

Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité

**Rapport CRIIRAD N°04-05  
Version finale V2**

**Contrôles radiologiques préliminaires dans  
l'environnement de la mine d'uranium de Saint-  
Pierre du Cantal**

**Etude réalisée par le laboratoire de la CRIIRAD  
à la demande de l'association « Nos Enfants et la Sécurité »**

Mission de terrain : 1 et 2 juillet 2003

Date de rédaction : Mars 2004\*

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

Conditionnement des échantillons : Jocelyne Ribouët, préparatrice

Analyses par spectrométrie gamma : Stéphane Patrigeon, technicien mesure  
physique

\* la version V2 comporte 2 corrections au chapitre 5, mai 2006.

**LABORATOIRE DE LA CRIIRAD**

**471, Avenue Victor Hugo, 26000 Valence**

**☎ 04 75 41 82 50**

**📠 04 75 81 26 48**

**SOMMAIRE**

<b>1. PRESENTATION DE L'ETUDE</b>	<b>2</b>
1.1. OBJECTIFS DE L'ETUDE ET METHODOLOGIE	2
1.2. REMARQUES CONCERNANT L'ATTITUDE DE LA MUNICIPALITE	3
1.3. REPERES CHRONOLOGIQUES CONCERNANT LE SITE MINIER DE SAINT-PIERRE	4
<b>2. EVALUATION DE L'EXPOSITION EXTERNE</b>	<b>6</b>
2.1. METHODOLOGIE / APPAREILS UTILISES	6
2.2. MISE EN EVIDENCE D'UN IMPACT RADIOLOGIQUE	9
2.2.1. EXPOSITION EXTERNE LIEE A LA PRESENCE DE REMBLAIS	9
2.2.2. EXPOSITION EXTERNE PAR DES DEPOTS RADIOACTIFS DUS AUX ECOULEMENTS	11
2.3. ESTIMATIONS DOSIMETRIQUES (EXPOSITION EXTERNE)	14
2.4. INSUFFISANCE DE L'AUTOCONTROLE (EXPOSITION EXTERNE)	15
2.5. INFRACTION A LA REGLEMENTATION	16
<b>3. CONTROLES PORTANT SUR LES EAUX</b>	<b>18</b>
3.1. OBJECTIFS ET METHODOLOGIE	18
3.2. RADIOACTIVITE DES EAUX	19
3.2.1. EAUX DU PUIT GEREY	19
3.2.2. EAUX DU LAC	22
3.3. CONTROLES PHYSICO-CHIMIQUES	22
<b>4. CARACTERISATION DES SEDIMENTS</b>	<b>24</b>
4.1. OBJECTIFS / METHODOLOGIE	24
4.2. RESULTATS ET COMMENTAIRES	26
<b>5. LA QUESTION DU RADON DANS L'AIR AMBIANT</b>	<b>28</b>
5.1. RAPPELS	28
5.2. LE RADON DANS L'AIR EXTERIEUR	28
5.3. LE RADON DANS L'AIR INTERIEUR	29
<b>6. PRINCIPALES CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS</b>	<b>30</b>
6.1. L'ENVIRONNEMENT GENERAL : CONSTATATIONS	30
6.2. L'ENVIRONNEMENT GENERAL : RECOMMANDATIONS	30
6.3. LE CAS PARTICULIER DU LAC	31

## 1. PRESENTATION DE L'ETUDE

### 1.1. Objectifs de l'étude et méthodologie

La réalisation d'une véritable expertise radioécologique autour d'un site d'extraction de l'uranium comme celui de Saint-Pierre du Cantal est une opération lourde qui nécessite des moyens financiers importants. Il s'agit en effet de mesurer la radioactivité dans l'air ambiant (exposition externe par le rayonnement gamma, radioactivité des poussières ambiantes, activité volumique du radon et de ses descendants), la radioactivité des sols, déchets et remblais, la radioactivité du milieu aquatique souterrain et de surface (eau, sédiments, faune et flore) et de la chaîne alimentaire.

La présente étude constitue un pré-étude réalisée avec un budget limité (de l'ordre de 7 400 Euros), pris en charge par l'association « Nos Enfants et la Sécurité » présidée par monsieur George Haag. Il s'agissait à travers quelques contrôles ciblés de déterminer si la contamination résiduelle de l'environnement et l'exposition de la population aux rayonnements ionisants, après réaménagement du site, était conforme à la réglementation.

Le projet d'étude a été élaboré par monsieur Bruno Chareyron, ingénieur en physique nucléaire, responsable du laboratoire de la CRIIRAD en tenant compte des préoccupations exprimées par le commanditaire, monsieur Haag. Il s'agissait en priorité d'examiner la pollution radiologique et chimique résiduelle du **plan d'eau aménagé par la commune** à proximité de l'ancienne **mine d'uranium et du stockage de résidus radioactifs**. En complément, d'autres contrôles radiométriques et échantillonnages ont pu être effectués dans l'environnement de la mine.

L'intervention de terrain a été effectuée les **1 et 2 juillet 2003**, par monsieur Christian Courbon, technicien spécialisé du laboratoire de la CRIIRAD, titulaire de l'attestation de personne compétente en radioprotection. Il a pu bénéficier de l'aide matérielle de messieurs George Haag, Gilbert Audit, Gilles Dumas et de monsieur Francis Damprund, président de l'« Association pour Notre Qualité de Vie ». Les opérations suivantes ont été effectuées :

- pré-détection radiométrique (mesure du **flux de rayonnement gamma** et mesure du **débit d'équivalent de dose**). Il s'agissait de déterminer d'une part les niveaux naturels de rayonnement au contact du sol et à 1 mètre, en des secteurs non perturbés par l'activité minière et d'autre part, de détecter les zones présentant une radioactivité anormale, prioritairement à proximité du lac (les contrôles ont été élargis au pourtour du terrain de football, du lotissement, de la zone de tir, et dans une zone d'écoulements au nord de la mine). Les résultats de ces mesures sont reportés [en annexe 4](#).
- Procéder à des échantillonnages **d'eau dans le plan d'eau** et dans un puits situé entre le site minier et le plan d'eau et dénommé, « **puits Gérémy** ». Ces échantillons ont fait l'objet de mesures de radioactivité et d'un dépistage physico-chimique. Les résultats sont reproduits en [annexe 5 et 6 \(spectrométrie gamma\)](#) et 8 (dépistages physico-chimiques).
- Procéder à des échantillonnages de sédiments dans le plan d'eau et les secteurs marqués par des écoulements (drains, fossés). Au total 5 **sédiments** ont été collectés. Ces échantillons ont fait l'objet de mesures de radioactivité au laboratoire de la CRIIRAD (par spectrométrie gamma). Les résultats sont reproduits en [annexe 9](#).

Afin de faciliter la lecture de cette note technique nous avons reporté en [annexe 1](#) quelques notions de base sur la radioactivité et la radioprotection.

### **La question des estimations dosimétriques**

Il est important de souligner que cette pré-étude ne peut pas permettre une évaluation complète des doses de radiation globales subies par la population de la commune du fait de l'exploitation d'uranium. Ceci aurait nécessité des moyens nettement supérieurs. La présente étude est un diagnostic préliminaire sur la situation radiologique. Elle a pour objet d'identifier d'éventuelles anomalies radiologiques, parmi les plus frappantes, en priorité pour le public qui fréquente le plan d'eau et ses abords, et de faire des propositions pour la réduction des impacts et l'amélioration du dispositif mis en œuvre par l'exploitant pour évaluer l'impact du site.

Il s'agissait pour la CRIIRAD, dans le cadre de l'étude actuelle, d'apporter des éléments de réponse aux questions suivantes :

- Les anciennes activités minières conduisent-elles à un impact sur l'environnement ?
- Cet impact est-il correctement restitué par le programme de contrôle mis en œuvre par l'exploitant sous le contrôle de l'administration ?
- Peut-on évaluer l'ordre de grandeur de l'impact dosimétrique pour la population riveraine ? cet impact nécessite-t-il des actions de remédiation spécifiques ?

Ces questions ne seront abordées que pour l'irradiation externe et l'ingestion d'eau du puits Gérémy et du lac

Ne seront pas traitées les questions liées à l'inhalation des poussières et du radon, et à l'ingestion de radionucléides par la chaîne alimentaire (poissons, légumes, gibier, etc...).

## **1.2. Remarques concernant l'attitude de la municipalité**

La CRIIRAD n'a pas l'habitude dans un rapport scientifique de détailler le contexte humain des interventions. Mais le caractère très particulier de cette mission mérite d'être mentionné.

D'une façon générale, le technicien CRIIRAD a pu constater sur place un climat de vive tension et une impossibilité de communication entre la municipalité et l'association « Pour Notre Qualité de Vie ».

Lors du déroulement de la mission, les intervenants ont été fréquemment surveillés à distance par monsieur le maire en personne.

Deux incidents se sont produits lors de l'intervention :

1. Lors des prélèvements d'eau dans le puits Gérémy, monsieur le maire s'est précipité sur les intervenants de façon soudaine en proférant des menaces et en bousculant monsieur Audit. Il a même renversé, à coup de pied, des échantillons en cours de prélèvement. Les intervenants n'ont pas répondu à cette agression compte tenu de l'état d'excitation incontrôlée du maire et ont rapidement quitté les lieux. Il convient de noter que préalablement à cette intervention de la CRIIRAD, monsieur Haag, président de l'association « Nos enfants et la sécurité » avait prévenu la gendarmerie de Mauriac de l'intervention de la CRIIRAD. L'association locale avait demandé et obtenu de l'un des propriétaires du terrain, l'autorisation d'y effectuer des prélèvements.
2. Lors des investigations en amont du ruisseau de Combret, un employé municipal qui était occupé à de l'entretien paysager a réagi au fait que le technicien CRIIRAD utilisait un appareil photographique. Ce dernier a expliqué qu'il n'avait pas l'intention de photographier l'employé mais cherchait simplement à se positionner pour photographier la zone devant faire l'objet du

prélèvement, dans la direction opposée. L'employé a néanmoins démarré sa tronçonneuse et l'a utilisée pour menacer le technicien CRIIRAD. Les membres présents de l'association « Pour Notre Qualité de Vie » sont intervenus pour calmer l'employé.

### **1.3. Repères chronologiques concernant le site minier de Saint-Pierre**

#### **L'exploitation de l'uranium**

Le gisement d'uranium de Saint-Pierre a été exploité à partir de **1956** par la SCUMRA puis par TCM (Total Compagnie Minière). La mise en place de la mine à ciel ouvert a nécessité la démolition du village originel, reconstruit à proximité. Seul le cimetière a été conservé en l'état.

L'exploitation du site s'est déroulée en 2 temps :

Durant la première phase, seule l'extraction du minerai avait lieu sur place (**mine à ciel ouvert**). Le minerai était ensuite acheminé vers d'autres sites pour l'extraction de l'uranium. L'extraction du minerai a été **arrêtée en 1981** par épuisement du gisement.

A partir de **1976** a été mise en place sur site une **usine d'extraction de l'uranium** (par lixiviation acide). Il s'agit de minerais extraits à Saint-Pierre, Bertholène (Aveyron), La Porte, Le Longy (Corrèze), La Ribière et Chaux-Maillat (Creuse). Les résidus d'extraction générés par l'usine sont entreposés dans un bassin de décantation (70 000 tonnes) et dans la mine à ciel ouvert (507 760 tonnes de résidus grossiers et 27 387 tonnes de minerai marginal). Leur confinement a nécessité la création d'une digue de 120 mètres de long. **L'activité industrielle a cessé en 1985**. L'usine a été démantelée en 1988.

L'arrêté préfectoral du 2 juin 1986 déterminait les conditions de réaménagement et de surveillance radiologique du site. Il est toujours en vigueur.

#### **Les aménagements réalisés par la municipalité**

En 1989, après son élection, Monsieur Salvary, maire de la commune a demandé à bénéficier de la **rétrocession de 30 hectares de l'ancienne mine d'uranium**.

Il projetait de développer des activités touristiques (camping, golf, stand de tir).

La rétrocession est intervenue en 1992. Un **terrain de foot, un camping et un club de tir** ont été réalisés.

En **1987**, la Municipalité, dirigée par monsieur Boboul, a décidé la création d'un **plan d'eau** sur la parcelle N°14, section ZI, à proximité de l'ancienne mine d'uranium.

A cette occasion, monsieur le maire a demandé à l'exploitant minier (à l'époque Total Compagnie Minière), l'autorisation de stocker la terre issue du creusement sur des terrains de la compagnie.

Par courrier en date du 28 septembre 1987, l'exploitant acceptait mais mettait en garde la municipalité : « ..je tiens à vous mettre en garde .../...sur les dangers que l'ouvrage que vous envisagez peut présenter, selon l'utilisation que vous désirez en faire. Cet ouvrage est en effet implanté à proximité d'un gisement d'uranium dont la partie économiquement exploitable a fait l'objet de notre exploitation minière. Tout l'uranium contenu dans le gîte n'a pas pour autant disparu, et des précautions doivent être prises pour toute activité qui viendrait à être exercée à son voisinage.

*Je me permets, par ailleurs, de vous rappeler que M. Charrier a attiré votre attention sur le problème des eaux d'alimentation du plan d'eau envisagé. Il a fait, comme vous le savez, des prélèvements, dont les analyses mettent en évidence l'influence de la proximité du gisement d'uranium sur la qualité chimique de ces échantillons d'eaux.*

*C'est pourquoi si je vous donne volontiers accord sur la demande de dépôt de terre et de sable que vous nous avez présentée, je dégage par la présente lettre toute responsabilité de la société TOTAL COMPAGNIE MINIERE-France quant à la création de l'ouvrage décidé par votre municipalité et à ses conditions d'utilisation. Il vous appartient à cet égard de vous entourer de toutes les garanties et assurances nécessaires auprès des Services Administratifs compétents. »*

Le premier plan d'eau, d'une superficie de **1 hectare**, sera interdit à la baignade.

### **Le plan d'eau actuel**

En **1997**, la nouvelle Municipalité, dirigée par monsieur Salvary, a proposé un projet d'**extension** du plan d'eau pour porter sa superficie à **8 hectares** environ. Une enquête d'utilité publique a été ouverte du 10 au 24 février 1997.

D'après les associations qui ont consulté le dossier il apparaissait *« qu'une partie des écoulements provenant du site minier uranifère de Saint-Pierre se déverse dans l'actuel plan d'eau .../...que ces écoulements proviennent du drainage de la nappe existante dans les résidus de traitement mis en dépôt lors de l'exploitation »*.

Les associations qui ont participé à l'enquête publique ont indiqué à l'époque :

- que le décret N°81-324 du 7 avril 1981 fixant les normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et baignades aménagées précisait en son article 11 : *« Les baignades aménagées doivent être installées hors des zones de turbulence en un endroit où l'eau est à l'abri des souillures, notamment des contaminations urbaines ou industrielles »*.
- que les résultats de mesures bactériologiques effectuées sur l'eau du lac le 24 octobre 1994 étaient mauvais,
- que des doutes pouvaient être émis sur les risques d'eutrophisation compte tenu du faible taux de renouvellement en eau du futur plan d'eau (renouvellement sur 2 ans), de sa faible profondeur (1 à 3 mètres) et des apports probables de matières organiques par les prairies adjacentes.

Les associations se sont donc prononcées contre le projet d'une activité de baignade et de pêche.

Néanmoins, la création du plan d'eau aux Champs des Craux a été autorisée par arrêté préfectoral N°98-0147 en date du 2 février 1998 et le projet d'extension du plan d'eau communal a été reconnu d'utilité publique par arrêté préfectoral N°98-0156 en date du **4 février 1998**.

## 2. EVALUATION DE L'EXPOSITION EXTERNE

### 2.1. Méthodologie / appareils utilisés

#### Mesure du flux de rayonnement gamma

Des mesures de **flux de rayonnement gamma** (scintillomètre DG5 de marque Novelec) ont été réalisées par le laboratoire de la CRIIRAD lors de la campagne de pré-détection radiométrique du 1 et 2 juillet 2003. Les résultats sont exprimés en coups par seconde (c/s).

