

**Institut Universitaire Professionnalisé
IUP ENTES**

**UNIVERSITE DE PROVENCE
AIX-MARSEILLE I**

Rapport de stage ingénieur-maître

Spécialisation Chimie de l'Environnement et Ecosystèmes

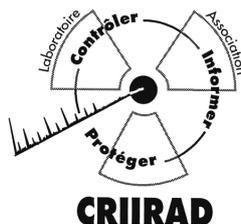
Année 2003

Tuteur enseignant : Serge Chiron

« Etude préliminaire de la situation radiologique des anciens sites
d'extraction d'uranium du Lodévois
et de leur environnement »

Thierry Constantin-Blanc

Sous la direction de : Bruno Chareyron,
ingénieur en physique nucléaire, responsable du laboratoire de la CRIIRAD
Vérification : Corinne Castanier, directrice de la CRIIRAD



Laboratoire de la CRIIRAD

Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité

Sommaire

INTRODUCTION	3
<u>I L'INDUSTRIE EXTRACTIVE DE L'URANIUM ET LA PRODUCTION DE DÉCHETS</u>	4
<u>II CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ÉTUDE</u>	6
II.1 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE RADIOÉCOLOGIQUE PRÉLIMINAIRE	7
<u>III ORGANISATION ET DÉROULEMENT DE L'ÉTUDE</u>	7
III.1 ORGANISATION DES MISSIONS DE TERRAIN.....	7
III.1.A CAMPAGNE 1 : MISSION EXPLORATOIRE DE PRÉ-DÉTECTION RADIAMÉTRIQUE.....	7
III.1.B CAMPAGNE 2 : PRÉLÈVEMENT D'ÉCHANTILLONS SUR LES BERGES DES COURS D'EAU	8
III.1.C CAMPAGNE 3 : ACQUISITION DES MESURES DE DÉBIT DE DOSE	8
<u>IV LE COMPLEXE MINIER</u>	9
IV.1 SITUATION GÉOGRAPHIQUE.....	9
IV.2 CARACTÉRISTIQUES DU MILIEU	9
IV.3 LES INSTALLATIONS	10
IV.4 LES DÉCHETS SOLIDES	12
IV.5 LES REJETS LIQUIDES.....	12
IV.6 HISTORIQUE.....	12
IV.7 RÉGIME ADMINISTRATIF.....	13
<u>V EVALUATION DE L'EXPOSITION EXTERNE</u>	14
V.1 LE RAYONNEMENT GAMMA ET L'EXPOSITION EXTERNE	14
V.2 MÉTHODOLOGIE DE TERRAIN	14
V.2.A PRÉ-DÉTECTION RADIAMÉTRIQUE.....	15
V.2.B MESURES DE DÉBIT DE DOSE	15
V.3 CHOIX DES SITES ÉTUDIÉS	15
V.3.A LE MILIEU NATUREL DE RÉFÉRENCE	16
V.3.B LE MILIEU NATUREL À NIVEAU D'IRRADIATION ÉLEVÉ.....	16
V.3.C LES ANCIENS SITES RÉAMÉNAGÉS	16
V.3.D LES MATÉRIAUX DISPERSÉS.....	16
V.3.E LES ZONES DE DÉPÔTS DES ÉCOULEMENTS.....	17
<u>VI BILAN DES MESURES RADIAMÉTRIQUES</u>	17

VI.1 LE MILIEU NATUREL NON PERTURBÉ	17
VI.2 LES AFFLEUREMENTS URANIFÈRES.....	18
VI.3 LES SITES RÉAMÉNAGÉS.....	19
VI.4 LA DISPERSION DE STÉRILES MINIERS DANS L'ENVIRONNEMENT.....	21
VI.5 LA DISPERSION DUE AUX REJETS ET ÉCOULEMENT DIFFUS.....	22
<u>VII INTERPRÉTATION DES MESURES RADIAMÉTRIQUES : IMPACT RADIOLOGIQUE</u>	<u>24</u>
VII.1 ASPECTS RÉGLEMENTAIRES : QUELQUES REPÈRES	24
VII.2 EXPOSITION EXTERNE AJOUTÉE PAR LES INSTALLATIONS MINIÈRES.....	25
VII.2.A LES SITES MINIERS RÉAMÉNAGÉES	25
VII.2.B LA DISPERSION PAR L'UTILISATION DE STÉRILES COMME MATÉRIAU DE REMBLAIS.....	26
VII.2.C LA DISPERSION DUE AUX REJETS ET AUX ÉCOULEMENTS DIFFUS	27
VII.3 L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION EXTERNE PAR L'EXPLOITANT.....	28
VII.3.A QUE MESURE LA COGEMA ?	28
VII.3.B BANALISATION DES SITES BASÉE SUR UNE ÉVALUATION ERRONÉE DE L'IMPACT RADIOLOGIQUE : LE CAS DE LA MINE DE PUECH BOUISSOU.....	29
<u>CONCLUSION.....</u>	<u>31</u>
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	<u>32</u>
<u>LISTE DES TABLEAUX</u>	<u>33</u>
<u>LISTE DES FIGURES.....</u>	<u>34</u>

Introduction

Les activités minières d'extraction de l'uranium consistent à dégager du sous-sol un minerai brut, puis à en séparer l'uranium, élément radioactif, afin de produire un concentré destiné aux applications civiles et militaires de l'énergie nucléaire. Ces opérations conduisent au rejet dans l'environnement d'effluents radioactifs liquides et gazeux et à la production d'importants volumes de déchets radioactifs solides.

La présence de ces **déchets radioactifs** constitue, pour les êtres vivants, une source d'exposition directe aux rayonnements ionisants par les différentes voies, internes et externes, et ceci, pour des périodes allant de dizaines de milliers d'années à des dizaines de milliards d'années – en fonction du cocktail isotopique et des activités mises en jeu. De plus, par dispersion et transport (eaux, air et utilisation de matériaux), ils constituent indirectement, pendant et après l'exploitation, une source de contamination potentielle de l'environnement plus ou moins proche ainsi que de la chaîne alimentaire.

Dans un souci de protection des personnes et de l'environnement, alors que les derniers sites d'extraction d'uranium en France ont été arrêtés et que l'on décide des modalités de leur devenir, il est important de connaître, avant tout projet de banalisation, l'état radiologique des sites eux-mêmes et de leur environnement et d'étudier les mesures envisagées pour mettre en sécurité les sites et confiner, sur le très long terme, la radioactivité.

Le réaménagement des sites de la **division minière de l'Hérault**, exploités jusqu'en **1997** par la Compagnie Générale des Matières Nucléaires (COGEMA), s'est achevé en **2001** et une partie d'entre eux a, d'ores et déjà, été rendus au public. Dans ce contexte, la réalisation d'une **étude indépendante** apparaissait particulièrement opportune. Elle permettrait notamment de vérifier la pertinence des prescriptions réglementaires, leur conformité au droit, la qualité des travaux, leur efficacité en terme de limitation des exposition et les garanties qu'ils apportent aujourd'hui et sur la durée en matière de protection radiologique des population.

Dans ce contexte, il est important de préciser que le présent rapport ne correspond pas à ce type d'étude. Le but du travail présenté ici, limité par le temps et par le budget disponibles, n'est pas d'aborder tous les aspects de la situation radiologique de ces sites et de leur environnement, mais d'apporter les premiers éléments nécessaires à son évaluation.

Dans le cadre de cette **étude préliminaire**, nous nous sommes attachés à évaluer l'exposition externe aux rayonnements ionisants ajoutée par l'exploitation minière. En nous appuyant sur les données radiométriques collectées lors de trois campagnes de terrain et l'analyse par spectrométrie gamma des échantillons prélevés, nous nous efforcerons de répondre aux questions suivantes :

- peut-on mettre en évidence un impact radiologique sur l'environnement ?
- cet impact est-t-il correctement restitué par le réseau de surveillance de l'exploitant ?
- peut-on évaluer l'ordre de grandeur de l'impact dosimétrique du fait de l'exposition externe pour la population riveraine ? cet impact nécessite-t-il des actions de remédiation spécifiques ?

Après une présentation générale des mines d'uranium, nous reviendrons sur la division minière de l'Hérault et sur les résultats de cette étude préliminaire de la situation radioécologique.

I L'industrie extractive de l'uranium et la production de déchets

L'uranium est un élément radioactif : sa structure nucléaire est instable et a tendance à se désintégrer spontanément, conduisant à la formation d'un nouvel élément, appelé descendant, et à l'émission de particules et de rayonnements. L'uranium naturel est constitué de trois isotopes, l'uranium 238, l'uranium 234 et l'uranium 235, dans des proportions massiques relatives de 99,274 %, 0,006% et 0,72 %. Les chaînes de désintégrations successives de l'uranium 238 et de l'uranium 235 comportent respectivement 14 et 11 éléments radioactifs qui se désintègrent successivement avant de parvenir à des éléments stables (Annexe 1: chaînes de désintégration de l'U238 et de l'U235).

Le minerai extrait en France présente une teneur massique en uranium naturel de l'ordre de quelques kilogrammes par tonne. Il est extrait dans des mines souterraines nommées TMS (travaux miniers souterrains) ou à ciel ouvert, nommées MCO (mines à ciel ouvert).

Dans les deux cas, pour atteindre le minerai, d'importantes quantités de roches sont amenées à la surface du sol. Dénommés communément « **stériles miniers** », ces matériaux sont constitués par la roche engainant les filons et par du minerai dont la teneur en uranium n'est pas jugée économiquement exploitable (généralement moins de 0,03 % en masse).

Après concassage, le minerai subit, généralement à proximité des sites d'extraction (afin de minimiser les coûts de transport), l'étape d'extraction de l'uranium par attaque chimique. Il en résulte, d'une part, un concentré pulvérulent, appelé « **yellow-cake** »¹, contenant en masse entre 60 et 75 % d'uranium et, d'autre part, des boues de traitement appelées **résidus**. Ces résidus contiennent encore environ 70 % de l'activité initiale du minerai, liées pour partie à l'uranium qui n'a pas été extrait, mais surtout à la présence de la quasi totalité de ses descendants, comme le thorium 230 et le radium 226. La dispersion de ces radionucléides dans l'environnement est favorisée par les différents traitements mécaniques et chimiques.

Pour 1 tonne de minerai extrait, les quantités de stériles produits représentent, en moyenne, 9 tonnes dans une mine à ciel ouvert et 0,65 tonnes dans une exploitation souterraine. A partir de cette tonne de minerai seront produits quelques kilogrammes d'uranium, le reste constituant les résidus.

- Pendant l'exploitation

Les résidus étaient habituellement déversés dans des mines à ciel ouvert dont l'exploitation avait été abandonnée ou dans des vallées fermées par une digue, puis recouverts d'une couche de stériles miniers. Ceux-ci, étaient rassemblés, en tas « collinéens » de plusieurs milliers de m³, appelés verses. S'ajoutaient à ces déchets solides, des rejets liquides constitués par les effluents de l'usine de traitement du minerai, les eaux, traitées ou non traitées, pompées dans les galeries souterraines, appelées eaux d'exhaure, et les eaux de ruissellement et d'infiltration de l'ensemble des sites (plate-forme, aires de stockage de minerai, verses à stériles, résidus). Ces eaux étaient susceptibles de contenir des teneurs élevées en radionucléides sous forme soluble et insoluble, complexés avec d'autres éléments ou adsorbés sur les matières en suspension. De plus, des poussières radioactives étaient générées par les tirs d'explosifs, le transport par engins et les opérations de concassage.

¹ La forme chimique de l'uranium présent dans le « yellow cake » varie en fonction du mode de traitement utilisé, dans le cas de la division minière de l'Hérault, mettant en œuvre une attaque basique du minerai, il s'agit d'uranate de sodium.

- Après l'exploitation

Les opérations de réaménagement consistent à utiliser les importants volumes de « stériles miniers » à des fins de réhabilitation paysagère. Considérés comme ayant une faible teneur en minerai uranifère, ils ne font l'objet d'aucun traitement spécifique, ni suivi radiologique. Les aires de stockage des résidus font l'objet de plus d'attention, avec le traitement, avant rejet, des eaux de percolation et par la mise en place d'une couverture constituée par une partie des stériles miniers.

L'industrie extractive de l'uranium conduit donc à la production d'importants volumes de deux types de déchets solides comportant des éléments radioactifs :

- Les résidus d'extraction, reconnus officiellement comme déchets radioactifs,
- Les « stériles miniers », qui peuvent présenter une concentration en uranium plusieurs dizaines de fois supérieure au bruit de fond naturel, et comporter des fragments de minerai.

Ces déchets solides, le plus souvent stockés sur les sites d'extraction, représentent après l'exploitation une source directe de rayonnement, ainsi qu'une source d'exhalation de radon, gaz radioactif descendant de l'uranium.

De plus, par des phénomènes de ruissellement, de lessivage et de percolation, ces déchets peuvent provoquer une contamination des eaux souterraines et de surface. Les radionucléides entraînés pourront alors atteindre le milieu récepteur et la chaîne alimentaire, par transport et accumulation. Les eaux circulant dans les galeries souterraines sont, elles aussi, susceptibles de se charger en radionucléides.

La durée des opérations de traitement des eaux constitue l'un des éléments clefs du dossier mines d'uranium.

II Contexte et objectifs de l'étude

Dans la continuité des travaux qu'elle a effectués sur l'extraction de l'uranium, et notamment sur les sites de l'Ecarpière (Loire Atlantique), de la Crouzille (Haute-Vienne) et des Bois noirs (Loire), la CRIIRAD (cf. présentation en annexe 1) a procédé depuis quelques années à quelques repérages ponctuels sur la Division Minière de l'Hérault. Par ailleurs, à plusieurs reprises, elle a été sollicitée par des particuliers et des associations locales s'interrogeant sur la situation radiologique de l'environnement des sites.

