

**IRSN**INSTITUT  
DE RADIOPROTECTION  
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

# Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC

2<sup>ème</sup> partie : impact environnemental à  
l'échelle des bassins versants et évaluation de  
la surveillance

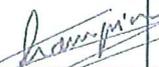
DEI/SARG/2007-042



Système de management  
de la qualité IRSN certifié

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT  
ET DE L'INTERVENTION

Service d'analyse des risques liés à la géosphère

Demandeur	AREVA NC				
Référence de la demande	BMU/DRS/CESAAM/ENV.CE.06/008 [RS]				
Numéro de la fiche programme	03D/C02-003/01-02				
<p><b>Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC</b></p> <p>2<sup>ème</sup> partie : impact environnemental à l'échelle des bassins versants et évaluation de la surveillance</p> <p>Service d'Analyse des Risques liés à la Géosphère risques</p> <p>[Collectif]</p> <p>Rapport DEI/SARG/2007-042</p>					
	Réservé à l'unité		Visas pour diffusion		
	Auteur(s)	Vérificateur*	Chef du SARG	Directeur de la DEI	Directeur Général de l'IRSN
Noms	Collectif	D. GAY	D. GAY	D. CHAMPION	J. REPUSSARD
Dates	31/12/2007	04/12/2007	04/12/2007	10/12/2007	
Signatures					

\* rapport sous assurance de la qualité

---

---

## PRINCIPAUX CONTRIBUTEURS A LA REDACTION DU RAPPORT

C. CAZALA	IRSN/DEI/SARG/LERAR
L. DEWIERE	IRSN/DEI/SARG/LEHG
MO. GALLERAND	IRSN/DEI/SARG/LERAR
J. HERBELET	IRSN/DEI/SARG/LERAR
AC. SERVANT-PERRIER	IRSN/DEI/SARG/LERAR

---

---

## HISTORIQUE DES MODIFICATIONS

Version	Date	Modifications
V0	Décembre 2007	Emission initiale
V1	Janvier 2008	<ul style="list-style-type: none"><li>- Mise à jour du sommaire et actualisation de l'adresse du siège de l'IRSN</li><li>- Corrections de forme</li><li>- Rectification page 143 : les boues de curage d'étang sont stockées à Bellezane et non dans la boutonnière de Lavaugrasse</li></ul>

---

---

## RESUME

La première étape de la tierce expertise du Bilan Décennal Environnemental 1994-2003 d'AREVA NC (BDE) s'est focalisée sur le site de Bellezane et le bassin versant du Ritord. Elle a donné lieu au rapport DEI/2007-01 transmis en date du 22 janvier 2007.

La deuxième étape a permis de compléter le travail sur les thèmes et les sites non traités au cours de la première étape. L'analyse a porté de manière plus globale sur les impacts de l'ensemble des installations minières de la Division Minière de la Crouzille, et plus particulièrement des impacts observés depuis le réaménagement des sites. Le détail de cette analyse et les résultats auxquels elle a permis d'arriver font l'objet du présent rapport. Celui-ci couvre l'essentiel du périmètre concerné par la tierce expertise du BDE. Il doit être simplement complété par une analyse supplémentaire, d'ampleur beaucoup plus limitée, relative à la réutilisation des stériles.

La première voie d'amélioration des impacts des sites miniers consiste à limiter les apports à l'environnement. Pour cela, l'analyse effectuée par l'IRSN a montré que la compréhension du fonctionnement hydraulique des différentes entités minières constitue un paramètre clef. Celui-ci

détermine la pertinence des actions possibles à mettre en œuvre pour réduire les impacts. Il constitue de plus, une base indispensable pour aborder la question de l'évolution à long terme des sites miniers réaménagés et notamment les stockages de résidus.

Si les efforts ont été continus pour réduire les concentrations en radium 226 restituées à l'environnement, ils n'ont pas été aussi soutenus en ce qui concerne l'uranium. Cela s'explique en partie du fait que les limites de rejet admises pour ce radioélément sont peu contraignantes et que les limites de détection des mesures, parfois excessivement élevées, ne permettent pas la mise en évidence de marquages. L'IRSN recommande par conséquent de poursuivre les efforts engagés en matière d'abaissement des limites de détection d'une part et d'étudier la faisabilité de réduction des apports en uranium à l'environnement d'autre part. Cet élément présente en effet un caractère chimio toxique dont les effets ont notamment conduit plusieurs pays et organisations internationales à revoir à la baisse les valeurs jusque là considérées comme acceptables ; les nouvelles valeurs retenues sont dans plusieurs cas significativement inférieures à celles utilisées aujourd'hui en France pour juger des impacts des sites miniers d'uranium. Par ailleurs, les marquages sédimentaires observés mettent en cause ce radioélément. Ils ont parfois conduit AREVA NC à entreprendre des actions curatives, notamment dans certaines retenues (curage).

Des pistes d'amélioration concernent la mise en place de traitements spécifiques pour limiter les activités en uranium relâchées dans l'environnement. L'IRSN milite en faveur de solutions de traitement passif, pour certaines d'ores et déjà à l'étude par d'AREVA NC.

Outre des actions de traitement, un axe d'amélioration consisterait à mieux canaliser certains rejets et notamment, les rejets diffus. En particulier, une attention doit être accordée aux eaux de lixiviation des verses à stériles et plus encore lorsque ces verses se situent en bordure de cours d'eau.

Dans le prolongement des actions de limitation des rejets diffus, l'IRSN insiste sur la nécessité de procéder, et cela de manière systématique pour tout nouveau projet d'aménagement sur site (comme par exemple ceux envisagés au niveau de l'étang de la Crouzille), à des campagnes de mesures destinées à caractériser l'état radiologique (mais potentiellement chimique également) de l'environnement avant réalisation de ces aménagements. Ceci dans le but de disposer des données de référence indispensables à toute évaluation d'impact ultérieure. L'évaluation est destinée à vérifier le caractère bénéfique des aménagements d'une part et à s'assurer que des impacts inexistant à aujourd'hui, ne sont pas générés en d'autres points d'autre part.

En ce qui concerne la surveillance, dont le chapitre 11 se veut une synthèse des points essentiels que ce soit en matière d'actions immédiates, de surveillance systématique ou d'actions visant à améliorer le niveau de connaissance, l'IRSN retient qu'il est nécessaire d'optimiser le réseau proposé dans le BDE pour se focaliser sur les milieux et les analyses les plus à même de fournir des enseignements que ce soit sur le fonctionnement des systèmes ou sur leurs impacts.

En matière d'analyses dans l'environnement, les mesures systématiques doivent porter sur les formes à la fois dissoute et particulaire et les limites de détection doivent être compatibles avec des niveaux de marquages proches des valeurs représentatives du milieu naturel.

En ce qui concerne la surveillance adaptée à la réalisation des calculs d'impact dosimétriques, là encore le point faible concerne les limites de détection trop élevées en particulier en ce qui concerne l'analyse dans les produits issus de l'agriculture. Il apparaît indispensable de disposer de résultats exploitables. Pour cela, l'IRSN recommande d'étudier la faisabilité de mise en place de parcelles témoins susceptibles de produire des végétaux dans des conditions comparables à la situation de contamination par des eaux de puits fermiers d'une part et également, dans des quantités telles que les analyses radiologiques fournissent des résultats significatifs.

Pour l'évaluation des expositions des populations, un recentrage sur les voies d'exposition et paramètres les plus pertinents s'avère nécessaire pour éviter de présenter des valeurs de doses efficaces ajoutées qui ne reflètent pas la situation réelle d'exposition induite par les sites miniers. L'IRSN est favorable à ce qu'AREVA NC mettent en œuvre des calculs de sensibilité et prennent en compte les incertitudes sur les paramètres. Une approche par modélisation s'avèrerait tout aussi utile et permettrait de compléter les calculs de dose effectués avec l'approche mesures.

En ce qui concerne l'évaluation de l'impact sur l'environnement, l'IRSN considère que la méthode d'évaluation du risque à l'environnement comme développé au sein du projet ERICA, est la plus adaptée à la problématique de sites miniers.

Les mesures sur végétaux aquatiques ne présentent pas d'intérêt particulier puisque les résultats ne peuvent être comparés d'une espèce à une autre, voir d'un lieu à un autre. Une surveillance écologique apparaît comme la solution la plus adaptée avec, comme première étape, la mise en place d'un observatoire de surveillance des écosystèmes telle que prévue dans le contrat rivière de la Gartempe soutenu par l'association pour la sauvegarde de la Gartempe.

Enfin, l'IRSN recommande de mieux prendre en compte les impacts et risques associés liés à la composante chimique des rejets. Ceci passe par une meilleure connaissance du terme source chimique.

---

## MOTS-CLES

Site minier  
Uranium  
Impact dosimétrique  
Impact environnemental  
Impact chimique  
Stockage de résidus  
Surveillance

---

## ACRONYMES

BDE	Bilan Décennal Environnemental
MCO	Mine à Ciel Ouvert
TMS	Travaux Miniers Souterrains
DMC	Division Minière de la Cruzille

## Glossaire

<b>Bassin versant</b>	Aire géographique qui concourt à l'alimentation d'un cours d'eau par circulation en surface ou souterraine. Le bassin versant est délimité par des lignes de partages des eaux. Egalement dénommé impluvium.
<b>Exhaure / Surverse</b>	Dans le domaine minier, le terme d'« exhaure » désigne l'évacuation des eaux d'infiltration dans des ouvrages souterrains. Elle peut s'effectuer par drainage gravitaire ou au moyen d'installations de pompage. Le terme de « surverse » est utilisé lorsque les écoulements s'effectuent de manière gravitaire.
<b>Lixiviation</b>	Au sens courant, désigne la percolation lente d'un solvant, en général l'eau, à travers un matériel, accompagnée de la dissolution des matières solides qui y sont contenues. Le liquide résultant est le lixiviat. Dans le domaine de l'industrie minière, désigne le passage d'un solvant à travers une couche de matériel poreux ou broyé pour en extraire les constituants recherchés.
<b>Remblayage hydraulique / Sables cyclonés</b>	Comblement de travaux miniers par la fraction sableuse (150-500 µm) obtenue par cyclonage de résidus de traitement. La fraction sableuse constitue les « sables cyclonés ».
<b>Résidus de traitement (ou de lixiviation) dynamique</b>	Produits sableux et très fins obtenus à l'issue de différentes étapes de traitement de minerais, généralement effectuées dans une usine, après récupération de l'uranium. Ils renferment environ 5% de la teneur initiale en uranium, l'essentiel des constituants des minerais ainsi qu'une partie des produits de traitement.
<b>Résidus de traitement (ou de lixiviation) statique</b>	Produits résultant du concassage et de l'attaque par une solution acide de minerais à faible teneur en uranium (300 à 600 ppm) disposés en tas sur des aires aménagées. Ils se présentent sous la forme de blocs rocheux de dimension variable et renferment de 20 à 40% de la teneur initiale en uranium.
<b>Stériles francs</b>	Produits constitués par les sols et roches excavés pour accéder aux minéralisations d'intérêt. Leur teneur moyenne en uranium correspond à la teneur caractéristique du bruit de fond naturel ambiant et se situe entre 15 et 100 ppm dans le Limousin
<b>Stériles de sélectivité</b>	Produits constitués par les roches minéralisées excavées lors de l'exploitation d'un gisement mais présentant des teneurs insuffisantes pour justifier un traitement sur le plan économique. La teneur de coupure économique pour l'uranium est de l'ordre de 300 ppm.

# SOMMAIRE

<b>1 INTRODUCTION.....</b>	<b>11</b>
1.1 Contexte .....	11
1.2 Contenu et périmètre de l'expertise.....	12
1.3 Références bibliographiques citées au chapitre 1.....	14
<b>2 HISTORIQUE ET PRESENTATION GENERALE DES SITES ET DES ACTIVITES MINIERES DANS LA DIVISION DE LA CROUZILLE .....</b>	<b>15</b>
2.1 l'exploitation et le traitement des minerais.....	15
2.2 Généralités.....	15
2.3 Spécificités des quatre bassins versants d'intérêt .....	16
2.4 Contexte géologique, climatique et humain .....	25
2.5 Références bibliographiques citées au chapitre 2.....	32
<b>3 EXIGENCES REGLEMENTAIRES APPLICABLES DANS LE CONTEXTE MINIER DU LIMOUSIN .....</b>	<b>33</b>
3.1 Textes généraux antérieurs au décret 90-222 du 9 mars 1990 complétant le RGIE .....	33
3.2 Circulaire DPPR du 29 janvier 1986.....	34
3.3 Décret n° 90-222 du 9 mars 1990.....	34
3.4 Arrêtés préfectoraux relatifs à la surveillance des sites .....	36
3.5 Commentaires de l'IRSN .....	40
3.6 Références bibliographiques citées au chapitre 3.....	41
<b>4 ANALYSE CRITIQUE SUR L'HYDROGEOLOGIE.....</b>	<b>42</b>
4.1 Présentation des principaux sites d'intérêt majeur.....	42
4.2 Problématique d'ensemble sur les sites .....	65
4.3 Position d'AREVA NC.....	66
4.4 Analyse de l'IRSN.....	71
4.5 Références bibliographiques citées au chapitre 4.....	84
<b>5 CARACTERISTIQUES RADIOLOGIQUES DU MILIEU NATUREL .....</b>	<b>85</b>
5.1 Eaux de surface .....	86
5.2 Sédiments .....	88

5.3 Sols .....	94
5.4 Air .....	95
5.5 Bioindicateurs naturels et chaîne alimentaire .....	101
5.6 Synthèse des valeurs de référence .....	105
5.7 Références bibliographiques citées au chapitre 5.....	106
<b>6 IDENTIFICATION DES SECTEURS IMPACTES PAR LES ACTIVITES MINIERES VIA LE VECTEUR EAU .....</b>	<b>108</b>
6.1 Marquages recensés dans l'environnement des sites .....	109
6.2 Analyse comparative : grille de lecture .....	146
6.3 Premiers éléments de réflexion concernant la surveillance .....	178
6.4 Références bibliographiques citées au chapitre 6.....	179
<b>7 IMPACT DES SITES MINIERES SUR LA QUALITE DE L'AIR .....</b>	<b>181</b>
7.1 Objectif de l'expertise, démarche et données de base utilisées .....	181
7.2 Caractérisation de l'efficacité des réaménagements des sites de stockage de résidus .....	187
7.3 Caractérisation des verses à stériles et installations minières réaménagées en tant que source de rayonnement gamma et d'exhalation de radon .....	195
7.4 Caractérisation de l'influence des galeries de TMS sur la qualité de l'air.....	208
7.5 Identification des zones habitées présentant des niveaux de rayonnement gamma ou d'EAP radon 222 supérieurs au bruit de fond naturel .....	217
7.6 éléments de réflexion concernant la surveillance .....	224
7.7 Synthèse et recommandations .....	229
7.8 Références bibliographiques citées au chapitre 7.....	232
<b>8 EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE INDUITE PAR LES ACTIVITES MINIERES .....</b>	<b>233</b>
8.1 Objectifs du chapitre.....	233
8.2 Avis de l'IRSN sur l'évaluation de la dose efficace dans l'environnement proche des sites .....	234
8.3 Evaluation de la dose efficace ajoutée par inhalation de radon 220 et de radon 222 .....	254
8.4 Proposition d'évolution de la méthodologie de calcul d'impact dans l'environnement proche des sites.....	282
8.5 Avis de l'IRSN sur l'évaluation du risque radiologique lié aux expositions « à distance ».....	284
8.6 Références bibliographiques citées au chapitre 8.....	292

<b>9 EVALUATION DE L'IMPACT CHIMIQUE SUR L'HOMME INDUIT PAR LES ACTIVITES MINIERES .....</b>	<b>294</b>
9.1 Démarche générale d'évaluation de l'impact chimique.....	294
9.2 Hypothèses retenues .....	295
9.3 Application dans le cadre des sites miniers réaménagés.....	300
9.4 Analyse de documents complémentaires .....	301
9.5 Conclusion et recommandations .....	303
9.6 Références bibliographiques citées au chapitre 9.....	303
<b>10 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL .....</b>	<b>304</b>
10.1 Contenu du BDE et point de vue d'AREVA NC .....	304
10.2 Commentaires de l'IRSN sur le contenu du BDE.....	306
10.3 Proposition de mise en œuvre d'une méthodologie d'évaluation fondée sur l'analyse des effets sur les écosystèmes.....	307
10.4 Proposition pour une surveillance écologique .....	308
10.5 Conclusions et recommandations.....	308
10.6 Références bibliographiques citées au chapitre 10.....	309
<b>11 AMELIORATION DES SYSTEMES DE CONTROLE ET DE GESTION DES IMPACTS DES SITES MINIERES .....</b>	<b>310</b>
11.1 Enseignements du point de vue de la réglementation .....	311
11.2 Amélioration du système de maîtrise et de suivi des impacts des sites miniers.....	314
11.3 Pistes de réflexion pour améliorer la robustesse de l'évaluation de l'impact .....	340
11.4 Références bibliographiques citées au chapitre 11.....	342

# 1 INTRODUCTION

## 1.1 CONTEXTE

Par courrier BMU/DRS/CESAAM/ENV CE 06/008 - CAS/VBY en date du 05/01/2006, l'IRSN a été sollicité par AREVA NC pour réaliser l'analyse critique globale du bilan décennal environnemental (BDE) [1] de ses sites miniers d'uranium de Haute-Vienne. Cette sollicitation fait suite à l'arrêté du préfet de Haute-Vienne en date du 12/12/2005 qui demande plus particulièrement d'examiner :

- la situation de remise en état des différents sites, en relation avec leur usage futur et la maîtrise des risques à court et long termes ;
- les impacts environnementaux, notamment liés aux rejets liquides de toutes natures, et la pertinence des actions proposées par l'exploitant ;
- la validité de l'évaluation faite par l'exploitant des impacts sanitaires effectuée à partir des résultats de la surveillance de l'environnement ;
- les modalités de la surveillance des sites, notamment en regard du marquage de l'environnement et de ses évolutions possibles ;
- l'utilisation éventuelle de matériaux en dehors des sites miniers, notamment lors de travaux publics ou privés.

Pour répondre à cette demande, l'IRSN, en concertation avec AREVA NC, a défini trois phases de travail.

La première phase a donné lieu au premier rapport de tierce expertise [2], lequel a été transmis à AREVA NC par courrier n°2007/010 en date du 22/01/2007. Focalisée sur le stockage de résidus miniers de Bellezane et sur l'impact environnemental des exploitations minières à l'échelle du Bassin versant du Ritord, elle s'est attachée :

- pour ce qui concerne le stockage de résidus de Bellezane, à vérifier que les impacts associés à la présence des résidus sont correctement maîtrisés ;
- pour ce qui concerne le bassin versant du Ritord, à examiner les aspects relatifs à la localisation et à la caractérisation des principales « sources » de rejet, aux phénomènes de sédimentation et à la pertinence de l'interprétation des données de surveillance pour évaluer l'impact sur le compartiment aquatique.

La deuxième phase, objet du présent rapport, a pour objectif majeur l'analyse des impacts dosimétriques et l'évaluation de l'amélioration des systèmes de contrôle et de gestion des impacts des sites miniers des quatre bassins versants prioritaires du Vincou, de la Couze, de la Gartempe et du Ritord. Les autres bassins versants, à savoir celui de la Brame, la Semme et la Vienne, ont fait l'objet d'une analyse moins spécifique.

Le travail a suivi quatre orientations principales :

- l'identification et la caractérisation des sources potentielles de marquage de l'environnement et d'exposition des populations. Cette étape a comporté l'examen du fonctionnement hydrogéologique des principaux sites miniers réaménagés et la vérification que les systèmes de gestion (notamment des eaux) mis en place et le choix des « sources » pris en compte par AREVA NC dans les évaluations d'impact intègrent de façon satisfaisante la nocivité des matériaux présents sur les sites et des différents types d'eaux (eaux collectées, rejetées et rejets diffus) ;
- l'identification des secteurs à risque vis-à-vis des transferts par la voie eau sur la base d'une analyse comparative portant sur les 4 bassins versants prioritaires et vis-à-vis du vecteur air de manière plus globale. Cette étape a consisté en une analyse approfondie du contenu des chapitres correspondants du BDE et en l'exploitation des données de la surveillance transmises par AREVA NC ;
- l'évaluation de la méthodologie d'évaluation des impacts dosimétriques. Cette étape a porté sur l'analyse du choix des groupes critiques, la justification des voies d'exposition, la prise en compte de multiples sources d'exposition ainsi que de la composante chimique des rejets. L'extension à la problématique environnementale proprement dite a été proposée sur la base de l'analyse déjà conduite pour le bassin versant du Ritord dans le cadre de la première partie de la tierce expertise [2] ;
- l'évaluation de la pertinence du dispositif de surveillance mis en place par l'exploitant en regard des risques actuels et des évolutions à long terme. Cette évaluation exploite les résultats de l'analyse critique conduite précédemment.

La dernière phase prévue aura pour objet l'étude de la problématique liée à la réutilisation des stériles. Celle-ci sera détaillée et traitée dans le cadre d'une nouvelle proposition technique qui sera soumise à AREVA NC.

## 1.2 CONTENU ET PERIMETRE DE L'EXPERTISE

### 1.2.1 CONTENU

Le présent rapport constitue une analyse détaillée des informations contenues dans le BDE et des données transmises par ailleurs par AREVA NC en regard des impacts sur l'environnement par la voie eau et la voie air et des impacts sur l'homme. L'objectif final est de fournir des éléments de réflexion qui permettront d'évaluer le réseau de surveillance mis en œuvre par l'exploitant dans le cadre de l'évaluation de l'impact des sites miniers réaménagés à court et long terme.

Ce rapport comprend :

- 2 chapitres à caractères descriptifs (chapitres 2 et 3) qui présentent de manière très générale, les activités minières de la Division Minière de la Crouzille et les caractéristiques de l'environnement que ce soit d'un point de vue hydrogéologique ou humain (cf. Chapitre 2) et la réglementation applicable (cf. Chapitre 3) ;

- 4 chapitres d'analyse détaillée traitant de l'hydrogéologie des différents ensembles (cf. Chapitre 4) et des impacts des sites miniers réaménagés par la voie eau (cf. Chapitre 6), air (cf. Chapitre 7) et l'impact humain (cf. Chapitre 8). Les analyses se sont fortement appuyées sur la connaissance des caractéristiques du milieu naturel exposées au chapitre 5. A noter que le travail réalisé par l'IRSN ne relève pas d'une simple expertise du BDE puisqu'il a consisté en grande partie à réévaluer l'ensemble des données de la surveillance et les calculs dosimétriques ;
- 2 chapitres relatifs à l'expertise des méthodologies mises en œuvre par AREVA NC pour l'évaluation des impacts environnementaux (en lien avec les travaux du GT2 du GEP (cf. Chapitre 10) et de l'impact chimique (cf. Chapitre 9) ;
- le chapitre 11 qui examine les améliorations possibles du système de gestion des impacts des sites miniers. Il se fonde essentiellement sur les résultats des analyses rapportés aux chapitres 4 à 10 dont il représente une forme de synthèse et de conclusion.

### *1.2.2 PERIMETRE DE L'EXPERTISE*

Le périmètre de l'expertise est défini par les documents et données suivants :

- le BDE [1] ;
- le rapport du BURGEAP sur l'hydrogéologie des sites de Montmassacrot, Bessines, Le Fraisse, Fanay-Augères, Margnac-Pény et Bellezane [3] ;
- le rapport du BRGM relatif au fonctionnement décennal des installations COGEMA [4] ;
- les fichiers de données de la surveillance de l'environnement (eau, sédiment, air, produits végétaux et animaux). A noter que l'analyse des données ne se limite pas à la période 1994-2003 mais tient compte des dernières années de suivi (données disponibles jusqu'en décembre 2006).

Des documents et informations complémentaires, soit acquis par l'IRSN, soit transmis par AREVA NC au cours de l'instruction ont également été consultés. Ces documents sont cités en référence dans les chapitres concernés.

### *1.2.3 PILOTAGE PAR LE GEP*

La réalisation de l'analyse critique globale du BDE s'est effectuée en liaison étroite avec le groupe d'expertise pluraliste (GEP) mis en place à l'initiative des ministres en charge de l'environnement, de la santé et de l'industrie. Les échanges ont donné lieu à des présentations régulières de l'avancement des travaux lors des réunions plénières organisées par le GEP mais également par une implication directe de certains membres du GEP dans les discussions techniques initiées par l'IRSN dans le cadre des réunions des Groupes de Travail n° 1 (GT1 « Terme source, rejets et transferts dans le milieu naturel ») et n°2 (GT2 « Impact environnemental et sanitaire »).

L'ANNEXE 1 retrace le déroulement des réunions des GT1 et GT2 depuis la diffusion du rapport d'étape et les principales problématiques abordées.

Il peut être précisé que la nature et l'approfondissement des échanges entre l'IRSN et le GEP ont varié en fonction des sujets traités. Pour les aspects abordés par le GT1, les discussions ont été approfondies et ont même conduit à des visites techniques communes sur le terrain.

Concernant les aspects abordés par le GT2, compte tenu de l'échelonnement des travaux, les échanges ont été plus légers et se sont souvent limités à une simple présentation par l'IRSN de l'avancée de ses travaux et aux discussions qui en ont résulté.

### 1.3 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 1

- [1] AREVA NC (2004). Bilan décennal environnemental 1994-2003
- [2] IRSN (2007). Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREAV NC - 1<sup>ère</sup> partie : stockage de Bellezane et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord. Rapport DEI/2007-01
- [3] BURGEAP (2006). - Montmassacrot, Site Industriel de Bessines, Le Fraise, Fanay-Augères, Margnac-Pény, Site de Bellezane - Expertise hydrogéologique et préconisations pour le site de stockage de sédiments et de boues RTr0053a/A16523/CTrZ060417 du 30/10/2006
- [4] BRGM (2006). Bessines-sur-Gartempe (87) - Tierce-expertise du bilan de fonctionnement décennal des installations COGEMA. Rapport final BRGM/RP-54976-FR d'octobre 2006

## **2 HISTORIQUE ET PRESENTATION GENERALE DES SITES ET DES ACTIVITES MINIERES DANS LA DIVISION DE LA CROUZILLE**

Le bilan décennal environnemental [1] couvre l'ensemble des activités minières de la division de la Crouzille qui s'étend sur 295 km<sup>2</sup> à 20 km au nord de Limoges le long de l'autoroute A20. Les chapitres 1 à 3 du document d'AREVA NC présentent respectivement :

- l'ancienne division minière de la Crouzille ;
- l'environnement des sites ;

### **2.1 L'EXPLOITATION ET LE TRAITEMENT DES MINERAIS**

Ces éléments factuels du dossier n'appellent pas de commentaires particuliers de l'IRSN qui constate que les éléments d'information consignés dans le BDE permettent d'accéder à une compréhension globale de l'historique de l'exploitation de l'uranium en Limousin.

Ce chapitre reprend, de manière succincte, les grandes lignes de l'exploitation des sites miniers de la Division Minière de la Crouzille, et précise les spécificités des quatre principaux bassins versants sous influence des anciennes installations minières.

### **2.2 GENERALITES**

La prospection d'uranium a débuté au lendemain de la seconde guerre mondiale et c'est le 1<sup>er</sup> mai 1949 qu'est créée la division minière de la Crouzille. L'exploitation des gisements de la division a été effective de 1950 à 1995 et a conduit à la production d'un peu plus de 24 000 tonnes d'uranium (cf. ANNEXE 2). Les deux tiers de la production sont issus de travaux miniers souterrains (TMS), le reste provenant de mines à ciel ouvert (MCO).

Outre le minerai d'uranium, l'exploitation minière a produit d'autres matériaux dont la gestion relève, aujourd'hui encore, de la responsabilité de l'exploitant. Il s'agit essentiellement de stériles (matériaux naturels extraits) et de résidus de traitement du minerai d'uranium (produits issus d'une transformation chimique). On distingue les stériles francs qui correspondent aux roches extraites pour atteindre les minéralisations et les stériles de sélectivité constitués du minerai dont la teneur en uranium n'a pas été jugée économiquement intéressante au moment de son extraction. Les résidus de traitement résultent quant à eux des opérations de lixiviation (statique ou dynamique) qui permettaient d'extraire chimiquement l'uranium du minerai. Ces opérations se sont déroulées au sein de l'usine SIMO implantée sur le site industriel de Bessines et ont conduit à la production de 13,7 millions de tonnes de résidus de traitement dynamique aujourd'hui stockées dans les mines à ciel ouvert du Brugeaud, de Bellezane et de Montmassacrot ou derrière la digue de Lavaugrasse, et de 8,7 millions de tonnes de résidus de traitement statique répartis sur les mêmes stockages hors Montmassacrot.

24 sites miniers ont été exploités dans la Division Minière de la Crouzille. La notion de site est à comprendre dans le sens défini par AREVA NC [1] à savoir « un chantier ou un ensemble de chantiers dans la proximité géographique, l'exploitation conjointe, la couverture réglementaire, les liaisons par galeries ou liaisons hydrauliques, l'unité de production ou l'histoire en font une entité cohérente et indépendante ».

A l'issue de l'exploitation des sites miniers, des travaux de réaménagement ont été entrepris avec pour objectifs d'assurer à court et long terme, la sécurité et la salubrité publique et de favoriser leur intégration dans l'environnement tant d'un point de vu paysager que d'un point de vue écologique. La phase de surveillance qui s'ensuit consiste à vérifier que l'impact des anciennes installations sur l'environnement et les populations est maîtrisé. Les modalités de la surveillance et les objectifs à atteindre sont fixés par arrêté préfectoral sur la base des prescriptions du règlement général des industries extractives (cf. Chapitre 3). AREVA NC propose dans certains cas un élargissement de son système de contrôle.

L'emprise des sites miniers de la Division Minière de la Crouzille représente une surface foncière de plus de 800 hectares, surface dont les caractéristiques hydrologiques permettent un découpage en bassins versants. Les bassins versants majeurs en regard du nombre de sites recensés, sont ceux :

- de la Gartempe (9 sites) ;
- du Vincou (2 sites) ;
- du Ritord (5 sites) ;
- de la Couze (4 sites).

La Couze, le Ritord et le Vincou sont tous trois affluents rive gauche de la Gartempe. Les autres bassins versants sont celui de la Brême (1 site), de la Semme (1 site), et de la Vienne (2 sites).

Les sites miniers les plus importants en regard de l'étendue géographique des travaux, la production et/ou le nombre de quartiers satellites associés sont les sites du SIB (Site Industriel de Bessines) sur la Gartempe, de Fanay-Augères sur le Ritord et de Margnac-Pény sur le Vincou.

## **2.3 SPECIFICITES DES QUATRE BASSINS VERSANTS D'INTERET**

Ce paragraphe s'attache à présenter l'ampleur des travaux d'exploitation réalisés dans les différents bassins versants d'intérêt et à synthétiser les principaux éléments de compréhension des protocoles de restitution à l'environnement des eaux émanant des sites miniers réaménagés.

La réalisation d'une synthèse détaillée ne relevant pas de l'exercice de tierce expertise pour lequel l'IRSN a été saisi, les données retranscrites ici ne sont pas exhaustives. Elles sont extraites des fiches de site, de chantier et d'ICPE consignées dans la première annexe du BDE [1].

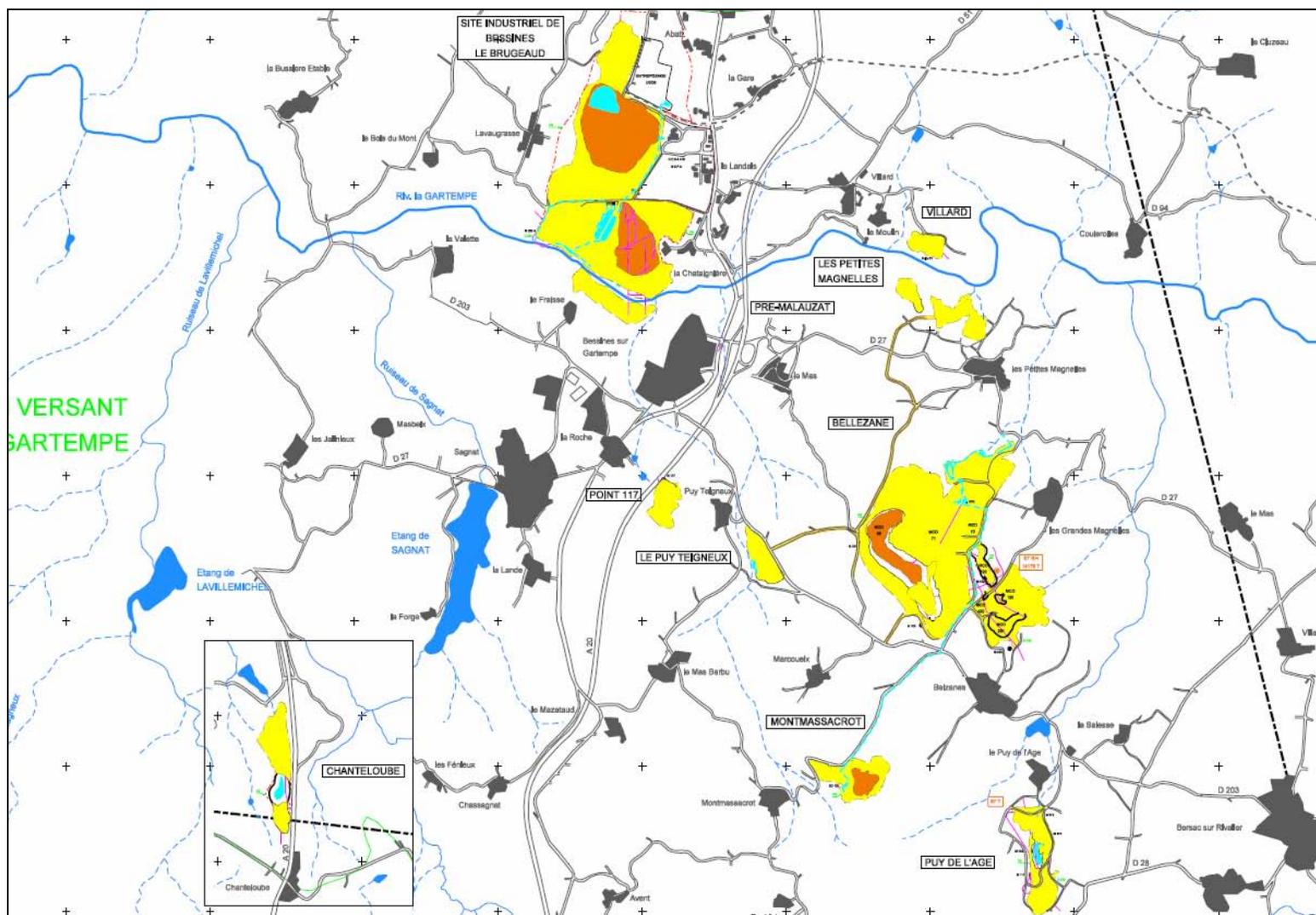
La première spécificité à noter est la présence des quatre stockages de résidus dans le bassin versant de la Gartempe. Ces stockages constituent ainsi une source de radioactivité, notamment en radium,

qui ne correspond pas à l'état initial de l'environnement avant exploitation des filons d'Uranium. Le transfert de radioactivité depuis ces résidus peut par conséquent conduire au marquage de différents compartiments de l'environnement à un niveau supérieur au niveau caractérisant le milieu naturel non impacté. Par ailleurs, d'autres installations telles l'usine de traitement du minerai (SIMO) ou l'entreposage d' $U_3O_8$  sont localisées exclusivement dans ce bassin versant, bien qu'elles concernent l'ensemble de l'activité liée à l'exploitation des mines d'uranium.

Les bassins versants du Vincou, du Ritord et de la Couze présentent eux la spécificité de disposer, sur le cours de leur ruisseau principal, de retenues utilisées comme ressource en eau pour l'alimentation de la ville de Limoges (Gouillet, Mazeaud, Cruzille). L'usage sensible de ces retenues explique l'intérêt général porté à l'analyse de ces bassins versants et plus particulièrement à leur mode de marquage éventuel.

Enfin, les eaux des bassins versants du Ritord et de la Couze se retrouvent, avant confluence avec la Gartempe, en un exutoire commun représenté par le Lac de Saint-Pardoux. Ce plan d'eau fait l'objet d'une attention particulière du fait de son usage pour des activités de loisirs (baignade, ...).

Les limites des bassins versants sont présentées dans les figure 2-1 à figure 2-4.



● Résidus de traitement

● verse à stériles



1 cm = 460 m

Figure 2-1 Bassin versant de la Gartempe (extrait du plan n° 3 du BDE)

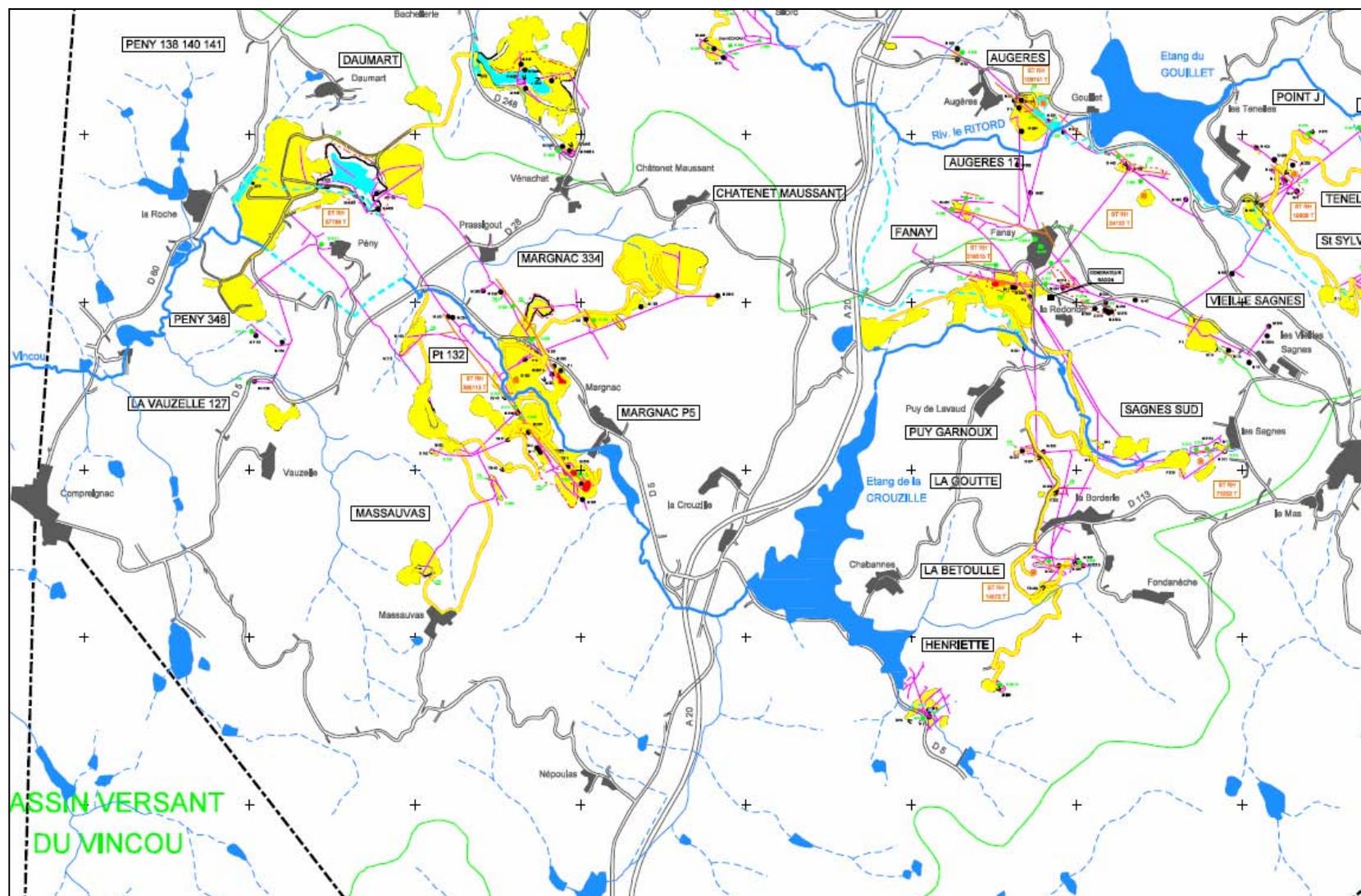
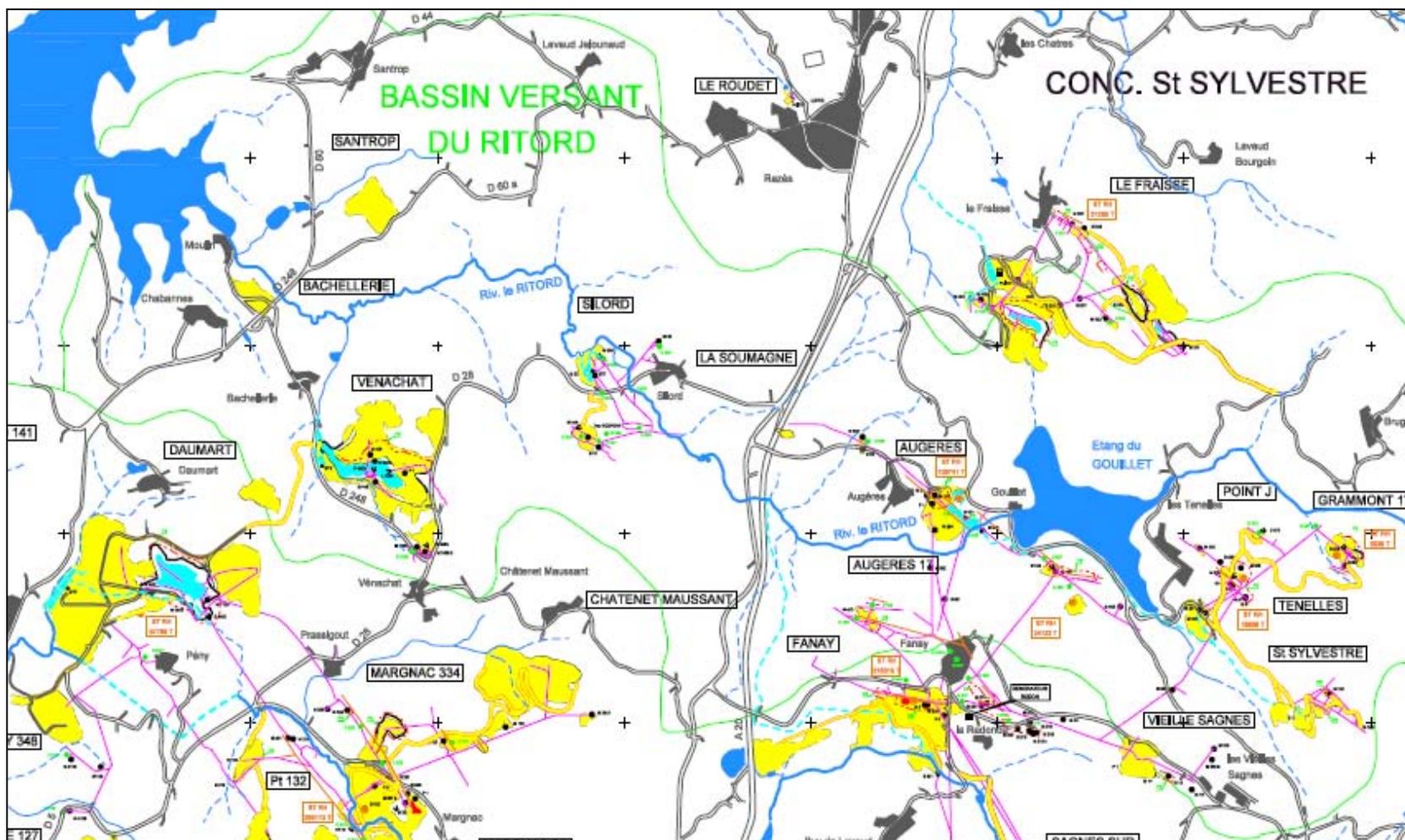


Figure 2-2 Vue générale du bassin versant du Vincou (extrait du plan n° 3 du BDE)

1 cm= 380 m



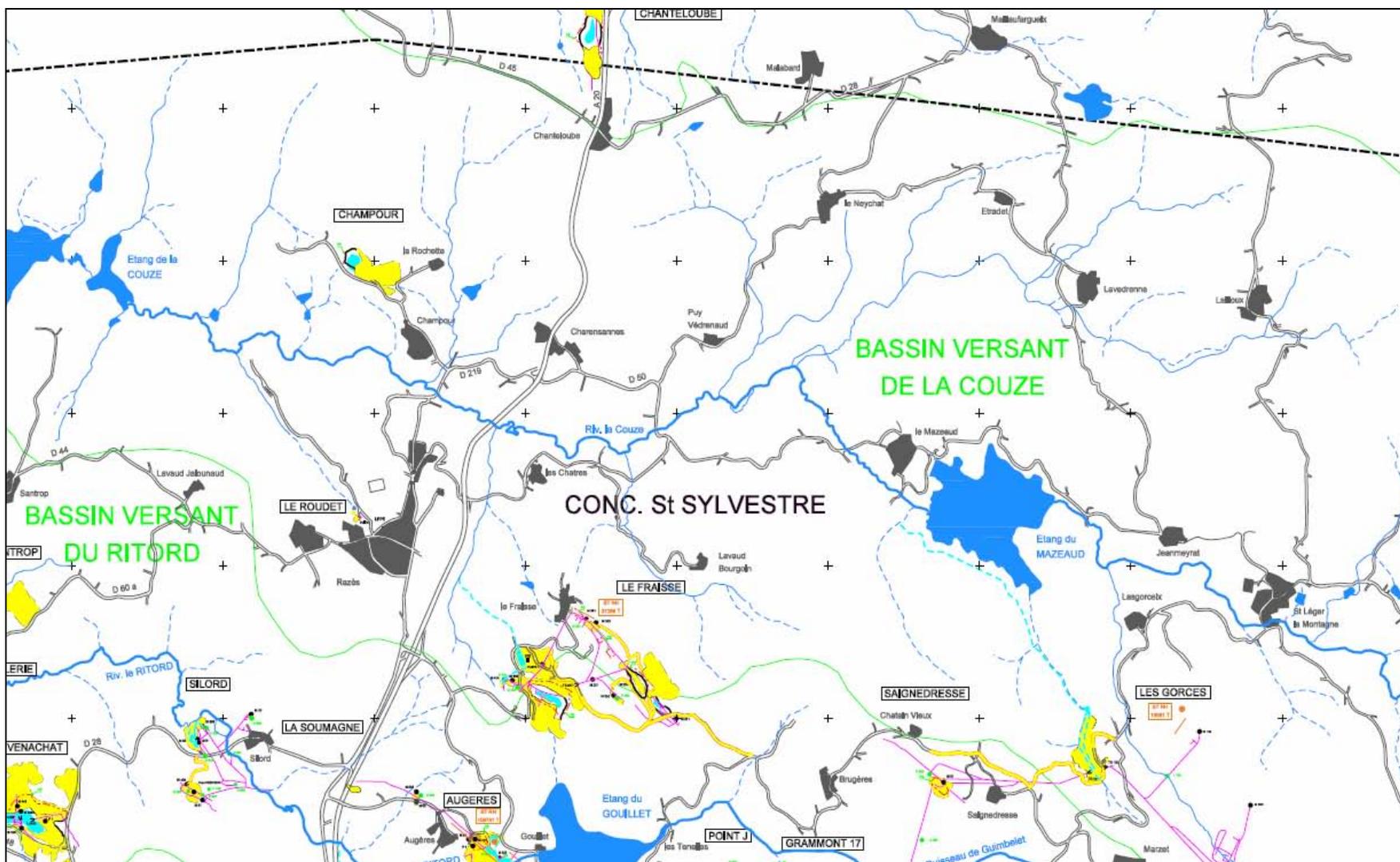
— Limite de bassin versant

○ verse à stériles

↑ N

1cm = 350 m

Figure 2-3 Sites du bassin versant du Ritord (extrait du plan n° 3 du BDE)



Limite de bassin versant      verse à stériles N

1 cm = 425 m

Figure 2-4 Bassin versant de la Couze. (extrait du plan n° 3 du BDE)

## Commentaires de l'IRSN

L'IRSN considère que la description des sites faite dans le BDE est satisfaisante pour une compréhension globale du système mais que malgré la présence des fiches de site et de chantier en annexe, certains détails sont difficilement accessibles sans information complémentaire notamment pour ce qui concerne l'historique des rejets. Le programme MIMAUSA [2], en cours de mise en œuvre par l'IRSN pour le compte du ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables, devrait, à terme, permettre de palier ce manque d'information.

Les figure 2-5 et figure 2-6 présentent de manière synthétique les différents rejets identifiés dans le bassin versant de la Gartempe et ses sous bassins versants sous influence minière à savoir : la Couze, le Ritord et le Vincou. Pour chaque rejet, le tonnage d'uranium produit à partir des sites en liaison avec le rejet est rappelé ainsi que le tonnage total brut extrait. Sont également rappelés, la nature des travaux (MCO ou TMS), la présence de résidus de traitement, de remblayage hydraulique ou autres produits, et d'une station de traitement des eaux.

Le bassin versant de la Gartempe se différencie des trois autres par sa taille et le fait que les quatre sites de stockage des résidus de traitement générés par l'exploitation du minerai de la division minière soient regroupés en son sein.

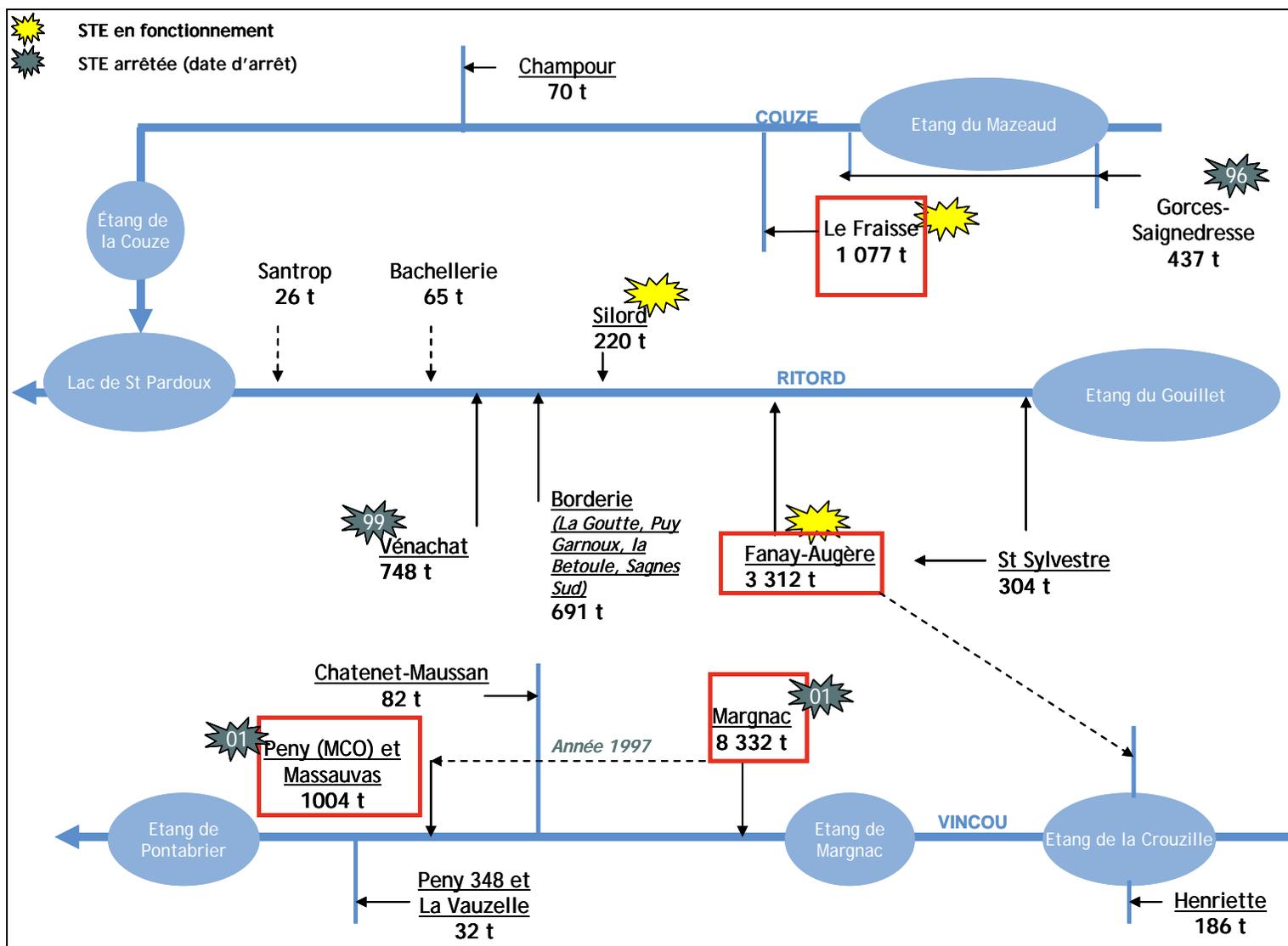


Figure 2-5 Rejets des différents sites miniers dans les bassins versant de la Couze, le Ritord et le Vincou et tonnage d'uranium produit

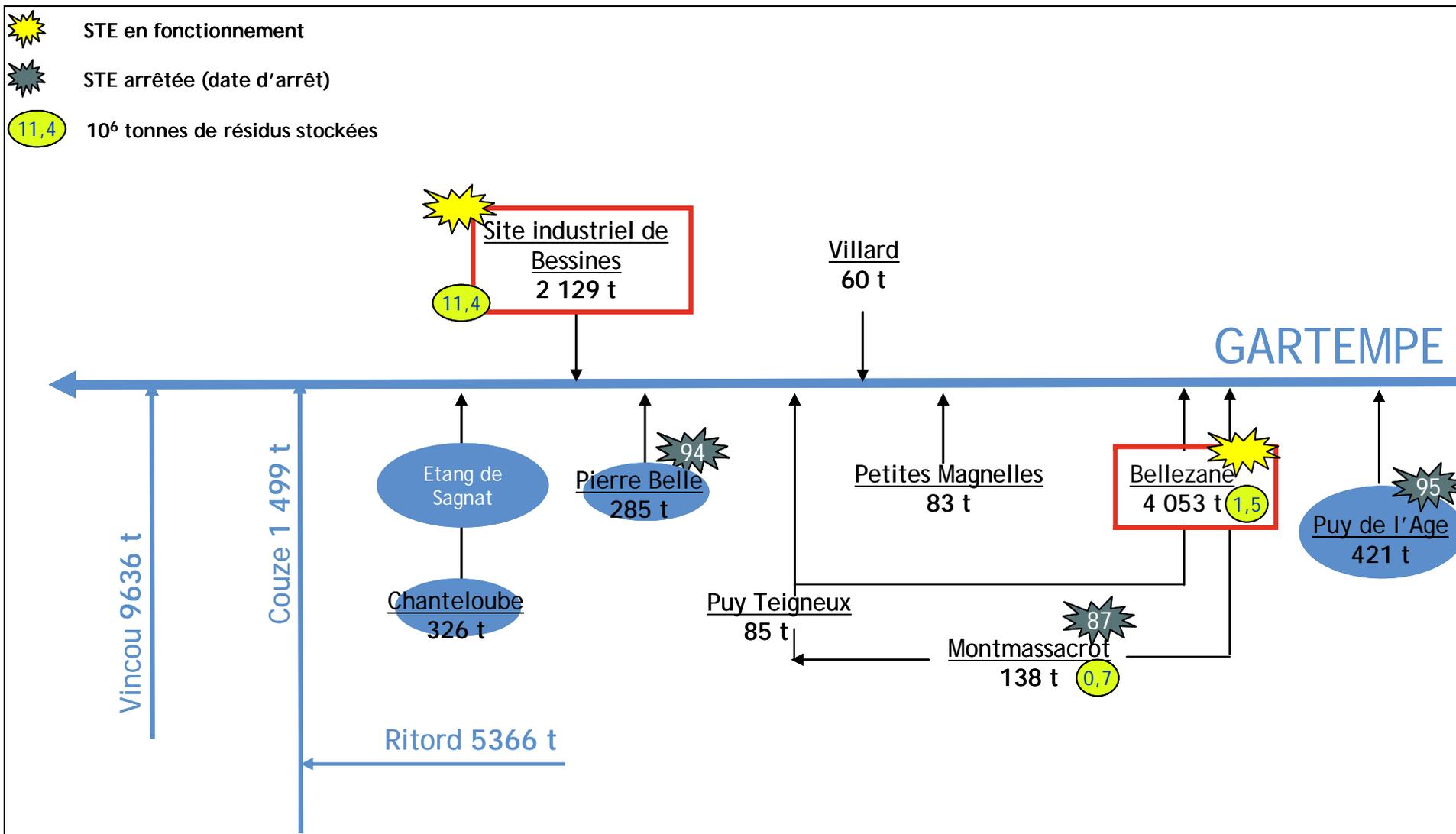


Figure 2-6 Rejets des différents sites miniers dans le bassin versant de la Gartempe et tonnage d'uranium produit

## 2.4 CONTEXTE GEOLOGIQUE, CLIMATIQUE ET HUMAIN

### 2.4.1 GEOLOGIE ET HYDROGEOLOGIE

Le présent paragraphe présente une vue assez générale de la géologie et de l'hydrogéologie régionales, telle que décrite dans le BDE et les documents associés. Une présentation plus détaillée des sites considérés d'intérêt majeur pour l'analyse du fonctionnement hydrogéologique en regard des impacts potentiels sur l'environnement, est fournie au chapitre 4.

Ce paragraphe exploite les données du BDE [1] (dont les fiches de site) et du rapport BURGEAP [3] sans que l'IRSN ne formule d'avis spécifique. Cependant, dans certains cas, l'IRSN a poursuivi ou développé la démonstration de l'exploitant de sorte à avoir des bases de discussion communes à tous les sites.

### 2.4.2 GEOLOGIE REGIONALE

#### Contexte du BDE et des documents associés

Les principales caractéristiques géologiques, topographiques et hydrographiques sont décrites à l'échelle de l'environnement régional des sites dans le BDE [1] pour les généralités, et reprises pour les détails locaux dans le rapport BURGEAP [3]. La Division Minière de la Crouzille est établie sur le bâti cristallin au N-O du Massif Central. Les conditions géochimiques locales au cours de l'orogénèse ont fortement enrichi les leucogranites en formations uranifères dans les massifs de Brême, S<sup>t</sup> Sylvestre et de la Marche.

A l'affleurement de ces massifs, de nombreux indices uranifères ont été mis en évidence lors des campagnes de prospection, ce qui a conduit à la mise en exploitation des sites de la Crouzille. La quasi-totalité des minéralisations exploitées est localisée dans les leucogranites des Monts d'Ambazac, et plus particulièrement dans le granite à deux micas de S<sup>t</sup> Sylvestre. Le fond géochimique moyen en uranium de ce granite avoisine les quelques dizaines de ppm et va localement jusqu'à 100 ppm. La minéralisation principale s'exprime sous la forme d'uraninite. Ce fond granitique est entrecoupé d'intrusions filoniennes de lamprophyres, autrement appelées par les mineurs « minette », et de microgranites.

Les lamprophyres sont souvent le siège des minéralisations uranifères à la faveur de leur intersection avec les failles recoupant le massif. Leur direction est généralement NNE-SSW, et leur pendage est voisin de 75° vers le nord. Leur épaisseur varie de la dizaine de centimètres à la dizaine de mètres. Ils sont d'autant plus altérés qu'ils sont proches de la surface, ce qui les rend d'autant plus conducteur de l'eau.

Les filons de microgranites sont plus puissants<sup>1</sup> mais moins nombreux que ceux de lamprophyres et ils en reproduisent la direction et le pendage.

Il est aussi possible de trouver dans le massif, aux intersections des réseaux de failles, des zones appauvries en quartz et qualifiées d'épisyénites. Présent sous forme de colonnes ou d'amas, de forte porosité, ce faciès accueille les plus fortes teneurs en minerais d'uranium. Les autres minéralisations uranifères, de moins forte teneur, se développent en filons dans des failles subverticales en granite broyé argilisé.

### Commentaires

A l'exception des particularités minéralogiques citées, nature des filons par exemples, l'IRSN note que le contexte géologique régional précédent est générique de beaucoup de massifs granitiques et que la description de la géologie régionale fournie par AREVA NC n'appelle aucun commentaire particulier de la part de l'IRSN.

## *2.4.3 HYDROGEOLOGIE/HYDROLOGIE*

### Contexte du BDE et des documents associés

L'eau souterraine se partage en deux grands ensembles. L'un est relatif aux eaux superficielles et forme la nappe aquifère dans la partie altérée du granite. La surface de la nappe aquifère suit approximativement la surface topographique. L'eau contenue dans cet aquifère s'écoule des points hauts vers le réseau hydrographique local dont elle alimente les rivières. L'autre ensemble est constitué par les fractures conductrices du granite, les failles et les filons conducteurs. Ces discontinuités sont d'autant moins circulantes que leur profondeur est grande. Les observations (cf. [3] tableau 4.1 ou tableau 6.1) montrent que les débits d'exhaures sont surtout liés aux niveaux superficiels traversés par les travaux miniers souterrains et évoluent peu avec la profondeur au-delà (cf. Chapitre 4).

Ce type de répartition de l'eau dans le système aquifère granitique de St Sylvestre se traduit, en termes d'exploitation de la ressource, par des captages et puits de surface dans la partie arénisée du granite, et par quelques forages plus profonds implantés suivant les structures de lamprophyres et de microgranites. Les grandes failles sont décrites comme remplies d'argiles et faisant barrage aux écoulements.

Les ordres de grandeurs de perméabilité fournis dans les documents analysés sont compris entre  $1,0 \cdot 10^{-5}$  et  $1,0 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$  pour la partie aquifère d'arène qui forme le premier ensemble, et de l'ordre de  $1,0 \cdot 10^{-9}$  à  $1,0 \cdot 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$  pour le deuxième ensemble qui se trouve dans la partie sous-jacente non altérée du granite. Les zones d'exploitations minières sont associées à des zones localement beaucoup plus perméables que l'encaissant car elles sont situées dans des granites par nature plus fracturés.

---

<sup>1</sup> La puissance d'une formation géologique est son épaisseur

Leurs perméabilités sont de l'ordre de  $1,0 \cdot 10^{-5}$  à  $5,0 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ , valeurs très proches de celles des aquifères superficiels.

Outres les captages, puits et forages utilisés pour l'alimentation en eau de quelques communes du massif granitique de S<sup>t</sup> Sylvestre, quatre retenues sur les bassins versants de la Couze, du Vincou, du Ritord et de la Mazelle sont utilisées pour l'alimentation en eau de la ville de Limoges.

La rivière majeure qui intéresse le plus de sites miniers est la Gartempe. Celle-ci est un affluent de la Creuse qui elle-même se jette dans la Vienne. Le Vincou, la Couze et le Ritord sont des affluents de la Gartempe. Ces rivières présentent des débits moyens de l'ordre de quelques  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  à la dizaine de  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  et sont alimentées par un réseau de petits affluents qui draine essentiellement la nappe d'arène. L'altitude de la zone étudiée varie entre 400 et 600 m, et les pentes des rivières varient entre quelques ‰ en amont (rivières de prémontagne) et le ‰ (rivière de plaine) vers l'aval.

### Commentaires

A l'exception des particularités géologiques, nature des filons par exemples, l'IRSN note que le contexte décrit précédemment est générique des situations hydrogéologiques en massif granitique. On y retrouve donc les grands traits caractéristiques des écoulements dans ce type de massif qui sont un écoulement de surface dans les parties décomprimées et altérées du granite, et un écoulement en profondeur à la faveur des discontinuités structurales ou minéralogiques.

La diminution de la perméabilité avec la profondeur, des arènes perméables au massif sain peu perméable, est classique dans ce type de contexte. Cette diminution se retrouve aussi dans les éléments filoniens dont la partie supérieure altérée offre une plus grande perméabilité qu'en profondeur. Il est noté dans le paragraphe 2.5 du BDE [1], faisant lui-même référence à l'étude CREGU [4] que les granites fracturés dans l'environnement des exploitations peuvent présenter des perméabilités de l'ordre de  $1,0 \cdot 10^{-5}$  à  $5,0 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ . Ces valeurs sont similaires à celles attribuées aux zones d'arènes. Le rapport BURGEAP [3] qui se base sur l'analyse du cône de rabattement du à l'exhaure minière est plus précis sur ce point et attribue à la zone superficielle décomprimée et altérée cette même valeur forte de perméabilité. L'autre information importante [3] est que cette zone superficielle se développe sur la première centaine de mètres de la formation. Au moins sur quelques sites, cette propriété est clairement confirmée par les débits d'exhaures en fonction de la profondeur (cf. [3] tableau 4.1 ou tableau 6.1). Pour les sites dont les galeries sont utilisées comme point de surverse gravitaire, cette caractéristique conduit à rechercher les débits de fuite évoqués au chapitre 4, préférentiellement dans les zones où les galeries recoupent les parties les plus perméables du massif (*i.e.* les parties superficielles) et notamment près des galeries les moins profondes. Cette situation est attestée par exemple dans les fiches de sites relatives au site de Bellezane [1] ou dans le paragraphe 2.3 de [3], documents dans lesquels il est relaté l'apparition de flux en aval des débouchés au jour des galeries. Il s'agit d'une descenderie à Bellezane et d'un montage à Fanay-Augères.

Comme la répartition des perméabilités au voisinage des galeries des différents sites réaménagés est le paramètre déterminant qui gouverne la répartition des flux, l'estimation des débits de fuite,

préoccupation récurrente dans le rapport du BURGEAP [3] et leur localisation, supposée implicitement diffuse dans ce même rapport, en dépendront donc très largement.

#### 2.4.4 CONTEXTE CLIMATIQUE

##### Contexte du BDE et des documents associés

L'ensemble des plateaux de l'ouest du Limousin jouit d'un régime franchement océanique et subit l'influence des courants climatiques venant de l'Atlantique. Ce climat est caractérisé par :

- une atténuation des extrêmes (coups de froid passagers et de faible durée) ;
- des précipitations étalées toute l'année avec des fluctuations saisonnières ;
- une prédominance des pluies d'automne et d'hiver ;
- des pluies rarement fortes, mais durables.

#### 2.4.5 PLUVIOMETRIE

##### Contexte du BDE et des documents associés

La pluviométrie de la Haute Vienne est fortement liée aux reliefs.

La pluie moyenne du département est de l'ordre de 1 000 mm par an, avec des courbes isohyètes qui suivent et amplifient le modelé du relief, en soulignant les premières hauteurs rencontrées par les vents humides d'ouest : les monts de Blond et d'Ambazac. La pluviométrie moyenne annuelle du secteur minier est comprise entre 1 200 mm (secteur de Saint-Sylvestre) et 900 mm (nord de l'ancienne Division Minière). Les données pluviométriques moyennes sur 30 ans (1969-1998) des stations de Bessines sur Gartempe et Saint Sylvestre sont indiquées dans le tableau 2-1.

Tableau 2-1 Données pluviométriques moyennes (mm) Bessines sur Gartempe, St-Sylvestre

mois	Bessines sur Gartempe				St Sylvestre			
	moy.	mini	maxi	Maxi sur 24 h	moy.	mini	maxi	maxi sur 24 h
janvier	88,3	21,5	163,4	48	122,2	35,8	254,8	50,4
février	77,4	7	182,5	34	103,9	6,9	229,5	56,3
mars	72	9	194,2	44	95,2	9,6	251,5	53
avril	75,6	9,6	237,8	39	93,6	10,7	288,9	40,1
mai	92,4	13,2	180,2	49	110,3	29,6	223,9	81,4
juin	69,9	1,3	131,5	51	83,4	0	172,5	58,8
juillet	56,6	12,4	136	71	63,9	15,8	115,2	64,5
août	57,9	8,3	125	43	72,4	16,4	146,9	48,3
septembre	83,3	8	200,6	60	94,9	7,6	230,2	55
octobre	80,5	4,5	149,2	48	105,1	7,6	210,1	59,5
novembre	84,9	16	180,5	44,5	114,8	22,3	198,6	61
décembre	82,8	7,9	189,9	34	117,4	16,8	267,5	52,2
année	921,8	633,1	1193,1	71	1178,2	831,2	1521,2	81,4

## 2.4.6 TEMPERATURES

### Contexte du BDE et des documents associés

La répartition des courbes thermiques présente la même distribution que celles des précipitations, les températures s'adoucissant au fur et à mesure que l'on descend vers l'aval du bassin de la Gartempe. Les données thermiques moyennes sur 30 ans (1969-1998) de la station de Bessines sur Gartempe sont indiquées dans le tableau 2-2.

Tableau 2-2 Données thermiques moyennes (mm) Bessines sur Gartempe

mois	moyenne mensuelle	minimum mensuel	maximum mensuel
janvier	3,9	-2,2	7,6
février	4,6	0,9	9,2
mars	6,7	2,6	9,8
avril	8,8	6,2	11,8
mai	13	9,9	15,7
juin	16	13,6	18,8
juillet	18,5	15,5	23,2
août	18,2	15,6	21,6
septembre	15	12,3	17,8
octobre	11,4	6,4	15,3
novembre	6,8	3,5	10,5
décembre	4,6	0,7	7,3
année	10,6	9,2	12,4

## 2.4.7 VENTS

### Contexte du BDE et des documents associés

Le vent est un facteur qui, du fait de l'inclinaison régulière de la zone vers le nord-ouest, connaît la même répartition sur tout le bassin de la Gartempe. Les vents dominants proviennent du sud-ouest et du nord-est, les vents d'est et du sud-est étant très rares (figure 2-7).

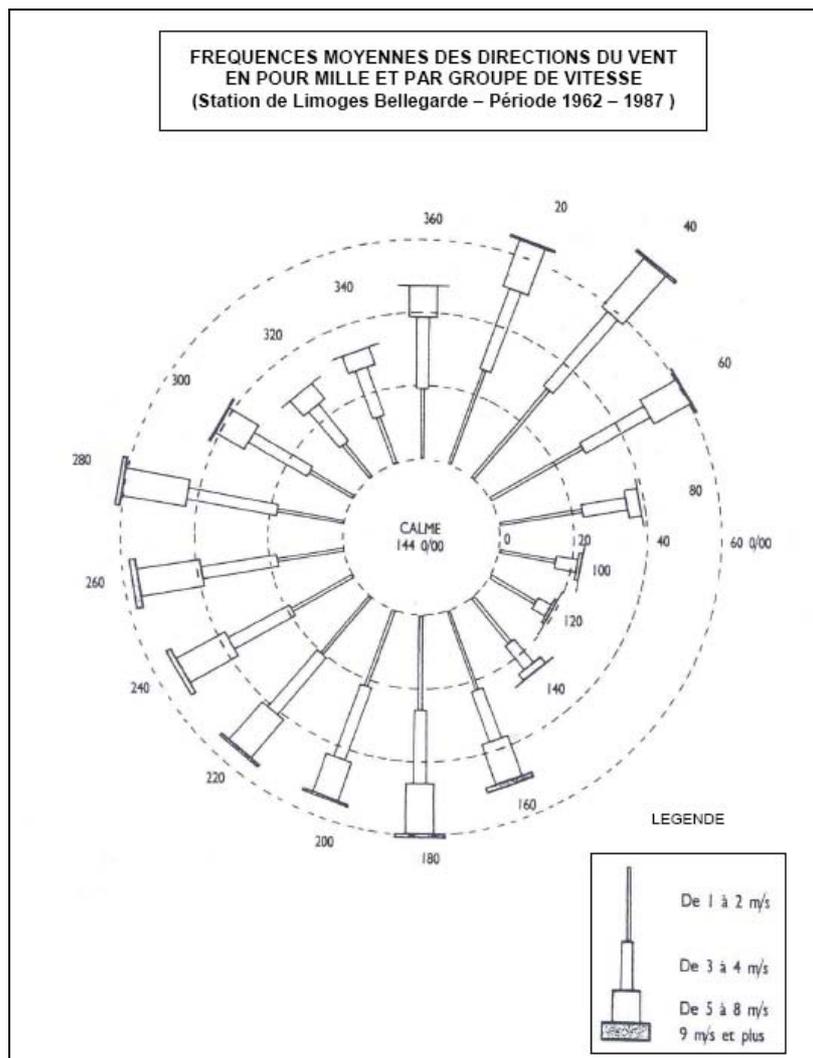


Figure 2-7 Rose des vents établie à la station Limoges-Bellegarde

Figure extraite du BDE [1]

## 2.4.8 ENVIRONNEMENT DEMOGRAPHIQUE ET HUMAIN

### Contexte du BDE et des documents associés

La population (environ 8 500 habitants) résidant sur le territoire de la Division Minière de la Crouzille se caractérise par un habitat rural dispersé s'organisant autour de quelques villages de taille modeste. Ces derniers sont Bessines sur Gartempe, Razès, Compreignac, Bersac sur Rivalier et Saint Sylvestre, qui comptent chacun une école primaire publique. Seul le bourg de Bessines est assez important pour compter un collège public.

Un inventaire complet de toutes les zones habitées dans un rayon de 1 kilomètre autour des sites a été mené et a conduit à l'identification de 93 zones habitées susceptibles de subir l'influence des anciens sites miniers.