Le projet initial prévoyait de réaliser ces mesures en priorité sur le pourtour du plan d'eau. Quelques repérages ont néanmoins pu être effectués en d'autres secteurs de la commune.

Il s'agit pour l'essentiel de mesures du flux de rayonnement gamma à 1 mètre du sol.

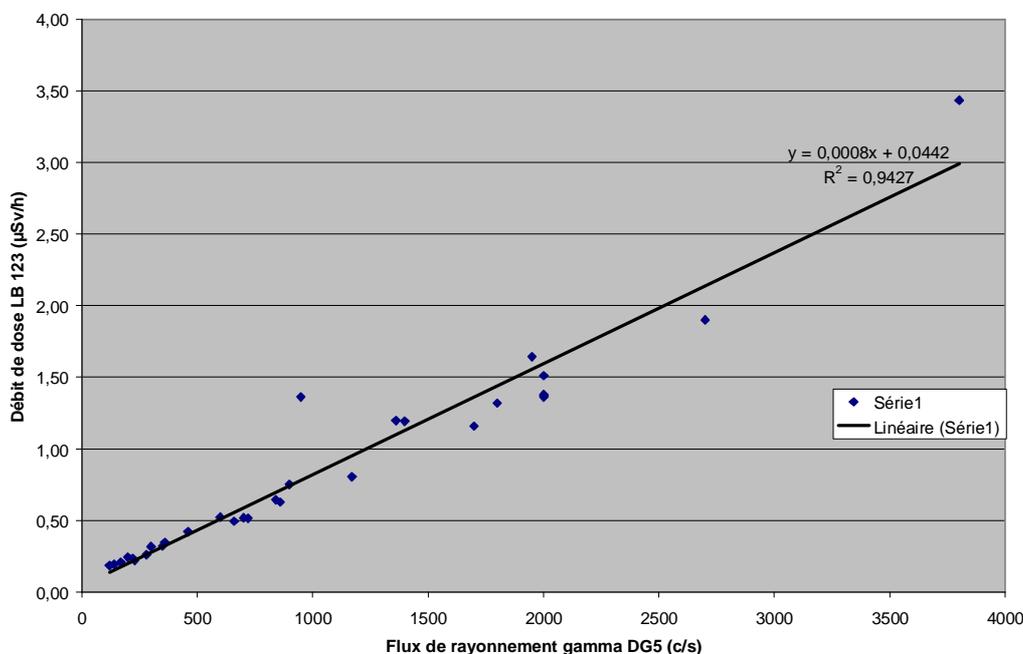
Sur des secteurs particuliers présentant de forts niveaux d'émission gamma, des mesures complémentaires ont été réalisées au contact du terrain.

Tous les résultats sont reportés dans le tableau en [annexe 4](#).

#### Mesure du débit d'équivalent de dose

Il est possible d'effectuer une correspondance entre les résultats des mesures du flux de rayonnement gamma à 1 mètre (en c/s) et la valeur du débit d'équivalent de dose (microSieverts par heure). Lors de précédentes expertises, le laboratoire de la CRIIRAD a pu établir la corrélation suivante (Expertise sur l'ancien site minier de Saint-Priest La Prugne dans la Loire) :

Corrélation entre débit de dose et flux de rayonnement gamma à h = 1 mètre / Mesures CRIIRAD



Les mesures de flux gamma effectuées au moyen du scintillomètre DG5 (c/s) peuvent donc être exprimées en débit d'équivalent de dose au moyen de cette courbe de corrélation :

$$\text{Débit d'équivalent de dose } (\mu\text{Sv/h}) = 0,0008 * \text{DG5 (c/s)} + 0,0442.$$

En complément, des mesures de **débit d'équivalent de dose gamma ambiant** instantané, à 1 mètre du sol, ont été réalisées au moyen d'un compteur proportionnel compensé en énergie de marque Berthold (sonde LB1236 étalonnée par le CEA de Grenoble), en 9 stations (voir cartes C2 page 8 et C1 page 25) :

- 3 stations de référence sur terrain a priori naturel. **Le niveau naturel est ainsi estimé à 0,19 / 0,21 microSieverts par heure ( $\mu\text{Sv/h}$ )**. Ces résultats sont comparables aux mesures réalisées par Algade pour l'exploitant au niveau de la station « Mairie » : 0,22  $\mu\text{Sv/h}$  en moyenne de l'année 2001.
- 6 stations sur des sites marqués radiologiquement (terrain de football, bordure nord du lac, zone proche du club de tir, zone du drain au nord du site minier aboutissant au ruisseau du Combret). **Les débits d'équivalent de dose sont compris entre 0,31 et 1,25  $\mu\text{Sv/h}$ .**

Tous les résultats sont reportés dans le tableau en [annexe 4](#).

Pour les secteurs où le débit d'équivalent de dose à 1 mètre du sol n'a pas été mesuré, il peut être estimé à partir des mesures du flux de rayonnement gamma en utilisant la corrélation décrite ci-dessus (cf dernière colonne du tableau en annexe 4).

Note : le laboratoire de la CRIIRAD a pu vérifier sur d'autres sites miniers le bon accord<sup>1</sup> entre les mesures instantanées réalisées au moyen de la sonde LB 123 (exprimées en microSieverts par heure) et les mesures intégrées fournies par les dosimètres COGEMA / Algade sur des stations comparables (exprimées en nanoGrays/heure). Ce travail n'a pu être réalisé dans le cadre de la présente pré-étude.



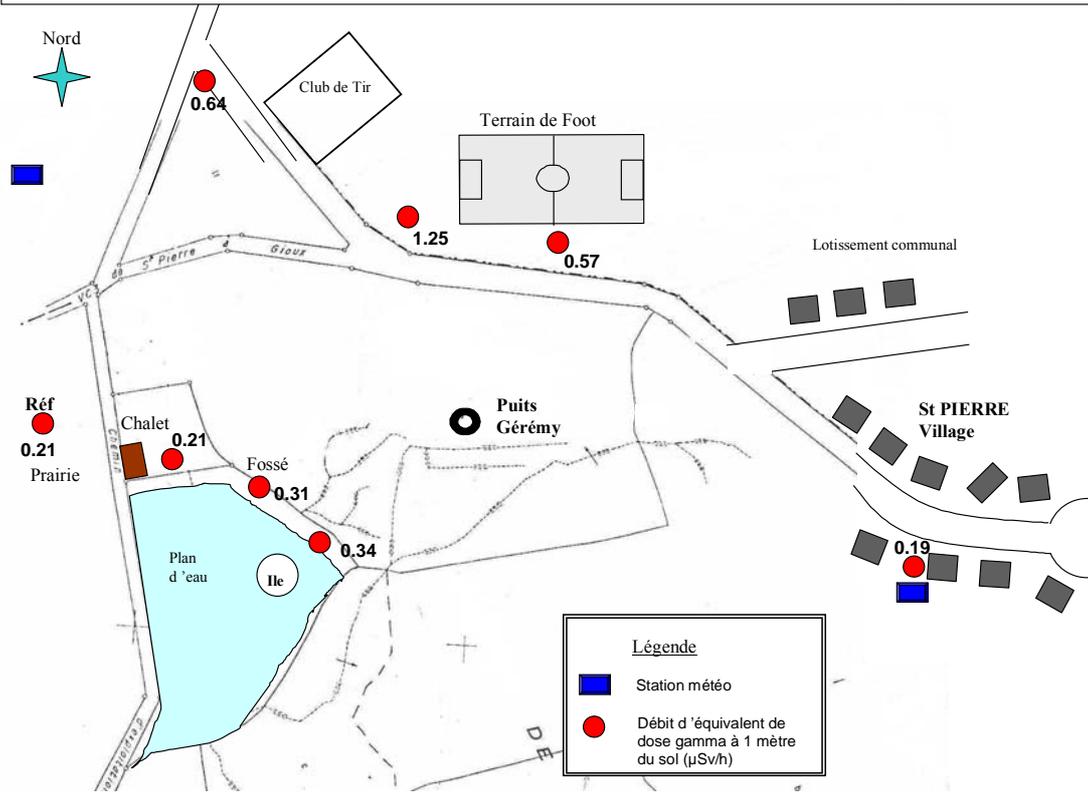
N° 09 : Station de référence : chalet



N°10 : Mesure de débit de dose sur terrain naturel près du chalet.

<sup>1</sup> Ecart inférieur à 20 % sur le site COGEMA des Bois Noirs Limousat, pour les stations : Paradou, Moulin Thienon, BNL MCO, BNL digue-local à réactifs / Cf note CRIIRAD SPLP 4 page 13.

C2: Site minier de Saint-Pierre du Cantal / Mesures CRIIRAD du 1 et 2 juillet 2003



## 2.2. Mise en évidence d'un impact radiologique

Les mesures de flux gamma et de débit de dose réalisées par le laboratoire de la CRIIRAD montrent qu'il existe des **valeurs anormalement élevées de l'exposition externe dans le domaine public sur la commune de Saint-Pierre du Cantal.**

Sur le pourtour immédiat du lac, se trouvent des zones présentant un flux de rayonnement gamma à 1 mètre comparable au bruit de fond (125 à 200 c/s sur le bord du lac côté bourg, 200 à 250 c/s autour du chalet) et des zones avec des valeurs sensiblement supérieures (220 à 390 c/s parallèlement au fossé contaminé sur la rive nord-est du lac). Mais les anomalies radiométriques les plus marquées (nettement plus de 500 c/s à 1 mètre) se trouvent à plus grande distance du lac, plus près de l'ancien site minier (terrain de football, lotissement, club de tir).

Plusieurs mécanismes permettent d'expliquer ces anomalies radiométriques. Deux des plus significatifs sont détaillés ci-dessous.

### 2.2.1. Exposition externe liée à la présence de remblais

On note une forte augmentation du niveau de rayonnement gamma sur certains terrains situés entre le lac et l'ancien site minier :

- Sur le pourtour du **terrain de football** et sur le terrain lui-même. A 1 mètre du sol, le flux de rayonnement est compris entre 380 et 1 580 c/s soit jusqu'à plus de **8 fois le niveau naturel**. Sur le pourtour du terrain, là où se trouvent habituellement les spectateurs, le flux de rayonnement gamma au contact peut atteindre 2 600 c/s soit 13 fois le niveau naturel.



N°90 : Terrain de football : secteur à 2000 c/s au contact N°91 : mesure du débit d'équivalent de dose à 1 mètre : 1,25 µSv/h

- A proximité du **lotissement communal**, non loin du terrain de football. Le flux de rayonnement gamma à 1 mètre du sol est compris entre 280 c/s et 1 500 c/s (clôture du lotissement), soit jusqu'à **8 fois le niveau naturel**.
- A proximité du **club de tir**. Le flux de rayonnement gamma à 1 mètre du sol est compris entre 400 c/s et 830 c/s (point chaud en bordure de chaussée), soit jusqu'à **4 fois le niveau naturel**. Au contact du sol, le flux gamma peut atteindre 1 900 c/s soit près de 10 fois le bruit de fond naturel.



N°89 : Vue du lotissement depuis le terrain de football      N°13 : Point chaud vers club de tir : contact : 1 900 c/s DG5

Au niveau du poteau blanc : 1 400 c/s DG5 à 1 mètre.

L'étude des cartes disponibles suggère que certains de ces terrains (terrain de football et lotissement) se trouvaient initialement sur l'emprise du site minier. Le sous-bassement pourrait donc être constitué de **remblais miniers**.

Des démarches ont été entreprises par l'association « Pour Notre Qualité de Vie » concernant le statut des parcelles sur lesquelles la municipalité de Saint-Pierre du Cantal a fait construire en 1996, les 3 pavillons du lotissement communal. Un relevé de propriété précise que les trois pavillons sont implantés sur les parcelles ZI 60 et ZI 61 appartenant à **2 propriétaires privés**. Par courrier en date du 26 août 2002, la préfecture du Cantal a précisé que « le lotissement communal a été autorisé par arrêté préfectoral du 29 mars 1993 et qu'un permis de construire a été délivré le 9 juin 1995. Par ailleurs, à l'appui de l'autorisation de lotir, il a été attesté par notaire l'existence d'un accord d'échange de propriété entre le propriétaire de la parcelle du lotissement et la commune de Saint-Pierre ».

Le document hypothécaire enregistré par le conservateur des hypothèques d'Aurillac le 12 février 1993 indique que les parcelles ZI 60 et ZI 61 ont été **cédées gratuitement par TOTAL CMF** aux conjoints Geremy le 29 janvier **1993**. Ce texte précise que conformément à l'article 4 de l'arrêté de Monsieur le Préfet du Cantal, en date du 2 juin 1986, des servitudes s'exercent sur la parcelle section ZI, N°61. Les **servitudes** sont décrites ci-après :

*« L'utilisation des terrains par quelque personne physique ou morale, publique ou privée, devra toujours être compatible avec la **présence de résidus de traitement des minerais radioactifs dans le sol**, et ne devra en aucun cas remettre en cause l'état de la couche de couverture destinée à atténuer la transmission des rayonnements dans l'atmosphère. Sont particulièrement interdites les opérations suivantes :*

- 1. Réalisation de trous, excavations, fondations, forages, défonçages.*
- 2. Irrigation des terrains à l'exception de l'arrosage nécessaire en vue de maintenir la végétation superficielle, pour pallier à un défaut de précipitation atmosphérique.*
- 3. Plantation d'arbres et de plantes destinées à l'alimentation des animaux et des hommes.*
- 4. Construction de tout bâtiment ou élément de construction à caractère provisoire ou définitif nécessitant la construction de fondations ..... »*

**L'implantation exacte des 3 pavillons sur les parcelles 60 et 61, ainsi que le niveau de rayonnement gamma sur l'ensemble du lotissement et l'activité volumique du radon dans les 3 pavillons devront impérativement être vérifiés.**

## 2.2.2. Exposition externe par des dépôts radioactifs dus aux écoulements

Le dépôt de radionucléides sur les sédiments et terres soumises aux écoulements en provenance du site minier de Saint-Pierre du Cantal, tant au nord qu'au sud, constitue un autre mécanisme qui conduit à une augmentation de l'exposition externe de la population.

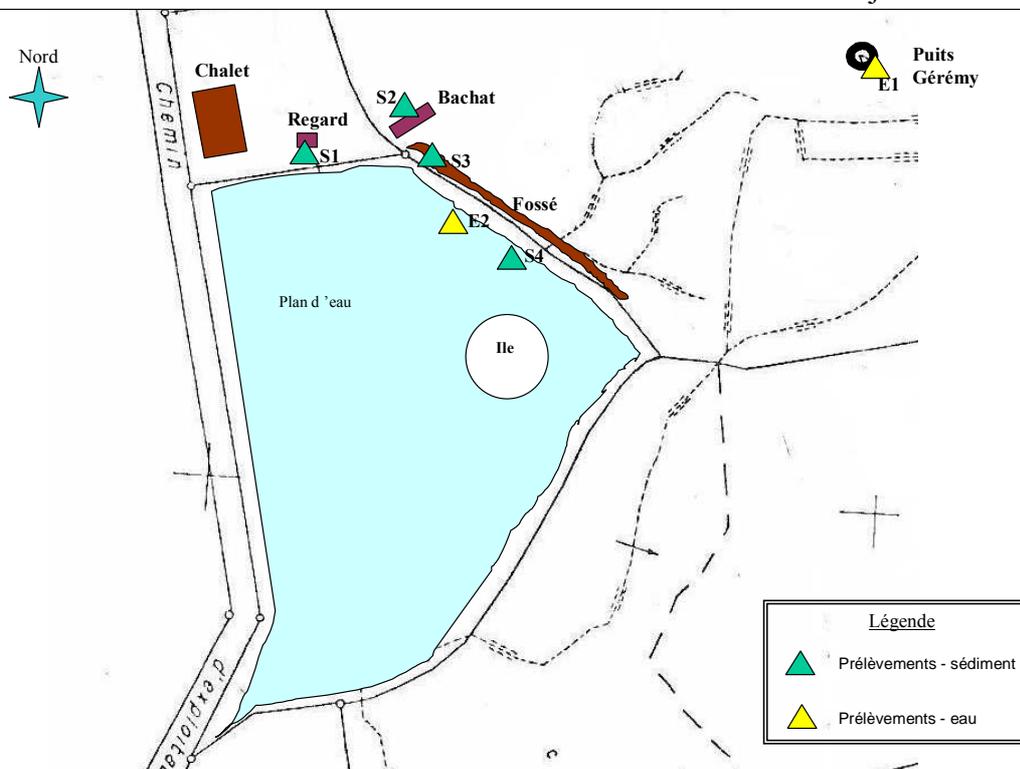
### Drains s'écoulant vers le plan d'eau et dans son environnement proche

Lors des pré-détections radiométriques, le laboratoire de la CRIIRAD a identifié un certain nombre de ces points d'accumulation, dans des drains et fossés, entre le puits Gérémy et le plan d'eau. Compte tenu de la topographie générale du secteur, certains de ces écoulements sont sous influence du site minier, comme l'est le puits Gérémy qui fait justement partie du dispositif de surveillance de l'impact du site minier sur les eaux. Ces écoulements sont radiologiquement marqués, comme le démontre la contamination des sédiments et terres et ils aboutissent dans le plan d'eau.

