

Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité

**Rapport CRIIRAD N°07-68
Expertise 2006 / Phase 2
TOME 1 / Milieu aquatique**

**Situation radiologique de la mine d'uranium de
Saint-Pierre (Cantal) et de son environnement**

**Voie de transfert par les eaux souterraines et superficielles
Compartiments Sédiments, Eau et Plantes Aquatiques**

Etude réalisée par le Laboratoire de la CRIIRAD
avec le soutien financier du Conseil Régional d'Auvergne
et du Conseil Général du Cantal

Edition du 24 octobre 2007

Responsable d'étude : Bruno CHAREYRON, ingénieur en physique nucléaire

Rédaction : Thierry CONSTANTIN-BLANC (ingénieur environnement) et Bruno CHAREYRON

Missions de terrain : du 12 au 16 juin 2006 et 20 octobre 2006 effectuées par :

Christian COURBON, technicien spécialisé et

Thierry CONSTANTIN-BLANC, ingénieur environnement

Préparation des échantillons : Jocelyne RIBOUET, préparatrice

Analyses par spectrométrie gamma : Stéphane PATRIGEON, technicien métrologue

LABORATOIRE DE LA CRIIRAD

471, Avenue Victor Hugo, 26000 Valence

☎ 04 75 41 82 50

☎ 04 75 81 26 48

SOMMAIRE

1. SYNTHÈSE	3
2. CONTEXTE ET OBJECTIFS	8
3. METHODOLOGIE.....	10
3.1. MESURES DE TERRAIN ET PRELEVEMENTS	10
3.2. ANALYSES EN SPECTROMETRIE GAMMA.....	11
3.3. ANALYSES CHIMIQUES	12
4. MILIEU NATUREL A PRIORI NON PERTURBE.....	13
4.1. OBSERVATIONS, MESURES DE TERRAIN, PRELEVEMENT D'ECHANTILLONS	13
4.1.1. SECTEUR DU GIOUX EN AMONT DE LA SURVERSE DU PLAN D'EAU	14
4.1.2. SECTEUR DU COMBRET EN AMONT DE LA CONFLUENCE AVEC LE REJET NORD	15
4.2. RECAPITULATIF DES ECHANTILLONS PRELEVES DANS LE MILIEU A PRIORI NON PERTURBE.....	15
4.3. ANALYSES EN SPECTROMETRIE GAMMA.....	16
5. BASSIN VERSANT DU PLAN D'EAU.....	17
5.1. OBSERVATIONS, MESURES DE TERRAIN, PRELEVEMENT D'ECHANTILLONS	17
5.1.1. REPERAGE DES ALIMENTATIONS	17
5.1.2. ALIMENTATION NORD.....	20
5.1.3. ALIMENTATION NORD-OUEST.....	23
5.1.4. DRAIN NORD-OUEST (REGARD AU NORD DU PARKING DU CHALET-BUVETTE).....	24
5.1.5. RUISSEAU DES CRAUX	25
5.1.6. AUTRES MESURES RADIOMETRIQUES DANS LE SECTEUR SUD DU PLAN D'EAU.....	26
5.1.7. DRAIN DE SAGNE ROUGE	27
5.1.8. PRELEVEMENT D'ARGILES VERTES DANS LE SECTEUR EST DU PLAN D'EAU.....	28
5.1.9. ARRIVEE FONT DE PEROU ET FOSSE NORD-EST	29
5.1.10. BACHAT ET « Puits GEREMY » (AMONT ALIMENTATION NORD ET FOSSE NORD-EST)	31
5.1.11. DRAINS DU STAND DE TIR (AMONT ALIMENTATION NORD).....	35
5.2. RECAPITULATIF DES ECHANTILLONS PRELEVES DANS LE BASSIN VERSANT DU PLAN D'EAU.....	42
5.3. ANALYSES EN SPECTROMETRIE GAMMA DES ECHANTILLONS DE SOLIDES.....	44
5.4. ANALYSES EN SPECTROMETRIE GAMMA DE L'ECHANTILLON D'EAU DU « Puits GEREMY ».....	48
5.5. PARAMETRES CHIMIQUES SUR LES EAUX.....	49
5.5.1. ANALYSES DES ANIONS-CATIONS	49
5.5.2. DEPISTAGE MULTI-ELEMENTAIRE.....	52
5.6. CONCLUSION	55
6. SECTEUR NORD-OUEST DU SITE MINIER	56
6.1. OBSERVATIONS, MESURES DE TERRAIN, PRELEVEMENT D'ECHANTILLONS	56
6.1.1. PRE EN CONTREBAS DE LA PARCELLE MARION ET DU 1 ^{ER} STOCKAGE DE MATERIAUX DE CURAGE DU PLAN D'EAU	57
6.1.2. TERRAIN ET ZONE HUMIDE TEMPORAIRE, EN FOND DE VALLEE, EN AVAL DU 1 ^{ER} DEPOT DE MATERIAUX DE CURAGE DE L'ETANG.....	59

6.1.3. AVAL DU 2EME DEPOT DE MATERIAUX DE CURAGE DU PLAN D'EAU.....	59
6.1.4. RUISSEAU NORD-OUEST (AU NIVEAU DU PONT DE LA ROUTE DE CHAISSAC A TELDES / AVAL DES 2 DEPOTS DE MATERIAUX ISSUS DU CURAGE DE L'ETANG)	60
6.2. RECAPITULATIF DES ECHANTILLONS PRELEVES DANS LE SECTEUR NORD-OUEST.....	60
6.3. ANALYSES EN SPECTROMETRIE GAMMA DES ECHANTILLONS DE SOLIDES.....	61
6.4. CONCLUSION	62
<u>7. BASSIN VERSANT DU COMBRET</u>	<u>63</u>
7.1. OBSERVATIONS, MESURES DE TERRAIN, PRELEVEMENT D'ECHANTILLONS	64
7.1.1. SECTEURS PROSPECTES	64
7.1.2. SECTEUR AMONT REJET NORD	66
7.1.3. REJET NORD	72
7.1.4. RUISSEAU DE COMBRET EN AVAL DE LA CONFLUENCE AVEC LE REJET NORD : SECTEUR DE L'ANCIENNE STATION DE POMPAGE.....	76
7.1.5. SITE DU MENTIER : CONFLUENCE COMBRET / DORDOGNE	77
7.1.6. ARRIVEE D'UN RUISSEAU DANS LA DORDOGNE EN AVAL DE LA CONFLUENCE AVEC LE COMBRET	79
7.2. RECAPITULATIF DES ECHANTILLONS PRELEVES DANS LE BASSIN VERSANT DU COMBRET.....	80
7.3. ANALYSES EN SPECTROMETRIE GAMMA DES ECHANTILLONS DE SOLIDES.....	81
7.4. CONCLUSION	85
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	<u>87</u>

1. SYNTHÈSE

Le présent rapport traite des investigations réalisées par la CRIIRAD au cours de la phase 2 de l'expertise du site de Saint-Pierre sur le **volet aquatique**.

Les échantillonnages et les contrôles radiologiques ont porté principalement sur les sédiments.

Les résultats des prospections radiométriques, la description des prélèvements et les résultats des analyses de sédiments (et plus ponctuellement d'eau et végétaux aquatiques) sont traités par secteur géographique :

Chapitre 4 : milieu naturel (références)

Chapitre 5 : bassin versant du plan d'eau (sud)

Chapitre 6 : secteur nord-ouest du site minier

Chapitre 7 : bassin versant du Combret (nord)

Chaque chapitre comporte une conclusion distincte.

Les contrôles réalisés par la CRIIRAD ont permis d'acquérir un important jeu de données qui, associés aux résultats des analyses radiologiques et chimiques pratiquées sur les eaux par l'IRSN et à l'expertise hydrogéologique conduite par cet institut, permettront d'apprécier l'impact de l'ancienne mine d'uranium de St Pierre et des stockages de déchets radioactifs par la voie de transfert par les eaux.

Les analyses en spectrométrie gamma effectuées par la CRIIRAD ont porté sur :

- **42 échantillons de sédiments** (dont 2 échantillons de référence) prélevés sur 30 stations dans les bassins versants du plan d'eau, du Gioux, du ruisseau nord-ouest et du Combret,
- **6 échantillons de végétaux aquatiques** (dont 2 échantillons de référence) prélevés sur 5 stations dans les bassins versants du plan d'eau et du Combret.

Ces échantillons ont été prélevés sur la base de **relevés radiométriques** de terrain permettant dans de nombreux cas de mettre en évidence un excès de radionucléides dans les sédiments et pouvant résulter de dépôts liés au transport par les eaux.

Rappelons qu'aucune donnée concernant les sédiments et les végétaux aquatiques n'apparaissait dans les bilans du réseau de surveillance de l'exploitant. Il s'agit pourtant d'éléments indispensables à l'appréciation de l'impact radiologique d'un site sur le milieu aquatique et des risques qui en découlent.

En complément,

- un échantillon **d'eau du puits Gérémy** prélevé après vidange (et donc pleinement représentatif des eaux souterraines) a été soumis à des analyses en spectrométrie gamma, ainsi qu'à des analyses chimiques,
- un échantillon **d'eau de la buse du stand de tir** a été soumis à des analyses chimiques.

Les données issues de ces deux prélèvements d'eau compléteront les résultats des analyses sur les eaux réalisées au cours de cette expertise par l'IRSN.

Les principales observations de la CRIIRAD et interprétations des résultats des analyses, qui confirment ceux obtenus lors des précédentes études CRIIRAD de 2003 et 2004, sont résumées ci-dessous par secteur géographique.

• 1 / Bassin versant du plan d'eau communal

Bilan général

Les analyses de sédiments en spectrométrie gamma montrent une contamination radiologique par des radionucléides des chaînes de l'uranium 238 et 235 des arrivées dans les secteurs nord et nord est du plan d'eau. Les secteurs amont de ces arrivées situés sur des parcelles en limite du site ou dans l'emprise de l'ancien site (exploitation déclarée ou non) présentent également une contamination marquée par les mêmes radionucléides.

Les analyses sur les eaux du puits Gérémy, mettent en évidence que cette contamination résulte d'apports actuels (secteur nord-est du plan d'eau).

Par ailleurs, tant les caractéristiques radiologiques (sédiments et eau), que les analyses chimiques sur les eaux suggèrent fortement que cette contamination résulte des anciens travaux miniers et/ou des stockages de matériaux radioactifs.

On remarque, en effet, d'importants déséquilibres dans la chaîne de l'uranium 238 (sédiments et eau du puits Gérémy) en faveur de l'uranium, ainsi qu'une acidité soutenue et des teneurs élevées en certains éléments chimiques dans les eaux du puits Gérémy et de la buse du Stand de tir.

De manière générale, ces dernières caractéristiques marquent typiquement les eaux issues d'anciens sites des industries extractives. Elles sont dues au phénomène d'oxydation de la pyrite (minerai de fer associé aux minéralisations exploitées). Cette oxydation se déclenche dans un sous-sol perturbé et au sein de stockages de matériaux dans lesquels l'eau peut percoler. Elle génère de l'acide sulfurique facilitant la libération de métaux lourds et, dans le cas d'un sous-sol perturbé uranifère, est responsable d'une mise en solution préférentielle de l'uranium par rapport aux autres radionucléides de sa chaîne.

Les analyses montrent par ailleurs qu'un suivi de la qualité chimique des eaux est nécessaire.

Contamination des eaux de surface et souterraines (cas du puits Gérémy)

Le puits Gérémy est en fait un ouvrage qui permet de prélever les eaux souterraines qui s'écoulent depuis le sud de l'ancien site minier en direction du lac.

S'agissant des eaux du puits Gérémy, la **contamination radiologique** conduit à un dépassement de la limite de potabilité. Ceci a été démontré dans le rapport CRIIRAD N°04-05 pages 19 à 21. La dose annuelle liée à l'ingestion de 2,5 litres de ces eaux par jour serait de plus de 1 milliSievert par an (hors radon) voire de plus de 5 milliSieverts par an (en incluant le radon 222 dissous dans les eaux). Ces valeurs sont supérieures aux limites sanitaires et aux normes définies par l'OMS pour les eaux de boisson (dose annuelle devant rester inférieure à 0,1 milliSievert par an).

Les analyses CRIIRAD effectuées sur le prélèvement d'eau d'octobre 2006 (uranium 238 soluble : 9,5 Bq/l et radium 226 soluble : 0,5 Bq/l confirment les mesures CRIIRAD de juillet 2003).

A noter également la **pollution chimique** des eaux du puits Gérémy.

Le prélèvement CRIIRAD d'octobre 2006 révèle de fortes concentrations en plusieurs éléments chimiques qui pourraient être liés à l'exploitation du gisement d'uranium et dont les concentrations dépassent les références de qualité pour les eaux de boisson définies par le Décret N° 2001-1220 : sulfates, aluminium, arsenic, fer, plomb, manganèse, nickel, etc. La concentration en **manganèse** est 253 fois supérieure à la valeur de référence pour les eaux destinées à la consommation humaine.

La contamination des eaux souterraines dont celles captées au niveau du puits Gérémy est très probablement liée à un **défaut de confinement des déchets radioactifs** (résidus et stériles radioactifs).

En effet les résidus ont été stockés sans imperméabilisation efficace du sous-sol avant dépôt. Quant aux stériles et autres déchets radioactifs, ils ont été déposés en surface sans revêtement imperméable qui aurait pu limiter le transfert de radionucléides aux eaux souterraines par ruissellement. C'est le cas par exemple au droit du terrain de football en amont hydraulique du puits Gérémy.

De plus il est désormais avéré que l'exploitant a extrait de l'uranium sur la parcelle où se trouve le puits Gérémy. Cette information apportée par M Haag en réunion de CLI a d'abord été démentie par la COGEMA, puis finalement admise par l'ancien exploitant.

Les mesures radiométriques effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD en octobre 2006 ont permis de détecter des points chauds au contact du sol à quelques dizaines de mètres en amont hydraulique du puits Gérémy (débit de dose de $4,4 \mu\text{Sv/h}$ au contact soit près de 20 fois le niveau naturel).

La réalisation d'un carottage à cet endroit, en octobre 2006, par le laboratoire de la CRIIRAD, a permis de déceler des matières solides radioactives (la mesure du débit de dose au laboratoire de la CRIIRAD donne $6,2 \mu\text{Sv/h}$ sur ces matières, soit plus de 26 fois le niveau naturel).

L'analyse effectuée au laboratoire de la CRIIRAD montre que ces matières présentent une activité en uranium 238 de **45 000 Bq/kg** et une activité en radium 226 de **362 000 Bq/kg**. Ce déséquilibre entre l'uranium 238 et le radium 226 suggère qu'il pourrait s'agir de résidus d'extraction de l'uranium.

Par ailleurs l'échantillon de **sédiments** prélevé par la CRIIRAD au fond du puits Gérémy en octobre 2006 présente une activité en **uranium 238** de **18 000 Bq/kg** soit une valeur plus de 5 fois supérieure à **3 700 Bq/kg**, valeur que les autorités préfectorales retiennent pour imposer une gestion spécifique des matériaux solides.

La contamination des eaux en uranium 238 entraîne une contamination des sédiments par accumulation de métaux lourds radioactifs.

Contamination des sédiments sur le pourtour du lac et dans le lac

Des sédiments sous influence de la mine et contenant jusqu'à **49 900 Bq/kg sec** en uranium 238 avaient été analysés par la CRIIRAD en juillet 2003 dans un **fossé au bord du lac**.

Des sédiments du drain ouest qui alimente le lac contiennent **30 300 Bq/kg sec** en uranium 238 (mesures CRIIRAD juillet 2003).

Les mesures effectuées par la CRIIRAD sur un échantillon de sédiments du lac, en cours de vidange, en octobre 2004 ont confirmé une forte contamination en uranium 238 (**126 000 Bq/kg sec**) [Note CRIIRAD N°05-02].

Ces résultats dépassent très largement la limite de 3 700 Bq/kg.

Les écoulements contaminés en provenance du site minier (buse du stand de tir, puits Gérémy et autres drains) induisent une pollution radiologique des eaux de surface, sédiments et terres du bassin versant alimentant le lac et du lac lui-même.

Cette constatation est confirmée et étayée par les résultats des analyses pratiquées sur des échantillons prélevés par la CRIIRAD en juin 2006 dans différents secteurs en amont hydraulique du plan d'eau :

Dans les secteurs nord et nord-est du lac, qui sont par ailleurs en partie aménagés pour des activités de loisirs, plusieurs prélèvements de sédiments présentent une contamination en uranium 238 largement supérieure à 3 700 Bq/kg sec.

Un échantillon de sédiments, prélevé dans un fossé drainant des eaux alimentant le lac et situé à proximité directe de ce dernier, présente ainsi une contamination en uranium 238 plus de 38 fois supérieure à cette valeur (**144 000 Bq/kg sec**). D'autres sédiments du même fossé, présentent également des contaminations en uranium 238 largement supérieures à 3 700 Bq/kg sec.

Les sédiments d'un regard situé sur un drain alimentant le lac (alimentation nord) présentent une contamination en uranium 238 de **12 000 Bq/kg sec** soit plus de 3 fois supérieure à 3 700 Bq/kg sec.

Par ailleurs, les analyses de ces sédiments montrent un fort déséquilibre en faveur de l'uranium 238 dans la chaîne de désintégration, phénomène typique d'un transport par les eaux à partir d'une source de contamination située en amont.

En amont hydraulique du lac, la contamination des sédiments et des terres bordant les amenées d'eau est également mise en évidence dans le secteur du **stand de tir**. Dans un prélèvement effectué par la CRIIRAD, en juin 2006, sur les berges d'un drain où ont été disposés les matériaux de curage de ce dernier, l'activité en uranium 238 est, par exemple, de **12 200 Bq/kg** plus de 3 fois supérieure à 3 700 Bq/Kg sec.

• Secteur Ouest site

En contrebas du site, des activités élevées en uranium et descendants sont mises en évidence par les analyses en spectrométrie gamma dans des échantillons prélevés dans un drain (uranium 238 = 39 800 Bq/kg) et dans les sols d'un pré.

Ceci montre que le secteur ouest en contrebas du site est un secteur à problème du point de vue du risque radiologique.

Les investigations réalisées par la CRIIRAD au cours de la phase 2 devront cependant être complétées afin de déterminer l'origine exacte de cette contamination.

On notera que les observations de terrain confirment l'existence d'écoulements en provenance du site (repérage CRIIRAD de mars 2006).

• Bassin versant du Combret

En aval du site minier, les sédiments prélevés par la CRIIRAD dans le bassin du Combret présentent des activités des radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 notablement supérieures à celles mesurées dans les sédiments du Combret amont.

Cette contamination est mesurable depuis les émissaires de l'ancien site minier (chenal du radium et rejet pied de digue de stockage des résidus fins de l'usine) jusqu'à la confluence avec la Dordogne.

Sur le site minier ou en proximité directe (chenal du radium sur le site et émissaire pied de digue), les sédiments présentent un excès de radium par rapport à l'uranium qui peut être mis en relation avec les stockages de résidus de l'usine d'extraction de l'uranium. Ces derniers ne contiennent, en effet, plus que 6 % de la teneur initiale en uranium (Cf. figure 13 du dossier SMJ : teneur résiduelle 217 ppm d'U contre une teneur initiale de 3611 ppm), mais très probablement la quasi-totalité des autres radioéléments de la chaîne de l'uranium 238.

Plus en aval, alors l'émissaire formé par les deux rejets initiaux prend l'aspect d'un ruisseau naturel, la contamination des sédiments est toujours marquée malgré les dilutions successives (apports du ruisseau à l'ouest du site dont les sédiments présentent des activités en radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 proches de celles des sédiments de référence et apports du ruisseau du Peil dont les sédiments ont des activités en uranium 238 et radium 226 environ trois fois plus élevées mais restant compatibles avec un ruisseau traversant des terrains uranifères).

Cette contamination s'exprime notamment :

- dans les sédiments prélevés dans l'ancien bassin de pompage en aval de la confluence avec le Combret (activités en uranium 238 et en radium 226 plus élevées d'un facteur supérieur à 10 par rapport au Combret amont). Ces sédiments ont probablement été déposés après l'arrêt de la station de pompage, ce qui suggère la persistance du transport de radionucléides post exploitation.
- dans les sédiments prélevés sur une des nombreuses anomalies radiométriques détectées à la confluence du Combret et de la Dordogne (activités en uranium 238 et en radium 226 plus élevées d'un facteur de 64 à 87 par rapport au Combret amont).

D'autre part, la persistance des apports en radionucléides est mise en évidence par les analyses d'un échantillon de mousses aquatiques prélevées dans le ruisseau soumis au Rejet Nord, environ 60 m en amont de la confluence avec le Combret, soit environ 400 m en aval des émissaires du site (5 900 Bq/kg sec en radium 226).

En résumé, on retiendra principalement :

1/ Dans les trois bassins versants susceptibles de recueillir des eaux provenant du site minier, des sédiments et terres prélevées par la CRIIRAD dans ou à proximité des cours d'eau présentent des activités en radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 notablement supérieures à celles des sédiments de référence.

2/ Pour le plan d'eau, un faisceau d'indicateurs suggère l'origine minière de la contamination (déséquilibres dans la chaîne de l'uranium 238 et chimie des eaux). La contamination est constatée particulièrement dans les sédiments des arrivées nord et nord-est du plan d'eau et leurs secteurs amont respectifs, avec des activités en uranium 238 supérieures à 3 700 Bq/kg en de nombreux secteurs (alimentation nord, fossé nord-est, drains du stand de tir, fond du puits Gérémy). L'activité de l'uranium 238 est même supérieure à 140 000 Bq/kg dans certains secteurs du fossé au nord est du plan d'eau. Les eaux de ces différentes arrivées sont contaminées du fait du ruissellement sur ou à travers des terrains comportant en surface ou subsurface des déchets radioactifs issus de l'exploitation (cf. tome 2). A l'opposé, les activités en uranium 238 et descendants des sédiments de l'alimentation nord-ouest et du ruisseau des Craux (moins de 200 Bq/kg en uranium 238) sont proches de celles des références.

3/ Dans le secteur ouest, des investigations supplémentaires sont nécessaires pour déterminer l'origine exacte de la contamination des échantillons prélevés dans un pré en contrebas du site (uranium 238 = 39 800 Bq/kg dans le drain d'une prairie et 7 300 Bq/kg dans la couche superficielle du sol de prairie). Mais il existe une forte suspicion de contamination imputable aux activités minières proches.

4/ Dans le bassin versant du Combret, les analyses de sédiments montrent que la contamination radiologique du milieu aquatique provient des écoulements en provenance du site, principalement via le chenal du radium (radium 226 = 18 500 Bq/kg) et le rejet au pied de la digue des bassins de stockage des résidus (uranium 238 = 11 800 Bq/kg). Ces écoulements ont conduit à une contamination mesurable jusqu'à la confluence du Combret avec la Dordogne (uranium 238 = 7 800 Bq/kg).

5/ La persistance des apports est mise en évidence par l'analyse :

- des eaux du puits Gérémy en amont du plan d'eau,
- d'un échantillon de mousses aquatiques dans le bassin versant du Combret (contamination par l'uranium 238 et le radium 226).

L'ensemble des résultats présentés dans ce rapport (tome 1) serviront à l'élaboration du rapport de phase 3 (recommandations, analyses des risques, etc..) qui devrait être rédigé après prise en considération des résultats obtenus par l'IRSN.

2. CONTEXTE ET OBJECTIFS

L'expertise du site de Saint-Pierre a été décomposée en 3 phases.

La phase 1 consistait en une étude documentaire et la réalisation de repérages préliminaires sur le terrain. La phase 2 avait pour objet d'effectuer des études complémentaires afin de combler certaines lacunes identifiées lors de la phase 1. La phase 3 consistera à interpréter l'ensemble des données et à formuler des recommandations.

Le rapport **CRIIRAD N°06-28** présentait les résultats de la **phase 1** de l'étude en ce qui concerne le **milieu aquatique**. Les principaux points sont résumés ci-dessous pour mémoire.

Lors de la phase 1 de la présente expertise, la CRIIRAD avait proposé de réaliser des prélèvements d'échantillons de **sédiments et de terre** aux émergences, dans le lit et sur les berges des écoulements présents sur le pourtour du site minier de Saint Pierre ; ceci afin de les soumettre à des analyses en **spectrométrie gamma**.

En effet, le rôle **intégrateur** de ce compartiment des cours d'eau permet, dans de nombreux cas, de mettre en évidence une contamination qui peut ne pas être décelée par de simples analyses d'eaux, ces dernières ne donnant que des résultats ponctuels dans le temps.

Dans le cadre de cette expertise, ceci est d'autant plus justifié que la CRIIRAD a constaté, en analysant les données de l'exploitant, la très **grande variabilité des caractéristiques radiologiques des eaux** : un écoulement pouvant très bien se révéler, au cours d'une même année, exempt de contamination certains mois et fortement chargé en radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 à d'autres périodes (cf. note CRIIRAD n°06-28).

Par ailleurs, l'absence totale de données concernant les sédiments dans le cadre de l'auto-surveillance réalisée par Algade pour le compte de l'exploitant ou dans le cadre d'études complémentaires rendaient ces analyses indispensables.

Les seuls résultats disponibles à fin 2005 étaient issus :

- **de la pré-étude CRIIRAD de 2003, financée par l'association « Nos enfants et leur sécurité », au cours de laquelle 5 échantillons de sédiments avaient été prélevés** (4 échantillons prélevés dans des drains et écoulements en aval du site minier et un échantillon de sédiments du plan d'eau), cf. rapport CRIIRAD N°04-05.
- **de la mission CRIIRAD d'octobre 2004, réalisée lors de la vidange du plan d'eau communal en concertation avec les associations « Pour notre qualité de vie » et « Nos enfants et leur sécurité », au cours de laquelle 3 échantillons de sédiments de l'étang et un échantillon de sédiments du ruisseau du Gioux en aval de la retenue avaient été prélevés**, cf. rapport CRIIRAD N°05-02.
- **des résultats d'analyses de 4 échantillons prélevés par la DDASS du Cantal et analysés par l'OPRI-IRSN dans le plan d'eau communal** (1 sédiment prélevé en juin 2000 et 3 sédiments prélevés en octobre 2004 dont l'analyse avait été ordonnée par Arrêté Préfectoral).

Malgré le nombre limité d'analyses, les résultats des échantillons traités par la CRIIRAD en 2003 et 2004 avaient permis de mettre en évidence des zones de sédimentation fortement marquées radiologiquement dans certains écoulements, révélant ainsi l'existence d'une dispersion de radionucléides par le vecteur eau à partir de l'ancien site minier, ainsi que la contamination du plan d'eau communal.

Il était toutefois nécessaire de compléter ces données, le budget limité des pré-études menées par la CRIIRAD n'ayant pas permis la caractérisation de **l'ensemble des écoulements** susceptibles d'être sous l'influence de l'ancienne mine d'uranium et des stockages de déchets radioactifs.

De plus, à l'issue de la phase 1 de la présente expertise, de nombreuses interrogations subsistaient quant à cette voie de transfert, en particulier du fait de **l'absence d'une véritable étude hydrogéologique** permettant de connaître les directions des circulations d'eau. Ces interrogations étaient à la fois partagées par l'IRSN et la CRIIRAD.

Lors de journée de travail IRSN-CRIIRAD du 11 mai 2006 dans les locaux de la DRIRE Auvergne, en vue de préparer la phase 2 de l'expertise 2006, il avait été acté :

- que la **CRIIRAD** réaliserait courant juin 2006 une campagne de relevés radiométriques et prélèvements de **sédiments** dans les différents cours d'eau et drains de l'environnement de l'ancien site minier de Saint Pierre afin de les analyser en spectrométrie gamma,
- que l'**IRSN** effectuerait, lors de sa **campagne hydrogéologie** de juin 2006, des prélèvements de sédiments dans des drains et aux émergences d'eaux souterraines afin de les soumettre à des analyses radiologiques, ainsi que des analyses **radiologiques et chimiques sur les eaux**.