Faute de temps et de moyens financiers, aucun projet n'avait pu aboutir. La réalisation des études de terrain et des analyses dans le cadre d'un stage d'ingénieur-maître a permis de limiter l'investissement de la CRIIRAD et de mener à bien un premier niveau d'investigation, préliminaire, mais particulièrement instructif.

Plusieurs éléments justifient pleinement qu'une étude soit engagée :

- Il s'agit d'un complexe minier comportant les différents types d'installations pouvant être rencontrés dans l'industrie extractive de l'uranium. Il se composait à la fois de mines souterraines, de mines à ciel ouvert, d'une usine de traitement du minerai et d'une aire de stockage de résidus.
- Des quantités considérables de sous-produits et de déchets radioactifs, toujours présents sur le site, ont été générés. La fiche signalétique de la division minière de l'Hérault, figurant à l'inventaire national des déchets radioactifs édité par l'ANDRA², fait état du stockage, dans deux anciennes mines à ciel ouvert, de plus de 4 millions de tonnes de résidus de traitement, de plus de 1,2 millions de tonnes de minerai pauvre, des produits de démantèlement de l'usine et des boues de traitement des eaux. Notons que les « stériles miniers » ne sont pas signalés sur cette fiche.
- Les précédentes études de la CRIIRAD sur d'autres sites miniers (Annexe 3 : liste des études CRIIRAD) ont montré qu'une exposition significative du public aux rayonnements ionisants, provoquée par des situations radiologiques anormales, persistait après les travaux de réaménagement. De plus, elles ont pointé des lacunes dans les plans de surveillance mis en œuvre par l'exploitant sous le contrôle de l'administration. Ces études portaient sur des sites mis en exploitation dans les années 50, époque où la prise en considération des problèmes environnementaux et d'exposition du public ne constituait pas une priorité. L'exploitation des mines de l'Hérault n'a commencé qu'à la fin des années 70 et il était intéressant de déterminer si ce décalage dans le temps se traduisait ou non par une meilleure prise en compte des risques radiologiques.
- Par ailleurs, le réaménagement s'étant officiellement terminé en décembre 2000), il était opportun de vérifier sa qualité et sa conformité aux prescriptions réglementaires, recommandations émises par la CRIIRAD et reprises dans le rapport parlementaire de l'Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques (année 1996) et aux préoccupations environnementales affichées par l'exploitant.
- Lors du déroulement de la présente étude, ce premier examen de la situation radiologique s'est révélé d'autant plus nécessaire que les modalités administratives permettant à l'exploitant d'abandonner une partie importante de ses sites étaient en cours d'élaboration. Certains terrains et bâtiments devant en outre être transformés en zone d'activité, il était souhaitable de conduire dans les meilleurs délais un premier niveau de contrôle.

² Agence nationale de gestion des déchets radioactifs, inventaire annuel, édition 2002

II.1 Objectifs de l'étude radioécologique préliminaire

Une étude exhaustive traitant des différents aspects (exposition externe, exposition due à la présence de radon dans l'air ; contamination des sols, du milieu aquatique de surface, des eaux souterraines, de la chaîne alimentaire) n'était pas réalisable dans le cadre de ce stage. La présente étude ne constitue qu'un diagnostic préliminaire de la situation radiologique et a volontairement été **limitée à l'aspect exposition externe**. Il s'agissait, en ne tenant compte que de cette voie d'exposition, d'évaluer l'impact radiologique des activités passées et des déchets produits, sur les personnes fréquentant les sites réaménagés ou vivant dans leur proche environnement. Au travers de cette voie d'exposition, nous avons pu, également, apporter les premiers éléments visant à évaluer l'impact environnemental sur le milieu aquatique de surface.

En fonction des niveaux radiométriques rencontrés et des modalités de fréquentation des sites, ces premiers résultats aideront à déterminer quels seront les sites et les voies d'exposition à traiter en priorité.

III Organisation et déroulement de l'étude

La présente étude, comme les études de la CRIIRAD concernant les autres sites miniers, s'appuie, avant tout, sur les données radiométriques collectées sur le terrain et sur l'analyse par spectrométrie gamma des échantillons prélevés. Afin de préparer les différentes missions de terrain, un travail bibliographique a été réalisé. De plus, les données du réseau de surveillance de l'environnement de l'exploitant ont été consultées. Il s'agissait essentiellement de données anciennes (années 1989-1992) ; leur exploitation n'a pas été jugée prioritaire devant le travail de terrain et de traitement des échantillons. Les données plus récentes, années 1996-1997, 2000-2002, demandées à la DRIRE Languedoc-Roussillon, puis à l'exploitant, ne nous sont parvenues que tardivement. Un dossier de cessation d'activité minière a pu être consulté grâce à l'amabilité de la Municipalité de Saint-Jean de la Blaquière.

III.1 Organisation des missions de terrain

III.1.a Campagne 1 : mission exploratoire de pré-détection radiométrique

Cette campagne, qui s'est déroulée du 26 mai au 3 juin 2003, a permis :

- d'effectuer un repérage de l'ensemble du secteur permettant d'affiner la localisation des différents sites d'exploitation³ et de leurs rejets ainsi qu'une reconnaissance des différents cours d'eau,
- d'effectuer une pré-détection radiométrique afin de déterminer les niveaux naturels de rayonnement et de détecter, tant sur les sites réaménagés qu'à leurs abords, les zones présentant une radioactivité anormale,
- de prélever une première série d'échantillons sur les berges des cours d'eau, afin d'obtenir une première évaluation de la contamination au moyen d'analyses par spectrométrie gamma au laboratoire de la CRIIRAD.

Un repérage rapide du secteur⁴ a été possible grâce à l'aide de Monsieur Mark Lintott, adhérent de l'association ASPECT⁵. En outre, un dossier rassemblé par ses soins a été recueilli.

³ Les documents disponibles jusqu'alors n'indiquant pas de localisation précise, les gisements avaient été repérés au préalable sur les cartes géologiques du BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), service Géologique National, *Carte Géologique de la France au 1/50 000, Feuille Lodève*.

⁴ Par leur emprise et les marques laissées dans le paysage, les principaux sites d'extraction sont aisément repérables. Il n'en va pas de même pour les petits sites décentrés, d'autant que les périodes d'exploitation ont été généralement

III.1.b Campagne 2 : prélèvement d'échantillons sur les berges des cours d'eau

Réalisée du 24 au 26 juin 2003, avec l'aide de Christian Courbon, technicien spécialisé, responsable des missions de terrain à la CRIIRAD, cette campagne, avait pour but de compléter les prélèvements d'échantillons et de réaliser des mesures de débit de dose sur les berges des petits cours d'eau.

III.1.c Campagne 3 : acquisition des mesures de débit de dose

Réalisée du 10 août au 15 août 2003, cette campagne a permis de compléter les mesures radiométriques et d'acquérir les mesures de débit de dose nécessaires à l'évaluation de l'exposition externe. Des mesures ont été réalisées dans le milieu naturel de référence non perturbé par l'exploitation, ainsi que sur une sélection de sites représentatifs de l'éventail des situations rencontrées.

Les premières rencontres avec les élus ont eu lieu au cours de cette campagne et le dossier de fin d'exploitation du site principal, présenté par la Cogema à l'administration, a été brièvement consulté.

brèves (quelques mois à quelques années) et que le réaménagement et la revégétalisation ont eu lieu immédiatement après leur fermeture.

⁵ Association siégeant à la Commission locale d'information et de surveillance (CLIS) du site minier.

IV Le complexe minier

IV.1 Situation géographique

Le complexe minier est installé au sud du Massif Central, à une quarantaine de kilomètres au nord-ouest de Montpellier et à environ 3 kilomètres à l'est du centre de la ville de Lodève, entre la plaine alluviale du Languedoc et le plateau du Larzac, dans l'unité géomorphologique de 25 km² du bassin de Lodève (cf. Figure 1). Un ensemble de collines de 200 à 300 m d'altitude et de vallées orientées nord-sud constitue la topographie proche du complexe minier.



Figure 1 : Carte de localisation de la division minière de l'Hérault

IV.2 Caractéristiques du milieu

- Contexte géologique

La division minière de l'Hérault est située dans la partie nord-est du bassin permien de Lodève. Dans certaines parties de ce bassin sédimentaire, les dépôts peuvent atteindre 2500 m de profondeur. Les minéralisations d'uranium sont principalement localisées dans la partie inférieure de la série de l'Autunien, riche en matière organique présente sous forme de schistes bitumeux ou de bitumes migrés en remplissage de failles. Les principaux minéraux uranifères sont la pechblende et la coffinite noyées en microgranules dans une matière bitumeuse associée à des sulfures. Le bassin est très affecté par des faisceaux de failles tectoniques où se localisent les minéralisations aux teneurs en uranium les plus élevées.

- Contexte climatique : implications sur l'érosion des sols et sur la dynamique du réseau hydrographique

Le climat est de type méditerranéen, caractérisé par une saison chaude et sèche entre mai et septembre, une période d'aridité en été et par des précipitations concentrées à l'automne et à la fin de l'hiver. Les moyennes des précipitations annuelles se situent entre 950 mm à Octon (à 7 km au sud) et 1050 mm à Lodève⁶. Ces moyennes ne traduisent pas la forte variabilité mensuelle, ni la concentration des précipitations dans des intervalles de temps parfois très courts à l'échelle journalière. Le vent dominant est de secteur Nord (Tramontane) soufflant environ 150 jours par an ; les vitesses peuvent être très élevées avec des maximum instantanés pouvant atteindre plus de 140 kilomètres par heure.

L'ensemble de ces facteurs climatiques induisent de puissants processus d'érosion, en particulier sur les matériaux non consolidés. En période sèche se produisent la fragmentation des matériaux par thermoclastie et l'entraînement des poussières par le vent. Les violents orages d'automne sont les facteurs d'une érosion prononcée des sols par ruissellement.

Les nombreux ruisseaux, totalement à sec une grande partie de l'année, se transforment alors en d'impétueux torrents charriant une forte charge solide. Même si le lit moyen de ces petits cours d'eau est le plus souvent endigué par des murets de pierres le long des exploitations agricoles (essentiellement représentées par des vignes), des débordements peuvent avoir lieu dans bon nombre de sections. La rivière qui collecte l'ensemble du réseau hydrographique du secteur concerné par l'exploitation minière est la Lergue. Celle-ci se jette dans le fleuve Hérault à 23 kilomètres en aval. De même que l'ensemble de ses affluents, cette rivière est caractérisée par l'irrégularité de ses débits. Les variations saisonnières, avec une période d'étiage en été (avec 1,37 m³/s de moyenne en août) et une période de hautes eaux en janvier-février (7,8 m³/s de moyenne pour ces deux mois), sont complétées par de fortes variations journalières liées aux précipitations orageuses⁷.

L'ensemble des cours d'eau du réseau hydrographique se caractérisent donc par une dynamique fortement contrastée avec de violentes crues en période d'orage. Ceci a pour conséquence l'entraînement de sédiments fins et moyens.

IV.3 Les installations

Les ouvrages concernent une superficie totale d'environ 250 hectares, non comprises les verses à stériles qui représentent une surface au moins équivalente. En 1997, la COGEMA était propriétaire d'environ 450 ha.

Le complexe minier se composait de sept chantiers exploités en travaux souterrains et de seize mines à ciel ouvert, ainsi que d'une usine de traitement du minerai exploitée par la SIMO (Société Industrielle des Mines de l'Ouest), filiale de la COGEMA. Ces chantiers, d'importances très inégales vis-à-vis des tonnages extraits, peuvent être regroupés géographiquement en sept sites. La figure 2, page suivante, précise leur localisation.

⁶ Données Météo-France

⁷ Données « Ecoulements mensuels calculés sur 44 ans », extraites de la Banque HYDRO. Source : DIREN Languedoc-Roussillon.



Figure 2 : Localisation des sites de la division minière de l’Hérault et des principaux villages environnants

Quatre de ces sites, pratiquement contigus, se situent dans une même entité géographique d’environ 2,5 km est-ouest sur 2 km nord-sud, en rive gauche de la Lergue. Il s’agit :

- du **site principal COGEMA-SIMO** (commune du Bosc) qui regroupe le carreau de la mine souterraine de **Mas-Lavayre** (d’où a été extraite près de 80 % de la masse totale du minerai), l’usine de traitement du minerai et l’ancienne station de traitement des eaux d’exhaure,
- du site de **Mas d’Alary** (communes du Bosc et de Soumont), contigu au site précédent, qui comprend les MCO de Failles-sud et Failles-centrales où sont actuellement déposés les résidus de l’usine SIMO, la MCO de Sud-failles-sud où est installée l’actuelle station de traitement des eaux et la MCO du Doumergoux installée en bordure de ce petit cours d’eau,
- du site formé par les MCO et TMS de **Tréviels** et de la MCO de **Mas d’Alary Village** (communes de Lodève et de Soumont), situé à environ 1,5 km ouest du site principal et séparé des mines de Mas d’Alary par la route départementale D153 E4 ; celle-ci étant traversée par la piste d’évacuation du minerai vers l’usine SIMO,
- du site des **Mares** (communes du Bosc et de Soumont), situé à environ 500 m au nord du site principal, qui comprend deux petits chantiers souterrains et trois mines à ciel ouvert.

A ce complexe, s’ajoutent trois sites décentrés :

- le site de **Rabéjac** (commune du Puech), à environ 2,5 km sud-ouest du site principal, en rive droite de la Lergue, où ont été ouvertes deux mines à ciel ouvert,
- le site de la **Plagne-Campagnac** (commune du Bosc), à environ 700 m sud-est du site principal, comprenant deux mines à ciel ouvert,
- la mine souterraine de **Puech-Bouissou** (commune de Saint-Jean de la Blaquière) à environ 7 km est du site principal.