Les principaux secteurs prospectés sont reportés sur la [carte C3 ci-dessous](#). Des anomalies radiométriques sont mises en évidence :

- au niveau de la buse (370 c/s DG5 au contact) débouchant dans le plan d'eau en prolongement d'un drain à la pointe nord-ouest du plan d'eau (sédiment prélevé dans un regard au point **S1**).
- sur le pourtour d'un bachat (bassin) où sera échantillonné le sédiment **S2**. Entre le bachat et le fossé, le flux gamma au contact est compris entre 330 et 430 c/s au DG5.
- Sur toute la longueur du fossé parallèle à la berge nord-est du plan d'eau (flux gamma au contact compris entre 300 et 600 c/s DG5, soit jusqu'à 3 fois le bruit de fond naturel). Les sédiments **S3** seront échantillonnés au droit du point le plus actif.

C 3: Site minier de Saint-Pierre du Cantal / Mesures CRIIRAD du 1 et 2 juillet 2003





N° 03 : Arrivée dans le lac du drain où est échantillonné S1 N° 95: Bachat où est échantillonné S2



N° 96 : A gauche bachat et fossé contaminé, à droite : lac N° 97 : Échantillonnage S3 dans le fossé



N° 98 : Echantillonnage S3 dans le fossé .

N° 12: Drain au sud du club de tir, 880 c/s contact au DG5.

### **Drains au sud du club de tir**

Plus au nord, un drain s'écoulant au droit du club de tir présente un flux de rayonnement gamma au contact pouvant atteindre 880 c/s DG5 soit plus de 4 fois le bruit de fond.

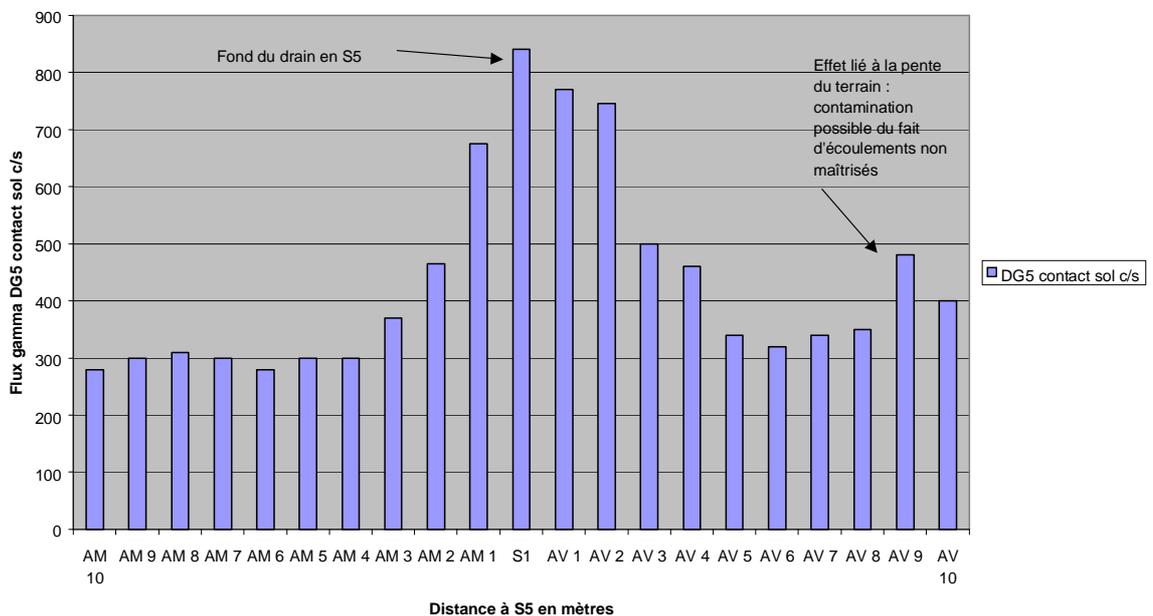
**Drains au nord du site minier**

Au nord du site minier des drains passent sous la chaussée goudronnée et s'écoulent dans un vallon qui aboutit au **ruisseau du Combret**.

Côté site minier, le flux de rayonnement gamma au fond du drain est compris entre 380 et 1000 c/s soit jusqu'à 5 fois le bruit de fond.

Plus en aval, dans la prairie, 6 à 7 mètres en contrebas de la chaussée, tout le secteur du drain et son pourtour sont marqués radiologiquement (840 c/s au niveau du fond de drain, échantillonnage du sédiment S5). Des mesures effectuées selon une coupe transversale perpendiculaire au drain, par pas de 1 mètre, montrent clairement que la radioactivité augmente dès lors que l'on s'approche du drain (cf graphique ci-dessous).

**Mesures radiométriques perpendiculairement au drain en S5**



**N° 18 et 19 : Drain côté site minier .**



N° 20 et 21 : Drain en contrebas de la chaussée, vallon aboutissant au Combret.



N° 24 : Echantillonnage S5 au fond du drain : 840 c/s DG5 N°25 : 10 mètres en aval de S5 : tuyaux, eau rougeâtre.

Note : L'excès de rayonnement gamma à proximité de ces sédiments et terres soumis aux écoulements est dû principalement au dépôt de radionucléides de la chaîne de l'uranium 238.

Du point de vue de l'irradiation externe, le radionucléide le plus pénalisant est le radium 226 (par ses descendants plomb et bismuth 214 qui sont de puissants émetteurs de rayonnement gamma). Les résultats des mesures par spectrométrie gamma effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD sur les sédiments ou terres souillées par les écoulements (cf chapitre 4) confirment bien un excès de radium 226 par rapport au niveau naturel.

### **2.3. Estimations dosimétriques (exposition externe)**

En conclusion, le laboratoire de la CRIIRAD a identifié sur la commune de Saint-pierre du Cantal, dans le domaine public, de nombreux sites où **la présence de remblais induit, parfois sur plusieurs mètres carrés, voire dizaines de mètres carrés** des valeurs de débit de dose supérieures à 0,5  $\mu\text{Sv/h}$  (à 1 mètre de hauteur) et par conséquent **un débit de dose ajouté supérieur à 0,3  $\mu\text{Sv/h}$**  (si l'on estime le bruit de fond naturel à 0,2  $\mu\text{Sv/h}$ ).

Ces cas concernent, par exemple, le **terrain de football et le lotissement adjacent**. Dans tout cet environnement, du seul fait de l'exposition externe :

- seulement 1 000 heures de présence peuvent conduire à une exposition ajoutée supérieure à la contrainte de dose de 300 microSieverts par an (calculée en sommant les contributions de toutes les voies d'exposition, cf [annexe 1](#)).

- 7 000 heures de présence annuelle (retenues par le décret 90-222 pour le calcul du TAETA) conduisent à une exposition inacceptable (très supérieure à 1 000 microSieverts par an).

En certains sites accessibles au public (cas du terrain de football et du lotissement), l'exposition externe à 1 m au dessus du sol est même supérieure, sur plusieurs dizaines de mètres, à 1  $\mu\text{Sv/h}$ . **L'exposition ajoutée est donc supérieure à 0,8  $\mu\text{Sv/h}$ .** Dans ces cas, du seul fait de l'irradiation externe :

- quelques heures par an conduisent à dépasser le seuil du risque négligeable (10 microSieverts par an au sens de la directive Euratom 96 / 29). A titre d'exemple, dans le cas du terrain de football, le débit de dose mesuré à 1 mètre de hauteur au droit de 2 des points chauds est de 0,57 et 1,25 microSieverts par heure. Il suffit donc de stationner respectivement 26 heures et 10 heures en ces lieux pour recevoir une irradiation supérieure au seuil du risque négligeable de 10 microSieverts par an.
- Un peu plus d'une heure de présence par jour conduit à une exposition supérieure à la contrainte de dose de 300 microSieverts par an,
- 1 300 heures de présence annuelle conduisent à une exposition inacceptable (supérieure à 1 000 microSieverts par an).

S'agissant du pourtour immédiat du lac, le débit de dose à 1 mètre du sol peut-être estimé à 0,2 à 0,34  $\mu\text{Sv/h}$  selon les stations. L'exposition ajoutée est donc de l'ordre de +0,1  $\mu\text{Sv/h}$ . Soit une exposition non négligeable pour 100 heures de présence dans les zones marquées radiologiquement. Pour 7 000 heures de présence, l'exposition ajoutée pourrait atteindre 700 microSieverts par an.

## **2.4. Insuffisance de l'autocontrôle (exposition externe)**

**L'augmentation très significative de l'exposition externe en certains points dans l'environnement du site minier n'est pas mise en évidence par le dispositif d'autocontrôle de l'exploitant.**

Les dosimètres environnement placés par l'exploitant à la mairie et au niveau du camping enregistrent un niveau d'irradiation externe comparable au niveau naturel (mesures Algade de l'année 2001 : 0,22  $\mu\text{Sv/h}$  à la mairie et 0,24  $\mu\text{Sv/h}$  au camping).

**Pour ce qui concerne les sites radiologiquement marqués du lotissement, du secteur du club de tir ou encore des drains au sud et au nord du site minier, aucun dosimètre ne semble installé par l'exploitant.**

Dans le domaine public, le seul site présentant un niveau de radiation anormalement élevé où des mesures sont mentionnées par Algade est le « terrain de sport / limite sud », avec un débit de dose moyen en 2000 de 0,44  $\mu\text{Sv/h}$  et 0,34  $\mu\text{Sv/h}$  en 2001. Ces valeurs sont très inférieures à celles mesurées par la CRIIRAD autour du terrain de football : 0,57 et 1,25 microSieverts par heure.

Curieusement, la valeur moyenne mesurée par Algade au niveau du terrain de sport est descendue à 0,34 microSieverts par heure en 2001, soit une baisse de 20 % par rapport à 2000. On peut s'interroger sur l'origine d'une telle variation et se demander si l'exploitant a fait déplacer le dosimètre en un point moins radioactif du terrain. En effet, la CRIIRAD constate en juillet 2003 des valeurs plus de 3 fois supérieures.

## **2.5. Infraction à la réglementation**

### **Infraction à l'arrêté préfectoral de 1986**

Le niveau de radiation sur le terrain de football conduit à une violation manifeste des normes de l'arrêté préfectoral du 2 juin 1986 qui dispose en son article 3.3 : « *Le débit d'équivalent de dose, mesuré sur le site ne devra pas être supérieur à 0,5 rem par an* » et en son article 4.2 : « *Des apports de terrains seront éventuellement effectués pour constituer une couverture destinée à rendre la radioactivité inférieure aux normes en vigueur et, pour qu'en tout état de cause, le débit d'équivalent de dose reçu par une personne supposée présente sur les lieux, n'excède en aucun point 0,5 rem par an pour un facteur d'occupation de 1* ».

En effet, il convient de rappeler que 0,5 rem par an représente **5 milliSieverts par an** (ce qui constitue l'ancienne limite de la dose maximale annuelle admissible pour le public).

Cette dose annuelle est donc dépassée (avec un facteur d'occupation de 1 comme le précise l'arrêté), dès lors que l'exposition ajoutée dépasse 0,57 microSieverts par heure, soit une exposition mesurée de  $0,57 \times 0,2 = 0,77$  microSieverts par heure.

**Les mesures effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD en juillet 2003 montrent que la limite de l'exposition externe ajoutée, définie par l'arrêté préfectoral de 1986, est largement dépassée sur plusieurs dizaines de mètres carrés dans le secteur du terrain de football et du lotissement. La DRIRE ne semble pas avoir effectué de contre-expertise lui permettant de s'assurer de la qualité de l'autocontrôle réalisé par l'exploitant et du respect des prescriptions réglementaires.**

### **Nouvelles limites de dose**

Par ailleurs, la limite de dose maximale annuelle admissible pour le public étant désormais diminuée d'un facteur 5 (nouvelle limite de **1 milliSievert par an**, cf [annexe 1](#)), la nouvelle limite du débit d'équivalent de dose ajouté devrait être beaucoup plus basse que celle retenue par l'arrêté préfectoral de 1986. La DRIRE ne semble pas avoir tenu compte de cette évolution de la réglementation.

Les mesures réalisées par le laboratoire de la CRIIRAD montrent que l'exposition externe est supérieure à 0,5 µSv/h en de nombreux secteurs sous influence de la mine (cf annexe 4 : lotissement, terrain de football). L'exposition ajoutée dépasse donc 0,3 microSieverts par heure, ce qui peut conduire à une **exposition annuelle ajoutée supérieure à 1 milliSievert par an pour une présence de 10 heures par jour toute l'année**. Si l'on tient compte des expositions ajoutées par les autres voies d'exposition (inhalation de radon, ingestion d'eau ou aliments contaminés), la limite maximale annuelle admissible pourrait être dépassée avec un taux de fréquentation beaucoup plus faible.

**Remarques générales concernant les « stériles miniers » : le cas de Saint-Priest-La-Prugne**

Dans le cadre d'une expertise réalisée de 2000 à 2003 pour la municipalité de Saint-Priest La Prugne (Loire) dans l'environnement du site minier uranifère des Bois Noirs, le laboratoire de la CRIIRAD a démontré que des remblais miniers actifs (improprement appelés stériles) peuvent être à quelques mètres des habitations (Moulin de Saint-Priest), dans la cour des habitations (Moulin Poyet), voire à l'intérieur de lieux de travail (scierie Mondière).

Il s'agit le plus souvent de **matériaux bruts solides** (« stériles », blocs de minerai, etc..) pour lesquels la chaîne de désintégration de l'uranium 238 est en équilibre. Leur activité est comprise entre quelques centaines de Bq/kg et quelques milliers voire dizaines de milliers de Bq/kg. Des remblais prélevés sur la piste au sud du site minier (domaine public) ou dans la cour d'une scierie dont la plate-forme a été remblayée avec des stériles issus de la mine, dépassent largement 10 000 Bq/kg en uranium 238.

Il convient de rappeler que la directive Euratom 96 / 29 définit pour l'uranium 238 en équilibre avec ses descendants un seuil d'exemption de 1 000 Bq/kg. A fortiori, les remblais dépassant ce seuil d'exemption doivent être considérés comme des déchets radioactifs et ne devraient pas se trouver directement dans l'environnement, voire à proximité immédiate des habitations.

D'autant que les rédacteurs de la directive avaient précisé que les seuils de libération (s'il devait y en avoir) pour l'élimination des déchets radioactifs seraient inférieurs aux seuils d'exemption.

Compte tenu des risques sanitaires induits par ces stériles (exposition externe et inhalation de radon), la COGEMA a entrepris en 2002 et 2003 des travaux d'enlèvement des remblais radioactifs situés sur la plate-forme de la scierie et dans le sous-sol d'un bâtiment. La CRIIRAD a demandé aux autorités que soit effectué un recensement des sites concernés par la réutilisation de remblais radioactifs. A cette fin un questionnaire a été distribué aux populations de la commune en début d'année 2004.