Le programme défini par les 2 organismes a été validé par la CLI lors de sa réunion du 19 mai 2006 à Mauriac.

Les objectifs définis par la CRIIRAD pour sa mission de juin 2006 étaient :

1. Acquérir une meilleure compréhension des écoulements dans l'environnement du site minier, notamment par :
 - o la localisation des alimentations en eau superficielle du plan d'eau communal et le repérage de leur provenance,
 - o le repérage des écoulements et des émergences dans le secteur ouest du site minier (secteur dans lequel aucun cours d'eau n'est répertorié dans les documents disponibles),
 - o le repérage du système hydrographique dans le secteur nord (Combret et ses affluents).
2. Réaliser des mesures radiométriques de prédétection afin de repérer des lieux de dépôts de radionucléides dans les cours d'eau, sur leurs berges et dans les zones humides, afin de choisir des stations de prélèvement pertinentes pouvant être indicatrices d'un éventuel transport de radionucléides par les eaux.
3. Procéder à des prélèvements de sédiments afin de les soumettre à des analyses en spectrométrie gamma.
4. Acquérir des données de référence nécessaires à l'interprétation des résultats en prélevant des échantillons de sédiments dans des secteurs qui n'ont pas été perturbés par l'exploitation minière.
5. Procéder, à titre exploratoire, à des prélèvements de végétaux aquatiques, leur rôle de bio-indicateur étant complémentaire de l'analyse des sédiments. Par ailleurs, seulement deux analyses, qui, de plus, ne concernent que le plan d'eau municipal, avaient été effectuées jusqu'à présent (mélange de deux échantillons de joncs, ainsi qu'un échantillon de roseaux prélevés par la Municipalité de Saint-Pierre en 2004 et analysés par l'OPRI-IRSN).

D'autre part, la CRIIRAD a décidé de procéder à des mesures de pH et de conductivité lors de cette campagne. Ceci afin d'obtenir, sur le terrain même, une première appréciation d'un éventuel impact du site sur la chimie des eaux et de compléter le repérage radiométrique, sachant que les analyses approfondies sur les eaux étaient assumées par l'IRSN.

La CRIIRAD a cependant effectué des investigations plus poussées sur le « **puits Gérémy** », ouvrage implanté sur la parcelle du même nom sur la bordure nord-est du plan d'eau (compréhension de la nature de l'ouvrage, profondeur, prélèvement de sédiments). La vidange de l'ouvrage, n'ayant pu être effectuée au cours de la mission de juin 2006, ces investigations ont finalement été réalisées le 20 octobre 2006 au cours de la campagne portant sur la caractérisation radiologique des sols.

A cette occasion, des prélèvements d'eau ont également été réalisés par la CRIIRAD pour analyses **radiologiques et chimiques**.

3. METHODOLOGIE

3.1. Mesures de terrain et prélèvements

La mission de terrain de la CRIIRAD a été réalisée du 12 au 16 juin 2006 par Christian Courbon, technicien spécialisé, et Thierry Constantin-Blanc, ingénieur environnement.

En complément, la matinée du 20 octobre 2006 a été consacrée aux investigations sur le puits Gérémy réalisées par la même équipe avec l'aide d'habitants de Saint Pierre et de membres de l'association « Pour notre qualité de vie ».

La prospection et les relevés radiométriques ont été réalisés, pour la grande majorité des mesures, à l'aide d'un scintillomètre SAPHYMO SPP2 directif et dont la construction étanche permet des mesures avec sonde immergée. Les mesures ont été réalisées au plus près du sol lors de balayages effectués au niveau des cours d'eau. Les résultats sont exprimés en coups par seconde (c/s). Une défaillance ponctuelle de cet appareil lors de la matinée du 13 juin a nécessité l'utilisation du scintillomètre NOVELEC DG5 sur quelques points de mesure. Les résultats donnés par cet appareil ont été convertis dans le texte en coups par seconde SPP2¹.

Ces mesures présentent un intérêt particulier lors de la recherche des écoulements susceptibles d'être contaminés : dans de nombreux cas, elles permettent en effet de révéler sur le terrain la présence de sédiments et de dépôts marqués radiologiquement et de mettre ainsi en évidence un transport de radionucléides par les eaux.

Complétées par les observations de terrain, elles apportent, en outre, des éléments de compréhension des phénomènes de répartition des radionucléides dans l'environnement en fonction des caractéristiques du milieu.

La localisation des points de mesure et de prélèvement a été réalisée à l'aide des plans cadastraux et d'un GPS Garmin GPSmap 60CX. Chaque point de prélèvement a fait l'objet de l'enregistrement de ses coordonnées géodésiques pour un traitement cartographique ultérieur. Dans cette note, les distances entre deux points sont le plus souvent données à l'aide des indications de cet appareil. La précision indiquée par l'appareil était de +/- 4 m pour la majorité des mesures, sauf sur certaines zones du ruisseau du Combret (secteur Nord) où elle était de +/- 8 m.

Les coordonnées des points de prélèvement sont données dans le Tableau A1 en Annexe 1.

Dans le cas de points rapprochés (moins de 30 m), les mesures de distance ont été réalisées au pas ou à l'aide d'un topofil.

Les mesures de pH et de conductivité ont été réalisées grâce à un multi-paramètre Hanna Hi 98129. Les mesures de pH sont données à titre indicatif seulement. En effet, il n'a pas été possible de procéder à un réétalonnage régulier du pH-mètre au cours de la campagne de terrain. Les contrôles réalisés à l'issue de la mission avec des solutions de calibration donnent une mesure surestimée de 0,3 unité pH avec la solution à pH 4 et une mesure sous-estimée de 0,2 unité pH avec la solution à pH 7.

Les prélèvements de sédiments ont été réalisés à la pelle de prélèvement ou au carottier et tarière suivant les points d'échantillonnage.

Ces prélèvements ont été guidés pour partie par les relevés radiométriques réalisés conjointement. Les échantillons ont été conditionnés dans des pots ou dans des sacs en polyéthylène.

Les échantillons de végétaux ont été prélevés à la faucille (parties aériennes des joncs) ou par cueillette manuelle (mousses aquatiques). Ils ont été triés afin de ne conserver que les spécimens frais et non dégradés. Les mousses aquatiques ont subi un premier lavage sur le terrain avec l'eau du milieu dans lequel elles ont été prélevées et maintenues jusqu'au laboratoire en glacière réfrigérée afin d'éviter leur dégradation. Les espèces ont été identifiées au laboratoire après une première détermination sur le terrain.

¹ SPP2 = (DG5 - 33,4) / 1,29. Dans le cadre de l'expertise du site minier des Bois Noirs effectuée en 2001 (rapport CRIIRAD SPLP 3 / 23 mai 2001), le laboratoire de la CRIIRAD a réalisé des mesures simultanées au contact du sol au moyen des 2 appareils, en une centaine de points, de façon à déterminer le facteur de correspondance entre les mesures des 2 appareils. Sur une gamme de 150 à 1 500 c/s SPP2, le ratio DG5 / SPP2 était égal à 1,25 (écart-type de 19 %). L'interpolation linéaire de la courbe des mesures DG5 en fonction des mesures SPP2 donnait une équation du type : DG5 = 1,29*(SPP2)+33,4, avec un facteur de corrélation R² = 0,97.

Les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide d'un flacon de prélèvement. Ils ont été conditionnés dans des bidons en polyéthylène pour les analyses radiologiques et dans des flaconnages adaptés fournis par le laboratoire prestataire pour les analyses chimiques.

3.2. Analyses en spectrométrie gamma

Tous les échantillons solides (sédiments et plantes aquatiques) et l'eau du puits Gérémy ont été traités et analysés par spectrométrie gamma haute résolution (Hp Ge) au laboratoire de la CRIIRAD. Les modalités de traitement et d'analyse des échantillons sont reportées dans les rapports d'essai en Annexe 2.

Sauf mention contraire indiquée dans le rapport d'essai, les échantillons de terres et sédiments ont subi le traitement suivant : élimination de l'eau surnageant, tri, dessiccation en étuve à 90°C, tamisage à 2 mm, conditionnement de la fraction inférieure à 2 mm en géométrie normalisée (Pétri ou Petit Pétri). Les végétaux ont subi une dessiccation en étuve, un broyage et un conditionnement en géométrie Pétri ou Marinelli.

L'arrêté du 11 août 2006 fixant la liste des laboratoires agréés par le ministre chargé de l'environnement et par le ministre chargé de la santé pour les mesures de la radioactivité de l'environnement atteste que le laboratoire de la CRIIRAD est agréé jusqu'au 31 décembre 2008 pour tous les agréments métrologiques qu'il a demandés :

1 / Les eaux : émetteurs gamma < 100 keV, et > 100 keV et tritium.

2 / Les sols : uranium et descendants, thorium et descendants, Ra 226 et descendants, Ra 228 et descendants.

3 / Les matrices biologiques : émetteurs gamma < 100 keV et > 100 keV.

Sauf mention contraire dans les rapports d'essai, les comptages par spectrométrie gamma ont été effectués **à l'équilibre**, soit plus de 21 jours après conditionnement, de manière à pouvoir évaluer le radium 226 sur ses descendants plomb 214 et bismuth 214 (après 21 jours, l'équilibre entre le radium 226 et ses deux descendants est rétabli à 98 %).

La spectrométrie gamma permet de détecter et de quantifier de nombreux radionucléides naturels (potassium 40 et descendants de l'uranium 238, uranium 235 et thorium 232) et artificiels² (césium 137, cobalt 60, iode 131, américium 241, etc....).

Afin de tenir compte, au mieux, du problème de **l'auto-atténuation**³ les rendements de détection, pour les échantillons de type terre et sédiments, ont été affinés à partir du comptage d'un matériau de référence UTS4 (résidu d'extraction de l'uranium) fourni par le CANMET (Canada). Des facteurs de recalage ont également été appliqués au Protactinium 234^m et à l'uranium 235.

Afin d'alléger les commentaires concernant les résultats des analyses, ne sont évoqués ci-après que⁴ les résultats concernant l'uranium 238 (et dans une moindre mesure l'uranium 235) et ses descendants.

² Afin d'alléger la présentation des résultats, dans les rapports d'essai, les limites de détection obtenues pour les radionucléides artificiels émetteurs gamma non détectés ne sont pas reportées, sauf et de façon systématique, pour les césiums 134 et 137.

³ C'est-à-dire du fait que, pour des matériaux très denses, les activités des radionucléides dont les raies gamma sont à basse énergie (moins de 100 keV) sont susceptibles d'être sous estimées (ceci concerne en particulier le plomb 210, le thorium 234 et le thorium 230).

⁴ Comme le montre l'étude détaillée des rapports d'essai, les activités des descendants du thorium 232 (radionucléide naturel omniprésent dans l'écorce terrestre) sont, dans tous les sédiments et terres étudiés, inférieures à 200 Bq/Kg sec, sauf à la station CS8 (rejet pied de digue) où l'on mesure 245 Bq/kg sec pour le plomb 212. Un bilan dosimétrique exhaustif nécessitera de prendre en compte le thorium 232 et ses descendants, même s'il s'agit d'un terme source a priori secondaire, par rapport à la problématique liée à l'uranium et ses descendants.

En ce qui concerne les radionucléides artificiels émetteurs gamma, seul le césium 137 (produit de fission de période physique égale à 30 ans) a été détecté dans certains échantillons de terres et ou sédiments. Les activités mesurées (de quelques Bq/kg sec à un maximum de 47 Bq/kg sec à la station WT3 A : 0-10 cm, terre de prairie) sont conformes aux gammes de valeur attendues du fait des retombées des essais nucléaires atmosphériques, particulièrement intenses dans les années 50-60 et de la catastrophe de Tchernobyl en 1986.

3.3. Analyses chimiques

Les échantillons d'eau prélevés le 20/10/2006 ont été confiés au Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme.

Compte-tenu des contraintes financières et de l'objectif de détecter une éventuelle contamination par des éléments chimiques en relation avec l'ancienne activité minière du site, les méthodes d'analyses retenues sont des dépistages multi-élémentaires permettant d'obtenir une indication de la présence et de la concentration d'un nombre important d'éléments chimiques au cours d'une même séquence d'analyse.

Ces méthodes sont de simples dépistages dont les résultats seraient à confirmer, le cas échéant, par des analyses plus précises. Elles permettent néanmoins d'obtenir une bonne indication sur la présence en quantité anormale de certains éléments chimiques.

Les anions et les cations ont été analysés par chromatographie ionique.

Les métaux et éléments traces métalliques ont été analysés par spectrométrie d'émission atomique sur torche à plasma (ICP-AES).

4. MILIEU NATUREL A PRIORI NON PERTURBE

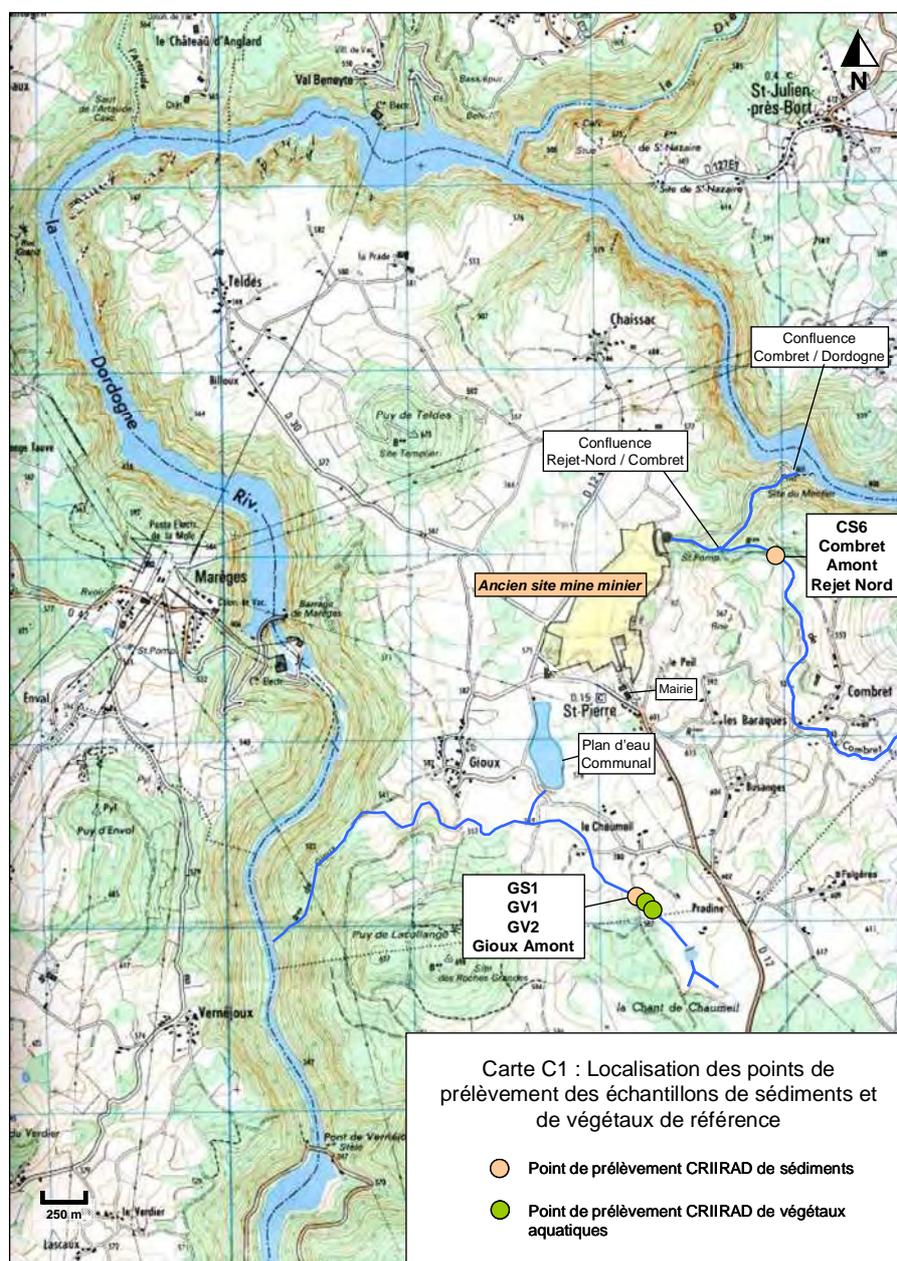
4.1. Observations, mesures de terrain, prélèvement d'échantillons

Sur la base des observations réalisées par la CRIIRAD lors de la mission de reconnaissance de mars 2006, **deux stations de prélèvement a priori non soumises à l'impact de l'exploitation minière** ont été sélectionnées dans l'environnement proche de l'ancien site minier comme stations de référence.

Il s'agit :

- d'une part d'une station sur le **ruisseau du Gioux, en amont de la surverse du plan d'eau communal**, où ont été prélevés l'échantillon de sédiments GS1 et les échantillons de mousses aquatiques (fontinales GV1) et joncs GV2.
- d'autre part, d'une station sur le **ruisseau du Combret, en amont de sa confluence avec le rejet Nord**, où a été prélevé l'échantillon de sédiments CS6.

La localisation de ces points de prélèvement est indiquée sur la carte C1 ci-dessous.



4.1.1. Secteur du Gioux en amont de la surverse du plan d'eau

Niveau de flux gamma

Dans le secteur du Gioux amont, le niveau radiométrique relevé dans le lit du ruisseau est relativement uniforme et s'établit à 140-160 c/s SPP2 au contact.

L'échantillon de sédiments GS1 a été prélevé sur des dépôts limoneux-sablonneux présentant une valeur de **flux gamma de 150 c/s SPP2 au contact**.

A la même station, deux prélèvements de végétaux aquatiques ont également été réalisés :

- **un échantillon de mousses aquatiques (fontinales) GV1**, prélevé environ 3 m en aval dans le lit du ruisseau,
- **un échantillon de joncs GV2**, prélevé une quinzaine de mètres en amont dans une zone humide en bordure directe du ruisseau.

Dans l'environnement, des valeurs proches peuvent être relevées : 130 c/s SPP2 en bordure d'un chemin, 160 c/s dans un fossé et 150 c/s dans un pré, tant au contact qu'à 50 cm du sol. Aucune anomalie radiométrique n'a pu être identifiée.

D'après la carte géologique, ce secteur est situé dans les dépôts oligocènes de sables et d'argiles, soit dans le même contexte que les minéralisations uranifères exploitées de Saint-Pierre.

pH et Conductivité

Les mesures physicochimiques révèlent des eaux au caractère plutôt neutre (pH de 7,2⁵), ainsi qu'une faible conductivité électrique (46 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) témoignant d'une **très faible minéralisation**.



Photo 1 : Prélèvement de joncs en bordure du ruisseau du Gioux en amont de l'exutoire du plan d'eau

⁵ Valeur donnée à titre indicatif, voir paragraphe méthodologie.

4.1.2. Secteur du Combret en amont de la confluence avec le Rejet Nord

Niveau de flux gamma

Le prélèvement de **sédiments CS6** a été réalisé dans le ruisseau du Combret en amont de la confluence de ce ruisseau avec le rejet Nord, au niveau du pont de la piste menant à l'ancienne station de pompage⁶.

Ces sédiments sont de nature limoneuse et sableuse.

Au point de prélèvement **le niveau de flux gamma est de 180 c/s SPP2 au contact** et des valeurs similaires peuvent être mesurées sur cette section du cours d'eau dans le lit ou sur les berges.

pH et Conductivité

Les eaux présentent un pH de 7,7 et une conductivité de 92 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, le 14 juin 2006.

Au Moulin de Combret, l'IRSN avait mesuré, au cours de sa campagne du 29 mai au 2 juin 2006, un pH de 7,1 et une conductivité de 95 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Cette station est située environ 1 km en amont du point de prélèvement CS6. En admettant qu'entre la campagne de l'IRSN et la campagne CRIIRAD, il n'y ait pas eu de variation temporelle de la conductivité, la similitude des 2 résultats indique que le cours d'eau ne subit pas d'apports susceptibles de modifier la minéralisation des eaux entre les 2 stations.

La conductivité, bien que faible, est néanmoins supérieure à celle mesurée dans le Gioux amont (point GS1) ou, dans le secteur du Combret, dans le ruisseau du Peil (54 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour cet affluent du Rejet Nord, point CS1, cf. paragraphe 6.1.3.2). Cet écart pourrait être lié à la nature des terrains traversés ou à l'existence d'une pollution organique en amont. L'analyse des anions et cations sur l'échantillon d'eau prélevé par l'IRSN apportera des indications.

Le contexte géologique est celui d'une vallée creusée dans le substratum granitique avec un remplissage récent par des alluvions et colluvions.

4.2. Récapitulatif des échantillons prélevés dans le milieu a priori non perturbé

Tableau 1 : Récapitulatif des échantillons prélevés dans le milieu a priori non perturbé par l'exploitation minière

Code	Cours d'eau / Secteur	Localisation du prélèvement et/ou des mesures radiométriques	Strates ou parties prélevées	Nature et couleur	Flux gamma SPP 2 au contact du sol (C/S)	Point GPS enregistré
GS 1	Ruisseau du Gioux / Amont de l'exutoire du plan d'eau	Dépôt de sédiments en bordure du lit	0-3 cm	Sed. Limoneux-sableux	150	W55
GV 1 (fontinales)		Dans le lit, sous eau proximité immédiate de GS1	Plantes entières lavées	<i>Fontinalis antipyretica</i>	140-160	
GV 2 (joncs)		Berge en rive gauche du ruisseau dans une zone humide env. 15 m en amont de GS 1	Parties aériennes fraîches	<i>Juncus effusus</i>	140-160	Proximité de W55
CS 6	Combret Amont confluence Rejet Nord	Aval direct du pont de la piste d'accès E à la station de pompage	0-4 cm	Sed. Limoneux-sableux / noirs (mat. Org.)	180	W 39

⁶ Nota : Ce prélèvement a été réalisé en amont de la section de piste présentant des niveaux radiométriques élevés (cf. Note CRIIRAD 06-27 Phase 1, Volet exposition externe).

4.3. Analyses en spectrométrie gamma

Les résultats complets des analyses en spectrométrie gamma sont donnés dans les rapports d'essai figurant en Annexe 2. Le Tableau 2 ci-dessous reprend les résultats concernant l'uranium 238 (évalué à partir du thorium 234), le radium 226, le plomb 210 et l'uranium 235.

Tableau 2 : Principaux résultats des analyses en spectrométrie gamma des échantillons prélevés dans le milieu a priori non perturbé par l'exploitation minière

Code	Cours d'eau / Secteur	N° de rapport d'essai	U 238 (Th 234) (Bq/kg sec)	Ra 226 (Bq/kg sec)	Pb 210 (Bq/kg sec)	U 235 (Bq/kg sec)
GS 1	Ruisseau du Gioux / Amont de l'exutoire du plan d'eau	22463-1	111	107	192	< 13
GV 1 (fontinales)		22437-1	< 140	319	< 220	< 32
GV 2 (joncs)		22563-1	< 12	7,1	< 30	< 10
CS 6	Combret Amont confluence Rejet Nord	22487-1	89	81	129	< 12

Sédiments

Pour les sédiments (GS1 et CS6), on remarque des **activités en uranium 238 de l'ordre de 100 Bq/kg sec, à l'équilibre avec le radium 226**. Cette valeur est supérieure à l'activité moyenne de l'écorce terrestre (40 Bq/kg) et souligne le contexte géologique du secteur étudié.

Les activités en plomb 210 sont plus élevées (surtout pour l'échantillon GS1 : 192 Bq/kg sec). Ceci est conforme à ce qui peut être constaté dans les sédiments d'autres cours d'eau non perturbés par une exploitation minière. Ce déséquilibre en faveur du plomb 210 est probablement lié à des apports atmosphériques (résultant de l'émanation de radon 222 par les sols et de la re-déposition de ses descendants, drainés ensuite par les cours d'eau) ou à la présence de radon dissous (les descendants de ce gaz sont alors susceptibles de se fixer dans les sédiments et peuvent alors générer des déséquilibres dans la chaîne de l'uranium 238 (Norton et al. 1985)).

Compte tenu des marges d'incertitude, les déséquilibres dans la chaîne de l'uranium 238 sont cependant peu marqués comme cela est couramment constaté dans les sols et les sédiments des milieux naturels non perturbés.

Notons que, dans ces échantillons de référence, aucun radioélément de la chaîne de l'uranium 235 ne présente une activité supérieure aux limites de détection.

Végétaux

On remarque une activité en radium 226 de 319 Bq/kg sec dans l'échantillon GV1 de mousses aquatiques (fontinales). Cette valeur est du même ordre de grandeur que celles mesurées par la CRIIRAD dans la rivière Gartempe en amont de sites d'extraction et transformation de l'uranium de la division minière de la Crouzille (CRIIRAD 1993).

Les activités des radionucléides recherchés dans les parties aériennes du prélèvement de joncs (GV2) sont inférieures aux limites de détection, sauf en ce qui concerne le radium 226 (7,1 Bq/kg sec).

5. BASSIN VERSANT DU PLAN D'EAU

5.1. Observations, mesures de terrain, prélèvement d'échantillons

5.1.1. Repérage des alimentations

Afin de clarifier le schéma des alimentations du plan d'eau communal et mettre en cohérence les différentes informations disponibles, un repérage de l'ensemble des arrivées a été conduit le 13 juin 2006 en parcourant le pourtour de l'étang.

Pour les eaux de surface et les drains comportant des regards, nous avons pu repérer les alimentations suivantes, reportées sur la carte C2 (localisation des points de prélèvement d'échantillons), pages suivantes :

- **Alimentation Nord** : arrivée busée regroupant les eaux venant du secteur du stand de tir et d'un réseau de drains sur des terrains situés au nord-ouest de l'étang. Cette alimentation est également prévue pour collecter les eaux sortant du bâchât implanté sur la parcelle Gérémy (dans lequel se déverse la surverse du puits Gérémy). Cette arrivée est donc pour partie (stand de tir et bâchât) en provenance avérée du secteur minier et donc sous influence potentielle d'écoulements contaminés. **Lors de la mission de juin 2006, le drain en provenance du stand de tir étant totalement tari et la buse en provenance du bâchât étant bouchée par des racines d'arbres, la totalité des apports avaient pour origine les terrains situés au nord-ouest de l'étang.**

Cette alimentation est notée « alimentation initiale du plan d'eau avant extension » dans le rapport Subatech⁷ et « **sortie D** » dans le tableau de résultat des analyses d'eau ponctuelles effectuées par Algade en mai 2005, hors suivi régulier.

- **Alimentation Nord-ouest** : arrivée busée d'un fossé collectant des eaux de drainage de terrains situés au nord-ouest de l'étang, à sec aux dates de la mission.
- **Les Craux**, ruisseau arrivant au sud est de l'étang, constituant probablement une des principales alimentations de l'étang, tout au moins en ce qui concerne les eaux de surface.
- **Sagne Rouge**, arrivée busée de très faible débit aux dates de la mission, drainant des terrains situés à l'est du plan d'eau.
- **Font de Pérou**, arrivée (busée sur quelques mètres) alimentée par un fossé ceinturant le nord-est du plan d'eau en contrebas de la parcelle Gérémy (ZI 12). Ce fossé collecte des suintements en provenance de cette parcelle et sert également de déversoir à une buse canalisant les eaux pluviales du village de Saint Pierre (d'après les informations données par Mr le Maire). Cette dernière était à sec lors de notre mission. Seuls des suintements tout au long du fossé et en provenance de la parcelle Gérémy alimentaient le fossé.
- **Débouché non busé du fossé**. Il s'agit du 2^{ème} exutoire du fossé, situé au nord de l'arrivée Font de Pérou. Aux dates de la mission, la surverse du bâchât étant bouchée, les eaux de ce bassin, situé en limite de la parcelle Gérémy, débordaient dans le pré et une partie des eaux rejoignait l'étang par l'intermédiaire du fossé.