D'autres sites convoités par la COGEMA n'ont finalement pas été exploités. C'est le cas des gisements de Puech Lazert et du Moulin de la Charité, sur la commune de Saint-Jean de la Blaquière. La forte opposition de la population a eu raison des vellétés de la COGEMA d'ouvrir des travaux d'extraction en proximité directe du village.

IV.4 Les déchets solides

Le tableau I, ci dessous, donne l'évaluation que fait la Cogéma des tonnages de matériaux extraits et donc de la masse des déchets solides produits par l'ensemble des sites miniers pendant la totalité de la période d'exploitation.

Tableau I : Cumul des matériaux extraits du sous-sol de 1976 à 1997.
Source Cogema « rapport annuel d'activité 1997 »

(nota : les chiffres relatifs à l'ensemble de la division prennent en compte « d'anciens travaux TMS »)

	Roche extraite (tonnes)	Minerai extrait (tonnes)	Teneur en uranium (%)	Uranium produit (tonnes)
Ensemble des mines à ciel ouvert	24 327 303	940 556	0,193	1 816
Ensemble des mines souterraines	6 816 293	4 224 350	0,306	12 939
dont Mas Lavayre	6 459 549	4 071 311	0,303	13 346
Ensemble de la division	31 149 598	5 170 908	0,286	14 775

IV.5 Les rejets liquides

Pendant la période d'exploitation, les effluents de l'usine Simo de traitement du minerai étaient rejetés dans la Lergue, au lieu-dit la Fontaine (débit moyen : 75 m³/h⁸). Cet exutoire évacue désormais les rejets de l'actuelle station traitant les eaux collectées dans la zone où sont stockés les résidus.

Les rejets de l'ancienne station de traitement des eaux, constitués en grande partie des eaux d'exhaure de la mine de Mas Lavayre, étaient déversés dans le Riviéral au niveau de l'usine Simo, après déradification par ajout de chlorure de baryum et coprécipitation des sulfates de radium et de baryum (débit moyen : 100 m³/h⁹). Hors période d'orage, ces effluents constituaient l'essentiel du débit de ce petit cours d'eau.

IV.6 Historique

Les premiers travaux de prospection ont commencé en 1957, avec la découverte des premiers indices à Rabéjac. Les premières galeries de reconnaissance ont été percées à Rabéjac et à Mas d'Alary en 1959. En 1966, la concession minière du Lodévois, d'une superficie de 63,1 km² est attribuée au Commissariat à l'Energie Atomique (CEA) ; elle sera transférée à la COGEMA en 1977. En septembre 1975, les premiers travaux d'extraction commencent à la mine souterraine de Mas Lavayre. L'autorisation d'exploiter est accordée en décembre 1978, date à laquelle commence l'extraction dans les mines à ciel ouvert de Mas d'Alary, dont l'exploitation cessera en 1984. Le but essentiel de ces premiers travaux à ciel ouvert est de disposer des excavations nécessaires au stockage des résidus de l'usine de traitement, dont la construction débute en 1979. En 1981, les premiers kilogrammes d'uranium sont produits ; l'objectif de 1000 tonnes par an sera quasiment réalisé entre 1983 et 1992. Entre 1989 et 1992 sont mises en exploitation des petites mines (Rabéjac, La Plane, Puech Bouissou), plus ou moins décentrées. Les gisements étant peu importants, leur période d'exploitation est seulement de quelques mois et, en 1994,

⁸ B. Descamps, *Etude Radioécologique du complexe minier de Lodève 1981-1885*, Commissariat à l'Energie Atomique, 1987.

⁹ id. note 8.

seule reste exploitée la mine souterraine de Mas Lavayre. Cette dernière cessera toute activité en avril 1997. Avec la chute des cours mondiaux de l'uranium à partir de 1980 et les engagements de la COGEMA dans des mines à l'étranger (Gabon, Niger, Canada, Australie, Kazakhstan), la production d'uranium du Lodévois, comme celle des autres sites français, n'est pas économiquement rentable et la production de l'usine SIMO n'a cessé de décroître depuis 1993, fonctionnant les dernières années à la moitié de sa capacité. L'usine est démantelée en 1999 et enfouie dans la mine à ciel ouvert de Failles-sud. Les opérations de réaménagement, de stabilisation des verses et végétalisation ont débuté au fur et à mesure de l'arrêt des travaux miniers et se sont achevés fin 2000. La construction de l'actuelle station traitant l'eau d'infiltration de la zone des résidus date de 1999.

IV.7 Régime administratif

Les travaux miniers sont soumis à la Police des Mines et au Règlement Général des Industries Extractives. L'usine SIMO était régie par la loi sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Le site de stockage des résidus est soumis à cette même réglementation.

Plusieurs arrêtés préfectoraux complètent ces dispositions générales. Chaque ouverture ou modification de travaux miniers doit faire l'objet, en principe, d'une autorisation d'exploitation qui lui est propre et qui est délivrée à l'issue d'une enquête publique¹⁰. Le principal **arrêté préfectoral**, toujours en vigueur, est celui du **25 septembre 1980**. Il autorise l'exploitation de l'usine SIMO et des installations de surface nécessaires à l'activité minière. Cet arrêté constitue, en outre, le cadre réglementaire du réseau de surveillance de l'environnement (implantation des stations de mesure, fréquence des analyses), dont le suivi est confié à l'exploitant. Sont également fixées les conditions de rejet des effluents liquides du site principal. Certaines de ces dispositions ont été modifiées en **avril 1988** (augmentations du débit maximal autorisé), à la suite de fréquents dépassements des limites imposées par l'arrêté précédent.

Le cadre réglementaire de la procédure administrative régissant l'arrêt des travaux miniers est décrite par l'article 91 du Code Minier. L'acte de cessation d'activité minière est délivré par arrêté préfectoral après étude, par l'administration, du dossier de cessation d'activité présenté par l'exploitant et notamment de l'aspect radiologique.

Code minier – Livre 1^{er}, titre IV, chapitre III.

Article 91

*(Loi n° 70-1 du 2 janvier 1970 art. 22 Journal Officiel du 4 janvier 1970 en vigueur le 1er novembre 1970)
(inséré par Loi n° 99-245 du 30 mars 1999 art. 5 I Journal Officiel du 31 mars 1999)*

« Lors de la cessation d'utilisation d'installations mentionnées à l'article 77, ou lors de la fin de chaque tranche de travaux ou, au plus tard, lors de la fin de l'exploitation et de l'arrêt des travaux, l'explorateur ou **l'exploitant fait connaître les mesures qu'il envisage de mettre en œuvre pour préserver les intérêts mentionnés à l'article 79, pour faire cesser de façon générale les désordres et nuisances de toute nature engendrés par ses activités, pour prévenir les risques de survenance de tels désordres**, et pour ménager le cas échéant les possibilités de reprise de l'exploitation.

Dans le cas où il n'existe pas de mesures techniques raisonnablement envisageables permettant de prévenir ou faire cesser tout désordre, il incombe à l'explorateur ou à l'exploitant de rechercher si des risques importants susceptibles de mettre en cause la sécurité des biens ou des personnes subsisteront après l'arrêt des travaux. Si de tels risques subsistent, il étudie et présente les mesures, en particulier de surveillance, qu'il estime devoir être poursuivies après la formalité mentionnée au 9^{ème} alinéa du présent article.

Dans tous les cas, l'explorateur ou l'exploitant dresse le bilan des effets des travaux sur la présence, l'accumulation, l'émergence, le volume, l'écoulement et la qualité des eaux de toute nature, évalue les conséquences de l'arrêt des travaux ou de l'exploitation sur la situation ainsi créée et sur les usages de l'eau et indique les mesures envisagées pour y remédier en tant que de besoin.

Au vu de la déclaration d'arrêt des travaux, après avoir consulté les conseils municipaux des communes intéressées et après avoir entendu l'explorateur ou l'exploitant, **l'autorité administrative prescrit, en tant que de besoin, les mesures à exécuter et les modalités de réalisation qui n'auraient pas été suffisamment précisées ou qui auraient été omises par le déclarant.** L'autorité administrative indique le délai dans lequel les mesures devront être exécutées.

Le défaut d'exécution des mesures prescrites entraîne leur exécution d'office par les soins de l'administration, aux frais de l'explorateur ou de l'exploitant. »

¹⁰ A la date de rédaction, les copies des différents arrêtés préfectoraux, demandée à la Direction Régionale de l'Industrie de la Recherche et de l'Environnement Languedoc Roussillon, ne nous sont pas parvenues.

Il est essentiel de vérifier l'application scrupuleuse des différentes étapes au mieux des intérêts environnementaux et sanitaires.

Pour certains sites, les arrêtés préfectoraux entérinant la cessation des activités minières ont déjà été délivrés. Il s'agit des arrêtés du 13 avril 2000, concernant la mine de Puech Bouissou, et du 22 mai 2000, concernant les mines de Rabéjac, de Campagnac et de la Plagne. Les stations du réseau de surveillance de l'environnement de ces sites ont été démontées et certains sites ont été rétrocédés sans modalités particulières. Concernant le site principal COGEMA-SIMO ainsi que les mines et verses attenantes, le dossier de cessation d'activité présenté par l'exploitant est en cours d'étude à la DRIRE Languedoc-Roussillon et devrait être finalisé avant la fin de l'année 2003.

V Evaluation de l'exposition externe

V.1 Le rayonnement gamma et l'exposition externe

Les radionucléides présents à l'extérieur de l'organisme, par exemple dans un sol, peuvent en se désintégrant, émettre des rayonnements ionisants qui traversent l'air ambiant et atteignent la personne qui évolue sur le sol ou à proximité.

Dès que l'on s'éloigne de quelques dizaines de centimètres d'une source d'uranium 238 en équilibre avec ses descendants, les rayonnements gamma sont les principaux contributeurs à l'exposition 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 ¹¹. Dans le cadre de cette étude préliminaire, la question des doses à la peau ne sera pas traitée.

Dans le cas d'une source ponctuelle, le flux de rayonnement gamma diminue comme l'inverse du carré de la distance, l'exposition externe est donc plus importante au contact de matières radioactives qu'à distance.

L'exposition externe globale de l'organisme est évaluée par le débit de dose au corps entier mesuré habituellement à 1 m du sol et exprimé en microGray par heure. Dans le cas des rayonnement bêta et gamma, cette valeur est équivalente à la **mesure de débit de dose équivalent exprimée en microSievert par heure.**

V.2 Méthodologie de terrain

La détermination de l'exposition externe passe par deux phases :

- la mesure du flux de rayonnement gamma (prédétection) qui permet d'obtenir rapidement une image de la situation radiologique nécessaire au choix des stations de mesure de débit de dose, ainsi que de localiser les zones contaminées afin d'évaluer les autres voies d'exposition,
- la mesure du débit de dose, qui permet d'évaluer l'exposition externe.

¹¹ 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* » suffisent à les stopper. 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.

V.2.a Pré-détection radiométrique

Les mesures de pré-détection radiométriques (mesure du flux de rayonnement gamma) ont été réalisées **en dynamique**, en balayant une large partie du site prospecté, au moyen de scintillomètres très sensibles. Ces mesures ont été réalisées selon le cas **à 1 m du sol**, afin d'obtenir une première évaluation de l'exposition au corps entier, et/ou au **contact du sol**, afin d'optimiser les chances de détection d'anomalies localisées présentes en surface. Certains repérages ont également été faits par des mesures à bord d'un véhicule. Sur les zones d'intérêt, ont été réalisées ensuite des mesures **en statique** sur des points donnés, jugés représentatifs du secteur ou d'une zone particulière.

Nous avons utilisé les scintillomètres SAPHYMO SPP2 et NOVELEC DG5, caractérisés par une réponse rapide. Pour un flux gamma d'intensité donnée, les valeurs exprimées en coup par seconde (c/s) diffèrent entre les deux appareils ; ceci est dû aux caractéristiques spécifiques de chacun des détecteurs. Il existe toutefois un facteur de correspondance permettant une conversion des mesures effectuées¹². Dans le cadre de la présente étude, nous n'avons pas effectué de conversion, chaque appareil ayant été utilisé pour une application particulière. En effet, chacun des appareils possède ses propres avantages :

- Le DG5 est un appareil léger et peu encombrant, adapté aux conditions rencontrées sur le terrain (parcours en zones accidentés, broussailles) et s'est révélé utile pour balayer de larges surfaces dans un temps limité. Lors des mesures en dynamique, porté à 1 m du sol, sa sensibilité et sa vitesse de réponse permettent une détection rapide des anomalies radiométriques.
- Le SPP2, plus lourd et encombrant, est l'appareil de référence des prospecteurs d'uranium et présente l'avantage de donner des valeurs dans une gamme connue. De plus, équipé d'une sonde détachable du corps de l'appareil et dotée d'une fenêtre de détection directionnelle, il permet, en émettant un signal sonore de fréquence proportionnelle au flux gamma, une détection rapide et précise des anomalies radiométriques à la surface du sol. Il a été utilisé sur de petites surfaces, lorsque notre attention s'est portée spécifiquement sur la recherche de points chauds.

V.2.b Mesures de débit de dose

Les mesures de débit de dose ont été effectuées à l'aide d'un compteur proportionnel compensé en énergie de type LB123 de marque BERTHOLD équipé d'une sonde LB 1236. Cette sonde a été étalonnée en 1997 par le Groupe Etalonnage et Dosimétrie du CEA de Grenoble, puis vérifiée chaque année. Les résultats sont exprimés en débit d'équivalent de dose ambiant à la profondeur de 10 mm (microSieverts par heure). Ils représentent la moyenne d'un minimum de trois mesures, d'une durée d'intégration de 100 secondes chacune, réalisées en statique.