## *2.4.9 DESCRIPTION DE L'ENVIRONNEMENT AGRICOLE*

### Contexte du BDE et des documents associés

L'activité principale est l'élevage à prédominance ovine ou mixte (ovins et bovins) avec également la présence de cultures céréalières. La plus grande part de la surface agricole utilisée (SAU) est donc constituée de surfaces herbacées ou de cultures destinées à l'alimentation animale.

En ce qui concerne les cultures à usage privé, les enquêtes locales réalisées par AREVA NC révèlent :

- des cultures de légumes : carottes, pommes de terre, endives, betteraves rouges, choux, salades, poireaux, haricots ;
- des vergers : pommiers, pruniers, poiriers, pêchers ;
- des élevages de poules, poulets, pintades, pigeons.

## *2.4.10 UTILISATION DES EAUX*

### **2.4.10.1.1 Alimentation en eau potable**

#### Contexte du BDE et des documents associés

En Haute-Vienne, la plupart des communes gèrent indépendamment leur alimentation en eau potable à partir de captages de sources de la nappe superficielle des altérites (arène granitique).

Plusieurs communes de la vallée de la Gartempe et de la Couze (Bessines sur Gartempe, Folles, Fromental, Razes, St-Pardoux) se sont groupées pour assurer leur alimentation en eau potable par l'intermédiaire du Syndicat Intercommunal d'Adduction d'Eau Potable Couze-Gartempe, qui a confié sa gestion à la Lyonnaise des Eaux.

A Châteauponsac, des liaisons avec des réseaux extérieurs (Bessines, Peyrat de Bellac) permettent d'apporter un appoint pendant les années de sécheresse.

Une mention particulière doit être faite concernant l'alimentation en eau potable de la ville de LIMOGES. En raison de l'absence de ressources d'eau souterraine, due à la nature granitique du sous-sol, la ville doit faire appel aux eaux de surface par l'intermédiaire de quatre plans d'eau des Monts d'AMBAZAC, dont l'utilisation est réservée exclusivement à son alimentation en eau potable :

- l'étang du Mazeaud (ou Pierre Millier), sur la Couze ;
- l'étang de Gouillet, sur le Ritord ;
- l'étang de la Crouzille, sur le Vincou ;
- l'étang de Beaune-les-Mines, sur la Mazelle.

Les trois premiers étangs sont situés au cœur de l'ancienne Division Minière de la Crouzille, en aval de certaines anciennes exploitations COGEMA. Celui de Beaune-les-Mines n'est concerné que par les anciens travaux miniers souterrains de Bonnac-La-Cote.

La ville de Limoges entreprend de protéger ces réservoirs en mettant en place des périmètres de protection. L'étang du Mazeaud a ainsi obtenu un arrêté d'utilité publique dans ce sens en décembre 1999, l'étude est en cours pour ceux de la Crouzille, de Gouillet et de Beaune les Mines.

#### 2.4.10.1.2 Le tourisme et les loisirs

##### Contexte du BDE et des documents associés

Les activités de loisir qui se pratiquent en lien avec les eaux sont :

- le canoë-kayak (en particulier le secteur Folles-Chateauponsac et les environs de Lathus) ;
- la pêche, sur la Gartempe ;
- la baignade, la voile et le pédalo sur les plans d'eau de St-Pardoux, (qui accueille quotidiennement, en juillet et août, 2 000 visiteurs en semaine, 4 000 le dimanche et 7 000 les 14 juillet et 15 août) sur la Couze, du Pont à l'Age sur l'Ardour et de l'étang de Sagnat sur le ruisseau du même nom.

## 2.5 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 2

- [1] AREVA NC (2004). Bilan décennal environnemental 1994-2003
- [2] MIMAUSA (Mémoire et Impact des Mines d'urAniUm : Synthèse et Archives). Inventaire téléchargeable sur le site [www.irsn.org](http://www.irsn.org), Dossier 'Mines d'uranium'
- [3] BURGEAP - Montmassacrot, Site Industriel de Bessines, Le Fraisse, Fanay-Augères, Margnac-Pény, Site de Bellezane - Expertise hydrogéologique et préconisations pour le site de stockage de sédiments et de boues RTr0053a/A16523/CTrZ060417 du 30/10/2006
- [4] D. PIERLOT et M. CUNEY - CREGU 1994-Comparaison des systèmes hydrogéologiques naturels en terrains granitiques

### 3 EXIGENCES REGLEMENTAIRES APPLICABLES DANS LE CONTEXTE MINIER DU LIMOUSIN

Les exigences réglementaires associées aux activités minières sont issues principalement du code minier (complété par le Règlement Général des Industries Extractives (RGIE)), du code de l'environnement (et en particulier de son livre V titre 1<sup>er</sup> relatif aux installations classées pour la protection de l'environnement dans le cas des installations de stockage de résidus de traitement du minerai d'uranium) et du code de la santé (et en particulier des dispositions qu'il introduit en matière de protection des populations contre les dangers associés aux rayonnements ionisants).

Pour ce qui concerne la radioactivité, les exigences nationales sont généralement issues de la transcription en droit français de directives européennes. Au niveau local, la réglementation des installations et sites relève principalement de l'autorité du préfet et s'effectue par voie d'arrêtés.

Les paragraphes suivants montrent comment s'est échafaudée la réglementation sur les rejets miniers : rejets liquides, substances solides, poussières d'uranate ou autre composé, radon dans l'air extérieur et débit de dose gamma ambiant.

#### **3.1 TEXTES GENERAUX ANTERIEURS AU DECRET 90-222 DU 9 MARS 1990 COMPLETANT LE RGIE**

La réglementation française s'est alignée sur les recommandations de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) qui fixait des limites annuelles d'incorporation par ingestion et par inhalation pour chaque radioélément. Les recommandations ont concerné dans un premier temps les travailleurs.

Le décret 66-450 du 20 juin 1966 relatif aux principes généraux de protection contre les rayonnements ionisants [4] et le décret 67-228 du 15 mars 1967 relatif à la protection des travailleurs contre les rayonnements ionisants [5] adoptent, pour les travailleurs, des concentrations maximales admissibles calculées à partir des recommandations de la CIPR. Ces valeurs ont été appliquées pour les personnes du public en les divisant par un facteur 10 (cf. [4], annexe IV).

Ainsi pour le radium 226 et l'uranium 238<sup>1</sup> seul, les valeurs maximales suivantes étaient dérivées dans l'eau de boisson pour le public suivant le caractère soluble ou insoluble de la forme chimique du radionucléide :

- <sup>226</sup>Ra soluble :  $10^{-8}$  Ci.m<sup>-3</sup> (0,37 Bq.L<sup>-1</sup>)
- <sup>226</sup>Ra insoluble :  $3.10^{-5}$  Ci.m<sup>-3</sup> (1 110 Bq.L<sup>-1</sup>)
- <sup>238</sup>U soluble :  $6.10^{-7}$  Ci.m<sup>-3</sup> (22,2 Bq.L<sup>-1</sup> soit 1,8 mg.L<sup>-1</sup> d'<sup>238</sup>U)
- <sup>238</sup>U insoluble :  $4.10^{-5}$  Ci.m<sup>-3</sup> (1 480 Bq.L<sup>-1</sup>)

---

<sup>1</sup> En pratique les valeurs pour <sup>238</sup>U sont à diviser par 2 pour l'uranium naturel du fait de la présence de <sup>234</sup>U

On constate ainsi, que les limites de rejet mentionnées dans le RGIE (cf. § 3.3) et fixées dans les arrêtés préfectoraux (cf. § 3.4) pour le radium 226 et l'uranium 238 s'appuient sur les valeurs du décret 66-450 et du décret 67-228. La réglementation était bâtie sur des limites de rejet telles, que le milieu récepteur, au point de rejet, ne dépasse jamais en moyenne les limites tolérées pour les eaux potables à l'époque.

L'objectif visé par la réglementation des rejets liquides et gazeux était de ne pas dépasser les valeurs d'équivalent de dose et de concentration maximales admissibles (CMA) recommandées par la CIPR puis les limites annuelles d'incorporation EURATOM (directive EURATOM du 05/10/1984). Les CMA et LAI (Limites Annuelles d'Incorporation) étaient établies sur la base d'une dose annuelle à la population de 5 mSv.an<sup>-1</sup>.

## 3.2 CIRCULAIRE DPPR DU 29 JANVIER 1986

En ce qui concerne plus particulièrement les installations de traitement de minerai d'uranium, une circulaire du ministre de l'environnement (direction de la prévention des pollutions) du 29 janvier 1986 donne des instructions techniques aux préfets [3]. Cette circulaire « ... réunit les prescriptions techniques pouvant être imposées dans le cadre de la législation des installations classées pour la protection de l'environnement ». Elle encadre les arrêtés d'autorisation de rejet : l'arrêté doit définir le point de rejet, le débit de rejet, les paramètres à réglementer en valeurs instantanées et mensuelles, en flux journalier.

Elle demande des dispositions permettant de contrôler l'impact sur le milieu naturel : points amont et aval, réseau piézométrique.

Elle définit les différents contrôles à effectuer dans l'environnement des sites : rejet liquides, qualité des eaux du milieu récepteur (eau et sédiment), poisson, joncs et roseaux, lait, herbe, captages d'eau potable, débit de dose gamma ambiant, poussières, EAP des descendants à vie courte du radon dans l'air extérieur.

## 3.3 DECRET N° 90-222 DU 9 MARS 1990

Les dispositions applicables aux sites de la Division Minière de la Crouzille reposent sur des arrêtés préfectoraux pris pour la plupart en application du décret 90-222 [1]. La surveillance radiologique des rejets émis dans l'environnement des sites est en grande partie fondée sur les prescriptions du Décret 90-222 du 09/03/1990 [1] et de sa Circulaire d'application du 09/03/1990 [2]. Ce décret complète le règlement général des industries extractives institué par le décret 80-331 du 7 mai 1980 en son titre « Rayonnements ionisants » pour ce qui concerne la protection de l'environnement.

### 3.3.1 LIMITES ANNUELLES DES EXPOSITION AJOUTEES (ARTICLE 6)

Le décret fixe des limites annuelles d'expositions ajoutées pour lesquelles l'impact radiologique de l'environnement est considéré acceptable :

- 5 mSv pour l'exposition externe ;

- 170 Bq pour les émetteurs alpha à vie longue de la chaîne de l'uranium 238 présents dans les poussières en suspension dans l'air et inhalés ;
- 2 mJ d'énergie alpha potentielle pour les descendants à vie courte du radon 222 inhalés ;
- 6 mJ d'énergie alpha potentielle pour les descendants à vie courte du radon 220 inhalés ;
- 3 kBq pour les émetteurs alpha à vie longue dans les poussières d'uranate, la quantité journalière de ces poussières inhalées n'excédant pas 2,5 mg ;
- 7 kBq pour le radium 226 ingéré ;
- 2 g pour l'uranium ingéré, la quantité journalière des composés hexavalents pouvant être ingérée n'excédant pas 150 mg.

Il est à noter que les dispositions actuelles du RGIE en matière d'évaluation de dose ont recours à la notion de TAETA<sup>1</sup> et les limites rappelées ci-avant ne prennent pas en compte les modifications apportées par la Directive 96/29 EURATOM en matière de protection contre les rayonnements ionisants.

### 3.3.2 GESTION DES PRODUITS RADIOACTIFS SOLIDES (ARTICLE 8)

Le décret donne également un critère de gestion des produits radioactifs solides :

*« Les dépôts de minerais et de déchets ayant une teneur en uranium supérieure à 0,03 p. 100, de minerais lixiviés, de résidus des opérations de traitement, de produits provenant des bassins de réception des eaux ou de leur voisinage, doivent être établis conformément à un plan de gestion de ces produits... Un dépôt doit faire l'objet d'une surveillance par l'exploitant pendant la durée des travaux et après la fin de ceux-ci jusqu'à ce qu'il soit constaté que son impact radiologique sur l'environnement est acceptable. »*

Cette teneur en uranium, qui représente une activité massique en uranium 238 de 3 700 Bq.kg<sup>-1</sup> pour une composition dite naturelle de l'uranium, a été reprise par certains arrêtés préfectoraux comme limite au-dessus de laquelle il est nécessaire de curer les sédiments dans le milieu naturel, notamment dans les arrêtés fixant le suivi réglementaire du Ritord, de la Couze et du lac de Saint-Pardoux en 2001 et 2003.

### 3.3.3 GESTION DES PRODUITS RADIOACTIFS LIQUIDES (ARTICLE 9)

Le décret 90-222 précise les obligations en matière de gestion des eaux sur les sites (chapitre III, article 9) :

*« Toutes les eaux de l'exploitation, y compris les eaux de ruissellement, doivent être captées en vue d'une surveillance et d'un traitement éventuel.*

*Les eaux dont la teneur en radium 226 soluble est supérieure à 3 700 Bq.m<sup>-3</sup> doivent faire l'objet d'un traitement d'insolubilisation.*

<sup>1</sup> Taux Annuel d'Exposition Totale Ajoutée

*Les eaux dont la teneur en radium soluble est comprise entre 740 et 3 700 Bq.m<sup>-3</sup> peuvent ne pas faire l'objet d'un traitement d'insolubilisation si la dilution du rejet par le cours d'eau récepteur est supérieure à 5, même en période de basses eaux, ceci sous réserve d'un avis favorable du service chargé de la police des eaux.*

*Les eaux dont la teneur en radium soluble est inférieure à 740 Bq.m<sup>-3</sup> peuvent être rejetées sans traitement compte tenu des caractéristiques du milieu récepteur, sous réserve d'un avis favorable du service chargé de la police des eaux. »*

En ce qui concerne les limites de rejet des eaux soumises à traitement, la circulaire du 9 mars 1990 relative au règlement général des industries extractives [2], d'application du décret 90-222, indique en son chapitre III, article 9 :

*« La technologie existante permet de limiter les concentrations moyennes annuelles en substances radioactives des rejets aux valeurs suivantes :*

- *370 Bq.m<sup>-3</sup> pour le radium 226 soluble ;*
- *3 700 Bq.m<sup>-3</sup> pour le radium 226 insoluble ;*
- *1800 mg.m<sup>-3</sup> pour l'uranium 238 soluble.*

*Pour ce qui concerne les substances non radioactives, le rejet des eaux dans le milieu naturel est réglementé par l'arrêté préfectoral fixant les conditions d'ouverture des travaux. »*

Au final les limites de rejet sont laissées à l'appréciation du préfet et fixées pour chaque site par arrêté préfectoral en appui des textes précités.

### **3.4 ARRETES PREFECTORAUX RELATIFS A LA SURVEILLANCE DES SITES**

AREVA NC a transmis à l'IRSN sur support informatique les arrêtés préfectoraux relatifs aux sites de la division minière de la Crouzille. L'IRSN a examiné les textes transmis par AREVA NC et en a fait la synthèse proposée ci-après.

#### **3.4.1 SITES ACTUELLEMENT SOUS SURVEILLANCE CADREE PAR UN AP**

Le tableau présenté en annexe VI, reprend les arrêtés préfectoraux applicables aux principaux sites de la division minière classés par bassin versant et précise pour chaque site les modalités d'application des prescriptions du RGIE relatives à l'environnement des sites ainsi que des dispositions complémentaires.

Comme on peut le constater, il y a 2 catégories d'arrêtés préfectoraux :

- les arrêtés préfectoraux qui réglementent les rejets des sites et définissent la surveillance nécessaire à l'évaluation de leur impact sur l'environnement ;
- les arrêtés préfectoraux fixant des prescriptions applicables à certains milieux sous influence minière dès lors que ceux-ci sont utilisés dans le cadre d'un usage sensible : baignade, pêche, alimentation en eau potable.

Comme présenté dans le tableau de synthèse en annexe VI, les sites suivants sont placés sous surveillance réglementaire par un arrêté préfectoral en vigueur :

- SIB, Bellezane, Montmassacrot, Puy Teigneux, SIB (entreposage  $U_3O_8$ ) ;
- Le Fraisse, Champour, Les Gorces-Saignedresse, Vénachat, Augères-Fanay ;
- Margnac-Pény.

En outre, les plans d'eau de Saint Pardoux, de la Crouzille et du Mazeaud, situés en aval de rejets d'eaux minières, font l'objet d'une surveillance réglementaire ainsi que les ruisseaux qui les alimentent (Couze et Ritord, Marzet).

### 3.4.2 PARAMETRES REGLEMENTES

### 3.4.3 LIMITES DE REJET

Le tableau 3-1 présente les limites de rejet liquide fixées dans les arrêtés préfectoraux (AP) concernant les sites principaux de la division minière de la Crouzille. Ce tableau montre les différences existant entre AP :

- Suivant les sites, les limites en radium 226 et en uranium 238 portent sur la phase dissoute ou l'eau brute ; pour certains sites il n'y a pas de limite pour la phase particulaire. L'absence d'exigence pour ce paramètre a pu conduire AREVA NC à ne pas effectuer le contrôle de la phase particulaire. AREVA NC a cependant fait un effort de normalisation et de systématisation des analyses, et a parfois, étendu sa surveillance des sites au-delà des strictes exigences réglementaires ;
- Les limites concernent les valeurs instantanées ou suivant les cas une moyenne mensuelle, voire annuelle ;
- Au niveau du Site Industriel de Bessines (SIB), des valeurs de flux maximal sont fixées réglementairement pour certains paramètres physico-chimiques, les flux en uranium et radium dissous sont fonction du débit, le débit de rejet est assujéti au débit de la Gartempe et doit rester inférieur à une valeur maximale en instantané ;
- En général bien qu'elles portent sur la fraction dissoute ou sur l'eau brute, les limites des paramètres radiologiques (uranium 238 et radium 226) sont restées constantes jusque dans les années 2000. Cependant, dans le récent arrêté préfectoral de Bellezane (31 août 2006), les limites de rejet pour le radium 226 et l'uranium 238 dissous sont nettement abaissées. Dans l'arrêté du 18 août 2006 relatif à Augères-Fanay, la limite de rejet en uranium dissous à la sortie de la station de traitement est encore plus restrictive.

A titre d'illustration, les limites de rejets sont les suivantes :

- L'uranium 238 est limité à  $1,8 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $22,2 \text{ Bq.L}^{-1}$ ) qu'il s'agisse d'U dissous ou d'U total, mais les arrêtés 2006 le limitent à  $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$  (Bellezane) et  $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$  (STE Augères) dans la phase dissoute ;
- Le radium 226, en principe dissous, doit être inférieur à  $0,37 \text{ Bq.L}^{-1}$  si l'eau est traitée, ou rester inférieur à  $0,74 \text{ Bq.L}^{-1}$  en cas de rejet direct ; les arrêtés de 2006 (Bellezane, STE d'Augères) le limitent à  $0,25 \text{ Bq.L}^{-1}$  pour la phase dissoute.

Tableau 3-1 Limites de rejet dans les effluents liquides des principaux sites de la Division Minière de la Cruzille

SIB 02/08/1990 et 13/12/1995	En moyenne hebdomadaire		Bellezane 03/04/1997	Moyenne mensuelle mensuelles	BZN 31/08/06 Moyennes annuelles	
Paramètre	Concentration maximale	Flux maximal	Paramètre	Concentration maximale	Concentration maximale	
pH	6,5< <8,5		pH	6,5< <8,5		
MES	30 mg.L <sup>-1</sup>	250 kg.j <sup>-1</sup>	MES	30 mg.L <sup>-1</sup>	20 mg.L <sup>-1</sup>	
DCO	30 mg.L <sup>-1</sup>	250 kg.j <sup>-1</sup>	DCO	30 mg.L <sup>-1</sup>		
SO4--	1 g.L <sup>-1</sup>	23 t.j <sup>-1</sup>	SO4--	1 g.L <sup>-1</sup>		
Ba++	1 mg.L <sup>-1</sup>	80 kg.j <sup>-1</sup>	Ba++	1 mg.L <sup>-1</sup>		
Mn++	30 mg.L <sup>-1</sup>	250 kg.j <sup>-1</sup>				
Hydrocarbures (NFT 90-203)	5 mg.L <sup>-1</sup>		Hydrocarbures (NFT 90-203)	20 mg.L <sup>-1</sup>		
238U dissous	1,8 mg.L <sup>-1</sup> 22,2 Bq.L <sup>-1</sup>	En fonction du débit fixé	238U total	1,8 mg.L <sup>-1</sup> 22,2 Bq.L <sup>-1</sup>	0,8 mg.L <sup>-1</sup> (dissous)	
226Ra dissous	0,37 Bq.L <sup>-1</sup>	En fonction du débit fixé	226Ra dissous 226Ra particulaire	0,37 Bq.L <sup>-1</sup> < 3,7 Bq.L <sup>-1</sup>	0,25 Bq.L <sup>-1</sup> < 3,7 Bq.L <sup>-1</sup>	
Débit rejet		< 0,025 D Gartempe débit instantané <420 m3.h <sup>-1</sup>				
Montmassacrot 19/11/1986	Radiologique : Moyenne mensuelle	Gorges 07/12/1999			Augères-Fanay 18/08/2006	Moyenne annuelle
Paramètre	Concentration maximale	Paramètre	Normes de rejet	Obs.	Paramètre	Concentration maximale
pH	6< <8	pH	5,5< <8,5			
MES	30 mg.L <sup>-1</sup>	MES	30 mg.L <sup>-1</sup>			
DCO	30 mg.L <sup>-1</sup>					
SO4--	0,25 g.L <sup>-1</sup>	SO4--	1 g.L <sup>-1</sup>			
Ba++	1 mg.L <sup>-1</sup>	Ba++	1 mg.L <sup>-1</sup>			
Hydrocarbures (NFT 90-203)						
238U dissous	20 mg.L <sup>-1</sup> 1,8 mg.L <sup>-1</sup> 22,2 Bq.L <sup>-1</sup>	238U total	1,8 mg.L <sup>-1</sup> 22,2 Bq.L <sup>-1</sup>		238U dissous	0,100 mg.L <sup>-1</sup>
226Ra dissous	0,37 Bq.L <sup>-1</sup>	226Ra dissous 226Ra particulaire	0,37 Bq.L <sup>-1</sup> < 3,7 Bq.L <sup>-1</sup>	0,74 Bq.L <sup>-1</sup> si rejet direct	226Ra dissous	0,25 Bq.L <sup>-1</sup>
Magnac TMS MCO 16/02/1981	Conc Max instantanée dans l'effluent		Magnac II 29/01/1996	Analyse hebdomadaire/ paramètres. radiologiques		Analyses semestrielle / physico- chimie, bactériologie
Paramètre	Concentration maximale		Paramètre	Concentration maximale	Paramètre	Concentration maximale
pH	5,5< <8,5		pH	5,5< <8,5		
MES	30 mg.L <sup>-1</sup>		MES	30 mg.L <sup>-1</sup>		
DCO	30 mg.L <sup>-1</sup>		DCO	300 mg.L <sup>-1</sup> ??		
			Ba++ dissous	1 mg.L <sup>-1</sup>	Phénols	< 0,1 mg.L <sup>-1</sup>
			Mn++	30 mg.L <sup>-1</sup>	Métaux lourds	< 15 mg.L <sup>-1</sup>
			Hydrocarbures (NFT 90-203)		Cr VI	< 0,1 mg.L <sup>-1</sup>
238U	1,8 mg.L <sup>-1</sup> 22,2 Bq.L <sup>-1</sup>		238U	10 mg.L <sup>-1</sup> 1,8 mg.L <sup>-1</sup> 22,2 Bq.L <sup>-1</sup>	Cd	< 0,2 mg.L <sup>-1</sup>
226Ra	0,74 Bq.L <sup>-1</sup>		226Ra dissous	0,74 Bq.L <sup>-1</sup>	Pb	< 1 mg.L <sup>-1</sup>
Débit rejet	< 144 m3.h <sup>-1</sup>				Hg	< 0,05 mg.L <sup>-1</sup>
					As	< 0,1 mg.L <sup>-1</sup>
					F	< 50 mg.L <sup>-1</sup>
					CN	< 0,1 mg.L <sup>-1</sup>

Les sulfates font partie des principaux paramètres réglementés notamment au niveau des sites importants ou comprenant des stockages de résidus de traitement. L'ion  $\text{SO}_4^{2-}$  est réglementé à hauteur de  $250 \text{ mg.L}^{-1}$  (Montmassacrot) à  $1 \text{ g.L}^{-1}$  (SIB, Bellezane). On observe qu'il n'a pas été limité dans les arrêtés relatifs à Margnac-Pény.

De même, les produits utilisés sur le site ou dans les stations de traitement sont réglementés comme participant au rejet (baryum, sulfates, hydrocarbures, métaux lourds, ...). En général les sites d'importance font l'objet de restrictions.

#### ***3.4.4 AUTRES PARAMETRES***

La qualité de l'eau de certains plans d'eau à usage sensible, ainsi que celle de certains ruisseaux recevant des eaux minières qui les alimentent, fait l'objet de prescriptions par AP fondées sur les exigences requises pour les eaux potables en ce qui concerne l'activité alpha globale (valeur inférieure à  $100 \text{ mBq.L}^{-1}$ ). L'activité en uranium 238 des sédiments, lorsqu'elle fait l'objet de prescriptions, est comparée à la valeur de  $3\,700 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s.}$

#### ***3.4.5 COMPARTIMENTS REGLEMENTES***

Le milieu est surveillé systématiquement à partir de mesures sur le vecteur air et le vecteur eau (rejet, eaux de surface et souterraines) au niveau du site et de son environnement proche. La demande est plus complète au niveau de certains arrêtés qui requièrent, en outre, des contrôles sur :

- Les sédiments et végétaux aquatiques (SIB) ;
- Les sols et végétaux terrestres (Bellezane, Montmassacrot, SIB) ;
- Le lait (Montmassacrot, SIB) ;
- Les poissons (SIB).

La demande réglementaire porte également, depuis le début des années 2000, sur les sédiments des retenues de Saint-Pardoux et du Mazeaud

#### ***3.4.6 SITES EN ATTENTE D'UN ARRETE PREFECTORAL D'ALLEGEMENT DU SUIVI OU DE FIN DE SURVEILLANCE***

Un arrêté préfectoral ayant mis fin aux contrôles, les sites suivants ne sont plus sous surveillance réglementaire : Chanteloube, Petites Magnelles, Point 117, Puy de l'Age, Villard et Le Roudet.

Le site de Montmassacrot est encore réglementé par un arrêté datant de novembre 1986 pour ce qui concerne son environnement. Il est en attente d'un AP final qui nécessite, pour être créé, un avis sur l'état de réaménagement du site (cf. AP de février 1995).

Les eaux de surverse du secteur des Gorges-Saignedresse ayant été dérivées dans la Couze en aval de la retenue du Mazeaud (demande par AP du 07/12/1999), la surveillance des eaux est maintenue en attendant de statuer sur la qualité des eaux du milieu naturel et sur les conclusions d'une étude prescrite à AREVA NC sur les particules générées par le rejet minier.

Par ailleurs plusieurs sites sont en attente de l'allègement ou de la suppression des contrôles suivant l'état du bilan des résultats de la surveillance imposée sur plusieurs années (3 à 5 ans). Les sites concernés sont Puy Teigneux, Le Fraisse, Champour, Vénachat, Fanay.

### ***3.4.7 CONTROLES MAINTENUS PAR AREVA NC MALGRE L'ABSENCE D'EXIGENCES REGLEMENTAIRES***

Malgré la publication d'un arrêté préfectoral mettant fin à la surveillance d'un site après réaménagement de celui-ci et vérification du fait que la radioactivité des eaux du milieu récepteur ainsi que le taux de radon dans l'air extérieur étaient revenus à un niveau satisfaisant pour l'environnement et la population, il est à noter qu'AREVA NC a maintenu un certain nombre de contrôles dans un souci de cohérence d'ensemble du réseau de contrôle existant.

A titre illustratif pour le Vincou, les eaux dont le contrôle demeure réglementaire à ce jour sont les eaux de ruissellement de Pény (point PEN3) ainsi que les eaux du Vincou à Prassigout (point VINPRA considéré comme référence amont) et en aval de toutes les activités minières au point VINB (aval rejet). AREVA NC maintient les contrôles au point CRO, exutoire de l'étang de la Cruzille au niveau du Vincou, bien que ce contrôle ne revête aucun caractère réglementaire.

Dans le même esprit AREVA NC a étendu le contrôle des sédiments, exigé alors réglementairement seulement au niveau du SIB et du lac de Saint Pardoux, à l'ensemble de tous ses sites miniers ainsi que des principales retenues en effectuant plusieurs campagnes annuelles (données annuelles AREVA NC fournies pour 2000, 2001 et 2002).

## **3.5 COMMENTAIRES DE L'IRSN**

Les limites de rejet actuellement en vigueur ont été établies sur la base d'une dose efficace annuelle à la population de  $5 \text{ mSv.an}^{-1}$ .

Jusqu'à la fin des années 1990, les phénomènes de reconcentration de l'uranium et du radium dans les sédiments n'étaient pas pris en compte. Ces phénomènes ont été mis en évidence dans les sédiments et eaux du Ritord et du lac de Saint-Pardoux en aval des rejets de la station de traitement des eaux d'Augères, dans les eaux du ruisseau des Petites Magnelles en aval du rejet de Bellezane et les bio-indicateurs aquatiques.

D'une façon générale, la base réglementaire sur laquelle s'appuie la plupart des arrêtés préfectoraux (*i.e.* le décret 90-222) nécessiterait d'être révisée pour intégrer les dispositions prévues par la Directive 96/29 EURATOM et permettre notamment la transition vers la limite de dose de  $1 \text{ mSv.an}^{-1}$  ajoutée à la population du fait des activités nucléaires.

Concernant les limites de rejet, il paraîtrait raisonnable d'effectuer au minimum un travail d'homogénéisation des arrêtés préfectoraux actuellement en vigueur et de les actualiser dans le même esprit que pour les limites de rejet adoptées récemment en 2006 à Bellezane et Augères. Cet exercice

pourrait être effectué en priorité au niveau des sites où sont gérés des flux importants d'eaux collectées et équipés d'une STE en activité (cas du SIB notamment).

Les limites de rejet sont, bien entendu, à moduler en fonction du débit de rejet et de celui du milieu récepteur. Elles sont à fixer (cf. Chapitre 6) :

- d'une part en activité volumique pour préserver une limite haute pour tenir compte des cas où le débit du milieu récepteur est faible ;
- d'autre part en flux de rejet pour tenir compte de la charge envoyée à l'environnement.

Etant donné qu'il n'y pas dans la réglementation nationale de norme de rejet, ces limites devraient se fonder, dans l'idéal, sur des études environnementales et dosimétriques au niveau de chaque site.

La nature des paramètres à rechercher, notamment du point de vue chimique, et des compartiments à contrôler devrait être harmonisée au niveau de tous les sites. La recherche des produits chimiques à rechercher en sortie de site est bien entendu fonction du traitement appliqué. Les contrôles sur les sédiments devraient être systématisés et étendus aux retenues à usage sensible même pour certains sites arrivés en fin de surveillance (cf. Chapitre 11).

### 3.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 3

- [1] Décret n°90-222 du 9 mars 1990 complétant le règlement général des industries extractives institué par décret n°80-8331 du 7 mai 1980
- [2] Circulaire du 9 mars 1990 relative au règlement général des industries extractives (Ministère de l'industrie et de l'aménagement du territoire)
- [3] Circulaire et instruction du 29 janvier 1986 relatives aux installations de traitement du minerai d'uranium (Ministère de l'environnement / Direction de la prévention des pollutions)
- [4] Décret n°66-450 du 20 juin 1966 relatif aux principes généraux de protection contre les rayonnements ionisants (et suivants)
- [5] Décret n°67-228 du 15 mars 1967 relatif à la protection des travailleurs contre les rayonnements

## **4 ANALYSE CRITIQUE SUR L'HYDROGEOLOGIE**

### **4.1 PRESENTATION DES PRINCIPAUX SITES D'INTERET MAJEUR**

Ce paragraphe s'attache à présenter de manière plus détaillée que cela n'est fait dans le chapitre 2, les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques des sites considérés d'intérêt majeur pour l'analyse critique du fonctionnement hydraulique des différents sites en regard des impacts potentiels sur l'environnement.

Ces sites se trouvent sur chacun des 4 bassins versants d'intérêt à savoir :

- Fanay (sur le Ritord et le Vincou) ;
- Margnac-Pény (sur le Vincou) ;
- Le Fraisse (sur la Couze) ;
- SIB et Montmassacrot (sur la Gartempe).

#### ***4.1.1 SITE DE FANAY***

#### ***4.1.2 PRESENTATION DU SITE***

Le site de Fanay est localisé à l'est de l'autoroute A20, à une vingtaine de kilomètres au nord de Limoges. D'un point de vue géologique, il est situé en plein cœur du leucogranite de S<sup>t</sup> Sylvestre qui est parcouru localement par quatre grandes familles d'accidents tectoniques cassants. Les structures de lamprophyres et microgranites sont orientées NNE-SSW.

De très grande extension du fait des liaisons souterraines importantes, de l'ordre de 13,4 km de galeries de traçage entre les différents quartiers, le site intéresse les bassins versants du Vincou et du Ritord. Les eaux souterraines drainées par les galeries sont toutes dirigées vers le Ritord. Deux types d'eau sont collectés : les eaux des galeries superficielles en provenance des quartiers Tenelles, Grammont, etc., sont canalisées maintenant avec celles du quartier St Sylvestre vers la station de traitement des eaux d'Augères. Antérieurement, elles étaient rejetées sans traitement en aval de l'étang de Gouillet. Les eaux en provenance des galeries superficielles du quartier La Bétouille, connues sous le nom de « La Borderie », sont rejetées maintenant, sans traitement, dans le Ritord au niveau de son intersection avec l'autoroute A20. Ces eaux ont été rejetées un temps (cf. Chapitre 2) dans le ruisseau des Sagnes.

L'exploitation du site pendant 39 années fait que de nombreuses techniques d'exploitation ont été utilisées en travaux miniers souterrains. Ceux-ci ont généré un total de 70 km de galeries. Le remplissage hydraulique des chantiers a été souvent utilisé jusque dans le courant des années 1980. Le point le plus bas de l'exploitation est situé à la cote de 100 m NGF dans le quartier d'Augères.

Quatre mines à ciel ouvert ont été exploitées sur les quartiers Augères, Fanay, La Soumagne et Grammont 17. A l'exception de celle de La Soumagne de très petite extension, les MCO sont reliées à des travaux miniers souterrains connectés au puits P3 de Fanay par des galeries en étoile. Deux de ces MCO contiennent des déchets, en plus des stériles utilisés pour le comblement. La MCO Fanay B contient 400 m<sup>3</sup> de fûts lavés puis écrasés ayant contenu de l'uranate et la MCO d'Augères a reçu, en tonnage non spécifié, les sédiments de curage de l'étang de Gouillet. Il est noté, dans le rapport du BURGEAP [2] ainsi que dans les fiches de sites en annexe du BDE [1], que cette MCO contenant les sédiments de curage a été isolée des TMS par des serrements et que le puits d'accès a été comblé.

#### **4.1.3 CONTRIBUTION AU DEBIT DES DIFFERENTS COMPARTIMENTS DU SITE D'AUGERES.**

En cours d'exploitation, les flux d'exhaure ont évolué au gré du développement du site pour, en fin de vie, être tous dirigés vers le puits P3 de Fanay. Le débit annuel moyen [2] était de 200 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> à la cote de rabattement de 170 m NGF et de 170 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> à la cote de 420 m NGF. Après l'abandon de l'activité minière le flux moyen annuel à l'exhaure d'Augères, maintenu dans un bassin par pompage à la cote d'à peu près 426,5 m NGF, est de 151 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Le débit d'exhaure total, incluant les flux du quartier de La Borderie (4,7 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>) est donc de l'ordre de 156 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Les eaux superficielles collectées dans le quartier des Tenelles ne sont pas différenciées de celles issues du quartier S<sup>t</sup> Sylvestre et le débit moyen 1999-2002 indiqué est de 6,9 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Le débit moyen sur l'année 1999 pour cette exhaure était de 7,9 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> (cf. fiche de Site n°217 p.5 en annexe du BDE [1]).

La tentative de quantification de la répartition des flux réalisée dans le rapport du BURGEAP [2] repose sur la démarche suivante :

1. Identification des origines des eaux collectées ;
2. Estimation du débit par origine ;
3. Contrôle de cohérence en comparant une concentration théorique due au mélange de ces eaux avec les fourchettes de concentrations observées.

##### **4.1.3.1.1 Identification des origines des eaux collectées**

Les eaux collectées ont pour origine les Travaux Miniers Souterrains (TMS), et les Mines à Ciel Ouvert (MCO). Aucune eau de verse n'est récupérée. Une part des flux de l'ensemble du site est supposée échapper au système de drainage à la faveur des discontinuités du massif granitique.

##### **4.1.3.1.2 Estimation du débit par origine**

Trois origines d'eau sont reconnues dans le document BURGEAP de façon plus ou moins explicite. Ce sont les eaux provenant des TMS seuls (dont on peut estimer la contribution via le débit d'étiage), des MCO, et des apports supplémentaires transitant par le massif hors des périodes d'étiage. Ce débit de bruit de fond, lorsqu'il est calculé dans l'ensemble du rapport du BURGEAP, est la différence entre le débit total à l'exhaure gravitaire et la somme des débits de MCO et d'étiage.

Pour les MCO (quatre sur le site de Fanay), la surface estimée est de 3,5 hectares, ce qui, en considérant l'infiltration calculée de  $230 \text{ mm.an}^{-1}$ , conduit à un débit de l'ordre de  $1 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ .

Le débit total de l'exhaure d'Augères est analysé comme étant la somme d'une contribution constante du massif, estimée par son débit à l'étiage de  $38 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ , et du flux supplémentaire qui résulte de la mise en charge générale du site lors des périodes d'alimentation de la nappe. Ce débit est ainsi estimé à  $117 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ .

Il est également procédé à l'estimation du débit de fuite, sur la base d'une perméabilité de  $2,5.10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$ , d'un gradient de 5 % correspondant à peu près à la topographie, d'une épaisseur mouillée de 100 m issue de l'observation sur les débits d'exhaure en fonction de la profondeur, et d'une largeur correspondant à la taille approximative du site de Fanay. Le calcul effectué en appliquant la loi de Darcy conduit à une fuite probable de  $1 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$  soit, du même ordre de grandeur que les flux estimés produits par les MCO.

#### 4.1.3.1.3 Contrôle de cohérence

Deux niveaux différents de contrôle ont été appliqués : l'un relativement simple consiste, à partir de l'estimation d'infiltration à  $230 \text{ mm.an}^{-1}$  à calculer la surface nécessaire pour alimenter le débit d'exhaure de  $117 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ , et l'autre consiste à estimer les concentrations théoriques en sortie d'exhaure et à les comparer à l'observation.

Pour ce qui concerne la surface théorique d'alimentation, le calcul effectué conduit à une surface de  $4,5 \text{ km}^2$ , ce qui s'inscrit dans les  $10 \text{ km}^2$  de l'extension du site.

L'autre élément du contrôle de cohérence est abordé en supposant des concentrations pour les radionucléides en fonction de leur origine (cf. tableau 4.6 de [2]). Les eaux drainées du massif sont supposées être représentées par les données acquises dans la région pour les alimentations en eau potable, les eaux de TMS sont assimilées à celles mesurées en début de noyage dans la mine de Margnac de l'autre côté de l'autoroute A20. Le débit retenu ( $112 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ) pour représenter l'apport résultant de la mise en charge du massif est le débit total mesuré de l'exutoire d'Augères ( $151 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ) moins le débit estimé d'infiltration par les MCO ( $1 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ), et moins le débit de base des TMS ( $38 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ). Les résultats de ces calculs sont reportés dans le tableau 4-1.

Tableau 4-1 Concentrations théoriques et observées au niveau de l'exutoire d'Augères d'après BURGEAP

Paramètres	Origine de l'eau	Débit (m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> )	Concentration suivant l'origine	Flux (10 <sup>-3</sup> Bq.h <sup>-1</sup> ) ou (10 <sup>-3</sup> mg.h <sup>-1</sup> )	Concentration théorique en sortie	Concentrations observées en sortie (à l'équilibre)
Ra 226 soluble (Bq.L <sup>-1</sup> )	Bruit de fond	112,00	0,10	11,20	0,75	0,5 à 1
	TMS	38,00	2,60	98,80		
	MCO	1,00	2,60	2,60		
U 238 soluble (mg.L <sup>-1</sup> )	Bruit de fond	112,00	0,01	1,34	0,97	0,05 à 0,1
	TMS	38,00	3,73	141,74		
	MCO	1,00	3,73	3,73		
Sulfates (mg.L <sup>-1</sup> )	Bruit de fond	112,00	6,00	672,00	62,56	75 à 100
	TMS	38,00	225,00	8550,00		
	MCO	1,00	225,00	225,00		

La comparaison des concentrations théoriques et observées conduit le BURGEAP à considérer que les ordres de grandeurs sont à peu près respectés, à un facteur 10 près pour l'uranium tout de même. Les résultats conduisent cependant le BURGEAP à valider l'approche choisie et donc la répartition de débit entre les différentes origines.

#### 4.1.4 CONCLUSIONS DE L'EXPLOITANT SUR LE SYSTEME DE GESTION DES EAUX

La répartition des débits, l'efficacité du système de drainage par les galeries et le besoin de couvrir ou non les MCO d'Augères sont les trois points principaux rappelés dans la conclusion de [2].

Les trois résurgences reconnues sont :

- Exutoire d'Augères : 151 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>
- Rejet de La Borderie : 4,7 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>
- Rejet de St Sylvestre : 6,9 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>

Le pompage, en moyenne de 151 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, dans le bassin récepteur de la station d'Augères assure le maintien, « ...sur la majeure partie de l'ensemble minier... », d'une cote de l'eau dans les TMS à 426,5 m NGF. Ce dispositif permet « ...de drainer la quasi-totalité des eaux de la mine anciennement exploitée ». Les MCO ne contribuent que pour 1 % au débit total et l'hypothèse n'est pas écartée qu'une partie des eaux drainées par les galeries puisse échapper à l'exutoire d'Augères et retourner à l'environnement sans contrôle.

Etant donné la contribution estimée des MCO aux flux collectés, les documents analysés conduisent à la conclusion qu'aucun aménagement des MCO n'entraînerait une modification sensible des activités collectées à l'exutoire d'Augères.

Pour ce qui concerne la qualité des eaux souterraines, aucun impact du à l'activité minière pendant et après la période d'exploitation n'a été observé sur les puits fermiers ayant fait l'objet d'une

surveillance (cf. figure 4-1). Ces puits fermiers ont cessé d'être suivis depuis la fin de l'année 1998 et ne sont pas compris dans le nouveau dispositif de surveillance proposé dans le chapitre 12 du BDE [1].

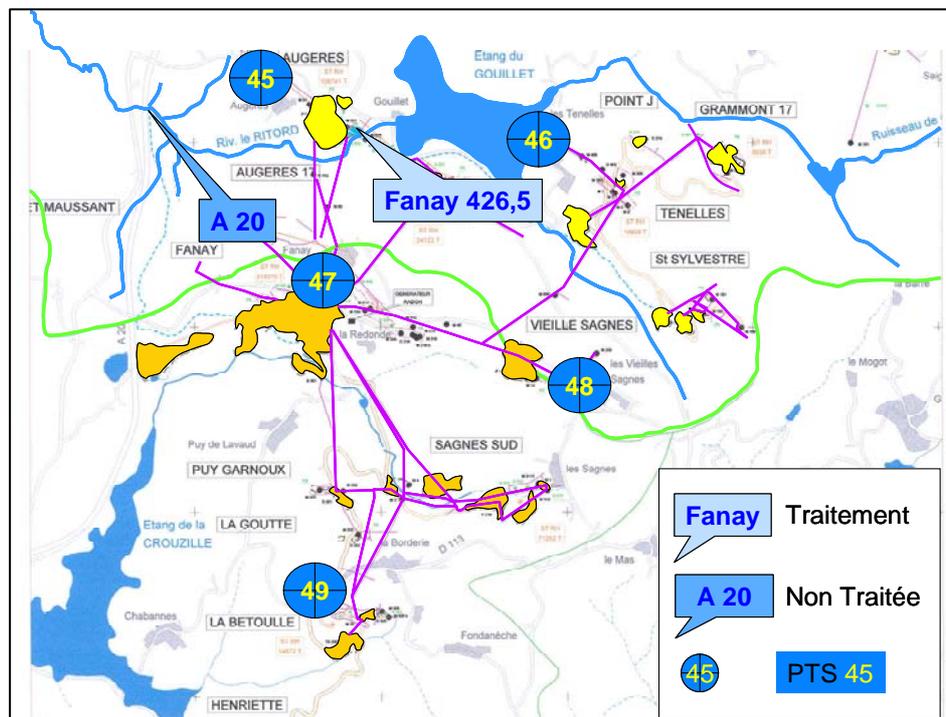


Figure 4-1 Points de contrôles des eaux souterraines de Fanay-Augères

#### 4.1.5 SITE DE MARGNAC-PENY

#### 4.1.6 PRESENTATION DU SITE

Tout comme le site de Fanay, le site de Margnac-Pény est localisé à l'ouest de l'autoroute A20, à une vingtaine de kilomètres au nord de Limoges. D'un point de vue géologique, il est situé en plein cœur du leucogranite de S<sup>t</sup> Sylvestre qui est parcouru localement de grandes familles d'accidents tectoniques cassants. Les structures de lamprophyres et les zones minéralisées s'appuient sur les deux directions majeures N-S et NW-SE. Une zone d'arène s'est développée en surface.

L'eau souterraine s'écoule dans cette partie d'arène et la surface piézométrique s'établit entre 0 m en fond de vallée où la nappe alimente les ruisseaux et rivières, et une dizaine de mètres sous les reliefs. La nappe est peu puissante et les terrains peu perméables. Cela se traduit par des périodes d'étiage sévère en saison sèche et un ruissellement important en saison humide. Ce régime hydrologique conduit à des variations importantes du débit dans la rivière du Vincou qui, depuis sa sortie de l'étang de la Cruzille, draine l'ensemble du site.

Les travaux miniers ont été développés suivant l'axe de la vallée et sont composés de deux quartiers principaux exploitant des MCO et des TMS, Margnac en amont de la vallée du Vincou et Pény en son aval. Ces deux quartiers sont reliés par un réseau de galeries de liaisons parallèles au cours de la

rivière. Les TMS et les MCO de plusieurs quartiers satellites sont aussi reliés à ces galeries de liaisons. L'ensemble des galeries représente une longueur creusée de 74 km sur une surface de l'ordre de 50 km<sup>2</sup>.

L'essentiel des 11 MCO ouvertes sur le site a été remblayé, partiellement ou en totalité par des stériles. Trois d'entre-elles, Margnac 1, Margnac 2, et Pény 138 (points rouges de la figure 4-2), contiennent des déchets industriels banals ou industriels spéciaux. Parmi ces déchets spéciaux il y a un total de 3 700 m<sup>3</sup> de fûts lavés et écrasés ayant contenu de l'uranate dans Margnac 1 et 2 [2], et dans Pény 138 une activité estimée à 0,11 TBq [1]. La MCO 140-141 n'a été que très partiellement remblayée et forme maintenant une étendue d'eau libre de 3,5 ha.

#### ***4.1.7 CONTRIBUTION AU DEBIT DES DIFFERENTS COMPARTIMENTS DU SITE DE MARGNAC-PENY***

L'exploitation a commencé en 1957 par le quartier de Margnac puis s'est étendue aux autres sites périphériques dans les années 1975. Le débit d'exhaure, centralisé à Margnac était alors de l'ordre de 70 à 100 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> pour atteindre en fin d'exploitation (1994) entre 170 et 230 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>.

A l'arrêt du pompage en novembre 1994, le niveau dans les galeries a commencé à remonter jusqu'à la cote 356 m NGF. Cette cote est contrôlée par le débordement gravitaire au niveau de l'un des accès aux TMS situé sur le site de Pény, en amont de la station de traitement des eaux. Le débit à cette exhaure gravitaire varie entre 25 et 450 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> pour une valeur moyenne annuelle de 100 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> en 1997.

##### **4.1.7.1.1 Identification des origines des eaux collectées**

Les eaux collectées à l'exhaure gravitaire de Pény ont pour origine les TMS, et les MCO. Aucune eau de verse n'est comptabilisée dans les bilans même si certaines d'entre-elles sont individualisées. Une part des flux d'eau de l'ensemble du site est supposée échapper au système de drainage à la faveur des discontinuités du massif granitique au long du parcours entre les quartiers de Margnac et de Pény ou satellites.

##### **4.1.7.1.2 Estimation du débit par origine**

Comme pour le site de Fanay, trois origines d'eau sont identifiées dans le document BURGEAP [2] de façon plus ou moins explicite. Ce sont les eaux provenant des TMS seuls, dont le débit est considéré correspondre au débit d'étiage, des MCO, et des apports supplémentaires liés à la mise en charge du massif hors des périodes d'étiage. Ce débit de bruit de fond, lorsqu'il est calculé dans l'ensemble du rapport du BURGEAP, est la différence entre le débit total à l'exhaure gravitaire et la somme des débits de MCO et d'étiage.

Le débit de base en période d'étiage est, sur la période mesurée (mai 1995-mai 1996), de 25 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Bien que ce ne soit pas indiqué dans le rapport BURGEAP mais, en cohérence avec ce qui est fait sur les autres sites, ce débit est assimilable aux eaux originaires des TMS.

Pour ce qui concerne la contribution de la dizaine de MCO du site, seule celle de Pény 140-141 est prise en compte. En considérant la surface totale de la MCO (3,5 ha), calculée à partir de ses crêtes, et l'ensemble de la pluie moins l'évapotranspiration, soit  $460 \text{ mm.an}^{-1}$ , le débit collecté par la MCO Pény 140-141 serait de  $1,8 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ . Il n'est pas fait d'estimation similaire de cette contribution pour ce qui concerne les autres MCO remblayées. Il est simplement dit dans les conclusions que ce débit a été calculé et qu'il est de  $3 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ .

En conséquence, et toujours en appliquant la démarche adoptée pour les autres sites dans le document BURGEAP, le débit lié à la mise en charge du massif serait de l'ordre de  $73,2 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ .

#### 4.1.7.1.3 Contrôle de cohérence

Les seuls éléments disponibles dans le rapport BURGEAP reposent sur un calcul de flux d'infiltration à partir d'une surface d'alimentation estimée entre 400 ha dans le texte et 570 ha sur la figure 5.1 du rapport BURGEAP [2]. Cette surface est diminuée des 3,5 ha de la MCO Pény 140-141, soit 0,9 % de la surface totale considérée. L'infiltration est toujours prise égale à  $230 \text{ mm.an}^{-1}$ . Le débit correspondant est alors de  $105 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$  avec l'hypothèse des 400 ha, soit une valeur proche de celle mesurée de  $100 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$  sur 1 an.

Aucune tentative de bilan de masse, similaire à celle effectuée pour le site de Fanay, n'est faite sur ce site.

#### 4.1.7.1.4 Qualité des eaux dans les ouvrages de contrôle des eaux souterraines

Seuls quatre points de contrôle des eaux souterraines entre 1993 et 2001 sont rapportés (cf. figure 4-2). Il s'agit des points référencés PTS6, PTS12, PTS52 et PTS54. Ce sont tous des puits fermiers. Les autres points (eaux de MCO) correspondent à des surverses de MCO remblayées et sont prélevés dans les écoulements de surface ce qui les exclut des eaux souterraines.

Le BURGEAP ne relève aucune évidence claire d'impact des travaux depuis 1993 sur l'ensemble de ces puits fermiers, ni sur les niveaux piézométriques (excepté PTS52 qui chute de 3 m à une date non déterminable sur la figure fournie dans l'annexe 5.1 du rapport BURGEAP [2]), ni sur les concentrations en radium ou sulfates.

Sur la période 1993-2001 (cf. tableau 4-2), la concentration mesurée en uranium est inférieure à la limite de détection dans tous les puits fermiers. Les valeurs observées en radium sur la même période sont assez fluctuantes.

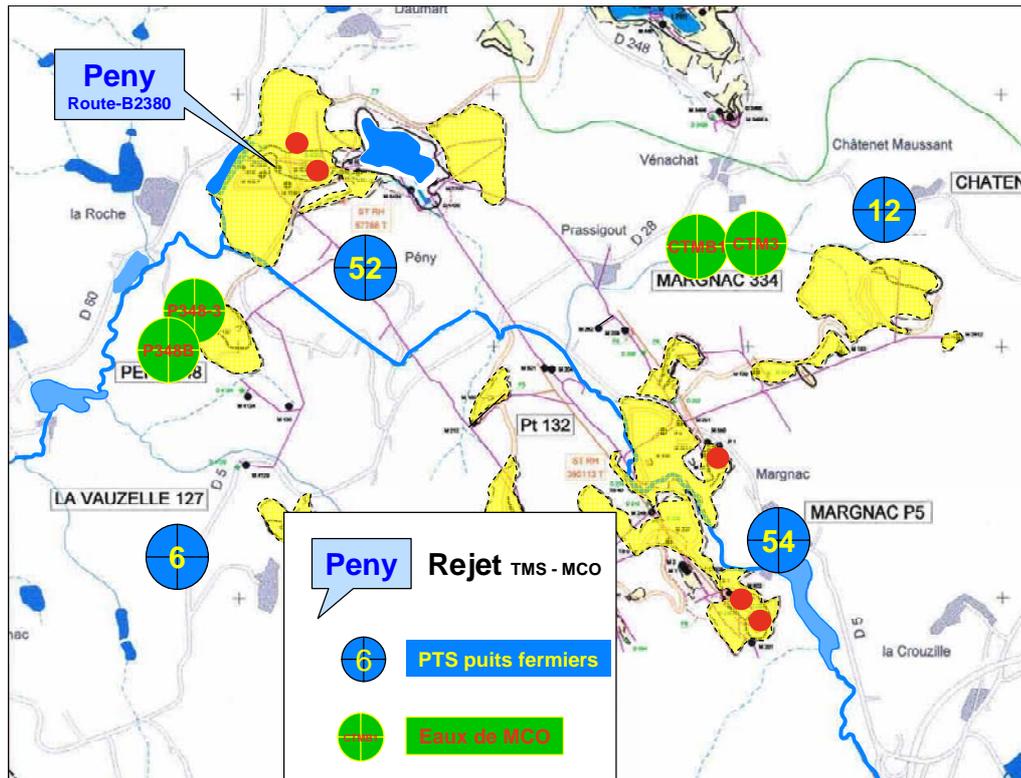


Figure 4-2 Points de contrôles des eaux souterraines sur le site de Margnac-Pény

De ces trois puits, seul PTS6 semble en aval hydraulique de la MCO de Vauzelle. PTS12 est isolé de la MCO de Chatenet-Maussan par une vallée, PTS54 est en amont hydraulique des quartiers de Margnac et PTS52 est plutôt sur un point haut par rapport aux MCO Pény 140-141 et voisines. Les valeurs mesurées en radium sont similaires à celles observées sur les autres sites dans des ouvrages de même configuration.

Tableau 4-2 Concentrations mesurées sur les ouvrages de contrôle (extrait rapport BURGEAP)

Valeurs minimales et maximales	PTS6 (93 à 01)	PTS12 (amont) (93 à 01)	PTS52 (93 à 01)	PTS54 (93 à 01)
Radium 226 soluble (Bq.L <sup>-1</sup> )	0,07-0,68	0,1-1,61	0,04-0,57	0,046-0,45
Tendance Ra	stabilité	stabilité	stabilité	stabilité
Uranium 238 soluble (mg.L <sup>-1</sup> )	0,1	0,1	0,1	0,1
Tendance U	stabilité	stabilité	stabilité	stabilité
SO <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	3-11	3-22	3-52	4-46
Tendance SO <sub>4</sub>	Non précisé dans le tableau d'origine			

#### 4.1.7.1.5 Conclusions de l'exploitant sur le système de gestion des eaux

L'estimation des débits recueillis à l'exutoire des galeries à Pény, en considérant une infiltration théorique et une surface estimée, étant proche du débit mesuré montrerait que les flux sur l'ensemble Margnac-Pény sont maîtrisés. Il n'est pas exclu que localement des flux drainés par les TMS puissent s'échapper vers le milieu naturel sans qu'aucune évidence lors des phases d'exploitation ou depuis l'arrêt n'ait pu le montrer ni l'infirmier.

La contribution des différentes MCO aux termes du bilan est estimée, sans calculs rapportés dans le document du BURGEAP, à 3 % du débit à l'exhaure gravitaire.

Les activités rejetées sont inférieures en moyenne aux normes en vigueur et l'impact sur le Vincou à l'aval de l'ensemble du site conduit à des activités de l'ordre de  $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$  en radium et  $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $0,2 \text{ Bq.L}^{-1}$ ) en uranium solubles.

Sur la foi de la faible proportion de débit apporté par les MCO et de ce constat relatif à la concentration en radioéléments dans le milieu souterrain et dans le Vincou, la conclusion est qu'il n'est pas besoin de réaménagement particulier sur les différentes MCO et que le suivi réalisé est actuellement suffisant. Cette conclusion est reprise dans le BDE qui suggère que seuls les sites contenant des résidus pourraient faire l'objet d'une surveillance.

#### 4.1.8 SITE DU FRAISSE

##### 4.1.9 PRESENTATION DU SITE

Le site du Fraisse est situé à l'est de l'autoroute A20 une vingtaine de kilomètres au nord de Limoges. Il domine l'étang du Gouillet sur un point haut topographique compris entre les cotes 500 et 570 m NGF qui le place à cheval sur les bassins versant du Ritord et de la Couze (cf. figure 4-3). Les minéralisations principales exploitées s'appuyaient sur des filons de lamprophyres et de microgranites d'orientation NNE-SSW au voisinage d'une faille NW-SE.

Une puissante formation d'arène subsiste sur cette zone de « plateau ». Elle peut se développer sur une épaisseur de 20 à 50 m. La nappe phréatique s'écoulant dans cette arène doit suivre à peu près la topographie qui montre des pentes marquées vers le SW et vers le NE de part et d'autre d'une ligne de crête dont l'axe s'incline vers le NW en direction d'un ruisseau récepteur qui se jette dans la Couze. Contrairement à ce qui est indiqué par le BURGEAP dans le texte de son rapport, mais comme suggéré par la figure 3 de ce même rapport, l'IRSN considère qu'une partie de ces flux (cf. figure 4-3) doit rejoindre l'étang du Gouillet, essentiellement à partir de la MCO B et de sa verse à stérile au sud tandis qu'une autre se dirige vers l'affluent de la Couze. Une autre part, plus faible compte-tenu des gradients topographiques, doit rejoindre un petit ru au NE à partir des MCO X2 et MCO X1. Pour ce qui concerne la partie plus profonde de l'eau contenue dans le granite, l'écoulement doit épouser l'axe de drainage imposé par les galeries de TMS dont l'exhaure gravitaire, réalisé au travers du montage M 404 à l'ouest de la MCO B, est à la cote 451 m NGF.

L'extraction de minerais sur le site du Fraisse a été réalisée en exploitant 3 MCO et 6 700 m de galeries en travaux miniers souterrains. Les MCO B et X2 ont été connectées en cours d'exploitation aux TMS. Le fond de la MCO B a été équipé d'une dalle béton afin de permettre l'exploitation en TMS des gisements plus profonds. Au réaménagement, la liaison fond/jour par un montage entre les TMS et la MCO X2 a été rebouchée. La MCO X1 n'est pas en contact direct avec les TMS.

Aujourd'hui, les TMS sont partiellement noyés jusqu'à la cote de débordement de 451 m NGF contrôlée par le montage M 404. La MCO B communique par le fond et par un montage débouchant en parement avec les TMS et forme un plan d'eau à cette même cote de 451 m NGF. La MCO X1 au SE du site formait aussi un plan d'eau déconnecté des TMS jusqu'en 2005, date à laquelle elle a été totalement remblayée. La MCO X2 contient entre-autres des sables cyclonés, et des produits de décapage de la station de remblayage hydraulique d'Augères. Le reste du remblaiement est constitué de stériles et d'une couverture de terre.

#### ***4.1.10 CONTRIBUTION AU DEBIT DES DIFFERENTS COMPARTIMENTS DU SITE DU FRAISSE***

##### **4.1.10.1.1 Identification des origines des eaux collectées**

Les eaux collectées en sortie de l'exhaure gravitaire sont composées des eaux de pluies ayant atteint les TMS, soit par infiltration au travers du massif granitique soit par collecte directe par la MCO B ou infiltration par les couvertures des MCO X1 et X2. Les eaux ayant transité par la MCO X1 doivent de plus franchir le stot<sup>1</sup> de 20 m de granite jusqu'aux TMS les plus proches. Les eaux de ruissellement sur le site ne sont pas collectées et les eaux de verses sont rendues directement à l'environnement comme notamment celles de la verse au sud de la MCO B qui rejoint l'étang du Gouillet.

##### **4.1.10.1.2 Estimation du débit par origine**

Le débit annuel moyen collecté par le montage M 404 est de  $29 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . Seule la contribution théorique de la MCO B est estimée sur la base de sa surface de collecte de 4,5 ha et d'une pluie efficace de  $230 \text{ mm} \cdot \text{an}^{-1}$ . Ce débit de  $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  représente 4 % du débit moyen collecté. Le débit moyen hebdomadaire de  $7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  devrait correspondre à une estimation du débit d'étiage de l'exhaure gravitaire. Les contributions des autres termes ne sont pas estimées dans le rapport du BURGEAP.

---

<sup>1</sup> un stot est une garde entre des travaux miniers et des installations que l'on souhaite préserver des perturbations induites

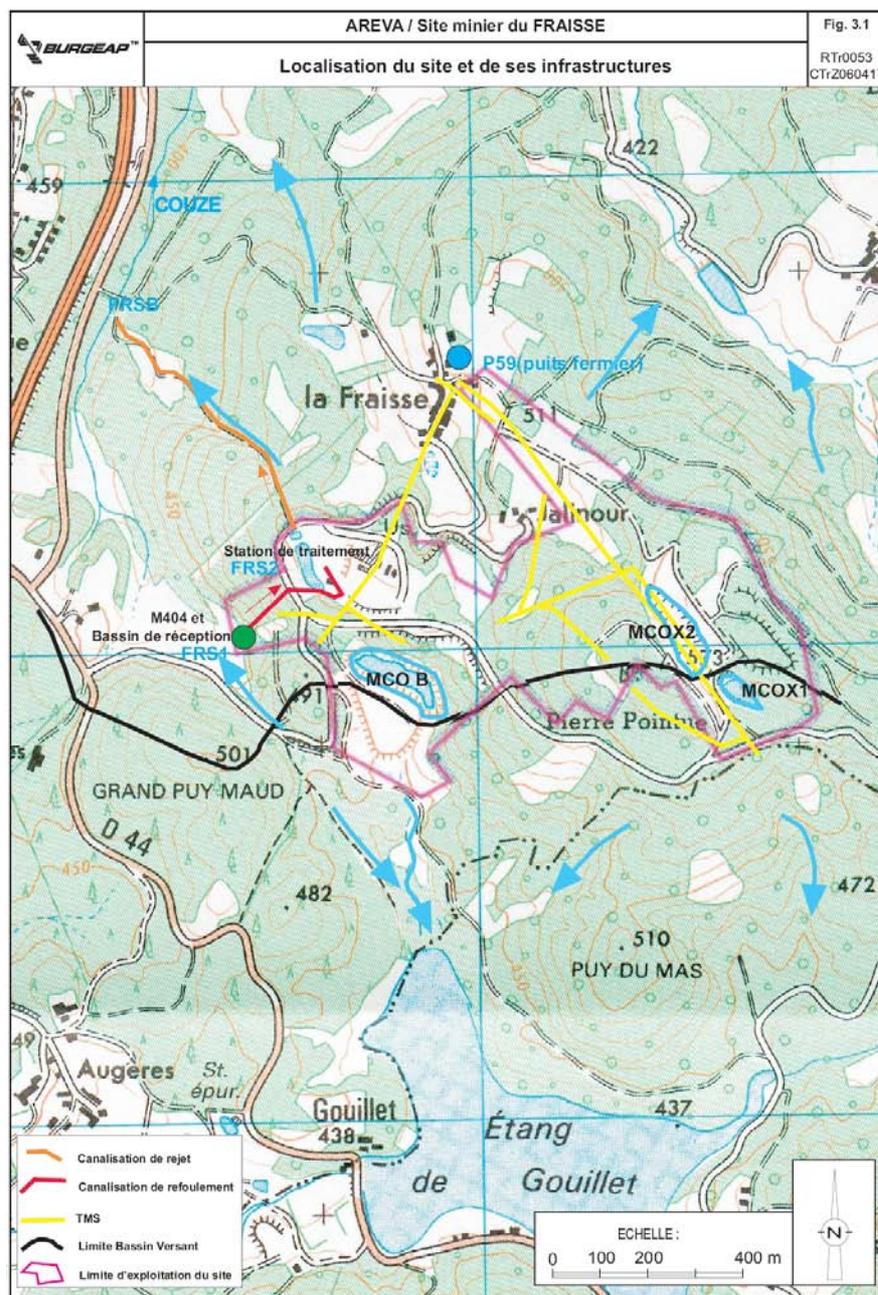


Figure 4-3 Le site du Fraisse

Figure correspondant à la figure 3.1 du rapport BURGEAP [2]

#### 4.1.10.1.3 Qualité des eaux dans les ouvrages de contrôle des eaux souterraines

Il n'y a qu'un point de contrôle des eaux souterraines au nord du village du Fraisse (cf. figure 4-4). Il s'agit d'un puits fermier appelé P59 dont les concentrations en uranium sont inférieures à la limite de détection ( $< 0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ ), celle en radium oscille entre  $0,12$  et  $0,36 \text{ Bq.L}^{-1}$ , et celle en sulfate entre  $18$  et  $38 \text{ mg.L}^{-1}$  avec une valeur significativement plus basse à  $3 \text{ mg.L}^{-1}$  sur la période considérée.

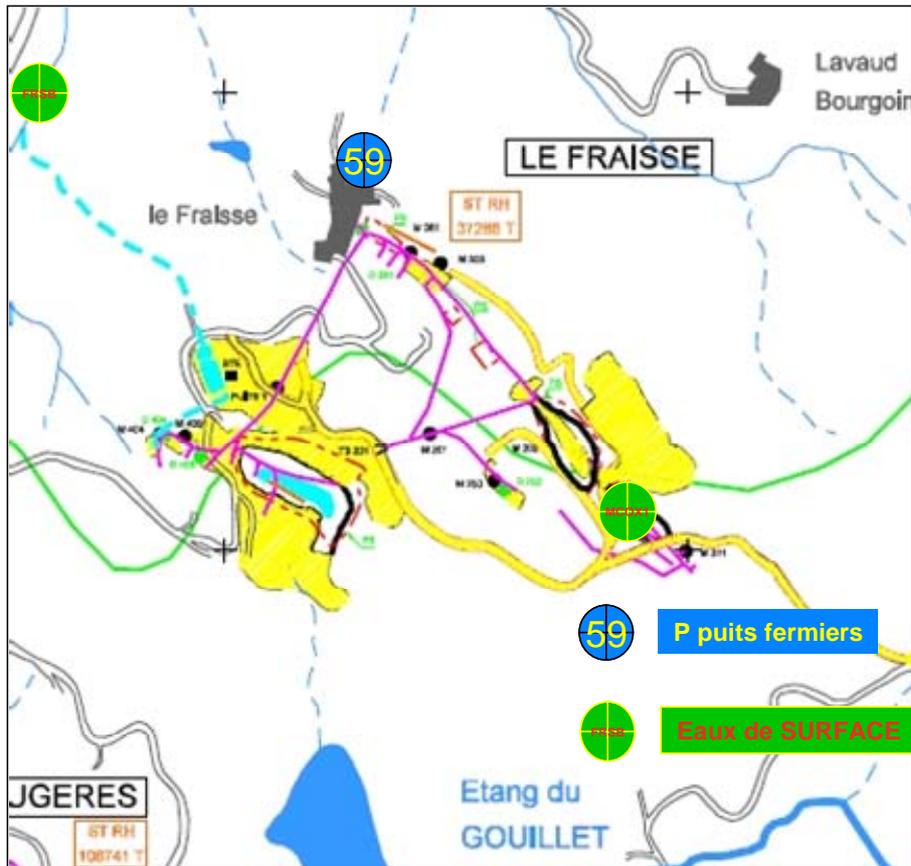


Figure 4-4 Points de contrôles de la qualité des eaux souterraines sur le site du Fraisse

Les évolutions de ces concentrations (cf. figure 4-5), entre 1993 et 1995, ne montrent aucun indice d'un éventuel marquage des eaux souterraines par la présence du site. Néanmoins, la tendance marquerait une diminution des concentrations.

#### 4.1.10.1.4 Contrôle de cohérences

La seule tentative de contrôle de cohérence porte sur l'estimation du débit infiltré sur la surface du site. La surface de site prise en considération est de 72 ha, ce qui compte tenu de l'infiltration considérée de  $230 \text{ mm} \cdot \text{an}^{-1}$  donne un débit de  $19 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . Ce débit, est au 2/3 égal à celui mesuré à l'exhaure de M 404.

La conclusion sur ce point est que « ... l'infiltration des eaux et le ruissellement sur la surface de l'ancienne exploitation du Fraisse est en grande partie captée par la résurgence M 404... ».

#### 4.1.11 CONCLUSIONS DE L'EXPLOITANT SUR LE SYSTEME DE GESTION DES EAUX

Toute l'eau arrivant à la surface du site serait collectée au niveau du montage M 404 et « ... l'impact sur l'eau de cette entité minière est donc maîtrisé. ». Comme pour les sites évoqués précédemment, il n'est pas écarté la possibilité de fuites au travers du massif bien qu'aucune évidence ne soit apparue.

Le suivi des points de contrôles, et particulièrement celui du seul ouvrage concernant le milieu souterrain amène la conclusion générale que le suivi de l'impact est actuellement suffisant.

Enfin, suivant l'argument que les flux transitant au travers des MCO X1 et X2 est faible par rapport à celui géré par l'exhaure minière, il ne serait pas nécessaire de modifier les aménagements existants.

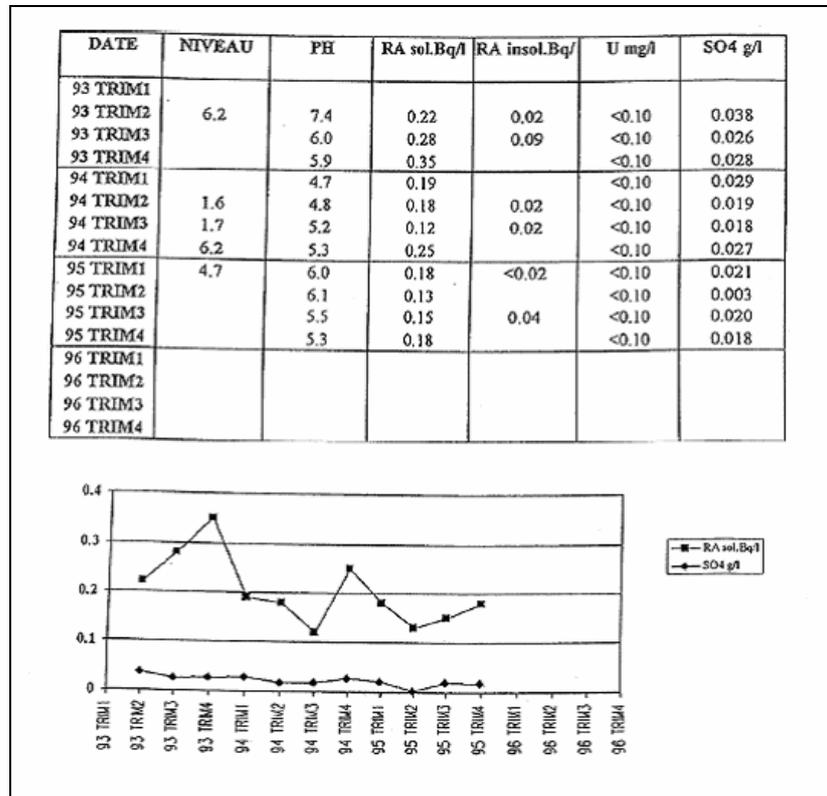


Figure 4-5 Evolution des concentrations en U, Ra et sulfates en P59

Figure extraite du rapport BURGEAP [2] : suivi trimestriel des eaux : FRS PUIITS N° 59

#### 4.1.12 SITE DE MONTMASSACROT

#### 4.1.13 PRESENTATION DU SITE

Le site du Fraisse est situé à l'est de l'autoroute A20 à 30 kilomètres au nord de Limoges. Il est placé sur le flanc ouest d'un point haut topographique à une cote comprise entre 500 et 530 m NGF. Les minéralisations principales exploitées s'appuyaient sur des filons de lamprophyres et de microgranites d'orientation ENE-WSW au voisinage de failles et fracture NNE et E-W.

La surface piézométrique initiale dans la nappe d'arène s'établissait approximativement à la cote de l'ordre de 500 m NGF (cf. figure 4-6). Placé en position haute, le site était le siège d'écoulements divergents dans la nappe d'arène, et par conséquent aussi dans le granite sous-jacent. Les deux ruisseaux temporaires au SE et au SW du site collectaient ces écoulements. Ces ruisseaux font partie du bassin versant de la Gartempe.