Cette alimentation est notée « **sortie C** » dans le tableau de résultat des analyses d'eau ponctuelles effectuées par Algade en mai 2005, hors suivi régulier.

Par ailleurs, environ 1,5 m à l'ouest de l'arrivée du fossé, un tuyau immergé apparait dans l'étang. Nous n'avons pu déterminer si cette arrivée était alimentée.

Nota : lors de la mission d'octobre 2006, nous avons constaté que des travaux ont été réalisés au cours de l'été. Une buse canalise désormais la surverse du bâchât directement vers le fossé. D'autre part, le fossé a été partiellement comblé afin de permettre le passage de véhicules sur

⁷ Subatech, *Diagnostic relatif à la radioactivité*, Doc RC 2004-58A, rapport à la demande de la mairie de Saint-Pierre. Aout 2004.

la piste longeant la rive de l'étang. Une autre buse a été installée au préalable afin de permettre l'écoulement des eaux vers l'étang. Les eaux issues du puits Gérémy se retrouvent donc canalisées de façon encore plus directe vers le plan d'eau.

Les mesures et les prélèvements de sédiments menées par la CRIIRAD au cours de la campagne de juin 2006 et du complément réalisé en octobre 2006 concernent l'ensemble de ces alimentations, mais également, sur la base du repérage radiométrique, les secteurs amont des arrivées d'eau susceptibles de représenter des sources d'apport en radionucléides (drains du stand de tir, « puits Gérémy »).

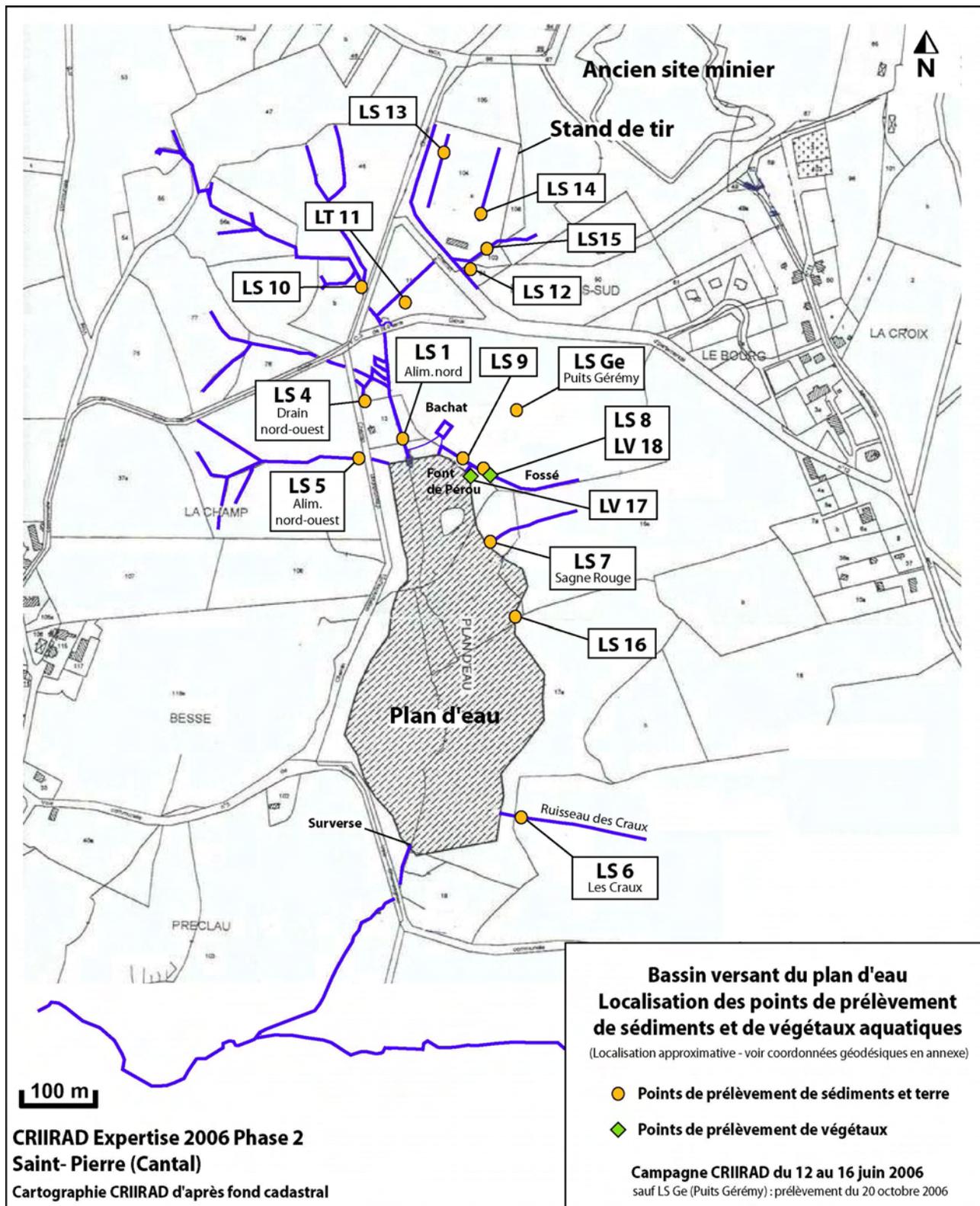
Concernant le « **puits Gérémy** » ces investigations n'ont pu être réalisées qu'au cours de la campagne d'octobre 2006 grâce à l'aide d'habitants de St Pierre et de membres de l'association « Pour notre qualité de vie » qui ont assuré la vidange de l'ouvrage.

Il était d'autant plus nécessaire de mener à bien des investigations sur ce « puits » (dont les eaux de surverse alimentent le plan d'eau) que la parcelle où il est installé (parcelle n°12, section ZI, dite parcelle Gérémy) est située en proximité directe de l'étang (nord-est) et a fait l'objet d'une exploitation de minerai d'uranium.

Ce fait n'est pas indiqué dans les documents de l'exploitant en notre possession et, notamment, dans le dossier SMJ de cessation d'activité de 2002 soumis à l'administration et qui comporte une cartographie des zones anciennement exploitées.

Lors de la réunion de CLI du 26 janvier 2006, monsieur George Haag, président de l'association « Nos Enfants et Leur Sécurité » avait mentionné des témoignages et documents de l'époque faisant état d'une exploitation d'uranium dans la parcelle Gérémy. Les représentants d'Areva (SMJ) qui avaient dans un premier temps nié ce fait, en ont finalement reconnu la véracité lors de la réunion de CLI du 19 mai 2006.

D'autre part, d'après les informations récoltées auprès d'habitants de Saint-Pierre (dont Mr Salvary, maire et Mr Boboul, ancien maire) **plusieurs arrivées souterraines, dont d'anciennes fontaines, alimenteraient également le plan d'eau.** Etant donné la situation topographique de l'étang par rapport au site minier, il n'est pas exclu que ces résurgences soient en relation avec les sables oligocènes où sont stockés les déchets miniers. Aucune investigation n'a pu être effectuée sur ces arrivées.



Carte C2 : Plan d'eau communal : Localisation des différentes arrivées d'eaux superficielles et de drains connus / Localisation des points de prélèvements

5.1.2. Alimentation Nord

Ce drain débouche dans l'étang au niveau d'une plage recouverte d'une pelouse, au sud-est du chalet-buvette. L'arrivée dans l'étang se présente sous la forme d'une buse munie d'un parement cimenté. Elle est prolongée dans l'étang par une demi-buse en tôle.

Deux regards permettant l'accès à ce drain sont implantés sur la pelouse en bordure de l'étang (photo 1) :

- **un premier regard** (de l'amont vers l'aval), où nous avons effectué le **prélèvement de sédiments LS1**, est situé à 15 m en amont de la sortie de la buse dans l'étang.

Deux buses débouchent dans ce regard :

1/ l'alimentation principale (en eau lors de la mission) qui est la conjonction du drain venant du secteur du stand de tir (à sec) et d'un écoulement nord-ouest de l'étang (en eau),

2/ une arrivée secondaire nord-ouest (à sec lors de la mission). L'origine de cette dernière arrivée n'a pu être déterminée ; il pourrait s'agir du drain sur lequel un regard est implanté au nord du parking goudronné et du chalet buvette (point LS4).



Photo 1 : 1^{er} regard sur l'alimentation Nord (lieu de prélèvement de l'échantillon LS 1) ; en arrière plan : 2^{ème} regard (ouvert) dans lequel ont été réalisées les mesures radiométriques LR2.

- **un second regard** (de l'amont vers l'aval), où nous avons effectué des **mesures de flux gamma** notées **LR2**, est implanté à 7 m en amont de la sortie de la buse dans l'étang.

Il regroupe la venue principale en provenance du premier regard et une buse venant du bâchât (en rive gauche). Lors de la mission de terrain de juin 2006, cette dernière était bouchée par un faisceau de racines d'arbres (« queues de renard », Photo 2).

Ce regard comporte également une surverse donnant dans une buse en direction de l'ouest (perpendiculaire à la buse alimentant le plan d'eau). D'après les informations que nous a données Mr le Maire, cette buse permettait, avant l'extension du plan d'eau, de collecter et de dévier les eaux en provenance de la mine (fossé Est et alimentation Nord) vers un exutoire situé en aval de l'étang. Par la suite cet ouvrage a été isolé du réseau de drains par la municipalité. Les eaux de la mine auparavant déviées se rejettent désormais dans le plan d'eau. Selon Mr. le Maire, cette décision aurait été prise à la suite d'un avis de l'OPRI recommandant la dilution des eaux contaminées avec les eaux de l'étang, afin d'éviter une concentration en aval.

Selon Mme Herbelet de l'IRSN, ces propos attribués à l'OPRI seraient inexacts. Il pourrait s'agir d'une confusion entre plusieurs paragraphes de cet avis. Celui-ci stipule :

« La création d'un fossé ceinturant le plan d'eau en vue de déverser les eaux d'écoulement au delà de la digue est envisagée pour limiter les apports d'azote et de phosphore issus du lessivage des terrains à usage agricole dans le but d'éviter l'eutrophisation du lac. Elle permettrait également de diminuer l'apport de radioéléments par suite du rejet des eaux de ruissellement provenant du carreau de l'ancienne mine.

En conclusion, je vous confirme que le plan d'eau actuel peut être utilisé pour la baignade et les activités aquatiques. Son extension me paraît un élément favorable du point de vue de la dilution de la radioactivité des eaux.

Afin de maintenir la radioactivité aussi faible que possible, je ne peux que vous suggérer de recueillir au maximum les eaux d'écoulement arrivant de la mine et de les rejeter en aval de la digue dans le ruisseau de Gioux qui rejoint la Dordogne à 1,9 km après avoir reçu les eaux du ruisseau de Chaumeil 160 mètres plus bas. » (Extrait du courrier du 30 avril 1999 de l'OPRI en réponse à un avis sollicité par la DDASS du Cantal au sujet de l'extension du plan d'eau).



Photo 2 : Obstruction de la buse en provenance du bâchât par un réseau de racines d'arbres (2ème regard de l'alimentation Nord).

Niveaux de flux gamma

Le tableau 3 ci-dessous présente les valeurs de flux gamma mesurées au contact des sédiments présents dans les 2 regards.

Tableau 3 : Alimentation Nord : mesures radiométriques et échantillon prélevé dans les regards implantés sur le drain.

Code	Cours d'eau / Secteur	Localisation du prélèvement et/ou des mesures radiométriques	Strates ou parties prélevées	Nature et couleur	Flux gamma SPP 2 au contact du sol (C/S)
LS 1	Alimentation N : Stand de tir + affluent rive droite	Regard 1 (15 m amont étang), dans la pelouse	0-20 cm	Sed. Argileux / noir (mat. Org.)	500
LR 2	idem + surverse bachat (bouchée)	Regard 2 (7 m amont étang), dans la pelouse	pas de prélèvement	-	250-300

Le niveau relevé sur les sédiments LS1 dans le premier regard est notablement plus élevé qu'au contact du sol sur le pourtour des regards où les valeurs de flux gamma sont comprises entre 175 à 255 c/s SPP2 au contact (valeurs calculées à partir des mesures de flux gamma réalisées au DG5 comprises entre 260 et 360 c/s).

pH et Conductivité

Les eaux de cette alimentation présentent un pH de 7,4 et une conductivité de 238 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (mesurés dans le premier regard le 13 juin 2006).

La valeur de pH est très éloignée de la valeur mesurée par l'IRSN au cours de la mission du 29 mai au 2 juin (5,4). Cet écart pourrait être partiellement expliqué par la dérive de l'appareil que nous avons utilisé (le réétalonnage n'ayant pas été possible en cours de mission), mais il faut noter également que le drain en provenance du stand de tir, sous influence de la mine, était à sec lors de notre mission de terrain, l'alimentation Nord étant uniquement alimentée par le drain en provenance des terrains situés au Nord-Ouest du plan d'eau.

La conductivité relevée par l'IRSN ($363 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) est légèrement supérieure à celle relevée par nos soins. Les deux valeurs sont notablement plus élevées que celles mesurées dans le milieu naturel a priori non perturbé par l'exploitation (46 et $92 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ respectivement pour le Gioux amont et le Combret amont). L'analyse des anions et des cations sur l'échantillon prélevé par l'IRSN permettra de déterminer quels sont les ions responsables de cette différence.

5.1.3. Alimentation Nord-Ouest

Cette arrivée est l'exutoire du drainage de certaines parcelles situées à l'ouest du plan d'eau. Elle était à sec lors de notre campagne de terrain de juin 2006.

Niveaux de flux gamma

Aucune anomalie radiométrique n'a été relevée sur cette arrivée, tant à l'exutoire, au **point de mesure LR3, où l'on mesure 140-150 c/s SPP2** au contact dans le petit chenal à la sortie de la buse, qu'**au point de prélèvement de sédiments LS5**, dans le lit du drain en amont de la buse permettant la traversée de la route, où **le flux gamma est de 190 c/s SPP2 au contact** (valeur calculée à partir de la mesure DG5 de 280 c/s).

Au sud de cette arrivée, une plage recouverte de sable a été aménagée (plage ouest). Sur une grande partie de la plage, le niveau de flux gamma s'établit à 150-160 c/s SPP2 au contact.

On remarque toutefois à son extrémité sud, une tache de quelques mètres carrés présentant la valeur d'environ 320 c/s SPP2 au contact (mesure DG5 : 450 c/s). Cette tache pourrait correspondre à l'emplacement de l'ancien exutoire de la buse qui avait été prévue pour détourner les eaux en provenance de la mine vers l'aval du plan d'eau avant son extension (d'après les informations données par Mr le Maire concernant la localisation de cet ancien émissaire). La présence de cette anomalie radiométrique a également été relevée par l'IRSN dans le cadre de la cartographie réalisée avec l'équipement Socrate.

pH et Conductivité

L'arrivée étant à sec, aucune mesure sur les eaux n'a été réalisée.



Photo 4 : Alimentation Nord-Ouest et plage de sable aménagée à l'ouest du plan d'eau

5.1.4. Drain Nord-Ouest (regard au nord du parking du chalet-buvette)

Un prélèvement de sédiments LS4 a été réalisé dans un regard implanté en bordure nord du parking du chalet buvette (photo 5). Ce drain était à sec lors de notre mission de terrain de juin 2006.

D'après le plan cadastral ce drain est alimenté par les eaux collectées sur des terrains situés au nord-ouest du plan d'eau. Cependant, il semble également pouvoir collecter une partie du drainage de la zone humide située au sud du triangle routier du stand de tir.

L'exutoire de ce drain n'a pas pu être déterminé. Vraisemblablement, cet écoulement pourrait rejoindre, soit le regard 1 de l'Alimentation Nord où nous avons remarqué l'arrivée d'une buse (à sec, lors de notre mission), soit l'arrivée Nord Ouest au Sud-ouest du chalet-buvette.

Niveaux de flux gamma

Au contact des sédiments limoneux présents dans ce regard, le niveau radiométrique s'établit entre 160 à 220 c/s SPP2. Le prélèvement LS4 (0-4 cm) a été réalisé sur des sédiments présentant un niveau compris dans cette gamme de valeurs.



Photo 5 : Regard sur un drain au Nord-ouest du parking du chalet-buvette

5.1.5. Ruisseau des Craux

Les sédiments limoneux-sableux LS6 ont été prélevés dans le lit du ruisseau, une quinzaine de mètres en amont de son exutoire.

Niveaux de flux gamma

Dans le lit du ruisseau et au point de prélèvement, le niveau de flux gamma au contact est d'environ 120 c/s SPP2 (190 c/s DG5 mesurés), soit une valeur inférieure à celles des stations de référence GS1 et CS6 (respectivement 150 et 180 c/s SPP2 au contact).

Sur les berges le niveau est encore plus faible : en effet, on remarque des valeurs de 100 à 120 c/s DG5 au contact en rive gauche du ruisseau.

pH et Conductivité

Un pH de 6,1 et une conductivité de $53 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ sont relevés dans les eaux du ruisseau (respectivement 5,23 et $51 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ avaient été mesurés par l'IRSN au cours de sa campagne). Cette valeur de la conductivité est du même ordre que celle relevée à la station de référence dans le ruisseau du Gioux en amont de l'exutoire du plan d'eau ($46 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).



Photo 6 : Arrivée du ruisseau des Craux au sud-est du plan d'eau

5.1.6. Autres mesures radiométriques dans le secteur Sud du plan d'eau

Dans un fossé en aval de la station d'épuration communale, on note des niveaux supérieurs à ceux couramment mesurés dans ce secteur : alors que dans le pré en bordure de la station le flux gamma est d'environ 140 à 170 c/s SPP2 au contact (220 à 250 c/s DG5), le fossé présente sur toute sa longueur des niveaux plus élevés atteignant environ 250 c/s SPP2 au contact dans la zone la plus active (valeur calculée à partir de la mesure DG5 de 360 c/s).

Ce fossé semble avoir pour fonction l'évacuation de la surverse des bassins d'épuration en cas de forte pluviosité.

Les niveaux remarquables pourraient indiquer que des eaux chargées en radionucléides parviennent, dans certaines circonstances, à la station d'épuration des eaux usées. Il serait utile pour conclure de disposer d'un plan des drains et de réaliser une campagne d'échantillonnage d'eau et sédiments dans ces drains.

5.1.7. Drain de Sagne Rouge

Cette arrivée (de très faible débit lors de la mission CRIIRAD) est alimentée par des eaux de drainage de terrains situés à l'est du plan d'eau (au sud de la parcelle Gérémy). Le réseau de drainage est souterrain et trois buses débouchent dans un regard implanté environ 50 m en amont du débouché dans le lac. Le fond de regard est constitué de graviers et aucun dépôt de sédiments n'y est présent.

L'échantillon prélevé est constitué par le réseau racinaire, dans lequel des limons fins sont piégés, de plusieurs végétaux non identifiés se développant dans la buse à son exutoire (photo 6).

Un fractionnement entre les sédiments et les parties végétales a été réalisé au laboratoire : **échantillons LS7 (sédiments) et LV7 (réseau racinaire)**.

Nota : l'échantillon LV7, du fait du peu de matière disponible, n'a pas été analysé.

Niveaux de flux gamma

Au débouché de la buse **le niveau de flux gamma est de 140 c/s SPP2 au contact**. Dans le pré sur la berge de l'étang, le niveau radiométrique est mesuré à 120 c/s SPP2 au contact.

pH et Conductivité

Les mesures indiquent un pH de 6,7. Comparativement, une quinzaine de jours avant la mission CRIIRAD, l'IRSN avait mesuré un pH de 5,24 (valeur notablement plus faible). Comme pour l'alimentation Nord, il est possible que, suivant les conditions hydrologiques, des eaux d'origine différentes (nappes souterraines ou eaux de ruissellement), possédant des caractères chimiques différents, parviennent à cette arrivée.

Comme pour le ruisseau des Craux, les valeurs de conductivité mesurées par les deux laboratoires ($57 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour la CRIIRAD et $63 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour l'IRSN) sont proches de celles relevées dans les eaux naturelles locales.



Photo 6 : Arrivée du drain Sagne Rouge à l'est du plan d'eau

5.1.8. Prélèvement d'argiles vertes dans le secteur Est du plan d'eau

Au cours du parcours de repérage, nous avons relevé la présence d'argiles vertes sur le talus de la berge est du plan d'eau. Ces argiles semblent être de même nature que celles présentes sur les dépôts de matériaux de curage du plan d'eau.

Elles présentent des niveaux radiométriques supérieurs (jusqu'à 380 c/s SPP2 au contact) à ceux pouvant être relevés sur les autres matériaux de la berge ou sur le sol (150 c/s SPP2 au contact des sables dans le talus de la berge, 120 à 140 c/s SPP2 au contact de la plage de sable et 100 à 150 c/s SPP2 au contact de la pelouse).

Le prélèvement LS16 est réalisé sur une motte de ces argiles (photo 7), vraisemblablement issue de l'érosion de la berge, en bordure de la rive de l'étang, 120 m au sud de l'arrivée Sagne Rouge. Au point de prélèvement **le niveau radiométrique est de 300 c/s SPP2 au contact**.



Photo 7 : Mottes d'argiles vertes sur la rive est du plan d'eau

5.1.9. Arrivée Font de Pérou et fossé Nord-Est

Au nord-est du lac, un fossé prolonge vers l'ouest l'émissaire des eaux pluviales du village de St Pierre. Il rejoint le pourtour de l'étang ; puis longe la rive sur une centaine de mètres vers le nord-ouest en contre bas de la parcelle Gérémy.

Ce fossé comporte deux exutoires dans le plan d'eau :

1. au nord, à l'est de la pelouse aménagée du chalet buvette, en contrebas du bâchât implanté sur la parcelle Gérémy (photo 8),
2. à mi parcours, par la buse de Font de Pérou.

Notons la présence d'une buse immergée dans l'étang, à 1,5 m à l'est de la sortie nord du fossé (photo 9). Nous n'avons pu déterminer sa provenance.

Niveaux de flux gamma

A la sortie de l'émissaire des eaux pluviales, le flux gamma dans le fossé est de 200 c/s SPP2 au contact. Remarquons que le fossé collecte des eaux d'infiltration dès son amont (présence d'eau dans le fossé, malgré l'absence d'écoulement à la buse des eaux pluviales).

Plus en aval, en contrebas de la parcelle Gérémy, le niveau de flux gamma s'accroît. La cause de cette élévation semble être les suintements qui apparaissent dans le talus. A leur contact, on mesure des niveaux de l'ordre de 500 c/s SPP2.

Un prélèvement de sédiments LS8 a été réalisé dans le fossé, 30 m au sud-est de la buse Font de Pérou, sur un point où l'on mesure **1 000 c/s SPP2 au contact**.

Le prélèvement de joncs LV18 (parties aériennes) a été réalisé dans le fond du fossé autour de ce point (sur une distance de 1 m linéaire). **Au pied des touffes prélevées, le flux gamma variait entre 500 et 700 c/s SPP2.**

Dans la section au nord-ouest de la buse Font de Pérou jusqu'au niveau de sa confluence avec les débordements du bâchât (angle nord), soit sur un parcours d'environ 60 m, des relevés radiométriques au contact du fond du fossé ont été réalisés tous les mètres (mesure au pas). La moyenne des valeurs s'établit à 370 c/s SPP2 avec une valeur minimale de 220 c/s et une valeur maximale de **1 100 c/s**.

Le prélèvement de sédiments LS9 a été réalisé 12 m au nord-ouest de la buse Font de Pérou sur ce dernier point de mesure (**1 100 c/s au contact du sol**).

Après la collecte des écoulements du bâchât, dans le prolongement du fossé vers l'étang, le niveau radiométrique s'accroît par rapport aux dernières mesures réalisées sur la section de ceinture. Il passe, en effet, de 250-300 c/s à 400 c/s SPP2 au contact après la confluence. Il varie ensuite entre 300 et 500 c/s SPP2 au contact du fond du fossé jusqu'au débouché dans l'étang (soit sur une distance d'environ 15 m).

En complément, de l'échantillon de joncs prélevé dans le fossé, **des joncs** (parties aériennes) **ont été récoltés (échantillon LV17) sur la rive de l'étang** sur une distance de 4 m en partant de la buse de Font de Pérou en direction du sud-est (photo 10). Au pied des touffes, le niveau radiométrique est mesuré entre **250 et 750 c/s SPP2** au contact.

pH et conductivité

Au sud-est de la buse Font de Pérou, un pH de 5,2 et une conductivité de 220 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ sont mesurés dans le fossé au point de prélèvement LS8. A la sortie de la buse Font de Pérou dans le lac le pH et la conductivité sont respectivement de 5,4 et de 237 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Ces valeurs proches de celles mesurées dans le fossé semblent indiquer que la buse Font de Pérou collecte essentiellement, dans les conditions hydrologiques de cette mission de terrain, des écoulements en provenance de la partie sud-est du fossé.

Au nord de la buse, au point LS9, les eaux du fossé présentent un caractère nettement moins acide (pH de 7,1) ainsi qu'une conductivité beaucoup plus élevée (2 116 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Ces valeurs témoignent probablement de l'impact minier et des transformations chimiques qui pourraient se dérouler dans cette

partie du fossé où les eaux étaient stagnantes lors de la mission (température de 30,1°C au point LS9, contre 15,4 °C au point LS8).

Après la confluence avec les écoulements débordant du bûchât, le pH mesuré est de 5,1 et la conductivité de 376 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Des valeurs très proches sont relevées en amont dans le bûchât (pH de 5,1 et conductivité de 355 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Ceci pourrait indiquer que le bûchât était le principal tributaire de l'écoulement rejoignant le lac par la sortie nord du fossé lors de la réalisation des mesures.

Ces valeurs sont largement supérieures à celles mesurées dans l'environnement non perturbé par l'exploitation.

Notons que l'IRSN a relevé, lors de sa mission de terrain du 29 mai au 2 juin, une valeur de pH de 3,8 dans le fossé, 15-20 m en amont de son arrivée dans le plan d'eau, montrant que des eaux très acides s'écoulaient vers le fossé en contrebas de la parcelle Gérémy.



Photo 8 : Exutoire nord du fossé



Photo 9 : Buse immergée d'origine non déterminée à proximité de l'exutoire nord du fossé



Photo 10 : Prélèvement de joncs à proximité de l'arrivée Font de Pérou

5.1.10. Bâchât et « puits Gérémy » (amont Alimentation Nord et Fossé Nord-Est)

Le bâchât (bassin) est implanté sur la parcelle « Gérémy » (parcelle n°12 section ZI) en limite de la clôture en fil barbelé la séparant du pourtour du lac. Ce bassin est distant d'une vingtaine de mètres de la rive nord-est de l'étang.

Ce bassin est alimenté par deux arrivées :

1. une buse située en haut du muret semblant être le trop plein du puits Gérémy, (point dénommé « Sortie A » dans le rapport des analyses ponctuelles effectuées par Algade en mai 2005⁸). Cette alimentation était à sec lors de la mission.
2. une buse débouchant en bas du muret et provenant a priori d'un regard où débouchent 3 canalisations drainant vraisemblablement des eaux souterraines ou de sub-surface s'écoulant sur la parcelle Gérémy (point dénommé « Sortie B » dans le rapport des analyses ponctuelles effectuées par Algade en mai 2005).

Le puits Gérémy (photo 11) est en réalité un regard, implanté, selon l'étude ANTEA de décembre 2000, dans un « *drain peu profond réalisé dans les terrains sédimentaires* ». L'étude ANTEA, relève également que l'« on ne dispose pas de compte rendu technique de réalisation de cet ouvrage » et que « selon sa position géographique, l'eau du puits Gérémy est partiellement ou totalement représentative des eaux circulant dans les terrains sédimentaires du bassin de Saint Pierre ».