### 3. CONTROLES PORTANT SUR LES EAUX

#### 3.1. Objectifs et méthodologie

Deux échantillonnages de 11 litres d'eau ont été réalisés, au seau, par le technicien CRIIRAD le 2 juillet 2003 (cf [carte C3](#), page 11) :

- **Eaux du plan d'eau**, côté nord-est, sur la rive.
- **Eaux du puits Gérémy**. Ce puits, situé au sud du site minier, donne accès à des eaux d'infiltration qui en sont issues. C'est pourquoi l'arrêté préfectoral du 2 juin 1986 impose à l'exploitant le contrôle mensuel des concentrations en radium 226 et uranium 238 dans ce puits, en complément de celles du ruisseau du Combret soumis aux écoulements au nord du site. La CRIIRAD ne disposant pas des éventuelles études hydrogéologiques permettant de sélectionner d'autres puits ou drains sous influence de la mine, c'est le puits Gérémy qui a été retenu pour l'échantillonnage de juillet 2003. En plus du radium et de l'uranium, la CRIIRAD a souhaité vérifier des paramètres radiologiques complémentaires (radon 222, plomb 210, activité alpha et bêta globale) et des paramètres chimiques, qui ne sont pas contrôlés par l'exploitant. Le puits était difficile d'accès compte tenu des broussailles et des ronces. L'épaisseur de ronces laissait supposer que le puits n'avait pas été visité depuis longtemps. De plus, il n'a pas été possible d'échantillonner les eaux profondes, car à moins d'un mètre sous eau, l'ouvrage était colmaté par un matériau sonnante creux. On peut donc s'interroger sur l'origine exacte des eaux qui ont pu être collectées et sur leur représentativité par rapport aux infiltrations en profondeur.

#### Recherche et débroussaillage du puits Gérémy



Les eaux ont subi plusieurs types d'analyses :

- Mesure de l'activité du **radon 222** dissous, et des principaux radionucléides artificiels et naturels émetteurs gamma sur filtrat concentré (fraction soluble). Dans le cas des eaux du puits Gérémy, qui se sont avérées très contaminées, la fraction insoluble a été analysée en complément (filtre). Les résultats détaillés de ces mesures par **spectrométrie gamma**, effectuées au laboratoire de la CRIIRAD sont reproduits en [annexe 5 et 6](#). Le laboratoire de la CRIIRAD dispose du certificat de qualification technique délivré par le Ministère de la Santé pour le dosage des radionucléides émetteurs gamma de faible, moyenne et forte énergie dans l'environnement et la chaîne alimentaire (Arrêté du 13 juin 2002).
- Mesure des **indices d'activité alpha et bêta globale**, sur eau filtrée à l'équilibre, par scintillation liquide. Ces mesures ont été réalisées en collaboration avec le laboratoire Finlandais STUK. Le laboratoire de la CRIIRAD dispose du certificat de qualification technique délivré par le Ministère de la Santé pour la mesure des indices d'activité alpha et bêta globale dans les eaux (Arrêté du 13 juin 2002).
- Mesure des principaux **paramètres physico-chimiques (pH, conductivité), bactériologiques, teneurs en anions et cations, recherche de molécules organiques et métaux lourds**. Ces mesures ont été confiées au Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme (LDA 26). Elles sont intégralement reproduites en [annexe 8](#). Il convient de souligner ici que pour les ions, métaux lourds et composés organiques, les teneurs mesurées sont un ordre de grandeur résultant d'un dépistage physico-chimique. Il s'agit dans le cadre de ce travail préliminaire d'identifier les polluants les plus significatifs afin de recommander, le cas échéant leur dosage spécifique en cas d'anomalie.

## **3.2. Radioactivité des Eaux**

### **3.2.1. Eaux du puits Gérémy**

#### **Résultats CRIIRAD**

Les eaux du puits Gérémy présentent une forte contamination en radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 :

- L'activité du **radon 222**, gaz radioactif dissous, est de **828 Bq/l**,
- L'activité de l'**uranium 238** soluble, estimée à partir de celle du thorium 234 (par spectrométrie gamma) est de **11,8 Bq/l**. L'activité de l'uranium 235 est de 1,2 Bq/l. Sachant que l'activité de l'uranium 234 est en général comparable à celle de son précurseur, l'uranium 238, cela représente, pour ces 3 isotopes émetteurs alpha de la chaîne de l'uranium 238, une activité globale en émetteurs alpha d'environ 23,8 Bq/l. Si l'on y ajoute les émissions alpha du radium 226 et de ses descendants, on obtient une valeur théorique de 25,2 Bq/l proche de **l'indice d'activité alpha globale mesuré (27,2 Bq/l)**.
- L'activité du **radium 226** soluble est de 0,36 Bq/l et celle du radium 226 insoluble de 0,16 Bq/l.
- L'activité du **plomb 210** soluble est inférieure à la limite de détection de 0,33 Bq/l, celle du plomb 210 insoluble est de 1,03 Bq/l.

#### **Comparaison avec les limites réglementaires**

S'agissant de l'activité du radon 222 dans l'eau, il n'existe pas de limite spécifique en France.

La Commission Européenne a édicté le 20 décembre 2001 des recommandations « *concernant la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable* ». Ce texte rappelle que :

*Le radon se dissout dans l'eau qui, ensuite, le transporte. Les sols saturés en eau présentant une porosité de 20 % et une concentration en radium de 40 Bq/kg, ce qui représente la moyenne mondiale dans la croûte terrestre, entraîne, en situation d'équilibre, une concentration en radon dans les eaux souterraines de l'ordre de 50 Bq/l. Les études menées dans les Etats membres ont montré que les concentrations de radon dans les eaux de surface sont très basses, généralement très inférieures à 1 Bq/l. Les concentrations dans les eaux souterraines peuvent varier de 1 à 50 Bq/l pour les aquifères rocheux dans les roches sédimentaires, de 10 à 300 Bq/l pour les puits creusés dans le sol, et de 100 à 1 000 Bq/l dans les roches cristallines.*

Ce texte recommande : « *Des petites quantités de radon dans l'eau sont omniprésentes de sorte qu'aucune mesure corrective ne devrait être requise si la concentration est inférieure à 100 Bq/l* ».

On peut donc considérer que si l'eau du puits Gérémy était destinée à la consommation, la Communauté Européenne considérerait que des mesures particulières de protection devraient être mises en œuvre.

L'évaluation de l'impact dosimétrique lié au radon est très délicate dans la mesure où la directive Euratom 96/29 ne donne pas de facteurs de dose pour l'ingestion du radon 222. Pour effectuer une évaluation réaliste, il conviendrait par ailleurs de déterminer des scénarios d'exposition.

Dans le cas de l'ingestion de 2,5 litres de cette eau par jour pendant un an ; en utilisant le facteur de dose proposé par l'UNSCEAR 1993, on obtiendrait une exposition annuelle supérieure à 5 milliSieverts par an. Le scénario le plus pénalisant serait probablement celui d'une personne qui capterait l'eau du puits et l'utiliserait pour un usage domestique. Dans ce cas, deux voies d'exposition seraient à considérer : l'inhalation du radon lors du dégazage de l'eau (au robinet, lors de la douche, etc..) et l'ingestion du radon lors de la consommation d'eau. Dans ce cas, l'exposition interne serait encore plus élevée.

S'agissant des autres radionucléides, il convient de souligner que les indices d'activité alpha globale et bêta globale mesurés dans les eaux du puits Gérémy (27,2 +/- 2,0 et 23,4 +/- 1,8 Bq/l) sont respectivement **272 et 23,4 fois supérieurs aux recommandations de l'OMS et de l'AFSSA** pour les eaux destinées à la consommation humaine (respectivement : < 0,1 Bq/l et 1 Bq/l).

**Les eaux du puits Gérémy sont donc fortement contaminées. Leur consommation conduirait à une dose par exposition interne nettement supérieure au seuil du risque « inacceptable »** : plus d'un milliSievert par an (hors radon, cf calculs reproduits [en annexe 7](#)) et plus de 5 milliSieverts par an (en incluant le radon).

### Comparaison avec les résultats officiels

Des contrôles mensuels de la radioactivité des eaux du puits Gérémy sont réalisés pour l'exploitant par Algade, conformément à l'arrêté préfectoral du 2 juin 1986.

La DRIRE Auvergne nous a communiqué les résultats en moyenne annuelle des années 2000 et 2001, et des mois de janvier à juin 2002. Les résultats du premier trimestre 2003 ont été communiqués à l'association « Pour notre Qualité de vie » par COGEMA le 25 août 2003. Ces résultats sont synthétisés dans le tableau ci-dessous :

La comparaison des valeurs mesurées par la CRIIRAD en juillet 2003 et de la moyenne obtenue par COGEMA au premier trimestre 2003 fait apparaître un écart d'un facteur 3 à 4,7 pour les 4 paramètres étudiés. Il est cependant difficile de comparer des résultats obtenus sur des échantillonnages effectués à des périodes différentes.

## Mesure de l'activité de l'eau du puits Gérémy

Date	Ra 226 soluble Bq/l	Ra 226 insoluble Bq/l	Uranium 238 soluble mg/l	Uranium 238 insoluble mg/l
------	------------------------	--------------------------	-----------------------------	-------------------------------

### Mesures Algade

Moyenne 2000	0.18	0.03	0.33	0.07
Moyenne 2001	0.12	0.03	0.17	< 0.05
1er semestre 2002 (mensuel)	0.11 à 0.17	< 0.02 à 0.03	0.17 à 0.32	< 0.05 à 0.09
1er trimestre 2003 (moyenne)	0.12	0.04	0.20	0.07

### Mesure CRIIRAD

juil-03	0.36	0.16	0.94	0.26
---------	------	------	------	------

### Ratio CRIIRAD (juillet 2003) / Moyenne COGEMA-Algade 1er trimestre 2003

	3.0	4.0	4.7	3.7
--	-----	-----	-----	-----

Conversion des Bq/l en mg/l pour l'uranium 238 : 12 500 Bq/g donc 1 mg/l = 12,5 Bq/l et 1,8 mg/l = 22,5 Bq/l

Il convient de noter ici que les contrôles radiologiques effectués par COGEMA-ALGADE, bien que conformes au décret N°90-222 du 9 mars 1990 et à l'arrêté préfectoral du 2 juin 1986 sont insuffisants :

- Ces contrôles ne portent ni sur l'activité du radon 222 dissous, ni sur les activités du plomb et polonium 210, descendants radioactifs de l'uranium 238 et très radiotoxiques par ingestion,
- Les limites prévues par le **décret 90-222** sont très élevées par comparaison avec les normes sanitaires en vigueur. En effet, ce texte ancien est basé sur une limite annuelle de l'exposition ajoutée de 5 milliSieverts par an alors que les normes sanitaires en vigueur en France depuis 2001-2002 ont abaissé cette limite à 1 milliSievert par an. Comme le montrent les calculs conduits dans le tableau ci-dessous, l'ingestion d'une eau contaminée en uranium et radium 226 aux limites fixées par le décret 90-222 pourrait conduire à une exposition annuelle de 4,4 milliSieverts par an pour un adulte. La prise en compte du thorium 230 et surtout du plomb et polonium 210 pourrait conduire à une exposition supérieure à 19 milliSieverts par an pour un adulte. La prise en compte du radon 222 dissous et l'utilisation de facteurs de dose adaptés à un enfant pourrait conduire à des expositions encore plus élevées.

#### Dose liée à l'Ingestion des eaux en limite des critères du décret 90-222

##### Limites du décret 90-222

Limite uranium ingéré	2.0	grammes
Limite uranium 238 ingéré (converti en Bq)	25 000	Bq
Limite Radium 226 ingéré	7 000	Bq

##### Coef Dose adulte

	( $\mu$ Sv/Bq) (2)
U8+Th234+Pa234m+U4 <sup>(1)</sup>	0.098
Thorium 230 <sup>(3)</sup>	0.21
Radium 226	0.28
Plomb 210 (avec Bi et Po 210)	1.89

##### Calcul de l'exposition annuelle

Ingestion d'uranium	2 448	$\mu$ Sv / an
Ingestion de radium 226	1 960	$\mu$ Sv / an
Dose par ingestion de radium et uranium	4 408	$\mu$ Sv / an

Ingestion de thorium 230 <sup>(3)</sup>	1 470	$\mu$ Sv / an
Ingestion de plomb et polonium 210 <sup>(4)</sup>	13 246	$\mu$ Sv / an

Dose par ingestion de radium, uranium, thorium 230, plomb et polonium 210	19 124	$\mu$ Sv / an
---	--------	---------------

(1) on fait l'hypothèse que les 4 radionucléides sont à l'équilibre avec l'uranium 238

(2) Valeurs recommandées par l'IPSN dans son rapport de novembre 2001

(3) Activité prise égale par hypothèse à celle du radium 226

(4) Activité prise égale par hypothèse à celle du radium 226

## 3.2.2. Eaux du lac

### Résultats CRIIRAD

A l'exception de traces de radon 222 dissous (7,3 Bq/l), les analyses par spectrométrie gamma effectuées sur les eaux du lac, au laboratoire de la CRIIRAD, ne révèlent aucune contamination mesurable dans la fraction soluble (uranium 238 < 0,39 Bq/l, radium 226 < 0,07 Bq/l, plomb 210 < 0,23 Bq/l).

La mesure de l'indice d'activité alpha globale est de 0,08 +/- 0,04 Bq/l, soit une valeur inférieure aux recommandations concernant les eaux de boisson (valeur inférieure à 0,1 Bq/l).

L'indice d'activité bêta globale est inférieur à la limite de détection (< 0,2 Bq/l), soit une valeur inférieure aux recommandations concernant les eaux de boisson (valeur inférieure à 1 Bq/l).

**Sur la base de ces mesures ponctuelles, aucune contamination radiologique significative n'est mise en évidence dans les eaux du lac.**

### Résultats officiels

Ce constat est cohérent avec les mesures officielles du premier trimestre de l'année 2003 réalisées par Algade pour COGEMA :

- radium 226 soluble inférieur à 0,02 Bq/l, (en février 2002 une valeur significative était mesurée : 0,04 Bq/l),
- uranium 238 soluble inférieur à 0,05 mg/l, soit moins de 0,62 Bq/l.

On note cependant que les activités moyennes annuelles du radium 226 et de l'uranium 238 étaient supérieures en 2000 et 2001 : respectivement 0,06 et 0,04 Bq/l (radium 226 soluble) et 0,06 et < 0,05 mg/l (uranium 238 soluble).

## 3.3. Contrôles physico-chimiques

Les contrôles physico-chimiques ont été confiés au LDA 26 (Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme). Les échantillonnages ont été effectués par le technicien CRIIRAD le 2 juillet 2003 dans les flaconnages fournis par le LDA 26. Les échantillons ont été acheminés en glacières réfrigérées au laboratoire.

Les résultats sont reportés en [annexe 8](#). Les points particuliers sont commentés ci-dessous :

### Paramètres bactériologiques

Une forte contamination par des Entérocoques a été mise en évidence dans les eaux du lac. Il s'agit de bactéries associées à des matières fécales humaines ou animales. Cependant le résultat numérique obtenu n'est pas fiable du fait d'un problème de flaconnage<sup>2</sup> (surestimation possible du résultat numérique). Un contrôle complémentaire devra être effectué, d'autant que si la contamination est confirmée, elle pourrait conduire à déconseiller la baignade dans le lac, de l'avis du biologiste que nous avons consulté.

---

<sup>2</sup> Du fait d'une erreur dans la fourniture des flaconnages adaptés pour la mesure bactériologique, le contrôle bactériologique a été réalisé à partir d'un flaconnage destiné au dosage d'autres paramètres. Dans ce cas, le flaconnage utilisé n'est pas garanti stérile au départ et le délai entre prélèvement et analyse qui a dépassé 48 heures peut conduire à une prolifération bactérienne durant le transport, tendant à surestimer la valeur initiale. Cependant le vétérinaire biologiste du LDA 26 nous a indiqué que le résultat obtenu, même s'il n'est pas fiable quant à sa valeur numérique, démontre cependant une contamination bactériologique.