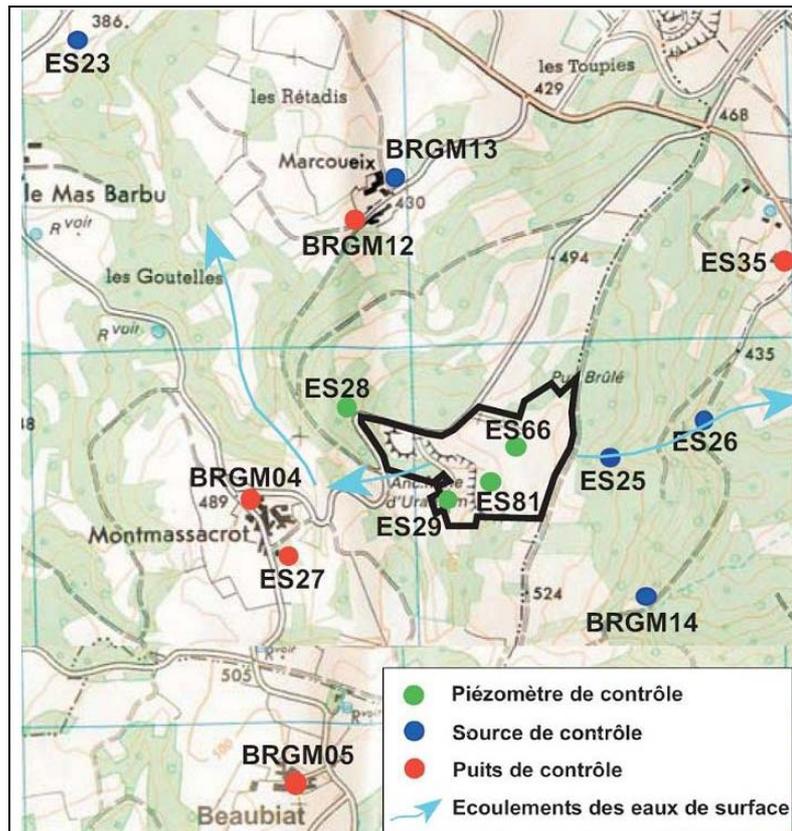


Figure 4-6 Situation du site de Montmassacrot - Points de contrôle des eaux souterraines

L'exploitation minière a consisté en la réalisation d'une MCO complétée par un petit réseau de TMS de 673 m de longueur. Le débit maximum moyen d'exhaure pendant les phases d'exploitation était de  $12 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . Le fond de la MCO a été isolé des TMS par la construction d'une dalle en béton. Cette dalle a été percée de puits drainants avant le remplissage par des résidus miniers, et le fond de la MCO a été équipé d'une couche drainante qui permet la collecte des eaux de ressuyage des résidus vers les TMS. Le bord ouest de la MCO a été rehaussé par une digue afin d'augmenter la capacité de stockage. Le pied de digue est drainé et les eaux collectées sont dirigées vers un bassin récepteur. Ce bassin reçoit aussi les eaux de ruissellement en provenance de la couverture de stériles qui recouvre les résidus et les eaux de l'exhaure gravitaire qui émergent à la cote de 496 m NGF par la descenderie BD100. Ces eaux, dont le débit moyen est de  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , sont relevées actuellement vers le site de Bellezane en aval de la station de traitement des eaux.

Dans les résidus, la surface piézométrique est mesurée dans le piézomètre ES66 et s'établirait entre les cotes 503 m NGF à l'est et 496 m NGF à l'ouest. Cette surface s'est établie alors que les TMS étaient encore pompées (débit nécessaire de  $2,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) pour maintenir le niveau d'eau sous la MCO à la cote estimée de 468 m NGF (cf. figure 4-7), ce qui serait, si cette cote était bien maintenue 28 m sous la surface piézométrique initiale<sup>1</sup>, un indice de la faible perméabilité des résidus ou de la connexion

<sup>1</sup> Ces 28 m de rabattement sans les résidus étaient obtenus avec un débit pompé de  $7,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . Par ailleurs, à l'arrêt du pompage, le débit ne diminuerait que de  $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , ce qui semble très peu. Ce point demande éclaircissement

hydraulique réalisée entre la MCO et les TMS. A l'arrêt du pompage en 1994, le niveau d'eau est remonté dans les TMS jusqu'à la cote de débordement de la BD100 au débit moyen de  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

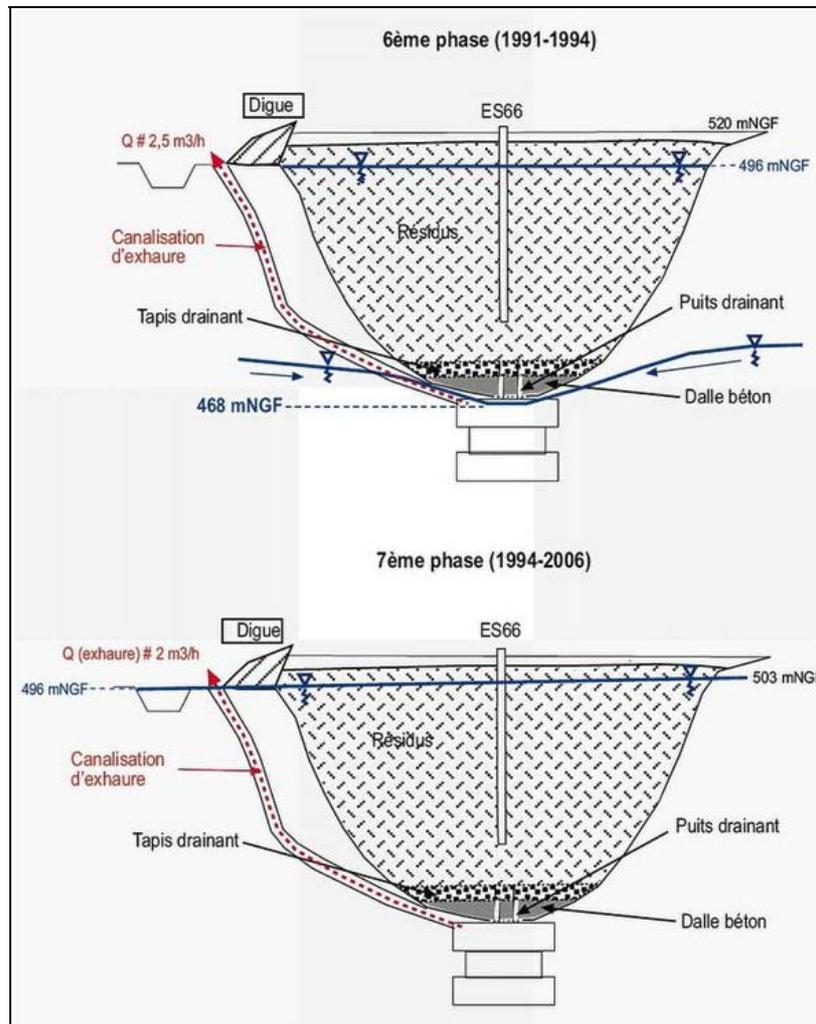


Figure 4-7 Etat de la piézométrie avant et après arrêt du pompage d'exhaure

#### 4.1.14 CONTRIBUTION AU DEBIT DES DIFFERENTS COMPARTIMENTS DU SITE DE MONTMASSACROT

##### 4.1.14.1.1 Identification des origines des eaux collectées

L'exhaure gravitaire est composée des eaux de ruissellement collectées sur la couverture, des eaux en provenance des résidus et des eaux en provenance du drainage du massif ayant transité dans les TMS. Les eaux éventuellement collectées dans les drains de pied de digue sont également dirigées vers le bassin de réception.

#### 4.1.14.1.2 Estimation du débit par origine

Les quatre termes définis au paragraphe précédent sont estimés dans le rapport BURGEAP avec les mêmes hypothèses que pour les autres sites. Aucune contribution au débit n'est considérée pour les drains. Ceux-ci étaient secs le jour de la visite sur site des membres du GT1.

Celle sur les débits d'infiltration et de ruissellement sur la couverture de MCO amène à une valeur  $230 \text{ mm.an}^{-1}$  égale pour ces deux termes<sup>1</sup>. Cette valeur associée à la surface de MCO conduit à des flux d'infiltration et de ruissellement de  $0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

Pour ce qui concerne le flux collecté du granite du fait de l'exhaure gravitaire qui abaisse la nappe, un calcul utilisant la formule de Dupuit appliquée à un puits de grand diamètre conduit à un débit de  $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . L'hypothèse la plus contraignante concerne la perméabilité du milieu qui, dans ce cas, a été choisie égale à  $2,5 \cdot 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$ . Cette valeur est supposée être celle du granite hors des zones altérées.

Enfin, le débit de fuite par le massif est établi en considérant une tranche de terrain enveloppe du site ayant pour perméabilité celle d'un granite non altéré ( $2,5 \cdot 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$ ) sous le gradient de 5 % mesuré entre les piézomètres ES66 et ES29. Le débit ainsi obtenu est de  $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

#### 4.1.14.1.3 Qualité des eaux dans les ouvrages de contrôle des eaux souterraines

Le site de Montmassacrot est équipé en de nombreux points de contrôle de la qualité des eaux souterraines (cf. figure 4-6). Ce réseau est composé de puits fermiers, généralement implantés dans les arènes, de piézomètres dans les résidus et le granite, et de sources.

Le tableau 4-3 résume les informations réunies dans le rapport BURGEAP et les données complémentaires communiquées par AREVA NC au cours de l'instruction.

---

<sup>1</sup> Pour mémoire, elles proviennent de calcul à l'aide de modèles globaux de bassins versants et sont généralisées à l'ensemble des sols des sites.

Tableau 4-3 Concentrations observées dans les eaux souterraines autour de Montmassacrot

	Noms	Localisation	Ra (Bq.L <sup>-1</sup> )	U (mg.L <sup>-1</sup> )	Sulfates (mg.L <sup>-1</sup> )	Impact
Piézomètres	ES28	Ouest MCO	0,2	<0,02	35	hausse
	ES29	Sud Ouest MCO	0,7	<0,02	100-200	stabilisé
	ES81	Dans la digue				
	ES66 p.m.	Dans les résidus	1-3,5	0,13-0,45	2000	Hausse U-Ra
Puits fermiers	BRGM04	Ouest MCO			<10	sans
	ES27	Ouest MCO			30-20	sans
	BRGM05	Sud Ouest MCO			<10	
	BRGM12	Nord MCO			<10	
	ES35	Nord Est MCO			<10	hausse
Sources	ES25	Est MCO			14	hausse
	ES26	Est MCO			10	hausse
	BRGM14	Est MCO			<10	sans
	BRGM13	Nord MCO			<10	
	ES23	Nord Ouest MCO			<10	

Les ouvrages dans les directions d'écoulement sont impactés par le site pour ce qui concerne les sulfates, et en particulier ES29, ES25, ES26. ES28, un peu plus loin de la MCO et un peu en amont est un peu moins impacté. Il convient de remarquer que le piézomètre ES28 est en bordure ouest des verses de la MCO et peut donc être sous l'influence d'eaux d'infiltration au travers des stériles. Les sources ES25 et ES26 à l'est seraient protégées de ce phénomène car de l'autre côté d'une crête. Il s'agirait bien dès lors de l'impact du stockage de résidu. Les concentrations en radium et uranium ne sont mesurées que dans ES28 et ES29. Dans une moindre mesure ES35 voit aussi augmenter sa concentration en sulfate. Au sud ouest, les ouvrages BRGM04, BRGM05 et ES27 sont au-delà du thalweg SSE-NNW est sont apparemment hors de l'influence des eaux souterraines issues du stockage.

#### 4.1.14.1.4 Contrôle de cohérence

Le site de Montmassacrot est très compact et les TMS sont pratiquement circonscrits par la surface de la MCO. Par ailleurs, le cône de rabattement lié à l'exhaure gravitaire est aussi, par hypothèse implicite, limité à cette surface. Tous les flux, à l'exception d'un débit de fuite, sont donc supposés contenus dans l'emprise du site.

En conséquence, aucun contrôle de cohérence du même type que celui mené pour les sites de Margnac-Pény ou du Fraisse (le calcul d'une surface d'infiltration par exemple) n'aurait été pertinent.

Aucune tentative de bilan de masse<sup>1</sup> comme sur les sites de Fanay-Augères ou Bellezane n'a été tentée non plus.

#### *4.1.15 CONCLUSIONS DE L'EXPLOITANT SUR LE SYSTEME DE GESTION DES EAUX*

Les eaux seraient bien collectées pour l'ensemble du site avec le dispositif d'exhaure gravitaire et de collecte des ruissellements sur la couverture de la MCO, avec toutefois, comme pour les autres sites, la possibilité de fuites au travers du massif granitique. Ces fuites qualifiées de négligeables sur le plan quantitatif seraient néanmoins la cause du marquage en U, Ra et sulfate du piézomètre ES29. Ces mêmes fuites seraient également la cause du marquage des sources ES25 et ES26 en aval à l'est du site, et du piézomètre ES28 à l'ouest.

D'après BURGEAP [2], aucune évolution significative du marquage n'est notée depuis le remplissage du site par des résidus.

Pour ce qui concerne les résidus, la cote piézométrique ayant aujourd'hui atteint sa position d'équilibre, une couverture supplémentaire ne modifierait pas la situation radiologique de la nappe.

L'impact du stockage de Montmassacrot resterait limité mais il est conseillé par BURGEAP d'actualiser les données concernant les sources et d'y procéder à des analyses en uranium et radium si l'anomalie en sulfate était confirmée.

AREVA NC reprend en partie ces conclusions et suggère dans son plan de surveillance en conclusion du BDE de ne conserver que le piézomètre ES29.

#### *4.1.16 SITE DU SIB*

#### *4.1.17 PRESENTATION DU SITE*

Le site du SIB (Site Industriel de Bessines) se trouve en rive droite de la Gartempe en aval de son intersection avec l'autoroute A20. Il est situé en bordure ouest du leucogranite de St Sylvestre recoupé localement par deux failles majeures de direction N-S et de direction NE-SW. Associées à la grande faille N-S dite de la nationale 20, cette tectonique crée sur le site du SIB une zone assez fracturée qui s'exprimait avant l'exploitation de la MCO du Brugeaud par un thalweg d'orientation NE-SW.

Le site est composé d'une dizaine de kilomètres de TMS organisés autour des puits P1 et P2 et reliés à la MCO du Brugeaud, maintenant remblayée par des résidus. A l'ouest du site se trouve le stockage de résidus miniers de Lavaugrasse installé dans un thalweg fermé par une digue (cf. figure 4-8). 18 000 fûts vidés ayant contenu des déchets uranifères ont été stockés dans les digues de Lavaugrasse et dans les verses de l'ancienne MCO du Brugeaud. En plus de ces aménagements liés à l'extraction de minerais, le nord du SIB accueille un entreposage d'uranium appauvri.

---

<sup>1</sup> L'IRSN considère que la configuration de Montmassacrot semblait pourtant s'y prêter

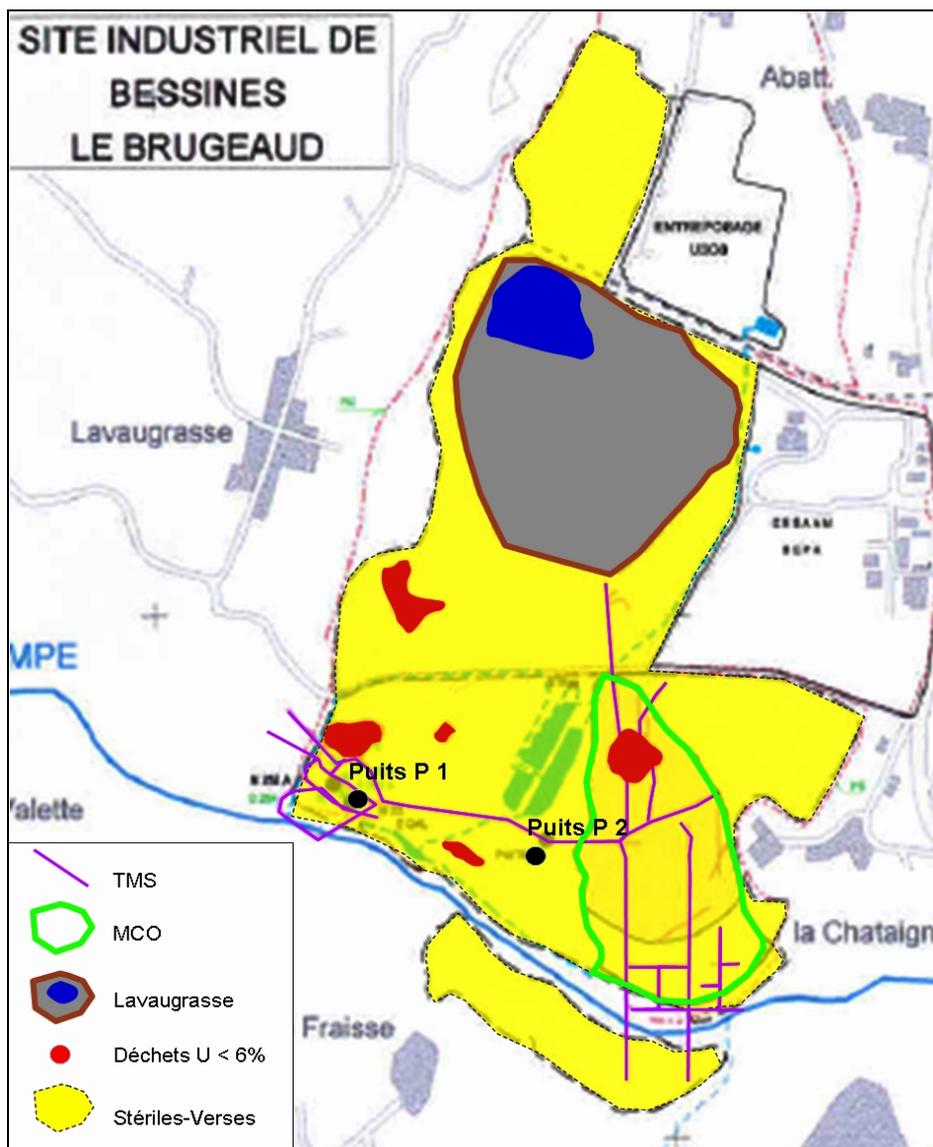


Figure 4-8 Schéma du SIB avec les divers aménagements

Les aménagements du SIB se distinguent des autres sites en ce que les TMS et la MCO sont isolés les uns des autres par des serrements en galeries. Ces séparations individualisent trois entités :

- Le quartier du Vieux Moulin, ou Brugeaud ouest, constitué de travaux miniers souterrains autour de P1 et aujourd'hui noyé jusqu'à la cote approximative de 260 m contrôlé par une galerie appelée « Galerie GEA » dont les eaux d'exhaure se déversent dans le bassin du Vieux Moulin ;
- Le quartier relié au puits P2 et ses galeries sous la MCO, dont les deux galeries de liaison à P1 et les quatre galeries débouchant sur la MCO du Brugeaud sont obturées par des serrements. Ce quartier est aujourd'hui noyé jusqu'à une cote de l'ordre de 280 m sans exutoire identifié ;
- Contrairement aux stockages précédemment évoqués, la MCO remblayée de résidus (Brugeaud) n'a pas été aménagée de manière à assurer la collecte des eaux et à permettre un éventuel traitement. Des eaux sont toutefois collectées en pied de

digue et dans un drain posé en fond de l'ancien lit de la Gartempe, détournée pour exploiter la MCO. Elles sont dirigées vers le bassin du Vieux Moulin. Le niveau de l'eau s'établissant aux alentours de 290 m dans les résidus, des écoulements sont probables vers la Gartempe, à 262 m, ou vers les galeries de TMS sous-jacentes reliées à P2, au travers du massif de granite.

Le site de stockage de Lavaugrasse est une autre particularité du SIB. Il s'agit d'un thalweg orienté vers le sud à l'ouest du site qui a été utilisé pour stocker des résidus issus du traitement du minerai d'uranium. Afin de tenir les résidus, l'aval du thalweg a été barré par une digue formée de la fraction sableuse des résidus de traitement et de stériles et élevée au fur et à mesure du remplissage. Le pied de digue se situe au nord du bassin du Vieux Moulin. Les eaux de drainage de la digue traversent préalablement les diverses verses à l'amont et se déversent dans ce bassin. La surface du stockage est recouverte pour sa plus grande part avec des stériles. Il subsiste cependant au nord du stockage une zone libre de couverture aujourd'hui ennoyée, « la boutonnière ». Le niveau de l'eau s'est établi à la cote de 340 m NGF.

La surface originelle de l'ensemble du site a été profondément remaniée par l'exploitation par TMS et MCO, puis la création des stockages de résidus dans la MCO du Brugeaud et à Lavaugrasse. Les écoulements souterrains actuels dans la partie altérée du granite n'ont donc que peu à voir avec ce qui existait antérieurement. En revanche, les couloirs de fracturation de direction NE-SW restent des drains privilégiés des écoulements plus profonds, alimentés par les points hauts du site en direction de la Gartempe, exutoire majeur à l'échelle du site. Parmi les points hauts du site, le stockage de Lavaugrasse représente un contributeur important en culminant à une cote approximative de 340 m. Le gradient topographique jusqu'à la Gartempe étant de l'ordre de 7 %, le gradient hydraulique pour les eaux souterraines sera du même ordre de grandeur.

#### *4.1.18 CONTRIBUTION AU DEBIT DES DIFFERENTS COMPARTIMENTS DU SITE DU SIB*

La configuration du site est favorable à la collecte des eaux de ruissellement de la zone nord du site. De nombreux points de contrôles des eaux y ont été individualisés mais ne sont plus suivis maintenant que sur le bassin de Lavaugrasse et à l'entrée dans le bassin de la station de traitement des eaux. Ces eaux de surface n'ayant que peu ou pas été quantifiées (débit notamment), et n'intéressant pas le milieu souterrain ne sont pas prises en compte dans l'analyse effectuée par le BURGEAP [2].

Pour ce qui concerne la zone sud, aucune eau de ruissellement n'est collectée. Les points individualisés ne concernent que des eaux ayant transité dans des sols naturels, granite ou arène résiduelle, ou artificiels (digues et stériles). Toutes ces eaux sont rassemblées dans le bassin du Vieux Moulin. Ces eaux étant relevées par des pompes vers le bassin du Vieux Moulin, les débits pourraient en être connus pour la plupart d'entre-elles. Les activités en radium et uranium, et les concentrations en sulfate sont connues.

#### 4.1.18.1.1 Identification des origines des eaux collectées

Pour la zone sud, le bassin du Vieux Moulin collecte des eaux de TMS qui proviennent du quartier connecté au puits P1, et des eaux souterraines drainées en pied de vers de la MCO de Lavaugrasse, en fond de l'ancien lit de la Gartempe et en pied de digue de la MCO du Brugeaud.

Les TMS ne sont pas directement connectés à des MCO et les eaux collectées (SIMOGAL) seraient donc représentatives du lessivage des galeries par les flux d'eau venant du granite.

Les eaux des drains, qu'elles proviennent des eaux de ressuyage de la MCO de Lavaugrasse ou du pied de digue de la MCO du Brugeaud ou de l'ancien lit de la Gartempe possèdent une chimie enrichie en uranium, radium et sulfate par rapport à celles des TMS. Elles seraient donc représentatives d'eaux de résidus.

#### 4.1.18.1.2 Estimation du débit par origine

La seule mesure disponible dans le rapport BURGEAP est celle concernant la situation après réaménagement. Il s'agit du relevage des eaux du bassin du Vieux Moulin, au débit de  $58 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  en moyenne, vers la station de traitement des eaux. En étiage, ce débit tombe à  $24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  sans qu'il soit possible de répartir ce débit entre les différentes arrivées d'eaux.

Une part des flux est estimée sortir des dispositifs de collectes suivant la même méthode que pour les autres sites. Les paramètres sont identiques (perméabilité de  $2,5 \cdot 10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ , une épaisseur mouillée de 100 m, une largeur de terrain de 750 m) à l'exception du gradient hydraulique de 6 % calculé entre la cote piézométrique au puits P2 et celle du piézomètre ES70. Ce calcul conduit à un débit de fuite estimé de  $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$

#### 4.1.18.1.3 Qualité des eaux dans les ouvrages de contrôle des eaux souterraines

Le réseau de surveillance des eaux souterraines est composé de 2 piézomètres, 5 puits fermiers et une source (cf. figure 4-9). Les deux piézomètres, ES 70 et ES 71, sont placés en bord sud du site à proximité de la Gartempe, respectivement en aval de la MCO du Brugeaud à l'est et du thalweg en bordure ouest du site. PTS 43 et PTS 44 sont deux des puits fermiers situés à l'ouest dans le village de Lavaugrasse tandis que PTS 41 et PTS 42 sont à l'est de la MCO du Brugeaud au hameau de la Châtaignière. Le dispositif est complété avec la source ES 68 dans le village de Lavaugrasse et un puits fermier lointain, PTS 69, à l'ouest de Lavaugrasse.

Les piézomètres PTS 69 à l'ouest et PTS 41 à l'est ne montrent pas d'indice particulier de contamination par le SIB (cf. tableau 4-4).

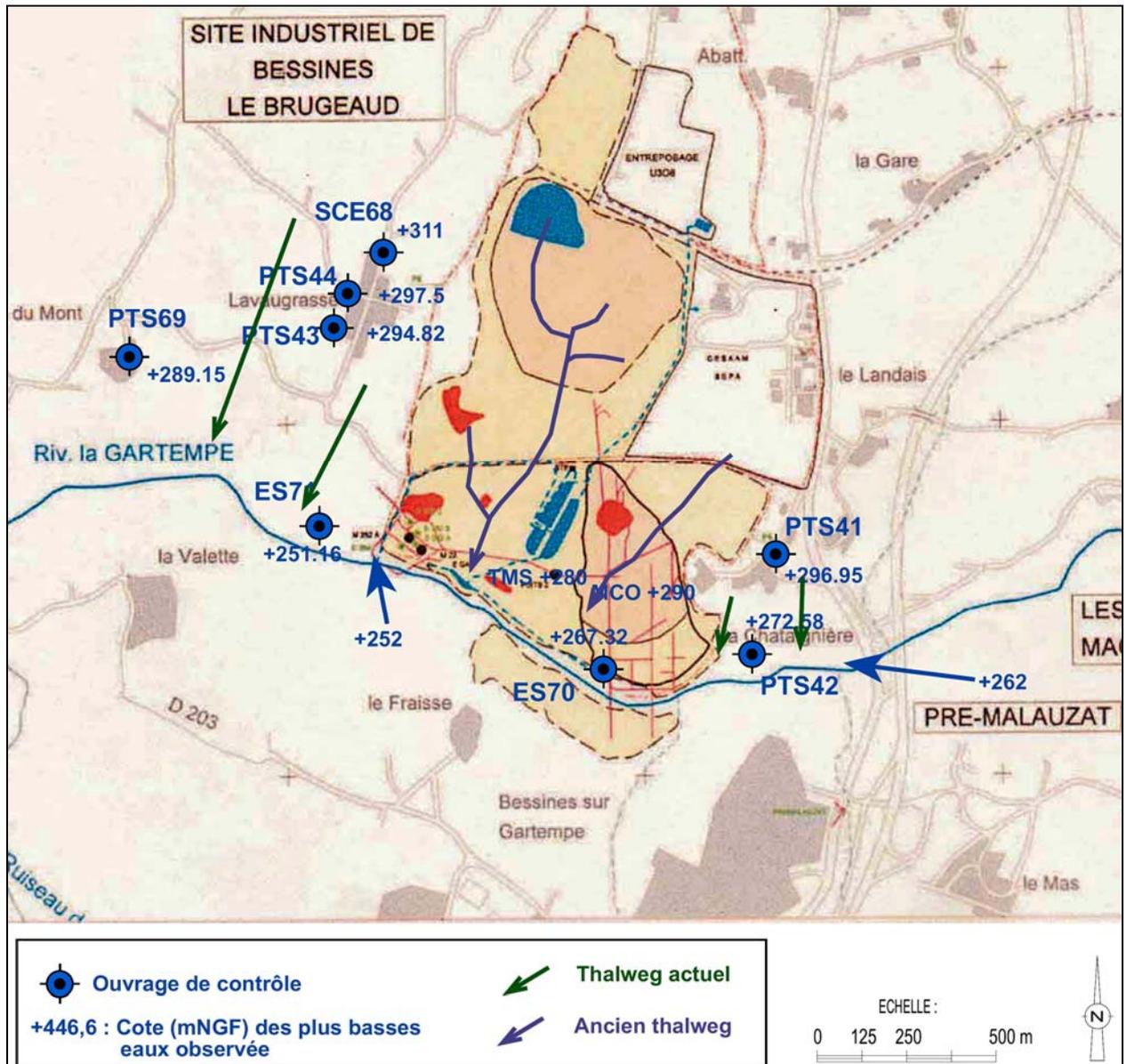


Figure 4-9 Réseau de surveillance actuel autour du SIB

Les piézomètres PTS 42, PTS 43, PTS 44 sont faiblement impactés si l'on considère les sulfates comme marqueurs de l'activité de stockage de résidus miniers. Pour ce qui concerne PTS 43, l'activité en radium est 4 à 5 fois supérieure à celle du bruit de fond des eaux en contexte granitique.

La source et les piézomètres sont les plus impactés des ouvrages de surveillance, en sulfate, radium et uranium.

Tableau 4-4 Concentrations mesurées et leurs évolutions sur les points de contrôle du SIB

Paramètres	pH	Sulfates (mg/l)	Radium 226 soluble (Bq.L <sup>-1</sup> )	Uranium 238 soluble (mg.L <sup>-1</sup> )
ES70	6,8 (stable)	800 (baisse)	0,9 (baisse)	7,5 (augmentation)
ES71	8,3 (stable)	700 (stable)	0,2 (stable)	< 0,05 (stable)
PTS41	5,75 (stable)	7 (stable)	0,08 (stable)	< 0,01
PTS42	5,25 (stable)	20 (augmentation)	0,07 (stable)	< 0,01
PTS43	environ 6 (stable)	45 (stable)	0,2 (stable)	< 0,01
PTS44	environ 6 (stable)	30 (stable)	0,05 (stable)	< 0,01
PTS69	environ 6 (stable)	10 (stable)	0,05 (stable)	< 0,01
SCE68	4,8 (stable)	200 à 1 000 (fluctuation saisonnière)	0,05 (stable)	0,1 (stable)
Bruit de fond eau souterraine (captages AEP en région uranifère)*	5,3 à 6,6	2 - 6	< 0,1	< 0,012

\* données DDASS 87, analyses jusqu'en 1994 dans différents captages d'eau potables. Les termes indiqués entre parenthèses donnent l'évolution sur les dernières années.

#### 4.1.18.1.4 Contrôle de cohérence

Aucun bilan hydrique n'est réalisé en l'absence des données nécessaires, notamment sur les débits collectés aux pieds des différentes digues. Cependant les débits d'infiltration et de ruissellements sont estimés en considérant la surface totale du SIB et les estimations globales utilisées par ailleurs sur l'ensemble des sites. Cette estimation conduit à un ruissellement égal à l'infiltration à hauteur de 40 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> (soit 80 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> au total), ce qui est proche des 96 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> totaux collectés dans le bassin de la station de traitement. Les 58 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> des eaux souterraines collectées au bassin du Vieux Moulin sont également comparés au débit d'infiltration total estimé à 60 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> pour un bassin versant topographique de 140 ha. Aucune aberration notable n'est mise en évidence par ces calculs d'ordre de grandeur.

Le BURGEAP a également estimé l'ordre de grandeur d'un débit de fuite au travers du granite vers la Gartempe en gardant les mêmes hypothèses que pour les autres sites pour lesquels le même calcul a été réalisé. Ce débit a été estimé à 0,4 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> soit de l'ordre de 1 % du débit souterrain calculé précédemment.

#### 4.1.19 CONCLUSIONS DE L'EXPLOITANT SUR LE SYSTEME DE GESTION DES EAUX

Il n'est pas donné de jugement sur la qualité de la collecte des eaux sur le site du SIB. Il est néanmoins observé que le SIB a un impact sur les eaux souterraines, et en particulier sur les points de contrôle SCE 68, ES 70 et ES 71, pour les sulfates de manière générale et pour le radium et l'uranium pour le

piézomètre ES70. Ces prélèvements concerneraient des eaux représentatives de l'aquifère profond de fissures, ce qui est surtout le cas des piézomètres ES70 et ES71. Les points référencés PTS42, PTS43 et PTS44 sont également faiblement impactés et sont représentatifs de l'aquifère d'arène proche de la surface. Les points plus lointains, au-delà de Lavaugrasse, ne semblent pas impactés.

Les dispositions de gestion des eaux pour ce qui concerne la MCO du Brugeaud permettrait un retour de l'aquifère vers sa position originale qui noie les résidus stockés. Cette hypothèse unique, confortée depuis par les mesures de niveau piézométrique dans les résidus, conduit le BURGEAP à conclure à l'inutilité de réaliser une couverture sur la MCO.

## 4.2 PROBLEMATIQUE D'ENSEMBLE SUR LES SITES

Les sites miniers sont en interaction avec leur environnement au travers des eaux qui transitent dans les différentes parties des anciennes exploitations : les galeries de TMS, les MCO remblayées avec des résidus de traitements ou non, les MCO simplement ennoyées, les stériles francs ou de coupures utilisés en terrassements, en remblaiement de MCO ou en verses... Ces eaux ont des histoires et des origines différentes qui leur confèrent leurs propriétés chimiques et qui fixent leurs débits. Les eaux collectées par les galeries de TMS, lorsqu'elles atteignent les points de surverse, sont composées du mélange d'eau d'origine granitique non influencées par l'exploitation, dites de bruit de fond, d'eaux de percolation au travers de la partie non saturée du massif sous influence des TMS, d'eau de lessivage des résidus lorsqu'ils existent, d'eaux de lessivage des verses, ou encore de ruissellement à la surface des sites réaménagés. Chacune de ces eaux a sa propre signature chimique que l'on dénomme « pôle ». Les paramètres chimiques suivis par l'exploitant sont le pH, l'activité en radium et en uranium dissous et particulaire, et la concentration en sulfate. Lorsqu'elles sont collectées, les eaux sont rendues à l'environnement telles quelles quand leur composition radiologique et chimique le permet aux yeux de la réglementation, comme pour le site de Margnac-Pény par exemple, ou traitées avant rejet comme celles du site du SIB.

Il y a pratiquement autant de situations différentes qu'il y a de sites mais, dans l'ensemble quatre grands types d'eaux sont toujours à prendre en compte :

- Les eaux collectées aux points de surverse sont le mélange des eaux du drainage naturel du massif par les galeries de TMS et des eaux traversant des MCO lorsqu'elles sont connectées aux TMS. Leurs compositions radiologique et chimique dépendront alors pour parties des caractéristiques des eaux de granite drainées par les galeries et des matériaux de remplissage des MCO. Les MCO de Montmassacrot, du SIB et de Bellezane comblées de résidus de traitement vont ainsi apporter des eaux de lessivage typiques des résidus, alors que dans le cas de Pény par exemple, les MCO, partiellement ou totalement comblées de stériles dont les eaux de lessivage seront proches de celles des eaux issues des verses. Les eaux transitant dans les galeries de TMS devraient quant à elle avoir des compositions radiologique ou chimique très similaires indépendamment des sites ;

- Les eaux collectées dans les parties superficielles des terrains et drainées par les TMS situés au dessus de la cote de débordement de l'exhaure gravitaire, comme c'est le cas pour le quartier de St Sylvestre sur le site de Fanay-Augères ou encore à Bellezane ;
- Les eaux de surface qui passent au travers des stériles déposés en verses, comme sur le site de Margnac-Pény ou de Fanay-Augères, ou utilisés en terrassement comme sur le quartier Henriette ;
- Et enfin, les eaux qui pourraient échapper au drainage par les galeries de TMS et rejoindre de façon diffuse l'environnement à la faveur des zones décomprimées de surface ou des structures géologiques telles que les lamprophyres ou les failles présentes sur les sites.

### 4.3 POSITION D'AREVA NC

Les positions de l'exploitant sont reprises et résumées essentiellement dans le rapport du BURGEAP [2] qui apporte plus d'information sur l'hydrogéologie et les circulations des eaux que le texte du BDE [1]. Il est essentiel d'avoir à l'esprit que ce document avait pour vocation première d'apporter une expertise sur l'« intérêt et la faisabilité technique de l'amélioration de l'étanchéité des sites de stockage ». Les autres documents principaux utilisés sont les fiches de sites en annexe du BDE, le rapport de tierce expertise du BDE du BRGM [4] et des rapports du CREGU sur l'hydrogéologie des sites granitiques de la division minière de La Crouzille [3]. Les différentes visites de sites réalisées conjointement avec les membres du Groupe de Travail 1 du GEP, en 2006 sur Bellezane et en 2007 sur les autres sites, soutiennent également le discours.

#### 4.3.1 DRAINAGE PAR LES TMS

Pour l'ensemble des sites constitués par des TMS avec des MCO connectées, l'idée généralement admise dans les documents produits par AREVA NC est que l'existence d'un point de surverse gravitaire par une connexion des galeries avec le jour permet d'assurer un drainage de l'ensemble des quartiers en TMS vers un point unique. Par exemple, ce débordement est assuré par un montage au niveau d'Augères pour l'ensemble du site dit de Fanay-Augères et par une ancienne descenderie sur celui de Montmassacrot.

Le point de débordement, à une cote topographique donnée, est sensé imposer à l'ensemble des galeries une charge hydraulique uniforme, formant presque une isopotentielle. Cette hypothèse est nécessaire à vérifier pour pouvoir considérer que l'ensemble des flux alentours est collecté puis dirigé vers l'exutoire unique que constitue le point de débordement. Ces eaux sont ensuite envoyées sur une station de traitement pour abaisser les activités en radium et uranium avant rejet dans le milieu, ou rejetées directement si leurs caractéristiques le permettent.

L'hypothèse de l'existence d'une isopotentielle dans l'ensemble des galeries est très forte et AREVA NC souligne bien qu'il n'est pas possible d'exclure que des eaux puissent s'échapper du système de galeries TMS. Sur certains des sites des tentatives de quantification de ces fuites sont proposées en utilisant une perméabilité estimée de massif granitique et un gradient hydraulique. Dans le cas du site

de Fanay-Augères, ce débit est estimé par le BURGEAP à  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . Ce débit est à comparer avec le flux total de  $151 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  collecté à la station d'Augères.

Cette conclusion sur la part négligeable de ce débit de fuite devant les autres est rapportée pour tous les sites dans le rapport BURGEAP, avec ou sans calcul d'estimation.

#### 4.3.2 CONTRIBUTION DES RESIDUS STOCKES AU MARQUAGE DES EAUX COLLECTEES

L'un des enjeux mis en avant dans le rapport du BURGEAP est l'estimation des contributions des résidus stockés à la charge totale en radionucléides des eaux collectées aux points de surverse. L'estimation de cette contribution n'a été réalisée que sur le site de Bellezane et devrait donc sortir du cadre de cette suite de la tierce expertise. Cependant, la même démarche est reprise pour le site de Fanay-Augères, contenant des déchets d'autres natures que les résidus miniers dans la MCO Augères, pour lequel une tentative de bilan de masse a été faite. Il s'agissait d'élaborer un modèle simple du fonctionnement hydrogéochimique de l'ensemble du site, en y introduisant des chimies d'eaux et des débits différents selon qu'elles proviennent des MCO, des TMS ou du bruit de fond.

Les résultats de ces calculs sont rappelés dans le tableau 4-5.

Tableau 4-5 Bilan de masse du site de Fanay-Augères

Paramètres	Origine de l'eau	Débit (m <sup>3</sup> /h)	Concentration suivant l'origine	Flux	Concentration théorique en sortie	Concentrations observées en sortie (à l'équilibre)
Radium 226 soluble (Bq/l)	Bruit de fond	112	0,1	11,2	0,75	0,5 à 1
	TMS	38	2,6	98,8		
	MCO	1	2,6	2,6		
Uranium 238 soluble (mg/l)	Bruit de fond	112	0,012	1,344	0,97	0,05 à 0,1
	TMS	38	3,73	141,74		
	MCO	1	3,73	3,73		
Sulfates (mg/l)	Bruit de fond	112	6	672	63	75 à 100
	TMS	38	225	8 550		
	MCO	1	225	225		

La comparaison des concentrations théoriques et observées conduit le BURGEAP, et donc AREVA NC, à considérer que les ordres de grandeurs sont à peu près respectés, à un ordre de grandeur près pour l'uranium, ce qui, implicitement, validerait l'approche choisie et donc la répartition de débit entre les différentes origines.

Cette même approche a été utilisée pour le site de Bellezane avec l'objectif d'estimer l'impact d'un étanchement de la surface des résidus stockés dans la MCO. Les résultats sont fournis dans le tableau 4-6 extrait du rapport du BURGEAP [2].

Tableau 4-6 Estimation de l'impact de l'étanchement de surface des résidus de la MCO 68-105 de Bellezane

Paramètres	Origine de l'eau	Débit de l'eau (m <sup>3</sup> /h)	Concentration suivant l'origine	Concentration théorique en sortie	Concentration théorique en sortie après étanchéification	Concentration observée en sortie
Radium 226 soluble (Bq/l)	Bruit de fond	27	0,1	0,9	0,95	0,5 à 2
	TMS	14	2,6			
	Résidus	0	0,888			
Uranium 238 soluble (mg/l)	Bruit de fond	27	0,012	1,4	1,28	0,5 à 4
	TMS	14	3,73			
	Résidus	0	2,5			
Sulfates (mg/l)	Bruit de fond	27	6	253	81	350 à 1 100
	TMS	14	225			
	Résidus	0	2 600			

AREVA NC conclut que l'étanchement de la surface de la MCO qui contient les résidus n'améliorerait pas la qualité de l'eau collectée à la surverse de la BD200. Cette conclusion particulière sur l'absence d'amélioration de la qualité des eaux après un étanchement de la surface de la MCO de Fanay est généralisée à l'ensemble des autres sites dans la conclusion générale du rapport BURGEAP.

Remarquons que les verses sont aussi prises en compte sur le site de Bellezane car au moins l'une d'entre-elles, la verse 105 (notée V105), est collectée. Ce n'est pas le cas sur les autres sites et cette démarche d'établissement d'un bilan de masse global n'a pas pu être menée.

#### 4.3.3 EVOLUTION DE LA QUALITE DES EAUX COLLECTEES

Ce point est particulièrement sensible car il concerne et guide le besoin en traitement des eaux collectées sur les différents sites, avec les conséquences que cela induit en termes d'exigence de suivi de la qualité des eaux, que ce soit sur le court terme ou le long terme.

Dans les documents mis à disposition par AREVA NC, l'accent est mis sur les observations à la baisse de pratiquement toutes les concentrations observées au niveau des eaux collectées sur les différents sites. Cette situation a d'ailleurs aujourd'hui conduit à l'arrêt de la station de traitement des eaux pour certains des sites. C'est le cas pour le site de Magnac-Pény par exemple, et AREVA NC a pour objectif de cesser aussi ces traitements pour les eaux issues de Montmassacrot et relevées jusqu'à la station de traitement de Bellezane. Le site du SIB est toujours équipé d'une station de traitement avant rejet.

AREVA NC argumente que les tendances observées devraient se confirmer dans le futur et qu'à terme, l'ensemble des sites devrait revenir vers des activités des eaux collectées inférieures aux limites réglementaires. L'argument avancé est que sur presque toutes les courbes d'évolution des activités en uranium et radium observées dans les eaux collectées vers les stations de traitement, les pentes sont semblables. Notons toutefois qu'en au moins un point de surveillance, la surverse de S<sup>t</sup> Sylvestre, la concentration en uranium augmente d'un facteur deux en l'espace de 7 ans (cf. tableau 4-7). Cette « anomalie » par rapport aux autres points est peu commentée mais il doit être souligné que ces eaux correspondent à un drainage d'eaux par les galeries des couches supérieures du massif granitique.

Celles-ci sont situées au-dessus du niveau de base des eaux dans les galeries en drainage gravitaire vers l'exutoire d'Augères (cf. figure 4-10) et donc vraisemblablement d'une chimie différente.

Tableau 4-7 Evolution annuelle de la qualité des eaux de St Sylvestre

De 1998 à 2005

Année	pH	Radium 226 soluble (Bq/l)	Uranium 238 soluble (mg/l)
1998	6,3	0,59	0,20
1999	6,3	0,48	0,26
2000	6,2	0,50	0,30
2001	6,3	0,40	0,30
2002	6,3	0,55	0,35
2003	6,8	0,66	0,39
2004	6,7	0,64	0,50
2005	6,8	0,64	0,42
<b>Limite de rejet (hors traitement)</b>	-	<b>0,74</b>	<b>1,8</b>

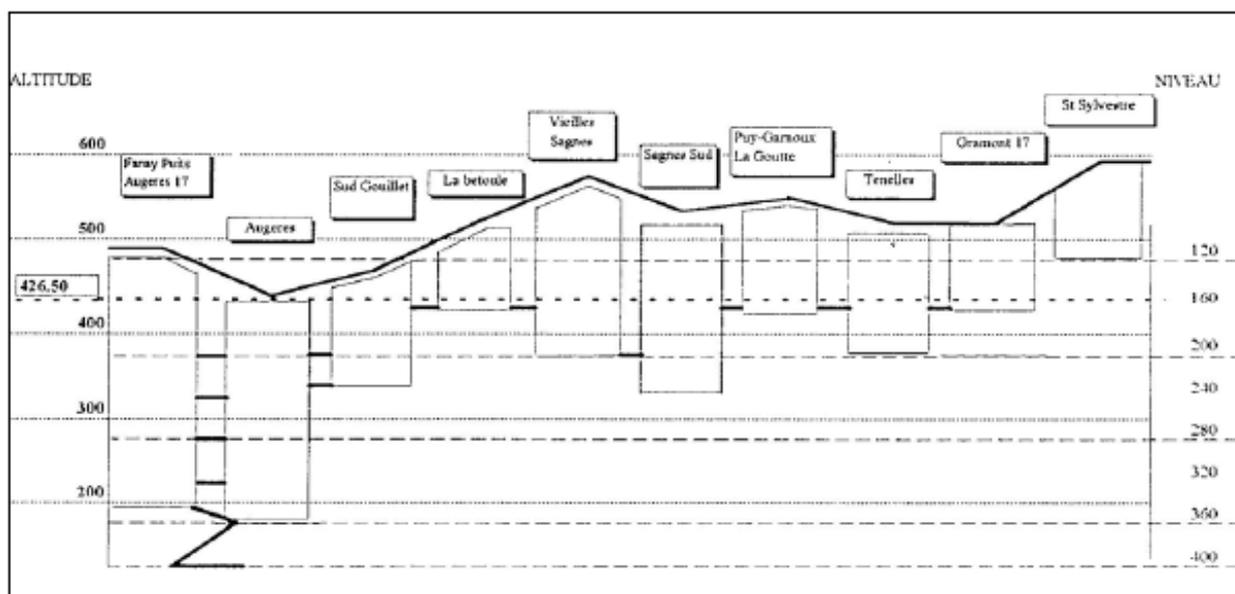


Figure 4-10 Infrastructure de Fanay-Augères

Pour les autres sites, la conclusion générale dressée par le BURGEAP est un peu moins optimiste en appuyant moins sur une baisse observée des activités contenues dans les eaux collectées et préfère mettre l'accent sur une atteinte de l'équilibre géochimique et une stabilisation à terme des concentrations dans les eaux collectées en sortie des anciennes exploitations.

Pour ce qui concerne les points de surveillance des eaux souterraines, cette tendance à une baisse générale des activités dans les eaux est aussi contrariée par les analyses réalisées sur le site du Brugeaud où les points de contrôle continuent de réagir à la hausse, au moins pour les prélèvements

effectués dans le piézomètre ES 70 dont la concentration en uranium progresse de 0,7 mg.L<sup>-1</sup> en 1998 à 7,5 mg.L<sup>-1</sup> fin 2005 (*mi 2006 cette concentration était retombée entre 2 et 4 mg.L<sup>-1</sup> - § 2.4.4 p. 40/95 du rapport BURGEAP*). Cette même tendance d'impact sur le milieu souterrain est indiquée aussi pour le site de Montmassacrot.

Les informations sur la qualité des eaux collectées et celles des points de contrôles sont synthétisées dans le tableau 7.2 du rapport BURGEAP [2]. Il est reproduit dans le tableau 4-8.

Tableau 4-8 Synthèse des données telle que présentée dans le rapport du BURGEAP

Site		Montmassacrot	SIB	Fraisse
Surface des MCO		2,2 ha	13 ha	1 ha
Présence de TMS		très peu	nombreux	peu
Débit de l'exhaure (uniquement eau souterraine) (m <sup>3</sup> /h)		2	58	29
Qualité de l'exhaure avant traitement	pH	-	6,3 (stable)	7,5 (stable)
	SO4 (mg/l)	750 (stable)	1500 (stable)	40 (baisse)
	Ra226 soluble (Bq/l)	0,5 (stable)	1,5 (baisse)	0,8 (stable)
	U238 soluble (mg/l)	0,2 (stable)	0,5 (baisse)	0,04 (stable)
Points de contrôle	Impacté	ES29 (SO4 et Ra226)	ES70-71 (SO4, Ra, U)	non
	Situation	aval immédiat	aval immédiat	-
	Faiblement impacté	ES25-26-28 (SO4)	PTS43 (SO4, Ra) et PTS42-44 (SO4)	P59 (Ra)
	Situation	aval éloigné	aval Lavaugrasse	proche TMS

Site		Fanay-Augères	Margnac-Pény	Bellezane
Surface des MCO		3,5 ha	20 ha	12 ha
Présence de TMS		très nombreux	très nombreux	nombreux
Débit de l'exhaure (uniquement eau souterraine) (m <sup>3</sup> /h)		151	100	44
Qualité de l'exhaure avant traitement	pH	6,7 (stable)	-	-
	SO4 (mg/l)	75 (stable)	<100 (stable)	350 (stable)
	Ra226 soluble (Bq/l)	0,75 (stable)	0,4 (hausse)	0,6 (stable)
	U238 soluble (mg/l)	<0,2 (stable)	1 (stable)	0,6 (stable)
Points de contrôle	Impacté	non	non	ES67 (SO4)
	Situation	-	-	aval
	Faiblement impacté	PTS49 (Ra)	PTS6-12-52-54 (SO4)	ES60-61-62 (SO4, Ra)
	Situation	proche TMS (amont)	amont-aval	amont-aval

#### 4.3.4 QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES ET RESEAUX DE SURVEILLANCE

Dans ce paragraphe, les réseaux de surveillance ne concernent que les eaux souterraines, c'est-à-dire les points qui donnent accès à l'eau présente dans le milieu souterrain jusqu'à leur émergence éventuelle en un point représentatif aussi de l'eau souterraine. Les autres eaux de surface ne sont pas considérées ici et sont traitées au chapitre 6. Les piézomètres éventuellement implantés dans les résidus, comme à Montmassacrot et maintenant à Bellezane et au Brugeaud, ne sont pas intégrés, pour le moment, dans ces réseaux de surveillance environnementale des sites.

Les points de surveillance de l'eau souterraine sont composés de puits de faible profondeur - notés généralement PTS - implantés dans les arènes du granite, de forages - généralement notés ES - réalisés spécialement pour la surveillance de proximité de l'impact des travaux souterrains lors de l'exploitation des mines ou à l'issue d'expertises sur les sites, et de quelques sources - notées SCE.

Les puits ou forages sont utilisés pour mesurer les niveaux de l'eau dans les parties aquifères du sous-sol, les concentrations en sulfates, radium et uranium et le pH.

## 4.4 ANALYSE DE L'IRSN

### 4.4.1 CONTROLE DES EAUX PAR L'EXHAURE GRAVITAIRE

#### 4.4.2 SCHEMA GENERAL

Dans sa conception, le système de drainage tel qu'aménagé sur la plupart des sites en utilisant un point bas unique relié à toutes les galeries doit permettre d'imposer un point bas hydraulique dans l'ensemble du massif granitique, même dans les galeries situées à une cote topographique inférieure, et par conséquent de drainer l'ensemble des flux captés par les galeries vers un point unique de collecte. L'impact des galeries sur les écoulements dans le granite est très différent lorsqu'il existe un point de surverse gravitaire ou qu'il n'existe pas (cf. figure 4-11). Les galeries n'ont été que peu ou pas rebouchées et devant les débits drainés, peu de pertes de charges hydrauliques devraient apparaître. Dans ce cas, le système permet, en théorie, d'imposer une isopotentielle hydraulique dans l'ensemble des galeries. L'hypothèse que cette isopotentielle est bien réalisée en tout point repose sur le postulat qu'il n'existe pas de perte de charge significative en tout point du réseau de galeries. Il n'est cependant pas, au moment de la réalisation des rapports soumis à l'expertise de l'IRSN, apporté d'élément factuel sur la distribution de charge hydraulique au long des réseaux de galeries.

Depuis la réalisation de ces rapports, à la suite des travaux du groupe de travail GT1 dans le cadre du GEP, d'anciens forages permettant d'accéder aux galeries en quelques points et d'y mesurer la charge hydraulique ont été retrouvés sur les sites de Pény et de Bellezane. La preuve de l'absence de pertes de charge, et donc l'hypothèse de la réalisation de l'isopotentielle à la base du principe de collecte de toutes les eaux ayant transités par les MCO et TMS, devrait donc être apportée prochainement pour ces sites.

La vérification de l'existence de l'isopotentielle est importante dans le sens où, dans le cas des stockages de résidus, la démonstration que le système est efficace repose, entre autres, sur cette hypothèse. Les autres éléments de la démonstration portent sur la répartition supposée, mais inconnue au moment de la rédaction des rapports, des charges hydrauliques entre les différents compartiments du dispositif formé des MCO comblées de résidus, les chantiers souterrains plus ou moins remblayés et des galeries de TMS communiquant avec le point de surverse unique contrôlée. Les travaux de caractérisations supplémentaires engagés à la suite des conclusions du groupe de travail n°1 du GEP

devraient permettre de mieux décrire et quantifier le fonctionnement du système hydraulique MCO/TMS sur les sites de Bellezane et du SIB.

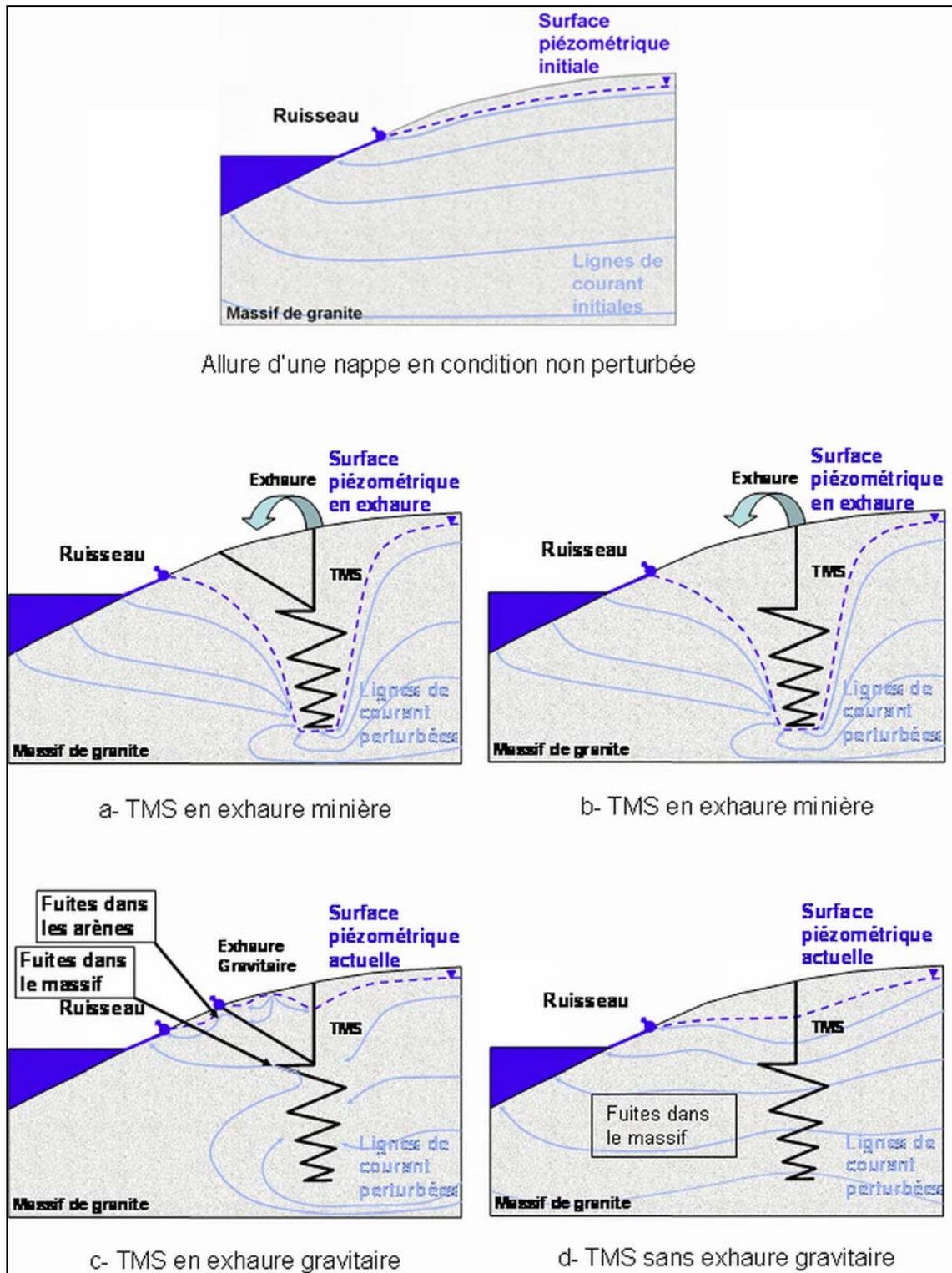


Figure 4-11 Impact des galeries en situation d'exhaure ou non, et selon l'existence (a-c) ou l'absence (b-d) d'un point de surverse gravitaire

#### 4.4.3 LE CAS DE BELLEZANE ET DE MONTMASSACROT

Pour les deux stockages de Bellezane et de Montmassacrot, les MCO concernées incisent profondément le massif granitique et l'on peut envisager qu'en l'absence de point de vidange, le niveau d'eau en fin d'exploitation pourrait se stabiliser à une cote proche de la surface piézométrique originelle. Du fait de la communication hydraulique établie avec les TMS sous-jacents au travers d'une dalle percée de sondages de liaison, une vidange du système s'effectue et la cote doit s'établir sensiblement à celle du débouché au jour des TMS, ou, en tenant compte de pertes de charges, à une cote légèrement supérieure. C'est ce qui est notamment observé à Pény, où la surverse gravitaire est à 352,7 m NGF quand la cote piézométrique s'établit à 352,9 m dans la MCO 140-141. Dans le cas de Bellezane et de Montmassacrot, cette cote devrait s'établir aux alentours de 360 m NGF et 496 m NGF respectivement. En négligeant l'incidence de la présence des résidus, les seules conditions susceptibles de remettre en cause cette cote dans la MCO sont l'obturation partielle ou totale de la communication hydraulique entre la MCO et les TMS, ou la perturbation des circulations d'eau dans les TMS eux-mêmes.

Les mesures effectuées depuis 1994, alors que les MCO sont remplies de résidus, indiquent que le niveau piézométrique à Montmassacrot s'établit à une cote de l'ordre de 503 m NGF, proche du niveau d'origine mais supérieure de 7 m à celle de la cote de l'exhaure gravitaire. A Bellezane, les premières mesures récentes (2007) semblent indiquer que, dans la MCO 68, la cote piézométrique se situe à 380,3 m NGF, ce qui correspond approximativement à la cote des digues séparant les MCO 68 et 105. Dans la MCO 105, la piézométrie évolue depuis un point haut à 369,5 m NGF situé vers la MCO 68, vers un point bas, à 360,4 m NGF, situé face au débouché de la galerie B100. Pour ce qui concerne la MCO 105, la cote amont à 369,5 m NGF est significativement différente de celle théoriquement imposée à 360,0 m NGF par les TMS avec lesquels elle est supposée être en connexion hydraulique. Les mesures réalisées dans l'épaisseur du résidu de la MCO 105 et dans le granite de pourtour montrent que les cotes ont, à quelques décimètres près, la même valeur aux alentours de 360,4 m NGF, et sont légèrement inférieures à celles mesurées dans les TMS.

La cote piézométrique dans les galeries de TMS s'établirait ainsi vers 360,7 m NGF, soit 30 cm de plus que dans les résidus au droit de la galerie B100. Cette différence de cote, si elle est significative et confirmée par les mesures en cours, signifierait que les eaux, au moins localement, vont des galeries de TMS vers la MCO et s'échappent vers un exutoire distinct du débouché du réseau de TMS (BD200), éventuellement par l'intermédiaire de la BD100, via la zone perturbée du massif constituant les parements de la MCO.

*A contrario*, la cote piézométrique en amont de la MCO 105 est largement supérieure à celle attendue dans le schéma d'un drainage efficace par les galeries de TMS via la descenderie BD200.

Pour ce qui concerne la position de la surface piézométrique mesurée dans les MCO par rapport à la couverture en place, il n'existe aucune relation claire. Dans la MCO de Montmassacrot, la cote au point de mesure s'établit sous l'interface résidu/couverture comme cela est observé également dans la MCO 68 et dans la partie amont de la MCO 105. En revanche, la charge hydraulique mesurée dans les résidus de la MCO 105 et dans la couronne de granite au niveau de la galerie B100 est supérieure à la

cote de l'interface résidu/couverture au niveau de la galerie B100. Ces éléments suggèrent qu'au moins localement, la couverture pourrait servir de drain pour l'écoulement des eaux.

Les quelques données précédentes montrent que les circulations au sein des résidus ou entre les résidus et les TMS ne respectent probablement que partiellement le schéma de fonctionnement hydraulique retenu par AREVA NC pour décrire le fonctionnement du système (notion de confinement dynamique) et remettent en cause certaines hypothèses énoncées dans le rapport BURGEAP [2].

Comme l'indique la discussion précédente, et plus particulièrement sur le cas de Bellezane, le schéma de fonctionnement des systèmes de MCO remblayées de résidus est complexe et les données disponibles ne permettent pas encore de disposer d'une compréhension précise. De nombreuses incertitudes subsistent comme notamment :

- la charge hydraulique réellement établie dans les TMS par le dispositif de collecte des eaux en débouché de la surverse gravitaire ;
- la cause d'une éventuelle perte de charge hydraulique dans les galeries entre les points de mesure et l'exutoire ;
- la signification des charges hydrauliques mesurées dans les nouveaux piézomètres installés dans les résidus de la MCO 105 de Bellezane ;
- le rôle des phénomènes transitoires dans la répartition des charges hydrauliques entre la MCO 105 et les TMS ;
- etc.

Les mêmes incertitudes doivent exister sur le site de Montmassacrot pour lequel les mesures disponibles sont aujourd'hui moins nombreuses que sur Bellezane (compte tenu du récent dispositif de surveillance piézométrique mis en place par AREVA NC). Il est ainsi déjà pratiquement établi que des eaux marquées par les sulfates des résidus s'échappent du système vers l'environnement souterrain, en particulier vers le NE en ES25 et ES26.

#### ***4.4.4 LE CAS PARTICULIER DU SIB***

Le SIB, et plus particulièrement la MCO du Brugeaud, est un cas un peu particulier pour lequel les résidus stockés sont isolés des galeries de TMS par des serremments. Le système est assez complexe avec trois quartiers plus ou moins indépendants, la MCO, les galeries reliées au puits P2 et celles reliées au puits P1 du quartier du Vieux Moulin par lequel s'effectue le drainage gravitaire. Schématiquement, les écoulements dans ce système peuvent s'organiser suivant le croquis proposé sur la figure 4-12. Il existe une imprécision concernant l'exhaure gravitaire dans le quartier du Vieux Moulin qui se situe vers la cote 260 de la galerie dite GEA (Galerie d'Essai d'extraction Acide - information communiquée par AREVA NC) sous la cote 272 qui apparaît comme le point de sortie au jour sur la figure. Pour des raisons

graphiques le piézomètre ES71 a été reporté en milieu de figure alors qu'il est situé en bordure de Gartempe à gauche de la figure. Il n'intercepte pas de galeries.

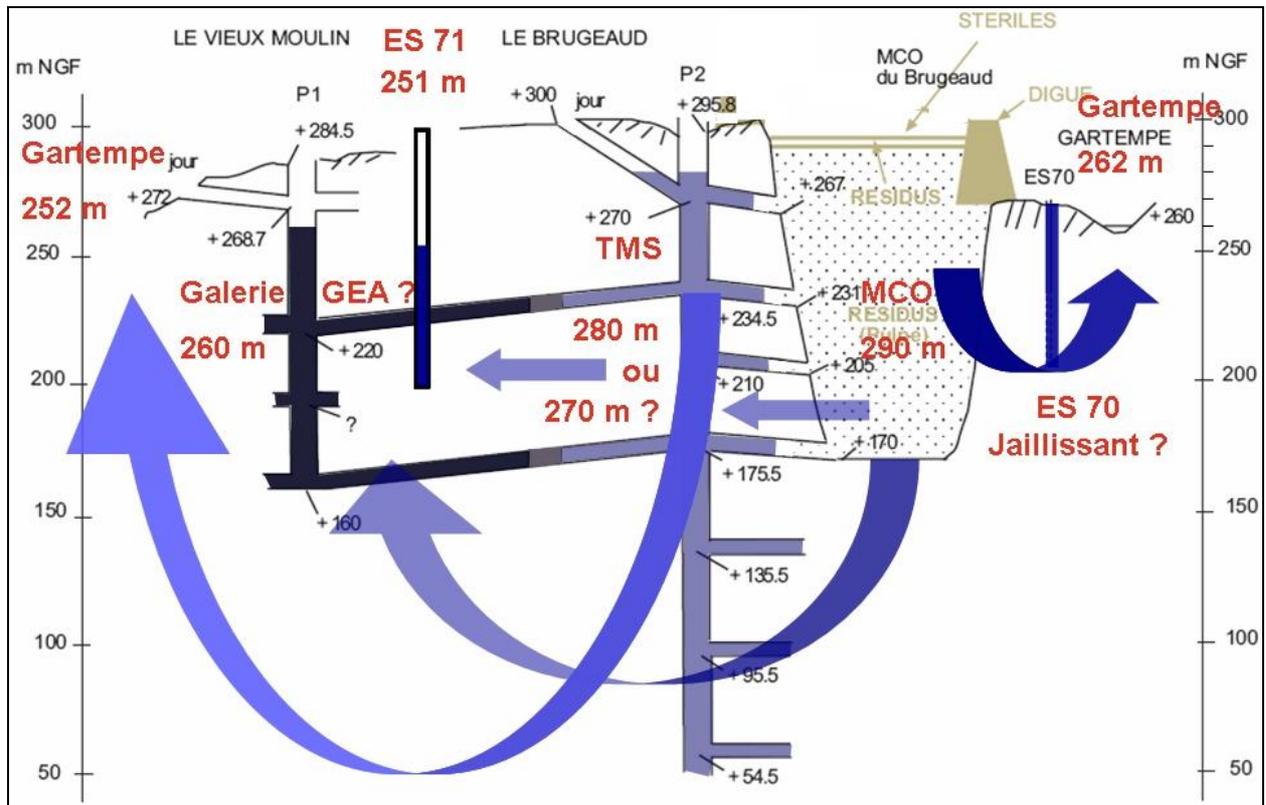


Figure 4-12 Schéma de principe du fonctionnement du site du SIB au niveau de la MCO du Brugeaud.

Dans ce système, chacune des galeries entre la MCO et le puits P2 est bouchée par un serrement et les deux galeries entre P1 et P2 également. Les flèches bleues représentent les échanges d'eau entre les différents quartiers ou l'extérieur du site en fonction des charges hydrauliques mesurées ou supposées. La connaissance des charges à l'intérieur des différents compartiments est nécessaire à une meilleure compréhension de l'ensemble. C'est pourquoi, à l'issue des discussions engagées par l'IRSN avec le groupe de travail n°1 du GEP, AREVA NC a décidé de poser un piézomètre dans les résidus de la MCO afin d'y mesurer la charge hydraulique. Cette mesure, et si possible l'exploitation des niveaux piézométriques dans la digue elle-même, devrait permettre de mieux comprendre les relations hydrauliques entre la MCO et le milieu extérieur, notamment vers la Gartempe.

Dans cette configuration, la part des eaux recueillies gravitairement au point de surverse est assez faible et ne concerne que le quartier du Vieux Moulin. Le reste des flux passe soit directement au travers du granite vers la Gartempe soit contourne les différents serrements, en allant des charges hydrauliques hautes aux charges hydrauliques basses, tel que représenté sur la figure ci-dessus. Ces flux marquent significativement en uranium le piézomètre ES 70 entre la MCO et la Gartempe. Ces flux, bien qu'assimilables à ce que l'on appelle les débits de fuites pour les autres sites ne représentent pas le même phénomène. Dans le cas du SIB, ce sont des flux d'eau qui traversent l'ensemble des galeries qui sont à une charge hydraulique moyenne des charges hydrauliques alentours,

alors que sur les autres sites ce sont des flux qui échappent à la capture par le point de surverse et donc à la collecte recherchée.

Au sein du SIB, les fonctionnements respectifs du stockage du Brugeaud et de celui de Lavaugrasse présentent des différences significatives qu'il est utile de prendre en compte pour évaluer la pertinence des actions de réaménagement complémentaires (voir discussions sur l'imperméabilisation des couvertures au chapitre 11).

### Stockage du Brugeaud

La MCO du Brugeaud a été creusée à flanc de coteau, dans un thalweg, et s'enfonce profondément ( $\approx 90$  m) sous le niveau de la Gartempe qui la borde. Des TMS étaient reliées à cette MCO avant son remplissage par des résidus mais en sont désormais isolés par des serrements. Il n'y a pas d'exutoires clairement individualisés pour les eaux transitant au travers de ce stockage de résidus.

Le vide créé par la MCO en l'absence de remblayage par des résidus serait aujourd'hui remplie d'eau jusqu'à la cote de la Gartempe, c'est-à-dire entre 250 et 260 m NGF, et drainerait le massif granitique amont. Le remplissage par des résidus miniers, tenus par une digue constituée de sables, et l'isolement hydraulique par des noyaux d'argile entre la Gartempe et la MCO, font que le niveau piézométrique s'est établi vers 287 m NGF au sein des résidus ainsi que dans la digue. Le niveau dans la MCO est supérieur aux niveaux mesurés dans les TMS, qu'il s'agisse de ceux connectés au puits P2, établis à une cote d'environ 270 NGF mais sans exutoire connu, ou de ceux reliés à la surverse gravitaire du Vieux Moulin à une cote de 259 m NGF.

Le schéma hydraulique suggéré par cette distribution de cotes piézométriques est celui d'un drainage des eaux contenues dans les résidus de la MCO vers :

- les drains de pieds de digue au travers des sables ;
- le drain dans l'ancien lit de la Gartempe devant le noyau d'argile au travers des digues de contournement ;
- les galeries de TMS reliées à P2 au travers des serrements dans les galeries et du massif granitique ;
- la Gartempe au travers du massif granitique ;
- dans une moindre mesure, les galeries de TMS reliées au quartier du Vieux Moulin au travers du granite.

Ce schéma est incomplet car il manque le terme d'alimentation en eau qui assure le niveau piézométrique dans les résidus de la MCO. Deux origines pour l'eau d'alimentation sont envisageables. La première correspondrait à une alimentation latérale des résidus par le massif encore en place et les

divers aménagements réalisés sur le site du SIB. La seconde serait le résultat de l'infiltration verticale d'une partie des précipitations au travers de la couverture des résidus.

Pour ce qui concerne l'alimentation latérale au travers des roches environnantes, il y a suffisamment de points hauts à proximité de la MCO comme par exemple le stockage de Lavaugrasse dont la cote de la surface piézométrique est d'environ 330 m NGF ou encore l'aire d'alimentation amont de l'ancien thalweg recoupé par la MCO, pour assurer l'arrivée de flux d'eau significatifs. Malheureusement, l'intensité de ces apports latéraux est difficilement quantifiable. Il serait plus facile d'évaluer l'infiltration au travers de la couverture mais l'estimation n'a pas été réalisée, si ce n'est par une approche très critiquable de modélisations globales de bassins versants.

#### Stockage de Lavaugrasse

Le stockage de résidus de Lavaugrasse est installé dans la partie haute d'un thalweg qui entaillait profondément le coteau. A l'aval, les résidus sont tenus par un système complexe de digues et de verses constitués de sables et de stériles jusqu'à proximité des bassins du Vieux Moulin, eux-mêmes dans l'axe du thalweg qui contient les résidus. Il n'y a pas de galeries de TMS sous le stockage et la galerie assurant la surverse gravitaire du Vieux Moulin ne collecte pas, ou en quantités négligeables, d'eau ayant traversé les résidus de Lavaugrasse. La surface des résidus est recouverte d'une couverture qui laisse apparente une boutonnière en amont du stockage. Cette couverture a pour rôle hydraulique de limiter l'infiltration vers les résidus tandis que la boutonnière qui subsiste au nord du stockage permet, en revanche, aux précipitations d'atteindre librement les résidus.

Du point de vue du fonctionnement hydraulique du stockage, l'axe de drainage du massif que marque le thalweg subsiste encore après le remplissage et il est vraisemblable que le niveau piézométrique initial ait progressivement gagné les résidus à une cote qui ne peut être déterminée faute d'ouvrage de suivi. En revanche, l'existence d'une surface libre d'eau pérenne au niveau de la boutonnière maintient une cote piézométrique dans les résidus vers 340 m NGF. Le drainage par le fond de l'ancien thalweg, au travers des formations superficielles encore en place et des matériaux rapportés pour fabriquer les digues, est confirmé par l'apparition au niveau des bassins du Vieux Moulin d'une arrivée d'eau. Ce drainage ne doit pas collecter l'ensemble des eaux du stockage de Lavaugrasse et une partie de l'eau ayant transité par les résidus s'écoule dans la partie supérieure du massif granitique vers l'ouest du site comme semble le montrer l'accroissement de la charge en sulfate, uranium et radium constaté dans cette zone.

