d'exposition, les résultats d'analyse CRIIRAD sur les **sédiments, terres de berges et plantes aquatiques** ainsi qu'un chapitre complémentaire sur la contamination des poissons et des plantes aquatiques. Le rapport provisoire SPLP 8 n'est pas annexé au présent document dans la mesure où les données présentées y sont reprises.

Le rapport final **SPLP 9 (octobre 2002)** reprend les données des rapports précédents, ainsi qu'un commentaire sur la contamination des solides, des eaux, des sédiments et terres de berges, et de la chaîne alimentaire. Il comporte en annexe les résultats des mesures effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD sur les solides du milieu terrestre ([Annexe 4](#)), sur les sédiments et terres de berges ([Annexe 5](#)) et sur les plantes aquatiques ([Annexe 6](#)).

La méthodologie d'analyse mise en œuvre par le laboratoire a été fournie à la municipalité par courrier en date du 30 novembre 2000.

Le présent rapport constitue le document final issu du rapport SPLP 9. La CRIIRAD envisage de produire ultérieurement une version grand public comportant des cartes, photographies et un résumé.

Notes

Afin de faciliter la lecture par les personnes qui n'ont pas participé au CSST et n'ont donc pas reçu ni étudié les différents rapports d'étape, le présent document reprend les principales données fournies dans les rapports d'étape.

Afin de faciliter la lecture, le premier chapitre porte sur quelques notions de base en radioprotection. A noter la parution au JO du 6 avril 2002, du décret N°2002-460 du 4 avril 2002 relatif à la protection générale des personnes contre les dangers des rayonnements ionisants.

La question des estimations dosimétriques

Il est important de souligner que le cahier des charges de l'étude ne prévoyait pas une reconstitution dosimétrique fine qui aurait nécessité des moyens et des délais nettement supérieurs. La présente étude est un diagnostic préliminaire sur la situation radiologique. Elle a pour objet d'identifier d'éventuelles anomalies radiologiques, parmi les plus frappantes, et de faire des propositions pour la réduction des impacts et l'amélioration du dispositif mis en œuvre par l'exploitant pour évaluer l'impact du site.

Lors de la réunion du CSST en date du 23 avril 2002, le représentant du laboratoire de la CRIIRAD a fait part de ces remarques et a précisé qu'il s'agissait pour la CRIIRAD, dans le cadre de l'étude actuelle, de répondre - pour chaque voie d'exposition -aux questions suivantes :

- la présente étude met-elle en évidence un impact sur l'environnement ?
- cet impact est-t-il correctement restitué par le programme de contrôle mis en œuvre par l'exploitant ?
- les mesures complémentaires effectuées dans le cadre de la présente étude sont-elles suffisantes pour bien analyser et quantifier cet impact ?

- peut-on évaluer l'ordre de grandeur de l'impact dosimétrique pour la population riveraine ? cet impact nécessite-t-il des actions de remédiation spécifiques ?

Ces questions seront traitées pour chaque type d'impact et chaque voie d'exposition :

- irradiation externe,
- inhalation du radon,
- inhalation des poussières,
- impact sur le milieu aquatique de surface (sédiments, terres de berges, plantes aquatiques, poissons),
- contrôles sur eau et chaîne alimentaire.

Les estimations de doses proposées par la CRIIRAD pour chaque voies d'exposition étudiée montrent que l'impact du site est bien réel, n'est pas négligeable sur le plan sanitaire, et est dans certains cas inacceptable. La CRIIRAD considère qu'il appartient aux autorités d'imposer à l'exploitant un réaménagement du site compatible avec les principes internationaux et nationaux de radioprotection, ce qui n'est pas le cas aujourd'hui.

Le CSST a néanmoins estimé que les laboratoires devaient fournir une estimation dosimétrique complète pour certains groupes de population. La CRIIRAD considère qu'une telle estimation n'est pas possible sur le plan scientifique compte tenu du manque de données disponibles.

1. QUELQUES NOTIONS DE BASE EN RADIOPROTECTION

1.1. Notions de doses et de risques sanitaires liés à l'exposition aux rayonnements ionisants

Les activités minières sont susceptibles d'avoir disséminé dans l'environnement des radionucléides associés au minerai d'uranium.

Cette pratique a pu, et peut encore, conduire à une exposition aux rayonnements ionisants très supérieure au niveau de rayonnement naturel (appelé aussi « *bruit de fond* »). Cette exposition est due au fait que les radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 émettent en se désintégrant des rayonnements ionisants (alpha, bêta, gamma) qui traversent les tissus du corps humain et y cèdent une certaine quantité d'énergie (voir en [Annexe 1](#), les types de rayonnements émis par exemple par l'uranium 238 et ses 13 descendants).