### **Conductivité et pH**

Les eaux du puits Gérémy et du lac ont un pH légèrement acide (6,7 et 6,8 respectivement). La conductivité des eaux du puits Gérémy est élevée (846  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

### **Micro Polluants organiques**

Aucune contamination n'est mise en évidence pour les 614 molécules recherchées (cf [annexe 8](#)).

### **Principaux anions et cations**

Dans les eaux du lac sont détectés les **ions calcium, chlorures, fluorures, magnésium, potassium, sodium et sulfates**. Les teneurs en chlorures, fluorures et sulfates sont inférieures aux limites définies par le décret N°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine.

Dans les eaux du puits Gérémy sont détectés les ions ammonium, calcium, chlorures, fluorures, magnésium, potassium, sodium et sulfates. Les teneurs en **calcium, fluorures et sulfates** sont respectivement 5, 13 et 4 fois supérieures à celles mesurées dans les eaux du lac. Les ions **ammonium** ne sont détectés que dans les eaux du puits Gérémy. Les teneurs en fluorures sont supérieures aux limites définies par le décret N°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine.

**Il est possible que la présence et surtout le niveau de concentration de certains de ces ions soit imputable aux résidus liés au fonctionnement de l'ancienne usine d'extraction de l'uranium<sup>3</sup>.**

### **Principaux métaux**

Il convient de rappeler que les teneurs mesurées et reportées en [annexe 8](#) constituent un ordre de grandeur puisqu'il s'agit d'un dépistage semi-quantitatif visant à rechercher à partir d'une liste de **54 métaux** ceux dont la teneur est significative. A partir de ce dépistage, certains métaux pourront faire l'objet d'un dosage spécifique dans le cadre de recherches complémentaires.

Dans les eaux du lac sont détectés les métaux suivants : **aluminium, bore, baryum, calcium, fer, potassium, lanthane, magnésium, manganèse, sodium, phosphore, soufre, strontium et zinc**.

Par rapport aux valeurs limites définies pour les eaux potables par le décret N°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, on note un dépassement pour les teneurs en **fer** (+ 50 % environ) et en **manganèse** (facteur 10 environ). **Dans ces 2 cas l'influence du site minier est probable puisque les teneurs en fer et manganèse dans les eaux du puits Gérémy sont respectivement 16 et 25 fois plus importantes.**

Les métaux détectés dans les eaux du lac sont systématiquement détectés dans les eaux du puits Gérémy à un niveau équivalent ou supérieur. **Le ratio est supérieur ou égal à 5 pour les métaux : aluminium, calcium, fer, potassium, magnésium, manganèse, strontium et zinc.**

---

<sup>3</sup> S'agissant du fonctionnement des sites d'extraction de l'uranium de COGEMA en Limousin, on notera que les ions sulfates sont couramment utilisés dans le cadre des process de précipitation du radium pour le traitement des eaux avant rejet, et que le process de lixiviation de l'uranium à l'usine SIMO de Bessines mettait en œuvre : la mise en solution de l'uranium par ajout d'acide sulfurique et de chlorate de sodium, l'extraction par solvant et sulfate d'ammonium. La neutralisation des solutions acides désuraniées était réalisée avec du calcaire et de la chaux.

Dans les eaux du puits Gérémy, contrairement aux eaux du lac, sont détectés en outre les métaux suivants : **or, béryllium, cadmium, cobalt, cuivre, indium, lithium, néodyme, nickel, thorium, uranium et yttrium**. La teneur en uranium est estimée à 1,8 mg/l environ, ce qui est comparable, compte tenu des marges d'incertitudes à la valeur mesurée par la CRIIRAD à partir du thorium 234 (soluble + insoluble = 1,2 mg/l).

## **4. CARACTERISATION DES SEDIMENTS**

### **4.1. Objectifs / méthodologie**

Dans le cadre de l'autocontrôle réglementaire COGEMA effectuée régulièrement des contrôles sur la qualité radiologique des eaux du puits Gérémy et du lac au sud du site, et du ruisseau le Combret au nord du site minier.

Le laboratoire de la CRIIRAD a démontré à de nombreuses reprises dans le passé, que même lorsque les activités en uranium et radium des eaux rejetées dans l'environnement sont inférieures aux normes réglementaires (décret 90-222 et arrêtés préfectoraux), les dépôts de radionucléides dans les sédiments du milieu récepteur et les terres de berges épisodiquement recouvertes par les eaux conduisent bien souvent à des accumulations très significatives.

#### **Echantillonnage**

Les prélèvements de sédiments avaient pour objet de caractériser une éventuelle contamination par des radionucléides présents dans le minerai d'uranium.

Cinq échantillons ont été collectés par le technicien CRIIRAD, à la pelle ou au godet :

- ◆ sédiments sous eau (S4) sur les rives nord du lac (plan d'eau), à proximité d'une buse pouvant servir de trop plein au fossé,
- ◆ sédiments dans un bachat (S2), un drain débouchant dans le lac (S1) et un fossé au bord du lac (S3) situés entre le puits Gérémy et le plan d'eau, côté nord,
- ◆ sédiments dans un drain sous influence du site minier, côté nord. Ce drain aboutit au ruisseau de Combret (S5).

A noter que la contamination des sédiments S3 et S5 était détectable in situ au moyen du radiamètre DG5 puisque le flux gamma au contact était 3 à 4 fois supérieur à la normale (de l'ordre de 600 et 840 c/s alors que le niveau naturel est de l'ordre de 200 c/s et moins).

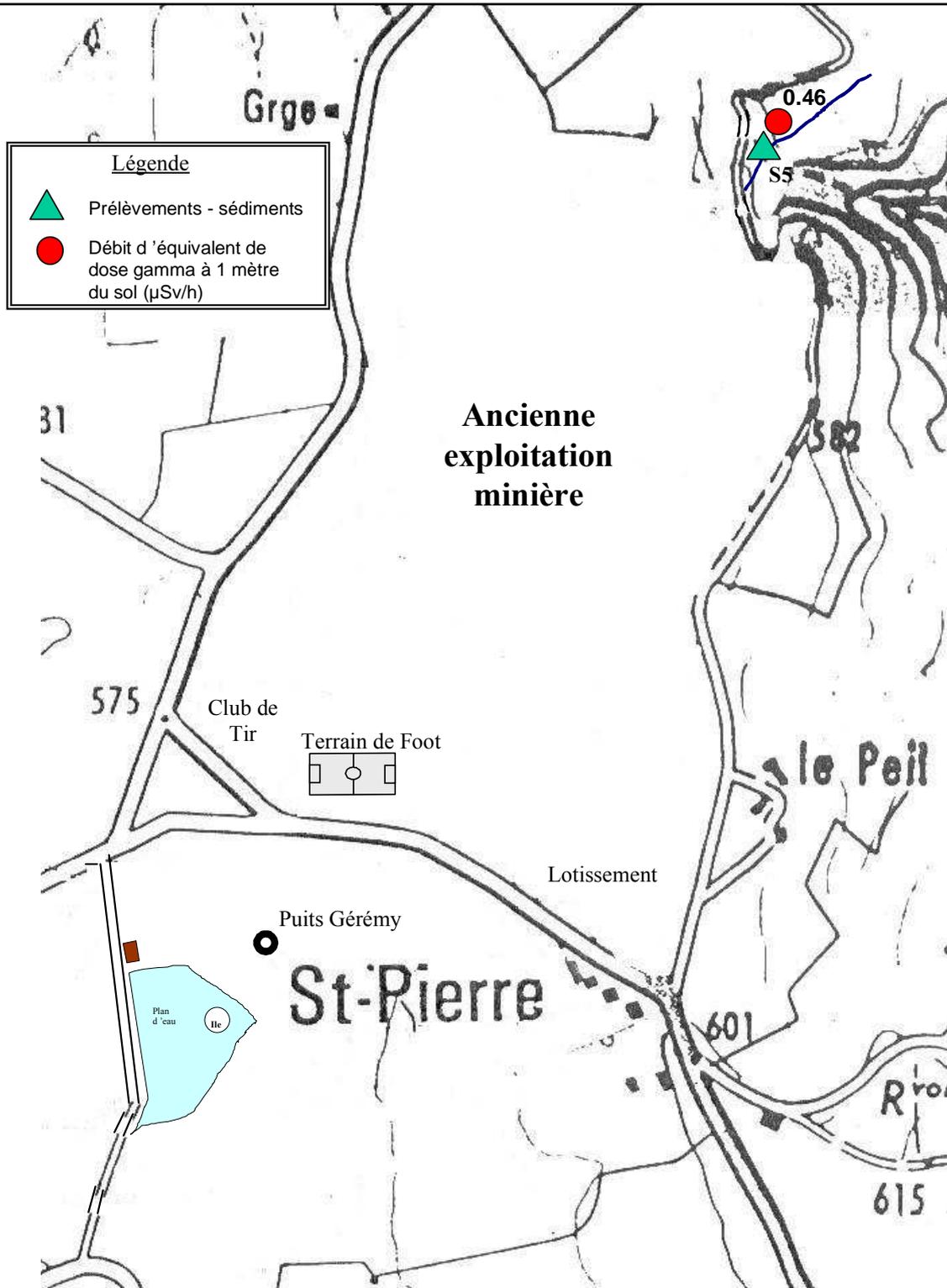
Les sites d'échantillonnage sont reportés sur les [cartes C1 page 25 \(S5\)](#) et [C3 page 11 \(autres points\)](#).

#### **Conditionnement et analyses**

A réception au laboratoire de la CRIIRAD les sédiments ont subi un contrôle du flux de rayonnement gamma afin d'adapter le protocole de protection radiologique du personnel en fonction du niveau de radiation.

L'eau surnageant a été éliminée, puis les sédiments ont été triés, desséchés en étuve à 90 °C, tamisés à 2 mm et la fraction inférieure à 2 mm a été conditionnée en boîte de Pétri (contenance 66 cc) ou pot Marinelli (contenance 560 cc). Le protocole d'analyse est reproduit en [annexe 3](#). Les résultats des analyses par spectrométrie gamma effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD sont regroupés en [annexe 9](#).

C1: Site minier de Saint-Pierre du Cantal / Mesures CRIIRAD du 1 et 2 juillet 2003



## 4.2. Résultats et commentaires

### Radionucléides n'appartenant pas aux chaînes de l'uranium

Dans les 5 sédiments étudiés les teneurs en radionucléides naturels de la chaîne du thorium 232 sont normales (de 35 à 149 Bq/kg sec pour l'actinium 228) et du même ordre de grandeur que la moyenne de l'écorce terrestre (40 Bq/kg). Les teneurs en potassium 40 sont élevées sans être anormales (de 656 à 1 085 Bq/kg sec).

Un seul radionucléide artificiel émetteur gamma est mis en évidence, dans 2 des 5 sédiments. Il s'agit du césium 137 (1,4 à 1,8 Bq/kg sec). Ces activités sont très faibles, en limite des capacités de détection et compatibles, a priori, avec le reliquat de contamination imputable aux retombées des essais nucléaires des années 50 / 60 et de l'accident de Tchernobyl en 1986.

### Chaînes de l'uranium 238 et 235

**On observe de fortes anomalies concernant les chaînes de désintégration de l'uranium 238 et 235.**

L'activité de l'**uranium 238** (mesuré sur son premier descendant le thorium 234) est comprise entre **1 900 et 49 900 Bq/kg sec** soit des valeurs supérieures de plusieurs ordres de grandeur à la moyenne de l'écorce terrestre (40 Bq/kg) et à l'activité mesurée par la CRIIRAD dans des secteurs miniers uranifères hors influence des installations (de 20 à 200 Bq/kg).

A noter par exemple que l'activité de l'uranium 238 dans des sédiments du ruisseau du Combret analysés par la CRIIRAD, en 1994, en amont du site minier, était de 20 Bq/kg.

**Il ne s'agit pas a priori d'accumulations naturelles dans la mesure où tous ces échantillons sont sous influence des écoulements issus du secteur minier.**

**On observe de plus un fort déséquilibre de la chaîne de l'uranium 238 avec un excès de l'uranium 238 par rapport au radium 226 d'un facteur 1,5 à 41,9.**

L'activité de l'uranium 235 et de ses descendants est cohérente, aux marges d'incertitudes près, avec le rapport isotopique naturel :  $U\ 238 / U\ 235 = 21,7$ . Ceci signifie qu'il s'agit bien d'uranium d'origine minière (ni uranium appauvri, ni enrichi).

Les principaux résultats exprimés en Bq/Kg sec, sont reportés dans le [tableau ci-dessous](#)

Uranium 238 (thorium 234)	Radium 226	Plomb 210	Ratio U238/Ra 226
---------------------------	------------	-----------	-------------------

#### Valeurs typiques hors influence de mines

Sédiment de ruisseau (Loire)	87	85	109	1,0
Terre jardin Loire	114	108	105	1,1
Substratum Loire	57	59	47	1,0
Sédiment amont Combret (1994)	20	25	19	0,8

#### Sédiments de Saint-Pierre du Cantal sous influence de la mine

S2 Bachat	4 837	165	731	29,3
S3 Fossé bord du lac	49 900	1 191	1 387	41,9
S4 Lac	1 912	279	384	6,9
S1 Drain Ouest	30 300	1 164	2 480	26,0
S5 Drain vers ruisseau Combret	3 005	2 021	2 876	1,5

### **Conclusion et recommandations**

Les sédiments S1 et S3 prélevés à **proximité du lac** ont une activité en uranium 238 3 à 5 fois supérieure au seuil d'exemption de 10 000 Bq/kg retenu par la directive EURATOM 96/29 lorsque l'uranium 238 n'est pas en équilibre avec le radium 226. Ils pourraient donc être considérés comme des **déchets radioactifs (type TFA) et ne devraient pas se trouver dans le domaine public.**

La DGS avait d'ailleurs invoqué il y a quelques années, comme critère de dépollution des sols contaminés dans le domaine public une valeur de 5 000 Bq/kg pour l'uranium 238 et le radium 226. Les sédiments S1 et S3 dépassent cette valeur d'un facteur 6 et 10 et ne devraient donc pas au sens des critères de la DGS se trouver dans le domaine public. (Note : ce critère de 5 000 Bq/kg est par ailleurs beaucoup trop élevé par rapport aux risques radiologiques que présentent des matériaux contaminés à ce niveau là).

Il convient de souligner à nouveau l'insuffisance de la réglementation concernant la qualité radiologique des eaux. Officiellement la qualité radiologique des eaux du puits Gérémy semble compatible avec les seuils réglementaires (< 0,37 Bq/l pour le radium 226 soluble et < 1,8 mg/l pour l'uranium soluble). Pourtant le niveau de contamination dépasse les normes de l'OMS. De plus, les accumulations d'uranium et de radium dans les sédiments à partir des eaux contaminées conduit à transformer ces derniers en déchets radioactifs. La CRIIRAD a mis en évidence ces problèmes dès les années 1992 et 1993 dans le cadre d'expertises conduites sur les mines de Loire Atlantique (L'Ecarpière) et du Limousin (La Crouzille). La CRIIRAD a dénoncé à cette époque le caractère insuffisant des normes portant sur l'exploitation et le réaménagement des mines d'uranium. L'administration n'en a pas tenu compte.

Le scandale du lac de Saint-Pardoux, révélé en Limousin en 1998, a pourtant démontré le bien fondé des mises en garde de la CRIIRAD. Il semble que la DRIRE Limousin ait commencé, en janvier 2004 à contraindre la COGEMA à améliorer le traitement et la décontamination des eaux souillées issues des anciens secteurs miniers. Il convient que dans le cas de Saint-Pierre du Cantal, l'ensemble des données concernant la contamination radiologique et chimique des eaux issues du site minier soient revues et que le transfert de polluants vers l'environnement soit sérieusement quantifié et efficacement limité.