#### *4.4.5 COROLLAIRE A LA QUALITE DU DRAINAGE, LES DEBITS DE FUITE*

En regard des incertitudes sur les estimations de flux, que se soit à partir des modèles globaux de bassins versants ou encore sur la base de ces bilans de masse, il est illusoire de vouloir estimer les débits de « fuites » au travers du massif à partir des galeries drainées. Ils existent très vraisemblablement et, en tout état de cause là où existe un dispositif de drainage opérationnel, ils ne devraient pas excéder quelques pour cent des débits totaux. D'un point de vu qualitatif, il semble très peu probable que les circulations échappant au drainage par les réseaux de galeries, trouvent leur

expression dans les parties profondes du granite. Seule la partie superficielle, une centaine de mètres au plus, peut être le siège de ces circulations. Plus certainement encore, c'est dans les parties très superficielles en position basse par rapport à la topographie avoisinante, par exemple à Augères ou Bellezane au voisinage des exhaures où de l'eau est apparue dans les arènes près des anciens accès, que ces circulations peuvent exister jusqu'à la surface.

L'autre configuration est celle de filons de lamprophyres qui pourraient, dans leur partie altérée, drainer vers les points bas périphériques ces eaux fuyardes. Un bon exemple est celui du site du Fraisse pour lequel, à proximité se trouve l'étang du Gouillet (cf. figure 4-13) dont la cote topographique est 18 m plus bas que l'exhaure par le montage M404. La caractéristique de cette configuration est que les travaux souterrains sont interceptés par des failles et filons qui recoupent les deux thalwegs au nord de l'étang du Gouillet. Des « fuites » vers l'étang du Gouillet sont de ce fait envisageables.

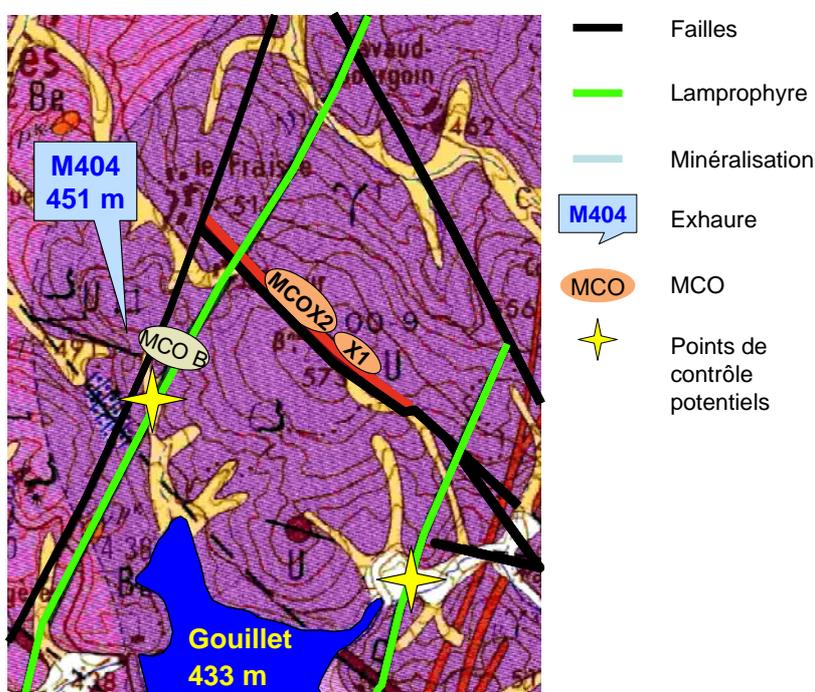


Figure 4-13 Situation géologique du site du Fraisse qui montre les filons de lamprophyres potentiellement perméables en connexion avec les thalwegs.

Pour rechercher des eaux fuyardes originaires des travaux souterrains, un programme de reconnaissance devrait s'attacher à caractériser les eaux souterraines dans les deux thalwegs depuis l'aval des deux points de contrôle potentiels indiqués sur la figure 4-13 jusque l'étang car ces deux points sont situés sous la cote de l'exhaure gravitaire du Fraisse. Il est cependant nécessaire de noter que le thalweg en aval de la MCO B est sous l'influence d'une verse à stériles, comme il a été vu lors de la visite sur site en 2007, dont les eaux sont canalisées naturellement et s'écoulent vers l'étang du Gouillet. Ces eaux de stériles peuvent avoir une incidence significative et pourraient masquer la signature radiologique des eaux fuyardes recherchées.

Cette dernière remarque sur le rôle des stériles est assez générale et il y a lieu de penser que le transfert d'activité par les infiltrations au travers des stériles, ou les ruissellements d'eau ayant

lessivés des stériles qui parviennent directement aux rivières, peut être souvent plus important que celui par les « fuites » d'un point de vu impact environnemental. Ainsi, convient-il de s'interroger sur le rôle des verses à stériles omniprésentes sur les sites.

Le cas particulier du quartier Henriette peut être cité dans ce paragraphe sur les débits de fuite. Il est similaire au cas des galeries reliées au puits P2 du SIB car sans exutoire identifié (Cf. figure 4-11 d). Cet ensemble est constitué exclusivement de TMS et n'a montré, après ennoyage et réaménagement, aucun point de surverse localisé. Le niveau d'eau n'a jamais atteint la surface topographique par une des liaisons fond/jour. Cela signifie que le milieu géologique à l'aval est suffisamment perméable pour évacuer les flux qui sont appelés par la présence des galeries qui augmentent localement la perméabilité de l'ensemble galeries/volume de roche autour des TMS. Il n'existe pas d'information qui précise cet aspect relatif à la perméabilité et il faut rechercher dans d'éventuels accidents géologiques (fractures, filons), ou dans la zone superficielle, l'origine de cette perméabilité suffisante.

Pour ce qui concerne la contamination des eaux observée dans le ruisseau qui draine le thalweg où est implanté le site, deux hypothèses sont vraisemblables.

La première est que les eaux proviennent du lessivage des stériles utilisés en terrassement sur le site. L'ensemble du carreau de l'ancienne mine est en effet recouvert de stériles qui sont traversés en bordure du site par une canalisation de dérivation du ruisseau originel vers l'étang de la Cruzille. Ces eaux canalisées ne contiennent pas d'activité significative après la traversée des verses, mais en contiennent après leur passage sous la route. Force est d'accepter que des eaux marquées sont drainées dans les formations superficielles en direction du débouché de la canalisation en sortie de site. Les stériles disposés sur le site sont potentiellement à l'origine de la contamination du fait de leur lessivage par les eaux météoriques qui peuvent ensuite être drainées par les terrains en périphérie de la canalisation. Ces eaux chargées se mélangent alors aux eaux naturelles canalisées.

La seconde hypothèse est que, en l'absence d'un exutoire localisé, les eaux drainées par les anciennes galeries trouvent leur exutoire aveugle au travers de la zone d'arène après transferts via les anciens accès au jour de l'installation. Ces accès sont de diverses natures, du montage en gros diamètre généralement bouché en fin d'exploitation, aux petits forages de liaisons fond-jour qui parfois subsistent ouverts, comme ceux retrouvés à Pény par exemple. Dans cette configuration, ils sont autant d'accès aux zones décomprimées puis arénisées naturellement drainées dans le lit de l'ancien ruisseau. Ces eaux chargées se mélangent alors elles aussi aux eaux naturelles canalisées.

#### *4.4.6 EXHAUSTIVITE DES BILANS DE MASSE, LE PROBLEME DES VERSES*

L'approche choisie dans les rapports à disposition de l'IRSN, pour valider les hypothèses portant sur les flux d'alimentation des systèmes, entre les MCO, les TMS, les verses, etc., en réalisant des bilans de matières est intéressante (cf. Chapitre 2). On peut regretter, malgré les limites de cette approche, qu'elle ne soit pas plus systématiquement exploitée sur l'ensemble des sites.

Ces modèles simples de bilans de flux de radionucléides pour les sites auraient pu servir à explorer davantage la sensibilité de la concentration des eaux recueillies aux surverses aux inconnues telles que les compositions d'eau des différentes origines (verses, TMS, ruissellement,...), les répartitions de flux (MCO, TMS, verses,...), et d'orienter ainsi les paramètres principaux à étudier. Ou encore, tel que cela est fait pour Bellezane, pour évaluer l'action probable de la pose d'une couverture d'étanchéité sur les résidus contenus dans la MCO.

La construction de ces modèles de comportement auraient aussi pu être utilisés dans le but de tester des scénarii prospectifs d'évolution de la chimie des eaux rejetées en fonction d'hypothèses, bien évidemment justifiées, de l'évolution prévisible de la chimie des eaux dans les verses à stériles, dans les TMS, dans les résidus miniers, etc. Le problème restant bien sûr de la justification des hypothèses choisies, tant sur le plan de l'évolution chimique des différents pôles d'eaux que de la répartition des flux dans des systèmes hydrauliquement complexes.

Pour prendre un exemple, sur le site de Fanay-Augères, à partir du modèle de bilan proposé dans le rapport du BURGEAP, l'IRSN a conduit une étude de sensibilité à la répartition des flux et à la chimie des eaux

Il est aisé de faire des hypothèses sur le flux entrant par les MCO, par exemple en supposant que le débit entrant par les MCO est égal à 0 ou à  $10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . Ce calcul conduit aux valeurs de concentrations théoriques reportées dans le tableau 4-9.

*Tableau 4-9 Sensibilité, à la valeur du flux entrant par les MCO dans le système, des concentrations à la surverse*

Flux MCO ( $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ )	0,1	Référence 1	10
Radium 226 soluble ( $\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,73	0,75	0,91
Uranium 238 soluble ( $\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,96	0,97	1,21
Sulfates ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	61,59	62,56	76,55

Les résultats en concentration du modèle entrent bien dans la gamme des concentrations observées et ne s'éloignent pas trop de la simulation nominale. Comme les résultats sont tout aussi acceptables les uns que les autres, cette analyse de sensibilité au débit entrant par les MCO de Fanay amène à minimiser l'importance des réserves émises, sans les perdre d'un point de vue académique, sur la validité de l'estimation des flux d'infiltration à partir des modèles globaux de bassins versants qui avait été exprimée au cours de la première phase de tierce expertise [5]. De même, lors de l'estimation des surfaces de MCO offertes à l'infiltration, il semble que les quatre MCO du site ont été prises en considération alors que celle de La Soumagne n'est pas reliée aux TMS et que celle d'Augères en est isolée par des serremments et un bouchon de puits. Cette imprécision sur les débits entrants potentiels, relevée par l'IRSN dans le rapport BURGEAP, n'est pas discriminée par ce bilan mais semblerait perdre de l'importance. Il faut cependant garder à l'esprit que ces conclusions reposent sur l'importance du

débit collecté par les galeries de TMS par rapport au débit probable des MCO, toutes choses égales par ailleurs, et notamment la charge en radionucléides des eaux.

Le même exercice, en supposant maintenant une incertitude sur les concentrations des eaux en fonction de leur origine amène à plus de prudence, surtout pour ce qui concerne l'évolution du système à long terme. Dans le tableau 4.5 du rapport du BURGEAP, les concentrations en radium 226 et en uranium 238 semblent augmenter avec le temps. Cette tendance est plus marquée pour l'uranium dont la concentration double en 7 années. Cette eau, collectée par des TMS vient des chantiers de St Sylvestre et de ceux des Tenelles, est représentative de la partie superficielle de l'aquifère (cf. figure 4-10). L'eau concernée est donc *a priori* surtout représentative de l'eau qui alimente le système hors des périodes d'étiage ou du « bruit de fond » pour reprendre la terminologie utilisée dans le rapport BURGEAP. Cette eau représente la part la plus importante du débit avec  $112 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , ce qui lui donne un rôle majeur dans la concentration finale des eaux d'exhaure. Si ce raisonnement est correct, il conviendrait de choisir ces valeurs de  $0,6 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$  pour le radium 226 et  $0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  pour l'uranium 238 dans les calculs d'estimation des concentrations, au lieu de celles correspondant aux captages d'eau potable, respectivement  $0,1 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$  et  $0,012 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . Suivant cette hypothèse, les concentrations théoriques moyennes en sortie du système seraient alors de  $1,12 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$  en radium 226 et  $1,33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  pour l'uranium 238, ce qui a pratiquement le même effet que de multiplier les débits d'eau au travers des MCO par un facteur 10 (cf. tableau 4-9). Comme précédemment, le modèle n'est guère sensible et cela provient de la prépondérance du flux d'eau collecté par les galeries continuellement noyées des TMS.

Concernant cette approche par bilan de flux, il n'est pas possible de l'utiliser afin de connaître l'influence de l'ensemble d'un site car les flux d'eau ayant transité par les matériaux stériles déposés en surface, soit en verses, soit en matériaux de remblaiement, ne sont pratiquement jamais pris en compte. Les bilans d'activités relâchées dans l'environnement ne prennent en compte que les eaux collectées, et l'oubli de ce terme provenant des stériles altère la qualité de l'estimation de l'impact des sites.

En effet, ces stériles francs ou de coupure, représentent de grandes surfaces soumises à l'action des eaux météoriques, et par voie de conséquence à l'altération et à la lixiviation des minéraux contenus. Ces verses constituent un réservoir à sulfates, produits par l'altération des pyrites, à uranium et à radium. La verse V105 de Bellezane est drainée naturellement en pied et les eaux sont traitées mais, en général peu d'entres-elles sont contrôlées par les systèmes de collecte des eaux installés sur les sites.

Ce terme source est amené à perdurer pendant un temps plus ou moins long, en fonction de la réserve disponible en minéraux oxydables. A priori, ce sont les faces des blocs exposées à l'altération qui sont susceptibles de relâcher des radionucléides. La cinétique de cette altération est mal connue, ce qui ne permet pas d'extrapoler dans le temps le taux d'activité relâchée. Au mieux est-il possible de considérer que la production de radionucléides devrait diminuer dans le temps, sous réserve que les conditions physico-chimiques au voisinage des matériaux ne varient pas. Cette réserve peut d'ailleurs

être étendue à l'ensemble des dépôts de stériles, qu'ils soient disposés en versés ou utilisés en comblement des anciennes MCO.

**Remarque :** Ce paragraphe pourrait être étendu à la connaissance des résidus miniers stockés dans les MCO, tant pour ce qui concerne leurs caractéristiques physiques au vieillissement pour connaître leur rôle dans les transferts d'eau, que de leurs caractéristiques chimiques pour proposer des modèles de relâchement des radionucléides. Les caractérisations en cours sur le site de Bellezane ou peut être celles à venir sur le site du Brugeaud devraient permettre de répondre à ces points.

Pour ce qui concerne l'impact local de court terme des stériles présents sur les sites, en versés ou remblaiement, il faut considérer qu'ils sont en relation hydraulique avec les ruisseaux, directement lorsqu'ils en constituent les berges, par le ruissellement ou par l'intermédiaire des arènes granitiques. Ces arènes sont aussi l'endroit où sont implantés des puits fermiers ou des sources qui peuvent être situés en leurs avals hydrauliques. Un plan de surveillance des eaux souterraines devrait inclure aussi cet aspect plutôt que de rechercher des débits de fuites dans le granite ou dans les zones d'appel des galeries drainantes des TMS.

#### **4.4.7 LES RESEAUX DE SURVEILLANCE, MINE OU APRES MINE**

Généralement il n'existe pas d'ouvrages dédiés à la caractérisation des écoulements dans le milieu souterrain. Sauf cas particuliers comme Bellezane, Montmassacrot, ou encore les piézomètres ES 70 et ES 71 du SIB, ce sont des ouvrages préexistants qui sont, ou étaient, suivis. Les puits dits fermiers sont souvent implantés dans les arènes et bien souvent sur des points hauts par rapport aux points de surverse. De ce fait, les petits apports éventuels par les « fuites » n'ont que très peu de chance d'être décelés. En revanche, certains sont placés en aval des stockages, comme PTS 41 et PTS 42, à l'est de la MCO du Brugeaud dans des arènes sur le SIB, et sont sous l'influence conjuguée des stockages de résidus et des stériles. Ils sont malgré cela, généralement faiblement impactés.

Les puits fermiers étaient préexistants sur les sites et suivis essentiellement afin de vérifier l'impact en cours d'exploitation des travaux miniers. De ce fait, ils sont très souvent positionnés sur des points hauts au-dessus des galeries souterraines. Dans cette configuration, ils devraient être alors dans les zones d'appel de l'eau créé par les galeries et en aucun cas ne pourraient être affectés par des eaux sortant du système de drainage. Si cette affirmation est avérée, l'observation sur le PTS 52 du site de Pény est étonnante. Ce puits est *a priori* hors de portée d'une verse mais il est dit faiblement impacté par du sulfate par BURGEAP. C'est d'autant plus étonnant qu'il a été rapporté, lors de la visite sur site du GT1 en mai 2007, qu'un puits à proximité de PTS 52 avait été asséché lors de la réalisation d'une galerie de liaison entre le quartier Pény et le quartier Margnac. Bien qu'en situation hydraulique un peu différente de celle existant lors de la réalisation de la galerie, la vidange gravitaire actuelle crée toujours une zone d'appel de l'eau de surface vers la galerie sous-jacente dans la zone où se situe ce puits « asséché ».

A *priori*, et suivant la démarche déjà adoptée par AREVA NC, la surveillance des puits en situation haute, et donc en amont hydraulique des sites, pourrait être abandonnée en faveur de ceux qui sont directement en aval des anciennes installations minières. L'analyse de l'IRSN n'est pas exhaustive et la proposition du plan de surveillance des eaux souterraines devrait être revue par AREVA NC afin d'être mieux focalisé sur les effets des vers. En revanche, à l'exception des sites de Montmassacrot et du SIB, où il est déjà avéré un impact des eaux souterraines profondes, il ne semble pas très réaliste d'espérer mettre en évidence des « fuites » en provenance des eaux profondes de TMS qui, de toutes les manières, ne devraient apporter que peu d'impact environnemental en plus des autres sources potentielles de contamination des eaux de surface telles que les vers.

#### **4.4.8 SUR LES STOCKAGES DE RESIDUS, AUJOURD'HUI ET LEUR EVOLUTION**

Les stockages de résidus dans les MCO sur les sites de Montmassacrot, SIB et Bellezane, sont une des composantes du système hydraulique. Les MCO utilisées sont, pour la plupart, en relation directe avec les TMS dont elles sont le prolongement suivant la verticale. Afin de contenir les résidus miniers dans les excavations, les fonds de MCO ou les galeries au jour ont été obturés par des dalles ou des serrements. Dans le cas de Montmassacrot ou Bellezane, cette dalle peut être perforée afin de permettre l'égouttage des résidus. Dans le cas du SIB, les TMS ont été isolés par des serrements. Ces dispositifs interviennent dans le fonctionnement hydraulique de l'ensemble TMS/MCO.

Même faible en théorie, comme vu plus haut, la contribution de ces MCO à l'activité totale drainée par le système ne peut être ignorée du fait que ce sont des stockages. La démarche d'évaluation adoptée par AREVA de la contribution de ces MCO remplies de résidus à l'activité totale relâchée par les sites par une modélisation simplifiée des bilans de flux prête à critique. Entre-autres, l'hypothèse qui consiste à assimiler les flux verticaux au travers des résidus indépendamment du contexte hydrogéologique est peu crédible, surtout si l'on considère les données nouvelles acquises sur le site de Bellezane. L'IRSN pense que cette hypothèse, pour fautive qu'elle soit, est majorante. Il est donc légitime de penser aujourd'hui que leur impact est pratiquement négligeable en comparaison de celui des eaux de TMS. La meilleure connaissance des systèmes hydrogéologiques du SIB et de Bellezane qui sera issue des travaux complémentaires de caractérisation des circulations d'eau entre les MCO et les TMS qu'a démarré AREVA NC à la suite des travaux du groupe de travail GT1 devrait permettre à court terme de préciser la contribution des MCO à l'impact des sites. Ces travaux devraient aussi permettre de confirmer que l'étanchement des surfaces n'apporterait pas d'amélioration significative à la qualité radiologique des eaux des exhaures gravitaires.

Il n'est rien dit de vraiment convaincant dans les rapports à disposition de l'IRSN sur l'évolution attendu des stockages sur le long terme et il n'est pas raisonnable de faire l'impasse sur ce point. C'est pourquoi il serait utile de proposer des modèles de comportement physicochimiques des résidus qui, mis en œuvre conjointement avec les modèles améliorés de bilan de flux vus plus haut, permettraient d'apporter les éléments nécessaires à la réflexion sur l'évolution des activités dans les eaux collectées. Si de tels modèles simplifiés ne sont pas suffisants, la construction de modèles plus élaborés de fonctionnement hydrogéo-chimique des mines après leur fermeture sera nécessaire. Les enseignements

qu'il sera possible de tirer du programme de caractérisation du site de Bellezane aujourd'hui démarré à la suite des analyses de la phase 1 de la tierce expertise [5] devrait permettre d'apporter les éléments nécessaires à la justification des simplifications utilisées dans les modèles. Ce programme de caractérisation porte sur la connaissance des différents pôles d'eaux, le suivi hydraulique du système de drainage et l'élaboration d'un modèle de fonctionnement géochimique du système total.

Sur le même registre du comportement de long terme, alors que les stabilités de digues ont été étudiées, il n'est rien dit sur le comportement des systèmes de confinement. Par exemple, le matériau des résidus étant très fin, il peut être mobilisé facilement par les mouvements de l'eau, et en particulier là où peuvent se développer de forts gradients hydrauliques. De telles zones existent potentiellement près des trous réalisés dans la dalle de fond de la MCO 105 à Bellezane s'il existe un cycle de remplissage et vidange de la MCO. L'effet attendu de ces mouvements pourrait être un soutirage des matières stockées pouvant, à terme, provoquer des désordres dans la géométrie initiale du stockage. Des réponses partielles sur les respirations hydrauliques des stockages en phase de hautes eaux et de basses eaux devraient être prochainement apportées. De même, les serrements en galeries comme au SIB isolent hydrauliquement deux quartiers dont les charges hydrauliques sont très différentes. Par exemple, les conséquences d'une défaillance de l'un deux ne sont pas connues. Si un serrement cède, que deviendra la MCO si elle se vide partiellement de son contenu, et que deviendront les résidus qui envahiront les galeries connectées au puits P2 ?

Cette proposition de scénarii sert seulement à illustrer l'analyse de l'IRSN et, avant même de penser à étudier ces phénomènes, l'évaluation *a priori* des conséquences serait un bon guide pour argumenter sur la nécessité ou non de les approfondir un peu plus ou, pourquoi pas, réfléchir à d'autres.

## 4.5 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 4

- [1] AREVA NC - Bilan décennal environnemental 1994-2003, décembre 2004
- [2] BURGEAP - Montmassacrot, Site Industriel de Bessines, Le Fraisse, Fanay-Augères, Margnac-Pény, Site de Bellezane - Expertise hydrogéologique et préconisations pour le site de stockage de sédiments et de boues RTr0053a/A16523/CTrZ060417 du 30/10/2006
- [3] D. PIERLOT et M. CUNEY - CREGU 1994-Comparaison des systèmes hydrogéologiques naturels en terrains granitiques
- [4] BRGM (2006). Bessines-sur-Gartempe (87) - Tierce-expertise du bilan de fonctionnement décennal des installations COGEMA. Rapport final BRGM/RP-54976-FR d'octobre 2006
- [5] IRSN (2007). Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREAV NC - 1<sup>ère</sup> partie : stockage de Bellezane et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord. Rapport DEI/2007-01

## 5 CARACTERISTIQUES RADIOLOGIQUES DU MILIEU NATUREL

Par définition, l'industrie minière exploite des ressources naturelles. La quantification de son impact en terme de dispersion de la ressource exploitée et des éléments associés est donc rendue délicate par le fait que tous ces éléments sont des substances naturellement présentes dans l'environnement et qu'il est difficile de quantifier la part réellement attribuable à l'exploitation. Pour pallier cet inconvénient, il convient de travailler en valeur ajoutée, c'est-à-dire de retrancher des mesures conduites dans l'environnement les valeurs représentatives du bruit de fond local. Ce besoin de connaissances est apparu avec l'émergence de l'intérêt général en faveur de la protection de l'environnement.

Dans le cas précis de l'exploitation de l'uranium en Limousin, le défi à relever consiste à évaluer les conséquences radiologique de la dispersion dans l'environnement de l'uranium et de ses descendants en particulier dans la phase postérieure à l'exploitation telle que nous la connaissons aujourd'hui.

La prospection et l'exploitation de l'uranium au sein de la Division Minière de la Crouzille ayant débuté dans les années 40, la caractérisation de l'environnement avant travaux n'a pas donné lieu à des investigations, celles-ci n'étant pas fixées de manière réglementaire. Il s'avère par conséquent que toutes les évaluations d'impact relatives aux travaux miniers se heurtent aujourd'hui à la difficulté de définir un milieu naturel de référence représentatif du contexte uranifère avant exploitation.

En l'absence de niveaux de référence (ou « point zéro »), la démarche généralement retenue est une approche relative consistant à comparer la valeur de paramètres analysés en amont et en aval plus ou moins immédiats des installations. Cette démarche ne pose pas de problème particulier lorsque l'impact de l'installation en question est important, c'est-à-dire qu'il conduit à une augmentation de la valeur du paramètre observé de l'amont vers l'aval largement en dehors de sa gamme de variation naturelle. En revanche, lorsque l'évolution est faible à très faible, son attribution à l'exploitation minière est plus délicate. Elle impose notamment qu'aucune autre source d'évolution ne puisse être mise en avant. Cette hypothèse peut partiellement être vérifiée via la réalisation de bilans de masse entre les trois pôles que constituent, l'amont, le rejet et l'aval. Dans ce contexte, l'identification des points de référence amont s'avère délicate et souvent sujette à caution.

Dans le BDE [1], AREVA NC présente des points de référence correspondant à des situations amont des activités minières mais qui, dans certains cas ne peuvent être considérés de manière absolue comme hors influence minière (actuelle ou passée).

Pour les différents compartiments susceptibles d'être impactés par les sites miniers, à savoir l'eau de surface, les sédiments, les sols, l'air, les végétaux (terrestres et d'eau douce) et la chaîne alimentaire, l'IRSN a tenté, sur la base des données issues des documents cités en référence de ce chapitre, d'établir un référentiel radiologique plus global.

## 5.1 EAUX DE SURFACE

Les eaux de surface potentiellement impactées par les activités minières et pour lesquelles des niveaux de référence sont à rechercher concernent les cours d'eau et retenues en aval des installations minières et plus particulièrement en aval des rejets miniers.

L'eau étant un milieu relativement homogène, les écarts de composition radiologique entre les eaux de retenues ou de cours d'eau sont *a priori* faibles, tout au moins lorsqu'on s'intéresse à la fraction dissoute. Par conséquent les valeurs de référence acquises dans les cours d'eau ou dans les retenues, en amont des secteurs miniers, peuvent indifféremment être confrontées aux valeurs de cours d'eau ou de retenues sous influence minière.

### 5.1.1 DONNEES AREVA NC

Le suivi du milieu de référence repose sur les points mentionnés dans le tableau 5-1.

*Tableau 5-1 Localisation des points de surveillance d'AREVA NC pour la détermination de la composition radiologique des eaux de surface en amont des installations minières*

Bassin versant	Point de prélèvement
Couze	Couze en amont de l'étang du Mazeaud
Ritord	Etang du Gouillet
Vincou	Ruisseau d'Henriette en amont du site d'Henriette Ruisseau des Sagnes en amont du site des Sagnes
Gartempe	Gartempe à Coulerolles en amont des sites

### 5.1.2 ANALYSE IRSN

Dans le cadre du premier travail de tierce expertise relatif au bassin versant du Ritord [2], l'IRSN avait été amené à évaluer la pertinence des points de prélèvements sélectionnés par l'exploitant pour caractériser le milieu naturel. La principale remarque concernait la prise en compte de l'étang du Gouillet comme point de contrôle représentatif du milieu naturel, du fait notamment de l'existence du rejet de Saint Sylvestre directement dans la retenue jusqu'au début des années 80 et de l'impact potentiel des sites de Gorges-Saignedresse et du Fraisse [2]. Si un point ayant reçu les rejets de sites miniers ne peut rigoureusement être considéré comme représentatif du milieu naturel de référence, un examen de la qualité des eaux en ce point depuis l'arrêt des rejets peut permettre de vérifier si les niveaux d'activité mesurés sont aujourd'hui, proches de celles du milieu naturel non impacté. Ceci nécessite de connaître les caractéristiques radiologiques d'eaux hors de toute influence minière.

Afin de se positionner véritablement en amont hydraulique des installations minières, l'IRSN a recherché dans la bibliographie des données sur la composition radiologique des eaux hors de toute influence potentielle des sites miniers. La présence de sites miniers en tête de bassin versant du Ritord avait conduit l'IRSN à orienter ses recherches en dehors des limites de celui-ci. Dans la mesure où les

paramètres analysés en aval des installations concernent quasi exclusivement l'uranium et le radium ces seuls éléments ont été recherchés pour la caractérisation du milieu de référence.

Le tableau 5-2 récapitule les données recensées dans la littérature susceptibles d'être retenues pour définir le bruit de fond de l'activité en uranium et en radium des eaux de surface de la zone géographique correspondant à la division minière de la Crouzille. Dans la littérature consultée, l'IRSN a constaté que des paramètres non considérés dans le suivi d'AREVA NC tels que les activités alpha ou bêta totales sont parfois examinés. Ces données, de même que celles se rapportant au plomb 210, ne sont pas reportées car elles ne sont pas utilisées spécifiquement dans l'expertise.

Par ailleurs, bien que l'absence d'influence des sites des Gorges-Saignedresse et du Fraise sur l'étang du Gouillet n'ait pu être démontrée [2], les résultats de l'analyse des eaux de cette retenue ont été également reportés, l'objectif étant de vérifier la recevabilité du choix de l'étang du Gouillet comme point de référence par AREVA NC. L'IRSN rappelle que ces sites sont partiellement implantés dans le bassin versant du Ritord mais que les points de résurgence des TMS se situent dans le bassin versant de la Couze limitant ainsi l'impact sur l'étang du Gouillet. Par ailleurs, la possibilité de fuites du massif drainant le site du Fraise ainsi que la présence d'eau de pied de verse au niveau de la MCO B, soulignées dans le chapitre 4, apparaissent susceptibles d'exercer une influence sur l'étang du Gouillet. Cette influence, si elle existe, n'est vraisemblablement pas détectable dans l'eau. L'influence sur la qualité des sédiments reste, elle, à déterminer (cf. § 5.2.2).

*Tableau 5-2 Activités dans les cours d'eau ou retenues en amont des sites miniers*

Site	Source	Uranium 238 (mBq.L <sup>-1</sup> )		Radium 226 (mBq.L <sup>-1</sup> )	
		Dissous	Particulaire	Dissous	Particulaire
Etang de Beaune	[7]	7			
Etang de Beaune	[8]	7,2		< 40	
Source du ruisseau Henriette	[5]	4		7	
Amont mine Henriette		10		10	
Couze	[10]	6 ± 2	6 ± 2	6,7 ± 0, 2	7,1 ± 0, 3
Vienne à Limoges		5 ± 2	7 ± 1	2,9 ± 0, 2	7,7 ± 0, 1
Etang des Sauvages		2 ± 1	< 1	4 ± 1	0, 5 ± 0, 1
Gartempe à Folles		3 ± 2	14 ± 2	1,2 ± 0, 1	12 ± 3
Ruisseau des Dauges		8 ± 2	7 ± 2	11,8 ± 0, 4	17,2 ± 0, 4
		9 à 15	3 à 22		
Etang du Gouillet*	[3]	11,3 ± 0,8	3,8 ± 0,7	10 ± 2	1,1 ± 0, 2
	[9]	10			

\* considéré en amont de sites miniers depuis l'arrêt du rejet de Saint Sylvestre (1981)

L'analyse des données issues des références [10] et [11] avait abouti à la conclusion formulée dans le premier rapport de tierce expertise [2] comme suit : «l'activité en uranium 238 dissous est de l'ordre de 0,01 Bq.L<sup>-1</sup> en amont des rejets miniers. L'activité en radium 226 dissous est très variable, elle est comprise entre 0,001 et 0,02 Bq.L<sup>-1</sup>».

Les données extraites des rapports complémentaires consultés à l'occasion de la seconde phase de la tierce expertise confirment l'ordre de grandeur des activités volumiques en uranium 238 et radium 226 dans les eaux de surface non influencées par les sites miniers.

En ce qui concerne les formes particulières de l'uranium et du radium, on remarque que dans la plupart des cas, il y a peu de différence entre leurs activités volumiques et celles des formes dissoutes. Cependant, l'eau de l'étang du Gouillet révèle, selon l'origine des valeurs, des écarts jusqu'à un ordre de grandeur avec une teneur en uranium et radium particulières plus faible. C'est l'inverse qui est observé à Folles sur la Gartempe, où les teneurs en formes particulières excèdent d'un facteur 10 les teneurs en espèces dissoutes.

Ceci conduit à s'interroger que la pertinence du choix des données associées à Folles et à l'étang du Gouillet pour caractériser le milieu naturel de référence relativement aux formes particulières.

Compte tenu des mesures effectuées dans le cadre de la surveillance des sites qui ont concerné par le passé en priorité les formes dissoutes et compte tenu de la spéciation de l'uranium et du radium dans l'environnement, la caractérisation du milieu naturel se limite aux formes solubles. Ainsi, la variabilité observée sur l'activité des formes particulières ne porte pas à conséquence à ce stade de l'analyse.

## 5.2 SEDIMENTS

Comme cela a été montré au cours de la première phase de la tierce expertise [2], le compartiment sédimentaire est particulièrement sensible. En effet, les sédiments de lac ou d'étang constituent un véritable piège pour les radionucléides associés aux particules limitant ainsi leur dispersion dans l'environnement. Ce piégeage sur des sédiments ou vases est le principal processus d'accumulation de radionucléides qui peut se traduire par des marquages significatifs.

### 5.2.1 DONNEES AREVA NC

L'analyse de sédiments en amont des installations minières n'est pas introduite de manière systématique dans la surveillance environnementale assurée par AREVA NC. Il est à noter que la surveillance de la qualité radiologique des sédiments ne s'inscrit, à l'exception de celle du Lac de Saint-Pardoux et du bassin versant de la Gartempe, dans aucun cadre réglementaire (cf. Chapitre 3).

Les données présentées par AREVA NC (uranium 238, radium 226 et plomb 210) sont rappelées indépendamment pour chaque sous bassin versant de la Gartempe (Couze, Vincou, Ritord) puis pour le bassin versant de la Gartempe en distinguant, autant que possible, les valeurs associées à des sédiments d'étang de celles correspondant à des prélèvements dans des rivières ou ruisseaux. On peut d'ores et déjà noter qu'il n'existe pas de valeurs de référence pour des sédiments d'étangs en amont des activités minières *stricto sensu* dans les trois sous bassins versants de la Gartempe.

### Bassin versant de la Couze

Le bassin versant de la Couze bénéficie d'un unique point de contrôle en amont des mines ; ce point se situe sur la Couze, au niveau du moulin de Jeanmeyrat. Les résultats des mesures conduites en ce point sont reportés dans le tableau 5-3.

*Tableau 5-3 Composition radiologique des sédiments de la Couze en amont des installations minières, au moulin de Jeanmeyrat (données AREVA NC).*

date	Activités massiques (Bq.kg <sup>-1</sup> m.s.)			Rapport isotopique
	Uranium 238	Radium 226	Plomb 210	Radium 226/Uranium 238
1994	160	160	120	1,00
2001	62	100	90	1,62
2001	74	120	30	1,62
2005	59	114	95	1,95
2006	74	130	110	1,75

### Bassin versant du Ritord

Il n'existe pas, dans le BDE [1], de caractérisation de la qualité radiologique de sédiments prélevés dans des ruisseaux ou étangs du bassin versant du Ritord, en amont des installations minières.

### Bassin versant du Vincou

Les données en amont des sites miniers fournies par AREVA NC (tableau 5-4) correspondent à des valeurs ponctuelles mesurées en 2001 et 2002 sur deux des trois ruisseaux d'alimentation de l'étang de la Cruzille : Henriette et Chabannes ainsi que sur l'étang des Sagnes, retenue située sur le troisième ruisseau d'alimentation, le ruisseau des Sagnes, en amont du site minier des Sagnes.

*Tableau 5-4 Composition radiologique de sédiments prélevés sur les ruisseaux d'alimentation de l'étang de la Cruzille ou étang, en amont de l'influence minière (données AREVA NC)*

Date	Désignation	Nature	Activités massiques (Bq.kg <sup>-1</sup> m.s.)			Rapport isotopique
			Uranium 238	Radium 226	Plomb 210	<sup>226</sup> Ra/ <sup>238</sup> U
2001	Ruisseau d'Henriette		74	130	120	1,76
2002			74	140	130	1,89
2001	Ru venant de Chabannes	sédiments	161	110	80	0,68
2002			124	110	80	0,89
2002	Etang des Sagnes, aval chantier Sagnes Sud					
	- au niveau des sources	vases	334	390	1560	1,17
	- au niveau du déversoir	vases	247	240	1020	0,97

## Bassin versant de la Gartempe

Les données mentionnées par AREVA NC en amont des installations minières pour le bassin versant de la Gartempe sont issues de mesures faites à Coulerolles sur la Gartempe ainsi que sur le ruisseau du Mas, affluent de la Gartempe, en amont du site de Montmassacrot (tableau 5-5).

*Tableau 5-5 Composition radiologique de sédiments prélevés sur la Gartempe, à Coulerolles, en amont des installations minières et dans le ruisseau du Mas en amont du site de Montmassacrot (données AREVA NC)*

	Date	Activités massiques (Bq.kg <sup>-1</sup> m.s.)			Rapport isotopique
		Uranium 238	Radium 226	Plomb 210	<sup>226</sup> Ra/ <sup>238</sup> U
C O U L E R O L L E S	1992	63	85		
	1994	33	40	< 20	1,2
	1995	12	25	25	2,08
	1996	16	30	50	1,9
	1997	49	50	80	1,02
	1998	49	60	20	1,2
	1999	< 123,6	120	< 200	
	2000	49,4	30	50	0,6
	2001	< 49,4	60	< 30	
	2002	< 50	34	< 50	
	2003	< 50	37	< 35	
	2004	< 70	40	< 70	
	2005	< 43,6	43,2	53,7	
2006	49	50	< 30	1,02	
R U D U M A S	1996	46	55	120	1,2
	1997	87	60	60	0,7
	1998	222	420	20	1,9
	1999	61,8	80	50	1,3
	2000	< 61,8	80	< 80	
	2001	61,8	50	40	0,8
	2002	80,5	59,2	109	0,73
	2003	< 54	58	41	
	2004	30	70	90	2,3
2005	71,4	86,5	88,8	1,2	
2006	74	70	120	0,9	

Des données complémentaires obtenues au cours d'une campagne ponctuelle réalisée en 2004 sont fournies sur différents ruisseaux considérés par AREVA NC comme non impactés par les activités minières. Elles sont synthétisées au tableau 5-6. Les données sur les sédiments de l'étang de Puy de l'Age à l'arrivée d'un ruisseau amont du site de même nom datent, elles, de 2002.

Tableau 5-6 Composition radiologique des sédiments de différents ruisseaux considérés comme non impactés par les activités minières (données AREVA NC)

Point	Désignation	Nature	Activités massiques (Bq.kg <sup>-1</sup> m.s.)			Rapport isotopique
			Uranium 238	Radium 226	Plomb 210	<sup>226</sup> Ra/ <sup>238</sup> U
Malabard n° 1	Début du ruisseau de Malabard	sédiments	111	190	150	1,7
Malabard n° 2	Ruisseau de Malabard 5 km en aval du point n° 1	sédiments	74	140	110	1,9
Chanteloube Est n° 1	Ruisseau de Chanteloube 7 km en aval du village	sédiments	< 50	90	70	
Pouillade n° 1	Ruisseau en amont des Pouillades	sédiments	< 50	< 30	< 30	
Pouillade n° 2	Etang des Pouillades 5 m après l'embouchure	sédiments	< 50	< 30	< 30	
Pouillade n° 3	Etang des Pouillades 10 m après l'embouchure	vases	433	410	660	0,9
Cambelevrault n° 1	Etang de Cambelevrault embouchure Sud Ouest	sédiments	62	70	70	1,1
Cambelevrault n° 2	Etang de Cambelevrault embouchure Ouest	sédiments	62	100	110	1,6
Moulin de la Jaurie n° 1	Etang de la Jaurie à l'embouchure	sédiments	< 50	< 30	< 30	
Moulin de la Jaurie n° 2	Etang de la Jaurie 10 m après l'embouchure	vases	173	190	280	1,1
Moulin de Baubiat	Ruisseau en amont de l'ancien moulin de Baubiat	sédiments	62	100	110	1,6
Sagnat	Etang de Sagnat embouchure avec le Mazataud	sédiments	62	60	< 30	1
Sagnat	Etang de Sagnat 10 m après l'embouchure avec le Barrot	vases	198	410	280	2,07
Sagnat	Etang de Sagnat 10 m après l'embouchure avec le Barrot	argiles	321	540	450	1,7
Maillofargueix	Ruisseau en amont étang de Maillofargueix	vases	198	200	1340	1
Maillofargueix	Etang de Maillofargueix à l'embouchure	vases	198	370	710	1,9
Maillofargueix	Etang de Maillofargueix à la bonde	sédiments	74	60	120	0,8
Maillofargueix	Ruisseau en aval étang de Maillofargueix	vases	210	270	540	1,3
Périgord	Etang le Périgord à l'embouchure	vases	150	300	270	2
Puy de l'Age 2	Etang Puy de l'Age à l'arrivée du ruisseau (milieu naturel)	vases	1 520	990	920	0,7

### 5.2.2 ANALYSE IRSN

Comme cela est évoqué dans le rapport de la première phase de tierce expertise et repris plus en détail dans le chapitre 6 du présent document, le compartiment sédimentaire est relativement hétérogène et en particulier lorsqu'il s'agit de sédiments de cours d'eau. L'analyse conduite sur le bassin versant du Ritord [2] à partir des quelques données disponibles [10], [11] avait montré également que l'activité des sédiments des retenues est plus importante que celle des sédiments de cours d'eau en raison notamment de leur plus fine granulométrie. Cet exemple illustre bien le fait que, pour ce qui concerne le compartiment sédimentaire et sur la seule base des niveaux d'activité, des artefacts méthodologiques sont susceptibles d'introduire des différences laissant supposer des impacts là où il n'y en a pas ou encore de masquer des impacts. L'IRSN avait donc proposé une approche complémentaire pour mettre en avant des impacts potentiels. Elle est fondée sur l'existence de déséquilibres au sein de la famille de l'uranium 238, les rapports  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  étant de 0,92 dans l'étang du Gouillet (amont) et de 0,2 dans le lac de Saint Pardoux (aval).

Pour son analyse des valeurs de référence dans le compartiment sédimentaire, l'IRSN a donc choisi de ne pas discuter dans le détail les valeurs avancées (niveaux et rapports d'activité) mais de les analyser dans leur globalité pour en tirer les principales caractéristiques qui pourront être jugées représentatives du milieu naturel.

Globalement l'IRSN considère que les prélèvements de sédiments réalisés par AREVA NC se situent bien en amont de l'influence minière. Des interrogations subsistent sur :

- le ruisseau de Chabannes en raison de l'absence d'indication sur la nature des sédiments prélevés et la localisation du point de prélèvement susceptible de se trouver à proximité du site de la Borderie ;
- le ruisseau des Sagnes, l'étang des Sagnes est situé en aval du site de Sagnes Sud et ne peut de ce fait pas représenter un milieu de référence au sens strict ;
- l'étang de Sagnat qui ne représente pas nécessairement un milieu de référence car situé en aval du site minier de Chanteloube (à 5-6 km) ;
- l'étang de Puy de l'Age qui présente des niveaux d'activité significatifs compromettant potentiellement le caractère non impacté de ce point.

Le tableau 5-7 présente, pour les sites hors influence minière, une synthèse des données sédimentaires complémentaires relevées par l'IRSN dans la littérature.

Les activités en uranium 238 varient entre 180 et 1 148 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. et sont globalement en équilibre avec le radium 226. On note que les activités les plus élevées sont mesurées au niveau de l'étang du Gouillet et d'un de ses ruisseaux d'alimentation : le ruisseau du Guimbelet. Comme cela a déjà été évoqué dans le § 5.1, cette retenue ne peut pas être considérée de manière absolue hors influence minière en raison de la présence des infrastructures des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraise dans son bassin versant d'alimentation. De plus, jusque dans les années 80, le rejet minier de St Sylvestre s'effectuait directement dans la retenue. La chronique des contrôles IRSN de l'activité en uranium 238

met clairement en évidence la disparition de l'impact associé sur la qualité radiologique des eaux mais le temps de résidence des sédiments étant bien supérieur, il est possible que le marquage observé traduise un historique. Néanmoins, l'exploitant a fait part à l'IRSN d'opérations de curage dans l'étang mais en l'absence de précisions il est impossible de déterminer si les sédiments analysés ont été prélevés avant ou après les opérations de curage. L'étude CRIIRAD [8] évoque également la possibilité d'un marquage du ruisseau du Guimbelet par une verse localisée en amont.

A ce jour, l'IRSN n'est pas en mesure d'affirmer que les valeurs observées dans l'étang du Gouillet ne sont pas les conséquences d'un marquage. Une analyse granulométrique des sédiments analysés permettrait probablement de lever ce doute. L'IRSN considère que les raisons invoquées ci-dessous, militent en faveur d'une intégration de ces valeurs à la définition des caractéristiques radiologiques des sédiments du milieu de référence :

- l'analyse des particules en suspension recueillies au niveau de la digue indique que leur composition radiologique est comparable à celle des sédiments analysés dans cette zone [6]. Cette similitude implique que le signal radiologique observé dans les sédiments est récent et ne reflète pas un marquage résultant de l'époque durant laquelle le rejet de Saint Sylvestre se faisait directement dans l'étang ;
- les sédiments prélevés au niveau de la digue sont radiologiquement comparables à ceux prélevés à l'arrivée des ruisseaux nord et du Guimbelet. Si un apport se faisait par ces ruisseaux traduisant un marquage sédimentaire, on devrait observer, de la même manière qu'à Saint Pardoux un gradient d'activité de l'amont vers l'aval de la retenue ;
- les rapports d'activité calculés pour les sédiments de la retenue sont comparables à ceux calculés pour les sédiments des cours d'eau ou des retenues hors influence minière.

Cependant, comme vu notamment au chapitre 4, l'étang du Gouillet, dans sa partie Nord, est susceptible de recueillir les potentielles fuites par le massif du site du Fraisse ou encore les eaux de lessivage de la verse de la MCO B. L'IRSN considère néanmoins, à ce stade de connaissances, que ces sources potentielles ne devraient pas engendrer un marquage détectable au niveau de l'étang. Ceci mériterait cependant une vérification par la réalisation d'une campagne de mesures ponctuelle. Les résultats d'une telle campagne devraient permettre de valider le choix de l'étang du Gouillet comme référence du milieu naturel pour le bassin versant du Ritord.

Tableau 5-7 Activités massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 (Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) de sédiments en amont des sites miniers et rapports isotopiques autres que les données fournies par AREVA NC

Site	Source	Activités (Bq.kg <sup>-1</sup> m.s.)			Rapport isotopique
		Uranium 238	Radium 226	Plomb 210	<sup>226</sup> Ra/ <sup>238</sup> U
Etang du Mazeaud arrivée Couze	[7]	186 ± 14	250 ± 15	190 ± 18	1,3
		183 ± 20	187 ± 16	250 ± 33	1,02
		174 ± 12	243 ± 12	237 ± 16	1,4
		177 ± 32	197 ± 19	260 ± 42	1,1
Rû du Cloud	[8]	180	147	194	0,8
Rû de Chabanne		364	500	522	1,4
		360	444	627	1,23
		355	330	427	0,93
		240	396	299	1,7
Ruisseau du Guimbelet		329	323	414	0,98
Affluent nord ruisseau du Guimbelet		850	635	1 280	0,75
		328	316	435	0,96
Etang du Gouillet	[9]	333			
Etang du Gouillet	[10]	1 148 ± 35	667 ± 19	1 317 ± 50	0,6
Arrivée ruisseau St Sylvestre					
Arrivée ruisseau nord		649 ± 34	548 ± 21	1 084 ± 54	0,8
Arrivée Guimbelet		822 ± 34	819 ± 23	1 642 ± 57	1,0
Digue		756 ± 23	646 ± 9	1 074 ± 25	0,85

### 5.3 SOLS

Les sols ne sont pas analysés dans le cadre du suivi assuré par AREVA NC mais, dans la mesure où des études complémentaires [8], [13] ont mis en évidence des marquages sur des terres de berge ou dans des prairies en aval de rejets miniers, l'IRSN a jugé nécessaire de faire un point sur les niveaux de référence dans ce compartiment. Les valeurs retenues en première approximation sont issues des références [4] et [6] :

- pour la prairie jouxtant l'étang de la Crouzille au niveau du ruisseau des Sagnes : les radionucléides des familles de l'uranium et du thorium sont à l'équilibre autour des valeurs de 200 et 90 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s respectivement ;
- pour les sols à proximité des ruisseaux d'alimentation sud et nord de l'étang du Gouillet : les radionucléides des familles de l'uranium et du thorium sont à l'équilibre autour des valeurs de 220 (sud) et 120 (nord) Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. pour la famille de l'uranium et de 60 (sud) et 80 (nord) Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. pour la famille du thorium.

Ces valeurs sont à considérer avec précaution car, comme dans le cas des sédiments, les caractéristiques physico-chimiques des sols conditionnent les processus de fixation/sorption des

radionucléides. Ces caractéristiques peuvent être très différentes d'un lieu à un autre ce qui rend difficile l'interprétation des rares valeurs mesurées.

## 5.4 AIR

Les valeurs caractéristiques du milieu de référence naturel pour l'air concernent le débit de dose et l'énergie alpha potentielle (EAP) du radon 222 et du radon 220. Une approche de définition des valeurs de référence a été proposée dans le premier rapport de tierce expertise pour le débit de dose et l'EAP radon 222. Cette approche a consisté en la définition de gammes de variation.

Au cours de l'analyse des impacts des sites miniers, notamment sur la qualité de l'air, il est apparu que les gammes de variation précédemment définies étaient trop larges et pouvaient conduire à sous estimer la part anthropique des valeurs mesurées des paramètres. Une nouvelle approche a par conséquent été retenue. Elle consiste à définir des gammes de variation spécifiques pour les principales configurations géographiques (effet de la composition du sous sol sur le débit d'équivalent de dose) et topographiques (effet d'accumulation du radon en fond de vallée).

### 5.4.1 EVALUATION DU DEBIT DE DOSE DE REFERENCE

Dans le cadre de l'évaluation de l'efficacité des dispositifs de couverture du site de Bellezane [2], une gamme de débits de dose comprise entre 100 et 320 nGy.h<sup>-1</sup> avait été retenue en première approximation du niveau de référence. Une proposition de restriction des données à celles acquises postérieurement à 2001 a conduit à proposer une gamme dont la valeur haute est 210 nGy.h<sup>-1</sup>.

### 5.4.2 PROPOSITION D'AREVA NC

Dans le BDE [1], paragraphe 12.1.1, AREVA NC indique qu'il serait intéressant, compte tenu du fait que la Division Minière de la Crouzille est divisée en deux grands ensembles avec un bruit de fond naturel *a priori* nettement distinct, d'installer deux stations de référence supplémentaires<sup>8</sup>, une dans chacun des ensembles identifiés à savoir :

- le secteur Sud regroupant les sites des environnements Fanay-Fraisse et Margnac-Pény à fond radiologique élevé ;
- le secteur Nord regroupant les sites des environnements Bellezane-Montmassacrot et Site Industriel de Bessines à fond radiologique plus faible.

Ont par conséquent été installées :

- au Nord, une station fixe au Moulin des planches, située en fond de vallée sur le ruisseau qui alimente l'étang de Sagnat ;

---

<sup>8</sup> AREVA NC précise que ces dosimètres supplémentaires ne sont utilisés qu'à titre indicatif, les doses efficaces annuelles ajoutées (DEAA) étant calculées à partir des 3 dosimètres situés à Malabard, Jeanmeyrat et Népoulas.

- au Sud, des stations itinérantes, situées pour 2005, au village de Vieille Crouzille ; pour 2006, dans un hameau en aval de l'étang de la Crouzille et nommé Crouzille et pour 2007, au moulin de Rode, dans la commune de Compreignac, en aval du Vincou.

### 5.4.3 ANALYSE IRSN

Pour justifier des différences de fond radiologiques entre les deux secteurs identifiés par AREVA NC, l'IRSN a calculé les valeurs moyennes du débit de dose mesuré au niveau des stations situées au Nord de la Division et au Sud. Les résultats de ces calculs sont regroupés au tableau 5-8.

A l'exception de Vieille Crouzille, les valeurs moyennes des données de débits de dose sont proches et ne permettent pas de mettre en évidence de manière nette, un rayonnement gamma statistiquement plus élevé dans le secteur Sud de la Division.

Tableau 5-8 Valeurs moyennes des débits de dose mesurés aux stations de contrôle du milieu naturel selon leur localisation au Nord ou au Sud de la Division Minière de la Crouzille

		Débits de dose (nGy.h <sup>-1</sup> )		
		Moyenne des données <sup>9</sup>	Valeur minimale	Valeur maximale
Stations situées au nord dans le secteur SIB et BZN-MMT	Morterolles	184	120	260
	Chanteranne	164	120	210
	Chateauponsac	179	110	220
	Moulin des planches	154	140	180
	Toutes stations au Nord	174	110	260
Station intermédiaire Nord-Sud	Malabard	173	110	270
Stations situées au sud dans le secteur Margnac-Pény et Fanay-Fraise <i>* stations itinérantes</i>	Jeanmeyrat	153	130	190
	Nepoulas	202	100	320
	Crouzille (2006)*	200	160	220
	Vieille Crouzille (2005)*	260	190	330
	Toutes stations au Sud	193	100	330

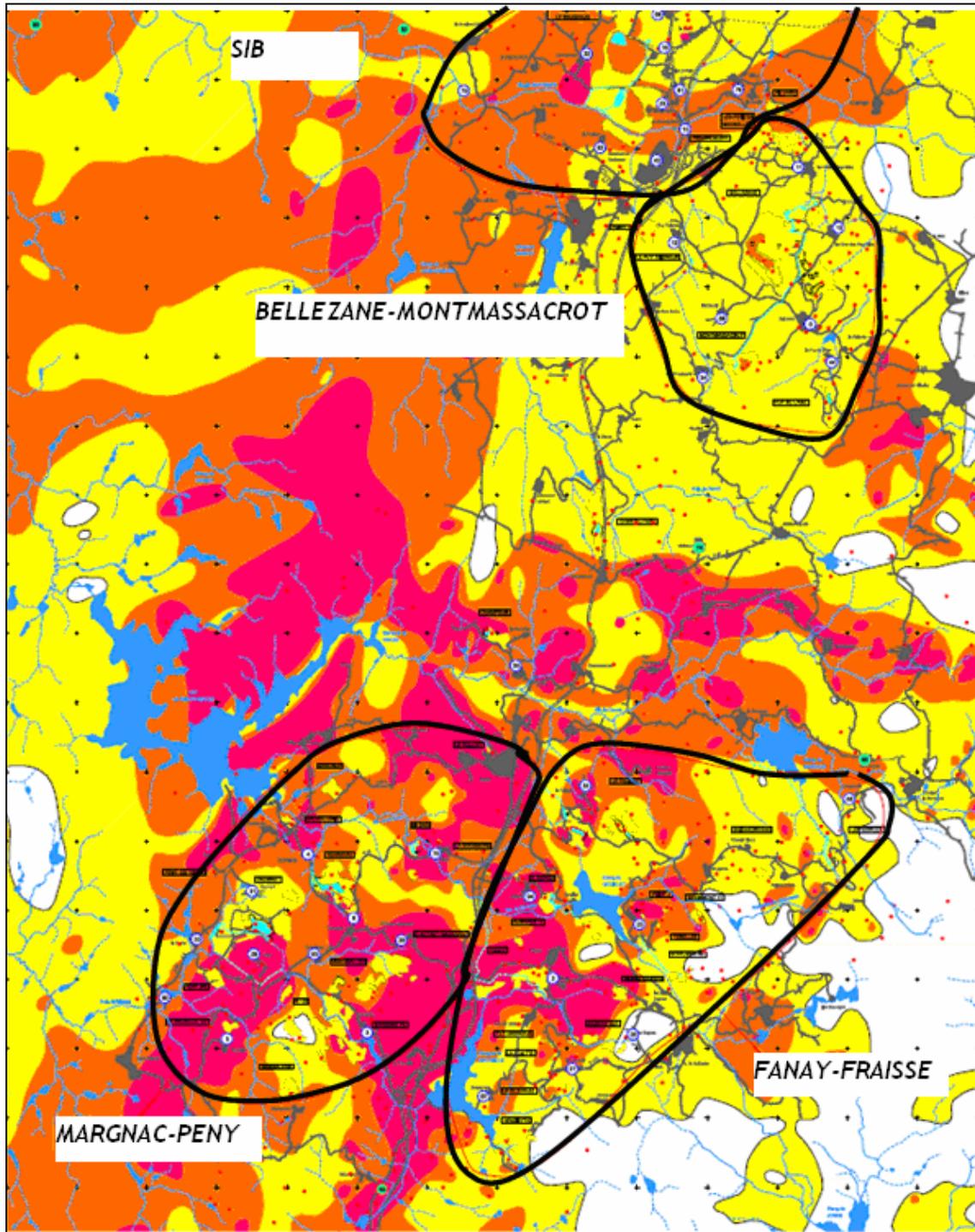
Si les résultats des mesures de débit de dose au niveau des stations de contrôle du milieu naturel ne valent pas démonstration d'un fond radiologique distinct entre la zone Nord et la zone Sud de la Division, la carte présentée par AREVA NC dans le BDE correspondant aux résultats de la prospection radiométrique réalisée sur la Division entre 1958 et 1960 ([1], carte n°2) montre clairement que les

<sup>9</sup> La base de données d'AREVA NC mentionne des résultats de mesure au niveau de 3 autres stations : Moulin de Chabannes, Rilhac-Rancon et Rocherolles. Ces données n'ont pas été utilisées spécifiquement par l'IRSN par manque de précision sur la localisation des points de contrôle. Les valeurs moyennes des débits de dose correspondants (140, 183 et 150 nGy.h<sup>-1</sup>) n'apportent cependant pas d'éléments décisifs supplémentaires par rapport aux stations prises en considérations.

environnements de Margnac-Pény et, dans une moindre mesure, de Fanay-Fraise présentent une radiométrie significativement plus élevée que les environnements de Bellezane-Montmassacrot et du SIB (cf. figure 5-1). Par conséquent, l'IRSN s'interroge sur la représentativité des stations de mesure retenues par AREVA qui ne permettent pas de retranscrire la différence établie par la cartographie.

Afin de tenir compte de ces spécificités, l'IRSN a choisi de retenir pour la définition du bruit de fond :

- la valeur haute de la gamme de variation retenue dans la première phase de tierce expertise [2] pour le secteur **Sud** de la Division, soit **320 nGy.h<sup>-1</sup>** ;
- la valeur haute de la gamme de variation élaborée à partir des résultats sur les stations naturelles récentes, soit **210 nGy.h<sup>-1</sup>** [2] pour le secteur **Nord** de la Division.



CORRESPONDANCE A V P 9 TUBES

White	17 - 20	Red hatched	30 à 34
Yellow	21 à 24	Pink	> 34
Orange	25 à 29		

Figure 5-1 Résultats de la campagne radiométrique autoportée de 1958-1960 et situation des différents environnements (d'après BDE, AREVA NC, 2003)

#### 5.4.4 EVALUATION DES VALEURS DE REFERENCE DES EAP RADON

#### 5.4.5 RADON 222

Au cours de la première phase de la tierce expertise, la question de la valeur de référence pour l'EAP du radon 222 a été abordée à l'occasion de l'analyse des résultats de la surveillance autour du site de Bellezane. Les valeurs retenues correspondent à des gammes de variation définies sur la base de l'ensemble des valeurs obtenues par AREVA NC au niveau des stations de contrôle, qu'elles soient ou non postérieures à 2002, date de modification d'emplacement par AREVA NC :

- 10-74 nJ.m<sup>-3</sup> pour la position sommitale ;
- 18-361 nJ.m<sup>-3</sup> pour la position flanc de coteau ;
- 26-434 nJ.m<sup>-3</sup> pour la position fond de vallée.

L'analyse des chroniques de mesure obtenues au niveau des stations de contrôle du milieu naturel a conduit l'IRSN à revoir cette notion de gamme de variation. En effet, comme le montrent les chroniques d'EAP radon 222 au niveau des stations de référence (figure 5-2), la valeur de ce paramètre est généralement très nettement inférieure à la valeur haute de la gamme retenue en première approximation. L'évolution des moyennes annuelles de l'EAP du radon 222 (figure 5-3) indique des variations moins prononcées qui restent néanmoins très inférieures aux valeurs hautes de la gamme de variation.

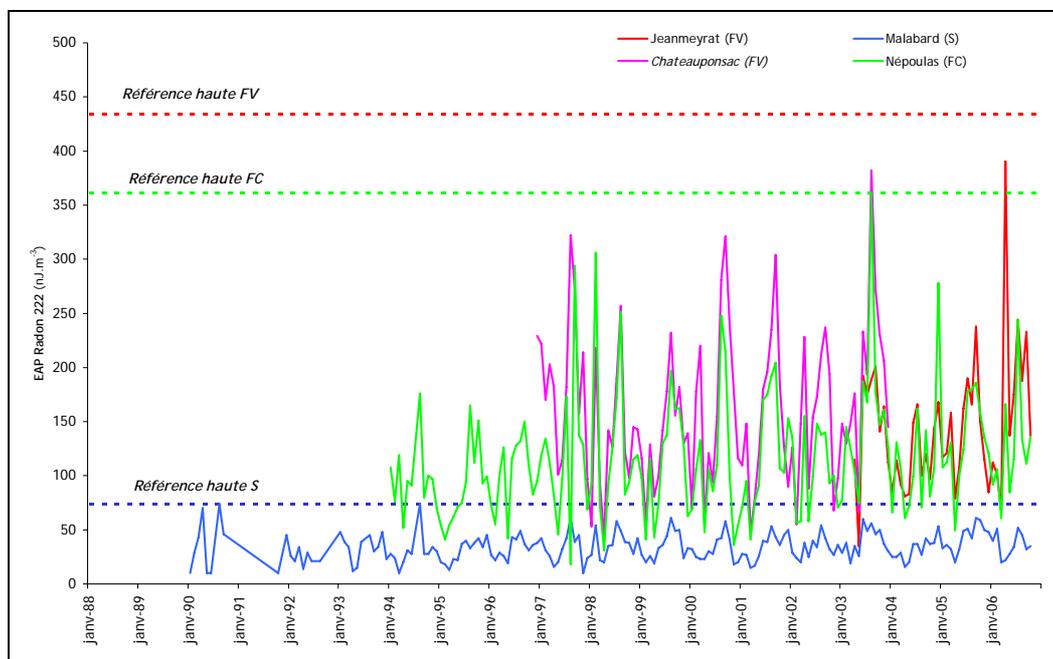


Figure 5-2 Chroniques de mesure de l'EAP radon 222 pour les stations de contrôle du milieu naturel les plus récentes et comparaison avec les valeurs hautes de la gamme de variation

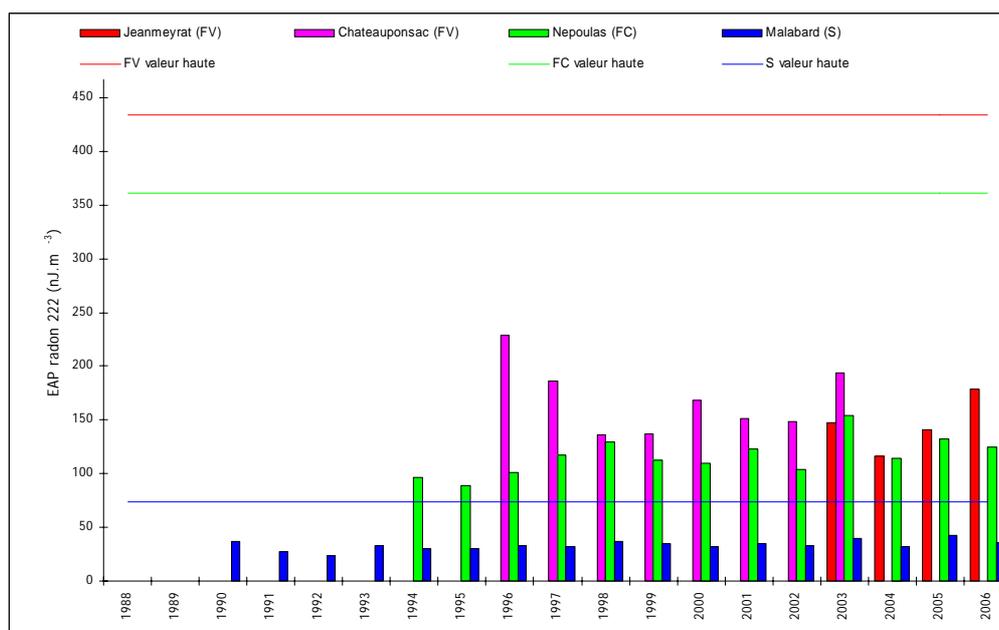


Figure 5-3 Evolution des moyennes annuelles de l'EAP radon 222 pour les stations de contrôle du milieu naturel les plus récentes et comparaison avec les valeurs hautes de la gamme de variation

Ainsi, il apparaît que le choix de retenir la valeur haute de la gamme est discutable dans la mesure où dans grand nombre de cas il conduit à minimiser la part de l'exposition due à une activité anthropique. A défaut de retenir la valeur maximale, de même que la valeur moyenne, l'IRSN retient comme représentatif de l'EAP du radon 222, la valeur maximale des valeurs moyennes annuelles calculées sur toute la période pour les 3 stations récentes, à savoir :

- 43 nJ.m<sup>-3</sup> pour la position sommitale (au lieu de 74 nJ.m<sup>-3</sup>) ;
- 154 nJ.m<sup>-3</sup> pour la position en flanc de coteau (au lieu de 361 nJ.m<sup>-3</sup>) ;
- 178 nJ.m<sup>-3</sup> pour la position en fond de vallée (au lieu de 434 nJ.m<sup>-3</sup>).

On note que l'écart entre les valeurs de référence en position fond de vallée et flanc de coteau est relativement réduit. Ceci pose la question de la pertinence de faire une distinction entre les situations fond de vallée et flanc de coteau.

#### 5.4.6 RADON 220

La démarche adoptée pour définir les valeurs de référence de l'EAP du radon 222 a été appliquée au radon 220. Ainsi, pour les trois situations topographiques (figure 5-4), les valeurs retenues sont :

- 11 nJ.m<sup>-3</sup> pour la position sommitale<sup>10</sup> ;
- 15 nJ.m<sup>-3</sup> pour la position en flanc de coteau ;
- 17 nJ.m<sup>-3</sup> pour la position en fond de vallée.

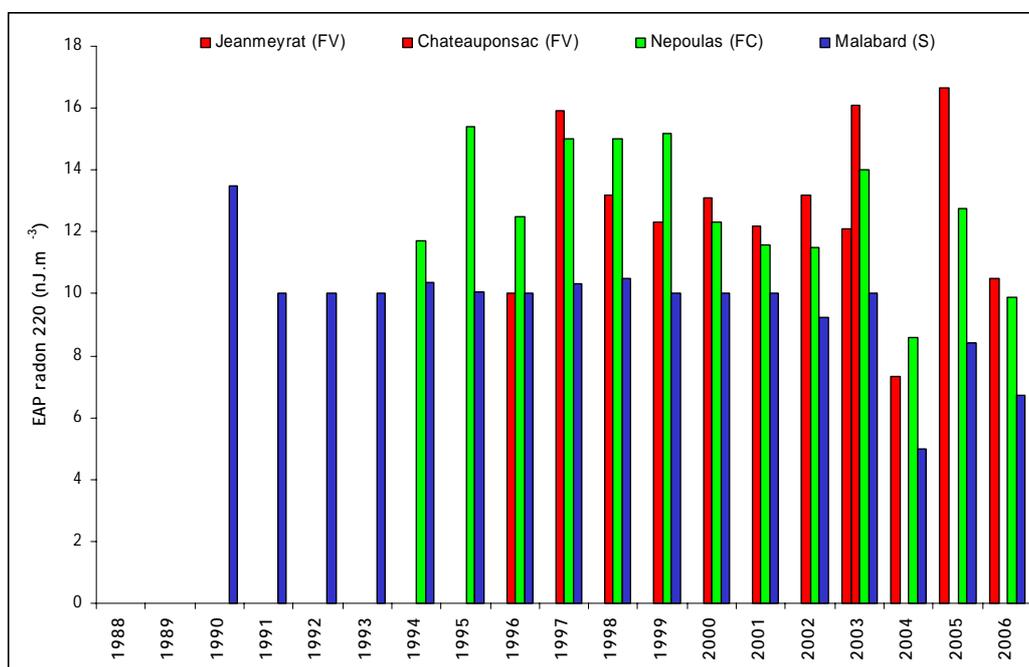


Figure 5-4 Evolution des moyennes annuelles de l'EAP radon 220 pour les stations de contrôle du milieu naturel les plus récentes

## 5.5 BIOINDICATEURS NATURELS ET CHAÎNE ALIMENTAIRE

Dans le cadre de l'évaluation de l'impact sur l'environnement et les populations, AREVA NC réalise des mesures sur les végétaux aquatiques et terrestres ainsi que sur certains constituants de la chaîne alimentaire. La contrainte réglementaire sur ces compartiments étant moins forte que sur l'eau, les sédiments ou l'air, la base de données correspondante est moins importante. En conséquence, l'IRSN dispose d'un nombre restreint d'informations pour établir les niveaux de référence.

### 5.5.1 BIOINDICATEURS NATURELS (VEGETAUX TERRESTRES ET AQUATIQUES)

Les données reportées dans le tableau 5-9 sont issues de la base de données AREVA NC qui dans le BDE n'aborde pas spécifiquement la question de la teneur en uranium 238, radium 226 et plomb 210 dans les végétaux en amont des installations minières.

L'IRSN note que les résultats sont exprimés par masse de végétal frais et sec. Dans l'optique d'une comparaison et en particulier pour des comparaisons amont/aval, l'IRSN ne juge pas pertinent de

<sup>10</sup> La valeur maximale mesurée à Malabard (14 nJ.m<sup>-3</sup>) n'a pas été prise en compte de sorte que la valeur de référence pour la position sommitale soit distincte des valeurs pour les autres situations topographiques

retenir les activités exprimées en masse fraîche dans la mesure où la teneur en eau constitue un paramètre susceptible de varier d'un prélèvement à un autre et d'introduire ainsi des écarts qui ne pourraient pas être reliés à l'existence des installations minières. Dans le cadre de l'évaluation des doses en particulier par ingestion, l'expression des résultats par masse de végétal frais reste néanmoins indispensable mais elle s'applique dans ce cas aux végétaux consommables.

De ces valeurs, l'IRSN retire que les activités dans les végétaux sont généralement faibles et que sur la base des valeurs significative elles ne dépassent pas  $20 \text{ Bq.kg}^{-1}$  de végétal par radionucléide. L'IRSN rappelle que la quantité de données disponibles ne permet pas de faire une analyse statistique pour déterminer les valeurs véritablement représentatives. Ainsi il est possible que la gamme de variation naturelle s'étende au-delà de la valeur de  $20 \text{ Bq.kg}^{-1}$  de végétal mais il est probable qu'elle reste dans cet ordre de grandeur. Compte tenu de l'utilisation restreinte des mesures conduites dans ce compartiment, l'IRSN n'a pas effectué de recherche bibliographique pour valider l'ordre de grandeur retenu.