Nous avons effectué des mesures à 1 m du sol, qui représentent la dose au corps entier, ainsi que des mesures au contact du sol sur les points particulièrement actifs. Ces mesures de débit de dose gamma au contact ne représentent que partiellement la dose à la peau. En effet, au contact d'un matériau riche en uranium 238, l'exposition de la peau par les rayonnements bêta (et dans une certaine mesure alpha) peut devenir très importante. Cette composante n'est pas mesurée par la sonde LB 1236. Son évaluation nécessiterait la réalisation de mesures spécifiques dans le cadre d'un travail complémentaire.

V.3 Choix des sites étudiés

Afin de répondre à la question de l'existence d'un impact dosimétrique dans des situations variées, plusieurs catégories de sites ont été préalablement déterminés. Le choix a été affiné au cours des campagnes de terrain. Une attention particulière a été portée sur les zones habitées et les lieux fréquentés

¹² Pour une centaine de mesures réalisées, au contact du sol, avec les 2 appareils, dans le cadre de l'étude CRIIRAD sur le site minier des Bois Noirs Limousat, l'interpolation linéaire de la courbe des mesures DG5 en fonction des mesures SPP2, sur une gamme de valeurs SPP2 de 150 à 1500 c/s, donne l'équation suivante : $DG5 = 1.29 \times SPP2 + 33,4$, avec un coefficient de corrélation $R^2 = 0.97$

par le public afin de mettre en évidence d'éventuelles situations à risques du point de vue de l'exposition des personnes.

V.3.a Le milieu naturel de référence

Afin d'évaluer l'exposition ajoutée par l'exploitation des sites miniers par rapport au niveau initial naturel de radiation, il convient de disposer de données sur l'état radiologique initial avant le début des travaux. Ces données étant généralement absentes ou difficilement 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 »). Des mesures de débit de dose « de référence » ont donc été réalisées dans un environnement, jugé a priori non perturbé, en proximité de chaque site d'intérêt.

De plus, elles ont été complétées par des mesures au village de Soumont (référence du réseau de surveillance Cogema), à 3 km au nord du site principal, et au village d'Octon à 7 km au sud-ouest.

V.3.b Le milieu naturel à niveau d'irradiation élevé

Lors de la campagne 1, nous avons pu mettre en évidence des affleurements de roches uranifères qui conduisent, souvent très localement, à des niveaux d'irradiation parfois élevés. Ces sites, proches de gisements non exploités ont été intégrés dans la présente étude. En effet, leur fréquentation et l'utilisation des terrains peut conduire à une exposition significative.

V.3.c Les anciens sites réaménagés

Il n'était pas possible de réaliser une étude exhaustive de tous les sites d'extraction de la division minière de l'Hérault¹³, mais nous nous sommes attachés à collecter des données radiométriques sur une grande partie d'entre eux : anciens carreaux de mines souterraines, anciennes mines à ciel ouvert, verses à stériles et plate-forme de l'ancienne usine SIMO et ses installations annexes. Certaines mines à ciel ouvert servant de lieux de dépôts des résidus, clôturées, n'ont pas pu être visitées.

Pour les mesures de débit de dose, nous avons choisi les sites susceptibles d'être les plus fréquentés et les plus représentatifs de la qualité du réaménagement. Au cours de la campagne 3, le carreau de la mine de Puech Bouissou, rétrocédé à la mairie de Saint-Jean de la Blaquière a fait l'objet d'une prospection attentive. Une prospection rapide (environ 1 h 30) a eu lieu sur l'emprise de l'ancienne usine SIMO et des bâtiments administratifs adjacents (site principal), la création sur ce site d'une zone d'activités pour entreprises étant en projet.

V.3.d Les matériaux dispersés

Comme l'ont montré précédemment les études CRIIRAD concernant d'autres sites et le travail réalisé par Lucien Barbaroux autour des mines d'uranium en Bretagne et Vendée¹⁴, l'exploitation de mines d'uranium conduit à la dispersion de matériaux radioactifs dans l'environnement. Il s'agit, le plus souvent, de minerai contenu dans les « stériles miniers » qui ont été utilisés comme matériaux de remblaiement dans des chemins, des cours, voire des soubassements de bâtiments¹⁵. Prioritairement les sites choisis ont été les villages se situant en proximité des anciennes mines (Saint-Julien, Saint-Martin,

¹³ Les activités liées à l'exploitation minière ne se limitent pas aux seuls sites d'extraction. En effet, des travaux de recherche d'indices miniers et de prospection, impliquant souvent des moyens lourds (foreuses) et la percée de pistes, ont eu lieu en de nombreux autres secteurs des 63,1 km² de la concession. Nous avons pu mesurer des niveaux significatifs d'irradiation dans des terrains remaniés et sur d'anciennes pistes (Usclas du Bosc) ainsi qu'en bordure de la Lergue, au lieu dit la Fontaine, autour de cabanons en tôle utilisés lors des premières prospections minières.

¹⁴ Lucien Barbaroux, *La radioactivité gamma naturelle et ses modifications par l'activité minière uranifère en Bretagne Méridionale et Vendée, France*, Université de Provence.

¹⁵ Cas de la scierie Mondière aux abords du site BNL, étude CRIIRAD « Les Bois Noirs Limousat »

Mas Lavayre, Saint-Jean de la Blaquière) où ont été inspectées la voirie publique et des cours privées. Dans leur environnement, ont également été visités des chemins desservant des parcelles agricoles et des pistes d'accès aux sites miniers.

V.3.e Les zones de dépôts des écoulements

Lors de débordements, les berges d'un cours d'eau constituent des zones de dépôts de sédiments, puis des lieux de stagnation temporaire des eaux. Après une crue, les éléments fins, déposés par les eaux ou retenus par le sol et les végétaux, enrichissent alors le substrat. Une contamination des berges peut donc se produire par cette voie de transport ainsi que par des phénomènes d'adsorption. Les radionucléides présents sur les particules déposées ou adsorbés directement par la terre des berges peuvent alors constituer une source d'exposition externe.

Les prospections radiométriques ont concernés :

- les principaux cours d'eau subissant, ou ayant subi, les rejets des installations : le Rivernoux et son affluent le Riviéral (rejets de l'ancienne station de traitement des eaux d'exhaure de la mine de Mas Lavayre), la Lergue (rejets, pendant l'exploitation, de l'usine de traitement du minerai, et actuels rejets de la nouvelle station de traitement).
- certains cours d'eau susceptibles de collecter des écoulements diffus contaminés provenant d'installations minières : le Doumergoux et le ruisseau de la Tuilière.

Il n'a pas été possible de prospecter les sections situées en amont des installations minières de l'ensemble des petits cours d'eau. En effet les ruisseaux concernés ne deviennent des cours d'eau avec un lit véritablement identifié qu'au niveau des sites miniers. Il restent, alors, encore extrêmement temporaires¹⁶. De plus, les embâcles formés lors des crues et la végétation de broussailles entremêlées, qui recouvre leur lit et leurs berges, rendent ces zones particulièrement difficiles d'accès. Nous avons donc utilisé, comme référence à titre indicatif, les berges du Rivernoux en amont de sa confluence avec le Riviéral.

VI Bilan des mesures radiométriques

18 sites du milieu terrestre et 5 sites du milieu aquatique de surface (comprenant 15 secteurs) ont été prospectés, plusieurs centaines de mesures de flux gamma et 120 mesures de débit de dose au moyen du LB123 ont été réalisées. L'ensemble des sites explorés sont listés en annexe (Annexe 4).

L'ensemble des résultats des mesures (scintillomètres et LB123) en statique et dynamique est présenté, site par site, dans les fiches « mesures radiométriques » jointes en annexe (Annexe 5, Fiches F1 à F18).

VI.1 Le milieu naturel non perturbé

Le flux de rayonnement gamma a été contrôlé à la station de référence du réseau de surveillance de l'environnement Cogema située au village de Soumont, à 3 km au nord du site principal. Mesuré au DG5, il est de 100 c/s à 1 m du sol. L'exposition externe due aux rayonnements gamma mesurée à 1 m du sol avec le LB123 s'établit à **0,17 µSv/h**. 7 km au sud-ouest du site Cogema-Simo, dans l'environnement du village d'Octon, la même valeur de 0,17 µSv/h est enregistrée. En proximité directe (de quelques dizaines à quelques centaines de mètres) des sites miniers ou des villages, les valeurs mesurées dans l'environnement, jugé a priori non perturbé, sont comprises **entre 0,15 et 0,21 µSv/h**. La moyenne de ces 10 mesures du bruit de fond de proximité est de **0,19 µSv/h**. Notons que 4 de ces mesures ont été effectuées à quelques dizaines ou quelques centaines de mètres d'indices de gisements uranifères (Rouvayret, Moulin de la Charité, Campagnac).

¹⁶ Aucune référence amont du Riviéral n'avait pu être prise, en 1987, par B. Descamps, « ce cours d'eau étant presque toujours à sec en amont du rejet », *Etude radioécologique du complexe minier de Lodève*, CEA, op. cit.

Dans un environnement non perturbé, que se soit à proximité directe des sites miniers ou à quelques kilomètres, le flux gamma de l'environnement ambiant mesuré à la sonde LB subit peu de variations et sa valeur moyenne peut être estimée à 0,19 $\mu\text{Sv/h}$.

VI.2 Les affleurements uranifères

Des flux de rayonnement gamma élevés, voire très élevés, dus à des roches uranifères affleurantes, ont été mesurés dans plusieurs secteurs non exploités. Les valeurs maximales concernent certains points des sites :

- de Campagnac¹⁷ : jusqu'à 22 000 c/s DG5 au contact du sol et 17 000 c/s à 1 m ;
- du Moulin de la Charité : jusqu'à 23 000 c/s DG5 au contact du sol et 7 200 c/s à 1 m
- et de Puech Lazert : jusqu'à 12 000 c/s DG5 au contact du sol et 7 600 c/s à 1 m.

En ces points, les débits de dose mesurés atteignent respectivement 20,4 $\mu\text{Sv/h}$, 7,7 $\mu\text{Sv/h}$ et 7,5 $\mu\text{Sv/h}$, à 1 m du sol, et 59 $\mu\text{Sv/h}$, 63 $\mu\text{Sv/h}$ et 15,4 $\mu\text{Sv/h}$, au contact.

Les contrôles réalisés sont loin d'être exhaustifs mais il apparaît que les emplacements où ont été rencontrées ces valeurs extrêmes, sont en général¹⁸ des **terrains altérés par la main de l'homme** : sur le site de Campagnac, un petit muret de soutènement atteste d'un ancien terrassement en gradins ; au Moulin de la Charité, le point le plus chaud est mesuré en bordure de chemin, au pied d'un talus taillé dans la roche, et une zone très active se situe dans les abords terrassés d'un bâtiment agricole ; à Puech Lazert, la mesure concerne le sol d'une parcelle agricole labourée.

A proximité de ces points chauds, lorsque le sol n'a pas subi de perturbations très importantes, les niveaux décroissent rapidement : à seulement 50 m de l'entrée du site de Campagnac, le débit de dose est celui du milieu naturel de référence (155 c/s DG5 et 0,19 $\mu\text{Sv/h}$ à 1 m du sol et 165 c/s au contact du sol).

En dehors des situations extrêmes, dans des environnements « perturbés » par des travaux liés à l'habitat, la voirie ou l'agriculture, les niveaux restent notablement élevés : à Puech Lazert, le point le plus actif en dehors de la parcelle agricole est de 800 c/s à 1 m du sol (0,98 $\mu\text{Sv/h}$), sur la pelouse d'une propriété, et des zones actives (400 c/s DG5 à 1 m du sol) ont été repérées jusqu'à 400 m au nord-est, toujours dans un secteur habité (quartier Fontanilles). Au Moulin de la Charité, l'environnement du gisement est constitué de parcelles agricoles, au sol nécessairement perturbé par des labours, où sont encore mesurés à 1 m du sol, à 50 m à l'ouest du point chaud, 370 c/s DG5 (toutefois à environ 550 m au sud, l'influence du gisement n'est plus perceptible dans le niveau ambiant, qui est de 155 c/s DG5, soit 0,21 $\mu\text{Sv/h}$ à 1 m du sol). **Dans ces milieux anthropisés, il est difficile de documenter des niveaux élevés représentatifs de situations réellement naturelles et de préciser leur extension spatiale**¹⁹.

D'une manière générale, les mesures mettent en évidence une augmentation significative du flux gamma lorsque des travaux de dérochement, de terrassement, voire simplement de travail du sol, sont réalisés dans des terrains dont le sous-sol contient des roches uranifères. Dans des situations extrêmes, concernant quelques points particuliers, les débits de dose mesurés au contact et à 1 m du sol peuvent être très élevés.

¹⁷ Il s'agit d'un site partiellement grillagé, ouvert au public, à l'entrée est disposé un panneau : « Site d'intérêt scientifique, indice naturel d'uranium de Campagnac ».

¹⁸ Il est cependant important de préciser que les investigations ont été délibérément orientées sur la recherche d'anomalies radiométriques à proximité des lieux habités. A noter par ailleurs que c'est une situation analogue qui a permis aux prospecteurs du CEA de découvrir les premiers indices en bordure de route à Rabéjac¹⁸, point de départ de la division minière de l'Hérault¹⁸.

¹⁹ L'incision de bancs de roches uranifères par les cours d'eau constitue la situation naturelle la plus remarquable : ceci a pu être documenté pour les ruisseaux du Ronel (fiche F1 Rabéjac) et du Puech Moula.