L'arrêté préfectoral du 2 juin 1986 prévoyait la mise en place du « contrôle des eaux d'infiltrations » par des prélèvements dans ce puits. Le point de prélèvement Algade est en réalité l'exutoire du bâchât et n'est donc que partiellement représentatif des eaux du puits, le bâchât regroupant plusieurs arrivées.

Dans des conditions hydrologiques telles que nous les avons rencontrées au cours de la mission de juin 2006, ce point de prélèvement n'était d'ailleurs absolument pas représentatif des eaux du puits, la surverse de ce dernier était en effet à sec et n'alimentait donc pas le bâchât.



Photo 11 : Puits Gérémy surplombant le plan d'eau communal

⁸ D'après les photos et le croquis transmis par Mr Andres d'Aréva / SMJ.

5.1.10.1. Mission de juin 2006 : impossibilité de réaliser les prélèvements souhaités

- Bâchât

Nous n'avons pas réalisé de prélèvement de sédiments dans le bâchât. En effet, lors de notre mission de terrain de juin, ce bassin était très perturbé par le piétinement d'un troupeau de chevaux parqués sur la parcelle Gérémy (propriété de Mr le Maire), l'utilisant comme abreuvoir et lieu de rafraichissement (photo 12).

Dans ces conditions, de part la remise en suspension des sédiments et le mélange avec des boues issues des terrains adjacents (photo 13), un prélèvement aurait été peu représentatif des dépôts de matériaux réellement transportés par les eaux.

Nota : un prélèvement de sédiments avait été réalisé par la CRIIRAD dans ce bassin en juillet 2003 (Contamination en uranium 238 de 4 800 Bq/kg sec).



Photo 12 : Bâchât et troupeau de chevaux parqué dans la parcelle Gérémy



Photo 13 : Bâchât après le piétinement par le troupeau de chevaux

- « Puits Gérémy »

Lors de sa mission de juillet 2003, la CRIIRAD avait remarqué qu'à moins d'un mètre sous eau, le puits était colmaté par un matériau sonnante creux empêchant l'accès aux eaux en profondeur et pouvant laisser supposer l'existence d'un ouvrage plus profond occulté par une séparation.

Dès lors il était nécessaire au cours de l'expertise 2006 de pouvoir accéder à la partie profonde de ce puits afin de réaliser des prélèvements (eau et sédiments) et de mieux comprendre la construction de cet ouvrage destiné au contrôle des eaux souterraines susceptibles de subir l'impact du site minier.

Dans le cadre de la préparation de la mission de juin 2006, nous avons demandé à Mr le Maire de dégager l'accès au fond du puits afin de pouvoir prélever des sédiments. Selon Mr le Maire, cette opération s'est révélée infructueuse. Les investigations de la campagne de juin ont donc été limitées à des mesures de pH et de conductivité.

pH et Conductivité

Tableau 4 : Mesures de pH et de conductivité sur la parcelle Gérémy (juin 2006)

	pH	Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Température ($^{\circ}\text{C}$)
Bachat	5,1	355	12,9
Puits Gérémy	5,1	552	12,5

On remarque la conductivité plus élevée des eaux du puits Gérémy par rapport à celle du bâchât (tableau 4).

Comparativement aux eaux s'écoulant dans un milieu non perturbé par l'exploitation minière, les valeurs relevées à ces deux points de mesure sont notablement plus élevées (7,7 et 12 fois la valeur mesurée dans le ruisseau du Gioux en amont de l'exutoire du plan d'eau, respectivement pour le bâchât et le puits Gérémy).

5.1.10.2. Mission d'octobre 2006 : vidange du Puits Gérémy

La vidange de l'ouvrage « puits Gérémy » implanté sur la parcelle ZI 12 (propriété de Mr Salvary) a été réalisée le 20 octobre 2006. Cette vidange a été réalisée à la demande de la CRIIRAD et en présence de l'équipe CRIIRAD par des habitants de St Pierre et des membres de l'association « Pour notre qualité de vie » par pompage à l'aide d'une tonne à lisier entraînée par un tracteur agricole.

Les objectifs de cette opération étaient :

- la vérification de la profondeur et de la nature de cet ouvrage⁹.
- le prélèvement d'échantillons d'eau pour analyses¹⁰ de radioactivité (par spectrométrie gamma) et pour analyses chimiques.
- le prélèvement d'un échantillon de sédiments de fond pour analyses de radioactivité.

⁹ Lors de la préparation de la mission d'octobre 2006, Mr Salvary, Maire de Saint-Pierre et propriétaire de la parcelle ZI 12 dite Gérémy, nous a apporté une explication à l'occultation du puits : selon lui, l'ancien propriétaire, Mr Gérémy, avait accroché avec son tracteur le couvercle en fonte de l'ouvrage. Le couvercle serait alors tombé dans le « puits » et se serait coincé à « mi-hauteur ». Par la suite, les efforts déployés par l'entreprise Bos, mandatée par Mr Salvary, pour récupérer la plaque se seraient révélés vains. D'après Mr Salvary, la plaque était, en effet, coincée et colmatée par des dépôts de sédiments, ce qui n'était pas le cas lors la mission CRIIRAD d'octobre 2006.

¹⁰ Pour des raisons budgétaires, la CRIIRAD n'a pas réalisé l'ensemble des dosages utiles (par exemple radionucléides non détectables par spectrométrie gamma, comme le polonium 210), car ces analyses devaient être réalisées par l'IRSN.

La vidange jusqu'au fond du « puits » a nécessité le pompage d'environ **15 000 litres d'eau**. Cette vidange a dû être réalisée en trois étapes, la capacité de la tonne à lisier étant de 6 000 litres. La recharge du « puits » à partir de la nappe était relativement rapide (des arrivées d'eau étaient visibles au niveau des jointures des buses).

Le fond du « puits » a été mesuré à 2,85 m de la margelle, soit à 2,65 m de la surface du sol. Avant pompage le niveau d'eau était à 1,30 m de la margelle, soit à 1,10 m de la surface du sol. La hauteur d'eau dans le puits était donc de 1,55 m.

Le niveau de flux gamma à l'intérieur du puits était d'environ 800 c/s DG 5 à environ 2 m de profondeur à partir du sol.

La vidange a permis de mieux comprendre la constitution du « puits » :

Au fond, une « dalle » en béton supporte les buses empilées verticalement qui forment l'ouvrage. Cette dalle est ajourée par une fenêtre de forme rectangulaire (photo 14). Cette dernière est remplie par du gravier de drainage. Le « puits » semble donc avoir été implanté sur un drain constitué de matériaux drainant rapportés. La situation de cet ouvrage suggère qu'il a été réalisé afin de pouvoir contrôler les eaux souterraines issues de l'ancienne zone d'exploitation non déclarée sur la parcelle Gérémy. Ces eaux contribuent probablement par voie souterraine à l'alimentation du plan d'eau communal situé en aval.



Photo 14 : Fond du « puits Gérémy » (à gauche tuyau de prise d'eau de la surverse qui alimente le bâchât)

Prélèvements :

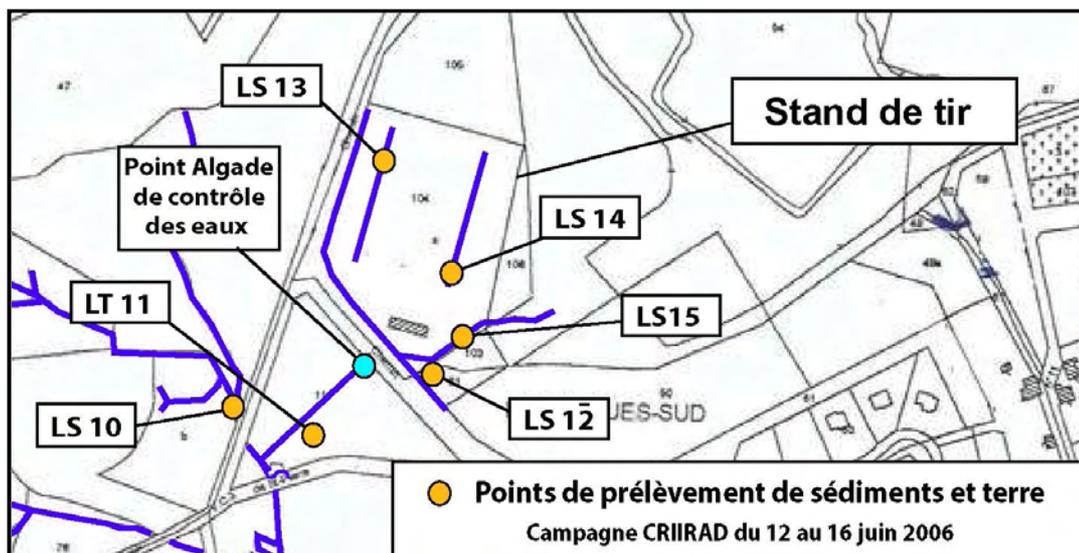
- **un prélèvement d'eau (G1) pour analyses chimiques** (dépistage des anions et des cations, dépistage multi-élémentaire des métaux) a été réalisé **avant pompage**,
- **un prélèvement d'eau (G2) pour analyses chimiques** (dépistage des anions et des cations, dépistage multi-élémentaire des métaux) a été réalisé **après vidange, pendant la recharge du « puits » avec les eaux de la nappe**,
- **un prélèvement d'eau (G2) pour analyses de radioactivité** (radon dissous, émetteurs gamma à l'équilibre) a été réalisé dans les mêmes conditions (**eaux de recharge**),
- **un prélèvement de sédiments du fond du « puits » (LS Ge) pour analyses de radioactivité** en spectrométrie gamma a été réalisé manuellement à la pelle après vidange (matière organique décomposée, limons, argiles et graviers de drainage).

Une mesure de pH a été réalisée le 23/10/2006 au laboratoire de la CRIIRAD. Les eaux présentent un caractère acide (pH = 5,0).

Les échantillons d'eau pour analyses chimiques ont été confiés le 23/10/2006 au Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme (LDA 26).

5.1.11. Drains du Stand de Tir (amont Alimentation Nord)

Les différents drains où nous avons réalisé des prélèvements de sédiments sont représentés sur le schéma ci-dessous (carte C3). L'ensemble des eaux s'écoulant dans ces drains rejoignent le plan d'eau par le biais de l'Alimentation Nord.



Carte C3 : Schéma des drains et localisation des points de prélèvement dans le secteur du Stand de Tir

5.1.11.1. Drains à l'extérieur de l'enceinte du Stand de Tir

Niveau de flux gamma

Le prélèvement de sédiments LS12 (photo 15) a été réalisé dans une buse débouchant dans le fossé de la route en contrebas des parcelles 51 et 103 qui sont incluses dans l'emprise du site et où ont été enfouis des résidus d'extraction de l'uranium (cf. figure 13 du dossier de cessation d'activité SMJ). L'échantillon est constitué de limons fins de couleur orange témoignant de la présence d'oxydes de fer.

Dans la buse, **au point de prélèvement, le niveau radiométrique est de 450 c/s SPP2 au contact**. Trois mètres en amont de cet émissaire, dans le fossé, le flux gamma est du même ordre de grandeur et des valeurs proches peuvent être mesurées sur ses berges.

Le prélèvement de sédiments LS15 (photo 16) a été effectué dans le fossé (à sec lors de la mission) qui longe le mur Est du bâtiment du stand de tir. Ce fossé se prolonge en amont dans une zone boisée sous la forme d'un ruisseau temporaire et constitue un drain récoltant les eaux de ruissellement de certaines parcelles incluses dans l'emprise du site minier. Il a été curé récemment sur sa section longeant le Stand de Tir (vraisemblablement en 2006).

Ce prélèvement comprend plusieurs échantillons :

1. l'échantillon LS15A constitué de sédiments surfaciques, de toute évidence déposés après le curage et qui forment une croûte de couleur orangé se détachant par plaques de dessiccation de leur substratum. Ces sédiments, dont on remarque la couleur orange, ont été prélevés sur une surface de 30 X 40 cm et sur une épaisseur d'environ 1 cm. Le curage étant très récent, cet échantillon est donc représentatif des apports actuels.
2. L'échantillon LS15B qui est constitué de 2 cm d'argiles (1-3 cm),
3. L'échantillon LS15C constitué de 8 cm de terre (3-11 cm), séparé de LS15B lors de la préparation au laboratoire.

Le niveau de flux gamma dans la section curée de ce fossé varie entre 300 et 700 c/s SPP2 au contact. Ces échantillons ont été prélevés sur une zone présentant un niveau situé autour de 700 c/s.



Photo 15: Relevés radiamétriques et GPS au niveau du débouché dans le fossé de la buse en contrebas des parcelles 51 et 103 (point de prélèvement LS12).



Photo 16 : Drain à l'est du Stand de Tir (section curée récemment) en contrebas de l'ancien site minier (point de prélèvement LS15).

5.1.11.2. Drains à l'intérieur de l'enceinte du Stand de Tir

Le terrain de tir a été aménagé dans une excavation d'une centaine de mètres de long en contrebas des limites actuelles de l'ancienne mine d'uranium (photo 17). Ce terrain faisait partie de l'emprise foncière de la SCUMRA en 1986 (cf. figure 13 du dossier de cessation d'activité SMJ). La zone de tir est bordée par 2 fossés courant en contrebas des talus Est et Ouest du terrain et assurant leur drainage. Lors de notre mission de terrain, ces fossés étaient à sec sur la plus grande partie de leurs parcours et ne comportaient que quelques zones humides au droit de suintements dans les talus. Par ailleurs, ils ne semblaient pas avoir fait récemment l'objet d'un curage.

Ces fossés rejoignent très probablement, après leur passage en buse, les autres écoulements de ce secteur qui sont regroupés par la buse de traversée de la route, point de contrôle Algade « Buse Stand de Tir ».

Niveau de flux gamma

Le prélèvement LS13 a été réalisé dans le fossé Ouest bordant la zone de tir et comporte 2 strates :

1. LS13 A, de 0 à 10 cm, de nature limoneuse,
2. LS13 B, de 10 à 25 cm, composée d'argiles vertes.

Ce prélèvement a été effectué sur un « point chaud » présentant un niveau de 2 400 c/s SPP2 au contact dans la zone la plus active située sur la partie nord du fossé, dans une section humidifiée par des suintements.

Des relevés radiométriques ont été réalisés tous les mètres (mesure au pas) au contact du fond du fossé. La moyenne des valeurs s'établit à 470 c/s SPP2 avec une valeur minimale de 300 c/s et une valeur maximale de 2 400 c/s.

Le prélèvement LS14 a été effectué dans le fossé Est, à son extrémité Sud avant son départ en buse sous le bâtiment du Stand de Tir. Deux strates ont également été prélevées :

1. LS14 A, de 0 à 10 cm, constituée de sables et d'argiles et de couleur marron,
2. LS14 B, de 10 à 25 cm, constituée d'argiles mêlées de sables et de couleur gris-vert.

Au point d'échantillonnage, le flux gamma est de 650 c/s SPP2 au contact. Sur l'ensemble de sa longueur, le fond du fossé présente des niveaux variant entre 300 et 700 c/s au contact



Photo 17 : Excavation du terrain de tir bordée par deux fossés (prélèvements LS13 et LS 14).

5.1.11.3. Buse du stand de Tir

Au cours de la campagne d'octobre 2006, un **prélèvement d'eau (T1) pour analyses chimiques** (dépistage des anions-cations, dépistage multi-élémentaire des éléments traces métalliques) a été réalisé au débouché de la buse de traversée de la route de Chaissac en aval du stand de tir.

Cette buse, à la sortie de laquelle Algade prélève des échantillons mensuels, regroupe plusieurs écoulements du secteur du stand de tir en provenance de l'ancien site minier et alimente le drain traversant le triangle routier. Ces écoulements rejoignent plus en aval un ruisseau venant de l'ouest, drainant des parcelles agricoles, et se déversant dans le plan d'eau communal (Arrivée Nord).

L'intérêt de ce prélèvement est de disposer de résultats d'analyses permettant de caractériser chimiquement les écoulements en provenance du site avant dilution importante avec des eaux naturelles. En effet, le prélèvement de l'IRSN réalisé en mai-juin 2006 pour analyses chimiques et radioactives a été réalisé à l'arrivée de ce drain dans le plan d'eau, point où les apports provenant de l'ancien site sont mélangés avec les eaux du ruisseau venant de l'ouest.¹¹

De plus, la CRIIRAD a constaté que les drains en provenance du site minier et regroupés par la buse du stand de tir étaient à sec à certaines périodes, l'alimentation Nord du plan d'eau étant alors exclusivement fournie par le ruisseau venant de l'ouest (mission CRIIRAD de juin 2006). Il se pourrait donc que le prélèvement de l'IRSN ne soit donc que très partiellement représentatif des écoulements miniers.

Une mesure de pH a été réalisée lors du prélèvement. Les eaux présentent un caractère plutôt acide (pH = 5,5).

L'échantillon a été confié le 23/10/2006 au Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme (LDA 26).

¹¹ Il est cependant probable que l'échantillon T1 que nous avons collecté à la sortie de la buse ne soit pas exclusivement représentatif d'eau d'origine minière, des eaux naturelles pouvant rejoindre ce point par le biais du fossé de la route. Ce point de prélèvement permet néanmoins de s'affranchir de l'influence du ruisseau ouest.

5.1.11.4. Drain du Stand de Tir dans la zone du triangle routier

En aval de la buse du stand de tir, un fossé est creusé en direction du lac et traverse un terrain triangulaire délimité par des voies de circulation (carte C3 et photos 18 et 19).

Ce terrain est de nature plus ou moins marécageuse suivant les conditions hydrologiques. Il est possible que cette zone soit à la fois une zone de débordement du drain du stand de tir et une zone d'émergence de suintements diffus.

Le fossé a fait l'objet d'un curage. Les dépôts de matériaux issus de ce dernier ont été disposés en andain le long du fossé à environ 1-1.5 m de sa rive gauche. Ils constituent une zone se détachant visuellement du reste du terrain par une couleur de végétation plus claire.

Lors de la mission CRIIRAD, ce fossé était à sec jusqu'à sa confluence avec un affluent provenant de terrains situés au Nord-Ouest.

Niveau de flux gamma

Des relevés radiométriques au pas d'environ 1 m (avec un espacement plus étroit au niveau du lit des cours d'eau) ont été effectués sur une ligne coupant l'angle sud-ouest du triangle. Cette ligne part de la route au sud du triangle, franchit le drain du Stand de Tir et se termine en bordure de son affluent. Les résultats sont reportés dans la Figure 1, ci-dessous.

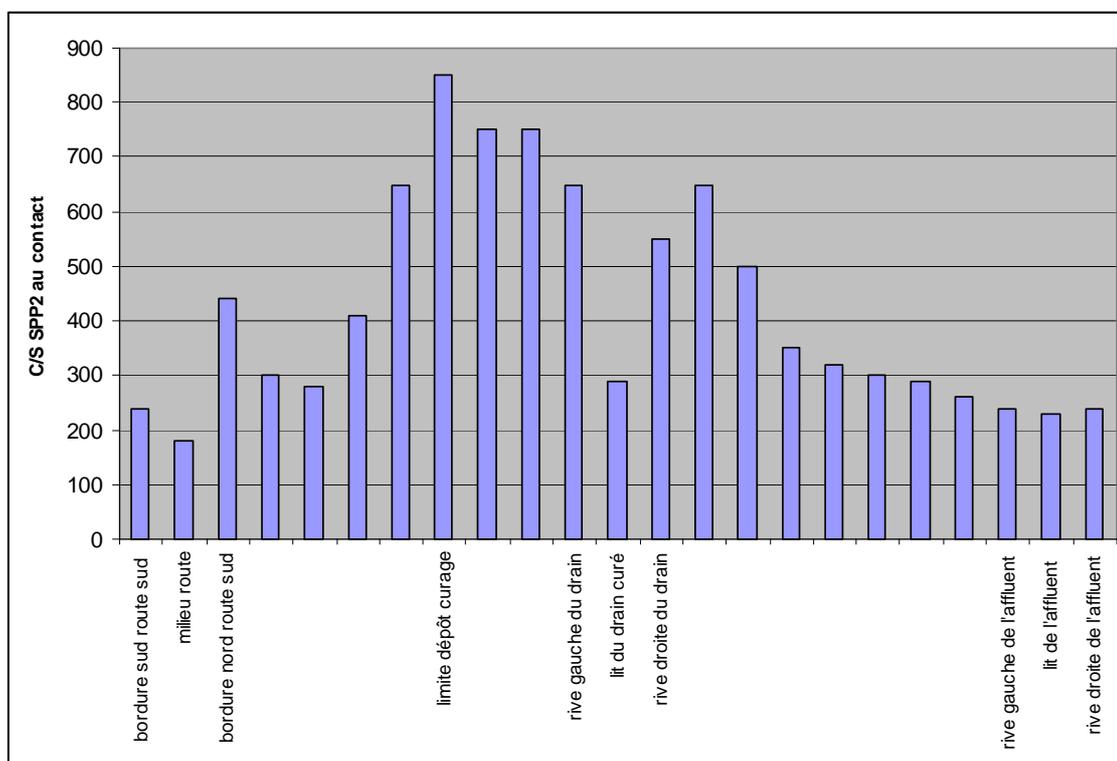


Figure 1 : Relevés radiométriques au pas d'environ 1m sur une ligne coupant l'angle sud-ouest du triangle routier (c/s SPP2 au contact)

Ce graphique montre clairement que les zones les plus actives du terrain sont situées sur les bordures du drain en provenance du secteur du Stand de Tir. Ceci est très certainement dû, d'une part à des dépôts de radionucléides imprégnant les berges lors des débordements du drain, et d'autre part, aux matériaux de curage déposés sur la berge en rive gauche, eux-mêmes certainement marqués radiologiquement et source de contamination du terrain par dispersion.

Le prélèvement LT11, constitué dans sa strate supérieure, de terre fine (LT11 A : 0-10 cm) et d'argiles très compactes de couleur marron foncée dans sa strate inférieure (LT11 B : 10-30 cm), a été réalisé sur cette berge, à 0,80 m de la rive, en proximité des matériaux de curage.

Le flux gamma au contact du point de prélèvement est de 1 700 c/s SPP2.



Photo 18 : Mission de juin 2006 : drain du Stand de Tir à l'intérieur du triangle routier- vue vers le nord. Drain curé et à sec jusqu'à sa confluence avec un affluent drainant des prés en rive droite. (Le prélèvement LT11 a été réalisé sur la berge en rive gauche en amont de la confluence).



Photo 19 : Mission de mars 2006 : drain du Stand de Tir à l'intérieur du triangle routier- vue vers le sud. Débit soutenu alimenté par plusieurs drains en provenance du site minier / présence d'écume blanche.

5.1.11.5. Affluent Nord-Ouest du drain du Stand de Tir

L'échantillon **LS10** a été prélevé dans l'affluent du drain du Stand de tir qui rejoint ce dernier dans l'angle Sud-Ouest du triangle routier.

Lors de notre mission de terrain, ce ruisseau, qui draine des prés situés au nord-ouest du triangle routier, était très certainement la seule source d'apports en eau de l'Alimentation Nord du plan d'eau.

Niveau de flux gamma

Au point de prélèvement de l'échantillon, sur une zone de dépôts de sédiments en amont de la buse de traversée de la route, **le niveau de flux gamma est de 150 c/s SPP2 au contact**, soit une valeur du même ordre de grandeur de celle relevée dans l'environnement naturel non perturbé par l'exploitation.

L'échantillon est constitué de limons de couleur noire témoignant d'une forte proportion en matière organique.

pH et Conductivité

Les eaux de ce ruisseau présentent un pH de 6,5 et une conductivité de $237 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Cette dernière valeur est notablement plus élevée que celle enregistrée aux stations de référence ($46 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour le Gioux amont et $92 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour le Combret amont). Elle est identique à celle relevée au débouché du réseau qui se déverse dans le plan d'eau par l'Alimentation Nord ($238 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Près d'un point pH différence cependant ces deux stations de mesure (7,4 pour l'Alimentation Nord).

5.2. Récapitulatif des échantillons prélevés dans le bassin versant du plan d'eau

Tableau 5 : Echantillons prélevés dans le bassin versant du plan d'eau (campagne de juin 2006)

Code	Cours d'eau / Secteur	Localisation du prélèvement et/ou des mesures radiométriques	Strates ou parties prélevées	Nature et couleur	Flux gamma SPP 2 au contact du sol (C/S)	Point GPS enregistré
LS 1	Alimentation N : Stand de tir + affluent rive droite	Regard 1 (15 m amont étang), dans la pelouse	0-20 cm	Sed. Argileux / noir (mat. Org.)	500	W9
LS 4	Drain NO parking chalet buvette	Regard NO parking	0-4 cm	Sed. limoneux marrons noirs (mat. Org.)	160-220	W12
LS 5	Alimentation NO devant chalet buvette	Drain amont route / entrée de la buse	0-10 cm	Sed. terreux / sables + argiles marrons	190*	W13
LS 6	Les Craux	Lit du ruisseau env. 10 m en amont du lac	0-15 cm	Sed. Limoneux-sableux	120*	W14
LS 7	Sagne Rouge	Buse à son arrivée dans le lac	Sédiments extraits d'un réseau racinaire	Limons	140	W15
LV 7 (végétaux)	Sagne Rouge	Buse à son arrivée dans le lac	Réseau racinaire	Végétaux non déterminés	140	W15
LS 8	Fossé NE Lac	Fond du fossé / 30 m SE buse Font de Pérou	0-15 cm	Sed. Limoneux	1000	W16
LS 9	Fossé NE Lac	Fond du fossé / 12 m NW buse Font de Pérou	0-15 cm	Sed. Limoneux	1100	W19
LS 10	Affluent rive droite du drain stand de tir (confluence située dans le triangle routier)	Dépôt de sédiment en bordure du lit du ruisseau / en amont direct de la buse de traversée route	0-4 cm	Sed. Limoneux noirs (mat. Org.)	150	W29
LT 11 A LT 11 B	Drain du stand de tir à l'intérieur du triangle routier / berge en limite des matériaux de curage	Berge en rive gauche, à 0,80 cm de la rive / env. 7 m en amont de la confluence avec affluent LS10	LT 11 A : 0-10 cm LT 11 B : 10-30 cm	LT 11 A : terre fine, marron clair LT 11 B : argiles très compactes sèches, marron foncée	1700	W30
LS 12	Secteur du stand de tir / arrivée Buse Est dans le fossé de la route / contrebas des parcelles 53 et 100	Dans la buse à sa sortie dans le fossé (dépôt de sédiments)	env. 0-1 cm sur 20 cm de long dans la buse	Sed. Limoneux et organiques / orange (précipitation ox-hydrox fer)	450	W31
LS 13 A LS 13 B	Fossé O à l'intérieur du stand de tir	Fond du fossé	LS 13 A : 0-10 cm LS 13 B : 10-25 cm	LS 13 A : Limons / mat. org. LS 13 B : Argiles vertes	2400	W51
LS 14 A LS 14 B	Fossé E à l'intérieur du stand de tir	Fond du fossé	LS 14 A : 0-10 cm LS 14 B : 10-25 cm	LS 14 A : Sables + argiles / marron LS 14 B : Argiles gris-vert + sables	650	W52
LS 15 A LS 15 B LS 15 C	Fossé extérieur E du bâtiment du stand de tir (curage récent)	Fond du fossé	LS 15 A : surfacique 0-1 cm (dépôt superficiel après curage récent / prélevé sur 30x40 cm) LS 15 B : 1-3 cm LS 15 C : 3-11 cm	LS 15 A : sables + limons / orange (ox. fer) LS 15 B : argiles LS 15 C : terre	700	W53
LS 16	Bordure E du plan d'eau / 120 m S de Sagne Rouge	Motte d'argiles vertes en bord de rive	0-5 cm	Argiles vertes	300	W54
LV 17 (joncs)	Bordure E du plan d'eau au niveau de l'alimentation Font de Pérou	Plusieurs touffes le long de la rive sur 4 m S à partir de la sortie de la buse Font de Pérou	Parties aériennes fraîches	<i>Juncus effusus</i>	250-750 (sol au pied des touffes)	Proximité W18
LV 18 (joncs)	Fossé NE Lac / 30 m SE de la buse Font de Pérou	Plusieurs touffes dans le fossé sur 1m de long autour du point LS 8	Parties aériennes fraîches	<i>Juncus effusus</i>	500-700 (fond du fossé au pied des touffes)	W16

* mesures réalisées au DG5 et converties en équivalent SPP2

Tableau 6 : Echantillons prélevés dans le bassin versant du plan d'eau (prélèvements du 20 octobre 2006)

Code échantillon	Localisation	Nature	Notes	Point GPS enregistré
------------------	--------------	--------	-------	----------------------

Sédiments

LS Ge	Parcelle ZI 12 "Puits Gérémy"	Sédiments (strate : 0-3 cm)	Sédiments fins, mat. org. + graviers de drainage	W26
-------	----------------------------------	--------------------------------	--	-----

Eaux radioactivité

G2	Parcelle ZI 12 "Puits Gérémy"	Eau de recharge du puits	Prélevée après vidange totale du puits (env. 15 000 l) et remplissage jusqu'à 1/4 du volume initial	W26
----	----------------------------------	--------------------------	---	-----

Eaux chimie

G1	Parcelle ZI 12 "Puits Gérémy"	Eau du "Puits Gérémy" avant pompage	-	W26
G2	Parcelle ZI 12 "Puits Gérémy"	Eau de recharge du puits	Prélevée après vidange totale du puits (env. 15 000 l) et remplissage jusqu'à 1/4 du volume initial	W26
T1	Buse stand de tir	Eau à la sortie de la buse	Mélange des écoulements du fossé de la route avec plusieurs drains en provenance de l'ancien site minier Point de contrôle des eaux Algade	Non mesuré

5.3. Analyses en spectrométrie gamma des échantillons de solides

Les résultats complets des analyses en spectrométrie gamma sont donnés dans les rapports d'essai figurant en Annexe 2. Le Tableau 7 ci-dessous présente les activités en uranium 238 (évalué à partir du thorium 234), en radium 226, en plomb 210 et en uranium 235.