Tableau 5-9 Activité des végétaux aquatiques de la Gartempe au niveau de Coulerolles et du ruisseau du Mas en amont de Montmassacrot

	Date	Nature	Radium 226		Uranium 238		Plomb 210	
			Bq.kg <sup>-1</sup> sec	Bq.kg <sup>-1</sup> frais	Bq.kg <sup>-1</sup> sec	Bq.kg <sup>-1</sup> frais	Bq.kg <sup>-1</sup> sec	Bq.kg <sup>-1</sup> frais
	11/03/1992	Joncs		7,1		3,7		
C	1994	Herbes	24	2,8	22,8	2,6	28	3,2
O	1995	Herbes	11	1,8	8,9	1,5	28,8	4,8
U	1996	Iris	3,7	0,5	2,5	0,3	38,1	5,2
L	1997	Iris	31,5	3,2	7,1	0,7	7,2	0,7
E	1998	Iris	31,3	2,7	11	0,9	7,5	0,6
R	1999	Baldingera	4,5	1,1	4,5	1,1	4,5	1,1
O	2000	Baldingera	< 2,5	< 0,6	< 6,2	< 1,5	< 10,1	< 2,5
L	2001	Baldingera	6,7	1,1	< 10	< 1,8	< 16,8	< 2,9
L	2002	Baldingera	< 4,8	< 3,3	< 11,9	< 8,1	< 19,2	< 13,1
E	2003	Baldingera	< 9,3	< 2,4	< 19,8	< 5,3	< 31,5	< 8,2
	07/06/2004	Baldingera	< 2,7	< 1,3	< 9,8	< 4,5	6,5	3,0
	10/06/2005	Baldingera	3,6	2,6	< 6,2	< 4,5	< 8,0	< 5,8
R	1996		7,4	1,3	2,1	0,4	18,8	3,3
U	1997		8,5	1,4	1,6	0,3	1,6	0,3
	1998	Joncs	12,9	1,6	3,4	0,4	2,3	0,3
D	1999	Joncs	18,9	3,1	4,1	0,7	23,9	4,0
U	2000	Joncs	14,3	3,3	< 5,5	< 1,3	16,9	4,0
	2001	Joncs	10,6	2,9	< 6,5	< 1,8	< 10,6	< 2,9
M	2002	Joncs	12,0	4,7	< 5,7	< 2,2	< 9,3	< 3,6
A	2003	Joncs	12,3	4,2	< 11,8	< 4,2	< 21	< 7,3
S	07/06/2004	Joncs	34,6	16,5	< 15,7	< 7,5	< 19,1	< 9,1
	21/06/2005	Joncs	14,6	3,1	< 5,0	< 1,1	5,0	1,1
	19/06/2006	Joncs	70,0		< 0,1		< 200	

## 5.5.2 CHAÎNE ALIMENTAIRE

Le tableau 5-10 présente les principaux résultats des campagnes de mesures ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ) réalisées par AREVA NC sur des échantillons de produits de consommation prélevés dans les jardins (pour les fruits, légumes, et volailles), aux robinets des consommateurs (pour l'eau de boisson) et dans une laiterie.

Dans grand nombre de cas, les valeurs obtenues sont en limite de détection. Les valeurs reportées dans le tableau sont donc des valeurs maximales ; en particulier pour le thorium 230 qui est quasi systématiquement en limite de détection.

AREVA NC n'analyse pas de manière globale ces valeurs dans le BDE. L'IRSN relève que pour ce qui concerne les végétaux, les niveaux d'activité relevés sont cohérents avec ceux déterminés pour les végétaux aquatiques et terrestres au § 5.5.1.

Pour ce qui concerne les produits animaux (volailles et poissons), le niveau d'activité relevé est également faible ; tout au plus de l'ordre de quelques becquerels par kilogramme de chair fraîche.

Au contraire, dans l'eau et le lait qui correspondent généralement à des milieux dilués, les limites de détection des techniques d'analyses utilisées ne sont généralement pas adaptées. Cela est particulièrement vrai pour le thorium 230, le plomb 210 et le polonium 210 qui, de plus, présentent une radiotoxicité élevée. Il ressort de ces constats que l'IRSN n'est pas en mesure d'identifier le niveau de référence dans ces matrices.

*Tableau 5-10 Synthèse des activités (Bq.L<sup>-1</sup> ou Bq.kg<sup>-1</sup> frais) relevées dans l'eau, les légumes feuille, les légumes racine, les volailles, les poissons et les produits laitiers en amont des installations minières*

	Lieu de prélèvement	U238	Ra226	Pb210	Po210	Th230
Eau de consommation Bq.L <sup>-1</sup>	Malabard	0,006	0,1	2	2	7
	Nepoulas	0,006	0,1	0,6	0,6	5
	Jean Merat	0,006	0,06	2	2	7
	<b>moyenne</b>	<b>0,006</b>	<b>0,1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>6</b>
Légumes feuilles Bq.kg <sup>-1</sup>	Malabard	0,4	0,2	0,6	0,6	5
	Nepoulas	0,4	0,2	0,7	0,7	6
	<b>moyenne</b>	<b>0,4</b>	<b>0,2</b>	<b>0,6</b>	<b>0,6</b>	<b>6</b>
Légumes racinaires Bq.kg <sup>-1</sup>	Malabard	0,5	0,8	0,9	0,9	6
	Nepoulas	0,6	0,2	0,9	0,9	6
	<b>moyenne</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>0,9</b>	<b>0,9</b>	<b>6</b>
fruits Bq.kg <sup>-1</sup>	Malabard	0,2	0,1	0,4	0,4	5
	Nepoulas	0,2	0,05	0,3	0,3	5
	<b>moyenne</b>	<b>0,2</b>	<b>0,08</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>5</b>
Volaille Bq.kg <sup>-1</sup>	Malabard	0,6	0,3	8		
	<b>moyenne</b>	<b>1</b>	<b>1</b>			
Poisson Bq.kg <sup>-1</sup>	Gartempe (moulin de Villard)			1	0,8	0,3
	<b>moyenne</b>				<b>1</b>	<b>5</b>
Produits laitiers Bq.kg <sup>-1</sup>	Laiterie des Feyes	0,4	0,2	0,7	0,7	5

## 5.6 SYNTHÈSE DES VALEURS DE RÉFÉRENCE

### 5.6.1 EAUX DE SURFACE

L'IRSN retient au titre de valeurs de référence pour les activités volumiques des formes dissoutes et particulaires de l'uranium 238 et du radium 226 dans les eaux de surface, un niveau de l'ordre de 0,01 Bq.L<sup>-1</sup>. Une adaptation de la valeur pour le radium peut s'avérer pertinente suivant le contexte.

### 5.6.2 SEDIMENTS

L'examen de l'ensemble des données assimilées à des valeurs de référence par AREVA NC met en évidence la difficulté de définir, à l'instar de ce qui a été proposé pour les eaux de surface, des valeurs globales valables quel que soit le bassin versant. Cela résulte de la grande diversité dans la nature des sédiments ; notamment en termes de composition physico-chimique et de granulométrie. Par ailleurs, la variabilité du rapport d'activité <sup>226</sup>Ra/<sup>238</sup>U illustre cette diversité mais il peut néanmoins être retenu que globalement les valeurs tournent autour de la valeur d'équilibre.

Il en ressort que l'interprétation des résultats de la surveillance de la qualité des sédiments reste très qualitative et que des efforts doivent être faits pour disposer de valeurs de référence adaptées à chaque situation. Le choix des stations de contrôle du milieu naturel doit faire l'objet d'une justification, justification fondée à la fois sur la nature des matériaux prélevés compte tenu de leur localisation mais également sur les résultats des mesures obtenues au cours de campagnes antérieures. A titre indicatif, il ressort de l'analyse des données admises pour caractériser les sédiments non impactés, qu'un examen couplé de l'activité massique de l'uranium 238 et du radium 226 et du rapport isotopique <sup>226</sup>Ra/<sup>238</sup>U doit permettre d'identifier les situations caractéristiques d'une influence minière. Ainsi, dans le milieu naturel non impacté, le rapport isotopique est généralement voisin de 1 avec des activités massiques pouvant atteindre 800 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. Ainsi, de fortes activités massiques accompagnées d'un déséquilibre (<sup>226</sup>Ra/<sup>238</sup>U << 1) pourront probablement être reliées à une influence minière. La situation sera plus délicate à évaluer lorsque les activités massiques se situeront autour de 1000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. Il conviendra alors d'examiner ces situations au cas par cas dans un premier temps en se basant sur la valeur du rapport d'activité <sup>226</sup>Ra/<sup>238</sup>U mais surtout sur la base de la connaissance des installations et de leurs rejets situés en amont.

### 5.6.3 SOLS

Les données sur le milieu naturel non influencé par les sites miniers sont peu nombreuses. Il est difficile de définir des valeurs de référence globales de l'activité massique de l'uranium 238 et du radium 226 dans les sols, celles-ci étant contraintes, en partie, par la nature même des sols.

Un examen au cas par cas s'avérerait nécessaire dans l'hypothèse de l'évaluation de l'impact des sites miniers sur les sols. Des résultats d'analyse disponibles, l'IRSN retient que l'activité dans les sols semble s'établir autour 200 Bq.kg<sup>-1</sup> pour les radionucléides de la famille de l'uranium et d'une centaine de Bq.kg<sup>-1</sup> pour les radionucléides de la famille du thorium ; l'équilibre séculaire semblant être établi au sein des deux familles.

#### **5.6.4 DEBIT DE DOSE**

La définition d'une gamme de variation du débit de dose n'apparaît pas suffisamment précise pour évaluer l'impact des sites miniers sur la qualité de l'air du fait de l'existence de fond radiométrique distincte au sein même de la Division Minière de la Crozille. L'analyse des données transmises par AREVA NC conduit l'IRSN à proposer en première approche, 2 valeurs de référence du débit de dose :  $320 \text{ nGy.h}^{-1}$  et  $210 \text{ nGy.h}^{-1}$  selon le secteur (Sud et Nord respectivement). Ces valeurs mériteraient d'être affinées par une étude plus approfondie des débits de dose de chaque secteur.

#### **5.6.5 ENERGIE ALPHA POTENTIELLE RADON 222 ET RADON 220**

Le paramètre EAP est très sensible à différents facteurs dont notamment la composition du sol et son état de saturation, la position topographique et les conditions climatiques. Il apparaît de ce fait difficile de définir des valeurs de référence de manière globale. Néanmoins, des valeurs ont été proposées, correspondant aux valeurs maximales des valeurs moyennes annuelles sur toute la période de mesure. Cette donnée moyenne permet d'intégrer sur une année, en les atténuant, les variations liées aux conditions climatiques.

Les valeurs retenues sont, pour le radon 222 et radon 220 respectivement :

- $43 \text{ nJ.m}^{-3}$  et  $11 \text{ nJ.m}^{-3}$  pour la position sommitale ;
- $154 \text{ nJ.m}^{-3}$  et  $15 \text{ nJ.m}^{-3}$  pour la position en flanc de coteau ;
- $178 \text{ nJ.m}^{-3}$  et  $17 \text{ nJ.m}^{-3}$  pour la position en fond de vallée.

#### **5.6.6 BIOINDICATEURS NATURELS ET CHAINE ALIMENTAIRE**

Les résultats des campagnes existantes sont difficiles à interpréter du fait de natures de végétaux différents, de la fréquence des campagnes et du peu de données disponibles. Néanmoins, sur la base des valeurs disponibles, l'IRSN retient que le niveau d'activité dans ces produits est faible dans la mesure où les analyses conduisent rarement à des résultats significatifs. Dans les végétaux et les produits animaux l'activité des radionucléides recherchés ne dépasse pas quelques becquerels par kilogramme. Pour ce qui concerne les liquides (eau de boisson et lait), l'IRSN est plus réservé notamment en raison des limites de détection qui peuvent être élevées comme par exemple pour le plomb 210 et le polonium 210. D'un point de vue impact dosimétrique, il s'avère que ces deux radionucléides ont une importance particulièrement élevée. Ainsi il apparaît indispensable de déterminer de manière plus précise leur teneur dans ces matrices afin de pouvoir, par la suite, mener des évaluations dosimétriques réalistes (cf. Chapitre 8).

### **5.7 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 5**

- [1] AREVA NC (2004). Bilan décennal environnemental 1994-2003
- [2] IRSN (2007). Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC - 1<sup>ère</sup> partie : stockage de Bellezane et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord. Rapport DEI/2007-01

- [3] CEMRAD (1999). Analyses spectrométriques des radioéléments présents sur le site du lac de Saint Pardoux
- [4] CEMRAD (2000). Etang de la Crouzille : situation radiologique. Première phase de l'étude : analyses des sédiments aux arrivées des trois ruisseaux d'alimentation
- [5] CEMRAD (2001a). Etang de la Crouzille : situation radiologique. Deuxième phase de l'étude : radioéléments dans l'eau. Transferts eaux/sédiments
- [6] CEMRAD (2002b) Etang du Gouillet : situation radiologique. Première phase de l'étude : analyse des sédiments aux arrivées des trois ruisseaux d'alimentation
- [7] CEMRAD (2003). Etangs de la Crouzille et du Mazeau. Etude complémentaire
- [8] CRIIRAD (2004). Assistance technique pour la préparation du dossier soumis à enquête publique concernant les retenues de la Crouzille et de Gouillet
- [9] CREGU/CEMRAD/LSCE (2001). Étude de la spéciation et des modes de transport de l'uranium en milieu naturel sur le secteur du « Ritord »
- [10] CAZALA.C (2003). Étude du comportement des radioéléments de la famille de l'uranium en milieu continental: application au département de la Haute-Vienne. Thèse de l'Université de Paris VI
- [11] CRIIRAD (2006). Remarque sur le projet COGEMA-AREVA NC de stockage de boues et sédiments contaminés sur le site de Bellezane (Haute-Vienne). Note n°06-41
- [12] CEMRAD (2002-2006). Suivi radiologique du lac de Saint Pardoux
- [13] DRIRE LIMOUSIN (2006). Résultats de la campagne de contrôles inopinés réalisés sur les sites d'AREVA NC en novembre 2006

## **6 IDENTIFICATION DES SECTEURS IMPACTES PAR LES ACTIVITES MINIERES VIA LE VECTEUR EAU**

Ce chapitre présente l'analyse des données environnementales relatives aux transferts par l'eau. Les données considérées se rapportent à l'eau et aux sédiments. Les données spécifiques aux végétaux, notamment aquatiques, ne sont pas détaillées car elles sont considérées comme difficilement exploitables. Elles sont néanmoins intégrées à la réflexion menée par l'IRSN en matière de surveillance de l'environnement et plus particulièrement de surveillance écologique évoquée dans le premier rapport de tierce expertise [2], dans le chapitre 10 du présent document ainsi que dans le chapitre 11. L'analyse environnementale a été conduite pour les bassins versants de la Gartempe, du Vincou et de la Couze selon la même démarche que celle appliquée sur le bassin versant du Ritord au cours de la première étape de la tierce expertise. Le présent chapitre reprend l'ensemble des résultats de l'expertise de l'IRSN pour les quatre bassins versants d'intérêt, ceux relatifs au Ritord faisant l'objet d'un développement moindre.

L'analyse des données environnementales du bassin versant du Ritord [2] avait amené l'IRSN à émettre le commentaire suivant :

« l'IRSN note que les données de surveillance acquises par l'exploitant sont adaptées à la vérification du respect des exigences réglementaires mais généralement insuffisantes pour appréhender l'impact écologique de manière globale. » Ce caractère insuffisant relève en particulier de :

- la limite de détection de l'uranium ne permettant pas de caractériser le milieu naturel et donc pas d'évaluer l'importance de l'impact des rejets miniers ;
- l'absence d'analyse de la composition radiologique de la fraction particulaire tant dans les rejets qu'au niveau des points de contrôle dans l'environnement conduisant d'une part à une surestimation des efficacités de traitement et d'autre part à une impossibilité de conduire une analyse environnementale satisfaisante.

L'analyse des données environnementales sur l'ensemble des bassins versants montre que ce commentaire est généralisable. De plus, il apparaît pour certains bassins versants que les chroniques d'enregistrement en certains points sont parfois trop courtes pour être exploitées en termes d'évolution. En effet la question de l'évolution de la qualité radiologique des eaux de résurgence des TMS à moyen et long termes avait été soulevée lors de la première phase de tierce expertise sur le bassin versant du Ritord. Elle a également été reprise dans le chapitre 4 du présent document. Afin de rendre plus accessible son document de tierce expertise, l'IRSN a choisi de ne pas présenter de manière exhaustive le travail qui sous-tend ces remarques mais de se concentrer sur une analyse de la qualité radiologique des sites et de leur environnement à l'échelle de la division minière en vue de se prononcer sur la pertinence du réseau de surveillance proposé par AREVA NC dans son BDE (cf. Chapitre 11).

Cette analyse présente, dans un premier temps (§ 6.1), les marquages recensés dans l'environnement des sites et plus particulièrement les eaux superficielles et les sédiments. Dans un second temps (§ 6.2), une méthode d'analyse comparative est proposée sous la forme d'une grille de lecture dont l'objectif est d'évaluer différents indicateurs susceptibles de traduire le risque potentiel ou avéré associé à chaque site. Cette démarche repose sur les caractéristiques du site et les résultats de la surveillance réglementaire des eaux superficielles et des sédiments (base de données AREVA NC) ainsi que sur quelques études complémentaires que l'IRSN a jugées pertinentes. Des premiers éléments de réflexion sur le réseau de surveillance sont ensuite exposés (§ 6.3) ; ils sont repris de manière plus globale dans le chapitre 11.

## 6.1 MARQUAGES RECENSES DANS L'ENVIRONNEMENT DES SITES

La notion de marquage utilisée dans le cadre de l'analyse ci-après correspond à l'observation de niveaux d'activité significativement supérieurs à ceux observés en amont des rejets miniers ou dans des zones hors influence des sites mais représentatives de contextes géologiques comparables. Plus précisément, les marquages sont établis en référence aux niveaux caractéristiques de l'environnement non impacté par les activités minières définis au chapitre 5. Ainsi les eaux de surface hors influence minière se caractérisent par des activités de l'ordre de  $0,01 \text{ Bq.L}^{-1}$  en uranium 238 et radium 226. Concernant le compartiment sédimentaire et le sol, l'influence de l'activité minière se traduit à la fois par les niveaux d'activité ( $> 1000 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s.}$ ) et par les rapports isotopiques des radionucléides de la famille de l'uranium ( $\text{Ra/U} \ll 1$ ).

### 6.1.1 MARQUAGE DES EAUX DE SURFACE

Chaque rejet fait l'objet de la part d'AREVA NC, d'une analyse en uranium et radium dissous avant restitution à l'environnement. Son impact est contrôlé par une analyse de ces mêmes paramètres dans les eaux du cours d'eau récepteur en amont et en aval plus ou moins immédiat du point de rejet. L'analyse de ces données est présentée, bassin versant par bassin versant, dans le chapitre 6 du BDE [1]. Dans ce chapitre, AREVA NC a choisi de présenter les moyennes annuelles des activités. Celles-ci l'ont conduit à identifier de manière claire le marquage des eaux :

- du Ritord en aval du rejet de Fanay-Augères après noyage des installations souterraines ;
- du ruisseau des Sagnes, au pied des verses à stériles de l'ensemble Fanay-Augères ;
- du ruisseau d'Henriette en aval de l'emprise de la mine d'Henriette ;
- du ruisseau des Petites Magnelles en amont et en aval du rejet de Bellezane ;
- de la Gartempe en aval du rejet du Site Industriel de Bessines.

L'exploitant relève d'autre part des marquages qualifiés de faibles ou en nette diminution dans les eaux :

- du Ritord en aval du rejet de St Sylvestre ;
- du ruisseau de Vénachat en aval du rejet du même nom ;
- du ruisseau qui collecte le rejet de Chatenet-Maussan ;
- du Vincou en aval de sa confluence avec le ruisseau récepteur des rejets de Chatenet-Maussan ;
- de ruissellement sur le site de Pény 348 ;
- du ruisseau du Mas lors de l'exploitation minière du site de Montmassacrot (avant 1987) et actuellement à la suite de l'apport d'eaux de ruissellement de la MCO remblayée de Puy Teigneux (rejet direct dans le ruisseau depuis juillet 2002) ;
- du ruisseau de Bessines en aval de la MCO de La Pierre Belle (Point 117) lors de son exploitation (1993).

De la même manière que pour son analyse des données sur le Ritord [2], l'IRSN a choisi de ne pas se limiter aux moyennes annuelles de l'activité en uranium et radium dissous mais d'exploiter l'intégralité des chroniques. Celles-ci sont présentées, bassin versant par bassin versant, sur les figure 6-1 à figure 6-4. Les rejets miniers y sont repérés en rouge. La localisation des points de contrôle est indiquée par les flèches marron. La chronique des activités en uranium 238 (courbe en rose) et radium 226 (courbe en bleu) dissous est reportée, pour chacun de ces points, sur une échelle logarithmique la plupart du temps comprise entre 0,01 et 100 Bq.L<sup>-1</sup>. La période pendant laquelle des mesures sont disponibles peut varier, selon le point, de quelques mois à plusieurs années. Les représentations graphiques couvrent la période 1993-2006 pour tous les bassins versants à l'exception de celui de la Gartempe pour lequel une période plus large a été considérée du fait de l'existence de données antérieures à 1993. L'objectif de ces représentations est de disposer d'une vision globale de la qualité radiologique des eaux dans les différents bassins versants et non de présenter dans le détail les chroniques de mesures.

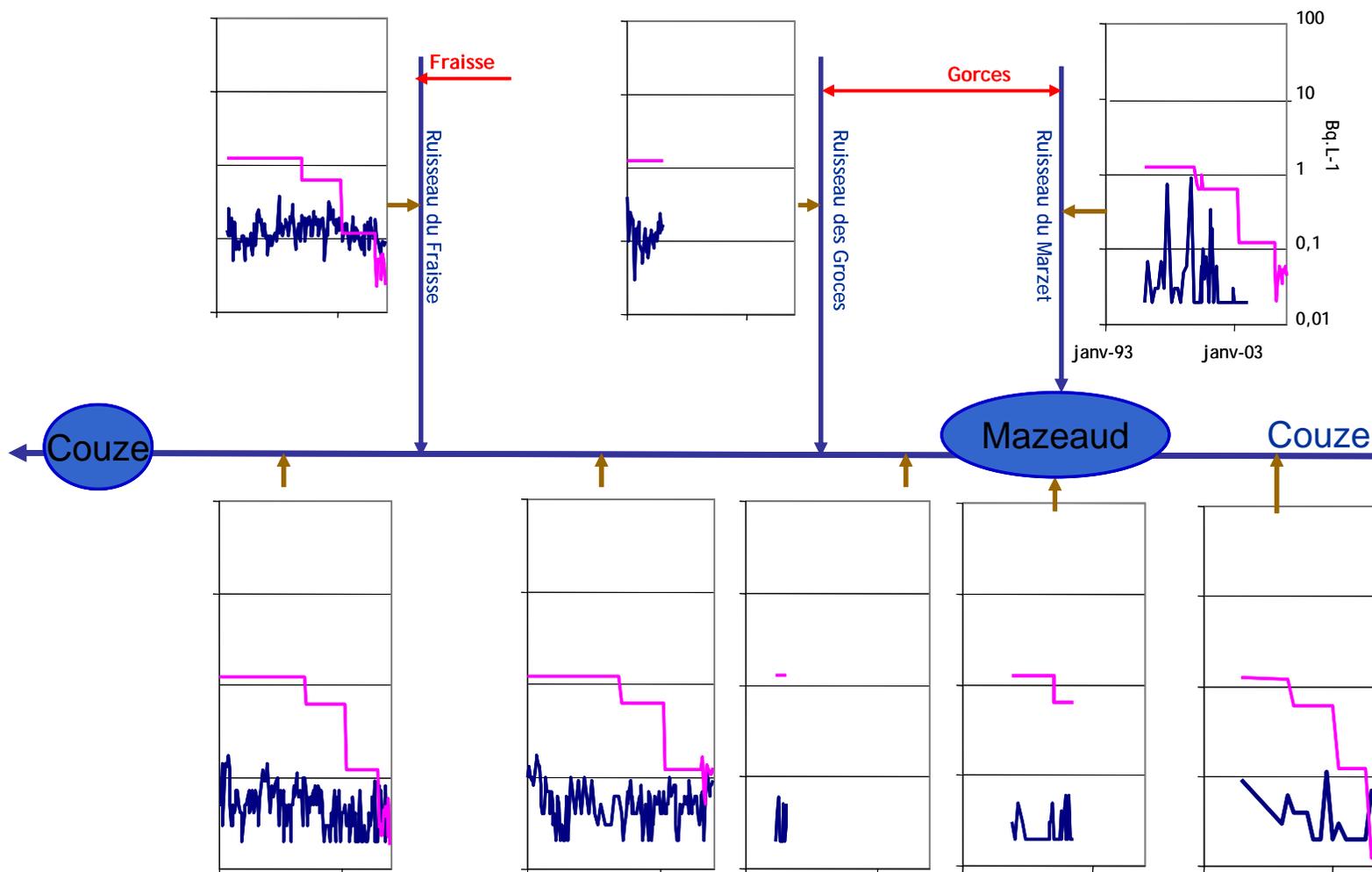


Figure 6-1 Activités en uranium (rose) et radium (bleu) dissous ( $Bq.L^{-1}$ ) en aval de chaque rejet dans les bassins versants de la Couze

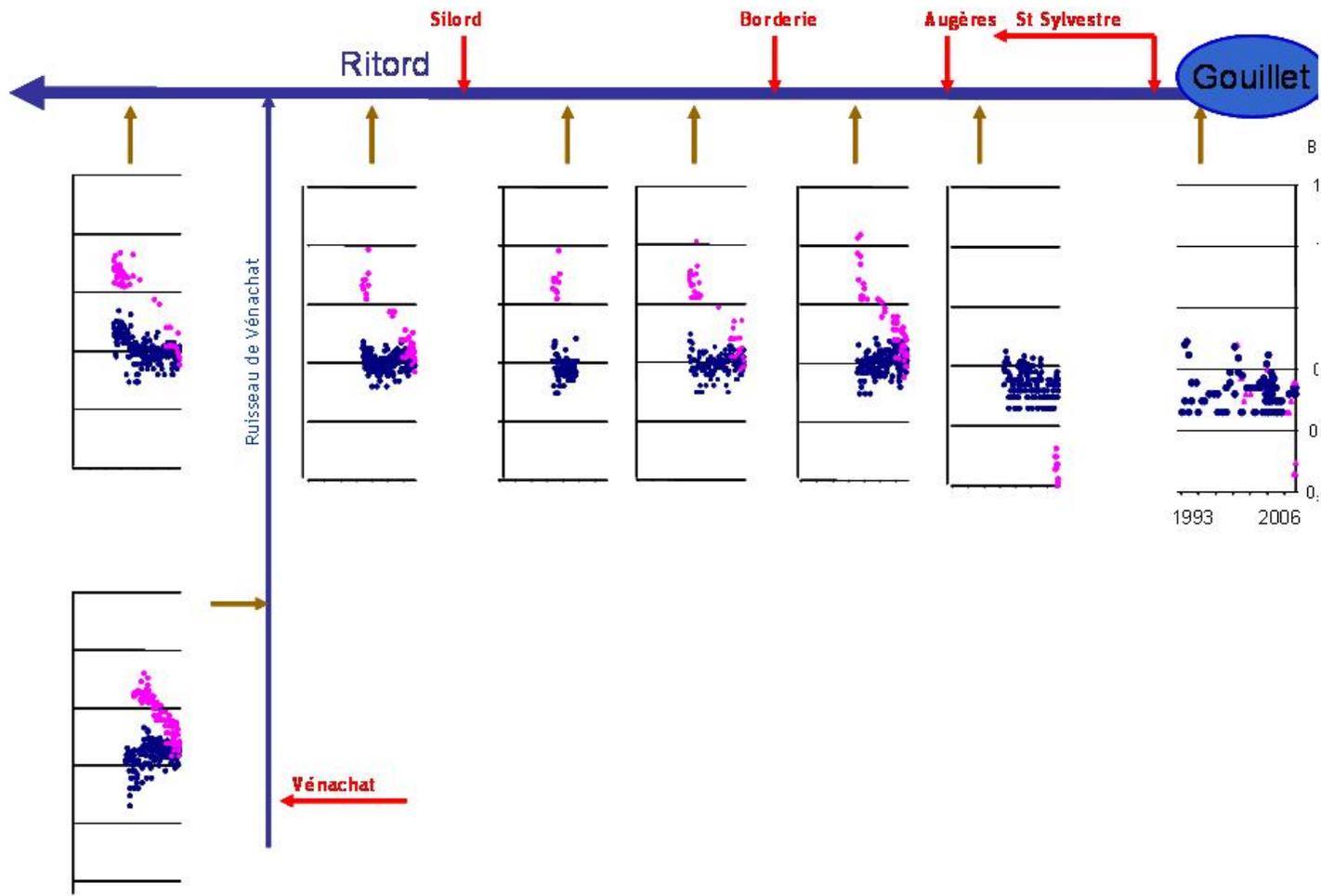


Figure 6-2 Activités en uranium (rose) et radium (bleu) dissous ( $Bq.L^{-1}$ ) en aval de chaque rejet dans les bassins versants du Ritord

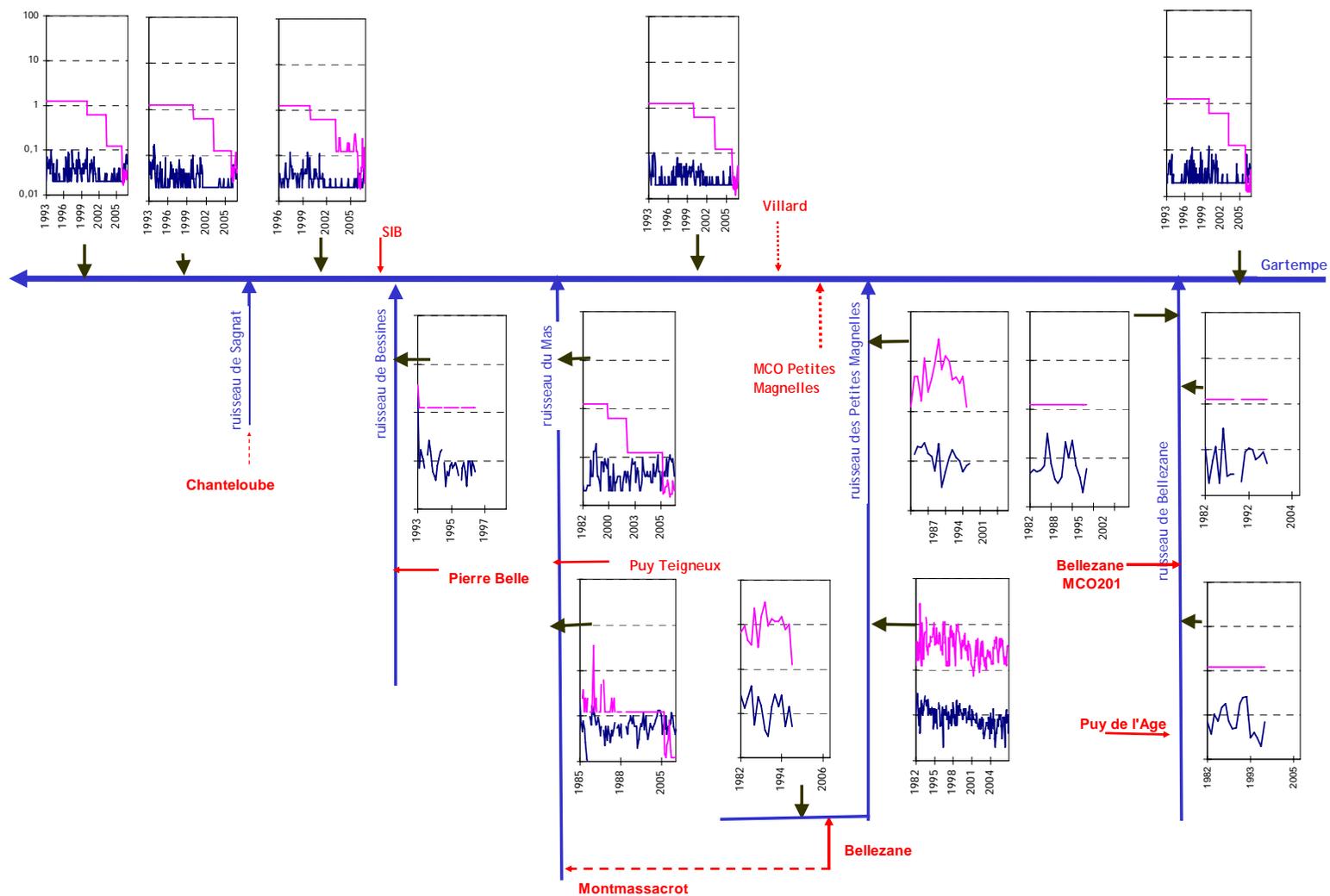


Figure 6-3 Activités en uranium (rose) et radium (bleu) dissous ( $Bq.L^{-1}$ ) en aval de chaque rejet dans les bassins versants de la Gartempe

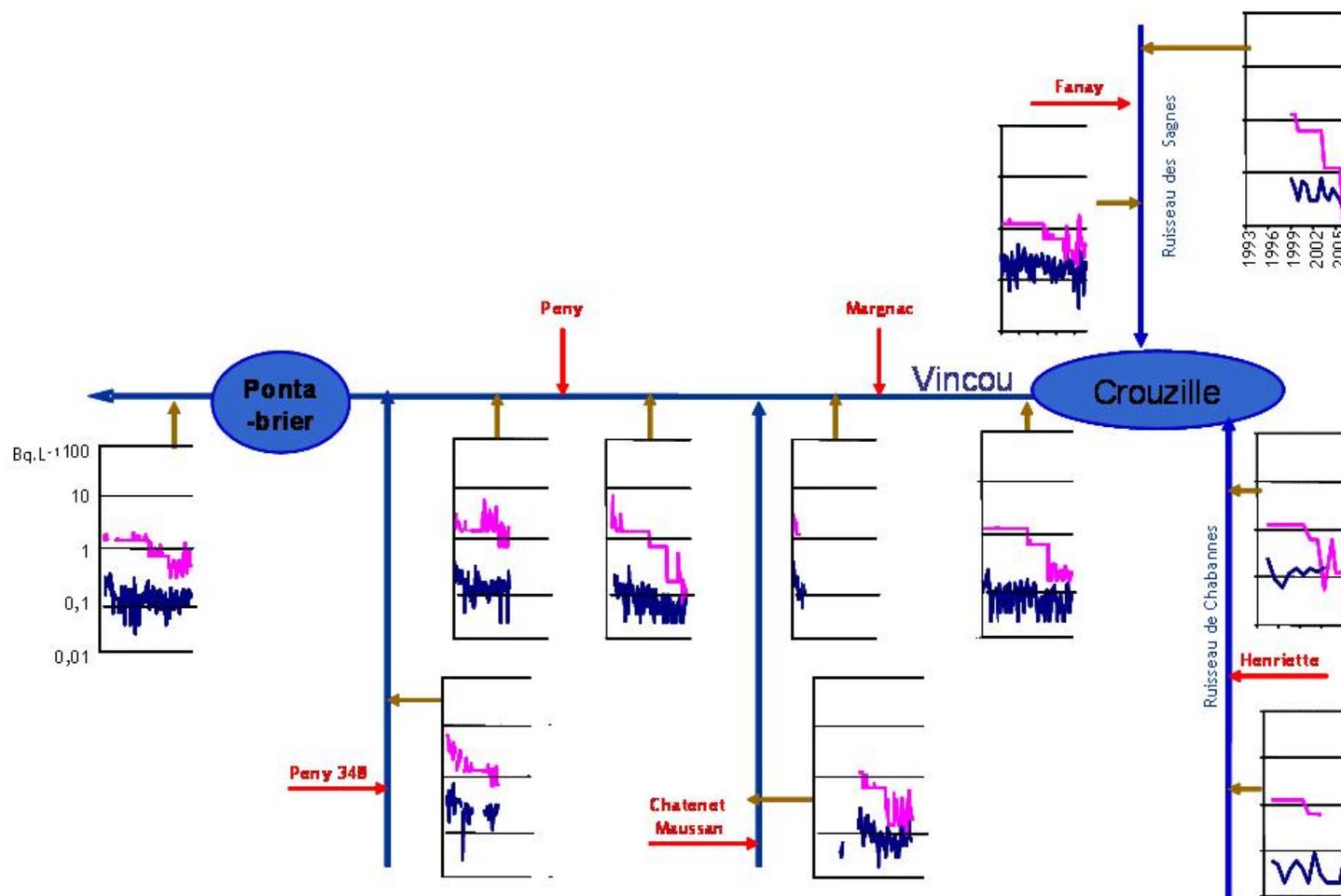


Figure 6-4 Activités en uranium (rose) et radium (bleu) dissous (Bq.L<sup>-1</sup>) en aval de chaque rejet dans les bassins versants du Vincou

### **6.1.2 DETECTION DES MARQUAGES**

L'IRSN constate que les marquages sont systématiquement plus importants en uranium qu'en radium. Ceci s'explique par la prépondérance de l'uranium dans les eaux de mines du fait d'une plus grande solubilité d'une part et par les niveaux autorisés de rejet moins contraignants en uranium qu'en radium d'autre part.

Lors de la première phase de tierce expertise [2], l'IRSN avait souligné les difficultés d'exploitation des résultats de mesure en uranium du fait des limites de détection relevées associées à la plupart des valeurs disponibles entre 1994 et 2003, période couverte par le BDE. Dans la seconde phase, l'IRSN a étendu son analyse à l'ensemble des données disponibles, c'est-à-dire jusqu'en 2006. La limite de détection de l'uranium dans les eaux ayant été abaissée au cours des dernières années, l'IRSN dispose maintenant de quelques valeurs significatives pour évaluer l'impact correspondant sur la qualité radiologique des eaux dans l'environnement des sites. Ces nouvelles valeurs confirment que les anciennes limites de détection étaient inadaptées à la mise en évidence d'un marquage dans la mesure où elles étaient de un à deux ordres de grandeur au dessus du niveau caractéristique du milieu naturel. Avec la limite de détection désormais appliquée, les activités en uranium mesurées révèlent un marquage, bien que faible, des eaux des ruisseaux du Fraisse et des Gorges ainsi que de la Couze et de l'étang de la Crouzille. Ces nouvelles données d'activité en uranium dissous permettent de compléter la vision des marquages en uranium relevés par l'exploitant dans le BDE sur la base des anciennes limites de détection.

### **6.1.3 MISE EN EVIDENCE DES ZONES DONT LA QUALITE DE L'EAU EST INFLUENCEE PAR LES ACTIVITES MINIERES**

#### Impact sur le milieu récepteur en aval immédiat du point de rejet

L'analyse des activités en uranium et radium 226 des eaux de l'environnement montre que ce sont essentiellement les cours d'eau de faible débit recevant les rejets des sites qui sont les plus impactés, en raison du faible taux de dilution. Il s'agit par conséquent en priorité des affluents des cours d'eau majeurs (Gartempe, Ritord, Vincou, Couze).

On observe ainsi des marquages :

- des eaux du ruisseau de Vénachat, sur le bassin versant du Ritord (figure 6-2). AREVA NC indique un faible rapport de dilution, voire une absence de dilution en période d'étiage dans ce ruisseau ;
- des eaux du ruisseau en aval du site de Pény 348, sur le bassin versant du Vincou (figure 6-4). Celles-ci révèlent des activités en uranium et en radium respectivement de un et deux ordres de grandeur supérieurs à celles du milieu de référence. De même, mais à un degré moindre, les eaux du ruisseau récepteur des eaux provenant de Chatenet-Maussan présentent des activités supérieures au bruit de fond ;

- des eaux de certains affluents de la Gartempe (figure 6-3). Ainsi, le ruisseau de Belzanes est impacté par les eaux de Puy de l'Age et celui des Petites Magnelles par les eaux du site de Bellezane, même si des marquages sont également observés en amont des rejets de Bellezane.

En ce qui concerne le bassin versant de la Couze (figure 6-1), le marquage des ruisseaux affluents (ruisseau des Gorces et ruisseau du Fraisse) est relativement faible du fait de rejets moins importants que sur les autres bassins versants.

L'impact des rejets sur les cours d'eau majeur est moindre mais demeure observable ponctuellement.

- 90% des marquages observés dans l'eau du Ritord sont attribuables au rejet de Fanay-Augères [2], [1]. Le taux de dilution de cet axe majeur ne permet pas de réduire les teneurs en uranium et radium des eaux à des teneurs comparables aux valeurs de référence (figure 6-2). Ainsi, l'amélioration de la qualité des eaux du Ritord passe par l'amélioration de la qualité des rejets et particulièrement ceux de Fanay-Augères.
- Les premiers rejets miniers dans la Couze ont été effectués en 2001, suite à la canalisation des rejets du site de Gorces-Saignedresse en aval de l'étang du Mazeaud. Cette dérivation, dont l'objectif est de préserver la qualité radiologique des eaux de la retenue servant d'AEP pour la ville de Limoges, s'accompagne d'une légère augmentation de l'activité en uranium et en radium dans le cours d'eau mais qui, sous l'effet de la dilution par les apports latéraux et/ou un transfert vers le compartiment sédimentaire, s'estompe rapidement. Le suivi de l'activité alpha total dans la Couze, assuré par le CEMRAD pour le compte du conseil général [14], n'indique en effet aucune augmentation significative dans l'eau entre l'amont de l'étang du Mazeaud et l'aval de l'ensemble des rejets à l'arrivée de la Couze dans le lac de St Pardoux. Dans le cadre de ce suivi, le CEMRAD a également analysé l'eau de l'étang de la Couze situé juste en amont du lac de St Pardoux et qui pourrait agir comme un « bassin d'épuration ». Les résultats de ces analyses ne mettent pas en évidence d'impact.
- L'analyse des données sur le Vincou (figure 6-4), en aval de l'étang de la Crouzille, met en évidence un marquage en uranium en aval du rejet du site de Margnac ( $2,3 \text{ Bq.L}^{-1}$  en moyenne sur la période mars-septembre 1993). La chronique est courte en raison de la modification du point de résurgence à l'issue de l'ennoyage (1995-1997) et des travaux de réaménagement en 1995. Depuis 1997, les eaux du secteur de Margnac sont confondues avec celles de Pény qui constitue aujourd'hui le seul rejet direct dans le Vincou. En aval de ce rejet, on note une augmentation de l'activité en uranium (en moyenne :  $< 1,4 \text{ Bq.L}^{-1}$  pour 1994 et  $< 2,2 \text{ Bq.L}^{-1}$  pour 1997 après ennoyage) (figure 6-4). Ceci confirme l'influence des rejets miniers sur la qualité du Vincou en aval immédiat du point de rejet. L'évolution de la qualité du Vincou en aval du point de rejet de Pény ne peut-être discutée du fait de l'arrêt de la surveillance de ce point fin 2001.

- Le seul rejet direct dans la Gartempe, correspond au rejet du Site Industriel de Bessines. En aval du point de rejet, l'activité en uranium dissous augmente sensiblement comparativement au point amont (figure 6-3). L'IRSN note néanmoins que le point de contrôle plus en aval met en avant une diminution de l'activité probablement sous l'effet de dilutions par les apports latéraux et le ruisseau de Sagnat. L'existence de rejets potentiels (ruissellement) au niveau des sites de Villard et de la MCO des Petites Magnelles est actée mais l'analyse de la qualité radiologique de l'eau de la Gartempe en aval de ces installations, ne révèle aucun marquage.

### Transmission des marquages dans les bassins versants

Le marquage des eaux des cours d'eau récepteurs peut s'étendre à l'ensemble du bassin versant à travers son axe majeur et/ou ses retenues ainsi qu'aux bassins versants voisins.

En ce qui concerne la transmission du marquage des eaux des affluents vers les cours d'eau majeurs, celle-ci apparaît très limitée. En effet, l'examen des activités mesurées en amont et en aval des confluences montre que les marquages observés dans les ruisseaux récepteurs des rejets ne sont plus détectables en aval des confluences. Dans le cas spécifique du rejet de Pény 348 dans un affluent du Vincou, l'IRSN n'est pas en mesure de se prononcer sur l'impact résultant sur le Vincou car le point de contrôle sur le Vincou se situe, non pas en aval immédiat de la confluence, mais en aval de l'étang de Pontabrier. Cet étang joue vraisemblablement un rôle de « bassin d'épuration » via la rétention des radionucléides dans ses sédiments, comme cela a été mis en évidence sur d'autres retenues (cf. § 6.1.5). Néanmoins, compte tenu des observations faites sur l'ensemble des bassins versants et de la faible importance des rejets de Pény 348, l'incidence de ces rejets sur la qualité du Vincou en aval de la confluence devrait être limitée.

En ce qui concerne la transmission du marquage des eaux de ruisseaux aux retenues qu'ils alimentent, l'IRSN constate qu'à l'exception de l'étang de la Crouzille, toutes les retenues ne présentent pas de marquages significatifs de leurs eaux. On cite par exemple le cas de l'étang du Mazeud alimenté par le ruisseau du Marzet, lui-même récepteur du rejet du site des Gorces entre 1977 et 1980 puis entre 1996 et 2001 : aucun impact significatif du rejet sur la qualité de l'eau de l'étang n'a été observé (figure 6-1).

Le cas de l'étang de la Crouzille est particulier. Cet étang, utilisé comme réservoir d'eau potable pour la ville de Limoges, est alimenté par 3 ruisseaux dont l'eau de deux d'entre eux (Sagnes et Henriette) présente des marquages significatifs (figure 6-4). Ces marquages sont la conséquence, non pas de rejets directs de sites miniers, mais de rejets diffus vraisemblablement induits, pour le premier, par le lessivage des verses de Fanay et pour le second, par un exutoire aveugle potentiel et/ou la lixiviation des stériles de la zone réaménagée du site d'Henriette. Le marquage des eaux des ruisseaux d'alimentation s'estompe à l'entrée de la retenue, au détriment d'un marquage sédimentaire (cf. § 6.1.5). Néanmoins, les résultats des mesures effectuées par AREVA NC sur les

eaux de la retenue, ainsi que les résultats des études conduites par le CEMRAD en 2001 [5] et la CRIIRAD en 2004 [8] confirment que les eaux de la retenue sont marquées par les deux ruisseaux d'alimentation. La rétention au sein de la retenue par piégeage dans les sédiments ne permet pas de réduire les activités en uranium et radium dans l'eau de la retenue à des niveaux comparables aux valeurs de référence.

Le Lac de Saint Pardoux est situé à la confluence du Ritord et de la Couze. L'impact des rejets des sites miniers sur la qualité de l'eau du Ritord et de la Couze se manifestant essentiellement au niveau du Ritord, c'est ce cours d'eau qui est le plus à même d'influencer la qualité des eaux du Lac de Saint Pardoux.

Les études [9] et [10] ont montré qu'une partie des radionucléides véhiculés par le Ritord est piégée dans le sédiment au niveau de l'arrivée du cours d'eau dans le lac de Saint Pardoux. Ce processus et la dilution conduisent à une diminution de l'activité en uranium et radium dans le lac, la qualité radiologique de l'eau au niveau de l'exutoire de la retenue étant proche de celle du milieu de référence (environ  $0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$  en uranium 238 et  $0,02 \text{ Bq.L}^{-1}$  en radium 226 pour 2001).

Le dernier point de contrôle sur la Gartempe se situe en aval de la confluence avec la Couze. L'analyse des données sur les bassins versants de la Couze et du Ritord a montré qu'au niveau du lac de Saint Pardoux, l'influence des marquages observés en amont n'était plus détectable dans les eaux. Il en résulte une absence d'évolution de la qualité radiologique de l'eau de la Gartempe au niveau de sa confluence avec la Couze.

Au contraire de la Couze, le Vincou présente des activités en uranium et en radium sensiblement supérieures à celle du milieu de référence au point le plus en aval (figure 6-4). L'IRSN ne peut se prononcer sur la qualité radiologique des eaux de la Gartempe au niveau de sa confluence avec le Vincou du fait de l'absence de point de surveillance à ce niveau. Les résultats des mesures récentes au point le plus en aval du Vincou (VINB) indiquent néanmoins que la qualité des eaux du Vincou avant sa confluence avec la Gartempe est faiblement impactée par les activités minières (radium 226  $< 0,15 \text{ Bq.L}^{-1}$  ; uranium 238  $< 0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$  en moyenne pour 2006) ce qui devrait se traduire par un impact négligeable du Vincou sur la Gartempe.

#### ***6.1.4 CONCLUSIONS CONCERNANT LE MARQUAGE DES EAUX***

L'influence des rejets sur la qualité des eaux de surface en aval du point de rejet est d'autant plus prononcée que le milieu récepteur présente une capacité de dilution plus faible. Les affluents des cours d'eau majeur (Gartempe, Vincou, Ritord et Couze) sont les récepteurs les plus sensibles aux rejets miniers. Le ruisseau des Petites Magnelles, sur le bassin versant de la Gartempe, apparaît comme le plus impacté.

En ce qui concerne les cours d'eau majeurs, les marquages les plus importants se situent au niveau du Ritord et du Vincou.

Le Ritord présente de manière historique les plus fortes activités en uranium avec des valeurs ponctuellement supérieures à 10 Bq.L<sup>-1</sup> en 1994 (moyenne annuelle de l'ordre de 5 Bq.L<sup>-1</sup>). L'évolution de la qualité radiologique des eaux collectées ainsi que des traitements mis en place par l'exploitant ont conduit à une nette amélioration [2] (radium 226 : 0,12 Bq.L<sup>-1</sup> ; uranium 238 : 0,16 Bq.L<sup>-1</sup> en moyenne pour 2006 en aval du rejet d'Augères).

Pour l'IRSN, la situation du Vincou mérite une attention particulière en raison :

- d'une part, de la persistance d'un marquage significatif au point le plus en aval du Vincou, dans cet étang de Pontabrier et ce malgré le rôle de rétention joué par cette retenue. Par ailleurs, l'arrêt des mesures depuis 2001 au point PENB, en aval immédiat du rejet de Pény ne permet pas de connaître l'état radiologique des eaux du Vincou avant son embouchure avec cet étang (moyenne pour 2001 au point PENB : 0,88 Bq.L<sup>-1</sup> en uranium 238 et 0,09 Bq.L<sup>-1</sup> en radium 226) ;
- d'autre part, du marquage des eaux de l'étang de la Cruzille.

La dilution dans le ruisseau des Petites Magnelles (facteur 2, voire 0 en période sèche) constitue une spécificité importante à souligner. C'est, de fait, au niveau de la Gartempe que s'effectue la dilution effective du rejet du site de Bellezane.

De manière générale, la qualité de l'eau des retenues est peu impactée par les apports dus aux rejets miniers dans les ruisseaux d'alimentation. C'est essentiellement au niveau des sédiments que se manifeste l'influence minière (cf. § 6.1.5). L'étang de la Cruzille est particulier : ses eaux présentent des marquages qui ne sont pas résorbés totalement par rétention sur les sédiments.

Les aménagements prévus par AREVA NC pour détourner la partie des ruisseaux d'alimentation porteuse du marquage devraient, si leur efficacité est démontrée, améliorer la situation du plan d'eau utilisé comme AEP

### *6.1.5 MARQUAGE DES SEDIMENTS*

La première campagne d'analyse de sédiments par AREVA NC a été réalisée en 1992. Elle avait pour but d'établir un état des lieux de la qualité des sédiments dans les ruisseaux et retenues des bassins versants concernés par les activités minières de la Division Minière de la Cruzille. Suite à cette première campagne, AREVA NC a mis en place progressivement un suivi annuel plus régulier des sédiments des cours d'eau et retenues, suivi par ailleurs étendu aux bioindicateurs aquatiques.

En réponse à l'arrêté préfectoral n°95-523 du 13/12/1995, l'analyse de sédiments a d'abord concerné la Gartempe, avec comme objectif l'évaluation de l'impact des rejets de l'ancienne usine SIMO et des stockages de résidus miniers. Elle a été étendue, à l'initiative d'AREVA NC, à certains affluents, et notamment ceux concernés par les rejets des sites de stockage, ainsi qu'à la Couze, au Ritord et au Vincou en aval des anciens sites miniers les plus importants.

Le contrôle des sédiments de retenues à usage particulier ou sensible comme le Lac de Saint-Pardoux, a été fixé récemment par arrêté préfectoral (AP n°2003-2552 du 31/12/2003). Cet arrêté mentionne qu'en cas de dépassement de la valeur de 3 700 Bq.kg<sup>-1</sup> en uranium dans les sédiments du Lac de Saint-Pardoux ou ceux de la Couze et du Ritord aux points spécifiés par l'arrêté, des dispositions particulières de gestion devraient être prises impliquant l'exploitant (assistance technique en cas de vidange notamment).

L'analyse des résultats de mesure d'uranium sur les sédiments se réfère à la valeur de 300 ppm du RGIE, bien qu'elle ne constitue pas une limite réglementaire applicable à l'ensemble de la Division et ne préjuge en rien d'un impact sur les écosystèmes. Elle permet néanmoins de recenser les zones susceptibles de justifier un effort en matière de gestion.

En complément des analyses de sédiments dans les cours d'eau et retenues situés en aval des sites miniers, AREVA NC a effectué des campagnes de prélèvements dans des milieux considérés comme non influencés par les activités minières (milieu de référence).

Les prélèvements sont réalisés depuis 1999 conformément au mode opératoire du SEPA d'AREVA NC, qui précise que le sédiment doit être prélevé dans une zone favorable aux dépôts pour un cours d'eau, dans la zone d'amorti du courant pour un plan d'eau, et être représentatif de la zone de prélèvement. L'échantillonnage se fait, après contrôle radiométrique de la zone considérée et/ou du sédiment, à partir de 4 prélèvements répartis sur un rayon de 30 à 100 mètres pour constituer un échantillon moyen représentatif.

Le récapitulatif des résultats des analyses en uranium 238, radium 226 et plomb 210 faites sur les sédiments des ruisseaux et des principales retenues est présenté, dans la suite du document, par bassin versant. Les données relatives au bassin versant du Ritord, déjà présentées dans le premier rapport de tierce expertise [2] ne sont pas reprises dans le détail. Seules les valeurs moyennes par point de prélèvement sont rappelées. Les données rapportées proviennent de la surveillance d'AREVA NC ainsi que des documents complémentaires cités au fil du texte.

### ***6.1.6 BASSIN VERSANT DU RITORD***

Le bassin versant du Ritord a fait l'objet d'une analyse détaillée dans le premier rapport de tierce expertise [2]. A titre indicatif, les valeurs moyennes des résultats de mesures disponibles sur les sédiments, depuis l'étang du Gouillet, en amont, jusqu'au Lac de Saint Pardoux, en aval du Ritord, sont rappelées à la figure 6-5.

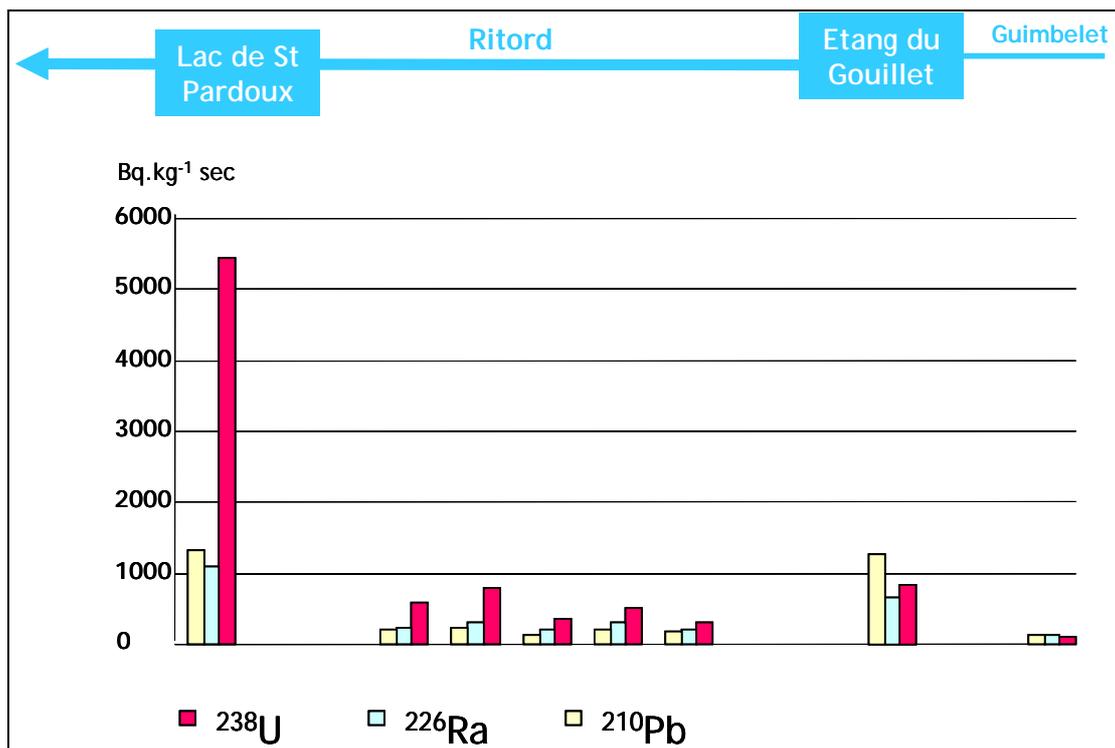


Figure 6-5 Composition radiologique moyenne en uranium 238, radium 226 et plomb 210 sur toute la période de suivi des sédiments de ruisseau et de retenue en amont et en aval des rejets miniers sur le bassin versant du Ritord

Au cours de la première étape de tierce expertise [2], l'IRSN avait émis les commentaires suivants :

- « la composition radiologique du sédiment du lac de Saint Pardoux est significativement différente de celle du sédiment de l'étang du Gouillet :
  - les activités massiques sont, pour l'uranium, et dans une moindre mesure pour le radium, nettement plus élevées dans le lac de Saint Pardoux que dans l'étang du Gouillet. L'activité en plomb 210 est, quant à elle, du même ordre de grandeur dans les deux retenues ;
  - la signature radiologique (rapport d'activité entre l'uranium 238 et le radium 226) ».
- « la comparaison d'activité massique ne peut être conduite qu'entre sédiments de même nature ou qu'à partir d'une analyse granulométrique permettant d'apprécier l'effet de dilution associé à la fraction sableuse des échantillons. ».

### 6.1.7 BASSIN VERSANT DU VINCOU

Les figure 6-6 et figure 6-7 synthétisent l'ensemble des données disponibles concernant les sédiments des ruisseaux et des étangs sur le Vincou. Ces données sont issues principalement de la surveillance effectuée par AREVA NC ; néanmoins, les résultats de mesures complémentaires, et

plus particulièrement celles du CEMRAD concernant l'étang de la Crouzille [7] et ses ruisseaux d'alimentation [4], sont également pris en considération.

Les résultats sont exposés en distinguant deux zones :

- la zone située en aval de l'étang de la Crouzille qui concerne essentiellement le Vincou, ses affluents et les retenues de Margnac et de Pontabrier ;
- la zone de l'étang de la Crouzille, en amont du Vincou, qui concerne l'étang lui-même ainsi que ses ruisseaux d'alimentation : Sagnes, Chabannes et Henriette. On note la présence de l'étang de Sagnes, sur le ruisseau des Sagnes.

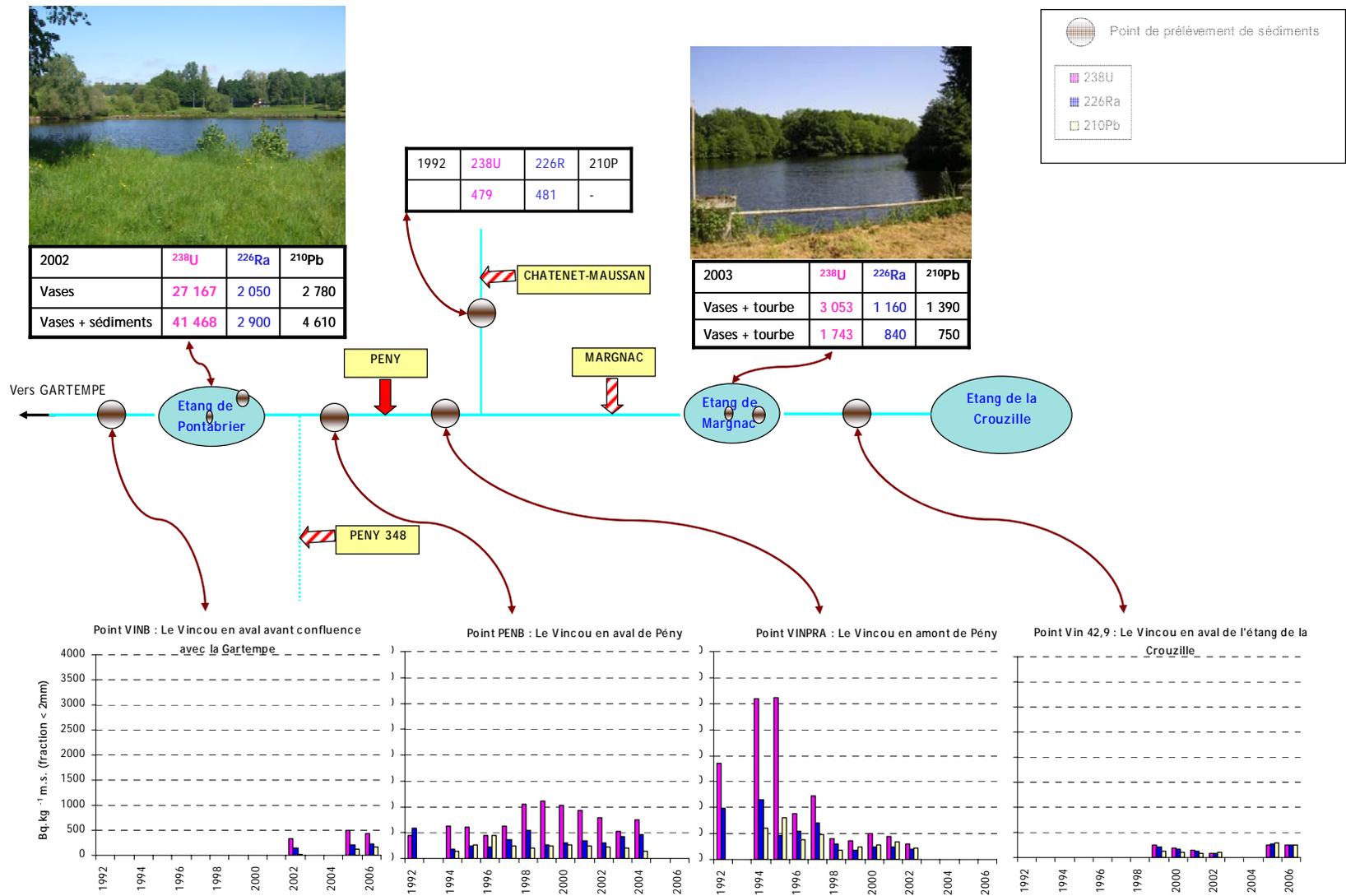


Figure 6-6 Activités massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 (Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) dans la fraction inférieure à 2 mm des sédiments prélevés sur le Vincou, ses affluents et les retenues

(→) rejet continu ; (↗) rejet intermittent ou potentiel

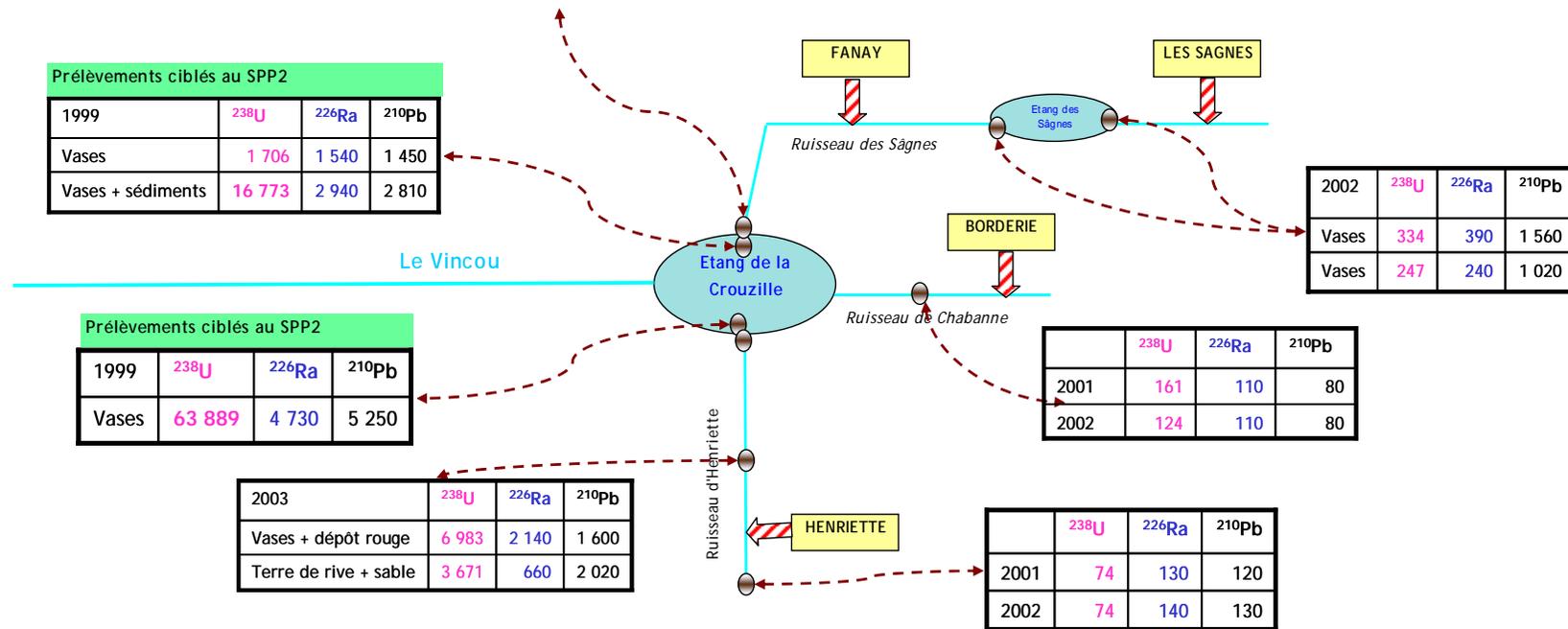
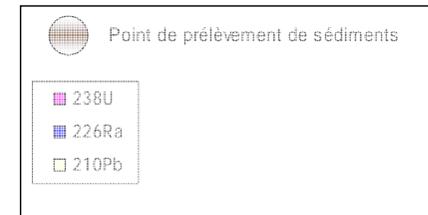
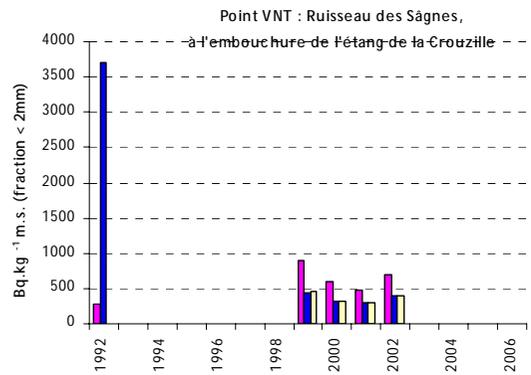


Figure 6-7 Activités massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 (Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) dans la fraction inférieure à 2 mm des sédiments prélevés dans les ruisseaux d'alimentation de l'étang de la Cruzille et à leur embouchure  
( rejet intermittent ou potentiel)

### 6.1.7.1.1 Le Vincou en aval de l'étang de la Crouzille

Les données disponibles sont regroupées à la figure 6-6.

#### Le Vincou et ses affluents

Sur le cours du Vincou, les sédiments les plus actifs sont localisés en aval du site de Margnac (point VINPRA). Les plus fortes activités correspondent à la période antérieure à 1995, date d'arrêt des rejets du site de Margnac. Depuis, les activités en uranium 238, radium 226 et plomb 210, mesurées en ce point ont progressivement diminué pour atteindre, en 2002, des niveaux comparables à ce qui peut être observé en amont (de l'ordre de 300 Bq.kg<sup>-1</sup>).

En aval des rejets de Pény, des teneurs significatives sont observables sur une période plus longue. Une baisse significative est notée en 2004 mais l'absence de mesures au-delà de cette date ne permet pas de vérifier le retour à des teneurs proches du milieu naturel pour la situation actuelle.

On note que les prélèvements présentant des niveaux d'activité significativement supérieurs à ceux du milieu de référence présentent également, de manière quasi systématique un rapport d'activité  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U} < 1$ .

#### Les retenues sur le Vincou

##### Etang privé de Margnac

A partir des données disponibles le marquage des sédiments de l'étang de Margnac apparaît à hauteur de 1 700 à 3 000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. en uranium « *conséquence historique probable du transfert partiel de sédiments radiologiquement marqués de l'étang de la Crouzille dans l'étang de Margnac* » selon AREVA NC [1]. Compte tenu de l'absence de rejet et de verse en amont de cet étang, l'hypothèse d'un transfert ou d'une contamination indépendante des rejets (directs ou indirects) apparaît vraisemblable mais demande confirmation.

##### Etang privé de Pontabrier

Il n'existe qu'une seule mesure sur les sédiments de l'étang privé de Pontabrier datant de 2002. Les résultats d'analyse, portant sur deux prélèvements distincts, révèlent un marquage très significatif en uranium 238, compris entre 27 000 et 42 000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. En proportion, le marquage, également avéré en radium 226 apparaît de moindre importance (< 3 000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s).

Cet étang n'est pas le siège de rejets directs. En revanche, sa situation en aval de tous les points de rejets directs et indirects des sites situés sur le Vincou (Marnac-Pény, et chantiers satellites), en fait une zone privilégiée d'accumulation des radionucléides. Un assainissement par curage est d'ores et déjà planifié par AREVA NC courant 2008.

De manière générale, l'IRSN note que le marquage observé sur les sédiments des deux retenues situées sur le Vincou, en aval de l'étang de la Crouzille, résulte d'analyses ponctuelles qui ne permettent pas de se forger un avis quant à l'étendue de la contamination, son importance et, dans le cas de l'étang de Margnac, son origine.

### 6.1.7.1.2 L'étang de la Crouzille et ses ruisseaux d'alimentation

#### Les ruisseaux d'alimentation de l'étang de la Crouzille

Les données disponibles sont regroupées à la figure 6-7.

Les ruisseaux des Sagnes, d'Henriette et de Chabannes ont fait l'objet de mesures ponctuelles (généralement sur un ou deux ans) dans le cadre des campagnes de surveillance menées par AREVA NC. Ces mesures se focalisent sur les ruisseaux en amont et en aval du site d'Henriette, en aval du site de la Borderie et à l'entrée du ruisseau des Sagnes dans l'étang de la Crouzille. La nature des sédiments n'est pas précisée dans la base de données fournie par AREVA NC.

Les teneurs mesurées au niveau du ruisseau de Chabannes au cours de prélèvements ponctuels en 2001 et 2002 sont basses, comparables au bruit de fond naturel (cf. chapitre 5). Elles sont considérées par AREVA NC comme une référence en matière de qualité de sédiments non impactés par les activités minières, les rejets identifiés de la Borderie étant canalisés vers le bassin versant du Ritord.

Des informations complémentaires sur la qualité du ruisseau des Sagnes peuvent être obtenues avec l'analyse des données sur l'étang des Sagnes situé en aval du site de Sagnes Sud et en amont de la verse de Fanay. Les valeurs présentées dans le BDE correspondent à la moyenne des deux valeurs mesurées en 2002 en deux points distincts. Un fort déséquilibre entre le radium 226 et le plomb 210 est mis en évidence. AREVA NC indique que compte tenu de ce déséquilibre important, les résultats de ces mesures ne sont pas à prendre en considération. L'IRSN rappelle que l'excès de plomb dans les sédiments lacustre est un phénomène courant et considère que les analyses produites sont pertinentes. Elles mettent en évidence un léger excès en uranium et radium mais les concentrations mesurées restent circonscrites dans la gamme de teneurs naturelles. L'étang des Sagnes ne présente, par conséquent, pas de marquages significatifs au niveau de ses sédiments. En revanche, le ruisseau des Sagnes semble subir l'influence des activités minières à la traversée des verses de Fanay.

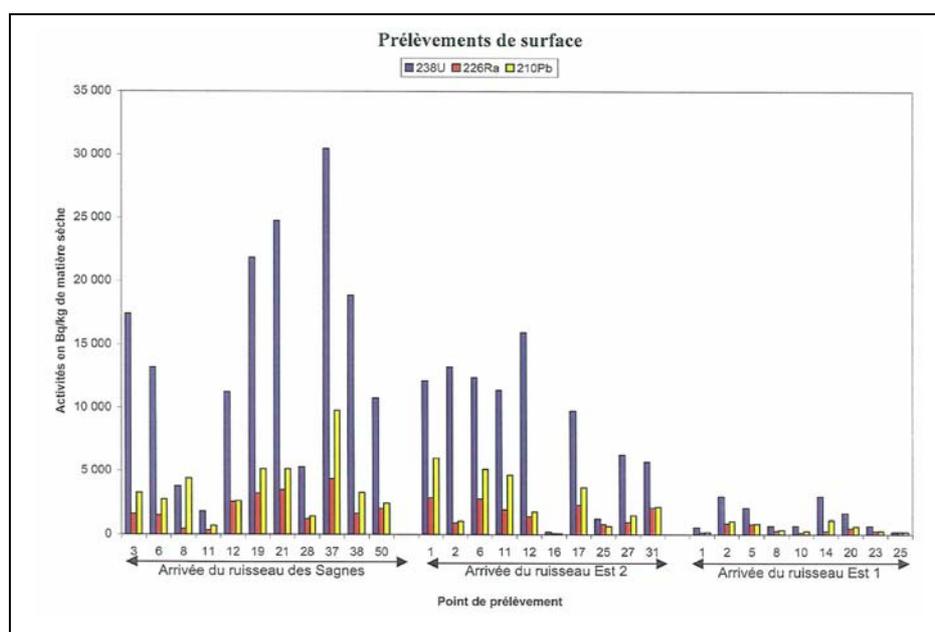
Les mesures effectuées en amont et en aval du site d'Henriette sont révélatrices d'un net marquage des sédiments du ruisseau en aval de ce site minier et de teneurs comparables au milieu de référence naturel en amont. Ces résultats confirment l'observation faite dans le cadre de l'étude des marquages des eaux (cf. § 6.1.1) selon laquelle l'influence des activités minières est perceptible au niveau d'Henriette sans que son origine ne soit clairement identifiée.