VI.3 Les sites réaménagés

- Estimation du flux gamma ambiant et du débit de dose moyen

En fonction des zones parcourues sur **les verses d'une ancienne mine réaménagée**, le flux gamma peut présenter des variations importantes, rendant les mesures de débit de dose, réalisées en des points fixes, peu représentatives de l'ensemble des situations rencontrées (cas des dosimètres de site). Pour obtenir, au mieux, la représentation d'une situation moyenne, nous avons réalisé des trajets métrés ou exploratoires (parcourus au DG5) sans rechercher les points les plus actifs. Puis nous avons procédé à des mesures de débit de dose sur un point proche de la valeur moyenne d'un parcours métré ou sur un point jugé représentatif d'un parcours exploratoire ou d'une zone. Les valeurs moyennes proposées constituent donc une première estimation. Le tableau II ci-dessous présente les résultats obtenus pour quelques secteurs parcourus sur les sites miniers.

Tableau II : Flux gamma et débit de dose ambiant moyen dans divers secteurs des sites miniers du Lodévois

Mine / secteur (longueur du trajet)	Mesures en dynamique (à 1 m du sol)	Mesures en statique sur un point Représentatif du trajet ou de la zone (à 1 m du sol)	
	Flux gamma DG5 (c/s)	Flux gamma DG5 (c/s)	Débit de dose (μ Sv/h)
Milieu naturel a priori non perturbé	-	-	0,19
Rabéjac-est Partie supérieure de verses (70 m)	220 à 330	240	0,25
Rabéjac-est Partie inférieure des verses (20 m)	610 à 1 500	850	0,69
Mas d'Alary Village Ouest (> 50 m)	500 à 1 000	610	0,53
Mas d'Alary Verses est (> 50 m)	300 à 600	320	0,31
Mas d'Alary Verses sud (70 m)	350 à 880	480	0,35
Mas d'Alary Table panoramique (40 m)	400 à 600	570	0,56
Mas d'Alary / Entrée, croisement route de Soumont avec la piste Cogema (10 m)	850 à 1 000	950	0,88
Tréviels / Entrée croisement route de Soumont avec la piste Cogema (20 m)	350 à 1 100	620	0,56
Puech Bouissou Carreau (170 m)	240 à 630	340	0,32
Puech Bouissou Zone de 25 m ² vers le centre du carreau	-	630	0,54

La situation la moins pénalisante, rarement rencontrée, est illustrée par la **partie supérieure des verses de la mine de Rabéjac-est**, où le débit de dose mesuré à un 1 m sur un point moyen est de 0,25 µSv/h, valeur déjà **1,3 fois supérieure à celle du milieu naturel non perturbé**. A quelques dizaines de mètres seulement, sur la **partie inférieure** des verses, dans les mêmes conditions de mesure, le débit de dose moyen atteint 0,69 µSv/h soit 3,6 fois le niveau naturel.

Sur les **verses du complexe minier de Mas d'Alary**, le débit de dose ambiant à 1 m du sol varie, suivant la zone prospectée, de 0,31 µSv/h (valeur représentative des zones à bas niveau) à 0,56 µSv/h, soit de 1,6 fois à près de 3 fois le débit de dose mesuré en situation naturelle. Sur des zones plus limitées, d'une cinquantaine de m², nous avons mesuré jusqu'à 0,88 µSv/h, soit **4,6 fois** le débit de dose du milieu non perturbé. Ceci a été remarqué à l'entrée ouest de ce site non clôturé, à seulement une dizaine de mètres de la route de Soumont.

Des situations comparables existent sur les autres sites de la division minière. A 1 m du **carreau de la mine de Puech Bouissou**, le niveau moyen, évalué grâce à 3 trajets métrés d'un total de 70 m de long, est de 0,32 µSv/h avec de larges zones à 0,54 µSv/h, soit de **1,7 fois à près de 3 fois le niveau naturel**. A la **mine Mas d'Alary Village**, en haut des verses, le niveau est **2,8 fois plus élevé** que la référence et, en parcourant les **mines réaménagées de Tréviels** ou **des Mares** et sans rechercher particulièrement les secteurs les plus actifs, le flux gamma à 1 m du sol varie de 400 à 850 c/s DG5. Sur le site principal Cogema-Simo, lors d'une prospection rapide d'environ 1 heure, nous avons pu mettre en évidence de larges zones où le flux gamma au contact du sol pouvait atteindre 2 à plus de 4 fois celui d'un environnement non perturbé (400 à 800 c/s DG5).

- **Mise en évidence de points chauds**

A cette variabilité de l'ambiance générale du flux gamma, se superposent des variations beaucoup plus intenses à l'échelle de quelques centimètres : des points particulièrement actifs sont rencontrés sur l'ensemble des sites miniers. Le tableau III, ci-dessous, en donne quelques exemples.

Tableau III : Flux gamma et débit de dose au contact de points chauds sur les sites miniers du Lodévois

Mine / secteur	Mesures en statique (au contact du sol)		
	Flux gamma DG5 (c/s)	Flux gamma SPP2 (c/s)	Débit de dose (µSv/h)
Milieu naturel a priori non perturbé	-	-	0,19
Rabéjac / entrée de la mine ouest	5 900	5 050	8,8
Rabéjac / mine est	4 450	-	4,3
Mas d'Alary / table panoramique	21 000	> 15 000	78
Mas d'Alary / table panoramique	5 600	5 050	8,3
Mas d'Alary / table panoramique	-	8 500	-
Mas d'Alary / verses	3 200	-	3,3
Mas d'Alary / route de Soumont	2 300	-	2,4
Puech Bouissou / carreau	5 600	5 050	9
Puech Bouissou / carreau	14 000	-	60
Puech Bouissou / piste d'accès	20 000	> 15 000	79

Pour illustrer ce phénomène, nous prendrons l'exemple de la mine de Rabéjac : à 6 mètres du point moyen d'un parcours métré (1000 c/s DG5 au contact et 850 c/s et 0,69 μ Sv/h à 1m) on trouve une petite zone active de quelques centimètres carrés où les valeurs maximales au contact atteignent 4 450 c/s DG5 et 4,3 μ Sv/h. A 1 m de la surface du sol, on mesure encore 1860 c/s et 1,49 μ Sv/h, soit 7,8 fois le niveau du milieu naturel non perturbé.

Des situations analogues ont été rencontrées en de nombreuses zones des sites de la Division Minière de l'Hérault : elles concernent les sites miniers mêmes, mais également leurs abords situés dans le domaine public. Les flux gamma au contact sont parfois extrêmement élevés, provoquant la saturation du SPP2. Au contact de quelques points nous avons procédé à des mesures de débit de dose, les valeurs s'étendent de 2,3 μ Sv/h à 78 μ Sv/h soit de 12 fois à 400 fois plus que le niveau du milieu naturel²⁰. A 1 m de ces points, nous avons mesuré entre 0,69 μ Sv/h et 1,47 μ Sv/h, soit de 3,6 fois à près de 8 fois le débit de dose mesuré dans le milieu naturel de référence.

Sur l'ensemble des sites miniers que nous avons visités, les mesures de flux gamma et de débit de dose montrent qu'il existe une augmentation significative de l'exposition externe : le débit de dose moyen délivré au corps entier (mesuré à 1 m du sol) est en effet multiplié par un facteur allant de 1,3 fois (cas le plus favorable) à près de 8 fois le niveau d'un milieu non perturbé.

Ce niveau ambiant moyen est exacerbé localement par la présence de points chauds. A leur contact, les mesures de débit de dose peuvent atteindre 400 fois le niveau du milieu naturel.

VI.4 La dispersion de stériles miniers dans l'environnement

Les mesures radiométriques dans les villages proches des sites de la Division Minière de l'Hérault et sur leurs abords montrent que les activités minières ont induit une large dispersion de matériaux radioactifs dans l'environnement. Les mesures de flux gamma, présentées, dans le graphique de la Figure 3, ci-dessous, illustrent ce phénomène. Elles ont été relevées en traversant un chemin desservant des parcelles agricoles à l'est de Saint-Jean de la Blaquière, à 50 m de la route départementale D144 et à plusieurs centaines de mètres du carreau de la mine de Puech Bouissou.

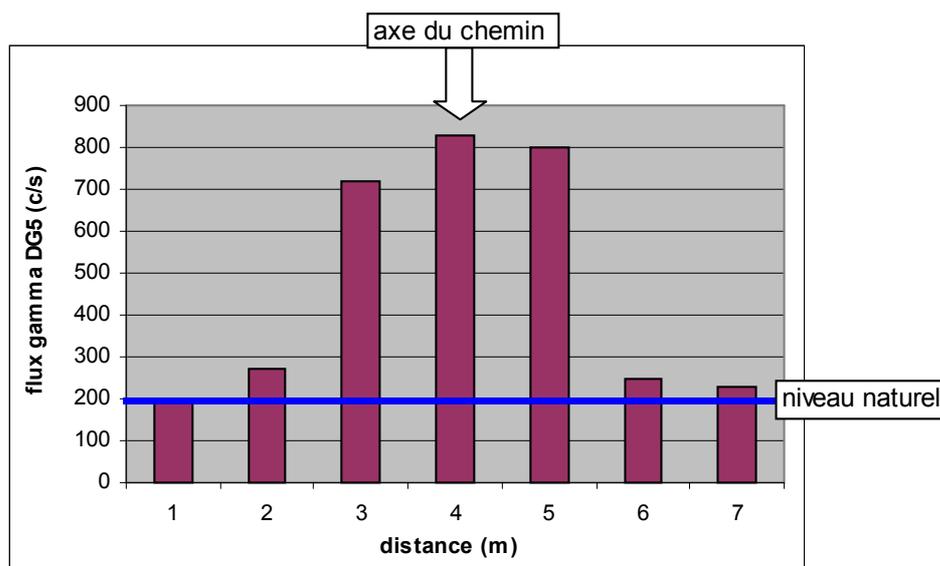


Figure 3: Flux gamma au contact du sol, transect sur la largeur d'un chemin à Saint Jean de la Blaquière

²⁰ La CRIIRAD a pu vérifier lors de l'étude du site minier de Saint-Priest la Prugne, la bon accord entre les mesures de débit de dose mesurées à 1 m et au contact du sol dans un environnement naturel non perturbé.

Le flux gamma mesuré sur le chemin est 4 fois plus élevé que celui du milieu naturel mesuré sur ses bas cotés. Comme pour les autres sites miniers étudiés par la CRIIRAD, il s'agit de l'utilisation de « stériles miniers » comme matériaux de remblaiement. Ceci a été constaté sur de nombreuses voies de circulation, goudronnées ou non, sur l'ensemble d'un vaste territoire comprenant les villages de Mas-Lavayre, Saint Julien, Saint Martin, Rabéjac, Saint Jean de la Blaquière. Parfois, c'est dans les villages, à proximité même des habitations, que ces déchets miniers radioactifs ont été répandus. Sans vouloir dresser de liste exhaustive, plus d'une vingtaine de situations illustrant cette dispersion ont été rencontrées.

A Mas Lavayre, des élévations significatives du niveau radiométrique ont été constatées sur la totalité du trajet de la D144E5 qui traverse le village. La moyenne des 70 mesures de flux gamma, réalisées à bord d'un véhicule lors d'un parcours routier de 600 m à l'est du village, s'établit à 550 c/s DG5. Dans le village, aux entrées de deux villas en bordure de cette route, nous avons mesuré, à 1 m du sol, des débits de dose de 0,51 et de 0,47 $\mu\text{Sv/h}$, alors qu'à 14 m de distance le débit de dose mesuré sur une pelouse n'est plus que de 0,17 $\mu\text{Sv/h}$. La même valeur (0,48 $\mu\text{Sv/h}$) est encore mesurée 300 m à l'est, au milieu de cette route départementale, à 1 m au dessus du macadam. A 2,50 m de la route, nous mesurons un niveau de 0,77 $\mu\text{Sv/h}$ à 1 m du sol, sur un point moyen d'un petit terre-plein, soit plus de 4 fois le niveau naturel.

Au même endroit, nous avons voulu vérifier la présence de **points chauds**. En prospectant rapidement la surface de 50 m² de ce petit terre-plein, nous en avons découvert 5 ayant un flux gamma au contact compris entre 1 750 et 5 400 c/s DG5. Les mesures de débits de dose, à 1 m du sol, sont de 1,0 $\mu\text{Sv/h}$. Au contact de deux de ces points situés à 6 m de la route, elles atteignent 37 fois et 45 fois (6,7 $\mu\text{Sv/h}$ et 8,1 $\mu\text{Sv/h}$) celle mesurée dans un petit bosquet à 50 m de distance (0,18 $\mu\text{Sv/h}$).

Dans les villages et leur environnement, la dispersion de stériles miniers conduit à une augmentation de l'exposition externe sur de nombreux chemins et entrées de villas. La dose délivrée au corps entier peut atteindre jusqu'à 4 fois le niveau naturel sur des points moyens et jusqu'à 5 fois sur des points chauds. Au contact de ces derniers, identifiés en plusieurs secteurs et lorsqu'ils ont été spécialement recherchés, l'augmentation du débit de dose atteint plusieurs dizaines de fois celui d'un milieu non perturbé.

VI.5 La dispersion due aux rejets et écoulement diffus

A quelques dizaines de mètres en aval de l'ancien rejet de la station de traitement des eaux, le flux gamma mesuré (2 600 c/s SPP2) au contact des berges du Riviéral peut atteindre jusqu'à 23 fois celui d'un environnement proche non perturbé (115 c/s). Le débit de dose d'un point moyen d'un parcours de 40 m sur les berges s'établit à 0,77 $\mu\text{Sv/h}$ à la hauteur de 1m du sol et à 1,3 $\mu\text{Sv/h}$ à son contact. Pour la zone la plus active, nous relevons les valeurs de 1 $\mu\text{Sv/h}$ à 1 m, et de 3,8 $\mu\text{Sv/h}$ au contact de la berge, soit 5 fois et 18 fois le niveau du milieu naturel.