Tableau 7 : Principaux résultats des analyses en spectrométrie gamma sur les échantillons de solides prélevés dans le bassin versant du plan d'eau

Code	Cours d'eau / Secteur	N° de rapport d'essai	U 238 (Th 234) (Bq/kg sec)	Th 230 (Bq/kg sec)	Ra 226 (Bq/kg sec)	Pb 210 (Bq/kg sec)	U 235 (Bq/kg sec)
LS 1	Alimentation Nord (regard) Stand de tir + affluent rive droite	22523-1	12 000	13 200	2 220	7 900	540
LS 4	Drain Nord Ouest parking chalet buvette (regard)	22513-1	170	< 240	136	230	< 17
LS 5	Alimentation Nord Ouest (ouest chalet buvette)	22580-1	94	< 140	77	125	< 12
LS 6	Les Craux	22485-1	76	< 190	77	123	< 14
LS 7	Sagne Rouge (arrivée buse dans le lac)	22436-1	550	< 250	590	1 170	< 50
LS 8	Fossé Nord Est Lac (30 m SE Font de Pérou)	22545-1	16 300	< 1 600	1 520	2 200	750
LS 9	Fossé Nord Est Lac (12 m NO Font de Pérou)	22778-1	144 000	< 1500	430	2 150	6 600
LS 10	Stand de tir Affluent rive droite du drain stand de tir	22556-1	680	< 1100	348	460	< 100
LT 11 A	Stand de tir Drain à l'intérieur du triangle routier / berge en limite des matériaux de curage	22584-1	12 200	3 600	2 240	3 310	560
LT 11 B	Stand de tir Drain à l'intérieur du triangle routier / berge en limite des matériaux de curage	22573-1	9 800	9 600	10 100	13 100	490
LS 12	Tributaire drain stand de tir / arrivée buse Est dans le fossé de la route / contrebas des parcelles 53 et 100	22442-1	5 200	20 100	495	3 150	250
LS 13 A	Stand de tir : Fossé interne Ouest	22578-1	3 900	3 000	2 720	3 490	220
LS 13 B	Stand de tir : Fossé interne Ouest	22581-1	4 300	8 500	8 800	10 800	< 270
LS 14 A	Stand de tir : Fossé interne Est	Non analysé	-	-	-	-	-
LS 14 B	Stand de tir : Fossé interne Est	Non analysé	-	-	-	-	-
LS 15 A	Stand de tir : Fossé extérieur Est du bâtiment (curage récent)	22783-1	820	750	410	830	< 60
LS 15 B	Stand de tir : Fossé extérieur Est du bâtiment (curage récent)	22500-1	2 030	2 800	1 940	1 830	< 220
LS 15 C	Stand de tir : Fossé extérieur Est du bâtiment (curage récent)	22506-1	3 930	1 510	1 160	1 910	176
LS 16	Argiles vertes Rive Est du plan d'eau 120 m Sud de Sagne Rouge	22445-1	530	960	690	1 070	< 60
LS Ge	Puits "Gérémy"	22708-1	18 000	< 370	1 920	3 640	870
LV 17 (joncs)	Bordure Est du plan d'eau au niveau de l'alimentation Font de Pérou	22483-1	< 42	< 100	118	< 50	< 8
LV 18 (joncs)	Fossé Nord Est Lac (30 m SE Font de Pérou)	22460-1	< 23	< 100	167	< 41	< 8

Sédiments

On remarque **une contamination marquée des sédiments et terres prélevés sur les secteurs nord et nord-est de la retenue**, c'est-à-dire concernant des écoulements en provenance potentielle ou avérée de l'ancien site et des stockages de matériaux radioactifs. Cette contamination par des radionucléides des chaînes de l'uranium 238 et 235 concerne à la fois les arrivées dans le plan d'eau (notamment Alimentation Nord, Font de Pérou) et les secteurs amont de ces arrivées (secteur du stand de tir, puits Gérémy).

Pour les arrivées directes dans le plan d'eau, on remarque notamment :

- **des activités très élevées en uranium 238 et 235** dans les échantillons prélevés dans le fossé de ceinture est (secteur Font de Pérou) :

LS8 (fossé) : 16 300 Bq/kg en U 238 (soit 147 fois l'activité des sédiments de référence GS1) et 750 Bq/kg en U 235.

LS9 (fossé) : 144 000 Bq/kg en U 238 (soit 1297 fois l'activité des sédiments de référence GS1) et 6 600 Bq/kg en U 235.

- **une contamination des sédiments de l'Alimentation Nord** par des radioéléments des chaînes de l'uranium 238 et de l'uranium 235

LS1 (Alimentation Nord) : 12 000 Bq/kg en U 238 et 540 Bq/kg en U 235.

Pour les secteurs amont, on note une forte contamination

- **des sédiments du puits Gérémy :**

LSGe : 18 000 Bq/kg en U 238 et 870 Bq/kg en U 235.

- **de la totalité des drains présents dans le secteur du Stand de Tir en amont de l'Alimentation Nord : jusqu'à 12 200 Bq/kg en U 238** pour l'échantillon LT11A et **20 100 Bq/kg en Th 230** pour l'échantillon LS12.

Des activités se démarquant de celles des échantillons de référence sont également mesurées

- dans les sédiments de l'arrivée est de **Sagne Rouge :**

LS7 : 550 Bq/kg en U 238,

- dans l'échantillon **d'argiles vertes du lac :**

LS16 : 530 Bq/kg en U 238,

- dans le **tributaire au drain du Stand de Tir venant de l'ouest :**

LS10 : 680 Bq/kg en U 238.

Deux échantillons présentent des activités très proches voire inférieures à celles des sédiments prélevés dans le milieu a priori non perturbé :

- **Arrivée Les Craux (sud-est)**

LS6 : 76 Bq/kg en U 238

- **Alimentation Nord-Ouest**

LS5 : 94 Bq/kg en U 238

Enfin, on remarque des activités légèrement supérieures à celles des sédiments de référence dans l'échantillon de **sédiments du drain prélevés dans le regard implanté au nord-ouest du parking du chalet-buvette** (LS4 : 170 Bq/kg en U 238).

Origine de la contamination radiologique

Les analyses par spectrométrie révèlent des activités massiques nettement supérieures à celles des échantillons de référence et des **déséquilibres prononcés entre l'uranium 238 et le radium 226** dans certains échantillons prélevés aux arrivées dans le plan d'eau ou dans les secteurs amont (tableau 8 ci-dessous).

Tableau 8 : Sédiments prélevés dans le bassin versant du plan d'eau présentant un ratio U 238 / Ra 226 supérieur à 2

Code	Cours d'eau / Secteur	U 238 (Th 234) (Bq/kg sec)	Ra 226 (Bq/kg sec)	Ratio U 238 / Ra 226
LS 1	Alimentation Nord (regard) Stand de tir + affluent rive droite	12 000	2 220	5,4
LS 8	Fossé Nord Est Lac (30 m SE Font de Pérou)	16 300	1 520	10,7
LS 9	Fossé Nord Est Lac (12 m NO Font de Pérou)	144 000	430	334,9
LT 11 A	Stand de tir Drain à l'intérieur du triangle routier / berge en limite des matériaux de curage	12 200	2 240	5,4
LS 12	Tributaire drain stand de tir / arrivée buse Est dans le fossé de la route / contrebas des parcelles 53 et 100	5 200	495	10,5
LS 15 A	Stand de tir : Fossé extérieur Est du bâtiment (curage récent)	820	410	2,0
LS 15 C	Stand de tir : Fossé extérieur Est du bâtiment (curage récent)	3 930	1 160	3,4
LS Ge	Puits "Gérémy"	18 000	1 920	9,4

Ces échantillons, dont le ratio uranium 238 sur radium 226 est supérieur à 2 correspondent aux sédiments qui par leur situation topographique sont les plus susceptibles d'être impactés par le site minier.

Ce **déséquilibre est particulièrement marqué** dans les sédiments prélevés dans le **fossé de ceinture Est** (ratios de 10,7 pour LS8 et de 335 pour LS9) et dans les sédiments du « **puits Gérémy** » (ratio de 9,4).

Comparativement, les sédiments prélevés dans le ruisseau des Craux (LS6) et dans l'Alimentation Nord-Ouest (LS5) présentent respectivement des ratios uranium 238 sur radium 226 de 0,99 et de 1,22 proches d'une situation d'équilibre comme cela est généralement constaté en l'absence de perturbation (dans les échantillons de référence ce ratio est de 1,04 pour GS1 et de 1,10 pour CS6).

Ces déséquilibres prononcés en faveur de l'uranium 238 dans certains échantillons de sédiments du bassin versant du plan d'eau peuvent être considérés comme un indice supplémentaire de l'impact du site.

En effet, un excès significatif d'uranium dans des sédiments suggère une forte mobilisation de cet élément en amont et un transport par les eaux.

De plus, il suggère que des conditions oxydantes (permettant la mobilisation préférentielle de l'uranium) règnent dans les milieux situés en amont. Ceci est généralement le cas lorsqu'une perturbation, liée à l'extraction, au broyage ou au traitement, affecte des minerais uranifères.

En outre, dans l'échantillon du fossé, le rôle de la matière organique en voie de décomposition peut également jouer un rôle dans les capacités de rétention de ces sédiments : adsorption-coprécipitation sur les particules ferriques dans un milieu réducteur et/ou piégeage par la matière organique.

Végétaux

Les joncs prélevés dans le fossé de ceinture est (LV18) ainsi que ceux prélevés en bordure de l'étang au niveau de l'arrivée Font de Pérou (LV17) présentent respectivement des activités en **radium 226** de **167 et de 118 Bq/kg sec, soit plus de 23 fois et plus de 16 fois** l'activité de cet élément dans **l'échantillon de référence GV2** (7,1 Bq/kg sec) prélevé sur les berges du ruisseau du Gioux en amont de l'exutoire du plan d'eau

Les activités des autres éléments de la chaîne de l'uranium 238 (en dehors du plomb 214 et du bismuth 214), ainsi que celles des éléments de la chaîne de l'uranium 235 sont inférieures aux limites de détection.

Notons que seules les parties aériennes ont été prélevées et analysées.

5.4. Analyses en spectrométrie gamma de l'échantillon d'eau du « puits Gérémy »

Types d'analyses

Les analyses ont porté sur :

- la mesure de la concentration en radon 222 dissous dans l'eau brute ;
- le dosage des radionucléides émetteurs gamma sur filtrat concentré (fraction inférieure à 8 µm),
- le dosage des radionucléides émetteurs gamma sur filtre (fraction supérieure à 8 µm).

Résultats

L'ensemble des résultats est produit en Annexe 2.

Les eaux du « puits Gérémy » prélevées après vidange pendant la recharge du puits présentent une importante contamination en radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 et en uranium 235 :

- L'activité du **radon 222** dissous est de **2 494 Bq/l**,
- L'activité de l'**uranium 238** (thorium 234) est de **9,5 Bq/l pour la fraction soluble (< 8 µm)** et de **10,9 Bq/l pour la fraction particulaire (> 8 µm)**,
- L'activité en **radium 226** est de **0,55 Bq/l pour la fraction soluble** et de **0,50 Bq/l pour la fraction particulaire**,
- L'activité en **plomb 210** est de **0,22 Bq/l pour la fraction soluble** et de **2,84 Bq/l pour la fraction particulaire**,
- L'activité de l'uranium 235 est de **0,89 Bq/l pour la fraction soluble** et de **0,71 Bq/l pour la fraction particulaire**.

On note un important **déséquilibre entre l'uranium 238 et le radium 226** (ratio uranium 238 / radium 226 de 17,3 pour la fraction soluble et de 21,8 pour la fraction particulaire), montrant que l'uranium est lessivé préférentiellement dans les terrains et/ou dépôts au travers desquels ces eaux percolent.

Par rapport aux analyses réalisées par la CRIIRAD sur un prélèvement effectué en juillet 2003 (sans vidange du puits), on ne remarque pas de tendance à la baisse de la contamination de ces eaux.

Les activités en uranium 238 insoluble, radium 226 soluble et insoluble, plomb 210 et uranium 235 insoluble sont sensiblement supérieures dans l'échantillon prélevé en octobre 2006 (tableau 9, ci-dessous) ; ce qui provient très probablement du fait qu'il s'agit en octobre 2006 des eaux en cours de recharge.

Tableau 9 : Eau du « puits Gérémy », principaux résultats d'analyse en spectrométrie gamma. Comparaison entre les échantillons prélevés en juillet 2003 et en octobre 2006

		Prélèvement du 2 juillet 2003	Prélèvement du 20 octobre 2006
Thorium 234 Bq/l	dissous	11,8	9,5
	particulaire	3,24	10,9
Radium 226 Bq/l	dissous	0,36	0,55
	particulaire	0,16	0,50
Plomb 210 Bq/l	dissous	< 0,33	0,22
	particulaire	1,03	2,84
Uranium 235 Bq/l	dissous	1,2	0,89
	particulaire	0,17	0,71

Ces deux séries d'analyses (réalisées dans des conditions saisonnières différentes) montrent que l'aquifère du pourtour nord-est de l'étang est notablement et durablement contaminé. Cette eau souterraine alimente le plan d'eau par la surverse du « Puits Gérémy » et très probablement par des arrivées souterraines.

5.5. Paramètres chimiques sur les eaux

Les eaux prélevées au cours de la mission d'octobre 2006, présentent un caractère acide. En effet, le pH est de 5,5 à la Buse du Stand de Tir (mesuré sur le terrain) et de 5,0 dans les eaux de la recharge du puits Gérémy (mesuré au laboratoire).

Ces valeurs sont comprises dans les gammes de valeurs des mesures réalisées par Algade sur la période de janvier 2001 à mars 2005 (3,4 à 6,4 pour la Buse du Stand de Tir, avec une moyenne de 5,4 et 4,1 à 6,3 pour le **Puits Gérémy** avec une moyenne de 5,0 ; sachant qu'il s'agit en fait d'eaux prélevées en aval du puits).

Notons que les mesures d'Algade montrent que l'acidité de ces eaux peut-être encore plus élevée à certaines périodes (pH minimum de 3,4 pour la Buse du Stand de Tir et de 4,1 pour le Puits Gérémy).

Comme les eaux du fossé de ceinture est (pH de 3,8 mesuré en juin 2006 par l'IRSN), les eaux du Puits Gérémy et de la Buse du Stand de Tir présentent donc des valeurs de pH très faibles.

Cette acidité soutenue est caractéristique d'eaux percolant dans des minéralisations perturbées par des travaux miniers (Bril et Floch 2001).

Ces phénomènes sont connus sous le nom de drainages miniers acides (DMA) et affectent de façon générale les eaux issues de nombreux complexes miniers. Ces phénomènes sont essentiellement dus à l'oxydation de la pyrite déclenchée par l'exploitation minière (Bril et Floch 2001, BRGM site Internet DMA).

5.5.1. Analyses des anions-cations

Le tableau 10 ci-dessous présente les résultats des analyses par chromatographie ionique sur les échantillons d'eau prélevés en octobre 2006.

Tableau 10 : teneurs en anions et cations dans les échantillons d'eau prélevés le 20 octobre 2006

	G 1 Puits Gérémy avant pompage 20/10/2006	G 2 Puits Gérémy pendant recharge 20/10/2006	T1 Buse Stand de Tir 20/10/2006
Anions-cations	mg/l	mg/l	mg/l
Ammonium	0,2	0,6	0,3
Bromates	ND	ND	ND
Bromures	ND	ND	ND
Calcium	72,0	94,0	68,0
Chlorates	ND	ND	ND
Chlorites	ND	ND	ND
Chlorures	3,9	4,9	2,3
Fluorures	0,5	0,6	0,3
Lithium	ND	ND	ND
Magnésium	14,0	19,0	9,2
Nitrates	1,5	1,3	1,8
Nitrites	0,1	0,0	ND
Orthophosphates	ND	ND	ND
Potassium	4,2	6,3	2,3
Sodium	7,3	8,7	5,6
Sulfates	254,0	361,0	234,0

ND : non détecté

A titre indicatif, comparaison avec les références de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine

En comparant ces résultats aux limites et aux références de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine (Décret n°2001-1220), on remarque :

- un dépassement de la valeur de référence qualité pour l'**ammonium** (0,1 mg/l) pour les 3 prélèvements,
- un dépassement de la référence de qualité pour les **sulfates** (250 mg/l) pour les eaux du puits Gérémy (surtout G2) et une valeur en limite de cette référence pour la Buse du Stand de Tir.

Comparaison avec d'autres eaux du secteur

Afin de pouvoir apprécier cet impact et à défaut de référence locale d'une eau naturelle hors influence de l'ancien site, ces résultats sont comparés dans le tableau 11 ci-dessous à l'analyse réalisée par le Laboratoire régional de la ville de Limoges en mars 2001 sur des eaux prélevées dans le ruisseau du Combret en aval du rejet Nord.

S'agissant d'un prélèvement réalisé en aval d'un émissaire de l'ancien site, notons que cet échantillon utilisé pour comparaison n'est pas représentatif d'une eau naturelle locale, le ruisseau du Combret étant, au point de prélèvement, sous l'influence de la mine.

Cette comparaison pourra être reprise avec les résultats des dosages chimiques d'eau de référence effectués par l'IRSN. La CRIIRAD avait en effet demandé lors de la réunion technique préparatoire que soient effectuées des mesures de référence sur le secteur de St Pierre.

Tableau 11 : Comparaison des teneurs en anions et cations dans les échantillons d'eau prélevés par la CRIIRAD le 20 octobre 2006 avec les résultats des analyses réalisées par le Laboratoire régional de Ville de Limoges sur un échantillon d'eau du ruisseau du Combret prélevé en mars 2001 en aval du rejet Nord

	G 1 Puits Gérémy avant pompage 20/10/2006	G 2 Puits Gérémy pendant recharge 20/10/2006	T1 Buse Stand de Tir 20/10/2006	Combret aval Rejet Nord Laboratoire de la ville de Limoges 07/03/2001
Anions-cations	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Ammonium	0,2	0,6	0,3	0,02
Bromates	ND	ND	ND	NM
Bromures	ND	ND	ND	NM
Calcium	72,0	94,0	68,0	6,2
Chlorates	ND	ND	ND	NM
Chlorites	ND	ND	ND	NM
Chlorures	3,9	4,9	2,3	5
Fluorures	0,48	0,60	0,28	0,02
Lithium	ND	ND	ND	NM
Magnésium	14,0	19,0	9,2	2,4
Nitrates	1,5	1,3	1,8	5
Nitrites	0,05	0,02	ND	0,02
Orthophosphates	ND	ND	ND	0,05 (en P ₂ O ₅)
Potassium	4,2	6,3	2,3	1,9
Sodium	7,3	8,7	5,6	5,3
Sulfates	254,0	361,0	234,0	5

ND : non détecté

NM : non mesuré

Dans les 3 échantillons prélevés en octobre 2006, on remarque, par rapport à l'échantillon prélevé en 2001 dans le ruisseau du Combret :

- des teneurs en **ammonium** 10 à 30 fois supérieures
- des teneurs en **calcium** 11 à 15 fois supérieures,
- des teneurs en **fluorures** 14 à 30 fois supérieures,
- des teneurs en **magnésium** 3,8 à près de 8 fois supérieures,
- et surtout, des teneurs en **sulfates**, 47 à 72 fois supérieures.

Ces 3 derniers ions, et notamment les sulfates, ont déjà été remarqués par la CRIIRAD en concentrations anormales, par rapport à des eaux naturelles locales, dans les eaux issues d'autres sites miniers réaménagés (cf. Note CRIIRAD, octobre 2004).

Le phénomène d'oxydation de la pyrite et d'autres minéraux sulfurés constitue une des explications probables de l'accroissement des teneurs en sulfates.

Cette oxydation est **provoquée par la perturbation du sous-sol** qu'engendre la mise en exploitation des minéralisations (déconfinement, accroissement notable des échanges roche/air, roche/eau).

Elle se produit également, et s'auto-entretient, au sein des dépôts de déchets miniers (stériles, résidus) provoquant l'acidification des eaux vue précédemment (Bril et Floc'h 2001, AEN 2002, Panak et al 1998).

L'élévation des teneurs en calcium et en fluorures résulte très probablement de la neutralisation de l'acide sulfurique généré par l'oxydation de la pyrite par des minéraux carbonatés présents dans le sous-sol (Fernandes et al 2001).

5.5.2. Dépistage multi-élémentaire

Les résultats de la recherche multi-élémentaire sur les 3 prélèvements d'eau sont reproduits dans le tableau 12 ci-dessous.

Tableau 12 : résultats du dépistage multi-élémentaire dans les échantillons d'eau prélevés le 20 octobre 2006

	G 1 Puits Gérémy avant pompage 20/10/2006	G 2 Puits Gérémy pendant recharge 20/10/2006	T1 Buse Stand de Tir 20/10/2006
Dépistage multi-élémentaire	µg/l	µg/l	µg/l
Ag	ND	ND	ND
Al	726	2 105	2 778
As	ND	21	ND
B	ND	8	22
Ba	30	38	37
Be	21	39	ND
Ca	75 789	92 632	66 667
Cd	ND	ND	ND
Co	200	337	25
Cr	ND	ND	ND
Cu	12	19	45
Fe	2 316	4 895	3 481
K	4 737	6 316	2 593
Mg	16 316	20 000	10 000
Mn	9 053	12 632	3 519
Mo	ND	ND	ND
Na	7 368	8 947	5 926
Ni	53	88	32
P	74	33	14
Pb	ND	13	ND
Sb	ND	ND	ND
Se	ND	ND	ND
Si	14 737	16 842	14 444
Sn	ND	ND	ND
Te	ND	ND	ND
Ti	ND	36	ND
Tl	ND	ND	ND
U	705	1 053	ND
V	ND	ND	ND
Zn	105	263	111

ND : non détecté

En comparant les résultats des 2 premières colonnes du tableau 12 page précédente, on remarquera la différence de résultats entre les mesures sur eau de recharge et sur eau avant vidange. Les concentrations en éléments chimiques ont tendance à augmenter dans l'eau de recharge à l'exception du Phosphore.

A titre indicatif, comparaison avec les références et limites de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine

Ces résultats montrent notamment, sous réserve de leur confirmation par des analyses plus précises :

- des **teneurs élevées en aluminium** dépassant de 3,6 à près de 14 fois la référence de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine (200 µg/l - Décret n°2001-1220),
- la **présence d'arsenic** dans le prélèvement G2 réalisé lors de la recharge en eau du puits Gérémy (avec une teneur de 21 µg/l soit 2 fois la limite de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine : 10 µg/l),
- des **teneurs élevées en fer** (près de 12 à 24 fois la valeur de 200 µg/l retenue comme référence de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine),
- la **présence de plomb** dans l'échantillon G2 (1,3 fois la limite de 10 µg/l pour les eaux potables),
- des **teneurs très élevées en manganèse** excédant, respectivement pour G1, G2 et T1, 181 fois, 253 fois et 70 fois la valeur de référence pour les eaux destinées à la consommation humaine (50 µg/l),
- des **teneurs en nickel** excédant de 1,6 à 4,4 fois la limite de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine (20 µg/l).

Comparaison avec d'autres eaux du secteur

Comme pour les anions et cations, afin d'obtenir une première évaluation de l'impact des anciennes installations, les résultats du dépistage sont également comparés, en l'absence de référence locale, aux résultats de l'analyse réalisée par le Laboratoire régional de la ville de Limoges en mars 2001 sur les eaux prélevées dans le ruisseau du Combret en aval du rejet Nord.

Cette comparaison a pu être établie pour l'aluminium, le cuivre, le fer, le manganèse et le zinc, éléments dosés dans les 2 séries de prélèvements (tableau 13, page suivante).

Tableau 13 : Comparaison des teneurs en aluminium, cuivre, fer, manganèse et zinc dans les échantillons d'eau prélevés par la CRIIRAD le 20 octobre 2006 avec les résultats des analyses réalisées par le Laboratoire régional de la Ville de Limoges sur un échantillon d'eau du ruisseau du Combret prélevé en mars 2001 en aval du rejet Nord

	G 1 Puits Gérémy avant pompage 20/10/2006	G 2 Puits Gérémy pendant recharge 20/10/2006	T1 Buse Stand de Tir 20/10/2006	Combret aval Rejet Nord Laboratoire de la ville de Limoges 07/03/2001	Ratio G1 / Combret 2001	Ratio G2 / Combret 2001	Ratio T1 / Combret 2001
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Al	726	2 105	2 778	301	2,4	7,0	9,2
Cu	12	19	45	< 1	> 12	> 19	> 45
Fe	2 316	4 895	3 481	210	11,0	23,3	16,6
Mn	9 053	12 632	3 519	32	282,9	394,7	110,0
Zn	105	263	111	< 30	> 3,5	> 8,8	> 3,7

Par rapport au ruisseau du Combret, déjà sous influence du site, les eaux prélevées en 2006 dans le puits Gérémy et à la Buse du Stand de Tir présentent :

- **des teneurs en aluminium, 2,4 fois à 9,2 fois supérieures,**
- **des teneurs en fer, 11 à 23 fois plus élevées,**
- **des teneurs en manganèse, 110 à 395 fois supérieures.**

On remarque également des concentrations non négligeables en **cuivre** et en **zinc** dans les échantillons du puits Gérémy et de la buse du Stand de tir, alors que ces éléments ne peuvent être quantifiés dans le ruisseau du Combret (valeurs inférieures au seuil de quantification).

Les résultats du dépistage dans les eaux du puits Gérémy et de la buse du Stand de tir révèlent également la présence d'autres éléments tels que le bore, le baryum, le béryllium, le cobalt. Une recherche plus poussée incluant l'analyse d'eaux de référence permettrait d'apprécier l'influence de l'ancien site minier sur ces paramètres.