L'IRSN constate qu'à l'exception du ruisseau d'Henriette en aval du site du même nom, les niveaux d'activité relevés dans les sédiments des ruisseaux d'alimentation sont comparables à ceux retenus comme étant représentatifs du bruit de fond local. Les dépôts marqués au niveau du ruisseau d'Henriette, sont caractérisés par une activité en uranium pouvant atteindre plus de 6 000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. et un net déséquilibre entre l'uranium et le radium.

## L'étang de la Crouzille

### Au niveau de l'embouchure des ruisseaux d'alimentation

Une campagne spécifique a été effectuée par AREVA NC en 1999 sur des échantillons de sédiments prélevés à l'embouchure des ruisseaux des Sagnes et d'Henriette dans l'étang de la Crouzille. Ces prélèvements ont été préalablement ciblés au SPP2 (figure 6-7). Des analyses complémentaires de la qualité radiologique des sédiments (en surface et en profondeur) au niveau de l'arrivée des trois ruisseaux d'alimentation dans l'étang ont été conduites par le CEMRAD (prélèvements également en 1999) [4]. Les principaux résultats sont reportés sur les figure 6-8 et figure 6-9.



\* Ruisseau Est 2 = ruisseau d'Henriette    Ruisseau Est 1 = ruisseau de Chabanne

Figure 6-8 Activités massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 dans les sédiments de surface prélevés aux embouchures de l'étang de la Crouzille et de ses trois ruisseaux d'alimentation  
Figure extraite du rapport CEMRAD, 2000 [4]

### Le Ruisseau de Chabannes

L'étude CEMRAD de 2000 [4] présente des teneurs globalement faibles à l'embouchure du ruisseau de Chabanne dans l'étang de la Crouzille par rapport aux autres ruisseaux d'alimentation. Ce résultat est en accord avec l'ampleur des marquages relevés dans les ruisseaux tant au niveau des eaux qu'au niveau des sédiments. Il apparaît néanmoins que, sur certains points, les teneurs en uranium 238 sont significativement supérieures aux valeurs considérées comme naturelles (cf. chapitre 5) avec de l'ordre de  $2\,500 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ m.s.}$  pour les sédiments prélevés en surface et pouvant aller jusqu'à un peu moins de  $15\,000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ m.s.}$  dans les carottes selon la profondeur.

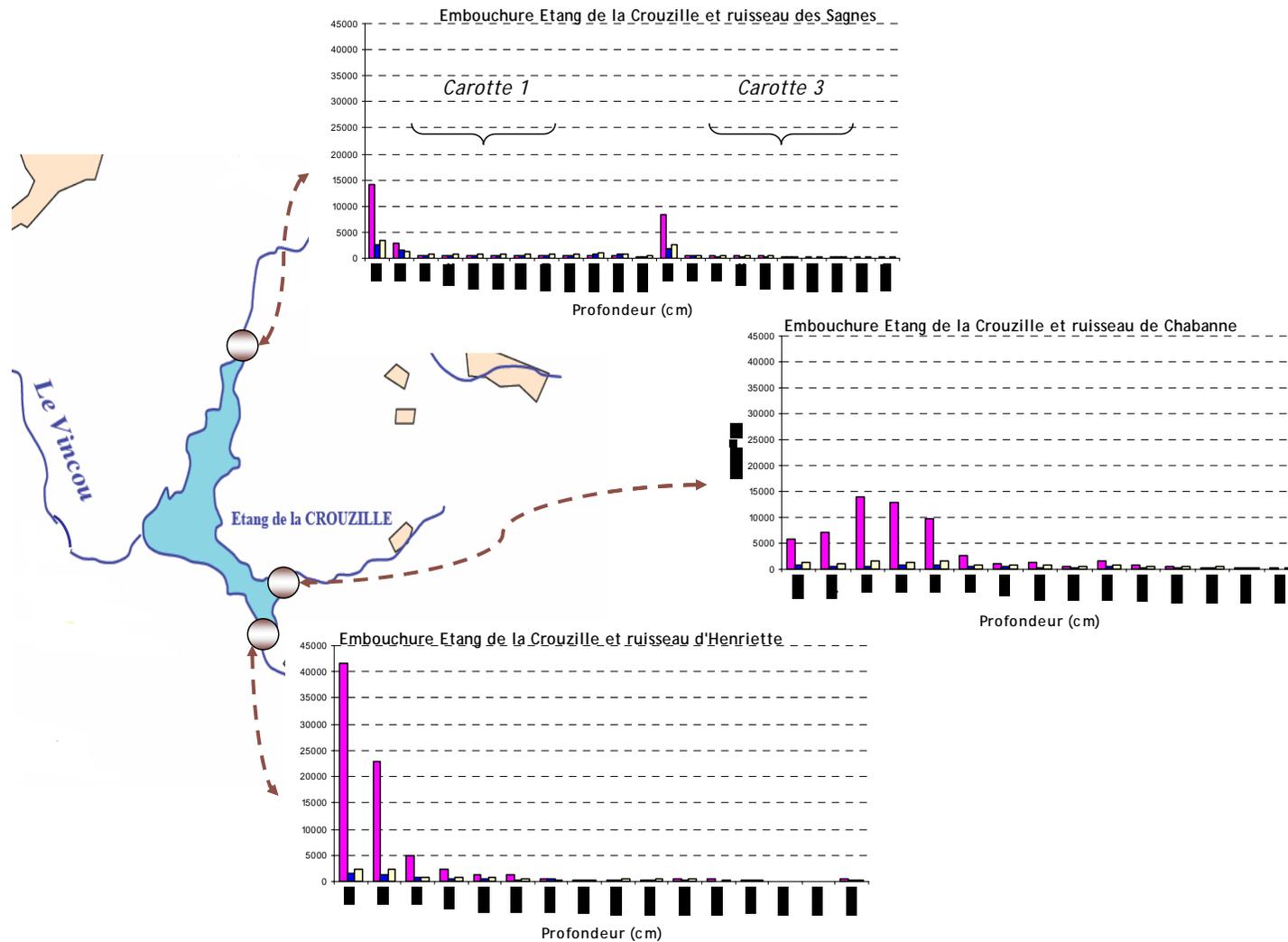


Figure 6-9 Evolution de l'activité massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 (Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) en fonction de la profondeur dans des carottes de sédiments prélevés à l'embouchure de l'étang de la Crouzille et de ses trois ruisseaux d'alimentation (d'après étude CEMRAD, juin 2000)

### Le Ruisseau des Sagnes

Les mesures effectuées par AREVA NC (point VNT), entre 1999 et 2002, révèlent un faible marquage, notamment en uranium dont l'activité reste inférieure à 1 000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. A l'inverse au niveau de l'embouchure, les résultats des mesures ciblées à sont, pour un des prélèvements, très significatifs (plus de 16 000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. en uranium 238). La campagne de 1992, à également mise en évidence un marquage en radium 226 (> 3 500 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.). L'aspect ponctuel de ce résultat ne permet pas de tirer de conclusions.

Les marquages identifiés dans le ruisseau sont corroborés par le CEMRAD [4] qui montre un marquage très significatif des sédiments de surface de l'étang de la Crouzille au niveau de l'embouchure du ruisseau des Sagnes. La plupart des prélèvements présentent en effet des teneurs supérieures à 30 000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s en uranium.

Les résultats sur les carottes montrent que les sédiments sont marqués dans les premiers centimètres (1-3 cm) et qu'au-delà, les teneurs sont comparables au milieu naturel. Ceci tend à corroborer la thèse de marquages relativement récents.

### Le Ruisseau d'Henriette

Le marquage des sédiments du ruisseau d'Henriette est confirmé par les résultats des mesures ciblées faites par AREVA NC en 1999 sur les sédiments avec 63 889 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. en uranium 238 et 4 730 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. et 5 250 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. en radium 226 et plomb 210 respectivement et les résultats des mesures faites par le CEMRAD sur les sédiments de surface et les carottes.

On observe un écart entre les activités maximales relevées par AREVA NC (63 889 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) et CEMRAD (de l'ordre de 40 000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) résultant probablement du ciblage au SPP2 du prélèvement AREVA NC. L'IRSN retient que l'étude du CEMRAD repose sur un grand nombre d'échantillons de surface, prélevés de manière aléatoire et tous révélateurs d'un marquage du même ordre, à quelques singularités près et considère de ce fait que les données CEMRAD sont probablement plus représentatives du niveau de contamination moyen au niveau de l'arrivée du ruisseau d'Henriette dans la retenue.

#### **Dans le reste de la retenue**

L'analyse conduite sur le lac de Saint Pardoux dans le cadre de la première phase de tierce expertise avait montré que le marquage au niveau de l'arrivée du Ritord dans le lac ne s'étendait pas de manière importante dans le reste de la retenue.

En absence de mesures spécifiques sur les sédiments de l'étang de la Crouzille dans la base de données transmise par AREVA NC, l'IRSN a retenu l'étude CEMRAD (2003) [7] pour évaluer l'étendue du marquage dans l'étang de la Crouzille. Les points de prélèvement sont rappelés dans la figure 6-10 ; les résultats des mesures relatives au niveau de surface (0-1cm) dans la figure 6-11 et les résultats de analyses de carottes dans la figure 6-12 (carottes 4, 6 et 9).

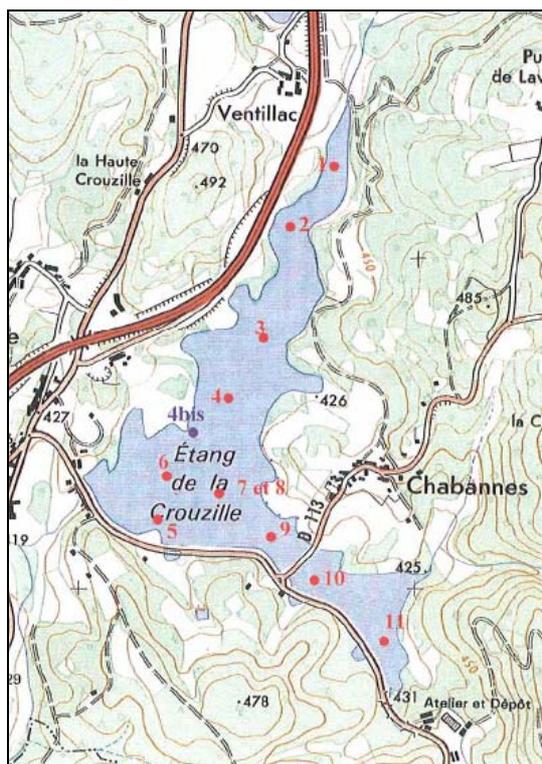


Figure 6-10 Localisation des zones de prélèvement de sédiments dans l'étang de la Crouzille

Figure extraite de CEMRAD, 2003 [7]

Les principales remarques concernant la qualité des sédiments de l'étang de la Crouzille, dont on peut considérer que les prélèvements effectués fournissent une bonne représentation, sont que la quasi-totalité des sédiments présentent des marquages significatifs en uranium 238 mais également en radium 226 et en plomb 210 à un degré cependant moindre. On peut considérer que le marquage s'étend sur une profondeur d'une dizaine de centimètres. Les activités en uranium 238 varient entre 15 000 et 20 000 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.

Les carottes prélevées dans la zone Sud de l'étang sont plus marquées que celles de la zone Nord ce qui est cohérent avec les niveaux d'activité mesurés à l'embouchure de l'étang avec les ruisseaux des Sagnes et d'Henriette.

Le marquage significatif des premiers centimètres des sédiments de l'étang affecte la quasi-totalité de la surface de la retenue et excède la valeur de 3 700 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. d'uranium retenue, pour le lac de Saint Pardoux, comme limite au-delà de laquelle AREVA NC se doit d'apporter une assistance technique et financière au gestionnaire de la retenue en vue d'améliorer la qualité des sédiments.

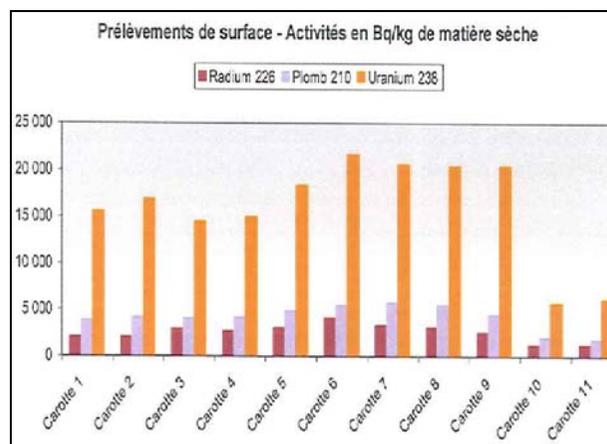


Figure 6-11 Activités massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 (Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) dans le niveau de surface (0-1 cm) des carottes de sédiments prélevés dans l'étang de la Crouzille

Figure extraite de CEMRAD, 2003 [7]

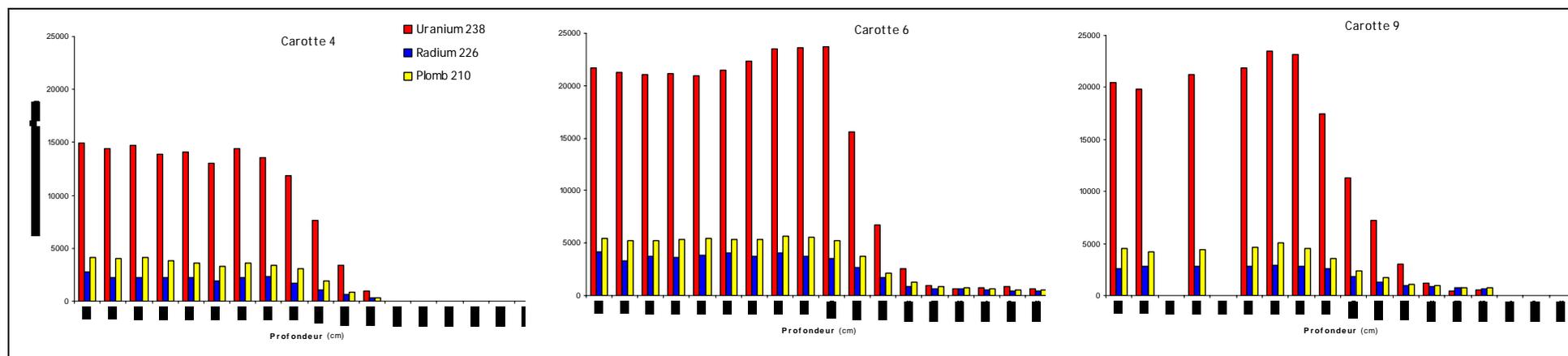


Figure 6-12 Activité massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 (Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) en fonction de la profondeur dans des carottes de sédiments prélevés dans l'étang de la Crouzille

Figure extraite de CEMRAD, 2003 [7]

### 6.1.8 BASSIN VERSANT DE LA COUZE

Les données disponibles sont regroupées dans la figure 6-13.

#### La Couze et ses affluents

Sur la Couze, il ne persiste à ce jour que deux points de contrôle de la qualité radiologique de sédiments :

- en amont de l'étang du Mazeaud qui constitue le point de référence en amont de toute influence minière ;
- en aval du site de Champour, zone intermédiaire entre l'étang du Mazeaud et le lac de Saint Pardoux.

Les données en ces deux points sont comparables et ne mettent pas en évidence une incidence notable des activités minières en amont de Champour sur la Couze. L'activité massique en uranium 238, radium 226 et plomb 210 est inférieure à  $200 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s}$  et on observe, aux incertitudes d'analyse près, que les trois radionucléides sont à l'équilibre.

La pertinence de la localisation des points de contrôle retenus pour caractériser la situation actuelle se pose du fait de l'absence de contrôle en aval du site de Gorces-Saignedresse dont les rejets se font directement dans la Couze en aval de l'étang du Mazeaud. Si l'on se base sur la comparaison de la situation en aval du site du Fraisse, pour laquelle on observe une influence du rejet sur la qualité des sédiments dans le ruisseau du Fraisse, un marquage des sédiments de la Couze en aval des Gorces est envisageable mais devrait demeurer très localisé. L'influence des Gorces se manifeste également au niveau du ruisseau de Marzet entre 1996 et 2002, époque à laquelle les rejets des Gorces s'effectuaient dans ce ruisseau.

Globalement, l'IRSN retient que les marquages les plus importants concernent les ruisseaux, généralement de faible débit, sous influence directe d'un rejet (Fraisse et Marzet) et que dans la Couze elle-même, la qualité radiologique des sédiments est comparable à celle retenue pour le milieu de référence. En regard de ce qui peut être observé dans les autres bassins versants, le niveau d'activité relevé dans ces ruisseaux (au maximum de l'ordre de  $1\,600 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s}$  en uranium 238) reste néanmoins faible.

#### Les retenues sur la Couze

On compte au total trois retenues sur la Couze : l'étang du Mazeaud, utilisé comme réservoir pour l'alimentation en eau potable, l'étang de la Couze (étang privé de petite taille) situé juste en amont du lac de Saint Pardoux et le lac de Saint Pardoux.

Quelques mesures ont été effectuées par AREVA NC sur l'étang du Mazeaud, conduisant à la mise en évidence d'un marquage au niveau de l'arrivée du ruisseau du Marzet dans l'étang. AREVA NC précise que ce prélèvement a été ciblé à l'aide d'un SPP2 et n'est de ce fait probablement pas représentatif de l'ensemble du sédiment de la retenue voire de la zone. Cette position est confirmée par l'étude CEMRAD [7] qui repose sur un plus grand nombre d'échantillons. Cette étude indique que les sédiments accumulés au niveau de l'arrivée du ruisseau du Marzet sont effectivement plus actifs que ceux des autres zones étudiées (arrivée de la Couze notamment) et que le niveau relevé par AREVA NC est supérieur à ceux obtenus sur des prélèvements aléatoires par CEMRAD.

Le suivi du lac de Saint Pardoux assuré par CEMRAD [14] indique que les sédiments qui se déposent à l'arrivée de la Couze dans le lac de Saint Pardoux sont nettement moins actifs que ceux qui se déposent au niveau du Ritord. Cela résulte probablement du plus faible niveau de marquage du cours d'eau mais potentiellement, de différences de régime hydraulique. D'une part la Couze se jette dans le lac avec un régime torrentiel, voire de cascade, ce qui ne favorise pas le dépôt des particules fines et d'autre part, la Couze traverse, avant de rejoindre le lac de Saint Pardoux, une petite retenue (l'étang de la Couze) susceptible de constituer une zone d'accumulation de particules marquées. Les sédiments de cette retenue ont été analysés par CEMRAD et aucun marquage n'a été mis en évidence. Ceci tend à indiquer que c'est la faible importance des marquages de la Couze qui justifie l'impact très limité de ce cours d'eau sur la qualité des sédiments du lac de Saint Pardoux.

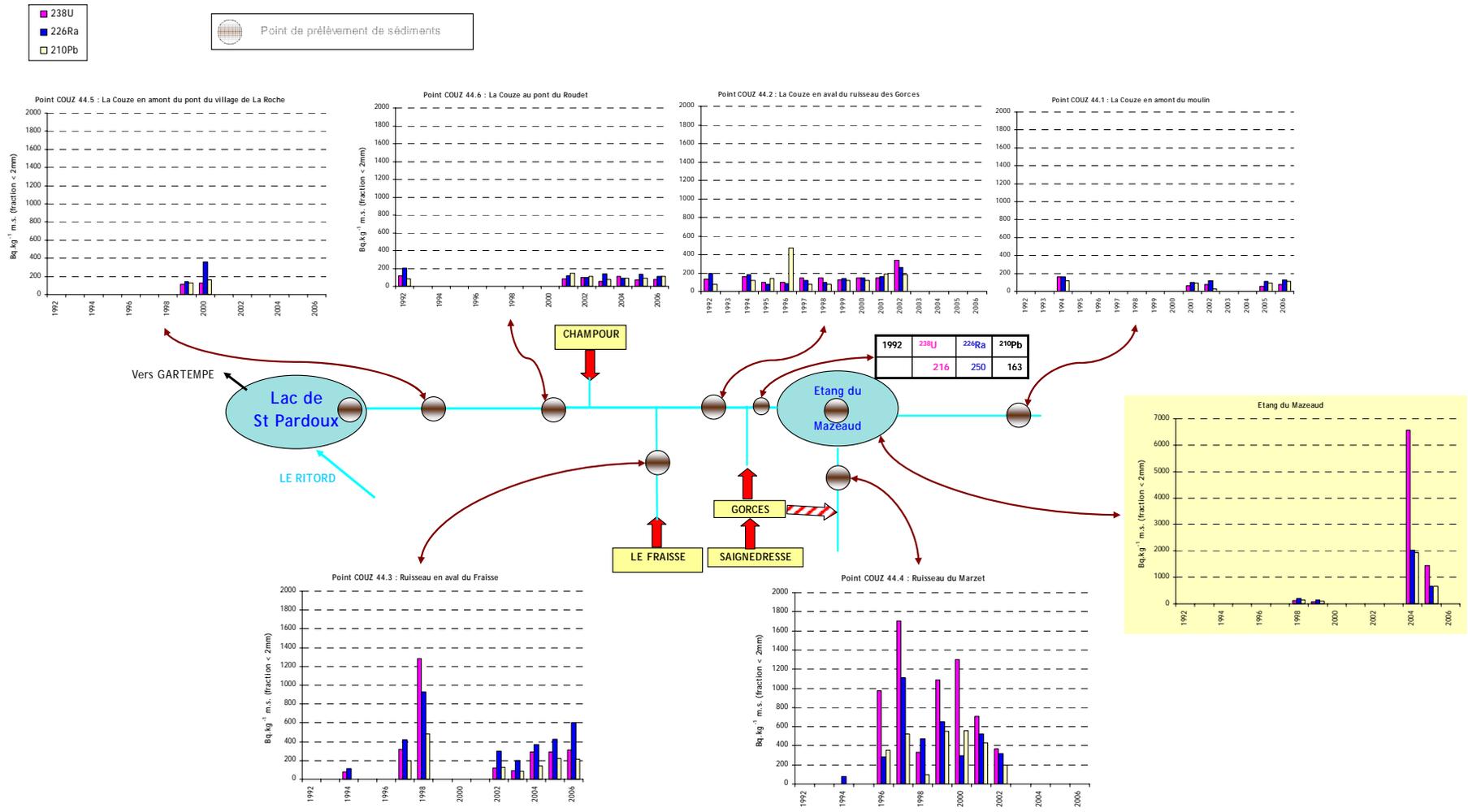


Figure 6-13 Activités massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 (Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) dans la fraction inférieure à 2 mm des sédiments prélevés dans la Couze, ses ruisseaux affluents et les principales retenues du bassin versant correspondant

(→) rejet continu ; (→) rejet intermittent ou potentiel

### 6. 1. 9 BASSIN VERSANT DE LA GARTEMPE

L'analyse des résultats proposée par l'IRSN est conduite d'abord sur les sédiments de la Gartempe, puis sur les sédiments des ruisseaux qui s'y jettent après avoir reçu des eaux minières. Les contrôles sont réalisés par AREVA NC sur une base annuelle.

L'analyse porte ensuite sur les sédiments et vases des retenues existantes, qui font l'objet de contrôles ponctuels sur la période 1992-2006.

Les résultats des mesures en uranium 238, radium 226 et plomb 210 obtenus par AREVA NC sont reportés sur les figures 6-14, figure 6-15 et figure 6-16.

#### La Gartempe

L'arrêté préfectoral 95-523 du 13/12/1995 préconise un contrôle annuel des sédiments de la Gartempe en 4 points : Coulerolles, Moulin du Mas en amont du Site Industriel de Bessines, Pont des Bonshommes et Rancon en aval de celui-ci. Il spécifie que les prélèvements soient effectués « sur les dépôts présents au bord des rives », les paramètres à analyser étant l'uranium total, le radium 226 et le plomb 210.

Coulerolles, du fait de sa situation en amont de tous les rejets miniers, fait office de référence. Les résultats obtenus fluctuent entre 30 et 120 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. pour les 3 paramètres avec des moyennes de 30, 50 et 46 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. sur 1992-2006. On constate que l'uranium 238, le radium 226 et le plomb 210 sont à l'équilibre aux incertitudes de mesure près.

Moulin du Mas est situé en amont du SIB, mais en aval des sites de Puy de l'Age, Bellezane, Montmassacrot via Bellezane, et des MCO des Petites Magnelles et de Villard. On observe en 1992, alors que les sites de Puy de l'Age, Bellezane et des Petites Magnelles étaient en exploitation, des activités (<sup>238</sup>U : 470 et <sup>226</sup>Ra : 340 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) plus élevées que celles observées depuis l'arrêt des travaux. Bien que les activités relevées en 1992 restent relativement faibles, cette évolution laisse supposer une influence minière. De 1994 à 2006, les valeurs sont peu différentes des valeurs mesurées en amont à Coulerolles.

Pont des Bonshommes est situé à 1,5 km en aval du rejet du SIB, à l'aval des sites mentionnés précédemment, mais également à l'aval des sites de Puy Teigneux, Point 117 et Chanteloube.

L'influence des rejets de la SIMO n'est pas vraiment perceptible sur l'échantillon de 1992, alors que cette usine était encore en activité.

La série de résultats de 1995 ressort avec des valeurs en <sup>238</sup>U de 1 130 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s., <sup>226</sup>Ra de 1 035 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. et <sup>210</sup>Pb de 940 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. ; elle peut correspondre aux rejets découlant des mouvements de résidus et stériles occasionnés par le réaménagement du site de Bessines ainsi qu'à la démolition de l'usine SIMO, aucun flux de rejet d'eaux particulièrement chargées n'ayant été produit en 1994-95.

Depuis 1996, les niveaux d'activités se maintiennent autour de 130 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. pour les 3 paramètres uranium 238, radium 226 et plomb 210 globalement à l'équilibre. L'ensemble de ces valeurs traduit un très faible impact des installations minières sur la qualité des sédiments de la Gartempe en ce point depuis 1996.

La *retenue* de la microcentrale hydroélectrique *d'Etrangleloup* à Châteauponsac, située 10 km en aval du rejet du SIB et en aval de l'ensemble des rejets des sites du bassin versant de la Gartempe, ne montre pas d'accumulation particulière de radioactivité d'après les valeurs BDE [1] de juin 2003 (autour de 100 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. pour <sup>238</sup>U et <sup>226</sup>Ra, 77 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. pour <sup>210</sup>Pb).

*Rancon* est situé à l'aval des sites du bassin versant de la Gartempe, notamment à 15 km du rejet SIB, il est placé également à peu de distance de la confluence entre la Couze et la Gartempe. Une série de résultats se détache des autres pour 1997 avec les valeurs suivantes : 350 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. en uranium 238, 370 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. en radium 226 et 220 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. en plomb 210. Le niveau d'activité moyen sur 1998-2006 est de l'ordre de 90 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. pour les trois radionucléides et donc comparable au milieu de référence.

En conclusion, il apparaît que l'activité massique des sédiments est globalement peu importante sur la Gartempe. Elle est stable depuis 10 ans, période sur laquelle les prélèvements annuels ne présentent plus de pic d'activité indiquant un marquage particulier. Par ailleurs l'uranium 238, le radium 226 et le plomb 210 sont proches de l'équilibre séculaire.

A Rancon à la confluence de la Couze avec la Gartempe, le niveau d'activité des sédiments, pour les trois radionucléides contrôlés, est également supérieur à celui des sédiments issus de la Gartempe à Coulerolles en amont des rejets miniers mais reste dans la gamme de variation du milieu naturel bien que des différences d'activité Ra/U soient généralement observées.

Il est à noter que le contrôle des sédiments de la Gartempe est essentiellement focalisé sur le rejet du SIB. Il n'y a pas de contrôle en aval immédiat de tous les affluents rive gauche de la Gartempe recevant des rejets miniers, comme les ruisseaux de Belzanes, des petites Magnelles et du Mas, le contrôle étant fait par AREVA NC directement sur ces ruisseaux.

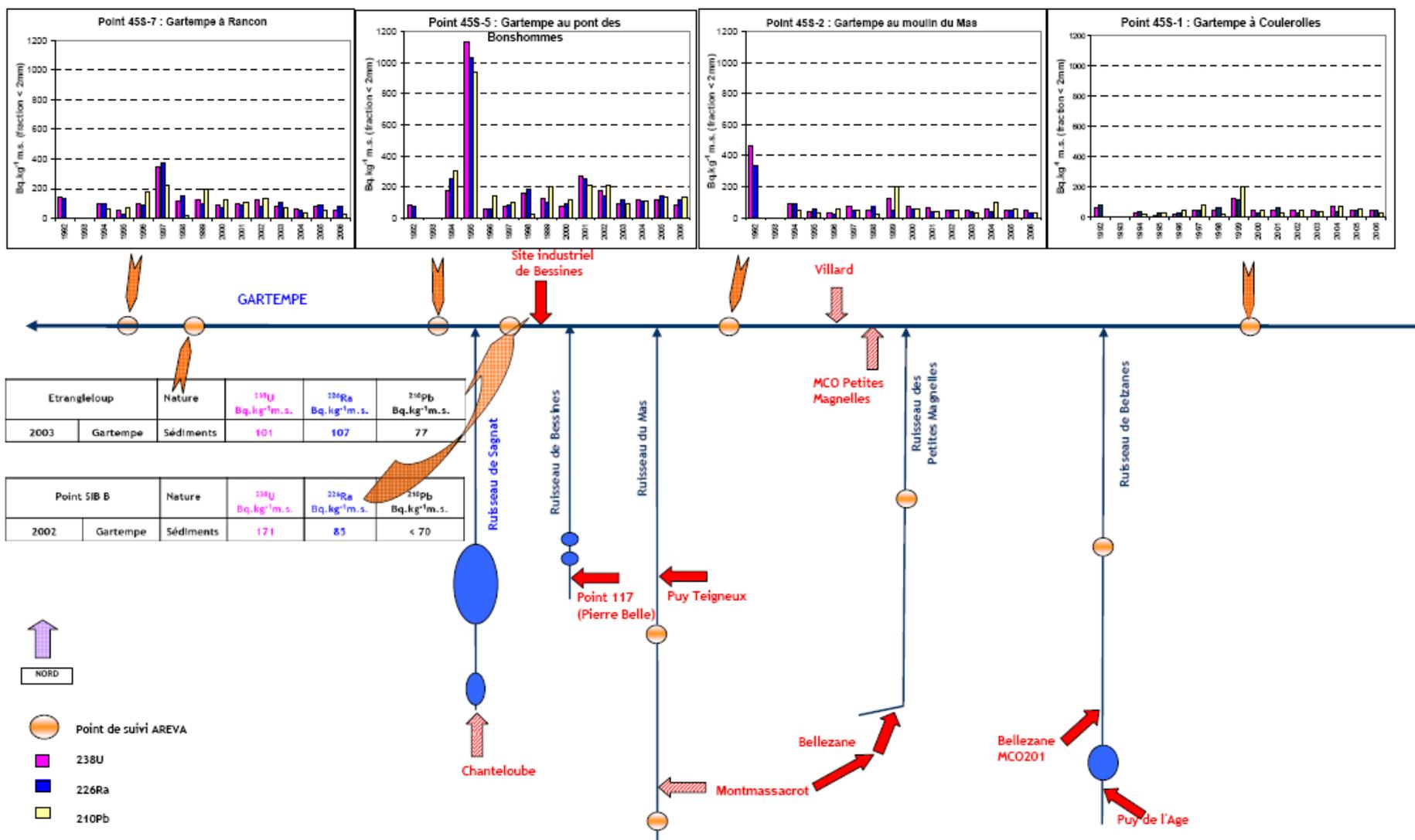


Figure 6-14 Activités massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 ( $Bq \cdot kg^{-1} \cdot m \cdot s$ ) de la fraction inférieure à 2 mm des sédiments de la Gartempe

(→) rejet continu ; (↗) rejet intermittent ou potentiel

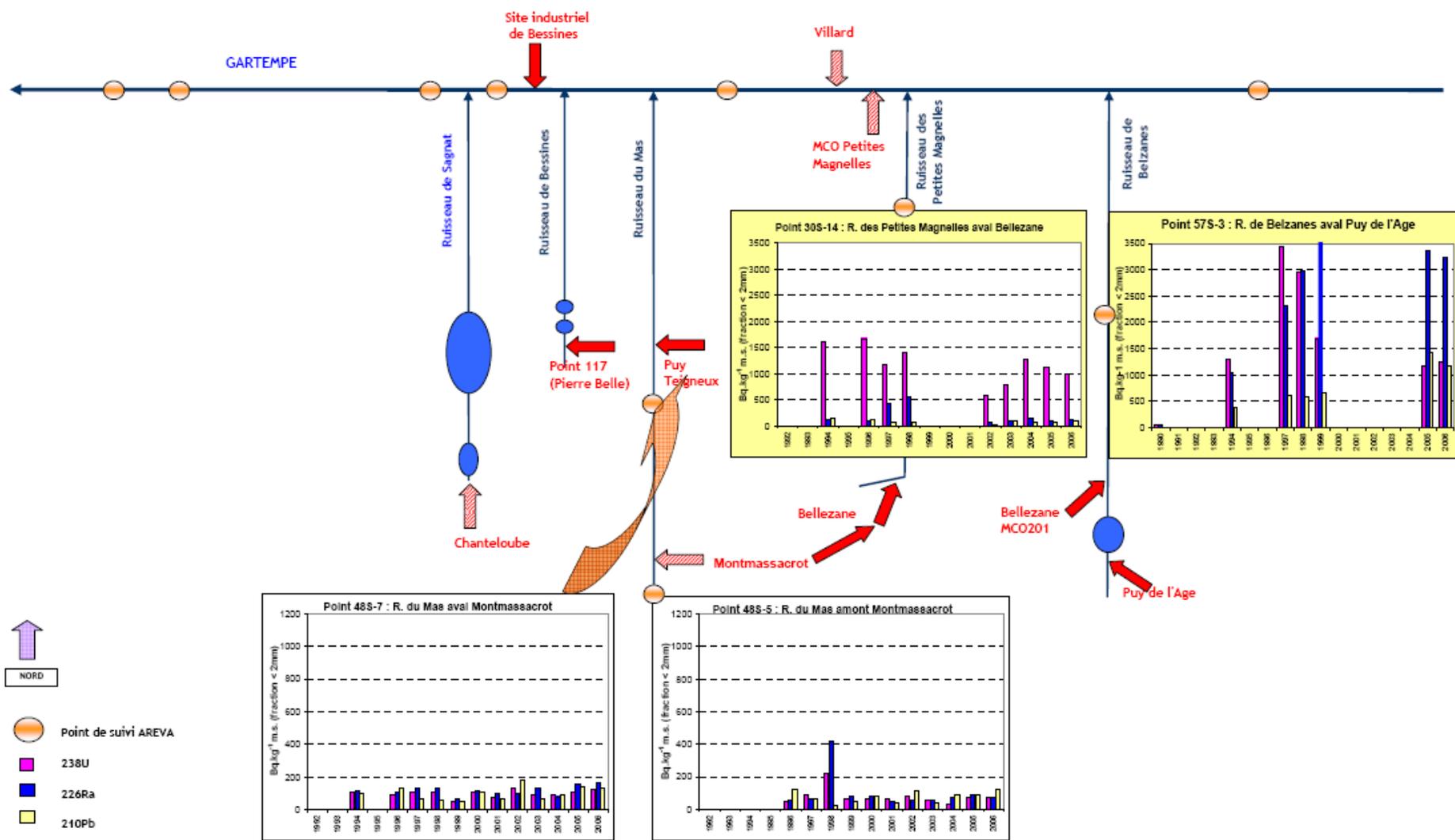


Figure 6-15 Activités massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 (Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) de la fraction inférieure à 2 mm des sédiments des affluents de la Gartempe

(→) rejet continu ; (↗) rejet intermittent ou potentiel

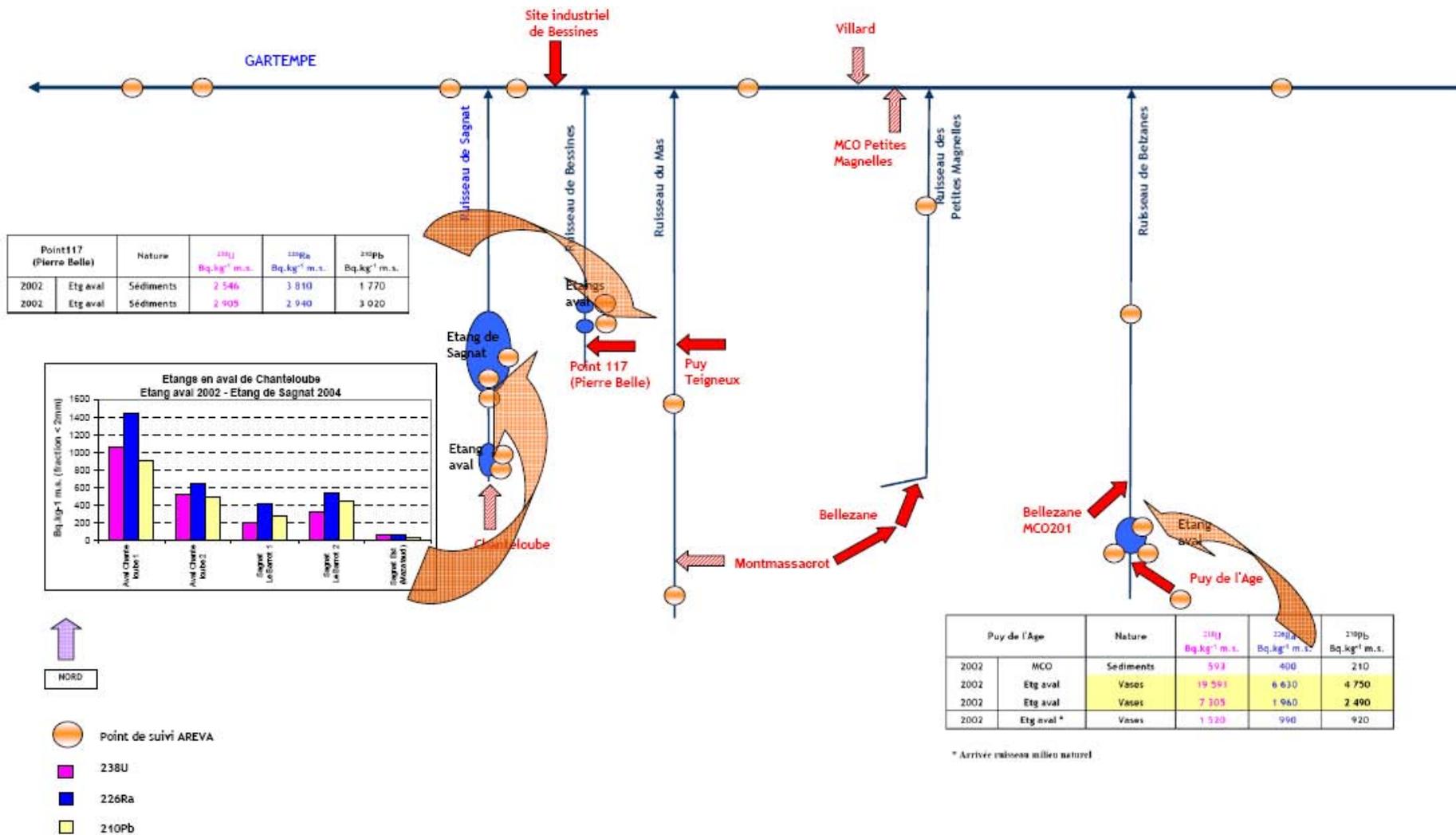


Figure 6-16 Activités massiques en uranium 238, radium 226 et plomb 210 (Bq.kg<sup>-1</sup> m.s.) de la fraction inférieure à 2 mm des sédiments et vases issus des plans d'eau situés sur les affluents de la Gartempe

(→) rejet continu ; (⇨) rejet intermittent ou potentiel

### Les affluents de la Gartempe

De sa propre initiative, AREVA NC a complété le suivi sédimentaire de la Gartempe, imposé par arrêté préfectoral, par celui des affluents recevant les rejets directs des principales installations minières aujourd'hui réaménagées. Un suivi est ainsi instauré au niveau :

- du ruisseau de Belzanes en aval de l'ancienne exploitation minière de Puy de l'Age (TMS et MCO) ;
- du ruisseau des Petites Magnelles en aval du site minier de Bellezane utilisé pour le stockage de résidus de traitement ;
- du ruisseau du Mas en amont et en aval du stockage de résidus de traitement de Montmassacrot.

#### Ruisseau de Belzanes (aval du site de Puy de l'Age)

Le contrôle s'effectue à environ 1,5 km en aval du rejet de Puy de l'Age. Le suivi n'est pas systématique, il s'est opéré en plusieurs phases :

- la situation constatée en 1990 ( $^{238}\text{U}$  et  $^{226}\text{Ra}$  :  $60 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s.}$ ) correspond à une période sans travaux (interruption), le niveau radiologique est très faible à la différence des prélèvements ultérieurs ;
- la situation observée en 1994 correspond à la fin des travaux d'exploitation. On mesure les activités suivantes :  $^{238}\text{U}$  : 1310,  $^{226}\text{Ra}$  : 1040 et  $^{210}\text{Pb}$  :  $390 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s.}$ . Jusque là le niveau est comparable à ce qui a été observé sur la Gartempe au pont des Bonshommes en 1995, à l'exception de l'activité du plomb 210 qui est plus faible que celle de l'uranium et du radium ;
- la situation post-réaménagement 1996-1998 pour laquelle l'uranium et le radium ont atteint  $3\,500 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s.}$ , avec un déficit en plomb 210 ( $600 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s.}$ ) ;
- la situation actuelle (2005-2006) qui se caractérise par un niveau prépondérant pour le  $^{226}\text{Ra}$  seul à  $3\,300 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s.}$  et des valeurs en  $^{238}\text{U}$  et  $^{210}\text{Pb}$  trois fois plus faibles.

Ainsi, les activités ont augmenté, après la fin de l'exploitation minière, jusqu'à un facteur 3 pour l'uranium 238 et le radium 226. Cette augmentation fait suite à la conjonction de deux phénomènes :

- le noyage des TMS et des MCO centre et nord, atteint en 1995 ;
- l'arrêt du traitement des eaux minières en 1995.

La CRIIRAD a analysé les sédiments en 1998 et en 2002 et rapporte [11] plusieurs séries de valeurs :

- mesures 1998 :  $^{238}\text{U}$  : 18 000,  $^{226}\text{Ra}$  :  $12\,000 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s.}$  ;
- mesures 2002:  $^{238}\text{U}$  compris entre 9 800 et  $16\,000 \text{ Bq.kg}^{-1}$  et  $^{226}\text{Ra}$  compris entre 27 000 et  $76\,000 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ m.s.}$

Les valeurs observées sont très supérieures aux valeurs fournies par AREVA NC, mais le communiqué dont elles sont extraites, ne donne ni la situation des points de prélèvements ni le mode de

sélection des échantillons (ciblé ou non). Cependant AREVA NC retrouve ces gammes d'activités en aval immédiat du site et notamment dans les vases de l'étang récepteur de la surverse du plan d'eau installé dans les anciennes MCO.

Le point de contrôle des sédiments du ruisseau des Petites Magnelles se situe environ à 1,5 km en aval du rejet de Bellezane. Les chroniques du contrôle des sédiments commencent en 1994, alors que le site est en cours de réaménagement. Pour rappel, les eaux rejetées ont pour origine les anciens TMS, la lixiviation des verses et des MCO. Elles sont pour partie constituées d'eaux en contact avec les résidus miniers stockés sur le site de Bellezane, auxquelles s'ajoutent les eaux provenant du stockage de Montmassacrot.

Les eaux issues du site de Bellezane sont pour l'essentiel encore traitées. Les valeurs de 1994 sont les suivantes :  $^{238}\text{U}$  : 1 610,  $^{226}\text{Ra}$  : 110,  $^{210}\text{Pb}$  : 150 Bq.kg<sup>-1</sup>m.s. La situation depuis 1994 n'a pas beaucoup évolué. En 2006, on observe ainsi :  $^{238}\text{U}$  : 1 000,  $^{226}\text{Ra}$  : 110,  $^{210}\text{Pb}$  : 90 Bq.kg<sup>-1</sup>m.s. L'uranium 238 est largement majoritaire par rapport au radium 226 et au plomb 210 (facteur 5 à 10), qui sont, eux, proches de l'équilibre. Les valeurs sont toutefois très en dessous de celles observées à Puy de l'Age.

Le contrôle effectué par AREVA NC sur le ruisseau du Mas porte sur 2 points, l'un en amont et l'autre en aval des rejets potentiels (en cas de débordement du bassin de collecte) du site de stockage de Montmassacrot depuis 1994.

Le site minier est utilisé comme stockage de résidus de traitement depuis 1987, mais à cette date les eaux du bassin de collecte du site ont été dirigées sur la station de traitement des eaux de Bellezane. Pendant la phase d'exploitation du site, les eaux étaient rejetées dans le ruisseau du Mas après traitement. Il s'agit essentiellement d'eaux de TMS aujourd'hui en contact avec les résidus et d'eaux de ruissellement.

La situation est peu différente au point amont et au point aval, les activités observées en aval sont égales à 100 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. pour les 3 radionucléides, soit environ 20% de plus que le niveau radiologique des sédiments du ruisseau du Mas au point amont.

L'IRSN n'a pas trouvé, dans le suivi AREVA NC, de mesure sur le ruisseau du Mas en aval du rejet des eaux de l'ancienne MCO de Puy Teigneux.

**En conclusion**, il ressort que dans la situation actuelle de rejet du site de Montmassacrot via le circuit des eaux de Bellezane, la contribution du site de Montmassacrot n'a que peu d'influence sur le ruisseau du Mas. Le contrôle actuel a pour objet la surveillance d'un relargage potentiel en période de fortes précipitations. Les niveaux observés dans les sédiments de ce ruisseau sont du même ordre de grandeur que ceux des sédiments de la Gartempe.

En revanche les sédiments du ruisseau de Belzanes et du ruisseau des Petites Magnelles sont indiscutablement marqués.

### Les retenues sur la Gartempe et notamment sur les affluents de la Gartempe

Des mesures ont été effectuées par AREVA NC en 2002 et 2004 à l'occasion de campagnes de prélèvements sur les différents plans d'eau en aval des anciens sites miniers.

#### Etang en aval du site de Puy de l'Age

Cet étang privé est situé à 500 mètres en contrebas de la surverse des eaux de la MCO de Puy de l'Age.

Les valeurs maximales obtenues en 2002 sur les vases de l'étang sont les suivantes :  $^{238}\text{U}$  : 19 590,  $^{226}\text{Ra}$  : 6 630,  $^{210}\text{Pb}$  : 4 750 Bq.kg<sup>-1</sup>m.s. Ce niveau d'activité est 10 fois supérieur pour l'uranium et 2 fois pour le radium à celui des sédiments analysés à 1 km en aval du site.

Un échantillon de vases a été prélevé à l'arrivée du ruisseau ouest dans l'étang. Ce ruisseau n'étant pas situé sous l'influence du ruissellement du site, AREVA NC indique qu'il s'agit d'un point pouvant être pris comme référence du milieu naturel. Les activités sont loin d'être négligeables, et présentent des déséquilibres en faveur de l'uranium. La connaissance des caractéristiques des sédiments de la retenue telles que la granulométrie et la teneur en matière organique favorable à la complexation de l'uranium permettrait de fournir quelques éléments d'analyse. L'échantillon de sédiments prélevé dans la MCO présente des valeurs inférieures.

#### Etang aval du site « point 117 »

Deux échantillons de sédiments ont été prélevés en 2002 dans un petit étang juste à l'aval de l'ancienne MCO. Les niveaux maximaux pour les 3 radionucléides mesurés sont de l'ordre de 3 000 Bq.kg<sup>-1</sup>m.s., l'ordre de grandeur est celui des sédiments du ruisseau de Belzanes en aval de Puy de l'Age.

#### Etang en aval de Chanteloube et étang de Sagnat

Ces étangs situés en aval des rejets potentiels de la MCO de Chanteloube sont distants d'environ 5 km. Le marquage le plus important est observé au niveau de l'étang le plus proche de Chanteloube avec, en 2002, dans les vases :  $^{238}\text{U}$  : 1 060,  $^{226}\text{Ra}$  : 1 440,  $^{210}\text{Pb}$  : 900 Bq.kg<sup>-1</sup>m.s.

Les niveaux d'activité observés dans les vases et argiles de l'étang de Sagnat sont peu importants, au plus  $^{226}\text{Ra}$  : 540 Bq.kg<sup>-1</sup> m.s. (mesure 2004).

C'est dans le plan d'eau en aval de Puy de l'Age qu'est observé le marquage sédimentaire le plus important du bassin versant de la Gartempe.

Cependant, tous les étangs en aval des sites miniers sont plus ou moins impactés. En effet, l'uranium et le radium sont piégés dans les vases constituées de limons et d'argiles riches en matière organique due à la végétation en décomposition et d'une phase sableuse inerte. AREVA NC ne donnant aucune précision sur la granulométrie et la teneur en matières organiques des sédiments prélevés, il est difficile d'évaluer l'importance relative des processus en jeu dans la formation des marquages sédimentaires (adsorption ou biosorption) et d'établir de comparaisons entre les sites.

AREVA NC a indiqué au cours de l'instruction, que les étangs présentant les sédiments les plus marqués font l'objet de curages réguliers. Les sédiments récupérés sont déposés actuellement dans une alvéole récemment aménagée à cet effet sur la MCO 105 de Bellezane (autorisation par l'AP du 31/08/2006).

### Synthèse des marquages du bassin versant de la Gartempe

Au niveau de la Gartempe, l'impact des activités minières s'est manifesté de façon notoire sur les sédiments en aval immédiat du SIB. Cette influence est également visible, mais dans une moindre mesure, à Rançon à la confluence de la Couze et de la Gartempe.

Le marquage sédimentaire est surtout significatif au niveau de deux affluents de la Gartempe : les ruisseaux de Belzanes et des Petites Magnelles. Ces ruisseaux sont impactés respectivement à hauteur de  $3\,000\text{ Bq.kg}^{-1}\text{ m.s.}$  (U et Ra) et  $1\,500\text{ Bq.kg}^{-1}\text{ m.s.}$  (U). Ces marquages résultent des rejets entraînés par les activités minières arrivant dans des cours d'eaux à petit débit, comme l'indique AREVA NC dans le BDE [1]. Il n'y a pas de résultats sur le ruisseau du Mas en aval du rejet de la MCO de Puy Teigneux.

Plusieurs plans d'eau existent sur les affluents de la Gartempe. Celui en aval du site de Puy de l'Age est le plus impacté par les anciens sites. Ainsi, les valeurs maximales mesurées en 2002 sur les vases prélevées à l'entrée du ruisseau venant de la MCO sont de  $19\,590\text{ Bq.kg}^{-1}\text{ m.s.}$  en uranium 238,  $6\,630\text{ Bq.kg}^{-1}\text{ m.s.}$  en radium 226 et  $4\,750\text{ Bq.kg}^{-1}\text{ m.s.}$  en plomb 210. Un échantillon prélevé au niveau du déversoir de l'étang montre une radioactivité 3 fois inférieure (U, Ra). Le curage des sédiments de ce plan d'eau est d'ores et déjà planifié par AREVA NC.

### *6.1.10 CONCLUSIONS CONCERNANT LES MARQUAGES SEDIMENTAIRES*

Au cours de son analyse des données sédimentaires disponibles, l'IRSN s'est heurté à des difficultés d'interprétation. En effet, contrairement aux eaux, le compartiment sédimentaire est relativement hétérogène. Ainsi un prélèvement ponctuel n'est par nature pas représentatif d'un ensemble et les efforts produits par l'exploitant (conservation des points de prélèvement, constitution d'un échantillon composite) ne permettent pas systématiquement de s'affranchir des hétérogénéités. Cela est d'autant plus vrai dès lors que des échantillons acquis par d'autres laboratoires dans des conditions différentes sont intégrés à l'analyse. Il en résulte que la comparaison stricte des niveaux d'activité est un exercice délicat pouvant conduire à des conclusions erronées. Par exemple, l'étang du Mazeaud présente un échantillon dont l'activité en uranium est supérieure à  $6\,000\text{ Bq.kg}^{-1}$  et donc supérieure aux activités maximales avancées par AREVA NC pour les sédiments du lac de Saint Pardoux au niveau de l'arrivée du Ritord dans le lac. La comparaison de ces valeurs conduit à l'observation d'un marquage plus important dans l'étang du Mazeaud que dans le lac de Saint Pardoux. Il a été clairement démontré que la réalité est toute autre. Ce biais résulte d'une part d'un effort d'échantillonnage plus important dans le lac de Saint Pardoux conduisant à une meilleure représentation spatiale du niveau de contamination mais aussi du ciblage au SPP2 du

prélèvement dans l'étang du Mazeaud. Ainsi la valeur avancée pour le lac de Saint Pardoux correspond à une valeur moyenne tandis que pour le Mazeaud elle correspond à une valeur maximale.

Malgré ces difficultés d'interprétation, l'IRSN établit les constats suivants :

- Les fortes activités sont dans la quasi-totalité des cas accompagnées d'un déséquilibre entre le radium et l'uranium tandis que dans le milieu de référence, ces radionucléides sont à l'équilibre. Le rapport d'activité constitue donc aux yeux de l'IRSN, et au même titre que le niveau d'activité un indice de l'influence minière ;
- Les plans d'eau présentent les niveaux d'activité les plus élevés ; les petits affluents sont également marqués de manière significative tandis que les cours d'eau majeurs présentent des activités relativement banales. Parmi eux, la Gartempe présente les activités les plus basses. L'IRSN met en relation ces niveaux de marquage avec le potentiel de sédimentation, c'est-à-dire la vitesse du courant. En effet, les zones de faible courant permettent la décantation des particules les plus fines sur lesquelles les radionucléides sont adsorbés.

A l'issue de son analyse, l'IRSN relève que, pour ce qui concerne les marquages sédimentaires, les bassins versants du Vincou et du Ritord sont les plus impactés.

L'IRSN rappelle également que la définition du milieu naturel non impacté apparaît comme une étape clef pour la mise en évidence des marquages. Cependant, les simples comparaisons entre amont et aval ainsi que la comparaison entre les données disponibles sur tous les bassins versants étudiés permettent de se faire une idée quand à l'existence d'une influence minière ou non sur la qualité des sédiments.

## PROCESSUS DE MARQUAGE DES SEDIMENTS

Le mode de marquage des sédiments par les radionucléides s'effectue d'abord par dépôt physique des éléments présents dans les matières en suspension et la phase particulaire des eaux réceptrices. Les formes complexées des radionucléides peuvent se lier également à la phase sédimentaire par adsorption et biosorption. L'IRSN souligne ce mode très important de rétention et d'enrichissement de l'uranium par la matière organique ou la biomasse et en rappelle les mécanismes. Les éléments qui suivent ont essentiellement pour source les publications en référence [16], [17], [18].

Dans les eaux l'uranium est facilement oxydé à l'état de valence +6 en ion uranyle  $UO_2^{2+}$ , voire uranate  $UO_4^{2-}$ . L'ion uranyle forme des hydroxydes par réaction d'hydrolyse avec l'eau, des complexes avec les anions présents (carbonates, sulfates, ...) et avec la matière organique.

L'uranium montre en fonction des conditions redox et de pH une bonne capacité d'adsorption sur les phases minérales (oxyhydroxydes de fer et les phases argileuses) se trouvant dans l'eau ou le sédiment. L'uranium présente une très forte affinité pour les algues et autres plantes aquatiques, bactéries, champignons. La biosorption par les algues, bactéries, ... est reconnue comme un mécanisme dominant du dépôt de l'uranium dans les sédiments. Les matières humiques sont capables de concentrer l'uranium dissous dans l'eau, le facteur d'enrichissement peut être de plus de 10 000 fois les concentrations en uranium dissous.

Le radium est adsorbé également sur les argiles, sur les oxydes de manganèse ainsi que sur la matière organique.

### 1) Séquestration de l'uranium par la plante

Les parois cellulaires des plantes, algues, ... sont constituées principalement de polysaccharides et d'hydrates de carbone (ex. cellulose) qui contiennent des ligands chargés négativement pour la plupart, ces groupements (carboxylés, ...) fixent les cations ex. Zn-Cu-Al-U. Les hydroxydes d'uranyle sont attirés vers les parois cellulaires des plantes, les cations vont s'adsorber ou former des complexes avec les ligands et restent soit en surface soit entrent dans la cellule.

La sorption de l'U est optimale pour des pH compris entre 2,6 et 5.

Des pH supérieurs favorisent l'adsorption du radium.

Sous forme anionique (carbonates) les ions uranyle forment partiellement des complexes avec les plantes, etc., dans les eaux alcalines les ions uranyle sont séquestrés dans les cristaux de  $CaCO_3$  et de  $Ca_3(PO_4)_2$  communs aux parois cellulaires de certaines algues.

### 2) Sédimentation

L'ion uranyle  $UO_2^{2+}$  reste complexé dans la plante vivante ou morte, les structures des parois cellulaires restant relativement intactes la plante va former un matériau détritique qui sera déposé sur les sédiments via la colonne d'eau.

### 3) Réduction - transformation - biominéralisation

L'U sous forme minérale et l'U lié aux colloïdes peuvent être soit piégés dans les zones anoxiques de la couche sédimentaire soit être relâchés dans les eaux et remis en suspension dans des zones plus turbulentes.

En combinaison avec un faible potentiel redox de l'environnement, des sulfates et des systèmes microbiens minéro-trophiques, l'U (VI) peut être réduit en U (IV) et immobilisé dans les phases solides formées avec les sulfates et autres anions présents dans les sédiments.

De nombreux gisements sur la planète sont associés à la matière organique, leur formation a commencé par la complexation de la matière organique, une réduction microbienne et la transformation en U et sulfures métalliques.

L'IRSN souligne l'importance de la surveillance sédimentaire des retenues et cours d'eau à débit très faible situés à l'aval immédiat des sites rejetant des eaux encore chargées notamment en ions uranyle.

La biosorption est une des voies explorées pour extraire l'uranium des eaux minières [18]. AREVA NC mentionne le processus page 170 du BDE. Le processus mériterait d'être étudié et testé plus avant, il est certainement envisageable de faire séjourner des algues ou autres plantes aquatiques en présence de bactéries bien choisies dans les bassins de décantation existant pour réduire en particulier la charge en uranium des eaux (cf. Chapitre 11).

### **6.1.11 COMMENTAIRES GENERAUX**

L'IRSN constate que de nombreux marquages, en particulier dans les sédiments (mais également les sols) ont été mis en évidence au travers d'études ponctuelles spécifiques effectuées en complément de la surveillance réglementaire, à l'initiative d'AREVA NC ou d'autres organismes ou associations.

Ce constat conduit à s'interroger sur l'existence d'autres marquages potentiels, tant au niveau des eaux qu'au niveau des sédiments, non identifiés à ce jour faute de mesure. Au moins deux exemples déjà relevés par l'IRSN peuvent être cités en ce sens. Il s'agit des potentiels marquages locaux dans le prolongement de filons de lamprophyres recoupant le site du Fraisse qui peuvent conduire à un impact local sur le bassin versant du Ritord ainsi que des marquages éventuels des ruisseaux qui passent en pied de vers, et de manière plus générale, de l'impact des vers à stériles. Ces exemples justifient, selon l'IRSN, de lever les interrogations auxquelles conduit le niveau des connaissances actuelles.

L'analyse des eaux de surface conduite par l'IRSN montre que les rejets induisent, de manière quasi systématique, une augmentation de l'activité en uranium dans le cours d'eau récepteur de l'amont vers l'aval, et ce de manière plus prononcée pour le radium. La dilution, ainsi que le piégeage des radionucléides dans les sédiments notamment des retenues, contribuent à réduire leur concentration en phase aqueuse.

Elle montre également que, sous l'effet des dilutions successives et des phénomènes de rétention dans les sédiments lacustres, la qualité des eaux a tendance à s'améliorer. L'IRSN considère que globalement, la position des points de contrôle de la qualité radiologique des eaux permet d'avoir une bonne représentation des impacts. Des voies d'amélioration sont néanmoins à envisager. Elles sont discutées au chapitre 11.

Pour les sédiments, les radionucléides étant associés à la fraction fine du sédiment, le marquage est d'autant plus important que le régime hydrodynamique est favorable au dépôt. De ce fait, les retenues constituent les zones les plus favorables à l'accumulation de particules marquées. Bien que non systématique, l'existence d'un fort déséquilibre entre le radium et l'uranium semble constituer un bon indicateur d'impact minier.

On observe une cohérence entre les marquages relevés dans les eaux et ceux observés dans les sédiments, les bassins versants du Vincou et du Ritord apparaissant, dans les deux cas, comme les plus impactés.

## **6.2 ANALYSE COMPARATIVE : GRILLE DE LECTURE**

Afin de prendre du recul par rapport aux spécificités de chacun des sites et être ainsi capable de porter une appréciation globale sur la pertinence du réseau de surveillance, l'IRSN propose, par le biais du présent paragraphe, de mener une analyse comparative des différents types de situations rencontrées, fondée à la fois sur les données du suivi environnemental et sur des données caractéristiques des sites. Cette démarche se justifie par le nombre important de sites à prendre en compte et par la nécessité ressentie de tirer, autant que possible, des enseignements génériques.

En raison du grand nombre de données disponibles, l'IRSN n'a pas souhaité les discuter de manière exhaustive ; mais a choisi d'effectuer un tri avec pour objectif d'identifier des indicateurs susceptibles de traduire le risque associé aux sites. Ce tri a nécessité l'élaboration d'une méthode d'analyse comparative sous la forme d'une grille de lecture qui fait l'objet du présent paragraphe. Cette démarche repose sur les caractéristiques des sites et de leur environnement et s'appuie sur les résultats de la surveillance réglementaire (base de données AREVA NC) ainsi que sur quelques études complémentaires [3] à [14]. La période couverte par les différents indicateurs varie en fonction des données disponibles et de la nature de l'indicateur. Par exemple, pour les indicateurs faisant référence aux sites, les données couvrent les cinquante dernières années tandis que les indicateurs faisant référence aux rejets reposent sur la base de données AREVA NC qui remonte globalement au début des années 90.

Dans la suite, les grandes lignes de la méthodologie proposée sont présentées ainsi que les résultats de sa mise en œuvre sur l'ensemble des sites miniers inscrits dans le périmètre des bassins versants de la Couze, du Ritord, du Vincou et de la Gartempe. **A ce stade, l'application ne vise pas directement à mettre en avant les sites devant faire l'objet d'une surveillance particulière mais bien uniquement à identifier des indicateurs pertinents à prendre en compte pour faire évoluer la surveillance réglementaire de ces installations à moyen et long terme.** Dans cet objectif, la méthode a été appliquée sur la période historique c'est-à-dire en s'appuyant sur l'ensemble des données disponibles et sur la situation actuelle lorsque ce découpage était pertinent.

La grille traduisant la situation actuelle constitue un élément d'entrée sur lequel se fondent les recommandations relatives au réseau de surveillance (chapitre 11). Celles-ci intègrent également les remarques relatives à l'hydrogéologie (chapitre 4), à l'impact par la voie air (chapitre 7), à l'impact dosimétrique (chapitre 8), à l'impact chimique (chapitre 9) et à l'impact sur les écosystèmes (chapitre 10). Elle pourrait également constituer un élément utile pour la réflexion relative à la surveillance à long terme.

### *6.2.1 METHODOLOGIE*

La méthodologie retenue consiste en une analyse multi-indicateurs de la situation de chaque site. A chaque indicateur est associé un critère de sélection permettant d'inscrire ou non le site dans la catégorie « site incriminé ». En ce sens, cette démarche s'apparente à celle appliquée dans le cadre du programme MIMAUSA [15] (Mémoire et Impact des Mines d'urAniUm : Synthèse et Archives) pour identifier les sites sur lesquels il est nécessaire de fournir un effort de connaissance. Elle s'en éloigne cependant par son aspect non quantitatif et par le fait que pour le moment l'effort d'identification porte sur les indicateurs et non sur les sites eux mêmes. En effet l'objectif n'est pas de mettre en place une méthode de notation permettant de classer les sites par ordre d'importance en terme de nécessité de surveillance mais simplement de fournir une grille de lecture des risques associés à chaque site et rejet et surtout d'identifier des indicateurs qui permettraient d'élargir le champ de la surveillance actuelle.

Les indicateurs étudiés et critères retenus (tableau 6-1) pour l'analyse sont répartis dans les trois catégories que sont : les sources, les vecteurs et les cibles.

*Tableau 6-1 Liste des indicateurs et critères retenus pour l'analyse comparative des bassins versants.*

Type	Indicateurs	Critère
Source	Tonnage brut extrait	> 2 000 000 tonnes
	Kilométrage de galeries	> 20 km
	Présence d'une station de traitement	Oui
	Présence de résidus de traitement	Oui
	Présence de déchets ou sources autres	Oui
Vecteur	Activité dans les eaux collectées	> 1 Bq.L <sup>-1</sup> de manière répétée sur la période couverte par l'étude
	Flux collecté	>10 <sup>8</sup> Bq.mois <sup>-1</sup> et >10 <sup>7</sup> Bq.mois <sup>-1</sup> de manière répétée sur la période couverte par l'étude respectivement pour <sup>238</sup> U et <sup>226</sup> Ra
	Flux rejeté	>10 <sup>8</sup> Bq.mois <sup>-1</sup> et >10 <sup>7</sup> Bq.mois <sup>-1</sup> de manière répétée sur la période couverte par l'étude respectivement pour <sup>238</sup> U et <sup>226</sup> Ra
Cible	Vulnérabilité du milieu récepteur	Rapport de dilution <1/5 et/ou présence d'une retenue à moins de 5 km.
	Marquage observé en aval de rejets	oui
	Usage sensible du site ou d'un site en aval	oui

### 6.2.2 INDICATEURS ET CRITERES DE TYPE SOURCE

Le terme « source » est employé ici pour identifier des origines potentielles de contamination au sein d'un site minier. Il exclut de ce fait tout ce qui peut se trouver en aval des rejets et en particulier les sédiments lacustres susceptibles de correspondre à des sources secondaires.

Les informations nécessaires au renseignement de ces indicateurs sont, dans la quasi-totalité, issues des fiches de chantier. Ces indicateurs et les critères qui leur sont associés sont brièvement décrits ci dessous.

#### Le tonnage total brut extrait

Il s'agit du tonnage de matériaux extraits sur toute la période d'exploitation. Cet indicateur est donc représentatif de l'ampleur du site. Il permet notamment de mettre en évidence les sites sur lesquels les activités d'extraction ont été significatives. L'inconvénient de ce critère est qu'il dépend fortement des techniques d'extraction mises en œuvre, l'exploitation en MCO conduisant à des tonnages de stériles nettement plus importants que l'exploitation par TMS. Les sites exploités par MCO se trouvent de ce fait « favorisés » dans la démarche sélective.

Le critère de sélection retenu pour cet exercice est de **2 millions de tonnes de matériaux «Total Brut Extraits»**.

#### **Le kilométrage de galeries**

Le kilométrage de galeries est représentatif de l'intensité de l'exploitation par travaux miniers souterrains. Il inclut les galeries, ou excavations, réalisées dans les veines productrices et les galeries de liaisons entre quartiers. Cet indicateur est complémentaire du précédent et permet de lever la limitation relative aux techniques d'exploitation évoquée avec le critère précédent. Les informations relatives à ce paramètre sont, à une exception près pour le site de Bessines (SIB), disponibles dans les fiches de sites.

#### **La présence de station de traitement**

Le rejet dans l'environnement des eaux de débordement des travaux miniers ou susceptibles d'être en contact avec les produits miniers est réglementé par arrêté préfectoral à partir des prescriptions du RGIE (cf. Chapitre 3). La présence ou non d'une station de traitement des eaux (STE) est donc directement reliée à la composition radiologique des eaux collectées en sortie de mine ou de site et constitue de ce fait, un bon indicateur du potentiel polluant intrinsèque du site.

#### **La présence de résidus de traitement**

Les résidus issus du traitement du minerai d'uranium sont des matériaux fins, présentant des activités en radionucléides élevées. Ils constituent, par conséquent, une réelle source de pollution potentielle qui justifie de le retenir comme critère de sélection de sites.

#### **La présence de déchets ou sources autres**

Il est intéressant de prendre en compte également la présence, sur les sites, de déchets ou de matériaux susceptibles de contenir des radionucléides. On recense ainsi :

- les produits de démantèlement des anciens bâtiments (usines de traitement, bassins de décantation...) ;
- les fûts contenant ou ayant contenu des produits susceptibles de renfermer des radionucléides et qui ont parfois été stockés avec des résidus ou dans d'anciens ouvrages miniers ;
- les sables issus du cyclonage des résidus de traitement, quelquefois utilisés en remblayage hydraulique des travaux souterrains ou pour la construction de certaines digues ;
- les boues de curage des stations de traitement des eaux ;
- les sédiments marqués issus de curage de retenues.

### 6.2.3 INDICATEURS DE TYPE VECTEUR

Les sources caractérisées, les modalités de dispersion potentielle des radionucléides qu'elles contiennent apparaissent naturellement comme le second indicateur clef pour une analyse comparative. Les vecteurs de transfert sont l'air et l'eau. L'eau est le plus à même d'occasionner des impacts étendus et de générer des zones d'accumulation de radioactivité constituant ainsi de nouvelles sources potentielles. C'est par conséquent le vecteur eau qui a été privilégié au cours de la présente approche comparative.

L'impact potentiel des sites à l'échelle d'un bassin versant résulte des transferts d'eau ayant été au contact des sites. Ces eaux sont d'une part les eaux de ruissellement susceptibles de lessiver les surfaces des anciennes exploitations et en particulier les stockages de résidus ainsi que les verses à stériles toujours présentes sur les sites et d'autre part les eaux souterraines transitant par les anciens ouvrages souterrains. Ces dernières débouchent en surface au niveau de points de surverse qui peuvent être soit des émergences naturelles, soit les galeries d'accès et les liaisons créées pour les besoins de l'exploitation minière.

On distingue dans la suite du chapitre, les **eaux collectées** sur divers sites et regroupées vers un point de rejet où elles pourront subir un traitement éventuel et les **eaux effectivement rejetées** dans l'environnement. La différence de caractéristiques entre ces deux types d'eau en un même point traduit l'efficacité des traitements, le cas échéant. Les indicateurs retenus pour l'analyse comparative se rapportent l'un à la qualité des eaux collectées en sortie de mine et les deux autres, aux flux de radionucléides collectés et rejetés dans l'environnement.

#### Activité dans les eaux collectées

Compte tenu des évolutions observées des points de résurgence des eaux au cours de l'exploitation des mines et plus particulièrement au moment de l'ennoyage, la période sur laquelle il est possible de renseigner le paramètre « activités collectées » est, elle aussi, variable.

L'analyse conduite dans la première phase de la tierce expertise sur les eaux du Ritord, ainsi que sur le site de Bellezane, a mis en évidence le fait que, dans les eaux collectées, les radionucléides étaient principalement présents sous forme dissoute. Cette observation est généralisable à tous les sites analysés au cours de la seconde phase de l'instruction, c'est pourquoi seules les activités en phase dissoute sont retenues pour l'analyse comparative.

Sur la période couverte par la base de données AREVA NC, les activités en uranium et en radium dans les eaux collectées depuis l'ennoyage des infrastructures souterraines tendent à décroître. Cette évolution semble suivre une loi exponentielle pour l'uranium. Les données en radium présentent également une tendance à la diminution, mais de manière moins prononcée et surtout avec des variations saisonnières marquées.

Sur la période récente (2002-2006), les enregistrements qui présentent les évolutions les plus faibles se stabilisent autour de  $1 \text{ Bq.L}^{-1}$  ou en dessous tant pour l'uranium que pour le radium. Cette valeur a donc été retenue comme critère de manière à effectuer un premier tri entre les différentes eaux collectées. Il ne répond en ce sens à aucune exigence réglementaire ou seuil de risque mais représente un jalon dans un processus de remise à l'équilibre du système de lessivage des radionucléides.

### **Flux de radionucléides**

La notion de flux intègre à la fois le niveau d'activité volumique et le débit.

- **dans les eaux collectées** : Cet indicateur représente le lien entre ce qui relève réellement du site, à savoir la qualité radiologique des eaux collectées, et l'aspect environnemental en termes d'apport de radionucléides à l'environnement. Il traduit l'importance relative qu'auraient les différents sites en l'absence de traitement.
- **dans les eaux rejetées** : Le flux d'eau rejeté diffère du précédent uniquement lorsque les eaux collectées sont traitées.

A partir des résultats de la surveillance, deux critères ont été retenus pour les flux de radionucléides dans les eaux à la fois collectées et rejetées. L'un porte sur les données en uranium 238 et l'autre sur les données en radium 226. Les critères retenus sont de  $10^8 \text{ Bq.mois}^{-1}$  pour l'uranium et de  $10^7 \text{ Bq.mois}^{-1}$  pour le radium.

### **6.2.4 INDICATEURS DE TYPE CIBLE**

Le transfert des radionucléides hors des limites du site constitue la première étape de la contamination potentielle de l'environnement. Cet apport anthropique est généralement transporté dans les réseaux hydrologiques affectant ainsi les cours d'eau. Sous l'effet des dilutions aux confluences, le niveau de contamination aura tendance à s'estomper de l'amont vers l'aval du bassin versant en absence de nouvelle source de contamination. Au cours de leur transport, les radionucléides peuvent être piégés, de manière plus ou moins pérenne, dans un autre compartiment de la géosphère ou de la biosphère (sol, sédiments, végétaux ou animaux). Ces phénomènes de rétention favorisent l'apparition de sources secondaires dont le potentiel de risque est susceptible de dépasser celui associé au marquage des eaux.