En remontant ce ruisseau longeant le site minier, sur une distance d'environ 400 m, nous relevons toujours des valeurs significatives (jusqu'à 800 c/s DG5 au contact) dans le lit et sur les berges parsemées de débris de tuyauteries.

A 1,5 km en aval du rejet, au lieu dit « radier », nous mesurons toujours des valeurs de 450 à 1400 c/s SPP2 au contact des rives du lit mineur du Riviéral. Dans cette petite plaine, le ruisseau peut déborder plus facilement dans son lit moyen. Sur un trajet transversal de 18 m en rive gauche, le flux gamma peut atteindre en certains points 900 c/s au contact. La figure 4, page suivante, donne une représentation des valeurs mesurés lors de ce transect.

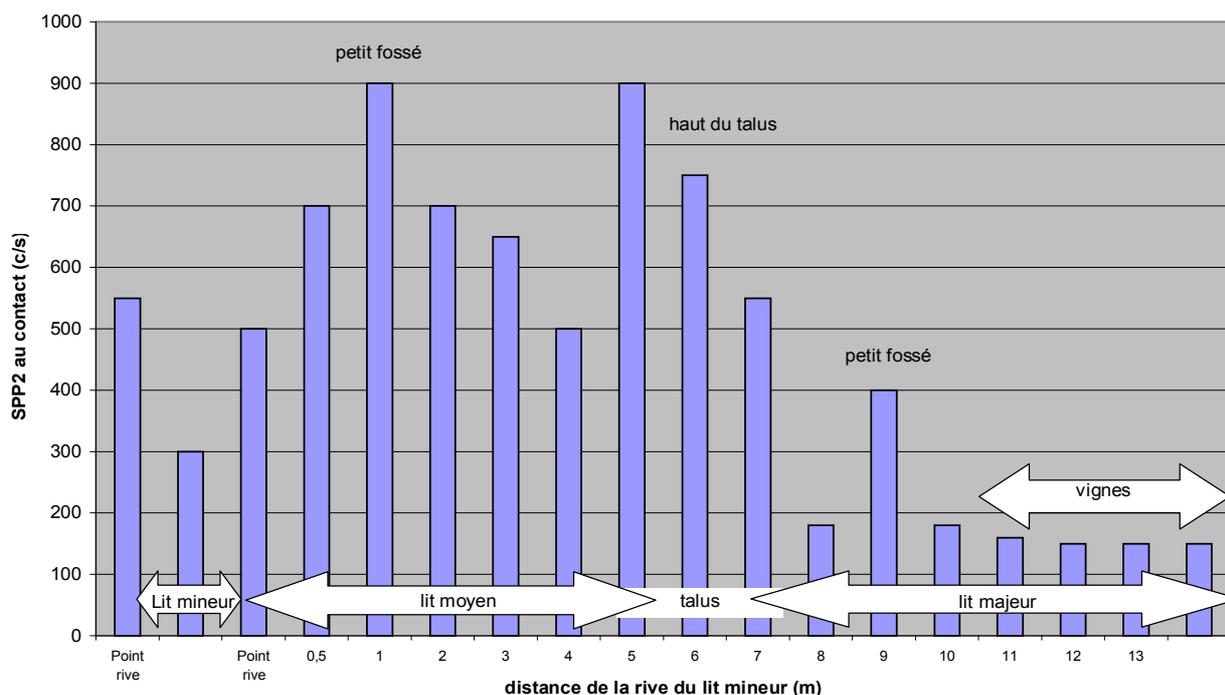


Figure 4 : Flux gamma au contact du sol, transect sur la rive gauche du Riviéral au lieu dit « le radier »

Dans ce lieu, où avait été installé un panneau « baignade interdite », sans précision du danger encouru, les débits de dose sont de l'ordre 0,70 $\mu\text{Sv/h}$ à 1 m du sol, soit 3,7 fois le milieu naturel et de 0,85 à 1,9 $\mu\text{Sv/h}$ au contact des rives, soit jusqu'à 10 fois le milieu non perturbé.

Les berges du Rivernoux, après avoir reçu les eaux du Riviéral, présentent elles aussi des niveaux significatifs : à plus de 2 km de la confluence et à environ 4 km du rejet des eaux de la Cogema, le flux gamma mesuré atteint toujours 500 c/s SPP2 au contact en certains endroits des berges. Mesuré en amont de la confluence, il n'était que de 90 à 110 c/s SPP2. Dans la Lergue, 300 m en aval, rivière dont le débit est plusieurs centaines de fois supérieur à celui du Rivernoux²¹, nous n'avons pas pu mettre en évidence ces phénomènes de dépôts sur les berges par des mesures radiométriques.

Les flux gamma au contact, enregistrés en longeant les rives du Doumergoux et du ruisseau de la Tuilière, s'établissent entre 300 et 1300 c/s SPP2 pour le premier et entre 250 et 850 c/s SPP2 pour le second. Les débits de dose mesurés à 1 m du sol révèlent une multiplication du niveau naturel par des facteurs variant de 2 à 4. Ces deux cours d'eau traversent ou bordent des zones d'exploitation et des lieux de stockages de déchets miniers. Les valeurs mesurées pourraient être dues à la collecte par ces ruisseaux d'une partie des eaux de lessivage et d'infiltration.

Les analyses en spectrométrie gamma des échantillons prélevés sur les berges de ces cours d'eau confirment la contamination par des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238. On trouvera les résultats de ces analyses dans les tableaux T1 à T3 en annexe 6.

Les mesures radiométriques et les analyses en spectrométrie gamma montrent que les berges des petits cours d'eau bordant les sites miniers présentent une contamination importante par des radionucléides issus de rejets ou d'écoulements diffus. Cette contamination, qui peut être mise en évidence sur plusieurs kilomètres en aval des sites miniers, conduit à une élévation significative de l'exposition externe : les niveaux pouvant atteindre, à 1 m du sol, jusqu'à 5 fois le niveau naturel non perturbé et jusqu'à 18 fois aux contact des berges.

²¹ En se basant sur des valeurs moyennes annuelles, le facteur de dilution serait de l'ordre de 300 fois. Cette valeur ne traduit pas la grande irrégularité de ces cours d'eau dont les débits peuvent varier de façon indépendante suivant la localisation des orages.

VII Interprétation des mesures radiométriques : impact radiologique

VII.1 Aspects réglementaires : quelques repères

Une étude des aspects juridiques du dossier est en cours d'élaboration par la CRIIRAD. Elle fera l'objet d'une publication spécifique. Le texte ci-dessous ne donne que quelques indications générales.

Qu'ils soient d'origine naturelle ou artificielle, les rayonnements ionisants sont susceptibles de produire des effets plus ou moins bien documentés sur les êtres vivants. Les effets officiellement reconnus de l'exposition aux faibles doses sont l'augmentation des risques d'apparition de cancers ainsi que l'augmentation des risques de transmission d'anomalies génétiques à la descendance²².

La Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), organisme regroupant des spécialistes du nucléaire et de la santé, émet des recommandations relatives aux principes et normes de radioprotection qui servent de base à l'élaboration de la réglementation européenne (cf. notamment les directives Euratom) qui doit ensuite être intégré au droit des différents Etats membres²³. Ce système entraîne régulièrement des retards de 15 à 20 ans entre l'identification du risque et la mise en œuvre des mesures de protection correspondantes.

Concernant les dangers de l'exposition des personnes à des **sources de radioactivité naturelle**, la réglementation européenne prévoit que des mesures de suivi, de protection et d'information doivent être engagées. En France, la prise en compte du risque lié au radon a débuté en 1999 avec la publication d'instructions des ministères de la Santé et du Logement et s'est renforcée avec les décrets de 2002 pour la protection du public et de 2003 pour celle des travailleurs.

Concernant **l'exposition du fait des activités humaines**, les normes internationales de radioprotection comportent 3 principes repris par la Directive européenne 96/29 du 13 mai 1996 (recommandations adoptées par le CIPR en 1985) et intégrés dans la réglementation française (Code de la Santé publique et décret N° 2002-460 du 4 avril 2002) :

- la justification : toute pratique entraînant une exposition aux rayonnements ionisants doit être justifiée par des avantages économiques et sociaux supérieurs au détriment sanitaire qu'elle est susceptible de provoquer.
- l'optimisation : toutes les expositions doivent être maintenues au niveau le plus faible raisonnablement possible, compte tenu des facteurs économiques et sociaux.
- la dose maximale annuelle admissible. Il s'agit de la dose annuelle cumulée au delà de laquelle le risque est jugé inacceptable. La directive EURATOM 96/29 a fixé le seuil de l'inacceptable à 1 000 µSv par an pour l'exposition à l'ensemble des activités dites nucléaires (ou pratiques) c'est-à-dire des activités humaines générant une exposition en dehors de l'exposition strictement naturelle et médicale. Ce seuil concerne le total de toutes les voies d'exposition.

²² Des travaux de recherche, portant sur certains radionucléides, mettent en évidence qu'à ces effets s'ajoutent un certain nombre de pathologies et des atteintes du système immunitaire. La corrélation entre le taux de césium 137 dans les tissus d'enfants biélorusses, incorporé par ingestion de nourriture contaminée, et la fréquence de malformations cardiaques a été démontrée par les travaux du Professeur Youri Bandajevski. Cette démonstration a conduit, sous de faux prétextes, à l'arrestation et à l'incarcération de ce scientifique biélorusse.

²³ Ces recommandations sont basées sur des facteurs de risque calculés permettant d'estimer le détriment humain prévisible, à la suite de l'exposition d'une population aux rayonnements ionisants. Depuis la création de la CIPR, ces facteurs de risques sont régulièrement réévalués à la hausse, entraînant, ainsi, l'édition de nouvelles recommandations.

Pour l'exposition à une seule pratique, la CIPR recommande une limite de 300 µSv par an et la réglementation européenne considère qu'une pratique a impact sanitaire négligeable si elle délivre moins de 10 µSv par an.

Dans la suite du texte, nous nous référerons à ses limites, (1000 µSv, 300 µSv et 10 µSv). Chacune correspond, d'après les autorités et organismes de référence à un certain « détriment » qui prend essentiellement en compte les cancers et les défauts héréditaires. Ces limites ne constituent, en aucun cas, des seuils au dessous desquels la radioactivité serait inoffensive, la proportionnalité entre dose et effet étant adoptée, par la CIPR, depuis 30 ans et revendiqué depuis 1990 comme une approche non plus prudente mais correspondant à l'hypothèse la plus probable..

Ainsi une dose de 1000 µSv (soit la limite maximale annuelle) délivrée à une population de 1 million de personnes conduit, d'après les facteurs de risque officiels) à l'apparition de 50 cancers mortels, de 13 anomalies génétiques graves et de 10 cancers guérissables.

Afin d'évaluer l'impact radiologique des installations minières sur les personnes fréquentant les différents sites, nous avons calculé l'exposition externe ajoutée. Elle est obtenue en retranchant à nos mesures de débit de dose la valeur de 0,19 µSv/h, qui représente le niveau du milieu naturel non perturbé. Cette valeur est alors comparée aux seuils réglementaires et aux recommandations de la CIPR :

- 10 µSv par an : seuil réglementaire, au delà duquel le risque engendré par une pratique n'est plus considéré comme négligeable,
- 300 µSv par an : seuil recommandé par la CIPR, au delà duquel le risque engendré par une pratique est inacceptable,
- 1000 µSv par an : seuil réglementaire, au delà duquel le risque engendré par l'ensemble des pratiques est inacceptable.

Ces seuils correspondent à l'ensemble des voies d'exposition. Or, nos mesures ne concernent qu'une seule de ces voies : l'exposition externe. Aucune conclusion sur le respect des limites réglementaires ne pourra donc être tirée avant d'avoir évalué l'ensemble des autres conclusions. Par contre, dès lors que des dépassements peuvent être démontrés sur la base de la seule exposition externe, la prise en compte des autres composantes de la dose ne pourra que confirmer et éventuellement aggraver le bilan.

VII.2 Exposition externe ajoutée par les installations minières

VII.2.a Les sites miniers réaménagés

Un impact radiologique significatif...

Dans la situation la moins pénalisante, l'exposition externe ajoutée par les activités minières s'établit à 0,06 µSv/h (partie supérieure des verses de Rabéjac). Le seuil au dessous duquel la réglementation considère que l'impact est négligeable (10µSv par an) est alors atteint en 166 heures. Quelques mètres plus loin, dans la partie inférieure des verses, où l'exposition externe ajoutée est de 0,50 µSv/h (avec 0,69 µSv/h mesuré sur un point moyen), 20 h suffisent pour atteindre ce seuil. Dans cette zone, le seuil de 300 µSv/an au delà duquel l'exposition, due à une seule pratique, devient inacceptable est atteint en 600 heures de fréquentation. Sur les abords des mines de Mas d'Alary, au croisement de la piste Cogema avec la route départementale de Soumont, 1000 µSv sont atteints en 1450 heures et 300 µSv en 430 heures. Le stationnement pendant une durée de 14 heures seulement à cet endroit conduit déjà à un risque non négligeable. Des calculs comparables peuvent être réalisés pour l'ensemble des sites de la Division Minière de l'Hérault.

Du seul fait de l'exposition externe, quelques heures à quelques dizaines d'heures de présence dans l'année sur les sites de la Cogema suffisent pour atteindre un niveau de risque non négligeable (limite de 10 μSv par an) et quelques centaines heures conduisent à dépasser les seuils d'un niveau de risque inacceptable (300 μSv par an pour une seule pratique, ce qui est le cas des activités minières, et 1000 μSv par an pour l'ensemble des pratiques). Les personnes fréquentant ces sites, subissent donc même après réaménagement un impact radiologique significatif.