Une étude réalisée par la CRIIRAD sur les eaux minières des bassins versants des étangs de la Crouzille et de Gouillet en Limousin – sites soumis à l'impact d'anciennes mines d'uranium - a montré que le **manganèse** et le **zinc** constituaient des marqueurs de l'activité minière d'extraction de l'uranium dans le contexte géologique des ces retenues (note CRIIRAD octobre 2004), ces éléments étant en surconcentrations notables par rapport aux eaux de référence¹².

Dans le cas de Saint-Pierre, les teneurs en zinc et en manganèse relevées dans les prélèvements réalisés dans le puits Gérémy et dans la buse du Stand de tir sont encore plus élevées.

En effet, par rapport aux eaux des galeries de l'ancien site minier Cogema de Fanay (Limousin), prélevées avant leur traitement à la station d'Augères, les teneurs en zinc sont 10,5 fois plus élevées dans le puits Gérémy (échantillon G2) et 5,5 fois plus élevées dans les eaux de la buse du stand de tir (échantillon T1).

Pour le manganèse, l'écart est encore plus important : par rapport à la teneur mesurée dans les eaux issues des anciennes galeries de la mine de Fanay, la concentration est en effet 20,7 fois supérieure dans le puits Gérémy et 5,5 fois dans la buse du stand de tir.

Les résultats de ce dépistage indiquent donc que des transferts importants d'éléments chimiques marqueurs des activités minières s'opèrent par les eaux à partir de l'ancien site. Cette mobilisation d'éléments chimiques et d'éléments traces métalliques est bien connue en aval d'anciennes exploitation minières. Elle est due à l'oxydation de la pyrite et l'acidification des eaux qui en résulte et provoque une contamination parfois importante du milieu en aval (Bril et Floc'h 2001, AEN 2002).

La mise en place du suivi de la qualité chimique de ces eaux semble donc indispensable.

De même il apparait nécessaire qu'une évaluation de l'impact chimique sur le milieu récepteur (plan d'eau de baignade et de pêche) soit réalisée.

¹² Des teneurs importantes en manganèse sont, par ailleurs, citées par plusieurs études concernant d'anciens sites d'extractions de l'uranium (Noller et al 1996, Fernandes et Franklin 2001, AEN 2002).

Rappelons que dans le dossier fourni par l'exploitant ne figurent que deux analyses concernant des paramètres chimiques effectuées dans l'environnement de l'ancien site minier. Il s'agit des analyses qui portent sur un échantillon du puits Gérémy (en fait en aval de ce dernier) et sur un échantillon du ruisseau du Combret prélevés en mars 2001 par la SMJ et analysés par le Laboratoire régional de contrôle des eaux de la Ville de Limoges.

5.6. Conclusion

Les relevés radiométriques et les analyses de sédiments en spectrométrie gamma montrent que les arrivées dans les secteurs nord et nord est du plan d'eau présentent **une contamination radiologique par des radionucléides des chaînes de l'uranium 238 et 235**, mettant en évidence un transfert de radioéléments par les eaux qui constituent un vecteur de la contamination du milieu.

Cette **contamination des arrivées** est particulièrement remarquée :

- dans les sédiments de l'**Alimentation Nord**,
- dans les sédiments du **fossé de ceinture est**, qui débouche en 2 arrivées dans le plan d'eau (Font de Pérou et débouché nord est).

Ces résultats confirment les mesures CRIIRAD réalisées en 2003 et 2004 dans les mêmes secteurs. Dans le fossé de ceinture est et à l'arrivée Font de Pérou, les analyses montrent également une contamination des végétaux (joncs) par le radium 226.

Les investigations réalisées en amont de ces arrivées montrent la contamination :

- **des drains du secteur du stand de tir** (amont Alimentation Nord) où plusieurs tributaires en provenance de l'ancien site sont regroupés,
- **des sédiments du « puits Gérémy »** (amont secteur est du plan d'eau), situé dans une parcelle anciennement exploitée,

suggérant que la contamination radiologique des arrivées en aval de ces secteurs s'opère à partir d'anciennes zones de l'exploitation minière.

L'analyse des eaux du « puits Gérémy » en spectrométrie gamma confirme les résultats obtenus par la CRIIRAD en 2003 dans les eaux du même ouvrage, montrant une **contamination par des radioéléments des chaînes de l'uranium 238 et de l'uranium 235**.

Par ailleurs, tant dans ce prélèvement d'eau, que dans certains échantillons de sédiments, on remarque un fort **déséquilibre en faveur de l'uranium 238 par rapport au radium 226**.

Cette situation témoigne de la mobilisation préférentielle de l'uranium dans les terrains dans lesquels l'eau percole et des conditions oxydantes qui y règnent.

Celles-ci sont très probablement liées aux perturbations du sous-sol uranifère engendrées par l'exploitation.

En effet, **les mesures et analyses chimiques réalisées montrent que les eaux du « puits Gérémy » et du « Stand de Tir » présentent des caractéristiques d'écoulements miniers et notamment :**

- l'acidité soutenue des eaux (écoulements en provenance du Stand de Tir, « puits Gérémy », fossé),
- les teneurs élevées en sulfates par rapport à des eaux naturelles du même secteur.
- les teneurs élevées en fer.

Ces caractéristiques, typiques des DMA (drainages miniers acides) témoignent du phénomène d'oxydation de la pyrite engendré par une perturbation du sous-sol.

Ce même phénomène provoque également la mobilisation d'autres éléments chimiques et pourrait être l'explication des teneurs élevées en manganèse et en zinc mesurées et à la présence d'autres éléments traces métalliques dans les eaux prélevées.

6. SECTEUR NORD-OUEST DU SITE MINIER

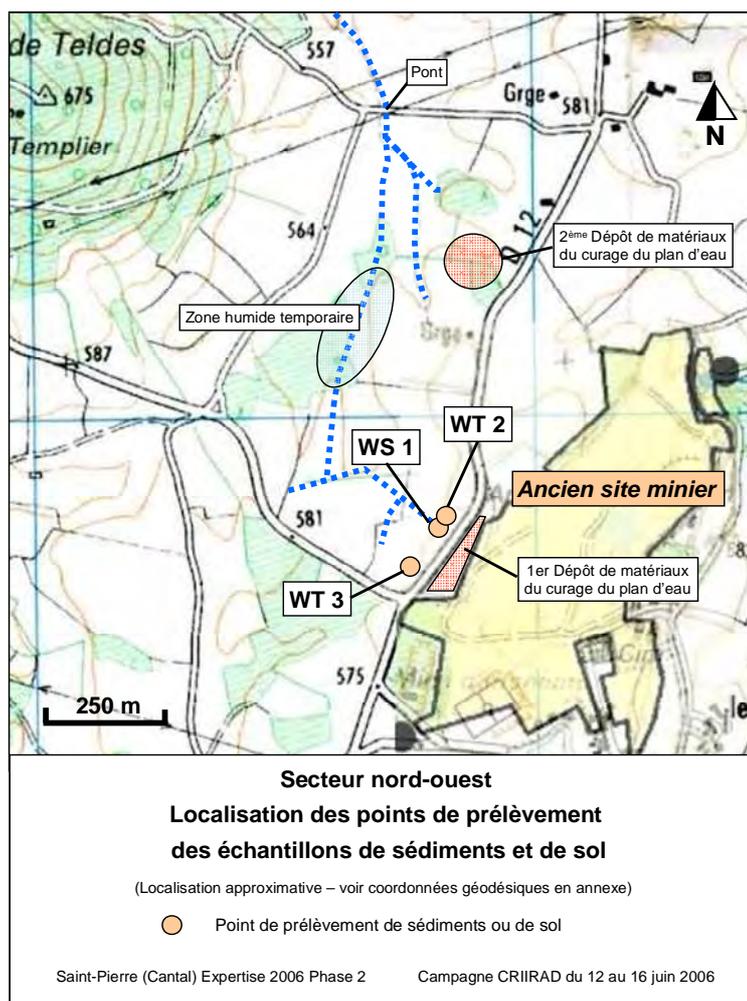
6.1. Observations, mesures de terrain, prélèvement d'échantillons

Afin de procéder au repérage des émergences et des cours d'eau dans le secteur nord-ouest du site minier, une prospection a été conduite par la CRIIRAD le 15 juin 2006.

En effet, des écoulements sous influence possible du site minier avaient été repérés dans ce secteur par la CRIIRAD lors de sa mission de mars 2006. En aval, ces écoulements s'organisent en formant un ruisseau qui court dans un talweg pour rejoindre la Dordogne au droit du site de St Nazaire.

Les prospections ont été conduites (cf. carte C4, ci-dessous) :

1. dans un pré à l'ouest de la route de Chaissac et en contrebas de la parcelle Marion et du 1er dépôt de matériaux de curage de l'étang (secteur où ont été prélevés les échantillons WS1, WT2 et WT3). Dans ce pré, la CRIIRAD avait mesuré, en mars 2006, des niveaux de flux gamma élevés à proximité d'un drain (jusqu'à 1 300 c/s DG5 au contact).
2. dans les terrains et la zone humide temporaire, situés en fond de vallée, en aval du 1^{er} dépôt de matériaux de curage de l'étang,
3. en contrebas du 2^{ème} dépôt de matériaux de curage de l'étang,
4. en aval, dans le ruisseau formé par ces écoulements, au niveau du pont de la route de Chaissac à Teldes.



Carte C4 : Secteur nord-ouest, localisation des points de prélèvement

Au cours de la campagne de juin 2006, tous les drains et le ruisseau de ce secteur étaient à sec, contrairement à ce qui avait été remarqué en mars 2006. Aucune mesure de pH et de conductivité n'a donc pu être réalisée.

6.1.1. Pré en contrebas de la parcelle Marion et du 1^{er} stockage de matériaux de curage du plan d'eau

Ce pré est parcouru par plusieurs fossés curés récemment qui assurent le drainage des terrains. Un de ces drains canalise, de plus, les eaux du fossé de la route en contrebas de la parcelle Marion. Contrairement à ce qui avait été remarqué en mars 2006, l'ensemble de ces écoulements étaient à sec lors de la mission de juin 2006.

Niveau de flux gamma

Des relevés de flux gamma au contact ont été réalisés avec un pas de 5 m sur chacun de ces drains.

On remarque :

1. un niveau de flux gamma de 180 à 200 c/s SPP2 au contact dans le lit des drains prenant naissance dans les parties du terrain situées au sud-ouest du pré (les plus éloignées du site minier),
2. **un niveau de flux gamma d'environ 400 c/s SPP2 au contact du lit d'un drain au sud du pré et de 450 c/s au contact de ses berges** (en proximité directe du lit). Ce drain prend naissance à 45 m de l'entrée du pré située au croisement des routes St Pierre / Chaissac / Teldes.
3. **une zone active située dans cette partie sud** (photo 20), entre l'entrée du pré et le début du drain, où l'on mesure des valeurs supérieures à 1 000 c/s au contact sur une surface d'environ 15 X 15 m et des niveaux supérieurs à 500 c/s à 0,50 m du sol sur un parcours de 43 m de l'entrée du pré jusqu'au drain.

Dans cette zone, qui pourrait être soumise à des écoulements diffus en provenance du site, a été prélevé l'échantillon de terre WT3 sur un point présentant un flux gamma de 1 500 c/s SPP2 au contact (1 050 c/s à 0,50 m). Cet échantillon a été fractionné en 3 strates (WT3 A : 0-10 cm, de nature sableuse / WT3 B : 10-20 cm constitué de terre sableuse / WT3 C : 20-30 cm, constitué de terre).



Photo 20 : Zone active au sud du pré en contrebas de Chaissac, du site minier (parcelle Marion) et du 1^{er} dépôt des matériaux de curage du plan d'eau. (L'échantillon WT3 a été réalisé dans le pré au droit du poteau téléphonique).

4. un niveau de flux gamma variant entre 450 et 2 200 c/s, (avec une moyenne de 620 c/s) dans le drain curé qui canalise, en sortie de buse, les écoulements collectés dans le fossé en contrebas du 1^{er} stockage de matériaux de curage de l'étang et de la parcelle Marion (mesures réalisées de la sortie de la buse à la confluence avec le drain sud). Lors de la mission CRIIRAD de mars 2006, au cours de laquelle ce drain a été repéré, nous avons remarqué que ce dernier était alimenté par des écoulements de sub-surface vraisemblablement en provenance du site minier et collectés par le fossé.

Dans le lit de ce drain curé, a été prélevé (6 m en aval de la sortie de la buse de traversée de route) l'échantillon **WS1** (0-10 cm) de consistance terreuse et sableuse et présentant des traces d'oxydes de fer. **Au contact du point de prélèvement, le niveau radiométrique a été mesuré à 2 200 c/s SPP2** (photo 21).

Sur la berge, à 1 m du lit en rive droite, a été prélevé l'échantillon de terre WT2 (0-10 cm) dans une zone présentant un niveau de flux gamma de 400 c/s SPP2 au contact.



Photo 21 : Point de prélèvement de l'échantillon WS1 (2 200 c/s SPP2 au contact du sol), dans un drain à sec et curé récemment dans le pré en contrebas du site minier (parcelle Marion) et du 1^{er} dépôt des matériaux de curage du plan d'eau.

6.1.2. Terrain et zone humide temporaire, en fond de vallée, en aval du 1^{er} dépôt de matériaux de curage de l'étang

Dans ce secteur aucune anomalie radiamétrique significative n'a été relevée à proximité des zones d'écoulement.

En effet, **le niveau de flux gamma mesuré dans une tourbière asséchée en fond de vallée varie entre 100 et 140 c/s SPP2 au contact**, soit des valeurs globalement inférieures à celles mesurées dans un sous-bois (140-150 c/s).

6.1.3. Aval du 2ème dépôt de matériaux de curage du plan d'eau

Aucun écoulement en provenance potentielle du site minier n'est mis en évidence dans cette zone au cours d'une prospection rapide. On remarque la naissance de petits ruisseaux semblant drainer essentiellement des eaux de ruissellement en contrebas du stock des matériaux de curage.

Le flux gamma est mesuré à 190 c/s SPP2 au contact dans un des ces fossés de drainage. Dans un champ au sud du dépôt on peut mesurer 250 c/s SPP2 au contact du sol.

Sur le dépôt, au contact des tas où sont présentes des argiles vertes le niveau radiamétrique varie entre **250 et 350 c/s SPP2** (photo 22).



Photo 22 : Monticules de matériaux de curage du lac entreposé sur un terrain en bordure de la route de Chaissac (photographie de mars 2006). Les argiles vertes présentent un niveau de flux gamma au contact plus élevé (250 à 350 c/s SPP2 / 300 à 500 c/s DG5) que les sables ocres (200 à 300 c/s DG5).

6.1.4. Ruisseau Nord-ouest (au niveau du pont de la route de Chaissac à Teldes / aval des 2 dépôts de matériaux issus du curage de l'étang)

A ce niveau de son tracé, le débit du ruisseau, à sec lors de cette mission, ne semble pas être soutenu par des émergences d'eau souterraines permanentes.

Dans le lit du ruisseau, le niveau radiométrique mesuré au cours d'une prospection rapide de quelques dizaines de mètres est de 140-160 c/s, soit de l'ordre de grandeur de celui mesuré dans un milieu non perturbé par l'exploitation minière.

La mise en évidence d'anomalies radiométriques et d'un éventuel impact minier sur l'ensemble du parcours de ce ruisseau, de même que la recherche d'émergences d'eaux souterraines sur l'ensemble de son bassin versant nécessiteraient que soit conduite une prospection de plusieurs jours sur ce secteur. Cela n'a pas été possible dans le cadre des missions de terrain CRIIRAD.

6.2. Récapitulatif des échantillons prélevés dans le secteur Nord-Ouest

Tableau 14 : Récapitulatif des échantillons prélevés dans le secteur Nord-Ouest

Code	Cours d'eau / Secteur	Localisation du prélèvement et/ou des mesures radiométriques	Strates ou parties prélevées	Nature et couleur	Flux gamma SPP 2 au contact du sol (C/S)	Point GPS enregistré
WS 1	Drain dans pré en contrebas de la parcelle Marion et du 1er dépôt de matériaux de curage	Lit du drain curé récemment / 6 m en aval de la sortie de la buse de traversée route	0-10 cm	Sed. Sableux / orange	2200	W 47
WT 2	Drain dans pré en contrebas de la parcelle Marion et du 1er dépôt de matériaux de curage	Berge en rive droite, à 1 m de WS 1	0-10 cm	Terre	400	proximité immédiate de W 47
WT 3 A WT 3 B WT 3 C	Pré en contrebas de la parcelle Marion et du 1er dépôt de matériaux de curage	A 11 m O de l'entrée du pré au niveau du croisement Teldes-Chaissac	WT 3 A : 0-10 cm WT 3 B : 10-20 cm WT 3 C : 20-30 cm	WT 3 A : Sables WT 3 B : Terre + sables WT 3 C : Terre	1500	W 48

6.3. Analyses en spectrométrie gamma des échantillons de solides

Le tableau 15 ci-dessous présente les activités de l'uranium 238, du radium 226 ; du plomb 210 et de l'uranium 235 dans les échantillons prélevés dans le secteur au nord-ouest de l'ancien site minier (rapports d'essai complets en Annexe 2).

Tableau 15 : Principaux résultats des analyses en spectrométrie gamma sur les échantillons de solides prélevés dans le secteur au nord-ouest

Code	Cours d'eau / Secteur	N° de rapport d'essai	U 238 (Th 234) (Bq/kg sec)	Ra 226 (Bq/kg sec)	Pb 210 (Bq/kg sec)	U 235 (Bq/kg sec)
WS 1 (0-10 cm)	Lit du drain dans pré en contrebas de la parcelle Marion	22586-1	39 800	45 000	42 700	2 110
WT 2 (0-10 cm)	Berge du drain dans pré en contrebas de la parcelle Marion et du 1er dépôt de matériaux de curage	22543-1	770	790	1 050	< 60
WT 3 A (0-10 cm)	Pré en contrebas de la parcelle Marion	22565-1	7 300	6 700	7 500	360
WT 3 B (10-20 cm)	Pré en contrebas de la parcelle Marion	22568-1	6 400	4 400	5 700	290
WT 3 C (20-30 cm)	Pré en contrebas de la parcelle Marion	22569-1	1 830	1 890	2 380	170

L'échantillon **WS1**, prélevé dans le drain s'écoulant dans le pré en aval de l'ancien site minier présente des activités élevées pour tous les radioéléments mesurés en spectrométrie gamma de la chaîne de l'uranium 238 (de l'ordre de 40 000 Bq/kg) et de la chaîne de l'uranium 235 (**uranium 238 : 39 800 Bq/kg sec, uranium 235 : 2 110 Bq/kg**).

Les radionucléides de ces deux chaînes sont à l'équilibre séculaire.

Il pourrait s'agir :

- 1/ de dépôts de particules transportées par les eaux,
- 2/ de sables uranifères non exploités d'origine locale (terrain en place),
- 3/ de matériaux résultant d'un ancien entreposage de minerai pauvre effectué dans le pré.

L'analyse des cartes jointes au dossier SMJ de cessation d'activité (carte C5, page suivante) ne permet pas de trancher.

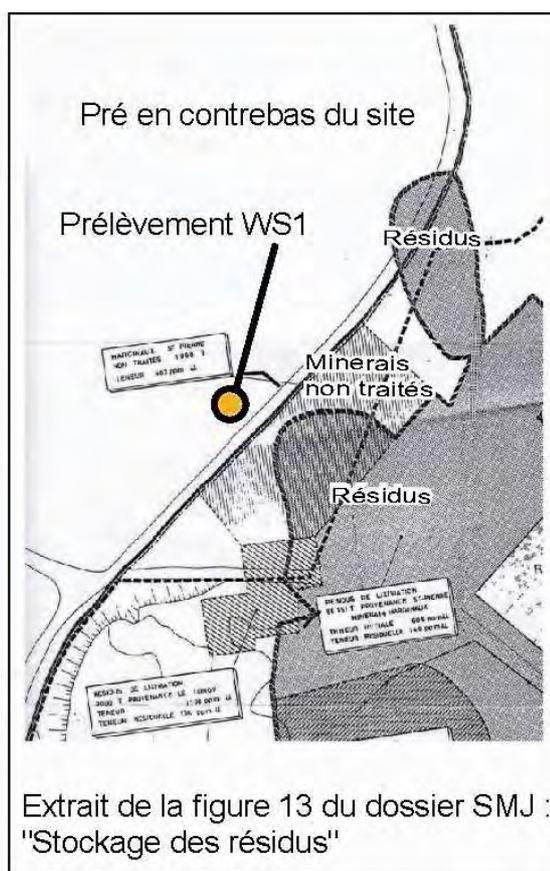
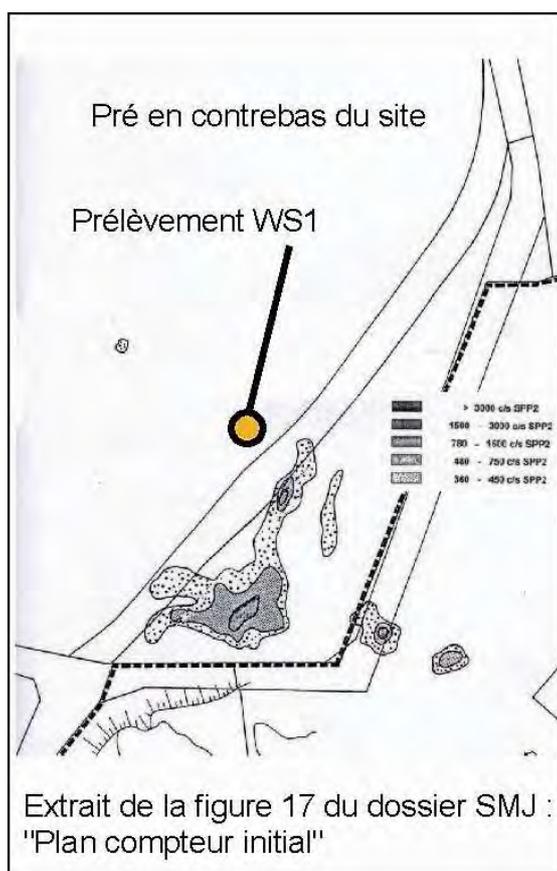
En effet, sur la figure 17 « plan compteur initial », on remarque des relevés de flux gamma de l'ordre de 360 à 450 c/s SPP2 (hauteur de mesure non précisée par AREVA malgré 2 demandes formulées par la CRIIRAD) au niveau de la route, c'est-à-dire à une distance d'une dizaine à quelques dizaines de mètres du point de prélèvement. D'autre part, sur la figure 13, « Stockage des résidus », on remarque que la parcelle voisine, où sont actuellement déposés les matériaux de curage de l'étang, est également un lieu de stockage de « marginiaux non traités » (1 000 tonnes à 402 ppm en uranium, soit une activité d'environ 5 000 Bq/kg en U 238). Cette parcelle est située à environ une vingtaine de mètres à l'est du point de prélèvement WS1.

L'échantillon de terre **WT2** prélevé sur la berge du drain, à 1 m de WS1, présente également des activités en uranium et descendants supérieures à celles des échantillons de référence (de l'ordre de 800 Bq/kg pour les éléments de la chaîne de l'uranium 238 à l'équilibre).

Cette différence entre les deux échantillons pourrait être liée au fait que le drain dans lequel l'échantillon WS1 a été prélevé est encaissé, le lit étant régulièrement curé. Les deux prélèvements ne concerneraient donc pas les mêmes horizons du sol (la strate échantillonnée étant de 0 à 10 cm dans les 2 cas).

Au point de **carottage WT3**, les hypothèses avancées précédemment (présence de minéralisations, lieu de stockage de minerai pauvre, transport de particules) peuvent également être émises. En effet, dans ces échantillons (3 strates de 10 cm prélevées dans le même pré que WS1 et WT2), l'équilibre entre les radioéléments de la chaîne de l'uranium 238 est globalement respecté.

On notera que la strate sableuse, qui présente les activités les plus élevées (**7 300 Bq/kg en U 238**) est retrouvée à la surface du sol (0-10 cm), tandis que la couche de terre, aux activités plus faibles (1 830 Bq/kg en U 238) se situe entre 20 et 30 cm. Les activités en césium 137 décroissent en fonction de la profondeur ce qui renforce l'hypothèse d'apports de sables actifs sur le sol initial.



Carte C5 : Localisation (approximative) du prélèvement WS1 sur les cartes jointes au dossier SMJ de cessation d'activité.

6.4. Conclusion

Des activités élevées en uranium et ses descendants sont révélées par les analyses en spectrométrie gamma effectuées par la CRIIRAD dans un pré en contrebas du site minier, confirmant les relevés radiométriques de terrain.

La présence en excès de radioéléments des chaînes de l'uranium 238 et 235 pourrait être liée à la présence de sables uranifères d'origine naturelle mais les premiers éléments disponibles tendent à privilégier l'hypothèse d'un apport de matériaux liés à l'exploitation (type minerai pauvre ou stériles) combinés ou non à des apports par des écoulements.

Des carottages de sols en profondeur, ainsi qu'une recherche historique permettant de dresser un inventaire exhaustif de toutes les aires de stockage de matériaux générés par l'exploitation, même temporaires, devront être réalisés afin de connaître l'origine de la présence de matériaux uranifères dans ces terrains.

7. BASSIN VERSANT DU COMBRET

Le ruisseau de Combret qui s'écoule au Nord du site minier vers la Dordogne, **reçoit, au niveau d'une ancienne station de pompage** (utilisée pour l'alimentation en eau industrielle du site minier pendant l'exploitation), **les eaux d'un ruisseau dit « Rejet Nord »** prenant en partie naissance sur le site minier.

En aval de cette confluence, le Combret s'encaisse fortement dans des formations granitiques et rejoint la Dordogne au site du Mentier, environ 600 m en aval (cf. carte C6 pages suivantes).

Le Rejet Nord est la conjonction de plusieurs écoulements. Il regroupe, en effet :

- **le chenal prenant naissance sur l'ancien site minier** à la sortie d'une zone marécageuse.

Ce cours d'eau longe les bassins de stockage des résidus fins de l'usine d'extraction de l'uranium et draine une partie des eaux de ruissellement et d'infiltration du site. Il reçoit également le trop plein de l'étendue d'eau située sur le site minier dénommée « Réserve d'eau ».

Sur l'emprise de l'ancienne mine, il suit le cours de l'ancien chenal dénommé « Chenal du radium » ou « Chenal des Sulfates de baryum » et se prolonge hors site en prenant la forme d'un ruisseau. Rien ne permet alors de le distinguer visuellement d'un cours d'eau naturel, si ce n'est la couleur orange de son lit qui traduit des phénomènes de précipitation d'oxy-hydroxydes de fer transportés par les eaux à partir de l'ancienne mine,

- **le rejet situé au pied de la digue de retenue des résidus fins de l'usine**, qui est l'exutoire du tapis drainant mis en place à la construction de la digue.

Selon l'étude ANTEA de 2004, cet émissaire est probablement alimenté par une nappe perchée (alimentée par les eaux météoriques) subsistant dans les bassins à boues¹³,

- **le ruisseau venant de l'Ouest qui draine des prés (lieu dit « Les Entournilles »).**

Ces deux derniers tributaires sont regroupés, après avoir traversé une route, dans un regard situé à l'extérieur du site minier.

Ils rejoignent, environ 50 m en aval, en bordure de la route menant au site du Mentier, le chenal prenant naissance sur l'ancien site. Le point de contrôle ALGADE des eaux « Rejet Nord » est situé à cette confluence et est donc représentatif du mélange de ces eaux. Aucun suivi régulier de chacun des tributaires n'est réalisé.

Environ 300 m en aval, dans une partie très encaissée, le Rejet Nord reçoit en rive droite les eaux d'un affluent, le « ruisseau du Peil » qui prend naissance en contrebas du hameau portant le même nom.