La décision récente (25 mars 2004) de la Cour d'appel de Limoges de confirmer l'ordonnance de renvoi de la S.A. COGEMA devant le tribunal correctionnel de Limoges pour délit d'abandon de déchets et pour pollution des eaux ayant nui à la valeur nutritionnelle du poisson montre que la justice pourrait avoir une analyse plus rigoureuse de ces questions que l'administration.

**Dans le cas de Saint-Pierre du Cantal, on notera que les sédiments du lac sont déjà contaminés par l'uranium 238 (1 900 Bq/kg) et ses descendants. Le déséquilibre uranium / radium suggère fortement qu'il s'agit d'une contamination par dépôt à partir des eaux. Dans la mesure où le lac a été mis en eau il y a peu, on peut craindre une aggravation de cette situation compte tenu de la charge en uranium des eaux du puits Gérémy et des drains issus de l'ancien site minier et aboutissant dans le lac. L'accumulation de radionucléides dans les sédiments posera en outre le problème de leur gestion lors des curages futurs du lac.**

**Il est donc indispensable de lancer une expertise complète de la circulation des eaux de surface et des eaux souterraines dans le secteur. La forte teneur en uranium des eaux du puits Gérémy et des 5 sédiments étudiés montre un transfert de radionucléides depuis le site minier vers l'environnement à la fois vers le sud en direction du plan d'eau, et vers le nord-est en direction du ruisseau de Combret<sup>4</sup>.**

---

<sup>4</sup> Ce dernier point avait déjà été mis en évidence par la CRIIRAD dans le cadre de mesures effectuées en octobre 1994 pour les Verts (section Cantal). En effet l'activité de l'uranium 238 dans les sédiments du ruisseau du Combret était de 20 Bq/kg en amont du site minier et 183 Bq/kg en aval au niveau de la station de pompage. L'activité de l'uranium 238 dans l'émissaire de la base de la digue était de 1 156 Bq/kg.

## **5. LA QUESTION DU RADON DANS L'AIR AMBIANT**

### **5.1. Rappels**

**Le radon 222 émane de l'écorce terrestre du fait de la désintégration du radium 226 présent naturellement dans le sol** (cf chaîne de désintégration de l'uranium 238 en [annexe 2](#)).

Il existe donc une présence naturelle de radon dans l'air extérieur d'une part, et dans les bâtiments d'autre part. Cette présence est d'ailleurs la première source naturelle d'exposition aux rayonnements ionisants en France.

**Le fait de résider dans des locaux présentant une concentration en radon 222 de 60 Bq/m<sup>3</sup> représente une exposition annuelle de l'ordre de 1 000 microSieverts (données officielles de la CIPR) pour un taux d'occupation de 0,8 (7 000 heures par an).**

L'activité moyenne annuelle du radon est très variable d'un site à un autre en fonction des caractéristiques du sous-sol, des matériaux de construction, des choix architecturaux, etc..

**Dans la mesure où le secteur de Saint-Pierre du Cantal a été l'objet d'une extraction de minerai uranifère et donc radifère, et compte tenu de la période physique du radium 226 (1 600 ans), il est très probable que l'activité du radon 222 soit, en certains endroits du secteur, supérieure au niveau naturel avant exploitation de la mine :**

- dans l'air extérieur, sur le site minier et dans son environnement proche (émanation de radon par les stériles miniers et minerais, par les résidus d'extraction de l'uranium, par les eaux d'exhaure et les eaux souterraines, etc...),
- dans les bâtiments, en particulier dans le cas de la réutilisation de remblais miniers riches en radium 226 à proximité des bâtiments voire dans leurs fondations.

### **5.2. Le radon dans l'air extérieur**

Les mesures réalisées par le laboratoire de la CRIIRAD au moyen de canisters à charbon actif pendant 48 heures en **octobre 1994** **avaient montré de fortes concentrations dans l'environnement proche du site (de 87 à 388 Bq/m<sup>3</sup>) pour un niveau naturel estimé pendant la même période à 40 Bq/m<sup>3</sup>.**

La détermination de l'exposition ajoutée dans l'air extérieur est très difficile sur le plan méthodologique car il est nécessaire de réaliser des mesures de longue durée (plusieurs mois) et simultanément en de nombreux points Une telle démarche n'a pu être conduite dans le cadre de la présente étude.

Il convient de noter que les mesures réalisées par Algade pour COGEMA ne permettent pas d'avantage de quantifier l'impact du site du fait du manque de stations de référence. En effet, les stations « Mairie » et « Camping » peuvent être sous influence et ne sauraient être considérées comme des références a priori.

Les mesures d'Algade sont synthétisées dans le tableau ci-dessous :

**Mesure de l'activité volumique du radon 222 (EAP) par Algade**

Lieu	EAP radon 222 (nJ/m3) / moyenne 2000	EAP radon 222 (nJ/m3) / moyenne 2001
Village (mairie)	76	68
Village (camping)	81	79
Site minier (talweg)	-	99
Site minier (bassin)	-	88

Un programme de mesure approfondi est indispensable pour quantifier avec précision l'éventuelle augmentation de l'activité volumique du radon dans l'air extérieur du fait des activités minières.

### 5.3. Le radon dans l'air intérieur

Il est également très important de lancer une campagne de mesure de l'activité du radon 222 dans les bâtiments.

Les mesures préliminaires réalisées par le technicien CRIIRAD, en 2003, au moyen d'un moniteur Alphaguard, dans le garage au rez-de-chaussée d'une maison du village entre le 1 juillet 21H40 et le 2 juillet 12H00, ont montré en effet que l'activité volumique du radon pouvait atteindre 1 400 Bq/m<sup>3</sup>.

La réalisation de ce type de contrôles est indispensable dans les maisons construites sur des terrains susceptibles de comporter des remblais issus de la mine.

## **6. PRINCIPALES CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS**

### **6.1. L'environnement général : constatations**

La présente étude préliminaire montre qu'il existe un impact très significatif du site minier de Saint-Pierre du Cantal dans l'environnement :

- Augmentation de l'**exposition externe** conduisant, pour quelques dizaines d'heures de présence, à des risques sanitaires non négligeables, voire, pour des temps d'occupation proches de 100 % (cas du terrain de sport et du lotissement), à des risques supérieurs à la limite de 1 milliSievert par an, et dans certains cas, à l'ancienne limite de 5 milliSieverts par an. Ce surcroît d'exposition est très probablement lié à la présence de remblais miniers dans le sol. Le niveau de radiation (exposition externe) est, en de nombreux secteurs du domaine public, supérieur aux limites fixées par l'arrêté préfectoral du 2 juin 1986 pour le réaménagement du site.
- La **contamination radiologique et chimique des eaux issues du secteur minier** (eaux du puits Gérémy) est importante et conduit à une contamination du milieu aquatique (sédiments des drains et fossés au nord et au sud du site minier). Certains de ces sédiments présentent un tel degré de contamination en uranium et descendants que leur utilisation comme matériaux par des entreprises serait interdite, compte tenu des risques radiologiques. S'il s'agissait de déchets issus d'un process industriel, ils devraient par ailleurs être stockés sur un site dédié aux déchets radioactifs de type TFA. La consommation régulière des eaux du puits Gérémy conduirait à des doses de radiation nettement supérieures à l'ancienne limite de 5 milliSieverts par an. Si la contamination de ces eaux est le reflet de celle de l'ensemble des eaux du secteur, la situation peut être jugée préoccupante.

### **6.2. L'environnement général : recommandations**

La CRIIRAD recommande que les populations et leurs représentants exigent :

1 / Une intervention rapide des services compétents, sur les points suivants :

- Enlèvement des matériaux actifs situés dans le domaine public ou accessible au public (lotissement, terrain de football, etc..).
- Décontamination des sites concernés par les accumulations de radionucléides dues aux rejets liquides et écoulements (sédiments et terres de berges). En effet, dans de nombreuses situations, ces sédiments et terres pourraient être considérés comme des déchets radioactifs. Si dans certains cas, la décontamination n'est pas faisable, l'exposition résiduelle pour les populations devra être déterminée afin de fixer les restrictions d'usage et servitudes.
- Information de la population et des travailleurs sur les risques liés à certaines activités : les chantiers (travaux de terrassement, creusement) sur les sites de réutilisation de remblais miniers, la possession de « cailloux » et blocs rocheux actifs issus des mines.

2 / Une amélioration des connaissances à travers :

- La réalisation d'un inventaire complet des terrains, sites et bâtiments susceptible de présenter des risques radiologiques liés à l'activité minière (réutilisation de remblais miniers, écoulements radioactifs, émanations de radon). Cet inventaire devra être validé et complété par des campagnes de mesures radiométriques adaptées.
- La réalisation d'une campagne de mesure de l'activité du radon 222 à l'intérieur des habitations, en priorité celles construites à proximité des zones remblayées.

- La vérification de la pertinence des études hydrogéologiques permettant de déterminer l'extension de la zone de contamination des eaux par les écoulements issus du site minier. En cas d'insuffisance des études antérieures, la réalisation d'expertises complémentaires.
- Le renforcement du dispositif de surveillance de la qualité radiologique des eaux de surface et souterraines (mesure de l'activité du radon 222, du plomb et polonium 210, des indices d'activité alpha et bêta globale, des polluants chimiques).
- L'amélioration du dispositif d'autocontrôle de l'exploitant en ce qui concerne notamment l'implantation et le nombre de stations de mesure de l'exposition externe et du radon dans l'air extérieur. Les implantations doivent être réalisées en des sites représentatifs, choisis à l'issue d'études rigoureuses (tant en ce qui concerne les références que le site ou son environnement proche).

3 / Une amélioration de l'accès des populations aux informations :

- Communication des plans compteurs prescrits par l'arrêté préfectoral du 2 juin 1986 sur les zones remises en état.
- Communication du dossier de déclaration de cessation d'activité déposé à la préfecture par COGEMA en 2003.
- Amélioration de la participation des populations et associations locales aux décisions concernant le devenir du site minier et l'analyse de son impact.

4 / Une modernisation du cadre réglementaire :

Le décret 90-222 et le code minier devraient être rapidement mis en conformité avec les nouvelles normes de radioprotection édictées en 2001 et 2002. L'arrêté préfectoral du 2 juin 1986, désormais obsolète devrait être modernisé.

**La CRIIRAD considère qu'il appartient aux autorités d'imposer à l'exploitant et à la municipalité un réaménagement du site compatible avec les principes internationaux et nationaux de radioprotection, ce qui n'est pas le cas aujourd'hui.**

**Dans ces conditions, la CRIIRAD recommande que la procédure de « déclaration de cessation d'activité » lancée en 2003 soit stoppée en l'attente des améliorations listées ci-dessus.**

**Les dysfonctionnements relevés par la CRIIRAD dans le dossier de Saint-Pierre du Cantal sont de même nature que ceux relevés en 1994 sur la division minière de la Crouzille en Limousin. Ils permettent de poser la question de la responsabilité de l'exploitant et de l'administration, notamment pour la dissémination de matériaux actifs, l'absence de maîtrise des écoulements et l'insuffisance des contrôles.**

La décision récente (25 mars 2004) de la Cour d'appel de Limoges de confirmer l'ordonnance de renvoi de la S.A. COGEMA devant le tribunal correctionnel de Limoges pour délit d'abandon de déchets et pour pollution des eaux ayant nui à la valeur nutritionnelle du poisson montre que des responsabilités pourraient être recherchées sur le plan pénal.

### **6.3. Le cas particulier du lac**

Les analyses réalisées par la CRIIRAD et le LDA 26 sur un échantillon des eaux du lac prélevé le 2 juillet 2003 ne mettent pas en évidence de pollution radioactive ou chimique marquée, à l'exception d'un **doute sérieux concernant la pollution bactériologique.**

Ces résultats sont cependant très préliminaires dans la mesure où le lac a été mis en eau depuis peu de temps. Les prélèvements ont été réalisés de plus en période de relative sécheresse qui n'est pas forcément représentative des transferts possibles par les eaux contaminées en provenance de

l'ancien site minier adjacent. Il convient de rappeler en outre qu'un échantillonnage ponctuel ne peut permettre de statuer définitivement sur la qualité des eaux.

L'analyse des eaux du puits Gérémy montre en effet une forte charge radioactive en particulier en uranium, radium 226, plomb 210 et radon 222 et des teneurs importantes en ions fluorures, sulfates et en certains métaux.

**Dans la mesure où de nombreux drains traversant l'ancien site minier aboutissent dans le lac, on peut craindre à terme une pollution des eaux du lac et de son écosystème (plantes, poissons, sédiments).**

L'expérience acquise par le laboratoire de la CRIIRAD a montré de façon quasi systématique que même un « faible » marquage radiologique des eaux peut conduire à une accumulation importante dans certains compartiments du milieu aquatique. L'étude de cette question nécessiterait la réalisation d'études complémentaires portant sur les poissons et la flore aquatique.

**S'agissant des sédiments, l'échantillonnage réalisé en juillet 2003 révèle une très forte contamination radiologique de certains sédiments des drains et fossés sur le pourtour du lac et une contamination notable des sédiments du lac. Contamination qui risque de s'aggraver avec le temps.**

Il est regrettable que la municipalité aie implanté un lac destiné à la baignade et à la pêche à proximité d'un site minier et dont les eaux d'alimentation proviennent de drains marqués sur le plan chimique et radiologique. Cette implantation a été effectuée contre l'avis de l'exploitant minier et des associations. Il conviendrait de déterminer comment l'administration a pu autoriser un projet qui est en contradiction avec le décret N°81-324 du 7 avril 1981 fixant les normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et baignades aménagées. Ce texte précise en son article 11 : *« Les baignades aménagées doivent être installées hors des zones de turbulence en un endroit où l'eau est à l'abri des souillures, notamment des contaminations urbaines ou industrielles ».*

S'agissant du lac, la CRIIRAD recommande que les points suivants fassent l'objet de recherches complémentaires :

- origine de la très forte contamination, notamment en uranium, des eaux du puits Gérémy,
- bilan des circulations d'eaux souterraines afin de vérifier la représentativité des eaux du puits Gérémy et de caractériser tous les apports de radionucléides et polluants chimiques dans le lac via les nombreux drains en provenance du site minier,
- amélioration du suivi radiologique réglementaire des eaux par un dosage spécifique du plomb et polonium 210 et du radon 222,
- vérification de la concentration en radionucléides et polluants chimiques dans la faune et la flore du lac.

**En l'absence de garanties concernant ces questions, la CRIIRAD considère que l'administration devrait réexaminer les autorisations concernant la baignade et la pêche dans le lac.**

# ANNEXE 1

## NOTIONS DE BASE SUR LA RADIOACTIVITE ET LA RADIOPROTECTION

### 1 / Notions de doses et de risques sanitaires liés à l'exposition aux rayonnements ionisants

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

Cette pratique a pu, et peut encore, conduire à une exposition aux rayonnements ionisants très supérieure au niveau de rayonnement naturel (appelé aussi « *bruit de fond* »). Cette exposition est due au fait que les radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 émettent en se désintégrant des rayonnements ionisants (alpha, bêta, gamma) qui traversent les tissus du corps humain et y cèdent une certaine quantité d'énergie (voir en [Annexe 2](#), les types de rayonnements émis par exemple par l'uranium 238 et ses 13 descendants).

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

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

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

Les chaînes de désintégration sont présentées en [Annexe 2](#).

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

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

Les radionucléides se désintègrent en émettant principalement :

- une **particule alpha** (cas de l'uranium 238, du thorium 232, etc..). Une particule alpha est un noyau d'hélium, ion positif, constitué de 2 protons et de 2 neutrons. Dans le cas d'une désintégration de type alpha, l'atome engendré par cette transmutation a 2 protons et 2 neutrons de moins que son précurseur. L'uranium 238 devient ainsi du thorium 234 ; le thorium 232 devient du radium 228.