Dans la mesure où ces radionucléides sont d'origine naturelle, l'impact des activités minières, c'est-à-dire l'exposition ajoutée par rapport au niveau initial naturel de radiation est difficile à déterminer. Il convient en effet de préciser l'état radioécologique initial avant le démarrage de l'exploitation minière. Lorsque ces données ne sont pas disponibles, on utilise des mesures récentes effectuées dans l'environnement naturel, hors influence de la mine, pour évaluer le niveau de rayonnement naturel (appelé aussi « *bruit de fond* »).

Les **principaux radionucléides naturels d'origine tellurique** sont :

- L'uranium 238 et ses 13 descendants radioactifs,
- L'uranium 235 et ses 10 descendants radioactifs,
- Le thorium 232 et ses 10 descendants radioactifs.
- Le potassium 40.

Les chaînes de désintégration sont présentées en [Annexe 1](#).

L'**activité** d'un radionucléide donné, c'est-à-dire le nombre de désintégrations par seconde est exprimée en **Becquerel (Bq)**. Un Bq = une désintégration par seconde.

Dans un sol ou un minerai naturel, les radionucléides des différentes chaînes de désintégration (uranium 238, uranium 235 et thorium 232) sont en général à l'équilibre au sein de leur chaîne. C'est-à-dire que l'activité massique de chacun des descendants est égale à celle du père de la chaîne (par exemple, l'activité du radium 226 est égale à celle de l'uranium 238).

Les radionucléides se désintègrent en émettant principalement :

- une **particule alpha** (cas de l'uranium 238, du thorium 232, etc.). Une particule alpha est un noyau d'hélium, ion positif, constitué de 2 protons et de 2 neutrons. Dans le cas d'une désintégration de type alpha, l'atome engendré par cette transmutation a 2 protons et 2 neutrons de moins que son précurseur. L'uranium 238 devient ainsi du thorium 234 ; le thorium 232 devient du radium 228.
- un **électron bêta** (cas du thorium 234, de l'actinium 228, etc.). Dans ce cas, un neutron se transforme en proton suivi de l'éjection d'un électron. Le produit de cette transmutation a conservé le même nombre de masse que son précurseur, mais son numéro atomique est incrémenté d'une unité. Le thorium 234 devient ainsi du protactinium 234m , et l'actinium 228 du thorium 228.

- A l'issue de la désintégration de type alpha ou bêta, le radionucléide créé peut dans certains cas se désexciter par émission de **rayonnement gamma**. C'est le cas des radionucléides qui figurent en grisé dans les chaînes de désintégration en [Annexe 1](#).

La **dose absorbée** subie par un organe ou un tissu donné (exprimée en Gray) est la quantité d'énergie délivrée par des rayonnements ionisants (alpha, bêta, gamma, etc..) par kilogramme de matière (1 Gray = 1 Joule par kilogramme).

L'équivalent de dose, exprimé en Sievert (Sv) rend compte des effets biologiques au niveau de l'organe exposé. Il est le produit de la dose absorbée par un facteur de pondération dépendant uniquement du type de rayonnement. En effet, selon le type de rayonnements en question, à dose absorbée égale dans un organe donné, les effets sanitaires ne sont pas forcément identiques. Ainsi, les particules alpha, qui sont très peu pénétrantes dans les tissus, perdent leur énergie sur une très courte distance. Elles sont capables de créer une densité d'ionisation très importante, alors que des rayonnements plus pénétrants comme les rayonnements bêta (électrons) ou gamma (ondes électromagnétiques) ont une trajectoire plus longue et une densité d'ionisation plus faible. Pour les rayonnements bêta et gamma, dose absorbée et équivalent de dose sont considérés comme égaux. Pour les rayonnements alpha, l'équivalent de dose est considéré comme 20 fois supérieur à la dose absorbée. Cela signifie que les particules alpha sont 20 fois plus efficaces que les particules bêta ou les rayonnements gamma pour produire des effets cancérogènes à long terme.

La **dose efficace** que nous dénommerons pour simplifier « dose », s'exprime également en Sievert ou ses sous-multiples comme le milliSievert (mSv soit un millième de Sievert) et le microSievert (μ Sv soit un millionième de Sievert). Elle permet d'évaluer les risques sanitaires de façon homogène quels que soient les radionucléides et les organes concernés. Elle se calcule en ajoutant les doses équivalentes aux différents organes exposés pondérées par un facteur spécifique à chaque organe et qui dépend de sa radiosensibilité propre.

Les effets sanitaires des faibles doses de rayonnements, reconnus officiellement, sont de 2 types :

- une augmentation des **risques de cancer** (dépendant des organes exposés aux radiations) et
- une augmentation des risques de transmission **d'anomalies génétiques** à la descendance.