En effet, nos mesures concernent des lieux rendus au public (que les procédures administratives soient déjà finalisées ou soient encore en cours d'instruction) parfaitement accessibles et non clôturés. Certaines de ces mesures concernent même le domaine public : entrée de la mine ouest de Rabéjac, bordures de la route départementale de Soumont... Des scénarios d'exposition réalistes, qui conduisent à dépasser les normes de radioprotection peuvent facilement être envisagés. Ainsi, une promeneuse et un chasseur parcourant les verses ou un enfant jouant sur ces sites miniers peuvent en quelques heures atteindre le seuil du risque non négligeable. Si leur activité se renouvelle plusieurs fois et, qu'au total, ils fréquentent ces terrains quelques centaines d'heures dans l'année, ils pourront atteindre les seuils du risque inacceptable (300 μSv atteints en 430 heures de présence devant l'entrée des verses de Mas d'Alary et 600 h sur la partie inférieure des verses de Rabéjac).

...décuplé par la présence de points chauds

En effet, ces calculs sont réalisés à partir de valeurs représentants des points moyens du complexe minier et en envisageant des pratiques de fréquentation peu courantes : les personnes se promenant devant prendre garde à bien contourner les points particulièrement actifs et éviter de s'asseoir sur le sol formé de « stériles miniers » de ces collines reconstituées.

En prenant en considération la présence de ces points chauds, qui, comme nous l'avons vu, n'a rien d'anecdotique (cf. encart points chauds), l'exposition externe ajoutée par les activités minières est notablement amplifiée. Concernant la dose au corps entier, établie avec des mesures réalisées à 1 m du sol, moins de 8 heures suffisent pour dépasser le seuil de 10 μSv en stationnant sur les points les plus actifs des verses de Rabéjac ou de Mas d'Alary (1,5 $\mu\text{Sv/h}$). Les débits de dose mesurés au contact, nettement plus élevés, peuvent atteindre plusieurs dizaines de μSv par heure (jusqu'à 78 $\mu\text{Sv/h}$ sur les points prospectés). Ces mesures, réalisées au moyen de la sonde LB1236, sont largement sous-estimées et ne rendent que partiellement compte de l'exposition externe totale : elles ne prennent pas en considération les composantes bêta et alpha du rayonnement, qui deviennent majoritaires au contact. L'exposition externe par contact à la peau, qui nécessite des mesures complémentaires, ne peut donc être évaluée précisément.

Néanmoins, si le chasseur décide de se poster à l'affût ou le promeneur de pique-niquer et de se reposer sur l'un de ces points, comme, par exemple, à quelques mètres de la table panoramique surplombant le site Cogema-Simo (78 $\mu\text{Sv/h}$ au contact), ils subiront, à leur insu, une dose très significative du simple fait de l'exposition externe. Si l'enfant ramasse un de ces cailloux présents à la surface du sol, qui sont en fait des morceaux de minerai d'uranium, se rajouteront, à cette exposition externe, les doses reçues par les différentes voies d'exposition interne (transfert cutané, migration au niveau des lésions de la peau, ingestion). Dans tous les cas, s'ajouteront également les risques liés à l'inhalation de radon.

VII.2.b La dispersion par l'utilisation de stériles comme matériau de remblais

Dans les villages environnants la Division Minière de l'Hérault, les mesures radiométriques ont montré qu'il y a eu dispersion de matériaux radioactifs, utilisés comme remblais de voirie et d'entrées de propriétés privées. Ces matériaux, dispersés sur une vaste aire géographique et, parfois déversés à proximité même des habitations, conduisent à une augmentation significative de l'exposition externe mesurée à 1 m du sol :

- à Saint-Julien, l'exposition ajoutée due à la dispersion de « stériles miniers » s'étend de 0,55 $\mu\text{Sv/h}$ à 0,85 $\mu\text{Sv/h}$ (bordure du terre plein du château d'eau, bas coté de la route d'accès au village),
- dans le village de Mas Lavayre, elle est de 0,32 $\mu\text{Sv/h}$ à l'entrée d'une villa et atteint 0,81 $\mu\text{Sv/h}$ sur un terre-plein bordant la route départementale D144E5.

Sur ces lieux, qui ne sont cités qu'à titre d'exemple (d'autres situations comparables ayant été identifiées de façon non exhaustive), seulement 12 à 31 heures de présence dans l'année conduisent à dépasser le seuil de l'impact significatif (10 μSv par an). Environ 350 à 940 heures conduisent à atteindre la limite de 300 μSv par an et 1200 à 3100 heures de présence annuelle conduisent à une exposition inacceptable (plus de 1000 μSv par an). De plus, par la présence de **points chauds**, dus à des morceaux de minerai uranifère en surface, les doses pouvant être reçues du fait de l'exposition externe à leur contact et par les autres voies d'exposition sont préoccupantes dans ces milieux habités.

VII.2.c La dispersion due aux rejets et aux écoulements diffus

• Impact environnemental

Six ans après l'arrêt de l'exploitation des sites miniers, l'impact environnemental des activités minières sur les berges des cours d'eau qui longent les installations de la Cogema, peut toujours être mis en évidence. Les mesures de flux gamma ont, en effet, permis de détecter cet impact sur plusieurs kilomètres de leur parcours, jusqu'à la confluence avec la Lergue. Ces niveaux significatifs concernent, non seulement les cours d'eau ayant reçus les rejets des installations (Riviéral et Rivernoux), mais aussi ceux qui bordent les anciens sites d'extraction et leurs versés. Les analyses en spectrométrie gamma ont confirmé que les berges de ces cours d'eau étaient contaminées par des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238. Le tableau IV ci-dessous récapitule les principaux résultats des mesures radiométriques et des analyses en laboratoire.

Tableau IV : Principaux résultats des mesures radiométriques et des analyses en spectrométrie gamma des échantillons prélevés sur les berges des cours d'eau (Bq/kg sec)

Lieu de prélèvement	Profondeur (cm)	Flux Gamma DG5 au contact (C/S)	Flux Gamma SPP2 au contact (C/S)	U 238 (Th 234) (Bq/kg sec)	Ra 226 (Bq/kg sec)	Rapport Ra 226 / U 238
Riviéral Aval ancienne station de traitement	0-4	3350		2760	18312	6,63
Riviéral Aval ancienne station de traitement	4-8	3350		2631	21351	8,12
Riviéral Aval ancienne station de traitement	0-10		2500	2420	20154	8,33
Riviéral confluence Rivernoux (radier)	0-5		1400	1373	6186	4,51
Riviéral confluence Rivernoux (radier)	5-10		1400	1283	4887	3,81
Rivernoux Amont confluence Riviéral	0-5		100	80	61	0,76
Rivernoux Amont confluence Riviéral	5-10		100	91	66	0,73
Rivernoux Aval Riviéral (pont A75)	0-8	700	450	1050	2246	2,14
Rivernoux Aval Riviéral (pont A75)	0-8	750	500	709	938	1,32
Doumergoux Aval site Simo-Cogema	0-5		1300	1552	4389	2,83
Doumergoux Aval site Simo-Cogema	5-10		1300	1438	4666	3,24
La Tuilière Aval ruisseau de Tréviels	0-5		850	1064	5761	5,41
La Tuilière Aval ruisseau de Tréviels	5-10		850	1140	5840	5,12
Lergue Amont Rivernoux	0-8	120		41	73	1,78
Lergue Aval Rivernoux (Pétout)	0-5	210		88	103	1,17
Lergue Aval Rivernoux (Pétout)	5-15	210		157	314	2,00

Du point de vue de la réglementation des substances radioactives, l'activité de la plupart de ces échantillons est supérieure aux seuils réglementaires. S'il s'agissait de déchets, ils devraient être traités

comme des déchets radioactifs. Si ces matériaux doivent être utilisés par une entreprise, il est probable que cela ne sera pas autorisé et si tel était le cas, le personnel devrait faire l'objet d'une surveillance radiologique et le fonctionnement de l'installation soumise à toutes les règles de radioprotection ad hoc.

L'analyse du rapport Ra 226 /U 238 permet de montrer qu'il ne s'agit pas d'une situation naturelle : dans un cours d'eau n'ayant pas subi l'incidence des sites miniers (Rivernoux en amont du Riviéral) le rapport est proche de l'unité, ce qui montre que ces radionucléides sont en situation d'équilibre séculaire (comme cela est le cas en situation naturelle). Au contraire, pour le Riviéral et le Rivernoux en aval de la confluence, le rapport est nettement inversé. D'autre part, plus la station est proche du rejet, plus l'activité en radium est proportionnellement élevée. Ceci montre, outre des comportements chimiques différents, la présence d'un apport contaminant en amont dont l'effet s'estompe proportionnellement à la distance.

L'analyse des terres des berges du Doumergoux et du ruisseau de la Tuilière, qui ne sont en principe pas concernés par des rejets, suggère l'existence de phénomènes de transport de radionucléides par les eaux à partir des installations minières et des lieux de stockage des déchets²⁴. L'analyse des strates de profondeurs différentes ne permet pas de déterminer si les écoulements qui ont contaminé les berges de l'ensemble de ces petits cours d'eau sont des phénomènes passés ou se produisent encore actuellement. Des analyses concernant les eaux pourraient permettre de répondre à cette question. D'autres analyses complémentaires sont nécessaires pour caractériser l'impact sur la Lergue.

- Contribution à l'exposition externe

Pour une personne stationnant sur les berges des petits cours d'eau ou parcourant leur lit, l'exposition externe ajoutée varie, suivant les cours d'eau et la station de mesure considérée, entre 0,84 $\mu\text{Sv/h}$ (Riviéral, en aval direct du rejet) et 0,22 $\mu\text{Sv/h}$ (ruisseau de la Tuilière) (les calculs étant réalisés en retirant, aux mesures de débit de dose, la valeur de 0,17 $\mu\text{Sv/h}$, mesurée sur la partie Amont du Rivernoux).

A 1,5 km environ de l'ancien rejet de la Cogema, sur les berges du Riviéral, l'exposition externe ajoutée est encore significative : 0,48 $\mu\text{Sv/h}$ et 0,55 $\mu\text{Sv/h}$. Nous n'avons pas réalisé de mesures de débit de dose, à la confluence du Rivernoux avec la Lergue, à 4 km du rejet, mais le niveau de flux gamma montre que l'exposition externe est loin d'être négligeable (400 à 450 c/s DG5 à 1m du sol).

Dans tout cet environnement, jusqu'à plusieurs kilomètres des installations, une dizaine d'heures à quelques dizaines d'heures de présence dans l'année suffisent pour atteindre le seuil de 10 μSv (au delà duquel le risque n'est plus considéré comme négligeable). La contrainte de dose de 300 μSv est atteinte pour des durées de séjour comprises entre 350 et 1400 heures. Malgré la présence de broussailles sur certaines sections, des scénarios de fréquentation de ces cours d'eau sont parfaitement envisageables en de nombreux endroits, témoin le panneau délabré « baignade interdite » disposé sur les berges du Riviéral à 1,5 km du rejet. D'autre part, les activités pratiquées sur les cours d'eau (pêche, baignade) peuvent augmenter la contribution des autres voies d'exposition à l'exposition totale.

VII.3 L'évaluation de l'exposition externe par l'exploitant

VII.3.a Que mesure la Cogema ?

Afin d'évaluer l'impact de ses installations, la Cogema dispose d'un réseau de surveillance de l'environnement, qui lui est imposé par les arrêtés préfectoraux d'autorisation d'exploitation. Il est composé de stations de mesure disposées sur les sites miniers et dans « l'environnement proche des installations ». Concernant l'exposition externe, les mesures sont réalisées avec des dosimètres de sites (films sensibles aux rayonnements gamma relevés régulièrement). Des stations sont disposées dans les

²⁴ L'analyse des rapports Ra 226 / U 238 entre ces 2 cours d'eau peut suggérer une contamination des eaux du ruisseau de la Tuilière à partir de la zone de stockage des résidus de traitement d'extraction de l'uranium (les eaux provenant de cette zone sont, en principe, collectées et traitées avant leur rejet dans la Lergue). Des investigations complémentaires sont souhaitables pour éclaircir ce point.

villages de Mas Lavayre, Saint-Julien et Saint-Martin et en proximité des verses de Mas d'Alary (station « les Caoumelles »). La station de référence est celle du village de Soumont.

Nous avons procédé à des mesures de débits de dose à certaines de ces stations. Nous avons pu vérifier, en ces points, le bon accord de nos mesures instantanées avec celles de la Cogema²⁵. Par contre, par leur implantation, ces stations de mesure ne rendent pas compte de la situation que nous venons de décrire plus haut :

- à la station les Caoumelles, nous mesurons 0,41 $\mu\text{Sv/h}$, au niveau du dosimètre ; cette valeur est loin d'être représentative de l'ensemble de la situation radiologique des verses de Mas d'Alary. En effet, à moins de 250 m du dosimètre, nous avons mesuré les valeurs de 0,55 / 0,56 / 0,91 / 1,47 $\mu\text{Sv/h}$ à 1m du sol.
- aux stations implantées dans les villages environnant les sites miniers, nous mesurons 0,17 $\mu\text{Sv/h}$ à Mas Lavayre et 0,18 $\mu\text{Sv/h}$ à Saint-Julien (soit des valeurs proches du niveau naturel). Or, dans ces mêmes villages, la dispersion de stériles miniers utilisés comme remblais, provoque une exposition externe, à 1 m du sol, pouvant atteindre 1 $\mu\text{Sv/h}$. Cette valeur, près de 6 fois supérieure à celle mesurée au dosimètre Cogema, a été documentée à environ 250 m du dosimètre de Saint-Julien et à 500 m de celui de Mas Lavayre. A proximité des habitations et à 200 m du dosimètre, le niveau est déjà de 0,51 $\mu\text{Sv/h}$, soit un niveau 3 fois supérieur à celui servant à la Cogema et à l'administration pour évaluer l'impact radiologique.