- un **électron bêta** (cas du thorium 234, de l'actinium 228, etc.). Dans ce cas, un neutron se transforme en proton suivi de l'éjection d'un électron. Le produit de cette transmutation a conservé le même nombre de masse que son précurseur, mais son numéro atomique est incrémenté d'une unité. Le thorium 234 devient ainsi du protactinium  $234^m$ , et l'actinium 228 du thorium 228.
- A l'issue de la désintégration de type alpha ou bêta, le radionucléide créé peut dans certains cas se désexciter par émission de **rayonnement gamma**. C'est le cas des radionucléides qui figurent en grisé dans les chaînes de désintégration en [Annexe 2](#).

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

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

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

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

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

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

## **2 / Les différentes voies d'exposition**

Le terme de « *pratique* » est retenu par la directive Euratom pour désigner une activité professionnelle qui génère une exposition aux rayonnements ionisants. Les autorités françaises ont choisi de traduire ce terme par « *activité nucléaire* ». Pour déterminer l'exposition totale ajoutée par

une « pratique » mettant en œuvre des substances radioactives, il faut tenir compte de l'exposition externe et de l'exposition interne.

Les voies d'exposition à considérer sont :

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

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

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

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

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

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

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

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

## 2.1 / Exposition naturelle

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

8 760 heures) cela représente une dose annuelle liée à l'exposition externe proche de 900 microSieverts.

L'exposition moyenne annuelle **interne** est estimée par les services officiels à 230 microSieverts par ingestion et 1 300 microSieverts par inhalation du radon 222, un gaz radioactif naturel susceptible de s'accumuler à l'intérieur des habitations.

**L'exposition totale annuelle aux radiations d'origine naturelle est estimée en France, par les services officiels, à environ 2 400 microSieverts.**

## **2.2 / Exposition ajoutée et normes sanitaires**

Les normes de radioprotection internationales, établies pour protéger le public contre les effets sanitaires des rayonnements ionisants comportent 3 principes repris par la directive Européenne EURATOM 96 / 29 et intégrés, avec quelques nuances, dans la réglementation française (Code de la Santé Publique et Décret du 4 avril 2002) :

- la justification : on ne doit mettre en œuvre une pratique entraînant une exposition aux rayonnements ionisants qu'après vérification du fait que les avantages économiques et sociaux sont 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 de cancer mortel est jugé inacceptable. La directive EURATOM 96/29 a fixé **le seuil de l'inacceptable à 1 000 microSieverts par an pour l'exposition à l'ensemble des pratiques (activités humaines générant une exposition)**. Cette valeur est entendue en plus de l'exposition naturelle et médicale. **Pour l'exposition à une seule pratique, la CIPR recommande une limite de 300 microSieverts par an**. La directive EURATOM a repris cette notion de contrainte de dose pour une source d'exposition unique, sans fixer de limite précise.
- Par ailleurs cette directive considère qu'une pratique qui délivre moins de **10 microSieverts par an à tout citoyen a un impact sanitaire négligeable, à condition que la dose efficace collective soit inférieure à 1 homme X Sievert**.

**Afin de déterminer l'exposition globale de la population au voisinage d'un site minier, il convient d'ajouter les contributions de tous les radionucléides, pour toutes les voies d'exposition. En l'absence de limites fixées pour la gestion des sites contaminés, en France, cette exposition totale pourra alors être comparée aux limites fixées pour les expositions liées aux pratiques telles que définies par la directive EURATOM 96 / 29.**

Dans le cadre d'une étude ponctuelle, lorsque des doses efficaces engagées seront calculées pour une voie d'exposition spécifique on pourra se référer pour comparaison :

- Au seuil du risque négligeable de 10  $\mu$ Sv par an,
- A la contrainte de dose de 300  $\mu$ Sv par an (valeur maximale pour une pratique),
- A la dose maximale annuelle admissible de 1 000  $\mu$ Sv par an (toutes pratiques).

Il faut garder en permanence à l'esprit, le fait que l'impact d'un site minier doit être analysé après avoir fait la somme des doses liées à TOUTES les voies d'exposition.

## **ANNEXE 2**

### **CHAINES DE DESINTEGRATION RADIOACTIVE DES TROIS FAMILLES DE RADIOELEMENTS NATURELS**

## CHAINE RADIOACTIVE Famille de l'Uranium 238

Radioéléments	Mode de désintégration	Période radioactive
Uranium 238	$\alpha$	4,5 10 <sup>9</sup> ans
<b>Thorium 234</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>24 jours</b>
<b>Protactinium 234<sup>m</sup></b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>1,2 minutes.</b>
Uranium 234	$\alpha$	2,5 10 <sup>5</sup> ans
<b>Thorium 230</b>	<b><math>\alpha</math></b>	<b>7,5 10<sup>4</sup> ans</b>
<b>Radium 226</b>	<b><math>\alpha</math></b>	<b>1,6 10<sup>3</sup>ans</b>
Radon 222	$\alpha$	3,8 jours
Polonium 218	$\alpha$	3 minutes
<b>Plomb 214</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>27 minutes</b>
<b>Bismuth 214</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>20 minutes</b>
Polonium 214	$\alpha$	1,6 10 <sup>-4</sup> secondes
<b>Plomb 210</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>22,3 ans</b>
Bismuth 210	$\beta$	5 jours
Polonium 210	$\alpha$	138,5 jours
Plomb 206		Stable

Les radioéléments en gras dans les tableaux, émettent également des rayonnements gamma et peuvent être dosés par spectrométrie gamma

## CHAINE RADIOACTIVE

### Famille de l'Uranium 235

Radioéléments	Mode de désintégration	Période radioactive
<b>Uranium 235</b>	$\alpha$	<b>7 10<sup>8</sup> ans</b>
Thorium 231	$\beta$	25,6 heures
<b>Protactinium 231</b>	$\alpha$	<b>3,3 10<sup>4</sup> ans.</b>
Actinium 227	$\beta$	21,8 ans
<b>Thorium 227</b>	$\alpha$	<b>18,7 jours</b>
<b>Radium 223</b>	$\alpha$	<b>11,4 jours</b>
<b>Radon 219</b>	$\alpha$	<b>3,9 secondes</b>
Polonium 215	$\alpha$	1,8 10 <sup>-3</sup> secondes
<b>Plomb 211</b>	$\beta$	<b>36 minutes</b>
Bismuth 211	$\alpha$	2,2 minutes
Thallium 207	$\beta$	4,8 minutes
Plomb 207		Stable

Les radioéléments en gras dans les tableaux, indiquent qu'ils sont analysés en spectrométrie gamma

## CHAINE RADIOACTIVE

### Famille du Thorium 232

Radioéléments	Mode de désintégration	Période de radioactivité
Thorium 232	$\alpha$	1,4 $10^{10}$ ans
Radium 228	$\beta$	5,8 ans
<b>Actinium 228</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>6,1 heures</b>
Thorium 228	$\alpha$	1,9 an
Radium 224	$\alpha$	3,7 jours
Radon 220	$\alpha$	55,6 secondes
Polonium 216	$\alpha$	0,15 secondes
<b>Plomb 212</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>10,6 heures</b>
<b>Bismuth 212</b>	<b><math>\alpha</math> <math>\beta</math></b>	<b>1 heure</b>
<b>Thallium 208</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>3 minutes</b>
Polonium 212	$\alpha$	3 $10^{-7}$ secondes
Plomb 208		Stable

Les radioéléments en gras dans les tableaux, indiquent qu'ils sont analysés en spectrométrie gamma

## ANNEXE 3

### Protocole d'analyse en spectrométrie gamma

- **Type de détecteur** : le laboratoire de la CRIIRAD est équipé de trois chaînes de spectrométrie gamma équipées de détecteurs semi-conducteurs au germanium hyperpur (EGG/ORTEC, TYPE GMX) refroidis en permanence à l'azote liquide. Les 2 détecteurs de type n présentent une efficacité relative de 22 à 24 % et une résolution de 1,7 keV pour la raie à 1,33 MeV.
- **Blindage** : chaque détecteur est installé dans une chambre blindée (5 centimètres de plomb), dont les parois internes sont recouvertes d'une enveloppe de cuivre afin d'abaisser encore le bruit de fond.
- **Bruit de fond** : les bruits de fond des chaînes de détection sont régulièrement contrôlés pour soustraction (dans le cas des radionucléides naturels) au signal brut. Lorsque la contribution du fond au signal mesuré sur l'échantillon est supérieure à 50 %, la valeur mesurée est considérée comme non quantifiable et un seuil de détection est publié à défaut.
- **Analyseur** : chaque détecteur est couplé à un analyseur 8000 canaux (carte NUCLEUS) qui permet de classer les signaux détectés par gamme d'énergie avec une excellente résolution (1,72 keV de largeur à mi-hauteur sur le pic à 1,33 MeV du cobalt 60). La gamme d'énergie couverte varie de 20 keV à 1,8 MeV. Le dépouillement des spectres se fait sur micro-ordinateur PC en mode manuel et avec l'aide du logiciel Visugamma.
- **Calibration en énergie** : effectuée au moyen d'une échantillon de pechblende (minerai d'uranium).
- **Tabulation des raies d'énergie** : chaque raie du spectre est identifiée à partir de deux documents de référence :
  - la table des isotopes radioactifs de Browne et Firestone (1986).
  - le "catalog of gamma rays from radioactive decay" de U. Reus et W. Westmeier (1983).

Les raies d'énergie utilisées sont indiquées ci-après pour les principaux radionucléides artificiels et naturels.

- **Étalonnage en efficacité** : il est effectué avec deux sources (Baryum 133 et Europium 152), en phase liquide. Les courbes d'efficacité sont déterminées par interpolation au moyen d'une fonction polynôme d'ordre 3. Les étalonnages en phase solide sont effectués au moyen d'échantillons de résidus d'extraction d'uranium UTS 4, fournis par le CANMET du Canada.
- **Temps de comptage** : il varie dans une fourchette comprise entre 1 500 secondes (première phase des analyses préliminaires) et 300 000 secondes (comptages les plus longs pratiqués sur certains filtres et concentrés).
- **Géométrie de conditionnement** : cf. Préparation des échantillons.

Les activités mesurées sont systématiquement accompagnées de leur marge d'incertitude : ce chiffre, précédé du signe  $\pm$  (lire plus ou moins), indique la précision de la mesure. Il est la somme de deux termes :

- L'erreur statistique du comptage, évaluée avec un intervalle de confiance de 95 %.
- La marge d'incertitude systématique liée à l'ensemble de la méthodologie (précision sur l'activité nominale des sources d'étalonnage, sur les rapports de branchement, sur la courbe d'efficacité.....) qui est estimée à  $\pm 10$  %.

Tous les radionucléides émetteurs gamma sont systématiquement recherchés dans le spectre de l'échantillon. Si leur activité n'est pas mesurable, c'est le seuil de détection de la mesure qui est mentionné (valeur précédée du symbole < : inférieur à).

Les raies utilisées pour évaluer les activités sont les suivantes :

**Radioéléments artificiels :** (liste non exhaustive)

Radioéléments	Périodes radioactives*	Energies (keV)
Iode 129	1,5 10 <sup>7</sup> ans	29,6
Américium 241	432,8 ans	59,5
Cérium 144	284,9 jours	133,5
Iode 131	8,0 jours	364,5
Antimoine 125	2,7 ans	427,9
Césium 134	2,1 ans	604,7
Ruthénium 106	1,0 an **	
Rhodium 106	29,8 secondes	621,9
Argent 110 m	249,8 jours	657,7
Césium 137	30,0 ans	661,7
Cobalt 58	70,9 jours	810,8
Manganèse 54	312,2 jours	834,8
Cobalt 60	5,3 ans	1332,5

\*\* Le ruthénium 106 est évalué sur son descendant direct, le rhodium 106.

**Radioéléments d'origine naturelle :** (liste non exhaustive)

Radioéléments	Périodes radioactives*	Energies (keV) gamma
<b>Chaîne de l'Uranium 238</b>		
Thorium 234	24 jours	63,3
Radium 226	1600 ans	186,1
Plomb 214	27 minutes	351,9
Bismuth 214	20 minutes	609,3
Plomb 210	22,3 ans	46,5
<b>Uranium 235</b>	7 10 <sup>8</sup> ans	163,4
<b>Chaîne du Thorium 232</b>		
Actinium 228	6,1 heures	911,2
Plomb 212	10,6 heures	238,6
Thallium 208	3 minutes	583
<b>Potassium 40</b>	1,3 10 <sup>9</sup> ans	1460,8
<b>Béryllium 7</b>	53 jours	477,6

- **période radioactive** : c'est le temps nécessaire pour que l'activité d'un radioélément diminue de moitié. Ainsi après 1 période, il persistera 50 % de l'activité initiale ; 25 % après 2 périodes ; 12,5 % après 3 ; etc.

## ANNEXE 4

### Bilan des mesures radiométriques à Saint-Pierre du Cantal

#### Flux gamma (DG5) et débit d'équivalent de dose (LB 123)

CRIIRAD : 1 et 2 juillet 2003

Flux gamma DG5 (c/s)		Débit de dose LB123 (μSv/h)		
Au contact	à 1 mètre du sol	Contact	à 1 mètre du sol	Valeur calculée à 1 m

#### Pourtour Terrain de football / zone spectateurs

Petit côté vers chalet / Point PC1	2 600	1580	2,15	1,25	1,31
Secteur autour de PC1 sur 10 m*5m		1 000 à 1 580			0,84 à 1,31
Secteur autour de PC1 sur plus de 40 m		380 à 800			0,35 à 0,68
Grand côté vers lac / point PC 2	800	740		0,57	0,64
Secteur autour de PC2 sur plus de 50 m		740 à 1 000			0,64 à 0,84
Secteur autour de PC2 sur environ 25 m		1 200 à 1 300			1,0 à 1,1
Grand côté vers mine sur 96 m		640 à 850			0,56 à 0,72
Petit côté vers lotissement sur 70 m		540 à 880			0,48 à 0,75

#### Intérieur Terrain de football /

transversale entre les 2 cages sur 96 m		520 à 720			0,46 à 0,62
Milieu cage côté chalet		600			0,52
Milieu cage côté lotissement		670			0,58

#### Secteur du lotissement

Trajet aléatoire du stade au lotissement		400 à 700			0,36 à 0,60
clôture lotissement / Côté Mine		400 à 1 000			0,36 à 0,84
clôture lotissement / Côté Mine / Point chaud		1 500			1,24
Pourtour maison côté stade lotissement		280 à 500			0,27 à 0,44

#### Zone marécageuse entre puits Gérémy et lac

Entre bachat et fossé (cf sédiment S2)	330 à 430				
--	-----------	--	--	--	--

#### Bordure lac côté Puits Gérémy

Fossé	300 à 600				
Fossé , point le plus actif (cf sédiment S3)	600			0,31	
Intérieur buse drain arrivée lac (cf sédiment S1)	370				
Trajet parallèle au fossé sur bordure lac		220 à 390			
Entre fossé et lac, point le plus actif	470	390		0,34	

#### Bordure lac côté Chalet

Terrain rapporté côté chalet		160 à 250			
Aire de jeux / balavage aléatoire		180 à 200			
Aire de jeux / niveau de base	220	200		0,21	

#### Bordure lac côté bourg

Trajet aléatoire		125 à 200			
------------------	--	-----------	--	--	--

#### Référence terrain naturel sud chalet

Prairie Mr Dumas	200	180		0,21	
------------------	-----	-----	--	------	--

#### Maison Mr Dumas

Jardin	190	180		0,19	
--------	-----	-----	--	------	--

## Rapport CRIIRAD N°04-05 V2 : Mine d'uranium de St-Pierre du Cantal.

Flux gamma DG5 (c/s)		Débit de dose LB123 (μSv/h)	
Au contact	à 1 mètre du sol	Contact	à 1 mètre du sol

### Bourg

Entre mairie et école / Dosimètre exploitant		300			
Terrain de jeux école / balayage aléatoire		235 à 300			