Il est à noter que l'IRSN a relevé que les marquages mis en évidence ne sont pas systématiquement imputables à un rejet identifié mais peuvent résulter d'écoulements d'eaux minières non contrôlés. C'est d'ailleurs aujourd'hui la seule possibilité de mettre en évidence de tels écoulements.

Les indicateurs de type cible permettent ainsi de traduire l'existence de zones ou d'usages sensibles tant pour l'homme que pour les écosystèmes au voisinage des sites. Trois indicateurs sont pris en compte dans un premier temps : la vulnérabilité du milieu récepteur, l'existence de marquages avérés en aval des rejets et l'existence d'usages sensibles en aval des sites.

### **Vulnérabilité du milieu récepteur**

Outre les caractéristiques qualitatives et quantitatives des rejets, les propriétés, principalement physiques, du milieu récepteur et de son aval hydraulique vont moduler le risque associé à un rejet.

Les propriétés du milieu récepteur susceptibles de moduler le risque induit par le rejet concernent le rapport de dilution entre le rejet et le cours d'eau récepteur ainsi que l'existence de zones de rétention potentielle en aval proche du rejet. La présence ou non de telles zones relève directement de la topographie du bassin versant en aval (présence de zone à faible pente ou de retenue).

Deux critères de sélection sont retenus : un rapport de dilution de 1/5 découlant directement des prescriptions du RGIE et une distance plus arbitraire de 5 km pour la présence d'une retenue.

#### **Marquage observé en aval de rejets**

On entend ici par marquage, la mise en évidence de la présence de radionucléides dans un compartiment quel qu'il soit (eaux, sédiments, sol, végétaux ou animaux) et dont l'occurrence est indubitablement reliée à l'exploitation minière. C'est à ce niveau que les données acquises en dehors du suivi assuré par AREVA NC pour répondre aux exigences réglementaires, sont intégrées dans la grille de lecture.

Si un marquage est observé en aval d'une série de rejets impliquant plusieurs sites, la sélection d'un unique site est possible sous réserve qu'il représente la principale source du marquage.

#### **Usage sensible en aval**

Cet indicateur recense l'ensemble des usages sensibles connus à proximité des sites ou de leurs rejets. Il peut s'agir par exemple de retenues exploitées à des fins d'approvisionnement en eaux des populations ou de cultures, ou encore exploitées à des fins touristiques ou de loisirs (baignade, pêche récréative, ...).

Le critère de sélection associé à cet indicateur est l'existence ou non d'un usage sensible connu.

### ***6.2.5 MISE EN APPLICATION***

Les indicateurs définis précédemment sont développés tour à tour pour les 24 sites inscrits dans les bassins versants de la Couze, du Ritord, du Vincou et de la Gartempe. Certains ne sont pas retenus pour l'analyse comparative du fait de leur caractère non discriminant.

### ***6.2.6 INDICATEURS NON RETENUS***

Parmi les indicateurs proposés par l'IRSN, trois se sont révélés non discriminants, à savoir le kilométrage de galeries, la présence de déchets autres et la vulnérabilité du milieu récepteur. Ils n'ont, de ce fait, pas été intégrés dans la grille de lecture présentée dans la suite du document.

#### **Kilométrage de galeries**

Dans le tableau 6-2 apparaissent les longueurs de galeries, les tonnages totaux extraits, les tonnages de minerais extraits et les débits collectés par les TMS, en supposant que l'essentiel provient des galeries. Cette supposition revient à négliger les contributions des MCO au débit considéré.

Tableau 6-2 Données relatives aux longueurs de galeries, tonnages extraits et débits collectés.

	Magnac	Fanay	Bellezane	Fraisse	Bessines	MMT
Galeries (total) (m)	74000	68684	25511	6717	10628	602
Galeries de liaison (m)	30924	13400	12469	7495	5603	346
Masse totale extraite (T)	4679000	4700000	2194687	952267	723000	48899
Masse de minerais (T)	2575313	2500000	1346463	442427	341841	25344
Matériaux extraits des galeries de liaison (T)	2103687	2200000	848224	509840	381159	23555
Débit moyen (m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> )	100	151	44	29	58	2

*Les valeurs en rouge correspondent à des valeurs calculées*

La donnée manquante de la longueur totale de galeries pour le site de Bessines a été calculée à partir de la corrélation entre tonnage total extrait et longueur totale de galeries établie à l'aide des valeurs disponibles pour d'autres sites. Le coefficient de corrélation linéaire R<sup>2</sup> est de 0,97. Pour ce qui concerne les galeries dites de liaison, la même corrélation a été utilisée, en prenant comme entrée la différence entre le tonnage total extrait et le tonnage de minerai.

Les paramètres utilisés pour le calcul du kilométrage (masses de matériaux extraits) sont déjà pris en compte dans la démarche comparative. Le kilométrage de galeries ne peut de ce fait être considéré comme un indicateur indépendant. Un indicateur plus pertinent pourrait être les pourcentages de vides noyés et dénoyés. A ce jour, l'IRSN ne dispose pas des données nécessaires pour tester cet indicateur qui pourrait, par ailleurs, être mis en relation avec l'évolution de la qualité radiologique des eaux collectées.

#### Présence de déchets autres

Le tableau 6-3 présente, de manière synthétique, les sources radiologiques autres que les résidus de traitement, recensées sur les sites de la division minière de la Crouzille.

Tableau 6-3 Synthèse des sources autres que les résidus de traitement recensées sur les sites

Site	Nature	Volume ou activité
Gorces-Saignedresse	Sables cyclonés (remblayage hydraulique)	10 681 T
Le Fraisse	Sables cyclonés (remblayage hydraulique)	37 286 T
Saint Sylvestre	Sables cyclonés (remblayage hydraulique)	25 246 T
Fanay-Augères	Fûts ayant contenu du minerai d'U et Th	400 m <sup>3</sup>
	Sables cyclonés (remblayage hydraulique)	520 430 T
Borderie	Sables cyclonés (remblayage hydraulique)	14 572 T
Margnac	Déchets industriels provenant d'installations classées	2 400 m <sup>3</sup>
	Fûts ayant contenu du minerai d'U et Th	2 110 T
	Sables cyclonés (remblayage hydraulique)	395 113 T
Pény	Sables cyclonés (remblayage hydraulique)	57 788 T
SIB	Stockage d'échantillons de minerai (carothèque)	3 700 MBq
	Produits de démantèlement de l'usine SIMO à Bessines	65 000 m <sup>3</sup> radium 226 < 0,8 TBq
	Produits de démantèlement de l'usine du Bouchet	0,7 TBq alpha
	Fûts TFA contenant de l'uranium enrichi à moins de 6% en 235U	1,4 kg d'uranium 235
	Entreposage d'U <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	199 900 T autorisées (état actuel 50%)

L'IRSN considère que les déchets (produits de démolition et fûts ayant contenu du minerai d'uranium et de thorium) représentent un faible apport en terme d'activité et en particulier sur le SIB sur lequel 20 millions de tonnes de résidus de traitement sont stockées. Pour ce qui concerne les sables cyclonés utilisés en remblayage hydraulique, le manque d'information sur leur impact potentiel ne permet pas à l'IRSN à les intégrer à la démarche. Néanmoins, l'IRSN recommande l'acquisition de données complémentaires sur la nature physico chimique et les conditions de stockage de ces matériaux susceptibles de constituer une source non maîtrisée à ce jour.

L'entreposage d'U<sub>3</sub>O<sub>8</sub> représente une activité non négligeable mais n'entre pas dans le périmètre de la tierce expertise IRSN. Cet indicateur n'a donc pas été retenu pour l'analyse du risque radiologique.

#### Vulnérabilité du milieu récepteur

La vulnérabilité du milieu récepteur est appréhendée à travers deux paramètres : la configuration topographique en aval du rejet et le rapport de dilution.

La topographie vallonnée du Limousin conduit à la multiplication de petits cours d'eau alimentant l'axe majeur que constitue la Gartempe. Les rejets miniers se font principalement dans des cours d'eau de petit ordre caractérisés par de faibles débits. A l'exception des rejets qui se font directement dans la Gartempe, le rapport de dilution de un pour cinq n'est jamais atteint. On observe, même en période d'étiage, des cours d'eau alimentés à plus de 50% voire à 100%, par un rejet. C'est le cas du ruisseau

des Petites Magnelles qui reçoit le rejet de Bellezane et du ruisseau de Vénachat qui collecte le rejet du site de même nom. Cet indicateur ne permet pas de discriminer des sites. De ce fait, il n'a pas été retenu dans l'application de l'approche comparative.

### ***6.2.7 DISCRIMINATION DES SITES A PARTIR DES INDICATEURS DE TYPE SOURCE***

Le tableau 6-4 présente la grille de lecture développée pour les indicateurs de type source, les cases bleutées correspondant aux sites répondant au critère. L'indicateur relatif à l'existence d'une station de traitement des eaux a été considéré sur deux périodes pour tenir compte de l'évolution du système de gestion des eaux de mine. On distingue donc la période historique, qui couvre une cinquantaine d'années, et la situation en 2006.

L'ANNEXE 4 présente les éléments d'information nécessaires au renseignement de la grille pour les indicateurs de type source. Le réseau hydrographique de surface des quatre bassins versants considérés, ainsi que les 24 sites qui s'y inscrivent, y sont présentés de manière synthétique. Pour chaque site, l'existence, même temporaire, d'une station de traitement (à l'exception des stations mobiles) est précisée ainsi que le tonnage brut extrait et, le cas échéant, le tonnage de résidus de traitement stockés.

#### **Tonnage brut extrait**

Les sites correspondants au critère de deux millions de tonnes sont au nombre de sept. Ils sont figurés encadrés en rouge sur les figures de l'ANNEXE 4; il s'agit :

- du Fraisse ;
- de Fanay Augères ;
- de Margnac ;
- de Pény et Massauvas ;
- de Bellezane ;
- du SIB ;
- de Chanteloube.

#### **Traitement des eaux**

Les 12 stations de traitement sont repérées sur les figures de l'ANNEXE 4. Lorsqu'elles ne sont plus opérationnelles, la date de cessation d'activité est indiquée. A ce jour, cinq stations demeurent en fonctionnement. Il s'agit des stations :

- du Fraisse ;
- d'Augères ;
- de Silord ;
- de Bellezane ;
- du SIB.

Tableau 6-4 Grille de lecture des indicateurs de type source

	total brut extrait	traitement des eaux		résidus
		historique	2006	
Gorces Saignedresse				
Le Fraisse				
Champour				
Saint sylvestre				
Fanay Augères				
Borderie				
Silord				
Vénachat				
Bachelierie				
Santrop				
Henriette				
Chatenet Maussan				
Margnac				
Peny et Massauvas				
P 348 et la Vauzelle				
Puy de l'âge				
Bellezane				
Montmassacrot				
Petites Magnelles				
Villard				
Puy Teigneux				
Pierre Belle				
Site Industriel de Bessines				
Chanteloube				

#### Présence de résidus de traitement

Les stockages des résidus de traitement sont tous localisés dans le bassin versant de la Gartempe. On compte au total quatre sites de stockage répartis sur les trois sites miniers que sont Bellezane, Montmassacrot et le SIB qui renferme à lui seul près de 90% du stock.

#### Commentaire IRSN

L'IRSN note à ce stade de l'analyse une complémentarité des indicateurs retenus. Ainsi on observe l'existence de sites de grande ampleur présentant de forts tonnages bruts extrait mais dont la qualité des eaux ne nécessite pas de traitement. C'est par exemple le cas de Pény et Chanteloube. A l'inverse on observe des sites de faible ampleur mais dont la qualité des eaux nécessite ou a nécessité un traitement (Silord, Vénachat, Puy de l'Age, Montmassacrot et La Pierre Belle). La présence de résidus s'accompagne systématiquement d'une qualité des eaux incompatible avec un rejet direct dans l'environnement mais aucun lien de cause à effet ne peut être clairement établi. En effet, l'analyse

conduite sur le site de Bellezane dans le cadre de la première phase de la tierce expertise avait montré que la qualité des eaux était principalement contrôlée par les eaux de TMS.

### **6.2.8 INDICATEURS DE TYPE VECTEUR**

Les indicateurs retenus pour l'analyse comparative correspondent à des activités en uranium 238 et radium 226 dissous dans les eaux collectées et à des flux de radionucléides dans les eaux collectées et les eaux rejetées. La particularité réside dans le fait que, pour un même site minier, on peut disposer dans certains cas, de plusieurs valeurs pour l'indicateur, notamment quand plusieurs points de résurgence existent ou alors d'aucune valeur lorsque les points de résurgence ne sont pas identifiés.

Lorsque plusieurs points de résurgence existent, ceux-ci peuvent, ou non, donner lieu à des rejets individualisés. C'est par exemple le cas du site de Bellezane pour lequel depuis 2002 seule une partie des eaux est traitée avant rejet dans l'environnement mais pour lequel les eaux non traitées ne sont pas individualisées au niveau du rejet dans la mesure où elles transitent dans le bassin de rejet de la station de traitement. Le Site Industriel de Bessines se caractérise également par l'existence d'eaux traitées et d'eaux non traitées depuis 2004 (SIBEST et SIB3). Les eaux SIBEST transitent par le bassin de décantation et ne sont pas individualisées au niveau du rejet appelé SIMO ; les eaux de ruissellement SIB3 sont rejetées directement mais leur présence est temporaire et le débit est très faible par rapport au rejet SIMO.

A l'opposé, les sites pour lesquels aucun point de résurgence n'a été identifié ne peuvent être soumis à des contrôles au niveau des eaux collectées et, par voie de conséquence, des eaux rejetées. L'IRSN n'est donc pas en mesure d'intégrer ces sites (Roudet, Bachellerie, Santrop, Henriette, Villard et Chanteloube) dans la grille de lecture pour les indicateurs de type vecteur.

L'analyse des indicateurs de type vecteur repose sur une lecture graphique des données. La première phase de la tierce expertise avait mis en évidence un problème d'interprétation lié à une limite de détection en uranium trop élevée. Afin de conserver ce niveau d'information, l'IRSN a choisi d'intégrer les valeurs inférieures au seuil de détection aux graphiques ce qui se traduit par une ligne horizontale. Les différents paliers observés témoignent de l'abaissement progressif de la limite de détection.

Compte tenu du nombre de sites (24) et du choix d'une représentation graphique, il est apparu que la présentation simultanée de l'ensemble des données pour un paramètre ne permettait pas une lecture aisée. L'IRSN a donc choisi de représenter les données bassin versant par bassin versant bien que l'analyse soit faite au niveau global.

Le tableau 6-5 présente le résultat de l'application de la grille de lecture aux 24 sites miniers pour les indicateurs de type vecteur sur les périodes historique (antérieure à 2002) et récente (2002 à 2006).

Tableau 6-5 Grille de lecture des indicateurs de type vecteur pour les périodes historique et récente

		indicateurs de type vecteur											
		période historique (1991-2002)						période récente 2002-2006					
		dissous		flux collecté		flux rejeté		dissous		flux collecté		flux rejeté	
		Ra	U	Ra	U	Ra	U	Ra	U	Ra	U	Ra	U
Gorces Saignedresse													
Le Fraisse													
Champour		pas de mesure d'activité								pas de donnée de flux			
Saint sylvestre									rejeté avec Augères				
Fanay Augères													
Silord													
Vénachat													
Borderie		LD											
Bachelierie		pas de résurgence											
Santrop		pas de résurgence											
Henriette		pas de résurgence											
Chatenet-Maussan			données flux non exploitables				arrêt mesures d'activité						
Margnac							collecté et rejeté avec Peny						
Peny													
P 348			pas de donnée de flux				arrêt mesures d'activité						
Puy de l'âge							arrêt mesures d'activité						
Bellezane	traité												
	non traité	analysé et traité avec Bellezane											Bellezane traité
Montmassacrot						avec Bellezane traité							Bellezane traité
Petites Magnelles		LD	pas de donnée de flux collecté depuis 1992				arrêt mesure d'activité						
Puy Teigneux						traité et rejeté avec Bellezane traité			pas de donnée de flux				
Pierre Belle			pas de donnée de flux collecté et rejeté à dater de 1994				arrêt mesures d'activité						
SIB	SIMO												
	SIBest	analysé et traité avec SIMO											rejeté avec SIMO
	SIB3	pas de mesure d'activité								pas de donnée de flux			
Villard		pas de résurgence											
Chanteloube		pas de résurgence											

Gris : eau non analysable ; Vert : absence de donnée ; Bleu : valeur supérieure au critère ; Blanc : valeur inférieure au critère

Les cases grises indiquent l'absence d'eau analysable soit en raison d'une absence de résurgence bien identifiée soit en raison d'un mélange entre plusieurs eaux. En vert, les points pour lesquels l'IRSN a relevé un manque de données pour pouvoir les intégrer dans la grille de lecture. Pour chaque site, et pour chaque période, lorsque la valeur de l'indicateur est significativement supérieure à celle du critère, la case correspondante est repérée en bleu.

#### Activité dans les eaux collectées

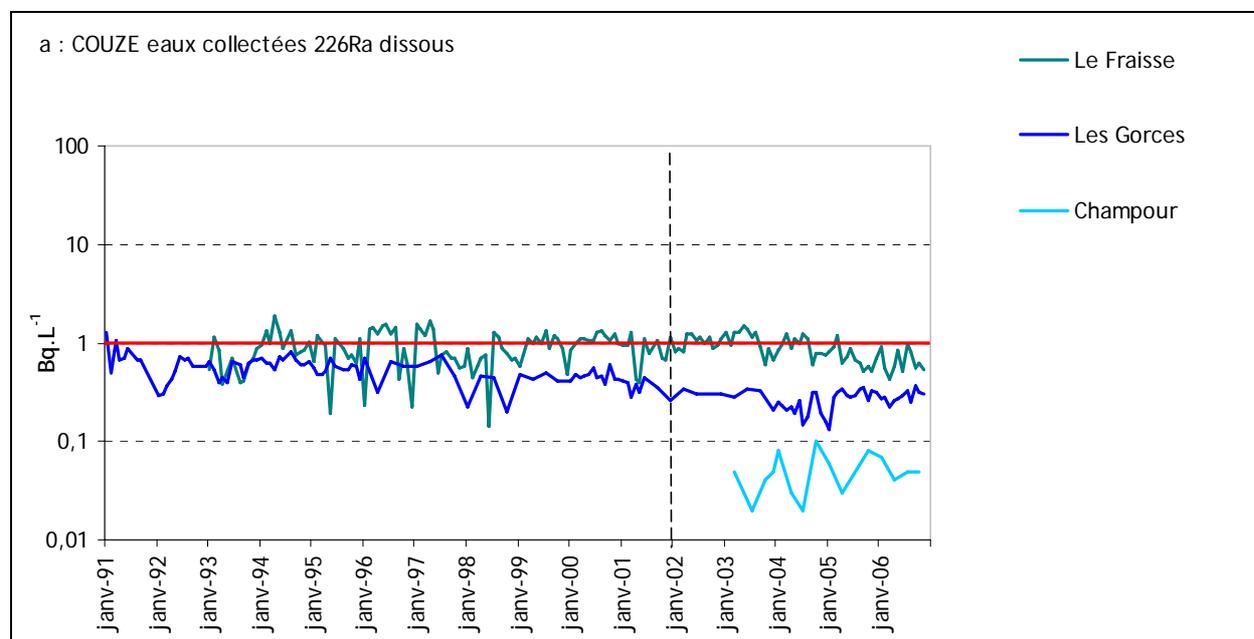
Sur la base des données transmises par l'exploitant et de l'analyse des données relatives au bassin versant du Ritord [2], l'IRSN a considéré que la proportion de radium ou d'uranium particulière pouvait être négligée devant celle du radium ou de l'uranium dissous. Ceci s'avère d'ailleurs justifié pour les trois autres bassins versants mais dans un souci de lisibilité du document, l'IRSN n'a pas souhaité

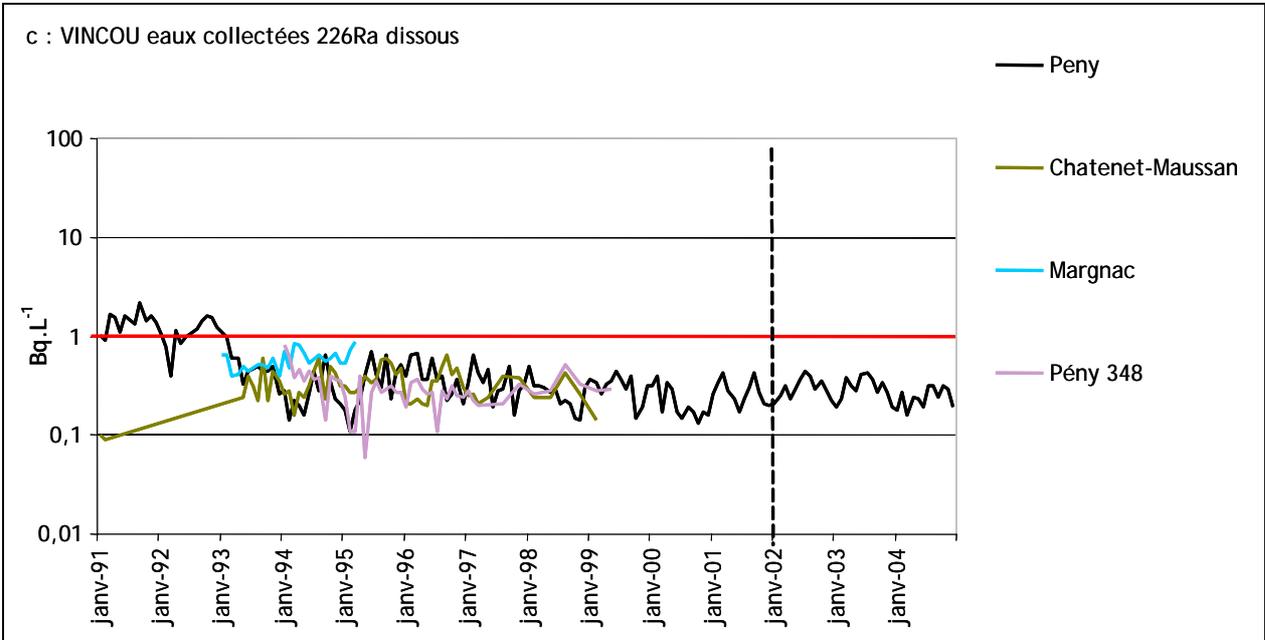
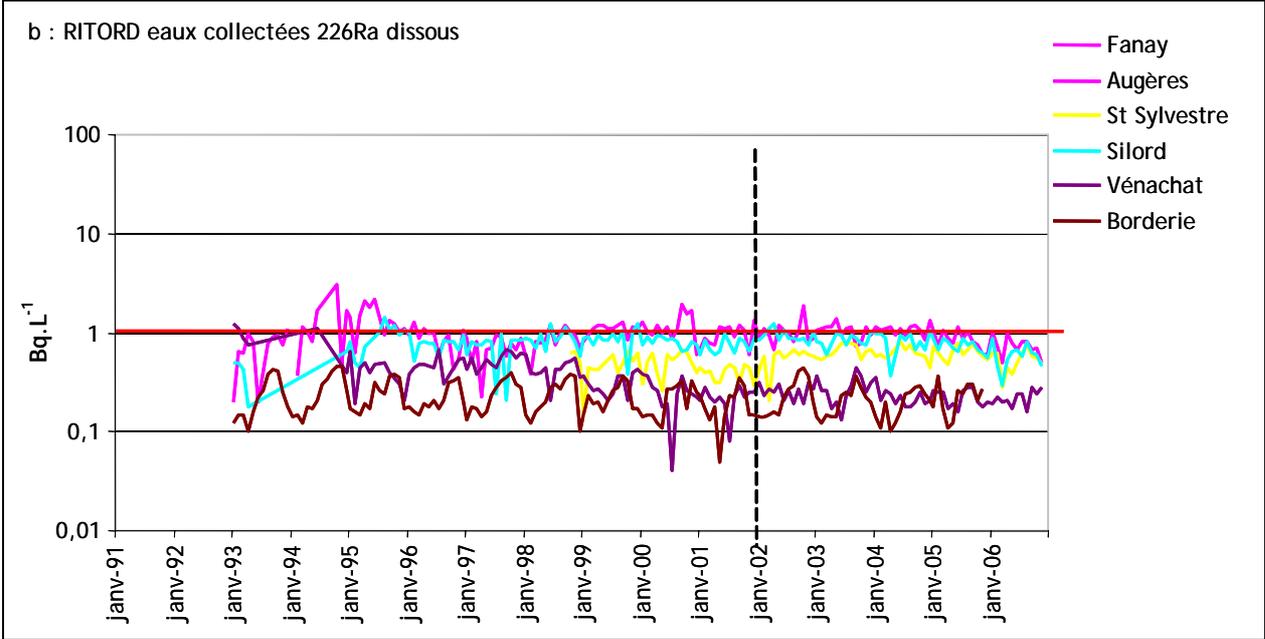
reporter ici le détail de son analyse. De plus, les limites réglementaires étant fixées pour l'essentiel uniquement pour la fraction soluble, la phase dissoute est la forme analysée le plus fréquemment. De ce fait, les enregistrements sont plus complet concernant le radium et l'uranium dissous.

La figure 6-17 (a-b-c-d) présente les activités en  $^{226}\text{Ra}$  dissous mesurées dans les eaux collectées depuis 1991. Huit sites présentent, sur la période historique et de manière répétée, une activité supérieure au critère de  $1 \text{ Bq.L}^{-1}$ . Il s'agit des sites :

- du Fraisse ;
- de Fanay Augères ;
- de Silord ;
- de Pény ;
- de Bellezane ;
- de Puy Teigneux ;
- du Point 117 (Pierre Belle) ;
- du SIB (SIMO).

On remarque que quatre de ces sites ne ressortent plus sur la période récente, l'activité en  $^{226}\text{Ra}$  dissous des eaux collectées étant passée sous le critère de  $1 \text{ Bq.L}^{-1}$ . Il s'agit de Silord, Pény, Bellezane et Puy Teigneux. Pour la période récente, et sur la base des données disponibles, il ne subsiste que les sites du Fraisse, de Fanay-Augères et du SIB (SIMO).





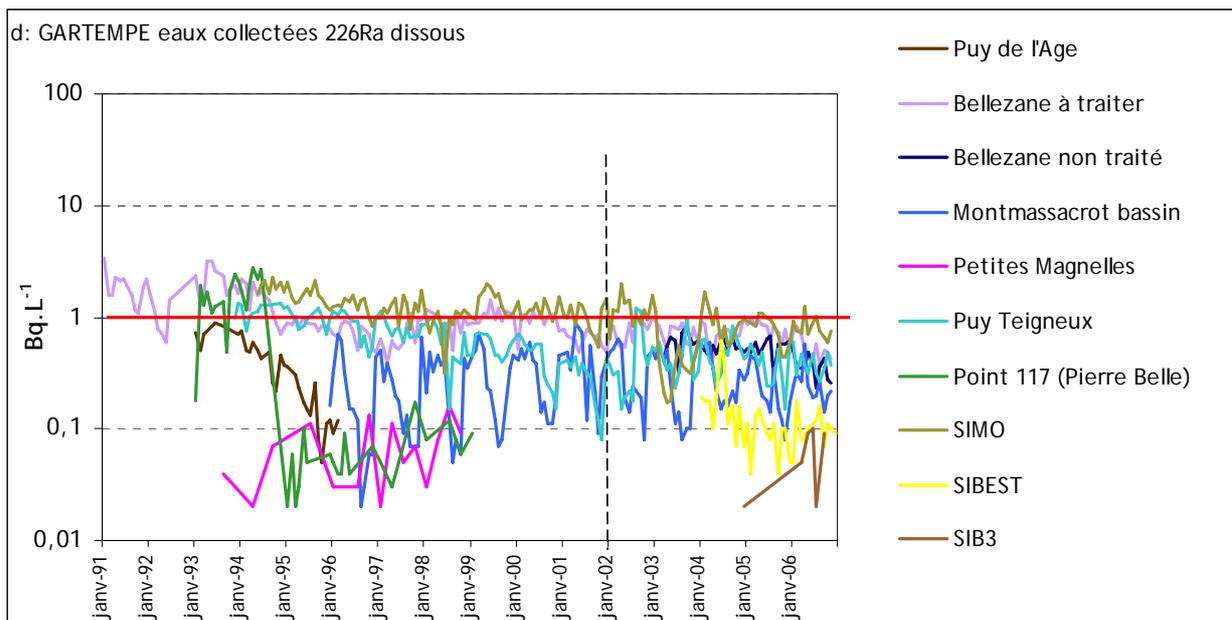
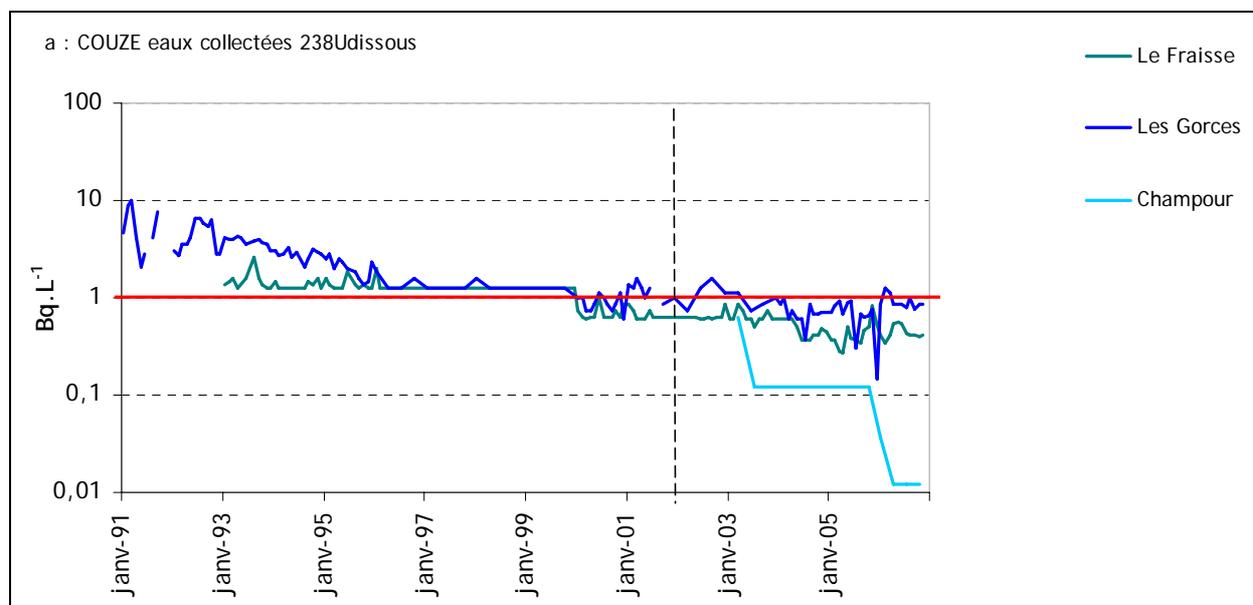


Figure 6-17 (a-b-c-d) Chronique de l'activité du radium 226 dans les eaux collectées ( $Bq.L^{-1}$ )

La figure 6-18 présente la chronique des activités en  $^{238}U$  dissous depuis 1991 dans les eaux collectées en sortie de mine. Sur la période historique, à l'exception des eaux pour lesquels les analyses n'ont pas été réalisées (Champour, Bellezane non traité, SIB3 et SIBest) ou ayant conduit à des résultats inférieurs à la limite de détection, tous les points de contrôle présentent des activités supérieures au critère de  $1 Bq.L^{-1}$ . Pour certains, la valeur de  $1 Bq.L^{-1}$  est très largement dépassée et atteint, dans le cas de l'ensemble Fanay-Augères et de Bellezane, des valeurs de l'ordre de  $70 Bq.L^{-1}$ .



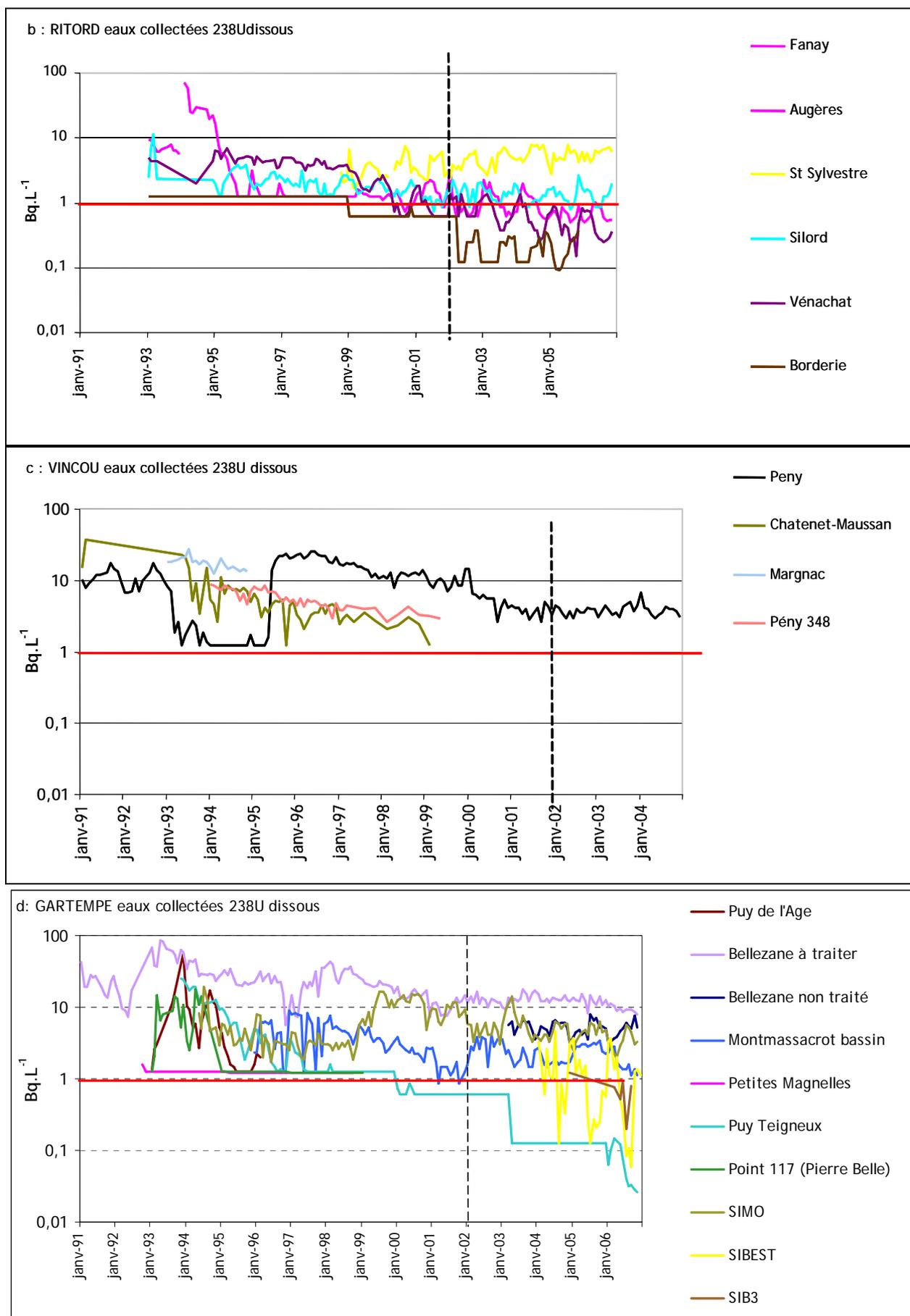


Figure 6-18 (a-b-c-d) Chronique des activités en uranium 238 dissous dans les eaux collectées ( $Bq.L^{-1}$ )

L'envoyage des mines s'accompagne d'une forte augmentation de l'activité en uranium soluble. Ce phénomène, mis en évidence pour le secteur de Fanay-Augères [2], est particulièrement visible ici pour les sites de Gorces-Saignedresse, Pény, Chatenet-Maussan, Puy de l'Age, Bellezane, Pierre Belle, Puy Teigneux et le SIB. Le site de Pény se démarque des autres par une brutale diminution des activités entre 1993 et 1995, période à laquelle les TMS ont été noyés.

La plupart des sites présentent, sur la période considérée, une tendance générale à la baisse de l'activité en  $^{238}\text{U}$  au cours du temps. Néanmoins, l'IRSN relève qu'aujourd'hui encore, la plupart des sites présentent des valeurs supérieures à  $1 \text{ Bq.L}^{-1}$  et s'interroge sur l'évolution à moyen et long terme de la qualité radiologique de ces eaux. Les sites concernés sont :

- Gorces-Saignedresse ;
- Silord ;
- Saint Sylvestre ;
- Fanay-Augères ;
- Vénachat ;
- Pény ;
- Bellezane (traité et non traité) ;
- Montmassacrot ;
- SIB (SIMO et SIBest).

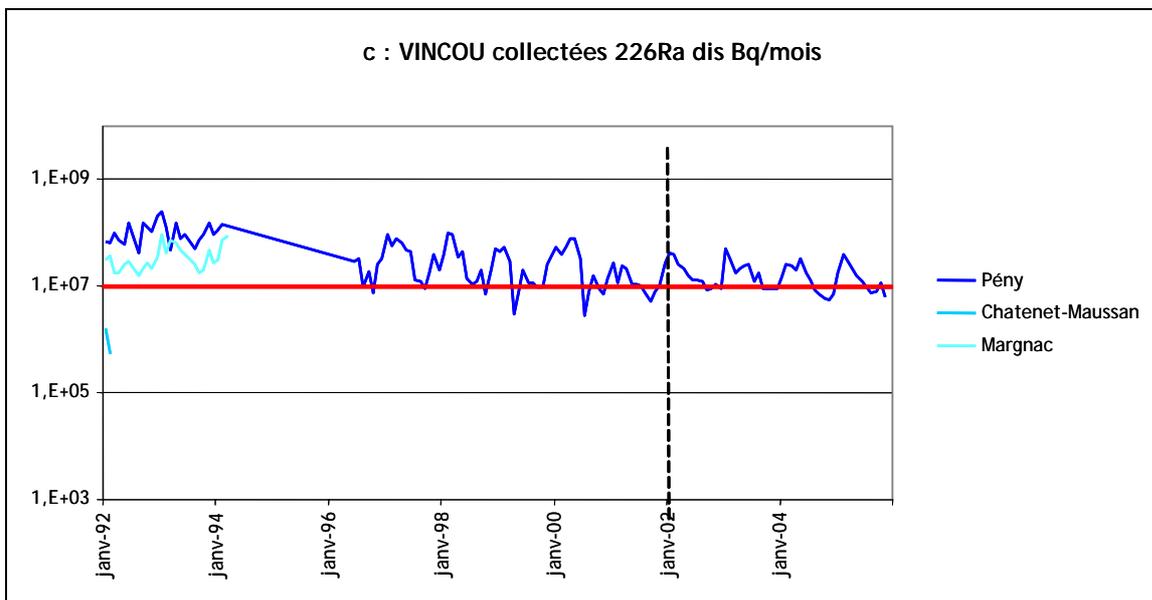
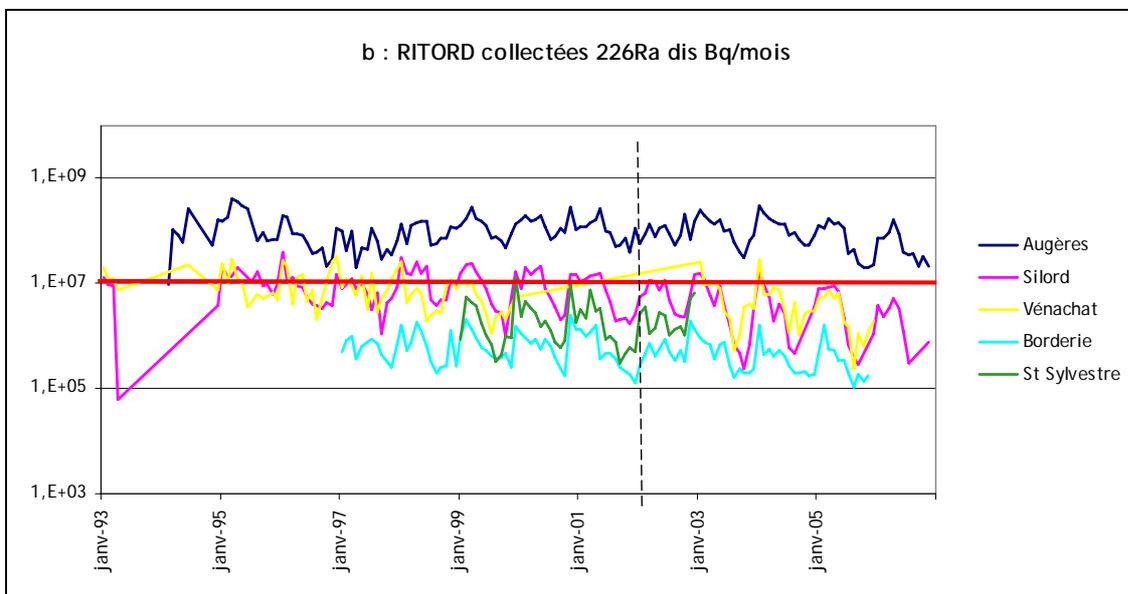
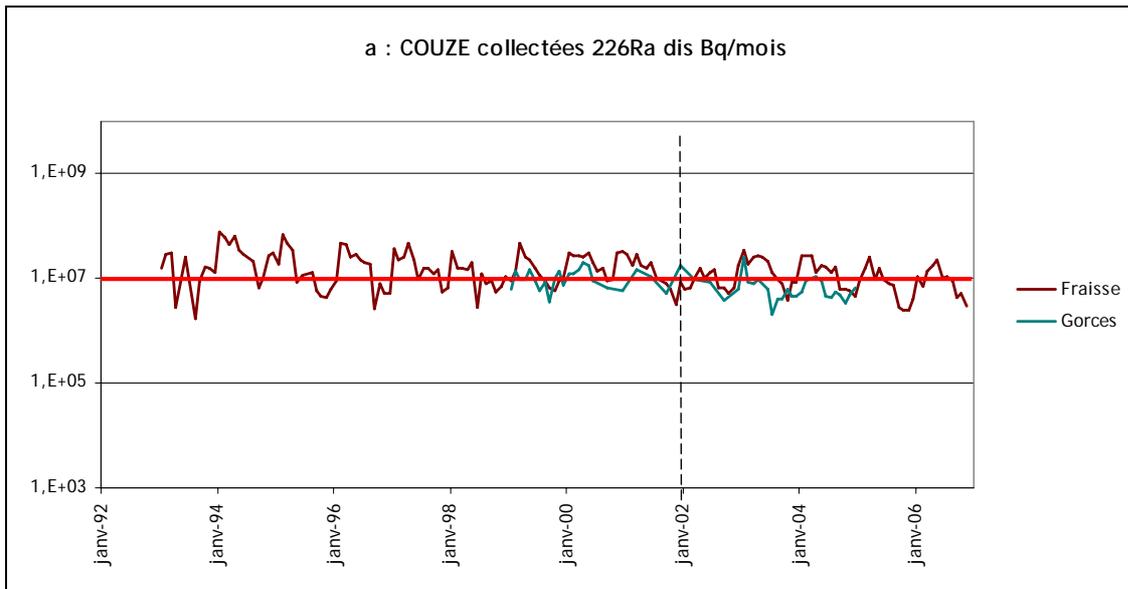
Les eaux de Gorces-Saignedresse, Silord, Fanay-Augères, Vénachat, et SIBest présentent néanmoins sur la période récente une concentration moyenne inférieure à la valeur de  $1 \text{ Bq.L}^{-1}$ .

### **Flux collecté**

Cet indicateur est complémentaire du précédent dans le sens où il intègre la notion du débit d'eau. Ce paramètre n'étant pas systématiquement mesuré, les données exploitables sont moins nombreuses que celles relevant de l'indicateur Activité dans les eaux collectées. Ainsi, il apparaît que les sites de Champour, Chatenet-Maussan, Pény 348, La Pierre Belle, les Petites Magnelles, et les eaux de ruissellement sur le SIB (SIB3) ne peuvent être analysées sur les critères de flux, tant collectés que rejetés, au moins pour une des deux périodes considérées.

Dans la base de données AREVA NC, lorsqu'une eau est traitée, le paramètre du débit est associé au rejet. Pour calculer les flux collectés, l'IRSN applique aux eaux collectées les débits des eaux rejetées pour le même mois. Cette hypothèse implique que le taux de remplissage des bassins est relativement constant et que le temps de résidence de l'eau dans la station est inférieur à un mois. Ceci est vérifié au moins pour la station d'Augères où le temps de résidence est de l'ordre de 30 minutes.

La figure 6-19 présente les flux de radium dissous collectés depuis 1992.



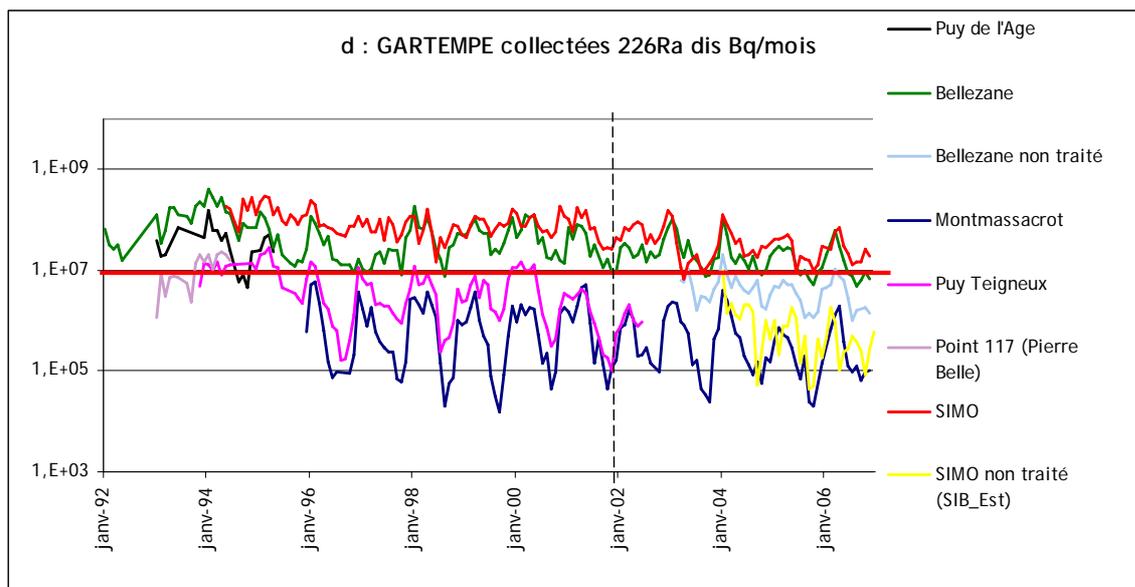


Figure 6-19 (a-b-c-d) Chronique des flux collectés de radium 226 dissous ( $Bq.mois^{-1}$ )

Les sites pour lesquels, sur la période historique, le flux est régulièrement supérieur à la valeur du critère retenue ( $10^7 Bq.mois^{-1}$ ) sont au nombre de 11. Il s'agit :

- du Fraisse ;
- de Gorces Saignedresse ;
- de Fanay Augères ;
- de Silord ;
- de Vénachat ;
- de Margnac ;
- de Pény ;
- de Puy de l'Age ;
- de Bellezane ;
- de Puy Teigneux ;
- du SIB.

Parmi ces onze sites, seul celui de Silord présente, sur la période récente, des flux inférieurs au critère retenu. Pour les sites de Puy de l'Age et de Puy Teigneux les mesures d'activité et/ou de flux n'étant que très partiellement disponibles, en particulier sur la période récente, l'IRSN n'a pas été en mesure de retracer la chronologie de cet indicateur. Le site de Margnac se distingue, quant à lui, par la disparition de la résurgence individualisée, les eaux issues de ce site ayant trouvé leur exutoire à l'issue du noyage au niveau de la résurgence de Pény.

Sur la période récente, les sites ayant un flux de radium dissous supérieur à  $10^7 Bq.mois^{-1}$  sont :

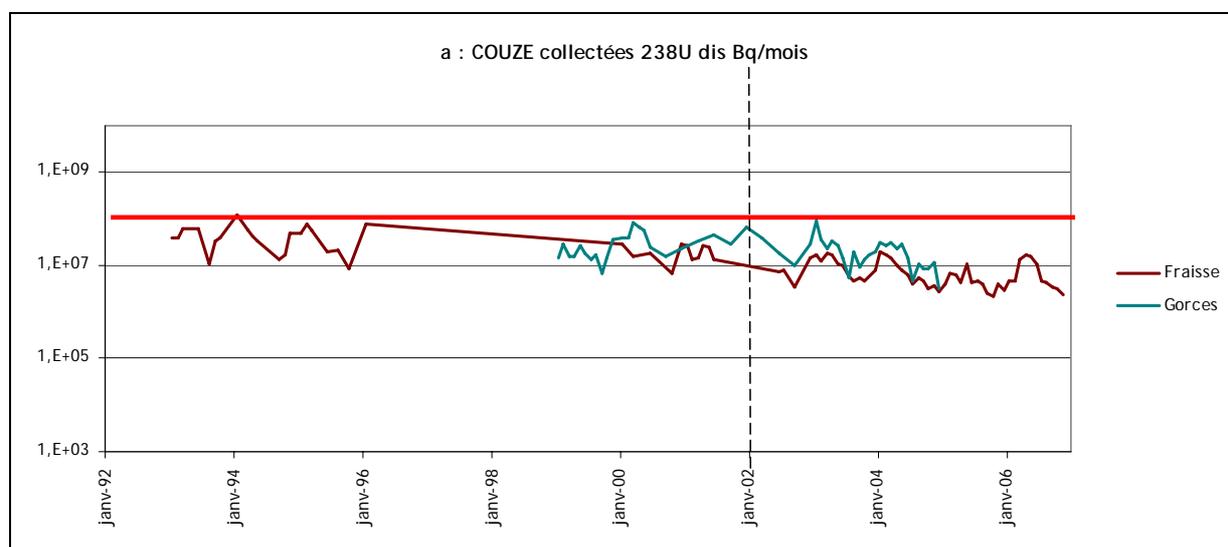
- Gorces-Saignedresse ;
- Le Fraisse ;
- Fanay-Augères ;
- Vénachat ;

- Pény ;
- Bellezane ;
- SIB.

Parmi ces sites, l'IRSN note que ceux de Fanay-Augères, SIB et Bellezane se détachent particulièrement avec des valeurs de flux de l'ordre de  $10^8$  Bq/mois et n'observe pas d'évolution particulière mais plutôt des variations aléatoires qui pourraient, peut être, être reliées à la pluviométrie.

Pour ce qui concerne l'uranium, la figure 6-20 présente les flux collectés depuis 1992. Les sites pour lesquels, sur la période historique, la valeur du flux est supérieure à celle retenue pour le critère de sélection sont au nombre de huit. Il s'agit :

- de Fanay-Augères ;
- de Vénachat ;
- de Pény ;
- de Margnac ;
- de Puy de l'Age ;
- de Bellezane ;
- de Puy Teigneux ;
- du SIB.



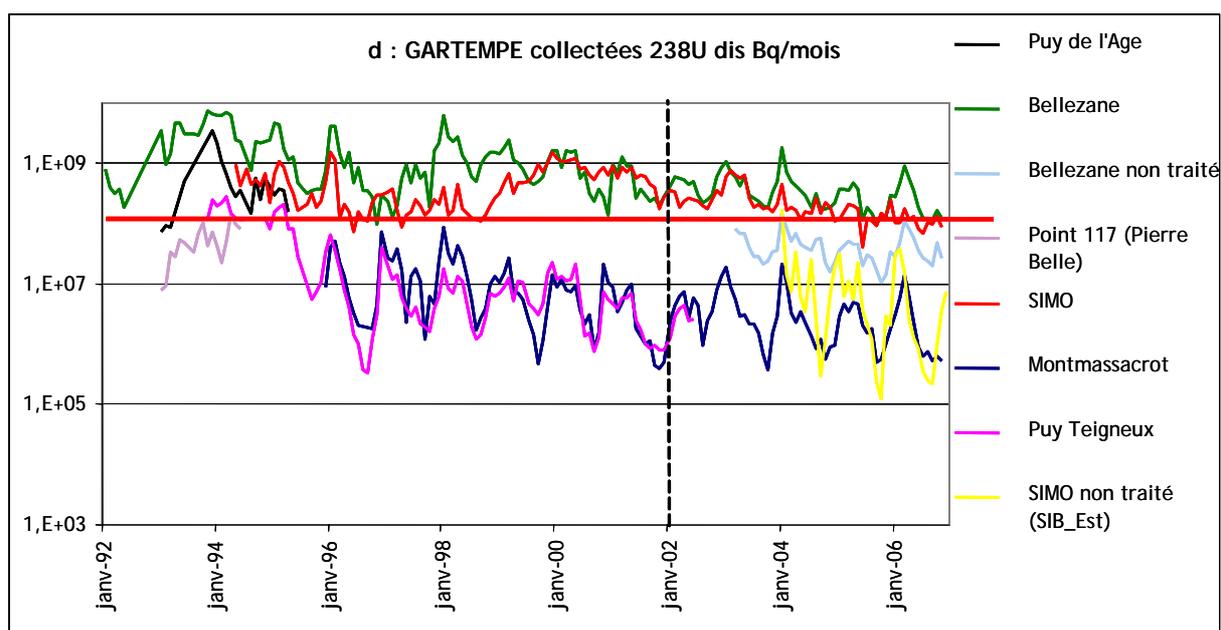
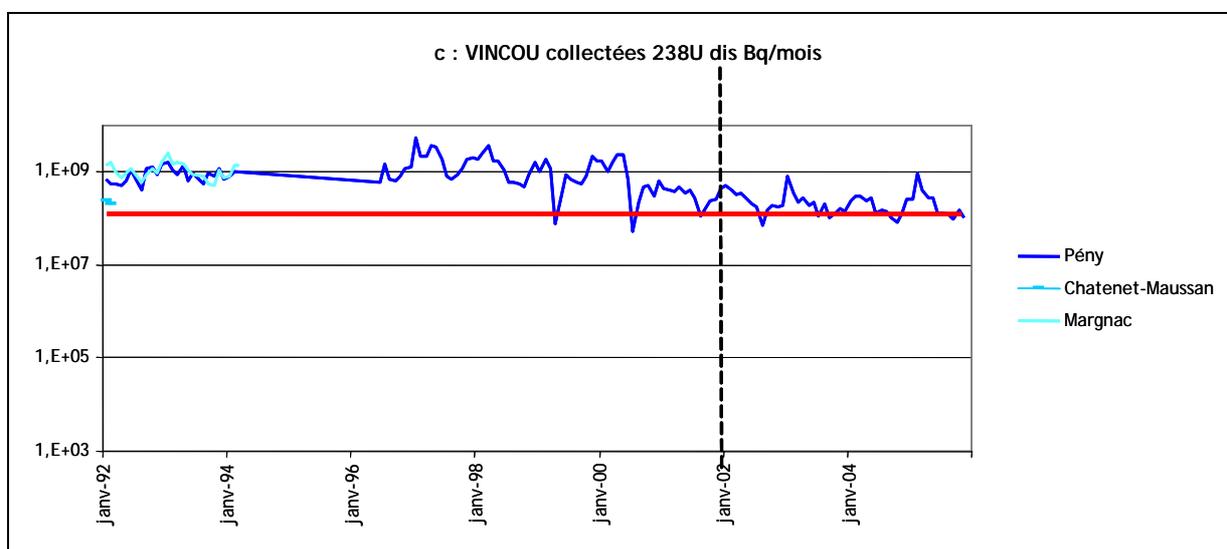
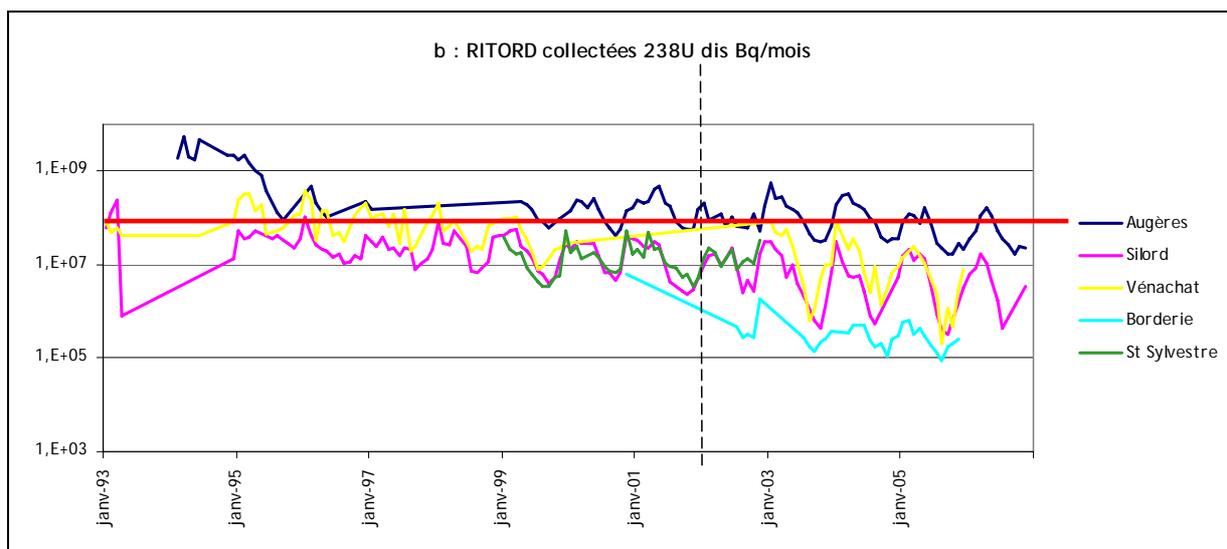


Figure 6-20(a-b-c-d) Chronique des flux collectés d'uranium 238 dissous (Bq.mois<sup>-1</sup>)

On retrouve pour ces sites les tendances observées pour l'indicateur « niveau d'activité des eaux » à savoir de fortes valeurs au moment du noyage des infrastructures souterraines et une tendance à la diminution. Cela se traduit par exemple sur le site de Vénachat par des valeurs de flux inférieures au critère retenu de  $10^8$  Bq/mois sur la période récente. Pour ce qui concerne les sites de Puy de l'Age et de Puy Teigneux, l'arrêt de la surveillance et l'absence de données de flux ne permettent pas à l'IRSN de disposer de données exploitables pour le renseignement de la grille de lecture sur la période récente. Les sites qui sur la période récente présentent des valeurs supérieures à  $10^8$  Bq.mois<sup>-1</sup> sont :

- Fanay-Augères ;
- Pény ;
- Bellezane ;
- SIB.

### Flux rejetés

Cet indicateur traduit ce qui est véritablement rejeté dans l'environnement. Il ne se différencie du précédent (flux collectés) que lorsque les eaux transitent par une station de traitement. Aujourd'hui cinq stations sont en fonctionnement. Elles permettent de traiter les eaux issues :

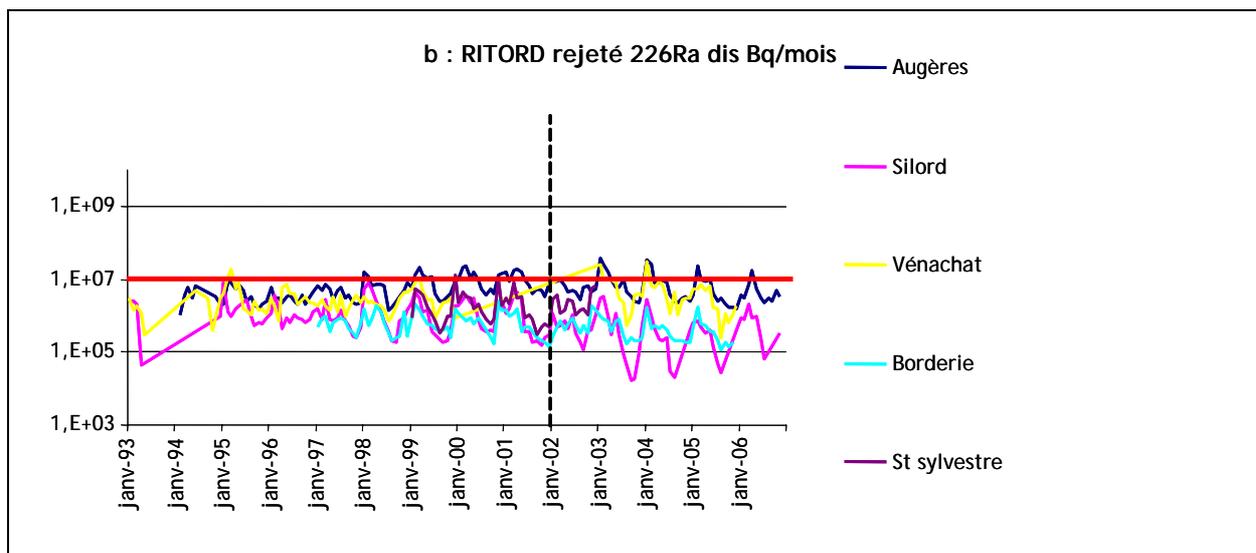
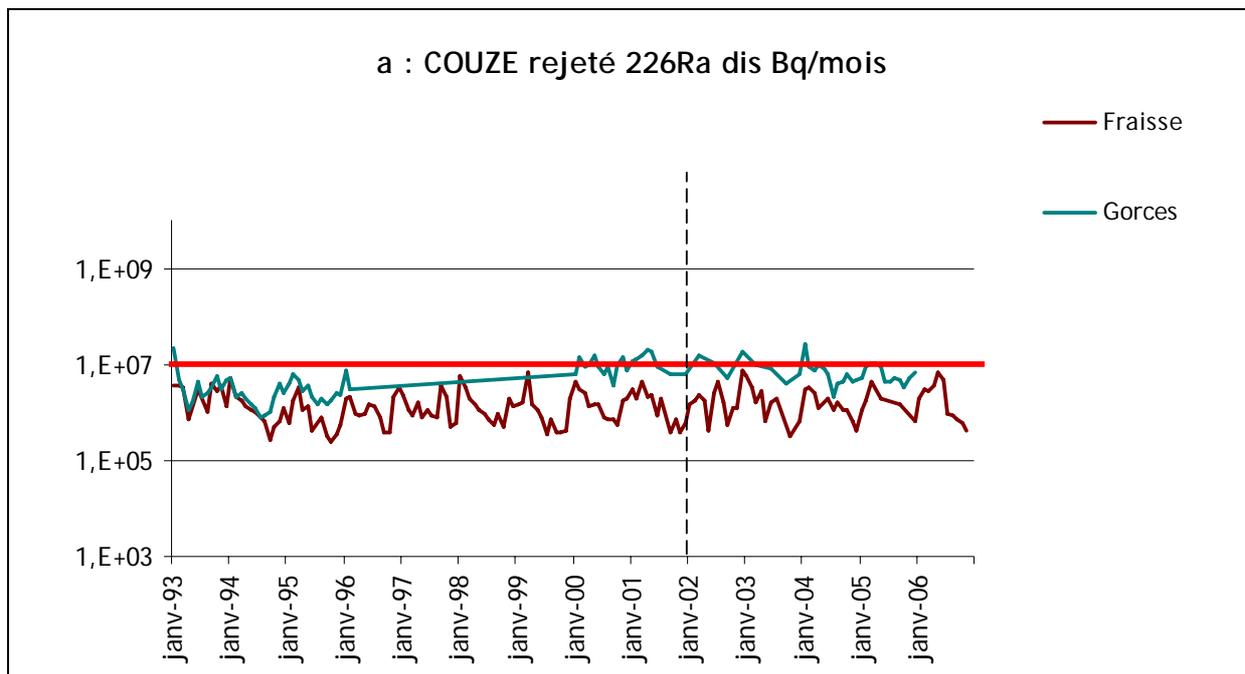
- du Fraisse ;
- de Fanay-Augères ;
- de Silord ;
- de Bellezane ;
- du SIB.

Historiquement, d'autres eaux ont été traitées soit sur site, c'est le cas de Margnac, de Pierre Belle, de Puy de l'Age, de Vénachat ; soit sur une autre station comme cela a été le cas pour Montmassacrot et Puy Teigneux. Dans ce dernier cas, les eaux étant mélangées au niveau de la station de traitement, il n'est pas possible de les analyser de manière indépendante. Elles sont intégrées sous la dénomination du rejet de la station, à savoir Bellezane. De même, depuis 2003, les eaux de Saint Sylvestre sont traitées au niveau de la station d'Augères et ne sont de ce fait plus analysables individuellement. Ces situations particulières se traduisent dans les graphiques par la « disparition » de ces rejets.

Une étude précise de l'efficacité du traitement appliqué par l'exploitant a été présentée pour la station d'Augères dans le cadre de la première phase de la tierce expertise. Cette étude avait montré que le rendement d'insolubilisation du radium par précipitation du sulfate de baryum est très efficace mais qu'une partie des particules ainsi formées échappe à la décantation modifiant ainsi la distribution du radium entre les fractions solubles et particulaires entre l'entrée (eaux collectées) et la sortie (eaux rejetées) de la station de traitement. Aussi, si globalement la proportion de radium particulaire peut être négligée dans les eaux collectées, cela n'est plus le cas dans les eaux rejetées dans la mesure où, à l'issue du traitement, cette fraction représente 50 à 70 % de l'activité totale du radium.

En toute rigueur, l'évaluation des flux rejetés (après traitement), devrait donc porter sur les enregistrements des activités totales. L'IRSN a réalisé ce travail et constaté que la considération des activités totales ne modifiait pas la réponse des sites concernés au test du critère. Les chroniques

d'enregistrement sur les flux de radium dissous étant plus complètes que celles sur le radium total, l'IRSN a choisi de ne travailler que sur les flux dissous qui sont présentés dans la figure 6-21.



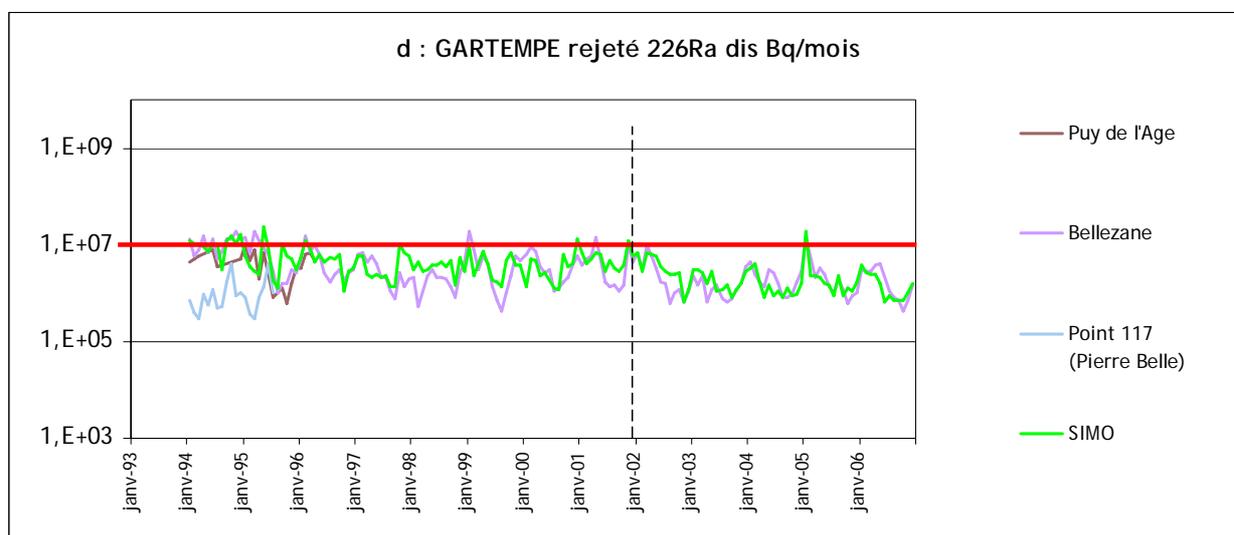
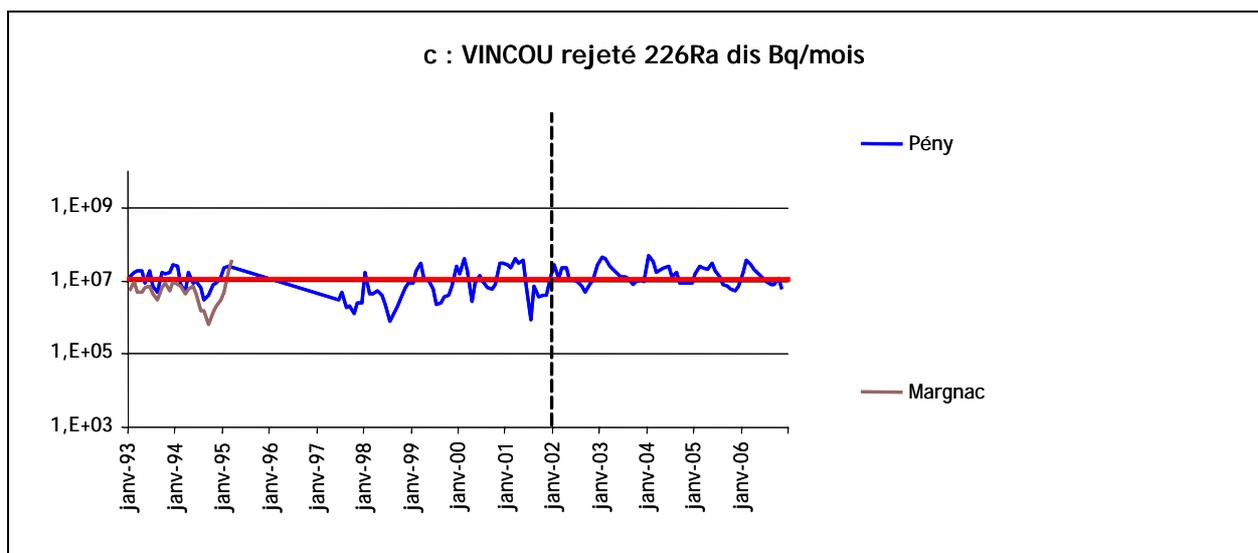


Figure 6-21 a-d Chronique des flux rejetés de Radium 226 dissous

Les sites pour lesquels le flux de  $^{226}\text{Ra}$  dissous rejeté est, pour la période historique et de manière répétée, supérieur à la valeur de  $10^7 \text{ Bq}\cdot\text{mois}^{-1}$  sont au nombre de cinq. Il s'agit :

- de Gorces-Saignedresse ;
- de Fanay-Augères ;
- de Bellezane ;
- de Pény ;
- de SIMO.

On retrouve tout naturellement les sites, dont les eaux ne sont pas traitées, sélectionnés sur l'indicateur « flux collecté » ; à savoir : les Gorces Saignedresse, Pény, mais aussi les eaux issues des sites de Fanay Augères, Bellezane et SIMO.

En revanche, les traitements mis en place au niveau des stations du Fraisse, de Silord, de Vénachat, de Margnac et de Puy de l'Age permettent ou permettaient d'abaisser les flux associés à des valeurs inférieures au critère de  $10^7 \text{ Bq}\cdot\text{mois}^{-1}$ .

L'analyse des données pour la période récente fait ressortir les sites suivants :

- Gorces Saignedresse ;
- Fanay-Augères ;
- Vénachat ;
- Pény.

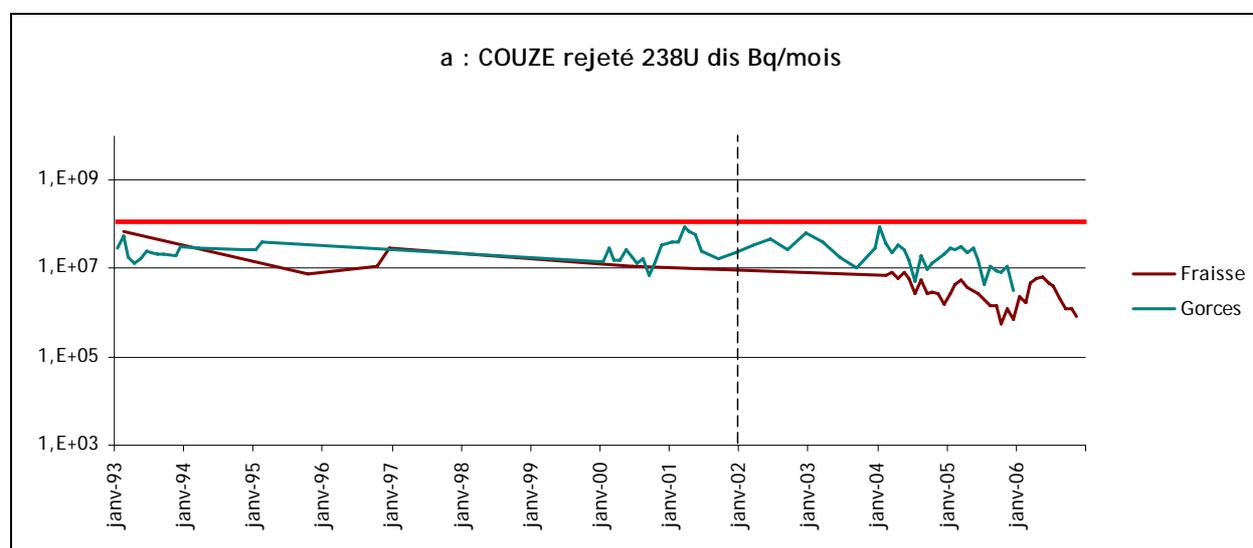
Pour Vénachat, il est à noter qu'avant l'arrêt du traitement, les flux étaient plus faibles qu'ils ne peuvent l'être aujourd'hui.