Concernant le risque cancérogène, la Commission Internationale de Protection Radiologique évalue le détriment sanitaire à $5 \cdot 10^{-2}$ par Sievert, soit, sur la base d'une relation linéaire sans seuil, entre la dose et l'effet (relation qu'elle juge la plus probable), 50 cancers mortels pour un million de personnes exposées à une dose de 1 000 microSieverts (et environ 5 fois moins de cancers guérissables).

1.2. Les différentes voies d'exposition

Le terme de « *pratique* » est retenu par la directive Euratom pour désigner une activité professionnelle qui génère une exposition aux rayonnements ionisants. Les autorités françaises ont choisi de traduire ce terme par « *activité nucléaire* ». Pour déterminer l'exposition totale ajoutée par une « *pratique* » mettant en œuvre des substances radioactives, il faut tenir compte de l'exposition externe et de l'exposition interne.

Les voies d'exposition à considérer sont :

- **L'exposition externe** produite par des radionucléides présents à l'extérieur de l'organisme, par exemple sur le sol ou dans une source radioactive. En se désintégrant, ces radionucléides peuvent émettre des rayonnements ionisants qui traversent l'air ambiant et atteignent la personne qui évolue sur le sol ou à proximité de la source. En pratique, les principaux contributeurs à l'exposition externe sont les rayonnements bêta et surtout gamma.

En effet, le parcours des rayonnements **alpha** dans l'air n'est que de quelques centimètres (2,5 cm pour les alpha de 4,2 MeV émis par l'uranium 238), et une «feuille de papier à cigarette» ou un sachet plastique suffisent à les stopper (le parcours des alpha de l'uranium 238 est de 20 et 30 microns respectivement à travers l'aluminium et l'eau).

Les particules **bêta** peuvent parcourir, selon leur énergie, quelques centimètres à quelques mètres dans l'air, et quelques dizaines de microns à quelques millimètres dans l'eau (ou le corps humain).

Les **rayonnements gamma**, très pénétrants car sans masse et sans charge électrique, peuvent parcourir plusieurs dizaines de mètres dans l'air et plusieurs centimètres dans l'eau avant de perdre la moitié de leur énergie.

Dès que l'on s'éloigne de quelques dizaines de centimètres d'une source d'uranium 238 ou de thorium 232, les rayonnements gamma sont les principaux contributeurs au débit de dose (irradiation externe) En effet, à cette distance le rayonnement alpha émanant de la source est totalement arrêté par les couches d'air, et une fraction importante du rayonnement bêta l'est également. Dans ce cas, le paramètre pertinent pour évaluer l'exposition externe globale de l'organisme est le débit de dose au corps entier exprimé en microGray par heure (ce qui est équivalent, dans le cas des rayonnement bêta et gamma, à des microSieverts par heure). Par contre, au contact direct de minerai d'uranium 238 ou de thorium 232, l'exposition de la partie superficielle de la peau par les rayonnements bêta et alpha peut devenir importante. Son évaluation nécessite alors la réalisation de mesures spécifiques (dose à la peau).

- **L'exposition interne** produite par les rayonnements émis par des radionucléides présents dans l'organisme suite à une incorporation (ingestion, inhalation, transfert transcutané, migration au niveau des lésions de la peau). Les coefficients de dose (en microSieverts par becquerels) dépendent alors du radionucléide (c'est-à-dire du type de rayonnement qu'il émet, de sa période physique et biologique, de son métabolisme spécifique dans le corps humain, etc.), de la voie d'exposition et de l'âge de la personne au moment de l'incorporation (ingestion, inhalation, etc..).

Par exemple : les coefficients de dose pour l'incorporation de thorium 232 par un adulte sont respectivement de 110 $\mu\text{Sv/Bq}$ par inhalation (pour la forme physico-chimique la plus pénalisante) et 0,23 $\mu\text{Sv/Bq}$ par ingestion. Les coefficients de dose pour les autres radionucléides seront donnés dans les paragraphes correspondant ci-après.

- **La contamination externe** due à la présence de radionucléides à la surface de la peau. Elle produit une exposition externe susceptible de se transformer en exposition interne par transfert cutané, par les lésions de la peau, par ingestion (par exemple s'il y a toucher de la surface contaminée puis action de porter ses doigts à la bouche ou de se ronger les ongles), etc..

1.3. Exposition naturelle

Naturellement, le débit de dose à 1 mètre au dessus du sol (exposition **externe**) est typiquement en France de l'ordre de 0,1 microSieverts par heure (des valeurs supérieures sont enregistrées, sur certains massifs granitiques en particulier). Pour une exposition durant une année (soit 8 760 heures) cela représente une dose annuelle liée à l'exposition externe proche de 900 microSieverts.