### En face zone de tir

Chaussée goudronnée		500			
Bordure chaussée côté lac sur 20 m		400 à 800			
Bordure chaussée côté lac / Point chaud	1 900	830		0,64	
Bordure chaussée, début drain	510				
Drain, fond	880				
Drain, berge	700				
Terrain naturel, est du drain	290				
Terrain naturel côté lac	340				

### Entre zone de tir et terrain de football : proximité clôture site minier

Trajet direct sur 20 mètres, côté stand de tir		400 à 500			
Trajet direct sur 20 mètres, côté terrain football		900 à 1 500			

### Drain mine d'uranium, 6-7 mètres en contrebas route, exutoire vers ruiseau Combret

Fond drain, point de prélèvement de terre S5	840	NM		0,46	
Perpendiculaire au drain en S5 sur 10 mètres	320 à 770				
Perpendiculaire au drain en S5 sur 10 mètres	280 à 675				

### Drain mine d'uranium, au dessus de la route côté mine

Perpendiculaire au drain sur 20 mètres	380 à 1000				
--	------------	--	--	--	--

## ANNEXE 5

### Analyses par spectrométrie gamma effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD sur les eaux du puits Gérémy

SAINT PIERRE DU CANTAL  
RÉSULTATS DES ANALYSES EN SPECTROMÉTRIE  
GAMMA EFFECTUÉES PAR LA CRIIRAD

**PUITS GEREMY**

030703A1

Nature du prélèvement : Eau de puits  
Lieu de prélèvement : Puits Gérémy à Saint-Pierre du Cantal  
Date de prélèvement : 02/07/03 08:45  
Mode de prélèvement : Seau  
Quantité prélevée : 11 litres

**Activités exprimées en Becquerels par litre (Bq/l).**

TYPE D'ANALYSE	PRELIMINAIRE	FILTRE (4-7 microns)	FILTRAT CONCENTRE
N° d'analyse	20744	20812	20848
Date d'analyse	3/07/03	29/07/03	14/08/03
Temps de comptage (s)	1 800	83 263	168 950
Géométrie	Marinelli	Pétri	Marinelli

**Radioactivité naturelle**

<b>Chaîne de l'Uranium 238</b>			
Thorium 234	NM	3,24 ± 0,48	11,8 ± 1,6
Radium 226 *	NM	0,16 ± 0,04	0,36 ± 0,08
Radon 222 **	828 ± 108	NM	NM
Plomb 210	NM	1,03 ± 0,23	< 0,33
<b>Uranium 235</b>	NM	0,17 ± 0,09	1,2 ± 0,3
<b>Chaîne du Thorium 232</b>			
Actinium 228	NM	< 0,08	< 0,12
Plomb 212	NM	< 0,01	< 0,02
Thallium 208	NM	< 0,01	< 0,04
Potassium 40	NM	< 0,21	< 0,42

**Radioactivité artificielle**

Césium 137	NM	< 0,006	< 0,008
Césium 134	NM	< 0,005	< 0,007

**Légende :**

± : marge d'incertitude

< : seuil de détection

NM : non mesuré

Les activités sont ramenées à la date de prélèvement pour la radioactivité artificielle et à la date d'analyse pour la radioactivité naturelle.

\* : Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214 à l'équilibre.

\*\* : L'activité du radon 222 est exprimée à la date de prélèvement et déterminée à partir de la valeur moyenne sur ses descendants : Plomb 214 et Bismuth 214.

## ANNEXE 6

### Analyses par spectrométrie gamma effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD sur les eaux du plan d'eau (lac)

SAINT PIERRE DU CANTAL

#### RÉSULTATS DES ANALYSES EN SPECTROMÉTRIE GAMMA EFFECTUÉES PAR LA CRIIRAD

**Lac Saint Pierre**

030703A2

Nature du prélèvement : Eau de surface  
Lieu de prélèvement : Lac Saint Pierre  
Date de prélèvement : 02/07/03 09:00  
Mode de prélèvement : Seau  
Quantité prélevée : 11 litres

#### Activités exprimées en Becquerels par litre (Bq/l).

TYPE D'ANALYSE	PRELIMINAIRE	FILTRAT CONCENTRE
N° d'analyse	20745	20878
Date d'analyse	3/07/03	5/09/03
Temps de comptage (s)	1 800	231 010
Géométrie	Marinelli	Marinelli

#### Radioactivité naturelle

<b>Chaîne de l'Uranium 238</b>			
Thorium 234		NM	< 0,39
Radium 226 *		NM	< 0,07
Radon 222 **	7,3	± 3,9	NM
Plomb 210		NM	< 0,23
<b>Uranium 235</b>		NM	< 0,30
<b>Chaîne du Thorium 232</b>			
Actinium 228		NM	< 0,08
Plomb 212		NM	< 0,06
Thallium 208		NM	< 0,02
Potassium 40		NM	< 0,39

#### Radioactivité artificielle

Césium 137	NM	< 0,008
Césium 134	NM	< 0,006

#### Légende :

± : marge d'incertitude

< : seuil de détection

NM : non mesuré

Les activités sont ramenées à la date de prélèvement pour la radioactivité artificielle et à la date d'analyse pour la radioactivité naturelle.

\* : Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214 à l'équilibre.

\*\* : L'activité du radon 222 est exprimée à la date de prélèvement et déterminée à partir de la valeur moyenne sur ses descendants : Plomb 214 et Bismuth 214.

## ANNEXE 7

### Estimation préliminaire des doses liées à l'ingestion d'eau du puits Gérémy

Dose liée à l'Ingestion des eaux du Puits Gérémy : fraction soluble

Radionucléide	Sans tenir compte du plomb 210	En supposant que l'activité du plomb 210 est égale au seuil de détection
---------------	-----------------------------------	---

Résultats CRIIRAD en Bq/l

U 238 (thorium 234)	11,8	11,8
Ra 226 (spectro gamma)	0,36	0,36
Pb 210 soluble (spectro gamma)	0,00	0,33

U8+Th234+Pa234m+U4 <sup>(1)</sup>
Thorium 230 <sup>(3)</sup>
Radium 226
Plomb 210 (avec Bi et Po 210)

Coef Dose adulte ( $\mu\text{Sv/Bq}$ ) (2)	Coef Dose adulte ( $\mu\text{Sv/Bq}$ ) (2)
0,098	0,098
0,21	0,21
0,28	0,28
1,89	1,89

Calcul de l'exposition annuelle (sans tenir compte du radon 222)

Dose pour ingestion de 1 litre ( $\mu\text{Sv}$ )	1,33	1,96
Dose pour ingestion de 912 litres <sup>4</sup> ( $\mu\text{Sv}$ )	1215	1784
Dose pour ingestion de 602 litres ( $\mu\text{Sv}$ )	802	1178

(1) on fait l'hypothèse que les 4 radionucléides sont à l'équilibre avec l'uranium 238

(2) Valeurs recommandées par l'IPSN dans son rapport de novembre 2001

(3) Activité prise égale par hypothèse à celle du radium 226

(4) 912 litres correspondent à 2,5 litres par jour pendant 365 jours.

Valeurs inférieures à la limite de détection

## ANNEXE 8

### Mesures physico-chimiques effectuées par le LDA 26 pour la CRIIRAD sur les eaux du puits Gérémy et du plan d'eau à Saint-Pierre du Cantal

Paramètres analysés par le LDA 26	Puits Gérémy juillet 2003	2	Lac de Saint-Pierre 2 juillet 2003
-----------------------------------	------------------------------	---	---------------------------------------

Paramètres bactériologiques			CMA
Escherichia Coli sur microplaque n/100 ml	58	61	2000 (eaux de baignade)
Entérocoques sur microplaque n/100 ml	< 56	Pollution à confirmer	0

Paramètres physicochimiques		
pH à 21.9 °C	6.7	6.8
Conductivité $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C	846	172

Recherche de micropolluants organiques (1)		
Voir Note 1 ci-dessous	Néant	Néant

Anions et cations			CMA (eau potable)
Ammonium $\mu\text{g}/\text{l}$	7	ND	100 à 500
Bromates $\mu\text{g}/\text{l}$	ND	ND	
bromures $\mu\text{g}/\text{l}$	ND	ND	
Calcium $\text{mg}/\text{l}$	100	18	
Chlorates $\mu\text{g}/\text{l}$	ND	ND	
Chlorites $\mu\text{g}/\text{l}$	ND	ND	200
Chlorures $\text{mg}/\text{l}$	7	5	250
Fluorures $\mu\text{g}/\text{l}$	1 633	128	1500
Lithium $\mu\text{g}/\text{l}$	ND	ND	
Magnesium $\text{mg}/\text{l}$	20	5	
Nitrates $\text{mg}/\text{l}$	ND	ND	50
Nitrites $\mu\text{g}/\text{l}$	ND	ND	100 à 500
Orthophosphates $\mu\text{g}/\text{l}$	ND	ND	
Potassium $\text{mg}/\text{l}$	8	2	
Sodium $\text{mg}/\text{l}$	10	6	
Sulfates $\text{mg}/\text{l}$	210	51	250

(1) Anilines et dichloroanilines (14 molécules), Chlorobenzènes (6 molécules), Chloronitrobenzènes (9 molécules), Hydrocarbures lourds (3 molécules), Hydrocarbures polyaromatiques (18 molécules), Hydrocarbures à chaînes longues (26 molécules), PCB (polychlorobiphenyls : 17 molécules), PCT (Polychlorotriphenyls : 3 molécules), Pesticides (314 molécules), Phtalates-plastifiants (5 molécules), Phénols et chlorophénols (26 molécules), solvants complets (173 molécules)

# Rapport CRIIRAD N°04-05 V2 : Mine d'uranium de St-Pierre du Cantal.

Paramètres mesurés par le LDA 26	Puits Gérémy 2	Lac de Saint-Pierre
	juillet 2003	2 juillet 2003

<b>Métaux : ordre de grandeur en µg/l (dépistage semi-quantitatif)</b>			Ratio Puits / Lac	CMA eau potable (µg/l)
Ag	ND	ND		
Al	2 590	193	13,4	200
As	ND	ND		10
Au	97	ND		
B	23	26	0,9	1 000
Ba	53	31	1,7	700
Be	18	ND		
Bi	ND	ND		
Ca	150 000	21 000	7,1	
Cd	5	ND		5
Ce	ND	ND		
Co	368	ND		
Cr	ND	ND		50
Cu	41	ND		2 000
Fe	5 000	316	15,8	200
Ga	ND	ND		
Gd	ND	ND		
Ge	ND	ND		
Hf	ND	ND		
In	25	ND		
K	10 000	2 000	5,0	
La	14	16	0,9	
Li	55	ND		
Mg	34 000	6 000	5,7	
Mn	15 000	598	25,1	50
Mo	ND	ND		
Na	12 000	4 000	3,0	200 000
Nb	ND	ND		
Nd	16	ND		
Ni	93	ND		20
P	1 364	1 318	1,0	
Pb	ND	ND		10
Pd	ND	ND		
Pr	ND	ND		
Pt	ND	ND		
Re	ND	ND		
Ru	ND	ND		
S	70 000	41 000	1,7	
Sb	ND	ND		5
Se	ND	ND		10
Sm	ND	ND		
Sn	ND	ND		
Sr	832	141	5,9	
Ta	ND	ND		
Te	ND	ND		
Th	68	ND		
Ti	56	ND		
Tl	ND	ND		
U	1 773	ND		
V	ND	ND		
W	ND	ND		
Y	15	ND		
Zn	436	68	6,4	
Zr	ND	ND		

## ANNEXE 9

### Analyses par spectrométrie gamma effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD sur les sédiments de Saint-Pierre du Cantal

Code CRIIRAD	030703A6	030703A4	030703A3	030703A7	030703A5
Lieu de prélèvement	S2 Bachat / Bordure du lac, côté puits Gérémy	S1 Drain ouest, sédiment rouge	S3 Fossé en bordure du lac, côté puits Gérémy / Point chaud : flux gamma DG5 : 600 c/s	S4 Lac Saint Pierre, prélevé sous eau, côté nord	S5 Drain sortie site vers Combret, point chaud flux gamma DG5 : 840 c/s
Date de prélèvement	01/07/03	02/07/03	02/07/03	02/07/03	02/07/03
Nature de l'échantillon	Sédiments sous eau	Sédiment	Sédiments de fossé	Sédiments	Sédiments
N°analyse	20857	20855	20860	20856	20861
Géométrie	CNATmar	CNAToet	CNAToet	CNATmar	CNAToet
Etat Frais/Sec ?	s	s	s	s	s
Masse analysée (g)	685,19	44,10	44,12	541,22	55,30
Temps de comptage (s)	25 770	54 360	30 180	85 410	54 250
Taux de matières sèches	72,9%	21,9%	26,6%	60,9%	36,7%
Date de la mesure	22/08/03	20/08/03	26/08/03	21/08/03	26/08/03

Naturels	Energie (KeV)
----------	---------------

Résultats exprimés en Becquerel par kilogramme de matière sèche (Bq/kg sec)

#### Chaîne de l'uranium 238

Th234*	63,3	4 837 ± 518	30 300 ± 3 200	49 900 ± 5 300	1 912 ± 206
Th230*	67,7	< 276	< 1 153	< 1 794	310 ± 109
Ra226**	186,1	165 ± 19	1 164 ± 135	1 191 ± 146	279 ± 30
Pb214	351,9	173 ± 20	1 274 ± 145	1 275 ± 153	292 ± 31
Bi214	609,3	156 ± 18	1 054 ± 125	1 107 ± 139	266 ± 29
Pb210*	46,5	731 ± 94	2 480 ± 337	1 387 ± 264	384 ± 49

3 005 ± 367
13 133 ± 1 850
2 021 ± 221
2 123 ± 231
1 918 ± 211
2 876 ± 351

#### Chaîne de l'uranium 235

U235	163,4	273 ± 40	1 917 ± 260	2 684 ± 382	96 ± 17
Pa231	283,7	< 33	< 120	< 370	< 48
Th227	256,2	< 9	< 46	< 91	14 ± 5
Ra223	323,9	18 ± 12	378 ± 117	< 166	43 ± 12
Rn219	401,7	31 ± 10	279 ± 86	< 115	25 ± 7
Pb211	831,9	63 ± 20	< 89	< 269	59 ± 16

170 ± 60
< 174
117 ± 41
214 ± 72
175 ± 57
157 ± 92

#### Chaîne du thorium 232

Ac228	911,2	35 ± 6	97 ± 30	149 ± 49	88 ± 11
Pb212	238,6	26 ± 4	46 ± 11	78 ± 17	77 ± 9
Tl208	583,0	12 ± 2	32 ± 9	36 ± 11	34 ± 4
K40	1 460,8	754 ± 93	656 ± 137	778 ± 176	1 085 ± 122
Be7	477,6	< 3	< 25	< 39	< 2

88 ± 24
59 ± 11
42 ± 9
926 ± 156
< 15

Artificiels	Energie (KeV)
-------------	---------------

Cs137	661,6	1,8 ± 0,7	< 3,8	< 6,0	1,4 ± 0,5
Cs134	604,7	< 0,3	< 3,2	< 5,0	< 0,2
Co58	810,8	< 0,6	< 5,2	< 8,5	< 0,4
Co60	1 332,5	< 0,3	< 2,3	< 3,5	< 0,2
Mn54	834,8	< 0,4	< 3,6	< 5,9	< 0,3
Sb125	427,9	< 1,1	< 9,2	< 13,4	< 5,0
Ce144	133,5	< 3,5	< 17,9	< 27,9	< 2,0
Ag110m	657,7	< 0,4	< 3,7	< 6,0	< 0,3
Am241*	59,5	< 1,6	< 6,6	< 10,7	< 0,8
I129*	29,6	< 1,2	< 5,4	< 8,1	< 0,6
Ru106	621,9	< 3,5	< 32,5	< 52,1	< 2,5

< 2,2
< 1,9
< 3,4
< 1,7
< 2,3
< 6,5
< 12,4
< 2,1
< 3,6
< 2,9
< 18,9

\* : S'agissant de raies gamma à basse énergie (<100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

\*\* : Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214 à l'équilibre.