Lorsque les eaux du Rejet Nord parviennent au ruisseau du Combret, elles ont parcouru, dans le milieu naturel, une distance d'environ 450 m hors site minier et reçu les apports de deux ruisseaux a priori naturels, le ruisseau venant de l'ouest de la digue et le « ruisseau du Peil ».

¹³ « Stabilité à long terme de la digue à stériles de Saint-Pierre (Cantal) », rapport A32834/A, ANTEA pour COGEMA, Janvier 2004.

7.1. Observations, mesures de terrain, prélèvement d'échantillons

7.1.1. Secteurs prospectés

La prospection conduite par la CRIIRAD, lors de la mission de terrain du 12 au 16 juin 2006, concerne les secteurs suivants (les points de prélèvement sont reportés sur la carte C6 page suivante) :

1/ le secteur amont du Combret, afin d'obtenir un échantillon de sédiment de référence CS6.

Les résultats concernant cette station ont déjà été présentés dans le paragraphe « Milieu naturel a priori non perturbé par l'exploitation »,

2/ le secteur amont du Rejet Nord comprenant :

- **le chenal du radium sur le site minier au niveau de l'ancienne réserve d'eau, où ont été prélevés l'échantillon de sédiments CS11 et l'échantillon de joncs CV11,**
- **le chenal du radium hors site minier, en contrebas de la route de St Pierre, dans lequel a été prélevé l'échantillon de sédiments CS9,**
- **le rejet de pied de digue, au niveau de son exutoire et du marigot qu'il forme en amont de la route de St Pierre, où a été prélevé l'échantillon de sédiments CS8,**
- **le ruisseau à l'ouest de la digue drainant des prés situés au lieu dit « Les Entournilles », dans lequel a été prélevé l'échantillon de sédiments CS7,**

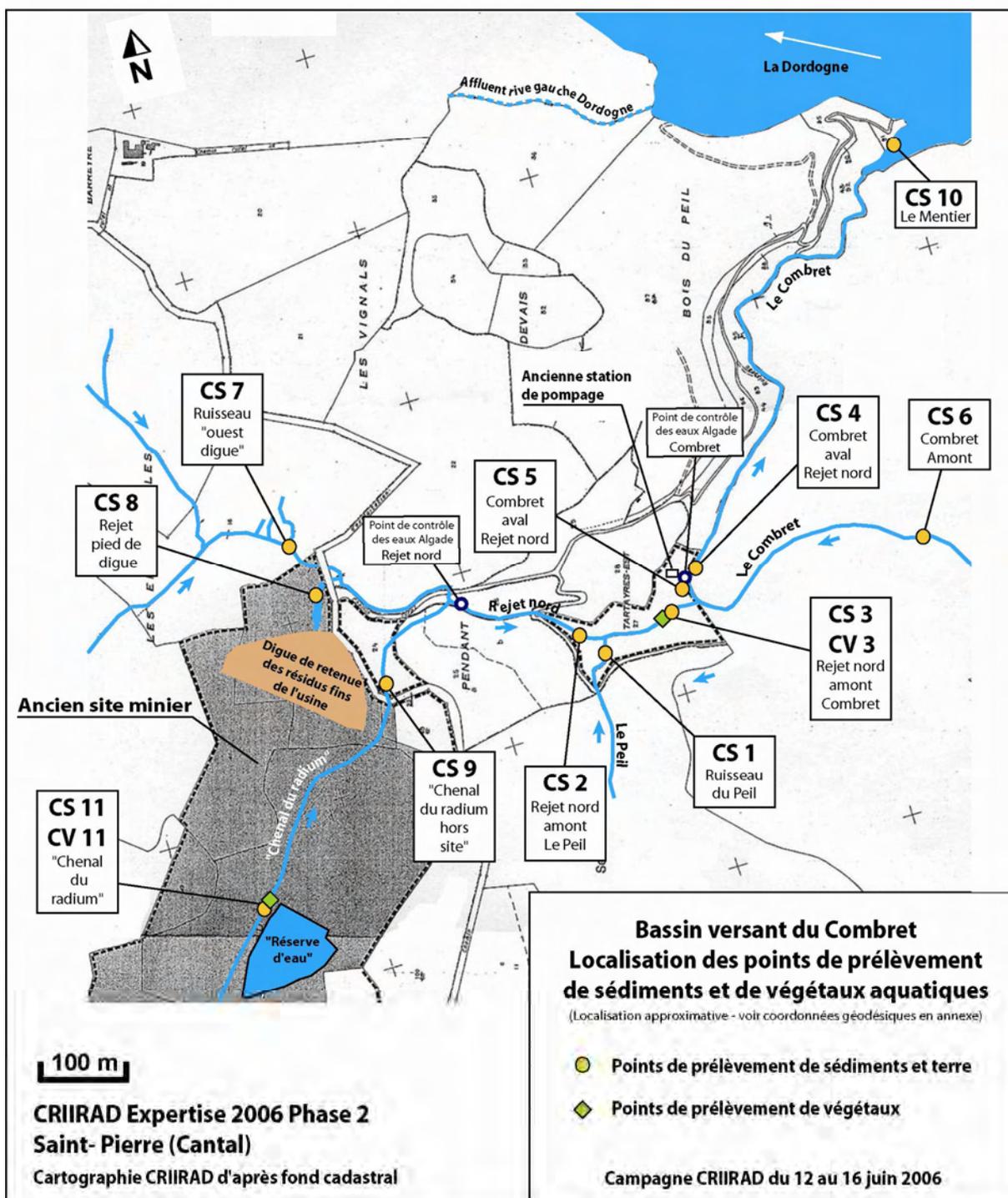
3/ le secteur du Rejet Nord en aval des émissaires et en amont de la confluence avec le Combret, comprenant :

- **le Rejet Nord, en amont de sa confluence avec le ruisseau du Peil (parcours d'environ 100 m), où a été prélevé l'échantillon de sédiments CS2,**
- **son affluent, le ruisseau du Peil, (parcours d'environ 50 m en amont de la confluence Rejet Nord / le Peil), dans lequel a été prélevé l'échantillon de sédiments CS1,**
- **le parcours entre la confluence Rejet Nord / ruisseau du Peil et la confluence Rejet Nord / Combret (environ 110 m), où ont été prélevés l'échantillon de sédiments CS3 et l'échantillon de mousses aquatiques CV3,**

4/ Le secteur de l'ancienne station de pompage (confluence Rejet Nord / Combret), où ont été prélevés les échantillons de sédiments CS4 et CS5,

5/ Le site du Mentier, à la confluence Combret / Dordogne, où ont été prélevés les échantillons de sédiments CS10.

Par ailleurs, à partir du site du Mentier, le faible niveau des eaux de la Dordogne a permis de procéder au repérage de l'exutoire d'un ruisseau temporaire prenant naissance au Nord du site minier. Ce ruisseau (dénommé « affluent rive gauche Dordogne » sur la carte C6) trace son lit dans une forte pente boisée et rejoint la Dordogne en aval de la confluence avec le Combret.



Carte C6 : Bassin versant du Combrete : Localisation des points de prélèvements des échantillons de sédiments et de végétaux.

7.1.2. Secteur amont Rejet Nord

7.1.2.1. Chenal du radium, section située sur l'emprise de l'ancienne zone exploitée

Lors de la mission de terrain de juin 2006, le lit du drain implanté sur l'ancien chenal du radium présentait, au niveau de la réserve d'eau, une alternance de zones d'eau plutôt stagnante et de zones boueuses.

La section véritablement en eau courante n'était présente qu'en aval de la réserve d'eau, bien que le déversoir de cette dernière dans le chenal était à sec lors de notre visite.

Ceci permet de penser que ce chenal, en plus du drainage des eaux de ruissellement sur le site, est alimenté par des eaux souterraines dont certaines proviennent certainement de la zone adjacente de stockage des résidus fins de l'usine.

Niveau de flux gamma

Des relevés radiométriques métrés ont été réalisés dans les parties accessibles de la **section amont du chenal du radium au Sud de la réserve d'eau**, en aval d'une zone marécageuse.

La moyenne des 30 mesures de flux gamma réalisées, sans effectuer de recherche particulière de points chauds, est de 760 c/s SPP2 au contact du lit sur cette section de 105 m de long (valeur minimum de 600 c/s et valeur maximum de 1 050 c/s). A 0,50 m du sol, le niveau est du même ordre de grandeur, voire plus élevé : moyenne de 790 c/s SPP2, valeur minimale de 600 c/s et valeur maximale de 1150 c/s, montrant la généralisation de la contamination du milieu et/ou l'influence des stockages de déchets radioactifs (des niveaux de 650 c/s SPP2 peuvent être mesurés à 5 m du chenal sur les terrains adjacents).

Par ailleurs, dans la partie sud-ouest de la réserve d'eau, un espace a été aménagé de façon sommaire en coin pêcheurs, certainement par des habitués du lieu, (débroussaillage, siège formé dans le sol de la berge et support de canne). A cet emplacement le niveau de flux gamma est de 600 c/s SPP2 au contact du sol (siège) et de 500 c/s à 0,50 m du sol.

On remarque des niveaux radiométriques particulièrement élevés dans la section du chenal située au nord-ouest de la réserve d'eau, en amont de la buse permettant le franchissement de la piste.

On mesure, en effet, jusqu'à **10 500 c/s SPP2** au contact (2 900 c/s à 0,50 m du sol) dans ce fossé dans une zone en eau semi-stagnante. Cette zone présente, sur la surface que nous avons pu contrôler¹⁴ (1,5 m X 2 m), un flux gamma minimum de 3 500 c/s au contact.

Le prélèvement de sédiment CS11 (strate de 0 à 15 cm) a été réalisé au point le plus actif (10 500 c/s au contact du sol). Il est constitué d'argiles et présente une coloration orange en surface (certainement liée à la précipitation d'oxy-hydroxydes de fer) comme l'est le chenal sur toute sa longueur (photo 24).

Un prélèvement de joncs CV11 a également été réalisé dans cette zone. Au pied des touffes dont les parties aériennes ont été prélevées, le niveau de flux gamma était de 2 000 à 4 000 c/s SPP2 au contact du sol.

¹⁴ Du fait de la densité de la végétation, le contrôle du flux gamma n'a été possible que sur une section de quelques mètres de longueur.

pH et Conductivité

Tableau 16 : Mesures de pH et de conductivité dans le chenal du radium et dans la réserve d'eau

	pH	Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Température ($^{\circ}\text{C}$)
Chenal du radium au droit de la réserve (amont buse piste)	6,5	642	16,7
Réserve d'eau	7,1	213	25,5
Chenal du radium au débouché de la buse piste	7,1	741	16,5

Par rapport à la conductivité des eaux circulant dans un environnement non perturbé à proximité du site ($46 \mu\text{S.cm}^{-1}$ pour le Gioux amont), la conductivité mesurée dans ces eaux d'origine minière est notablement plus élevée et témoigne probablement d'un enrichissement en ions lié aux produits stockés et à leur oxydation (Tableau 16).



Photo 23 : Réserve d'eau sur le site minier.



Photo 24 : Forte coloration du lit du chenal du radium traduisant probablement la précipitation d'oxydes de fer transportés par l'eau et issus de l'altération des matériaux stockés sur l'ancien site minier

7.1.2.2. Chenal du radium, section hors zone d'exploitation minière

Nous avons suivi le cours de ce ruisseau après sa traversée de la route (en contrebas du site minier et de la digue de retenue des résidus fins) jusqu'au fossé qu'il emprunte en bordure de la route du Mentier avant de rejoindre les deux autres écoulements qui forment le Rejet Nord.

Dans ce parcours, le ruisseau traverse la parcelle n° 24 qui ne semble pas avoir été perturbée physiquement par l'ancienne exploitation minière mais qui apparaît néanmoins, sur les plans annexés au dossier de cessation d'activité de l'exploitant, comme étant propriété de la SMJ en 2002.

Niveau de flux gamma

Au contact du lit et des berges du Rejet Nord, qui prend dans cette section l'aspect d'un ruisseau naturel (si ce n'est la coloration orangée du lit), le niveau radiométrique varie entre 250 et 650 c/s SPP2 au contact (photo 25). Les mesures les plus élevées sont localisées dans la partie amont, sur une vingtaine de mètres à la sortie de la buse permettant la traversée de la route. Plus en aval, la forte déclivité des terrains semble peu propice à la formation de dépôts de sédiments.

L'échantillon CS9 a été prélevé dans la partie amont de cette section, une quinzaine de mètres en aval de la sortie de la buse **sur une zone présentant un niveau de flux gamma de 500-550 c/s SPP2 au contact**. Cet échantillon de sédiments surfaciques (0-5 cm) est constitué de limons colorés en rouge.

Notons la présence de suintements générant des niveaux de l'ordre de 550 c/s dans le fossé de la route du Mentier en contre bas de la parcelle traversée par le Rejet Nord. Ces écoulements diffus, qui colorent en rouge le lit du fossé, pourraient être alimentés par des infiltrations du Rejet Nord ou par des résurgences d'eau souterraines.

pH et Conductivité

Les eaux de cet émissaire présentent une conductivité de $761 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et un pH de 7,1, soit des valeurs équivalentes à celles relevées sur le site minier.



Photo 25 : Chenal du radium en contrebas du site minier, à la sortie de la buse traversant la route de Saint Pierre

7.1.2.3. Rejet au pied de la digue de retenue des résidus fins de l'usine

Le tapis drainant mis en place lors de la construction de la digue trouve son exutoire dans l'enrochement situé une cinquantaine de mètres en amont du croisement de la route de Saint Pierre et de la route du Mentier. Cet écoulement alimente un ruisseau qui prend la forme d'un marigot tourbeux s'étalant sur 3 à 5 m de largeur et sur une cinquantaine de m de long jusqu'à la route (photo 26).

Ce milieu humide se distingue par sa **coloration orangée** prononcée et par la **présence d'un voile bactérien** à la surface de l'eau (très certainement en rapport avec la composition chimique de l'eau). De nombreux piétinements d'animaux sur les abords du marigot témoignent que les eaux de ce rejet servent visiblement pour l'abreuvement d'animaux (le terrain du parement de la digue tient lieu de pré).

Niveau de flux gamma

Mesuré en rive droite et dans les parties accessibles du lit, sur une section comprise entre 2 et 15 m en amont de la route, le niveau de flux gamma varie entre 400 et 750 c/s SPP2 au contact des sédiments. Sur le parement de la digue, utilisé comme pré, le niveau est de 250 à 300 c/s SPP2 au contact.

L'échantillon de sédiments **CS8** est prélevé sur un point présentant un niveau de **750 c/s SPP2** au contact.

pH et Conductivité

A l'exutoire dans l'enrochement, la conductivité atteint la valeur de $1\,602\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Elle varie peu le long du marigot ($1\,571\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en aval, à 5 m en amont de la route). Ces valeurs élevées (par rapport aux eaux naturelles de l'environnement du site) traduisent une charge ionique importante qui est probablement liée à la percolation de ces eaux au travers des résidus stockés. Le pH est de 6,4 à l'exutoire et de 6,7 à 5 m en aval, au niveau de la route.



Photo 26 : Marigot formé par le rejet issu du tapis drainant en pied de la digue de retenue des résidus fins de l'usine. Coloration orange prononcée de la surface des sédiments et traces de piétinement d'animaux.

7.1.2.4. Ruisseau à l'ouest de la digue de retenue des résidus fins de l'usine

Ce ruisseau, qui traverse un pré à l'ouest de la digue de retenue des résidus fins de l'usine, est alimenté par le drainage de prés situés au lieu dit « les Entournilles ». Il rejoint les eaux industrielles du pied de la digue dans un regard en bordure du croisement des routes de Saint-Pierre et du site du Mentier. A la date de la prospection (14 juin 2006), son débit était très faible.

Les mesures ont été réalisées en remontant le ruisseau sur une cinquantaine de mètres dans le pré.

Niveau de flux gamma

Dans le pré, le niveau de flux gamma est de 120 à 150 c/s SPP2 au contact du sol. Le lit du ruisseau présente des valeurs variant entre 130 et 150 c/s au contact, soit un niveau proche de celui de l'échantillon de référence GS1 dans le Gioux amont.

L'échantillon CS7, constitué par des sédiments surfaciques (0-3 cm) de nature limoneuse et sableuse a été prélevé sur un point présentant un niveau de flux gamma de **140-150 c/s SPP2** au contact, à environ 15 m en amont de la route.

pH et Conductivité

Les eaux du ruisseau présentent un pH de 6,8 et une très faible conductivité ($40 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) du même ordre de grandeur que celle du Gioux amont.

7.1.3. Rejet Nord

Notons que le terme « rejet » utilisé par l'exploitant (et repris ici pour une meilleure compréhension des stations de mesure) n'est pas approprié : à sa confluence avec le Combret, il s'agit en effet d'un ruisseau formé par les deux émissaires du site (chenal du radium et rejet pied de digue) et par deux ruisseaux a priori naturels.

7.1.3.1. Rejet Nord en amont de la confluence avec le ruisseau du Peil

Dans cette section, le ruisseau, formé par ses trois tributaires (dont deux rejets miniers), s'écoule dans une vallée très encaissée. Le lit du ruisseau est essentiellement constitué de blocs et les dépôts de sédiments fins sont peu nombreux. Une ancienne canalisation métallique, vraisemblablement utilisée lors de l'exploitation de la mine pour l'adduction en eau industrielle, suit le cours d'eau (photo 27).

Niveau de flux gamma

En descendant vers le ruisseau par sa rive droite, le sous bois en forte pente présente des niveaux de flux gamma de 220 à 250 c/s SPP2 au contact (environ 200 c/s à 1 m du sol).

Le lit du cours d'eau est mesuré à 250 c/s SPP2 au contact.

Une zone présentant des niveaux radiométriques notablement plus importants est repérée environ 180 m en amont de la confluence Rejet Nord / Combret à proximité de l'endroit où une piste comportant une pancarte « AICR » croise le cours d'eau dans une section en replat.

Dans ce lieu, les berges présentent sur quelques dizaines de mètres le long du ruisseau des valeurs de flux gamma allant jusqu'à **500 c/s au contact**. En rive droite des niveaux se démarquant de ceux de l'environnement immédiat peuvent être mesurés jusqu'à plus de 3 m du cours d'eau dans la pente escarpée du versant.

Ces anomalies radiométriques concernant pour partie des terrains situés bien au dessus du lit du ruisseau, une contamination liée au transport par les eaux n'était pas certaine.

L'objectif de cette campagne étant d'évaluer le transport de radionucléides par les eaux au travers d'échantillons de sédiments ou de sol soumis à une influence certaine du cours d'eau, nous avons préféré choisir une autre station de prélèvement. Il n'est pas exclu cependant que les niveaux rencontrés soient en lien avec le cours d'eau.

L'échantillon de sédiments surfaciques CS2 a donc été prélevé à l'extérieur de cette zone singulière, environ 50 m en amont de la confluence Rejet Nord / ruisseau du Peil, dans une petite zone où des sédiments limoneux sableux se sont déposés auprès de blocs rocheux. La mesure du niveau radiométrique au contact du point de prélèvement (**300-320 c/s SPP2 au contact**) était très certainement influencée par la présence de ces blocs de granite.

pH et Conductivité

Les eaux du Rejet Nord conservent, après un parcours d'environ 200 m en aval de la conjonction des trois tributaires du Rejet Nord, une conductivité élevée de 620 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Le pH est de 7,8.

Nota : des niveaux radiométriques élevés avaient également été repérés lors de la mission exploratoire de mars 2006 au niveau de la station de pompage, dans la pente du talweg en rive gauche du Rejet Nord sur une distance de plusieurs dizaines de mètres perpendiculairement au lit. Les causes de ces niveaux élevés n'ont pu être déterminées.



Photo 27 : Lit du Rejet Nord en amont de sa confluence avec le ruisseau du Peil

7.1.3.2. Ruisseau du Peil (affluent Rejet Nord)

Cet affluent en rive droite du Rejet Nord se forme à partir d'écoulements prenant leurs sources dans des prés en contrebas du hameau du Peil. Il s'encaisse fortement pour rejoindre le Rejet Nord environ 110 m en amont de la station de pompage.

Niveau de flux gamma

Le lit du ruisseau a été prospecté sur une section très escarpée et sur une distance d'environ 50 m en amont de sa confluence avec le Rejet Nord.

Aucune anomalie radiométrique n'a été repérée.

Au point de prélèvement de l'échantillon de sédiments **CS1** (0-10 cm), le flux gamma est mesuré à **200-210 c/s SPP2 au contact** dans un environnement de blocs granitiques. Ce dépôt de sédiments est constitué majoritairement de limons (photo 28).

pH et Conductivité

Les eaux de ce ruisseau présentent un pH de 7,4 et une faible conductivité ($54 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) indiquant une très faible minéralisation.



Photo 28 : Dépôts de sédiments dans le ruisseau du Peil

7.1.3.3. Rejet Nord : parcours entre sa confluence avec le ruisseau du Peil et sa confluence avec le ruisseau de Combret

Dans cette section du cours d'eau, le lit est jonché de nombreux déchets d'anciennes tuyauteries plastiques et métalliques abandonnés par l'exploitant (photo 29 et 30).



Photo 29 et 30 : Déchets d'exploitation dans le lit du cours d'eau

Niveau de flux gamma

L'échantillon de sédiments CS3 (0-4 cm) a été prélevé 60 m en amont de la confluence du Rejet Nord avec le Combret. Il est constitué de limons et contient apparemment une forte proportion en matière organique. Au contact du lit, **le flux gamma est de 250 c/s SPP2 au point de prélèvement** (photo 31). Des valeurs équivalentes ont été mesurées dans le lit et sur les berges le long du parcours entre les deux confluences.

Un échantillon de mousses CV3 (*Cinclidotus fontinaloides*) a été prélevé à proximité de l'échantillon de sédiments sur une petite cascade constituée par des blocs rocheux (photo 32).

pH et Conductivité

Les apports en eau du ruisseau du Peil contribuent très probablement, par effet de dilution, à la baisse de la valeur de la conductivité dans le Rejet Nord. On mesure, en effet, $218 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ au point CS3 (contre $620 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en amont au point CS2). Le pH est de 7,7.



Photo 31: Prélèvement de sédiments dans le Rejet Nord en amont de sa confluence avec le Combret



Photo 32 : Prélèvement de mousses aquatiques dans le Rejet Nord en amont de sa confluence avec le Combret

7.1.4. Ruisseau de Combret en aval de la confluence avec le Rejet Nord : secteur de l'ancienne station de pompage

Le Rejet Nord rejoint le Combret dans une section du lit en replat où est implantée l'ancienne station de pompage d'alimentation en eau industrielle des installations minières. D'après les cartes jointes au dossier de cessation d'activité SMJ de 2002, les terrains seraient toujours la propriété de l'exploitant.

Niveau de flux gamma

Le prélèvement de sédiments CS4 (0-5 cm) a été réalisé sur un dépôt de limons 30 m, en aval de la confluence dans un petit bras du ruisseau non alimenté au moment du prélèvement. Au contact du point de prélèvement, **le niveau radiométrique est de 200 c/s SPP2**.

Le prélèvement CS5 a été effectué à la tarière dans une zone marécageuse en rive gauche du Combret, environ 15 m en aval de la confluence et à environ 8 m en contrebas de la station de pompage. Cette poche où se sont déposés des sédiments limoneux, était certainement l'ancien bassin où les eaux étaient aspirées du ruisseau avant d'être refoulées sur le site minier (photo 33). Vraisemblablement, elle est actuellement alimentée de façon temporaire.

Le prélèvement est composé de 4 strates de 15 cm chacune (CS5A à CS5D) de nature limoneuse pour les 3 premières (de 0 à 45 cm) et de nature sableuse pour la plus profonde d'entre elles (45-60 cm).

Au point d'échantillonnage **le flux gamma est de 370-390 c/s SPP2 au contact**.

pH et Conductivité

Au niveau du point CS4, la conductivité des eaux du Combret ($102 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) atteint, par le jeu des dilutions successives des eaux du rejet dans des eaux naturelles, une valeur proche de celle relevée dans ce ruisseau en amont de la confluence au point CS6 ($92 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Le pH est de 7,8 soit une valeur proche de celle des deux tributaires en amont de la confluence (7,7 aux stations CS6 et CS3).



Photo 33 : Poche de sédiments en contrebas de la station de pompage en aval de la confluence Rejet Nord / Combret

7.1.5. Site du Mentier : confluence Combret / Dordogne

La vidange en cours de la retenue de Marèges a permis de conduire, à la confluence Combret / Dordogne, une prospection sur des parties habituellement immergées des berges des deux cours d'eau.

Aux dates de la mission de juin la vidange n'était que partielle, le niveau d'eau étant d'environ - 7 m par rapport à sa côte habituelle.

Au niveau du débouché du Combret, les flancs des berges sont organisés en une succession de parties en pente et de parties plus horizontales plus ou moins bien définies et semblant avoir été formées par une alternance de mécanismes de sédimentation et d'incision (photo 34).

Niveau de flux gamma

En aval de la confluence, **les sédiments de la Dordogne** présentent un niveau de **100 à 120 c/s SPP2** au contact.

Lorsque l'on pénètre **dans l'anse au débouché du Combret**, le niveau radiamétrique s'accroît. Il est mesuré à **200-250 c/s** au contact sur un premier replat dans le flanc de berge en rive gauche.

En descendant vers le lit, le niveau s'accroît encore et l'on mesure couramment **300 à 500 c/s sur plusieurs talus de la berge** en rive gauche. Des valeurs similaires sont mesurées en rive droite.

Sur la rive gauche où nous avons mené une prospection plus assidue, **ces valeurs sont ponctuées par la présence de plusieurs points chauds**. Le flux gamma atteint alors ponctuellement des valeurs allant **jusqu'à 1 700 c/s** au contact de la berge.

Le prélèvement CS10 (photo 35 et 36) a été réalisé dans l'anse du Combret en rive gauche sur une partie quasi verticale de la berge, en aval de la passerelle enjambant le Combret.

Au contact de ce point le niveau radiamétrique est de **1 400-1 500 c/s SPP2**.

Cet échantillon est composé de trois strates :

- CS10 A1, de 0 à 5 cm, composée d'argiles vertes et d'une couche de surface orangée d'environ 1 cm (résultant certainement de phénomènes d'oxydation),
- CS10 A2, de 5 à 10 cm, composée d'argiles et de sables,
- CS10 B, de 10 à 20 cm, composée d'argiles de couleur gris-vert mêlées à de la matière organique en décomposition.



Photo 34: Débouché du Combret dans la Dordogne

Note : Afin d'utiliser au mieux le budget alloué, le laboratoire de la CRIIRAD n'a pas effectué de campagne de carottage lourde dans ce secteur, dans la mesure où cette opération devait être réalisée par l'IRSN en septembre 2006.



Photo 35 : Berge du Combret à la confluence avec la Dordogne où a été prélevé l'échantillon CS10



Photo 36 : Point de prélèvement CS10 (détail)

7.1.6. Arrivée d'un ruisseau dans la Dordogne en aval de la confluence avec le Combret

A partir du site du Mentier un repérage visuel permet d'identifier le lit d'un petit ruisseau se jetant dans la Dordogne environ 300 m en aval de la confluence Combret / Dordogne (photo 37). Ce ruisseau suit apparemment un talweg qui se dessine dans des prés au Nord-Est du site minier et plonge dans la vallée encaissée de la Dordogne dans une zone boisée.

La vidange en cours du barrage de Marèges nous a permis de rejoindre le débouché de ce ruisseau à partir du site du Mentier en suivant la berge de la Dordogne, puis de remonter son lit sur une cinquantaine de mètres dans une pente de forte déclivité en sous-bois.

Le jour de ce repérage, le ruisseau était à sec.

Sur la section prospectée (environ 50 m en amont de son exutoire), le lit est constitué de blocs et de matériaux grossiers et nous n'avons pas repéré de dépôts de sédiments.