Tant sur les sites miniers que dans l'environnement, l'implantation des stations de mesures du réseau de surveillance de l'exploitant ne permet pas de rendre compte de la situation radiologique réelle : des niveaux 3 à 6 fois supérieurs aux niveaux mesurés à ces stations peuvent être mis en évidence à quelques centaines de mètres seulement. **Cette évaluation erronée de l'exposition externe conduit à sous-estimer considérablement l'impact des activités minières.**

VII.3.b Banalisation des sites basée sur une évaluation erronée de l'impact radiologique : le cas de la mine de Puech Bouissou

Nous allons voir comment ces données peu représentatives de la situation radiologique sont utilisées lors des procédures d'arrêt d'exploitation au travers d'un cas concret de banalisation : celui de la mine de Puech Bouissou²⁶.

Pour évaluer l'impact radiologique, la Cogema détermine deux groupes de personnes : le groupe des personnes habitants dans le proche environnement (groupe 1), et le groupe des personnes pouvant séjourner sur l'ancien site minier (groupe 2). Pour chaque groupe sont effectués des calculs d'exposition ajoutée sur la base des mesures, réalisées, avant et après l'exploitation, par le réseau de surveillance. Concernant l'exposition externe et les mesures réalisées après l'exploitation, plusieurs remarques s'imposent.

- Pour les personnes du groupe 1, les calculs amènent à conclure à l'absence d'impact. Ces calculs sont basés sur les mesures réalisées par la Cogema dans l'environnement du site, qui, comme nous venons de le voir, ne sont pas représentatives de l'impact et notamment de la dispersion de stériles miniers. Pour ses calculs, la Cogema utilise la valeur moyenne de 125 nGy/h, soit un débit de dose 0,13 $\mu\text{Sv/h}$. Cette valeur, fournie par une seule station de mesure, est nettement inférieure à celles pouvant être mesurées sur plusieurs chemins environnants ; comme, par exemple, la valeur de 0,49 $\mu\text{Sv/h}$ mesurée sur un chemin à 50 m de la route départementale D144, ou celle de 0,56 $\mu\text{Sv/h}$ sur le chemin d'accès à la mine. Une trentaine d'heures de présence seulement dans l'année sur ces chemins conduisent à

²⁵ A ces stations, nos mesures instantanées donnent des résultats comparables aux mesures intégrées des dosimètres de la Cogema, compte tenu des marges d'incertitude des deux méthodes.

²⁶ Dossier de déclaration d'arrêt définitif des travaux et d'utilisation des installations minières, Site de Puech Bouissou, Cogema Division Minière de l'Hérault, aimablement transmis par la Municipalité de Saint-Jean de la Blaquière.

atteindre seuil de 10 µSv/an. Au sens des règles de radioprotection et en tenant compte de la situation radiologique réelle, on ne peut donc pas conclure à un impact négligeable et encore moins à une absence d'impact.

- Pour les personnes du groupe 2, les calculs permettent de conclure à un impact acceptable. Ils sont basés sur une valeur de 0,24 µSv/h obtenue grâce à 2 stations de mesure fixes implantées sur le site. Or, les moyennes des mesures réalisées par nos soins, lors de parcours métrés, s'établissent à 0,32 µSv/h et à 0,54 µSv/h suivant les zones du carreau de la mine. D'autre part, le temps de présence annuel utilisé pour les calculs de la Cogema n'est que de 400 h par an, ce qui ne correspond pas à l'utilisation qui a été envisagée de ce site (petite zone d'activité). En prenant pour base de calcul une présence de 1600 h par an (cas d'un travailleur), on obtient une exposition externe ajoutée allant, suivant les zones du carreau, de 210 à 560 µSv par an. Le fait d'utiliser cette plate-forme, qui a été obtenue en nivelant la verse à stériles, comme lieu de travail conduit donc à approcher, voire à dépasser les seuils de 300 µSv/an, et ce, en ne considérant que l'exposition externe, voie à laquelle doivent s'ajouter toutes les autres voies d'exposition et notamment l'inhalation de radon.

De plus, en parcourant le carreau de cette mine, nous avons pu mettre en évidence la présence de plusieurs points chauds. Des morceaux de minerai d'uranium, posés à la surface du sol, génèrent un débit de dose allant jusqu'à 60 µSv/h. Or, aucun de ces points chauds, ni ceux qui jonchent le chemin d'accès à la mine, n'apparaissent sur le plan compteur qui est joint au dossier de déclaration d'arrêt des travaux.

En conclusion de ce dossier, on peut lire : « Il n'y a pas lieu de restreindre l'usage des parcelles touchées par l'ancienne activité minière. Les terrains pourront être vendus aux acquéreurs qui se manifesteront ». Sur cette base, le carreau de cette mine a été rétrocédé à la commune de Saint-Jean de la Blaquière. En attendant la création d'une zone artisanale, il est utilisé pour des activités diverses conduisant à exposer des personnes à leur insu, comme nous l'avons constaté le 27 mai, où dans le cadre d'une animation, des enfants étaient assis directement sur ce carreau.

Le cas de cette mine souterraine, exploitée pendant seulement 18 mois et d'où ont été extraits 8,651 tonnes d'uranium, soit moins de 0,06 % de la production de l'ensemble de division minière, révèle comment des données, qui ne traduisent pas l'impact radiologique réel, sont utilisées dans les dossiers de fin d'exploitation fournis à l'administration pour entériner l'abandon des sites et leur banalisation.

Cette évaluation erronée de l'impact radiologique conduit, d'ores et déjà, sans aucune justification, à des situations réelles d'exposition des personnes.

On peut alors légitimement s'interroger sur le cas du site principal Cogema-Simo, où étaient implantés à la fois, le carreau de la mine de Mas Lavayre (d'où ont été extraits les 4/5 de la production totale), l'usine Simo et les aires de stockage du minerai. Le dossier d'arrêt d'exploitation de ce site, présenté par la Cogema, est en cours d'instruction à la DRIRE Languedoc Roussillon.

Les quelques mesures de flux gamma réalisées par nos soins ont permis de mettre en évidence des niveaux largement supérieurs à ceux d'un environnement non perturbé et de déceler des points chauds : fossés, anciennes canalisations, entrée des bâtiments... Nous avons pu documenter, de façon plus détaillée, de tels points chauds aux abords nord de ce complexe minier, à quelques mètres de sa clôture (débit de dose au contact : jusqu'à 16 µSv/h). Ceci n'est absolument pas traduit par les plans compteur joints au dossier, que nous avons consultés brièvement.

Une étude approfondie de ce site est donc nécessaire avant toute utilisation. Ceci a été exposé oralement à l'ingénieur de la DRIRE et au Directeur de la Communauté de Communes du Lodévois, dont le projet de rachat de ce site et sa transformation en zone d'activités est en cours d'élaboration.

Conclusion

Au travers de mesures réalisées au cours de 3 campagnes de terrain et de l'analyse d'échantillons par spectrométrie gamma, ce premier examen de la situation radioécologique des sites et de l'environnement de la Division minière de l'Hérault a permis de mettre en évidence un impact environnemental et dosimétrique significatif. L'évaluation de ce dernier n'a pourtant été réalisée en ne considérant qu'une seule des différentes voies d'exposition : l'exposition externe. Les autres voies devront être prises en compte avant de dresser un bilan radiologique complet.

Le réaménagement insuffisant des sites miniers, ainsi que la dispersion de substances radioactives dans l'environnement (par l'utilisation de stériles miniers et par les écoulements) conduisent, déjà par la seule voie d'exposition étudiée, à exposer des personnes à des niveaux de radioactivité qui ne peuvent être considérés comme négligeables au sens des règles de radioprotection. Le seuil de l'inacceptable pourrait même être atteint dans certaines situations. De plus, cet impact radiologique est notablement amplifié par des fragments de minerai d'uranium répandus dans l'environnement. Cette présence de points chauds, qui ne peut être qualifiée d'anecdotique, constitue un risque supplémentaire notable.

A l'issu de ce travail préliminaire, nous pouvons donc formuler plusieurs recommandations prioritaires :

- Avant toute utilisation et cession des anciens sites miniers, ainsi que pour les sites déjà banalisés, les dossiers de fin d'exploitation doivent être réévalués par des études détaillées indépendantes de l'exploitant. En effet, la situation radiologique réelle n'est absolument pas mise en évidence par son réseau de surveillance. L'évaluation qui a été transmise à l'administration dans la perspective de la banalisation des sites miniers ne rend pas compte de la réalité des impacts radiologiques. Cette situation est d'autant plus préoccupante que nombre de sites sont en accès libre (d'après des informations que nous n'avons pu vérifier, certains sites auraient même été remis dans le domaine public avant même que l'Administration ait rendu son avis).
- Des travaux doivent être réalisés afin de palier la dispersion de matières radioactives dans l'environnement. La recherche et l'enlèvement de « stériles miniers » devront être réalisés. D'autre part des études complémentaires devront préciser si une contamination des sédiments et des eaux d'écoulement perdure actuellement et quels moyens doivent être mis en œuvre afin de la juguler.
- Compte tenu de la période des radioéléments, une réflexion doit être engagée sur le long terme. En effet, en analysant la situation actuelle, moins de 3 ans après la fin des travaux de réaménagement, on ne peut que s'interroger sur l'évolution de l'impact radiologique qui affectera dans un avenir plus ou moins lointain les populations qui décideront d'utiliser ces sites, ou voudront en extraire des matériaux. Nul ne peut prévoir, aujourd'hui, ce qu'il adviendra des anciens sites miniers lorsque la mémoire collective aura gommé l'épisode des quelques années d'exploitation.

Enfin, il s'avère nécessaire de prendre en considération l'ensemble des risques liés aux niveaux élevés de radioactivité naturelle, notamment de ceux concernant le radon dans l'habitat. Les plans d'occupation des sols devront prendre en compte les zones d'affleurement de roches uranifères. La population devra être également mise en garde contre l'utilisation de telles roches comme matériaux de construction.

S'agissant de zones où ces niveaux de radioactivité avaient été détectés précédemment – leur exploitation ayant été même envisagée – il est regrettable qu'aucune mesure de prévention adaptée n'ait été mise en œuvre. Il importe de rattraper ce retard. Ces zones doivent notamment être déclarées comme prioritaires dans les campagnes officielles de gestion des risques liés au radon, campagnes menées conjointement par plusieurs organismes depuis 1999. Au cours de la dernière campagne de terrain, nous avons entrepris une démarche de sensibilisation des élus de la commune de Saint-Jean de la Blaquière.

Bibliographie

Etudes CRIIRAD :

Bilan radioécologique de l'ancien site minier des Bois Noirs, commune de Saint Priest La Prugne, Rapports SPLP3, SPLP4, SPLP9, 2002.

Etudes radioécologiques sur la division minière de la Crouzille, 1^{er} volume, 1994.

Documents COGEMA :

Rapports Environnement 1995 et 1997.

Rapports Annuels Surveillance de l'Environnement 1996, 1997, 2000, 2000, 2002, Division minière de l'Hérault.

Rapport Annuel d'Activités, Année 1997, Division minière de l'Hérault.

Analyses du réseau de Surveillance de l'Environnement, 1989 à 1992, Division minière de l'Hérault.

Dossier de Déclaration d'Arrêt Définitif des Travaux et d'Utilisation des Installations Minières, Site de Puech Bouissou, Division minière de l'Hérault, 1998.

Autres documents :

ANDRA, Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs, *Où sont les déchets radioactifs en France ? Rapport de l'Observatoire National de l'ANDRA*, Editions 2000 et 2002, ANDRA.

BARBAROUX L., *La Radioactivité gamma Naturelle et ses Modifications par L'Activité Minière Uranifère en Bretagne Méridionale et Vendée, France*, Environmental Pollution, Elsevier, 1985.

BAVOUX B., GUIOLLARD P.-C., *L'Uranium du Lodévois (Hérault)*, Pierre-Christian Guiollard Editeur, 1999.

BYRD DAVID M., *La France nucléaire matières et sites*, WYSE-Paris, Yggdrasil Institute, 1997.

DESCAMPS B., *Etude radioécologique du complexe minier de Lodève (France) 1981-1985*, Commissariat à l'Energie Atomique, Service documentation CEA, 1987.

IPSN, Institut de Protection et Sécurité Nucléaire (ouvrage collectif), *L'Uranium de l'environnement à l'Homme*, EDP Sciences, 2001.

MEINRATH A., SCHNEIDER P., MEINRATH G., *Uranium ores and depleted uranium in the environment, with a reference to uranium in the biosphere from Erzgebirge/Sachsen, Germany*, Journal of Environmental Radioactivity, Elsevier, 2003.

Liste des Tableaux

Tableau I : Cumul des matériaux extraits du sous-sol de 1976 à 1997.....	12
Tableau II : Flux gamma et débit de dose ambiant moyen dans divers secteurs des sites miniers du Lodévois	19
Tableau III : Flux gamma et débit de dose au contact de points chauds sur les sites miniers du Lodévois.....	20
Tableau IV : Principaux résultats des mesures radiométriques et des analyses en spectrométrie gamma des échantillons prélevés sur les berges des cours d'eau (Bq/kg sec)	27

Fiches « Mesures radiométriques » F1 à F18

Annexe 5

Tableaux 1a, 1b, 2, 3 : Résultats des analyses en spectrométrie gamma

Annexe 6

Liste des Figures

Figure 1 : Carte de localisation de la division minière de l'Hérault	9
Figure 2 : Localisation des sites de la division minière de l'Hérault et des principaux villages environnants	11
Figure 3: Flux gamma au contact du sol, transect sur la largeur d'un chemin à Saint Jean de la Blaquière	21
Figure 4 : Flux gamma au contact du sol, transect sur la rive gauche du Riviéral au lieu dit « le radier »	23