Le niveau de flux gamma dans le lit est de l'ordre de 200 c/s SPP2 au contact et aucune anomalie radiométrique n'est mise en évidence dans cette section en forte pente où la sédimentation de matériaux fins est peu probable.

Cette prospection très limitée le long de ce cours d'eau ne permet cependant pas de conclure quant à l'absence d'une contamination à partir de l'ancien site minier. Une recherche en amont d'éventuelles émergences d'eaux souterraines alimentant ce ruisseau temporaire pourrait s'avérer judicieuse dans le cadre d'une mission complémentaire.



Photo 37 : Incision de la berge (rive gauche) de la Dordogne par l'arrivée d'un ruisseau en aval du site du Mentier

7.2. Récapitulatif des échantillons prélevés dans le bassin versant du Combret

Tableau 17 : Récapitulatif des échantillons prélevés dans le bassin versant du Combret

Code	Cours d'eau / Secteur	Localisation du prélèvement et/ou des mesures radiométriques	Strates ou parties prélevées	Nature et couleur	Flux gamma SPP 2 au contact du sol (C/S)	Point GPS enregistré
CS 6 (référence)	Combret Amont confluence Rejet Nord	Aval direct du pont de la piste d'accès E à la station de pompage	0-4 cm	Sed. Limoneux-sableux / noirs (mat. Org.)	180	W 39
CS 11	"Chenal du radium" sur site / au droit de la réserve d'eau Tributaire Rejet Nord	Lit du drain en amont de son passage dans la buse de traversée piste	0-15 cm	Argiles + ox. Fer en surface	10500	W 46
CV 11 (joncs)	"Chenal du radium" sur site / au droit de la réserve d'eau Tributaire Rejet Nord	Lit du chenal en amont de son passage dans la buse de traversée piste	Parties aériennes fraîches	<i>Juncus effusus</i>	2000 et 4000 sur le sol au pied des touffes	proximité immédiate de W 46
CS 9	"Chenal du radium" hors site principal sur la parcelle n°24 Tributaire Rejet Nord	Lit du ruisseau / env. 15 m en aval de la route	0-5 cm	Sed. Limoneux / orange-rouge (Ox. Fer / Mat. Org.)	500-550	W 43
CS 8	Rejet pied de digue Tributaire Rejet Nord	Lit du marigot / env. 10 m en amont de la route	0-10 cm	Sed. Limoneux / orange-rouge (Ox. Fer / Mat. Org.)	750	W 41
CS 7	Ruisseau au NO de la digue Tributaire Rejet Nord	Dans un pré env. 15 m en amont de la route / dans le lit	Surfaciques : 0-3 cm	Sed. Limoneux-sableux	140-150	W 40
CS 2	Rejet Nord Amont de la confluence ruisseau du Peil	50 m en amont de la confluence avec le ruisseau du Peil	Surfaciques : 0-3 cm	Sed. Limoneux-sableux	300-320 (1)	W 34
CS 1	Ruisseau du Peil (affluent rive droite Rejet Nord)	30 m en amont de la confluence avec le Rejet Nord	0-10 cm	Sed. Limoneux	200-210	W33
CS 3	Rejet Nord Amont de la confluence Combret	60 m en amont de la confluence Combret	0-4 cm	Sed. Limoneux / noirs (mat. Org.)	250	W 36
CV 3 (mousse aquatique)	Rejet Nord Amont de la confluence Combret	60 m en amont de la confluence Combret / petite cascade sur des blocs dans le lit	Plantes entières lavées	<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	-	W 36
CS 4	Combret Aval confluence Rejet Nord	Petit bras du ruisseau 30 m en aval de la confluence Rejet Nord	0-5 cm	Sed. Limoneux	200	W 37
CS 5 A CS 5 B CS 5 C CS 5 D	Combret Aval confluence Rejet Nord	Poche de sédiments en rive gauche du Combret env. 15 m en aval de la confluence / ancien bassin de pompage	CS 5 A : 0-15 cm CS 5 B : 15-30 cm CS 5 C : 30-45 cm CS 5 D : 45-60 cm	CS 5 A : limons CS 5 B : limons CS 5 C : limons CS 5 D : sables	370-390	W 38
CS 10 A1 CS 10 A2 CS 10 B (2)	Confluence Combret / Dordogne	Talus de la berge rive gauche à sec (sous env. 5 m d'eau en situation normale)	CS 10 A1 : 0-5 cm CS 10 A2 : 5-10 cm CS 10 B : 10-25 cm	CS 10 A1 : Argiles vertes avec traces d'oxydation en surface CS 10 A2 : Argiles + Sables CS 10 B : Argiles vertes et grises + mat. Org.	1400-1500	W 45

(1) Mesure radiométrique sous influence possible de blocs de granites / autres mesures aval confluence : 200-250 C/S (lit et berges)

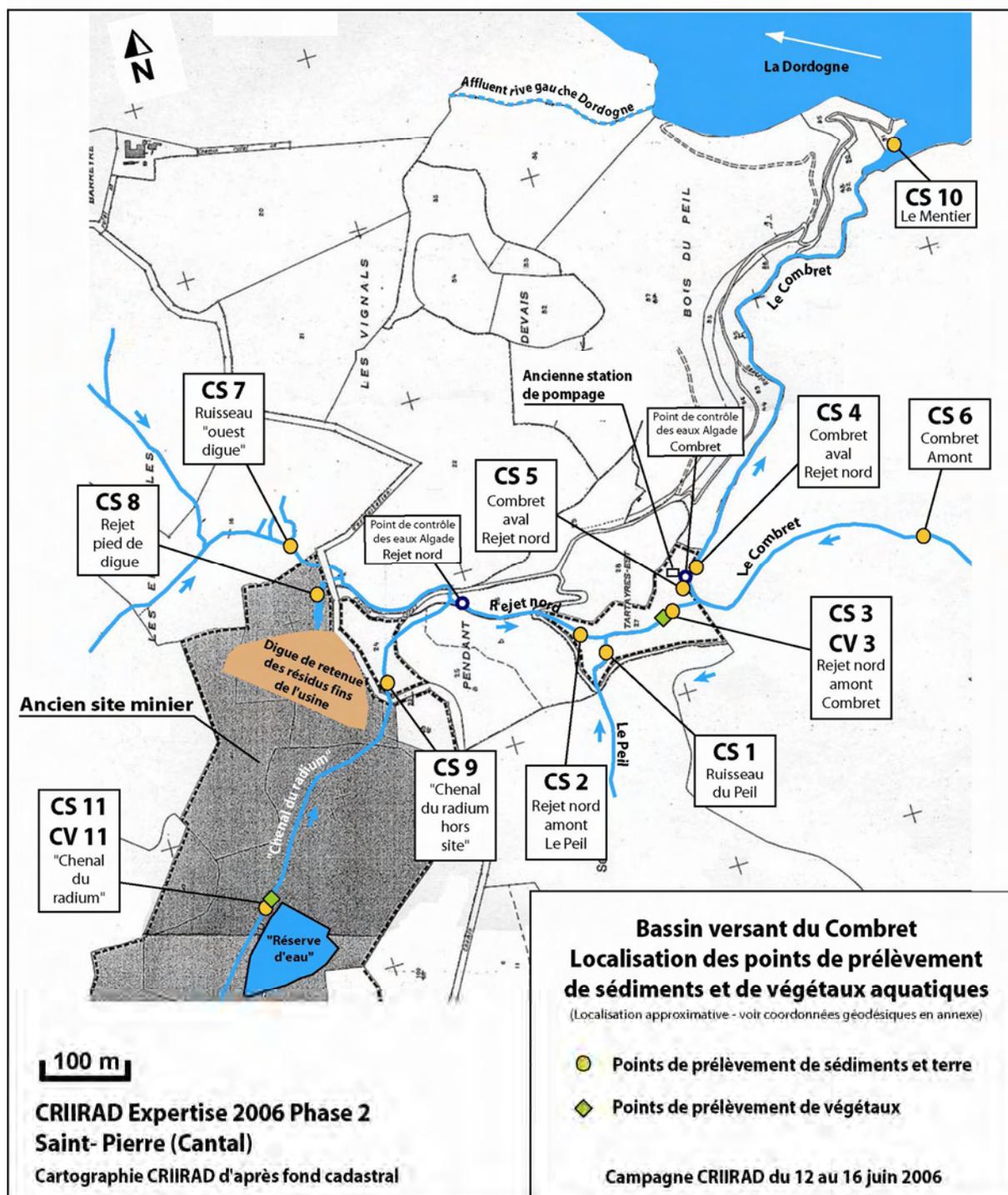
(2) L'échantillon CS 10 A (0-10 cm) a été scindé en deux fractions (CS 10 A1 : 0-5 cm et CS 10 A2 : 5-10 cm) lors de sa préparation au laboratoire.

7.3. Analyses en spectrométrie gamma des échantillons de solides

Tableau 18 : Principaux résultats des analyses en spectrométrie gamma sur les échantillons de solides prélevés dans le bassin versant du Combret

Code	Cours d'eau / Secteur	N° de rapport d'essai	U 238 (Th 234) (Bq/kg sec)	Ra 226 (Bq/kg sec)	Pb 210 (Bq/kg sec)	U 235 (Bq/kg sec)
CS 6 (Référence)	Combret Amont confluence Rejet Nord (Référence)	22487-1	89	81	129	< 12
CS 11	Chenal du radium sur site / au droit de la réserve d'eau	22507-1	1 270	18 500	3 400	< 190
CV 11 (joncs)	Chenal du radium sur site / au droit de la réserve d'eau	22457-1	< 18	770	< 60	< 11
CS 9	Chenal du radium hors site principal sur la parcelle n°24 / tributaire Rejet Nord	22525-1	3 320	2 120	2 320	160
CS 8	Rejet pied de digue / tributaire Rejet Nord	22521-2	11 800	14 200	3 800	600
CS 7	Ruisseau au NO de la digue / tributaire Rejet Nord	22475-1	137	106	150	< 12
CS 2	Rejet Nord Amont (50 m) de la confluence ruisseau du Peil	22526-1	1 010	840	620	< 100
CS 1	Ruisseau du Peil (30 m en amont de la confluence avec le Rejet Nord)	22499-1	280	282	360	< 45
CS 3	Rejet Nord Amont (60 m) de la confluence Combret	22576-1	660	570	500	< 70
CV 3 (mousse aquatique)	Rejet Nord Amont (60 m) de la confluence Combret	22468-1	2 040	5 900	250	210
CS 4	Combret Aval (30 m) confluence Rejet Nord (Petit bras du ruisseau)	22553-1	152	120	176	< 13
CS 5 A (0-15 cm)	Combret Aval confluence Rejet Nord (env. 15 m) Poche de sédiments / rive gauche	22542-1	920	810	1 130	< 90
CS 5 B (15-30 cm)	Combret Aval confluence Rejet Nord (env. 15 m) Poche de sédiments / rive gauche	22424-1	1 550	1 750	2 020	< 130
CS 5 C (30-45 cm)	Combret Aval confluence Rejet Nord (env. 15 m) Poche de sédiments / rive gauche	22535-1	1 430	1 370	1 430	< 120
CS 5 D (45-60 cm)	Combret Aval confluence Rejet Nord (env. 15 m) Poche de sédiments / rive gauche	22533-1	430	550	580	< 35
CS 10 A1 (0-5 cm)	Confluence Combret / Dordogne	22491-1	7 000	6 200	9 800	340
CS 10 A2 (5-10 cm)	Confluence Combret / Dordogne	22489-1	6 000	5 700	8 100	340
CS 10 B (10-25 cm)	Confluence Combret / Dordogne	22492-1	7 800	5 800	9 400	510

Pour faciliter la lecture du tableau 18 nous reproduisons ci-dessous la carte C6.



Carte C6 : Bassin versant du Combrez : Localisation des points de prélèvements des échantillons de sédiments et de végétaux.

Chenal du radium (Tributaire du Rejet Nord)

Sur l'ancien site minier, au niveau de la réserve d'eau, les sédiments du chenal du radium CS11 présentent une importante contamination par les éléments de la chaîne de l'uranium 238. On remarque notamment une activité particulièrement élevée en **radium 226 : 18 500 Bq/kg sec**, soit près de 230 fois l'activité mesurée dans l'échantillon de référence CS6 (Combret Amont). Cette activité élevée dans ces dépôts de nature argileuse, ainsi que le déséquilibre prononcé en faveur du radium (ratio U 238 / Ra 226 = 0,07) pourrait suggérer que le chenal collecte des eaux traversant ou ruisselant sur des terrains constitués de résidus d'extraction de l'uranium. L'origine de cette contamination pourrait être en lien avec les stockages de résidus présents à proximité du point de prélèvement : bassins de stockage des résidus fins de l'usine de Saint Pierre et résidus de lixiviation – provenant de Longy- (cf. Figure 13 du dossier SMJ de cessation d'activité).

L'échantillon de joncs CV11 (parties aériennes), prélevé dans le chenal à proximité immédiate de CS11, présente également une activité élevée en **radium 226 : 770 Bq/kg sec**, soit plus de 100 fois l'activité de l'échantillon de joncs GV2 prélevé dans le secteur du Gioux amont.

Plus en aval, au niveau de la route et hors de « l'enceinte du site », les activités des sédiments limoneux du chenal du radium CS9 sont encore très élevées : (3 320 Bq/kg sec en U 238, 2 120 Bq/kg sec en Ra 226, 160 Bq/kg en U 235). Cet échantillon présente même une activité 2,6 fois plus importante que CS11 en uranium 238, probablement en lien avec la capacité des ces sédiments limoneux à fixer cet élément, ainsi qu'avec des conditions permettant sa mobilisation en amont.

Ces résultats confirment les analyses réalisées par la CRIIRAD sur un échantillon de sédiments prélevé en juillet 2003 sur la même section du chenal (3 005 Bq/kg sec en U 238, 2 021 Bq/kg sec en Ra 226).

Rejet Pied de Digue (Tributaire du Rejet Nord)

L'analyse des sédiments CS8 témoigne qu'un transfert de radioéléments s'opère par les eaux percolant au travers des bassins de stockage des résidus fins de l'usine. **11 800 Bq/Kg sec en U 238, 14 200 Bq/kg sec en Ra 226 et 600 Bq/kg sec en U 235** sont en effet mesurés dans cet échantillon prélevé dans le marigot en aval du rejet de pied digue, mettant en évidence la contribution de cet émissaire à la contamination du milieu.

Ruisseau au nord ouest de la digue (Tributaire du Rejet Nord)

Par rapport à l'échantillon de référence CS6, on remarque un léger excès des activités de l'uranium 238 et du radium 226 dans les sédiments CS7 de ce ruisseau (**U 238 : 137 Bq/kg sec, Ra 226 : 106 Bq/kg sec**). Ces deux radionucléides sont en situation d'équilibre compte-tenu des marges d'incertitude.

Ces activités, qui correspondent probablement à une situation naturelle, mettent d'autant plus en évidence l'importante contamination des deux autres tributaires au Rejet Nord.

Rejet Nord

En amont de la confluence avec le ruisseau du Peil, l'échantillon de sédiment CS2,(0-3 cm) prélevé hors anomalie radiométrique, présente une activité de **1 010 Bq/kg sec en uranium 238** et une activité de **840 Bq/kg sec en radium 226**. Notons que sur cette section, la morphologie du cours d'eau ne permet pas a priori d'« accumulations historiques », les dépôts de sédiments surfaciques tel l'échantillon CS2 étant susceptibles d'être évacués lors d'un épisode de forte dynamique. Ces analyses sont donc probablement représentatives de dépôts récents.

Les sédiments du ruisseau du Peil CS1 ont des activités en **uranium 238 (280 Bq/kg sec)** et en **radium 226 (282 Bq/kg sec)** environ 3 fois plus élevées que celles de l'échantillon de référence CS6 prélevé dans le Combret, traduisant probablement la situation d'un cours traversant des terrains naturels plutôt riches en éléments de la chaîne de l'uranium 238.

Les activités mesurées dans les sédiments CS3 (**660 Bq/kg sec en uranium 238 et 570 Bq/kg sec en radium 226**) prélevés dans le Rejet Nord en aval de la confluence avec le ruisseau du Peil pourraient traduire l'effet de dilution apporté par ce ruisseau (cf. mesures de conductivité paragraphe 6.1.3). De nombreux autres facteurs sont cependant à prendre en compte (composition et granulométrie des échantillons, taux de matière organique, capacité d'adsorption ...) afin d'établir une comparaison amont / aval ruisseau du Peil.

L'analyse de l'échantillon de mousses aquatiques CV3 (*Cinclidotus fontinaloides*) prélevé à la même station montre une contamination par l'U 238 et ses descendants : **2 040 Bq/kg sec en uranium 238, 5 900 Bq/kg sec en radium 226**.

La période d'intégration des métaux, en général, par les mousses aquatiques étant de l'ordre du mois (Mouvet, 1986), l'analyse de l'échantillon CV3 suggère qu'un transfert de radioéléments par les eaux du Rejet Nord perdure de nos jours.

A titre indicatif, une comparaison peut être établie avec l'échantillon de mousses de type fontinales GV1 prélevées dans le ruisseau du Gioux en amont de l'exutoire du plan d'eau. Dans cet échantillon de référence les activités sont notablement plus faibles (U 238 : < 140 Bq/kg sec; Ra 226 : 319 Bq/kg sec ; U 235 : < 32 Bq/kg sec) soit, pour le radium 226, un rapport de 18 fois entre les 2 échantillons.

Combret aval confluence Rejet Nord

Dans l'échantillon de **sédiments limoneux CS4** (0-5 cm), prélevé environ 30 m en aval de la confluence, l'impact du site minier n'est pas décelable : les activités de **l'uranium 238 (152 Bq/kg sec) et du radium 226 (120 Bq/kg sec)**, bien que supérieures à celles de l'échantillon de référence CS6, Combret amont, restent en effet, de l'ordre de celles pouvant être mesurées dans un milieu non perturbé. Ceci pourrait être en lien avec plusieurs facteurs comme, la dilution des apports du Rejet Nord avec les eaux du Combret, une courte période d'intégration liée au remaniement des dépôts du cours d'eau par effet de chasse, etc.

Les échantillons prélevés au **point de carottage CS5** (sédiments déposés vraisemblablement dans l'ancien bassin de pompage), environ 15 m en aval de la confluence, sont représentatifs d'une plus longue période d'intégration. Toutes les strates présentent des activités élevées pour les éléments de la chaîne de l'uranium 238. Les activités les plus élevées sont mesurées dans les 45 premiers centimètres de nature limoneuse et plus particulièrement dans la strate 15-30 cm : **uranium 238 : 1 550 Bq/kg sec, radium 226 : 1 750 Bq/kg sec** (figure 2 ci-dessous). La strate 45-60 cm de nature plutôt sableuse présente des activités moins élevées.

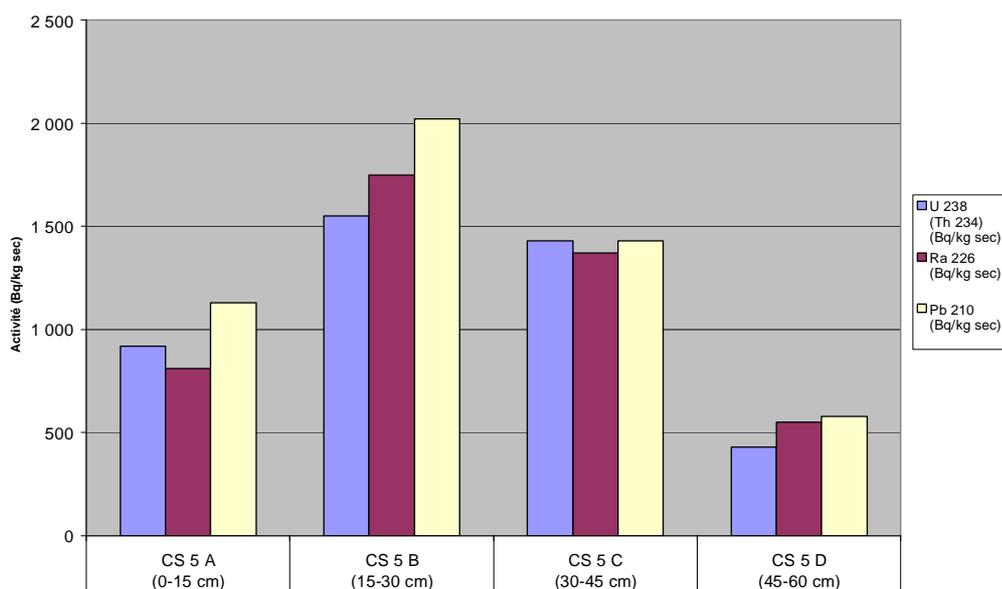


Figure 2 : Activités de l'U 238, du Ra 226 et du Pb 210 dans les échantillons de sédiments prélevés au point CS5 (ancienne station de pompage)

Il est vraisemblable¹⁵ que l'ensemble de ces échantillons correspondent à une période d'accumulation postérieure à la période d'exploitation. Il est en effet raisonnable de penser, que tant que la station d'alimentation des eaux industrielles du site était en service, le bassin de pompage était curé régulièrement.

¹⁵ Comme le suggère d'ailleurs la présence de césium 137 dans les strates B, C, D à des niveaux comparables.

Confluence Combret / Dordogne

Au point CS10, dans les trois strates prélevées, les activités de l'U238 et de ses descendants sont supérieures à 5 000 Bq/kg sec. (Figure 3, ci-dessous). L'activité la plus élevée en **uranium 238 (7 800 Bq/kg sec)** est mesurée dans la strate 10-25 cm, de même que l'activité en **uranium 235 (510 Bq/kg sec)**. La présence de césium 137 dans toutes les strates indique qu'il s'agit de dépôts postérieurs à la fin des années 40.

On retiendra la contamination marquée de ces échantillons par des dépôts de particules de nature essentiellement argileuse.

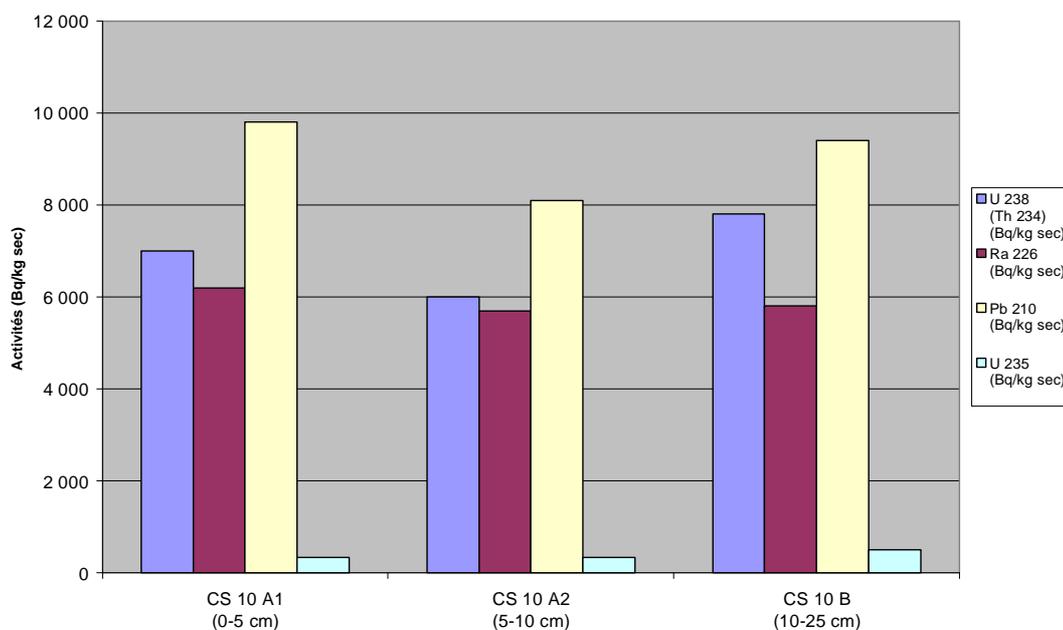


Figure 3 : Activités de l'U 238, du Ra 226 et du Pb 210 dans les échantillons de sédiments prélevés au point CS10 (confluence Combret-Dordogne)

7.4. Conclusion

Tout au long du parcours des eaux en provenance de l'ancien site minier, on mesure dans les sédiments des activités des éléments de la chaîne de l'uranium 238 notablement supérieures à celles des sédiments de référence prélevés dans le Combret amont.

Sur l'ancien site (chenal du radium) les sédiments présentent une contamination caractérisée par un excès de radium 226 par rapport aux autres éléments de la chaîne de l'uranium 238, ce qui pourrait suggérer une mobilisation à partir des stockages de résidus. Cette caractéristique est également présente dans le marigot formé par l'émissaire en pied de digue de retenue des résidus fins de l'usine (avec également d'importantes accumulations en uranium).

Sur le parcours de ces 2 émissaires, on note la couleur orangée du milieu témoignant des phénomènes de précipitation d'oxy-hydroxyde de fer qui jouent un rôle majeur dans le transport de certains polluants dont l'uranium.

Plus en aval, la contamination du milieu est décelable jusqu'à la Dordogne, malgré les dilutions successives des eaux minières avec des eaux a priori naturelles.

On remarque notamment :

- la contamination des sédiments prélevés à l'embouchure du Combret dans la Dordogne (plus de 5 000 Bq/kg sec pour l'U 238 et ses descendants),
- la contamination des sédiments dans le bassin de pompage de l'ancienne station d'alimentation en eau du site minier (en rive gauche du Combret après confluence avec le Rejet Nord) qui témoigne probablement d'apports post-exploitation.

Enfin, l'analyse des mousses aquatiques prélevées au point CV3 (60 m en amont de la station de pompage) témoigne de la persistance, de nos jours, du transport de radionucléides (dont l'uranium 238 et le radium 226) par les eaux.

BIBLIOGRAPHIE

Agence pour l'Energie Nucléaire, OCDE et Agence Internationale de l'Energie Atomique, *Réaménagement de l'environnement des sites de production d'uranium*, Editions de l'OCDE, 2002.

Bril H., Floc'h J.-P., *Le devenir des métaux provenant des anciennes mines ; l'exemple du Massif central français*, Géologues 130/131, 233-241, 2001, <http://www.unilim.fr/laseh/minesgeologues.pdf>

BRGM, « *Projet de recherche Drainages Miniers Acides* », pages internet « DMA » du site institutionnel BRGM : <http://www2.brgm.fr/DMA/Default.html>

Fernandes Horst Monken, Franklin Mariza Ramalho, *Assessment of acid rock drainage pollutants release in the uranium mining site of Pocos de Caldas – Brazil*, Journal of Environmental Radioactivity 54, 5-25, 2001.

Fernandes Horst M., Veiga Lene H.S., Franklin Mariza R., Prado Valeria C.S., Taddei J. Fernando, *Environmental impact assessment of uranium mining and milling facilities: A study case at the Pocos de Caldas uranium mining and milling site, Brazil*, Journal of Geochemical Exploration 52, 161-173, 1995.

Mouvet C., *Métaux lourds et mousses aquatiques. Synthèse méthodologique*, Agence de l'eau Rhin-Meuse, 1986.

Noller B.N., Watters R.A., Woods P.H., *The role of biogeochemical processes in minimising uranium dispersion from a mine site*, Journal of Geochemical Exploration 58, 37-50, 1997.

Norton S. A., Hess C.T., Blake M., Morisson M.L., Baron J., *Excess unsupported ^{210}Pb in lake sediment from Rocky mountains lakes : a groundwater effect*, Can. J. fish. Aquat. Sci., Vol 42, 1249-1254, 1985.

Panak P., Hard B.C., Pietzsch K., Kutschke S., Roske K., Selenska-Pobell S., Bernhard G., Nitsche H., *Bacteria from uranium mining waste pile: interactions with U(VI)*, Journal of Alloys and Compounds 271-273, 262-266, 1998.