Les traitements actuellement opérationnels permettent d'abaisser les flux de  $^{226}\text{Ra}$  dissous en dessous de la valeur de  $10^7$  Bq/mois pour tous les sites (Fraise, de Silord, de Bellezane et du SIB) à l'exception d'Augères.

Pour ce qui concerne l'uranium, la figure 6-22 présente les flux d'uranium dissous rejetés. Malheureusement, les données d'uranium particulaire exploitables sont trop rares pour pouvoir déterminer la spéciation de ce radionucléide dans les rejets. Il est néanmoins probable que le phénomène d'insolubilisation et non décantation mis en avant pour le radium existe également pour l'uranium mais dans des proportions moindres dans la mesure où aucun traitement spécifique n'est mis en place pour l'uranium. Devant le petit nombre de données de flux d'uranium total exploitable, l'IRSN n'a pu travailler que sur les données d'uranium dissous.

Que ce soit pour la période historique ou pour la période récente, la sélection des sites vis-à-vis du critère de  $10^8$  Bq.mois $^{-1}$  est strictement identique à celle effectuée pour les flux collectés. Cela est en accord avec la faible rétention de l'uranium dans les stations de traitement. Pour mémoire, les sites pour lesquels le flux est supérieure à  $10^8$  Bq.mois $^{-1}$  sont au nombre de quatre ; il s'agit de :

- Fanay-Augères ;
- Pény ;
- Bellezane ;
- SIB.



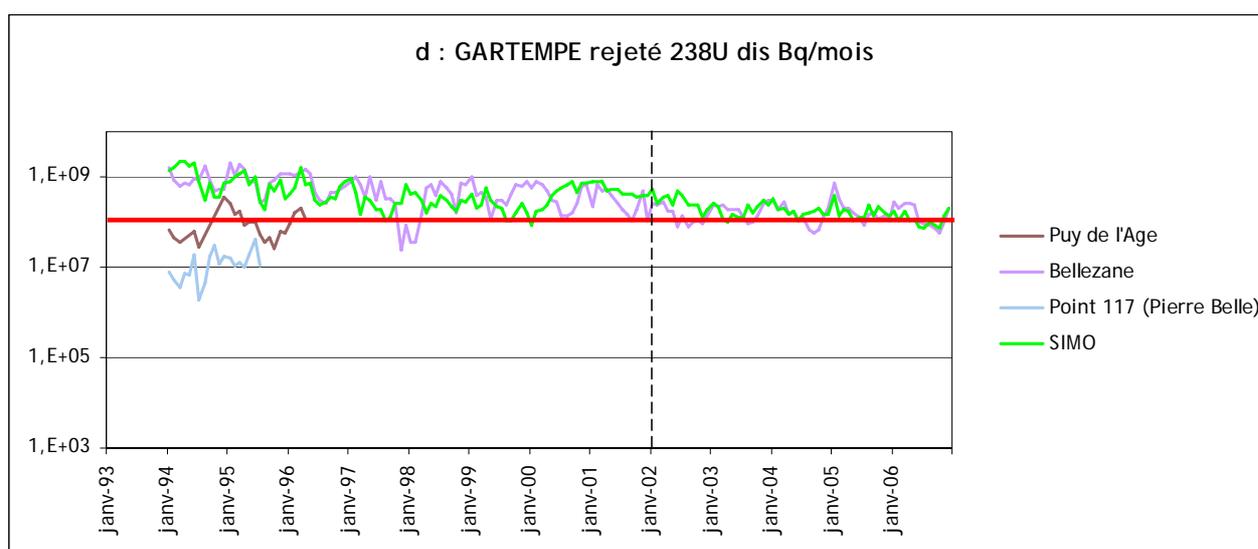
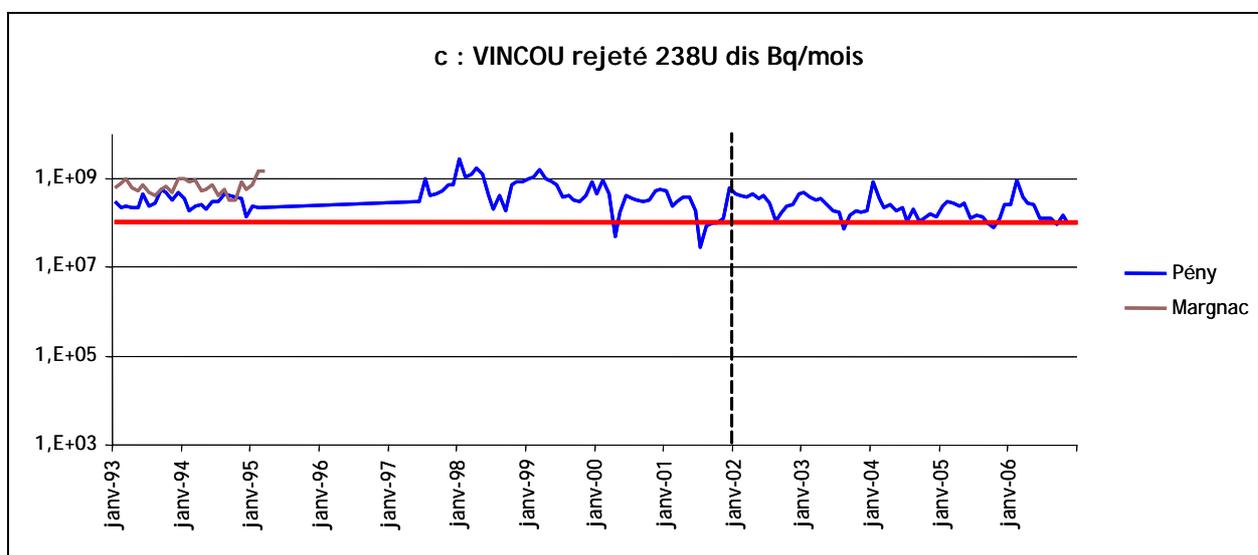
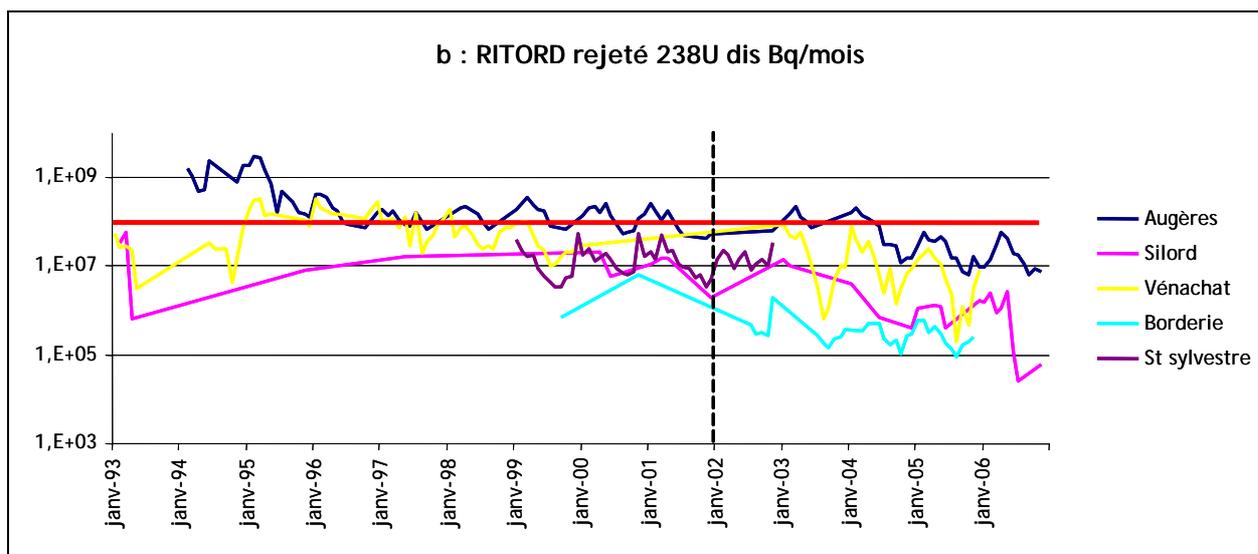


Figure 6-22 (a-b-c-d) Chronique des flux rejetés d'uranium 238 dissous

## Commentaire IRSN

L'IRSN note une amélioration de la qualité des eaux depuis la période de réaménagement des sites mais s'interroge encore sur le potentiel de celle-ci à court, moyen et long termes. Les traitements mis en place dans le passé et ceux aujourd'hui encore opérationnels répondent aux exigences réglementaires en abaissant de manière significative l'activité en radium soluble. L'IRSN rappelle néanmoins que son analyse sur la station d'Augères avait mis en évidence une décantation incomplète conduisant à un rejet de radium sous forme particulaire, forme sous laquelle il sera plus facilement piégé dans des sédiments. Pour ce qui concerne l'uranium, l'IRSN note que le niveau d'autorisation de rejet sans traitement dans l'environnement est de l'ordre de 20 fois le niveau d'activité mesuré dans les eaux minières ce qui conduit à une absence de traitement vis-à-vis de ce radionucléide et à des flux nettement plus élevés que ceux en radium. L'IRSN considère que l'approche par les flux est complémentaire de celle par les niveaux d'activité, d'une part parce qu'elle permet d'effectuer des bilans de masse (sous réserve de connaître les flux dans l'environnement) et d'autre part parce qu'elle traduit mieux l'ampleur de la source. En effet, on peut trouver des sites dont l'activité dans les eaux est faible (compatible avec un rejet sans traitement) mais qui en raison d'un fort débit d'eau présentent des flux importants comme c'est le cas pour les eaux de Pény.

### *6.2.9 INDICATEURS DE TYPE CIBLE*

Les cibles considérées ici sont les principaux compartiments de l'environnement que sont l'hydrosphère et la géosphère et l'usage qui peut en être fait par l'homme. Sont donc abordés successivement les marquages observés en aval des sites et les usages sensibles.

#### **Marquage observé en aval de rejets**

Dès lors que l'on s'éloigne de l'entité du site ou du rejet, il faut intégrer la possibilité d'une influence combinée de plusieurs sites. Dans le cas des marquages avérés, lorsqu'ils sont observés en aval de plusieurs rejets, l'IRSN a attribué lorsque cela était possible le marquage à un seul site minier.

On entend ici par marquage l'enregistrement d'activités dans un des compartiments significativement supérieures à ce qui est observé en amont. Contrairement aux indicateurs précédents qui sont principalement renseignés sur la base des données réglementaire AREVA NC, cet indicateur permet d'intégrer les données d'études complémentaires. La première partie de ce chapitre (cf. § 6.1) étant consacrée à ces marquages, leur description n'est pas reprise ici dans le détail et seules les principales conclusions de l'IRSN sont rappelées.

Tableau 6-6 Grille de lecture des indicateurs de type cible

	Marquage observé en aval	Usage sensible
Gorces Saignedresse	Mazeaud	AEP-Mazeaud
Le Fraisse		Baignade- St Pardoux
Champour		Baignade- St Pardoux
Saint Sylvestre		AEP-Gouillet
Fanay Augères	St Pardoux	Baignade- St Pardoux /AEP Crouzille
Borderie		Baignade- St Pardoux
Silord		Baignade- St Pardoux
Vénachat		Baignade- St Pardoux
Bachelierie		Baignade- St Pardoux
Santrop		Baignade- St Pardoux
Henriette	Crouzille	AEP-Crouzille
Chatenet Maussan		
Magnac		
Peny	Pontabrier	Étang privé-Pontabrier
P 348 et la Vauzelle		
Puy de l'Age	MCO Puy de l'Age- Etang aval ruisseau de Belzanes	Pêche sportive (MCO)
Bellezane	Pré des Petites Magnelles	Pâturage
Montmassacrot		
Petites Magnelles		
Villard		
Puy Teigneux		
Point 117 (Pierre Belle)	Etang	
Site Industriel de Bessines		
Chanteloube	Etangs: aval MCO et de Sagnat	Baignade et Znieff - Sagnat

#### Usages sensibles en aval

Les usages sensibles en aval des sites correspondent à l'existence d'une utilisation particulière d'un lieu sous influence d'un site minier qu'un marquage ait ou non été mis en évidence. Certains usages étant communs à plusieurs lieux, l'IRSN a choisi de présenter ces données par type d'usage et non lieu par lieu.

Le premier usage sensible relevé par l'IRSN est l'utilisation de l'eau de retenues implantées dans la division minière pour l'alimentation en eau potable des populations. Les retenues concernées sont les étangs du Mazeaud, du Gouillet, de la Crouzille et de Beaune. Une étude spécifique conduite par la CRIIRAD en 2004 [8] sur la définition des périmètres de protection a porté sur les conséquences de la

présence des anciennes mines d'uranium sur la qualité des retenues. Ces retenues sont sous l'influence potentielle ou avérée des sites de Gorces-Saignedresse, du Fraise, de Saint Sylvestre, de Fanay Augères et d'Henriette.

Le second usage sensible est l'utilisation de retenues à des fins récréatives. Les retenues concernées sont : le lac de Saint Pardoux et l'étang de Sagnat où sont pratiquées la pêche, la voile et la baignade ainsi que la MCO noyée de Puy de l'Age utilisée pour la pêche sportive.

L'un des usages les plus difficiles à tracer est probablement l'utilisation de prairies en bordure de cours d'eau sous influence. L'IRSN a néanmoins relevé un exemple lors de ses visites sur le terrain. Il s'agit du pré situé en aval immédiat du rejet de Bellezane et irrigué par le ruisseau des Petites Magnelles. Cet endroit a été également pointé par la CRIIRAD en 1994 [13] ainsi que les routes et chemins en bordure du site de Puy de l'Age [11].

L'IRSN relève que l'étang de Pontabrier est sous l'influence des sites de Pény et Margnac. Cette retenue étant privée, il n'est pas fait mention d'un usage particulier.

#### **Commentaire IRSN**

Les remarques concernant l'étang de Pontabrier et l'utilisation éventuelle de prairies illustrent les incertitudes que l'IRSN peut avoir en raison de l'absence de donnée.

L'IRSN constate qu'à l'exception de l'étang en aval direct du site de Chanteloube, toutes les retenues marquées font l'objet d'un usage considéré sensible. La notion de sensible ici ne fait en aucun cas référence à un risque avéré mais uniquement à un usage particulier susceptible de favoriser l'exposition de la population. En ce sens, cette notion s'ouvre sur la question des évaluations dosimétriques discutées au chapitre 7.3 du BDE [1].

Les usages sensibles traduisant une potentielle situation d'exposition des populations n'intègrent pas les risques pour l'environnement qui font l'objet d'une analyse dans le chapitre 10 du présent document mais qui sont détaillés dans le premier rapport de tierce expertise [2].

### ***6.2.10 ANALYSE GLOBALE DE LA GRILLE***

L'objectif final de la méthode présentée ci-dessus est bien d'obtenir une représentation synthétique des connaissances de la qualité radiologique des sites ; de leurs résurgences ainsi que de leur environnement. Cette vision globale permet d'identifier des indicateurs utilisables pour se prononcer sur la pertinence du réseau de surveillance des sites miniers de la division minière de la Crouzille. Les autres aspects à intégrer étant : la connaissance de l'hydrogéologie, l'impact lié au rayonnement gamma et au radon, l'impact chimique, l'impact environnemental et l'impact dosimétrique. La synthèse de tous ces aspects est présentée au chapitre 11.

L'IRSN rappelle que le développement de la grille de lecture se situe en limite du travail de tierce expertise mais qu'il a jugé nécessaire de fournir cet élément de réflexion pour développer son analyse critique du réseau de surveillance. A ce stade, l'IRSN s'attachera surtout à analyser la grille en termes de pertinence des indicateurs (lecture verticale de la grille) et se limitera à quelques remarques globales pour la lecture horizontale qui traduit le risque associé à chaque site. Pour finir, l'IRSN illustrera à travers quelques exemples l'apport que représente cette démarche basée sur une analyse multi-indicateurs.

### *6.2.11 INDICATEURS NON DISCRIMINANTS*

Parmi les indicateurs sur lesquels l'IRSN a travaillé, trois ont été écartés dans la mesure où ils ne permettaient pas d'effectuer un tri entre les sites. Il s'agit :

- **du kilométrage de galeries.** L'IRSN considère en effet que le volume noyé permettrait d'appréhender de manière plus juste la qualité des eaux de résurgence et en particulier leur évolution ;
- **de la présence de déchets autre** qui a également été écartée pour deux raisons. Pour les résidus cyclonés (remblayage hydraulique) l'IRSN ne dispose pas des informations nécessaires pour émettre un avis sur le risque potentiel associé à leur présence dans les galeries. Une étude complémentaire spécifique à cette thématique permettrait d'évaluer la pertinence de cet indicateur qui pour le moment reste dans la catégorie des éléments non renseignés ne pouvant de ce fait être intégrés à l'analyse. Concernant les autres déchets (fût, déchets industriels...) en raison de leur intégration à des stockages de résidus de traitement, l'IRSN considère que leur contribution radiologique peut être négligée devant ces des résidus eux même ;
- **de la vulnérabilité du milieu récepteur.** La configuration topographique de l'environnement des sites miniers conduit dans la quasi-totalité des cas à la présence de condition favorables à l'établissement d'un marquage en aval des rejets que ce soit par un faible rapport de dilution ou part l'existence de zone favorisant un faible temps de parcours de l'eau.

L'IRSN note également que sur la base de un  $\text{Bq.L}^{-1}$ , aucun site ne peut être discriminé sur le critère de l'activité en uranium. L'IRSN rappelle que le niveau d'autorisation de rejet est fixé à  $22,2 \text{ Bq.L}^{-1}$  ce qui conduit à une absence totale de traitement visant à limiter les rejets en uranium. Au contraire, le passage en flux permet d'effectuer un premier tri. L'IRSN précise que certains rejets n'ont pas pu être évalués en raison de l'absence des données de débit, élément indispensable à l'établissement des bilans visant à mieux comprendre le cheminement des radionucléides dans l'environnement. **Ainsi, les données de flux s'avèrent-elles plus discriminantes que les données d'activité.**

### 6.2.12 SITES INCRIMINES

L'IRSN constate uniquement ici que les sites qui ressortent sont ceux correspondant à une forte production et/ou à des stockages de résidus miniers. Il s'agit de Bellezane, de l'ensemble Fanay-Augères et du SIB. Cependant, cette analyse peut être biaisée par l'absence de connaissance et en particulier pour ce qui concerne les marquages observés en aval. En effet, si un site présente un fort potentiel mais qu'aucun marquage n'est observé en aval, ou qu'aucune eau de site de résurgence n'a été identifiée, aucune analyse sur les indicateurs vecteurs et/ou cible ne peut être conduite.

### 6.2.13 COMPLEMENTARITE DES INDICATEURS

La complémentarité des indicateurs a été relevée par l'IRSN à l'occasion de l'application de la grille. Ainsi, le site d'Henriette qui ne ressort pas par manque de données de surveillance se démarque sur les indicateurs « marquage observés en aval » et « usage sensible ». De même, pour les indicateurs de type source, les eaux issues du site de Silord présentent une qualité incompatible avec un rejet sans traitement (présence d'une station) alors que ce site est de faible ampleur. Dans le même esprit, la complémentarité de l'approche par flux et activité a été démontrée au travers de sites comme Vénachat pour lesquels la qualité de l'eau est satisfaisante mais qui en raison d'un fort débit constituent une source importante en terme de flux.

L'analyse des flux collectés met en évidence des incohérences dans les autorisations de rejet actuelles. En effet, ce paramètre représente directement l'ampleur de la source et doit être intégré à l'analyse du risque associé au site. Cette analyse montre l'existence d'eau de site traitée alors que le flux d'uranium et de radium qui leur est associé est inférieur à ceux d'eau de site non traitées. En d'autres termes, certains rejets non traités constituent des sources plus importantes que des rejets qui sont traités.

### 6.2.14 COMMENTAIRE IRSN

Les principaux commentaires de l'IRSN portent sur la nécessité de mettre en regard tous les indicateurs et d'affiner la méthode d'analyse proposée (choix des critères en particulier). Par ailleurs, il peut paraître plus pertinent de raisonner en flux qu'en activité pour déterminer la nécessité de traitement. A aujourd'hui, la réglementation se fait au niveau des rejets sur la base d'activités volumiques. Parmi les indicateurs retenus, l'IRSN note que ceux des flux collectés et rejetés permettent d'identifier les installations conduisant à un impact en aval. L'IRSN s'interroge sur la possibilité de réglementer en termes de flux ce qui permettrait de s'affranchir des aspects de dilution. La question de la réglementation au niveau des sources ou au niveau des cibles (*i.e.* obligation de moyens ou d'objectif).

- plus que le km de galerie, le rapport volume noyé/volume dénoyé ;
- le problème lié à l'analyse des sédiments ;
- la question de l'évolution à moyen et long terme de la qualité radiologique des eaux de TMS ;
- absence d'information : mettre un point de rappel.

La limite réglementaire de traitement de l'uranium est 20 fois supérieure à celle qui ne permet déjà pas de discriminer les sites. La limite de 22 Bq.L<sup>-1</sup> apparaît nettement trop élevée.

## **6.3 PREMIERS ELEMENTS DE REFLEXION CONCERNANT LA SURVEILLANCE**

Ce paragraphe est à considérer en préambule au chapitre 11 qui a pour vocation de discuter la pertinence du réseau de surveillance mis en place par AREVA NC et d'y intégrer une composante liée à l'aspect long terme. Ce paragraphe tente de synthétiser l'ensemble des informations extraites de l'analyse des impacts environnementaux ainsi que les principales remarques issues de la méthodologie comparative appliquée en matière de surveillance des sites miniers réaménagés.

### *6.3.1 LOCALISATION DES POINTS DE CONTROLE*

Vérifier l'existence et la pertinence des points de contrôle de la surveillance des eaux et des sédiments, en particulier les points situés en aval des rejets ainsi que les retenues.

La question de la pertinence des points de contrôle se pose avec la nécessité de caractériser l'impact sur les sédiments au plus près du point de rejet.

### *6.3.2 EVALUATION DU MILIEU NATUREL*

Cas du ruisseau de Chabannes considéré comme bonne référence indicative pour l'interprétation qualitative de l'ensemble des mesures sur sédiments en zones impactées par les activités minières.

La principale faiblesse de résultats des mesures disponibles porte sur l'absence d'indication sur la nature des sédiments prélevés. Des réserves sont par conséquent émises quant à la qualification de données de référence des résultats ci-dessus. Une évaluation plus précise des caractéristiques des sédiments du ruisseau en aval ainsi qu'en amont de La Borderie permettrait de statuer sur l'utilisation de ces données pour représenter le milieu naturel non impacté.

Si une surveillance régulière du ruisseau de Chabannes n'apparaît pas essentielle en termes d'impact compte tenu des faibles niveaux en uranium 238, radium 226 et plomb 210 mesurés, elle peut être jugée pertinente dans le but de caractériser le milieu naturel au niveau des ruisseaux d'alimentation de l'étang de la Cruzille

### *6.3.3 INTERPRETATION DES RESULTATS ET ACTIONS CORRECTIVES*

Les sédiments sont généralement de bons indicateurs de pollution des cours d'eau de par leur caractère accumulateur de radioactivité notamment.

Les analyses et résultats associés obtenus par AREVA NC et regroupés dans la base de données informatique de surveillance ne s'inscrivent pas dans un protocole de suivi quantitatif avec une stratégie clairement définie, que ce soit du point de vue des objectifs que des procédures d'échantillonnage. Ce point nécessitera d'être clairement exposé dans le cadre de la mise en place d'une surveillance appropriée des sites miniers réaménagés pour la mise en évidence, si pertinent, de l'évolution de l'état de l'environnement en aval des sites.

La principale problématique liée à l'interprétation des résultats de mesure sur sédiment concerne la représentativité de l'échantillonnage et de la mesure de même que l'objectif visé par l'analyse. Des analyses rigoureuses pour un réel suivi de sédiments consisteraient en la mise en place de pièges à sédiments. La faisabilité de cette mise en place au niveau des cours d'eau est à étudier. La conclusion porte sur la définition de l'objectif recherché par ces analyses, les conséquences des éventuels marquages, et la pertinence de la mise en œuvre d'actions correctives. Ceci doit encore faire l'objet de réflexions.

## 6.4 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 6

- [1] AREVA NC (décembre 2004).- Bilan décennal environnemental 1994-2003
- [2] IRSN (2007). Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC. 1ère partie : stockage de Bellemeuse et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord- DEI/2007-01
- [3] CEMRAD (1999). Analyses spectrométriques des radioéléments présents sur le site du lac de Saint Pardoux
- [4] CEMRAD (2000). Etang de la Crouzille : situation radiologiques. Première phase de l'étude : analyses des sédiments aux arrivées des trois ruisseaux d'alimentation
- [5] CEMRAD (2001a). Etang de la Crouzille : situation radiologique. Deuxième phase de l'étude : radioéléments dans l'eau. Transferts eaux/sédiments
- [6] CEMRAD (2002b). Etang du Gouillet : situation radiologique. Première phase de l'étude : analyse des sédiments aux arrivées des trois ruisseaux d'alimentation
- [7] CEMRAD (2003). Etangs de la Crouzille et du Mazeau. Etude complémentaire
- [8] CRIIRAD (2004). Assistance technique pour la préparation du dossier soumis à enquête publique concernant les retenues de la Crouzille et de Gouillet
- [9] CREGU/CEMRAD/LSCE (juin 2002). Étude de la spéciation et des modes de transport de l'uranium en milieu naturel sur le secteur du « Ritord »
- [10] CAZALA C. (2003). Étude du comportement des radioéléments de la famille de l'uranium en milieu continental: application au département de la Haute-Vienne. Thèse université Paris VI
- [11] CRIIRAD (mars 2004). - Communiqué CRIIRAD du 26 mars 2004
- [12] AREVA NC (2005). Proposition pour une amélioration de la qualité radiologique des eaux de l'étang de la Crouzille et impact prévisible sur la rivière Vincou

- [13] CRIIRAD (février 1994). Etudes radioécologiques sur la division minière de la Crozille. Site SIMO de Bessines, sites de Montmassacrot, Bellezane et Puy de l'Age
- [14] CEMRAD (2006). Suivi radiologique du lac de Saint-Pardoux entre 2002 et 2006
- [15] IRSN (2006). MIMAUSA Méthode de sélection des sites nécessitant des investigations particulières. Rapport DEI/SARG/2006-015
- [16] J.K. Osmond and al. (1983). Uranium isotopic disequilibrium as an indicator of anomalies - Int. J. Appl. Radiat. Isot. Vol. 34, No. 1, pp. 283-308
- [17] M. Kalin and al. (2005). The removal of uranium from mining waste water using algal/microbial biomass - Journal of environmental radioactivity 78, 151-177
- [18] J. Molinari and al. (novembre 1986). Chemistry and radiochemistry of radium and other elements of uranium and thorium natural decay series / A contribution to the AIEA monograph on Environmental Behaviour of Radium - CEA DPT 0585

## **7 IMPACT DES SITES MINIERS SUR LA QUALITE DE L'AIR**

### **7.1 OBJECTIF DE L'EXPERTISE, DEMARCHE ET DONNEES DE BASE UTILISEES**

#### ***7.1.1 OBJECTIF***

Un point essentiel de la démarche d'évaluation de l'impact des sites miniers réaménagés est l'identification des sources susceptibles de générer un impact sur la qualité de l'air en termes de rayonnement gamma, de taux de radon et de poussières dans l'air.

Quatre types de sources ont été recensés dans le cadre de l'évaluation de l'impact sur l'air :

- les stockages de résidus miniers ;
- les verses à stériles ;
- les installations minières réaménagées (carreaux miniers, bâtiments,...) ;
- le radon potentiellement accumulé dans les galeries de travaux miniers souterrains.

L'objectif de la tierce expertise relative à l'évaluation de l'impact des sites miniers sur la qualité de l'air, est de vérifier, au travers des résultats de la surveillance effectuée par AREVA NC, que l'impact des sources précédemment identifiées est limité à un niveau acceptable en regard des caractéristiques du milieu naturel. Cet objectif se décline en deux points :

- vérifier la qualité des réaménagements opérés sur les sources ;
- fournir des éléments de réflexion pour optimiser le réseau de surveillance vis-à-vis des situations actuelle et future. Les recommandations auxquelles conduisent ces réflexions sont l'objet du chapitre 11.

Il est à noter que le présent chapitre se limite à la problématique de l'impact sur l'air et non de l'impact dosimétrique sur l'homme qui, lui, est traité au chapitre 8. L'analyse critique présentée concerne tous les sites de la Division Minière de la Crouzille. Elle ne restitue pas l'ensemble de l'analyse effectuée sur les données de la surveillance mais s'attache à présenter les principaux commentaires qu'a suscités cette analyse.

#### ***7.1.2 RAPPEL DES RESULTATS DE LA PREMIERE PHASE DE TIERCE EXPERTISE***

La première phase de tierce expertise [1], focalisée sur le site de Bellezane, s'est attachée à vérifier l'efficacité de la couverture mise en place sur les résidus stockés dans la MCO 105-68. L'analyse des rapports complémentaires [2] et [3] a permis d'évaluer le dimensionnement de la couverture retenu par AREVA NC. Les principales conclusions issues de la première phase de tierce expertise sont que les caractéristiques de la couverture, et en particulier son épaisseur, permettent d'atténuer très

significativement la contribution des résidus au rayonnement gamma ambiant et à l'émission de radon. Les débits de dose mesurés sur le stockage de Bellezane apparaissent ainsi essentiellement liés au contenu radiologique des stériles eux-mêmes et des roches constituant le relief environnant. Pour ce qui est de l'émission de radon, une influence éventuelle des résidus ne peut être définitivement écartée sur la base des informations analysées.

### *7.1.3 JEUX DE DONNEES DISPONIBLES*

L'ensemble des informations concernant la surveillance (type de mesure, instrumentations, localisation...) a été fourni par AREVA NC. Les résultats du suivi ont été transmis à l'IRSN sous format informatique et couvrent la période 1988-2006.

### *7.1.4 MESURES EFFECTUEES DANS LE CADRE DE LA SURVEILLANCE ET INSTRUMENTATION ASSOCIEE*

Les mesures faites en routine concernent le débit de dose, l'EAP radon 222, l'EAP radon 220 et l'activité volumique des émetteurs alpha à vie longue contenus dans les poussières. La surveillance est donc exclusivement radiologique.

3 types d'instrumentation ont été mis en place pour la surveillance de la qualité radiologique de l'air :

- des dosimètres thermo-luminescents (DTL) qui déterminent le débit de dose de rayonnement gamma en  $\text{nGy.h}^{-1}$  (piégeage des électrons émis, chauffage pour relargage, émission de lumière). Les analyses correspondantes sont effectuées trimestriellement avec intégration sur 3 mois ;
- des dosimètres mesurant les Energies Alpha Potentielles (EAP) dues aux descendants à vie courte du radon 222 et 220 mesurées en  $\text{nJ.m}^{-3}$  (comptage des traces des particules alpha sur le film). Les analyses correspondantes sont effectuées à fréquence mensuelle ;
- des dosimètres de prélèvement continu qui mesurent l'activité volumique des émetteurs alpha à vie longue contenus dans les poussières exprimée en  $\text{mBq.m}^{-3}$ . Les analyses correspondantes sont effectuées mensuellement.

### *7.1.5 LOCALISATION DES STATIONS DE CONTROLE DE LA SURVEILLANCE D'AREVA NC*

Les données du suivi AREVA NC ont été regroupées et traitées par groupes de sites voisins selon le schéma présenté dans le BDE. On distingue ainsi :

- l'environnement du site de Margnac-Pény (concerne partiellement les bassins versants du Ritord et du Vincou) (cf. figure 7-1) ;
- l'environnement des sites de Fanay et du Fraisse (concerne partiellement les bassins versants du Ritord et du Vincou) (cf. figure 7-2) ;

- l'environnement du site industriel de Bessines (concerne le bassin versant de la Gartempe) (cf. figure 7-3) ;
- l'environnement des sites de Bellezane et de Montmassacrot (concerne le bassin versant de la Gartempe) (cf. figure 7-4).

D'autres points de contrôle plus isolés sont présentés individuellement (exemple du site de Chanteloube ou de sites situés dans les bassins versants de la Semme, la Brame et la Vienne). La majorité des stations de contrôle porte un numéro et est associée à une situation topographique qualifiée par AREVA NC de sommitale (S), fond de vallée (FV) ou flanc de coteau (FC).

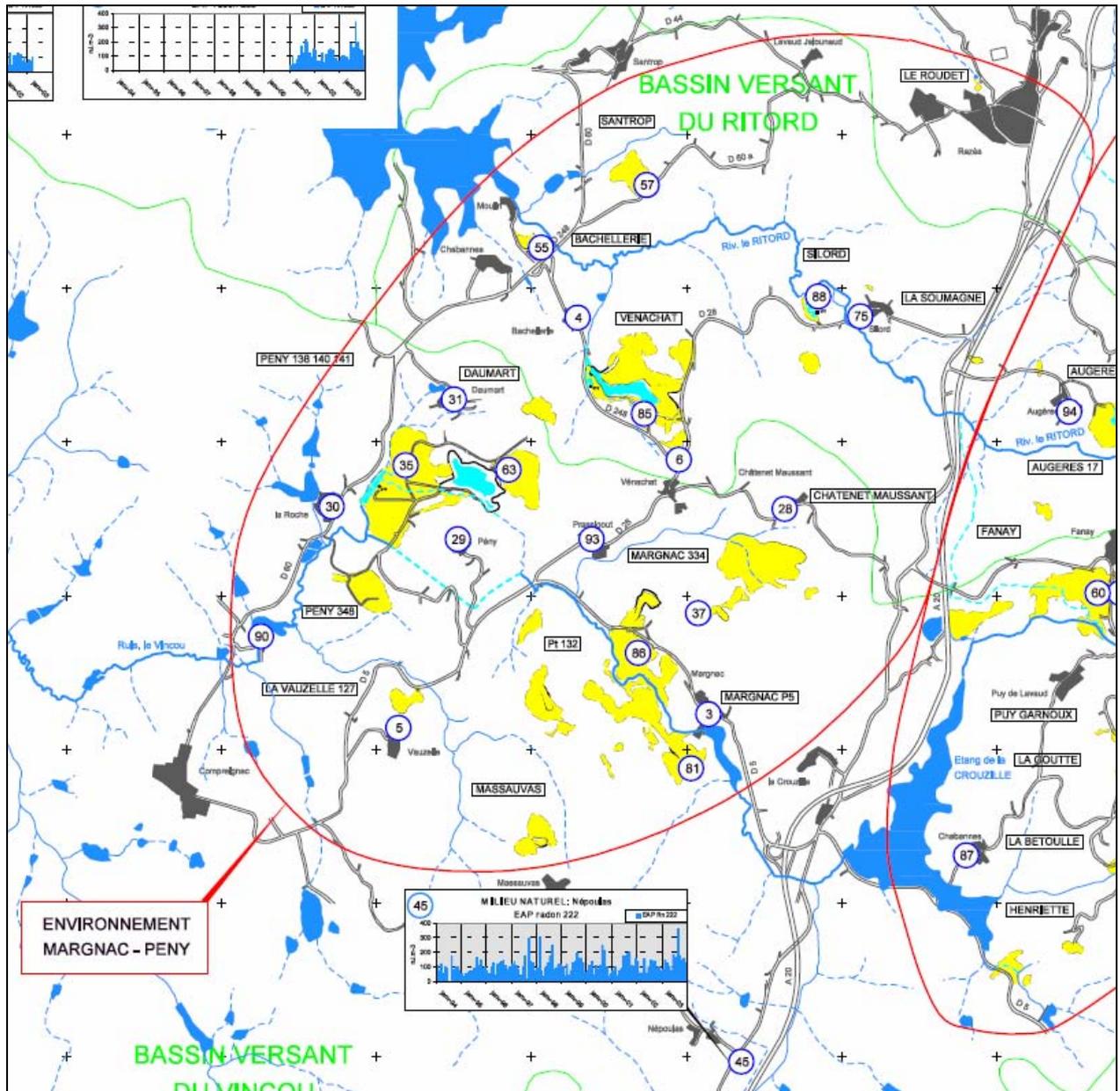


Figure 7-1 Localisation des points de contrôle dans l'environnement Margnac-Pény (d'après AREVA NC, BDE 2004)

1 cm = 425 m



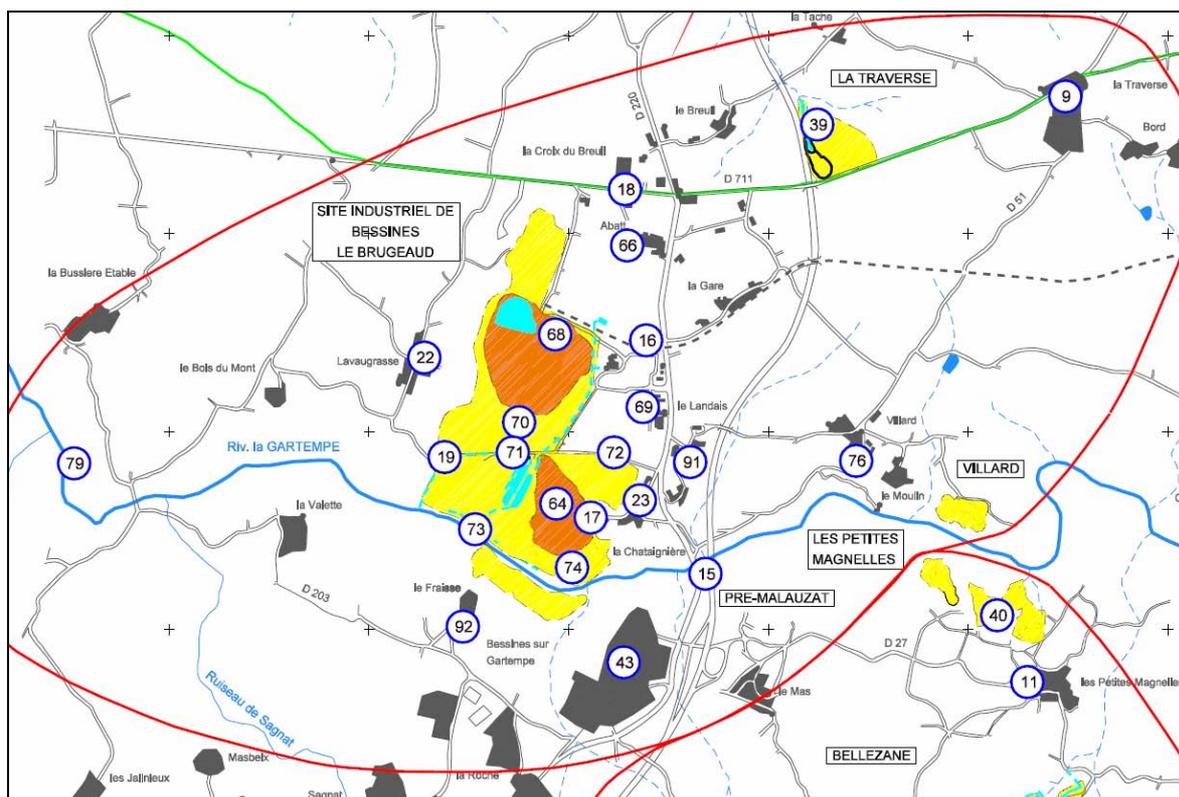


Figure 7-3 Localisation des points de contrôle dans l'environnement du Site Industriel de Bessines (d'après AREVA NC, BDE 2004)

1 cm = 380 m

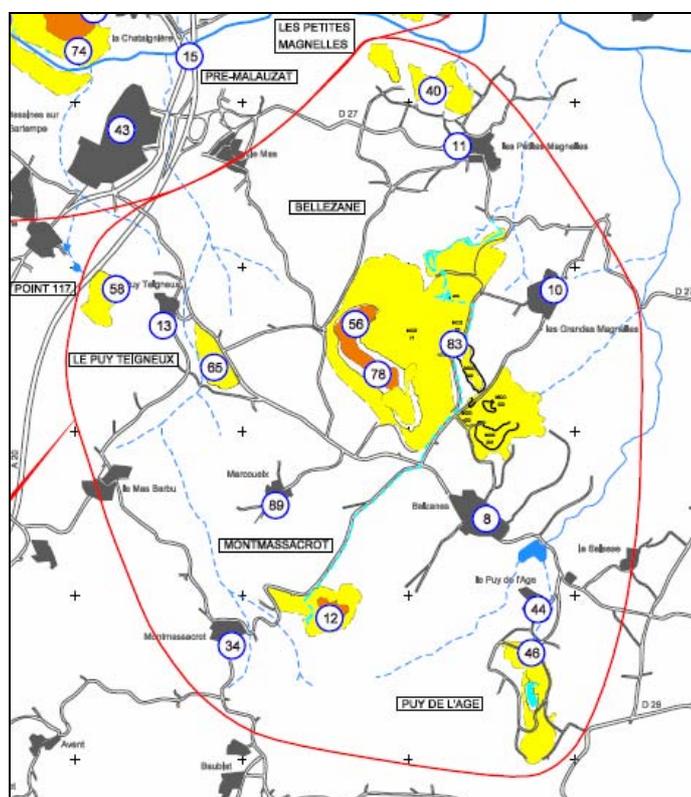


Figure 7-4 Localisation des points de contrôle dans l'environnement de Bellezane-Montmassacrot (d'après AREVA NC, BDE 2004)

1 cm = 460 m

### *7.1.6 DONNEES PRISES EN COMPTE POUR L'EXPERTISE*

L'expertise s'est fondée sur les résultats de la surveillance des débits de dose et d'EAP radon 222. Les données associées au radon 220 n'ont pas été considérées car cet isotope du radon n'est pas un descendant de l'uranium 238. Il n'est de ce fait pas le meilleur marqueur de l'impact des sites. Les données d'exposition au radon 220 sont néanmoins utilisées dans le cadre de l'évaluation de l'impact dosimétrique (cf. Chapitre 8).

Les données d'activités volumiques des poussières ne sont pas non plus utilisées spécifiquement car, comme dans le cas de l'évaluation du site de Bellezane, elles ne fournissent pas d'indications pertinentes en regard de l'objectif, notamment du fait de valeurs systématiquement inférieures aux limites de détection [1].

### *7.1.7 DEMARCHE ADOPTEE PAR L'IRSN*

La démarche adoptée par l'IRSN pour présenter les résultats de son expertise consiste à analyser les chroniques de mesures d'un nombre réduit de stations de contrôle choisies comme les plus illustratives pour apprécier la qualité des réaménagements et l'impact sur l'environnement. L'analyse des données correspondantes comprend :

- une comparaison des chroniques avec les données représentatives du milieu naturel ;
- une évaluation de la pertinence de la chronique en regard de la période de suivi, de la localisation de la station et d'autres considérations.

Elle repose sur une bonne connaissance du bruit de fond naturel.

Comme présenté au chapitre 5 et à l'instar de la démarche proposée dans le rapport [1], le bruit de fond naturel a été caractérisé en première approche, par une gamme de variation du débit de dose et de l'EAP définie à partir des mesures effectuées sur des zones considérées par AREVA NC comme non impactées par les activités minières et dont les caractéristiques géologiques sont représentatives de la Division Minière de la Crouzille. Ce choix de définir des gammes de variation plutôt que des valeurs moyennes a été revu par l'IRSN au cours de l'analyse des données de la surveillance et ce pour deux raisons majeures :

- l'exploitant souligne l'existence d'un fond radiochimique plus important dans la zone Sud de la Division comparativement à la zone Nord. Ceci implique que, selon la localisation des stations de contrôle, une comparaison des débits de dose avec la valeur haute de la gamme de variation du bruit de fond naturel peut s'avérer non discriminante pour les stations situées dans la zone Nord ;
- pour les mesures d'EAP, compte tenu de la grande variabilité de ce paramètre en fonction de caractéristiques climatologiques (hygrométrie notamment), la valeur maximale retenue pour le milieu naturel, qui est la valeur maximale mesurée sur toute la période, peut correspondre à une situation exceptionnelle et ne pas fournir une représentation pertinente des variations naturelles moyennes du paramètre.

Afin de tenir compte des spécificités de la Division minière de la Crouzille en matière de rayonnement gamma, les valeurs de débit de dose retenues pour le bruit de fond naturel correspondent à :

- la valeur haute de la gamme de variation présentée au chapitre 5 pour les stations situées dans le secteur Sud de la Division, soit  $320 \text{ nGy.h}^{-1}$  ;
- la valeur haute de la gamme de variation élaborée à partir des résultats sur les stations naturelles récentes, soit  $210 \text{ nGy.h}^{-1}$  [1] pour les stations situées dans le secteur Nord de la Division.

Pour les stations plus isolées, la valeur de  $210 \text{ nGy.h}^{-1}$  est retenue comme valeur de référence car considérée moins discriminante. Ce choix mériterait d'être étayé par une caractérisation rigoureuse du bruit de fond par AREVA NC pour chaque environnement d'intérêt.

En ce qui concerne l'EAP radon 222, les valeurs de référence considérées et exposées au chapitre 5 sont :

- $43 \text{ nJ.m}^{-3}$  pour la position sommitale (S) ;
- $154 \text{ nJ.m}^{-3}$  pour la position en flanc de coteau (FC) ;
- $178 \text{ nJ.m}^{-3}$  pour la position en fond de vallée (FV).

## 7.2 CARACTERISATION DE L'EFFICACITE DES REAMENAGEMENTS DES SITES DE STOCKAGE DE RESIDUS

Les quatre sites de stockage de résidus miniers sont situés dans le secteur Nord de la Division Minière de la Crouzille. Ce sont les sites de Bellezane et Montmassacrot dans l'environnement de même nom (cf. figure 7-4) et les sites de Lavaugrasse et Le Brugeaud dans l'environnement du SIB (cf. figure 7-3).

### 7.2.1 APPROCHE DE L'EXPLOITANT

La présentation adoptée par AREVA NC dans le BDE pour discuter l'influence des sites de stockage sur la qualité de l'air, suit une approche globale basée sur des calculs de moyennes annuelles, tout site confondu, en distinguant ceux renfermant des résidus des autres sites.

#### Commentaire

Comme déjà signalé dans le premier rapport de tierce expertise concernant le site de Bellezane [1], cette démarche n'apparaît pas suffisamment précise et démonstrative de la bonne efficacité des réaménagements et notamment des stockages. Les courbes présentées dans le BDE n'ont pas permis de proposer une interprétation argumentée des résultats de la surveillance. Il a donc été nécessaire de procéder à une analyse tenant compte plus explicitement des spécificités de chaque site.

Un examen plus détaillé des résultats de la surveillance des stations situées sur les sites de stockages a par conséquent été entrepris par l'IRSN. Il fait l'objet du paragraphe 7.2.2.

### *7.2.2 EVALUATION DES RESULTATS DE LA SURVEILLANCE DES SITES DE STOCKAGE*

Le réaménagement des sites de stockage de résidus miniers a consisté en premier lieu en un recouvrement des résidus, source de rayonnement gamma évident [1] [2] [3], par des stériles miniers puis le plus souvent, dans une seconde phase, par une couche de terre végétale (cf. photo 7-1).



*Photo 7-1 Stockage de Montmassacrot après réaménagement (source : IRSN, 2007)*

### *7.2.3 ANALYSE DES MESURES DE DEBIT DE DOSE*

La mise en place de la couverture de stériles a pour effet immédiat de faire chuter le débit de dose ambiant. Ces observations sont illustrées pour partie sur la figure 7-5 qui retrace les chroniques de mesures du débit de dose aux stations du Brugeaud et de Bellezane, toutes situées sur un stockage de résidus. L'effet de la couverture est particulièrement visible sur la MCO 68 (station BZN68) mais s'explique en partie par une modification d'emplacement du dosimètre. En ce qui concerne la MCO 105 (station BZN105), une baisse des débits de dose est notable en 1996, date de fin des réaménagements.

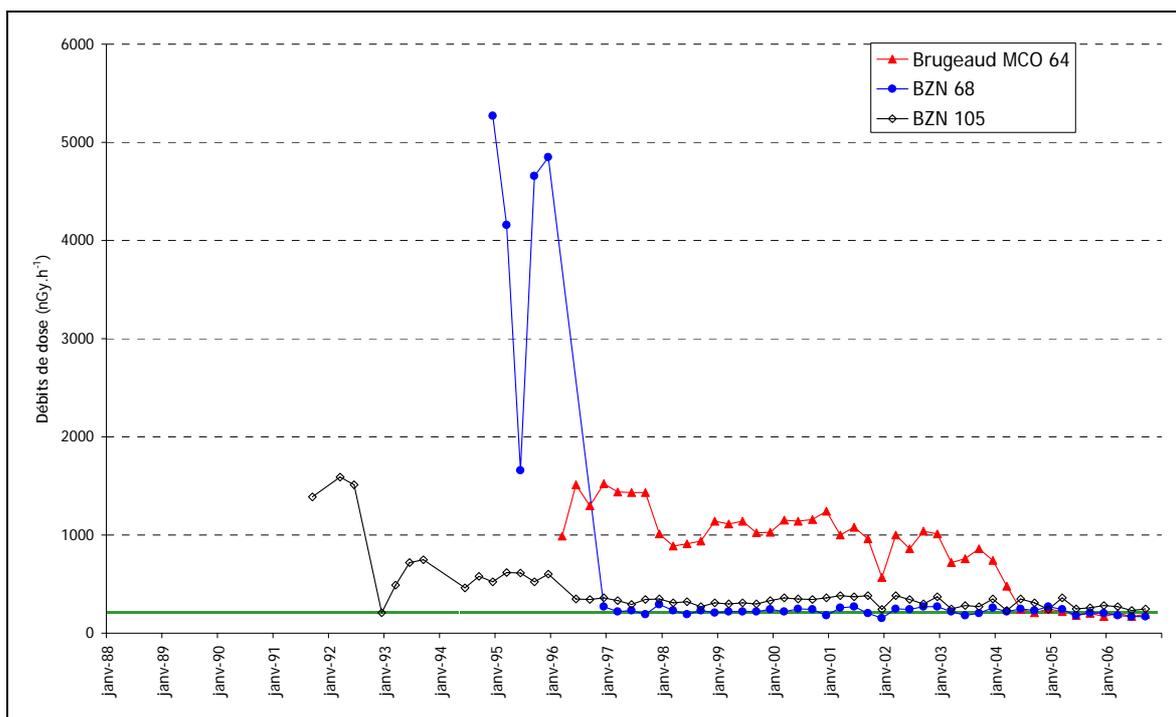


Figure 7-5 Chronique de mesure du débit de dose sur le stockage de résidus du Brugeaud et de Bellezane

Concernant le site du Brugeaud, l'évolution du débit de dose mesuré par le DTL situé au droit du stockage peut être corrélée à l'historique des activités du site. La MCO du Brugeaud a accueilli des résidus de traitement de 1978 à 1987. L'effet du réaménagement, et plus particulièrement de la mise en place d'une couverture de stériles, n'est pas visible car les mesures ne sont disponibles que postérieurement à la première phase de réaménagement achevée en 1996. Cette première phase de travaux n'a pas concerné l'ensemble du stockage puisqu'une boutonnière a été maintenue ouverte en vue d'accueillir des produits de démolition et plus particulièrement ceux de l'atelier APES situé à proximité de l'usine SIMO. La fermeture de la boutonnière s'est opérée en 2004 et s'est accompagnée d'une chute très nette des débits de dose à compter de cette date. Depuis 2004, les débits de dose mesurés ont des valeurs comparables à celles représentatives du milieu naturel de référence. Les fluctuations sont par ailleurs faibles comparées aux fluctuations observées antérieurement à 2004. Ceci traduit une efficacité satisfaisante du réaménagement mis en place.

La figure 7-6 illustre l'exposition gamma mesurée au droit du stockage de Montmassacrot après réaménagement (fin des travaux en octobre 1995) et au niveau du bassin de Lavaugrasse.

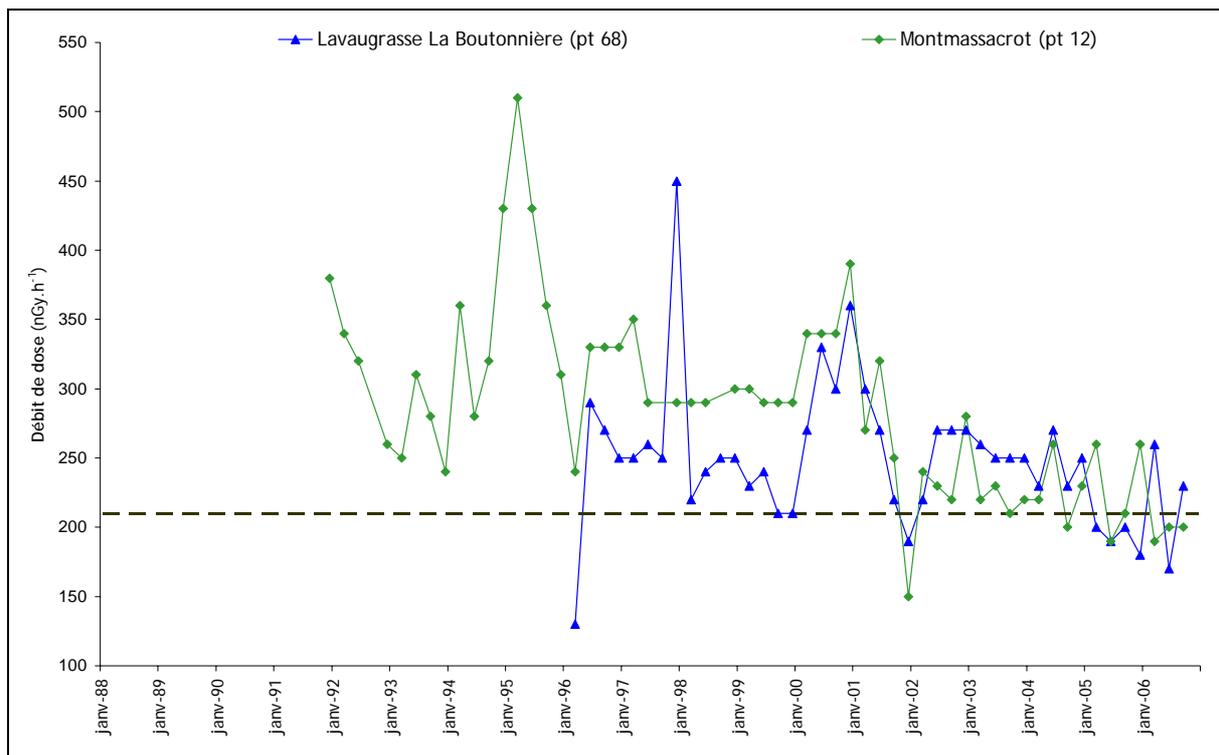


Figure 7-6 Chronique de mesure du débit de dose sur le site de stockage de Montmassacrot et au niveau du bassin de Lavaugrasse

Les chroniques sur ces deux sites ne permettent pas de mettre en évidence l'effet des réaménagements des stockages puisqu'elles ne couvrent pas la période avant travaux. Néanmoins on observe une baisse régulière du débit de dose sur ces deux sites depuis 2001 avec des fluctuations moins prononcées à compter de cette date.

Sur le site de Montmassacrot, l'existence de deux phases (1997-2000 et 2003-2006) suggère que le dosimètre a été changé de place mais cela demande confirmation.

Concernant Lavaugrasse, les fluctuations marquées observables jusqu'en 2002 peuvent être attribuées aux boues de curage des stations de traitement stockées dans la boutonnière en eau maintenue ouverte sur le site (cf. photo 7-2).

Depuis 2004, le débit de dose à Montmassacrot et à Lavaugrasse varie autour de la valeur caractéristique du bruit de fond naturel.



Photo 7-2 Bassin de Lavaugrasse (source : IRSN, 2007)

Un zoom sur les chroniques de mesure du débit de dose sur les sites de stockage est présenté à la figure 7-7 pour la période 2004-2006. Il confirme que les débits de dose sur site tendent à se stabiliser autour de la valeur retenue pour le bruit de fond naturel. Le cas de la MCO 105 de Bellezane fait exception puisque les débits de dose se stabilisent à des niveaux supérieurs au bruit de fond. Même si cela reste à confirmer, ceci pourrait s'expliquer par l'influence des parements en granite [1].

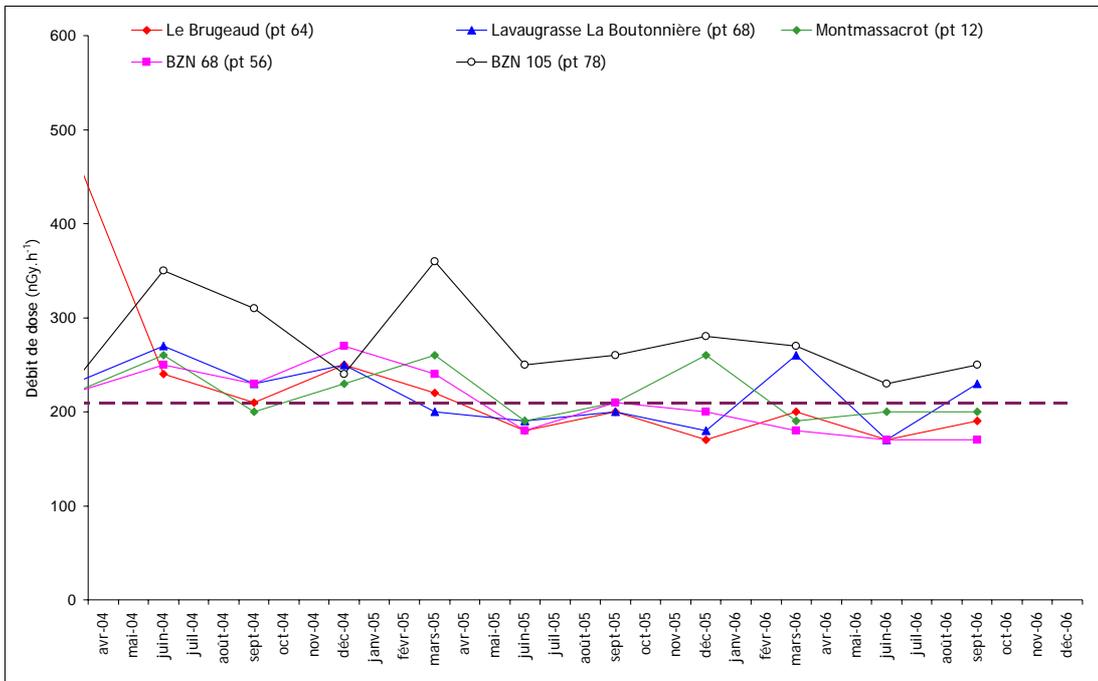


Figure 7-7 Chroniques de mesure du débit de dose sur les quatre sites de stockage pour la période 2004-2006

De l'analyse de cette courbe on retient que :

- le rayonnement gamma sur Le Brugeaud et BZN 68 apparaît stabilisé et est inférieur au bruit de fond ;
- le bassin de Lavaugrasse et le site de Montmassacrot présentent des débits de dose dont les fluctuations sont de faible amplitude autour de la valeur du bruit de fond ;
- le débit de dose sur la MCO 105 de Bellezane est significativement supérieur au bruit de fond mais peu fluctuant ce qui tend à incriminer une source naturelle comme les parements en granite (cf. photo 7-3).



*Photo 7-3 Vue de la MCO 105 de Bellezane et des parements en granite (source : IRSN, 2007)*

Sous réserve de confirmation de l'état stabilisé des mesures pour Le Brugeaud, BZN68 et Montmassacrot, le réaménagement des sites de stockage de résidus correspondant apparaît suffisant pour réduire l'exposition externe à des valeurs comparables au milieu naturel.

Concernant Lavaugrasse, quelques valeurs de débit de dose légèrement supérieures au bruit de fond persistent. Si l'efficacité des réaménagements est évidente, le niveau de rayonnement gamma n'est pas encore stabilisé en dessous de la valeur de référence. Ceci peut s'expliquer par la présence de la boutonnière et également de produits entreposés provisoirement à proximité. La surveillance du débit de dose doit être maintenue jusqu'à fermeture de la boutonnière pour s'assurer que le niveau de rayonnement gamma se stabilise autour de la valeur de référence du milieu naturel. La présence de lieux d'entreposage potentiel à proximité des appareils de mesure peut également constituer une source influente sur la mesure du débit de dose.

Enfin, la MCO 105 apparaît comme efficacement réaménagée avec des débits de dose stables bien qu'excédentaires par rapport au bruit de fond mais dont une origine naturelle apparaît vraisemblable.

Ces conclusions se basent sur l'hypothèse que la station de contrôle est représentative du site dans sa globalité. Parmi les recommandations émanant de la première phase de tierce expertise, la question de la représentativité des mesures avait été soulevée, notamment pour le stockage dans la MCO 105 du fait d'une épaisseur de couverture variable sur l'ensemble de la zone.

Une démonstration de la représentativité des mesures est attendue d'autant que la surveillance effectuée ponctuellement en différents points d'un même site (ex Montmassacrot, cf. figure 7-46) a montré des différences significatives du débit de dose. Il est suggéré, une fois le paramètre stabilisé, de présenter un état des lieux du débit de dose sur toute la surface des stockages.

#### *7.2.4 ANALYSE DES MESURES D'EAP RADON 222*

L'analyse des chroniques d'EAP radon 222 pour les sites de stockages fait la distinction entre les sites en position sommitale S (cas de Montmassacrot, cf. figure 7-9), en flanc de coteau FC (cas du Brugeaud, Lavaugrasse et Bellezane MCO 68, Cf. figure 7-8) et en fond de vallée (cas de Bellezane MCO 105).

La surveillance du site de Lavaugrasse ne révèle pas de niveaux d'EAP radon 222 significatifs par rapport à la chronique de la station de référence Népoulas et ce, malgré la présence de la boutonnière. Ceci peut s'expliquer par la présence d'eau qui limite efficacement l'exhalation de radon.

Bellezane 68 et Le Brugeaud montrent des fluctuations synchrones avec celles du milieu naturel mais des niveaux d'EAP globalement plus élevés. On remarque sur ces sites une baisse significative depuis 1997 avec des valeurs à nouveau globalement à la hausse pour le Brugeaud depuis 2002. L'EAP radon 222 mesurée sur ces deux sites se démarque significativement du bruit de fond. C'est également le cas de l'EAP mesurée sur la MCO 105.

Concernant le site de Montmassacrot, les valeurs mesurées sont comparables à celles représentatives du milieu naturel. Le réaménagement opéré sur le stockage de résidus apparaît comme satisfaisant en regard de l'exhalation de radon.

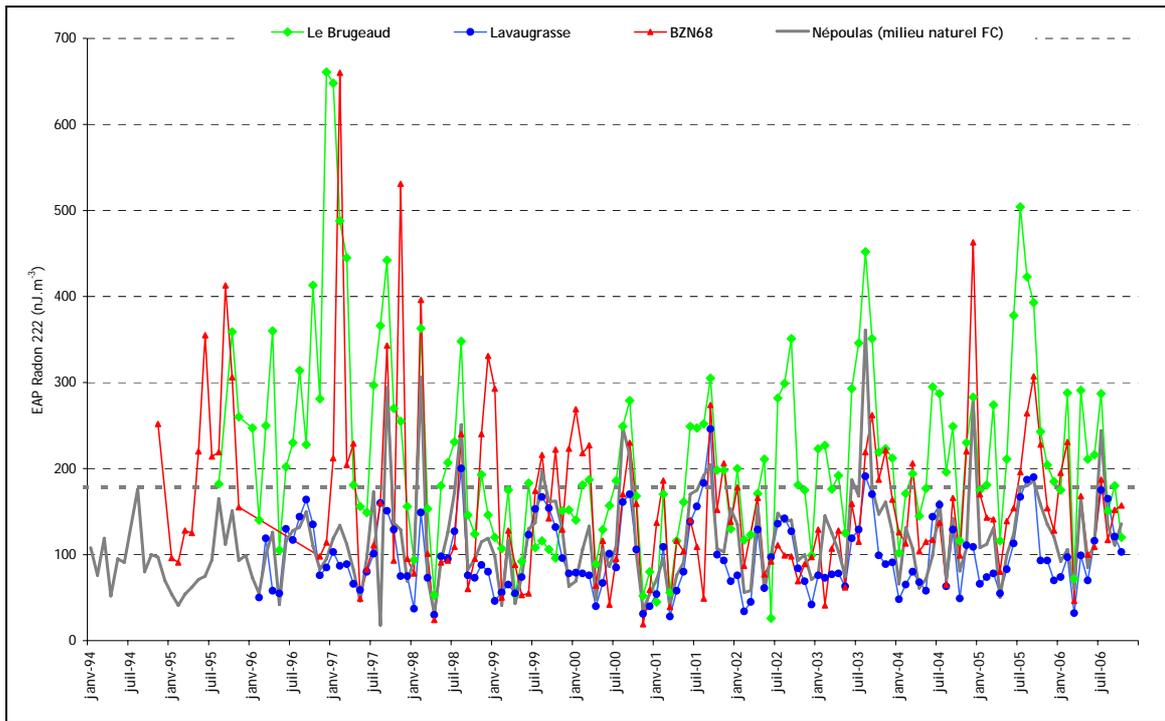


Figure 7-8 Chroniques de mesure d'EAP radon 222 sur les sites de stockage en position flanc de coteau et comparaison avec le bruit de fond naturel

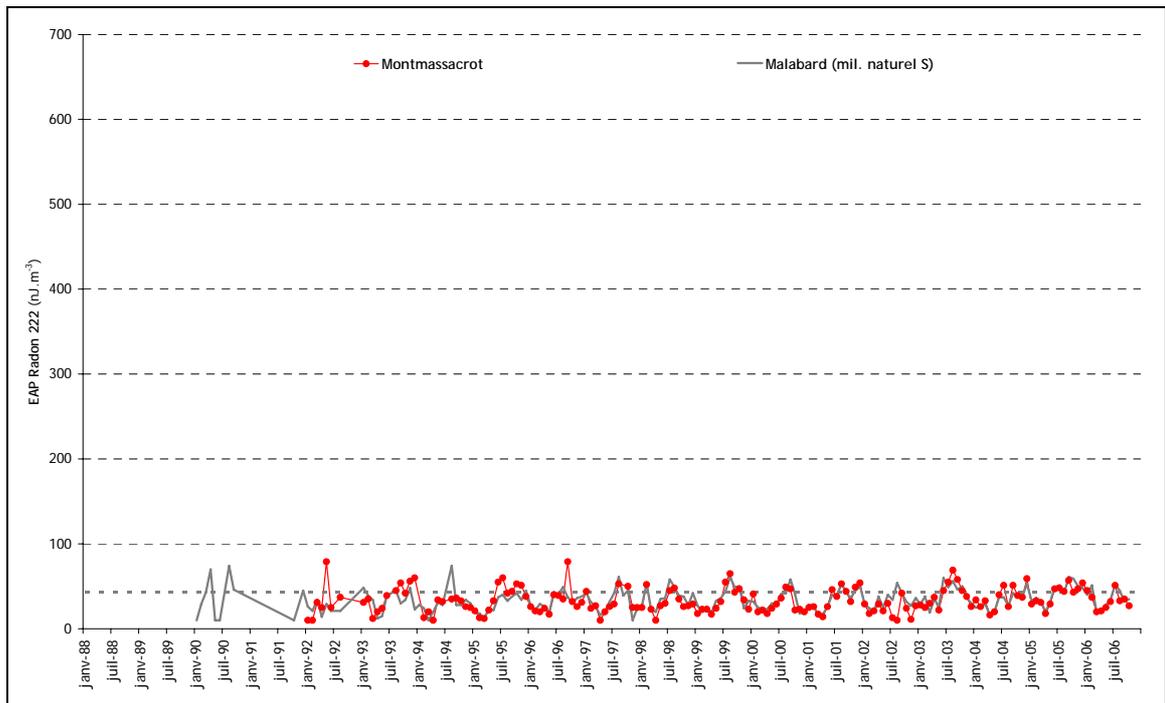


Figure 7-9 Chroniques de mesure d'EAP radon 222 sur le site de Montmassacrot en position sommitale et comparaison avec le bruit de fond naturel

## 7.3 CARACTERISATION DES VERSES A STERILES ET INSTALLATIONS MINIERES REAMENAGEES EN TANT QUE SOURCE DE RAYONNEMENT GAMMA ET D'EXHALATION DE RADON

Ce paragraphe s'attache à caractériser le débit de dose et l'EAP radon 222 sur les verses à stériles et les installations minières réaménagées, notamment les carreaux miniers.

### 7.3.1 VERSES A STERILES

Parmi les données disponibles fournies par AREVA NC, une seule chronique porte spécifiquement sur une verse, celle de Pény (photo 7-4), dans l'environnement de Margnac-Pény. Compte tenu de sa localisation dans le secteur Sud de la Division Minière de la Crouzille, le bruit de fond considéré est de  $320 \text{ nGy.h}^{-1}$ . La situation topographique de la station de contrôle associée à cette verse est qualifiée de sommitale par AREVA NC.



Photo 7-4 Verse de Pény (source : IRSN, 2007)

La figure 7-10 présente l'évolution du débit de dose et de l'EAP radon 222 sur la verse de Pény, de même que l'EAP moyenne annuelle et, en pointillés, les courbes de tendance associées.

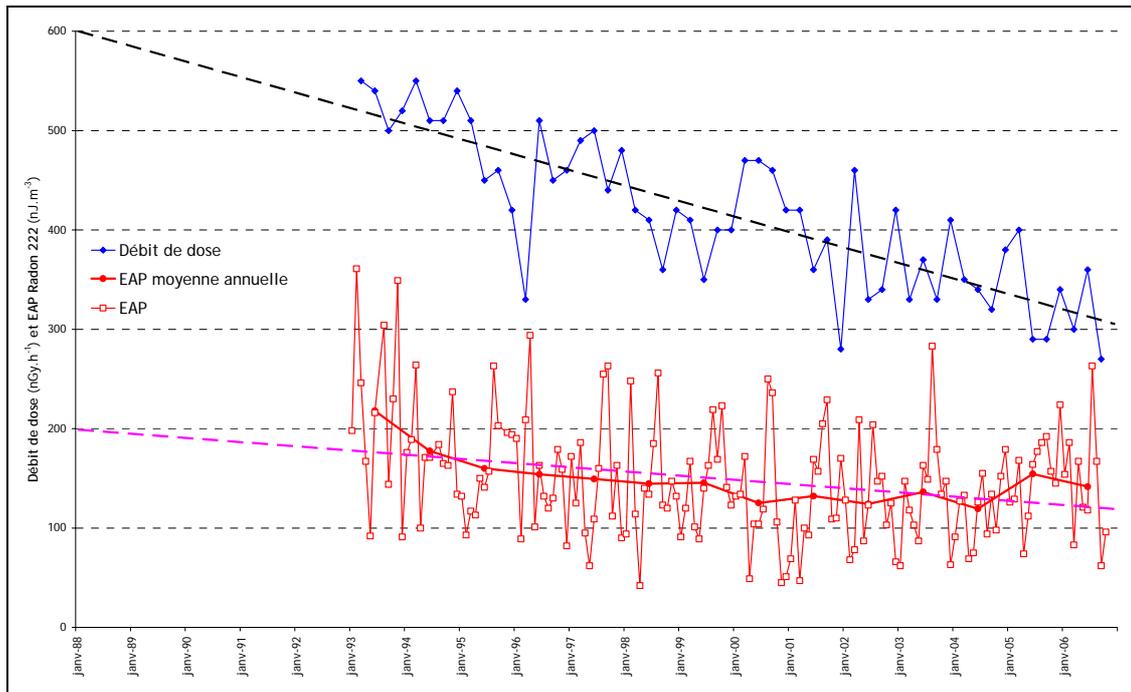


Figure 7-10 Evolution du débit de dose, de l'EAP radon 222 et de l'EAP moyenne annuelle sur la verse de Pény et courbes de tendance associées

Ce graphe montre que le débit de dose est en baisse progressive depuis 1993, date des premières mesures, mais ne passe ponctuellement sous la barre du bruit de fond que depuis 2005. Le rayonnement gamma n'est pas pour autant stabilisé ce qui tend à indiquer que les sources sont, elles aussi, en évolution. Concernant l'EAP radon 222, on note que les valeurs moyennes annuelles varient faiblement mais demeurent excédentaires par rapport à la valeur de référence du milieu naturel pour une situation topographique en position sommitale. Ces résultats appellent les commentaires suivants :

- La verse constitue une source de rayonnement gamma avec des débits de dose nettement significatifs en début de période (de l'ordre de  $500 \text{ nGy.h}^{-1}$ ) ;
- La verse subit des évolutions qui participent à la réduction de l'exposition externe. Cette évolution se fait de manière progressive. Plusieurs hypothèses sont explorées :
  - **Evolution du couvert végétal.** Cette hypothèse paraît peu probable car elle sous entendrait que de 1993 à 2006, le couvert végétal n'a pas atteint sa configuration nominale ;
  - **Erosion de la verse.** Cette hypothèse est contrebalancée par le fait que la végétation en place limite les phénomènes d'érosion ;
  - **Tassement/compactage des matériaux constitutifs de la verse (stériles).** Cette hypothèse semble la plus plausible car elle prend en considération une baisse de porosité due au compactage, atténuant ainsi le rayonnement gamma. Cette hypothèse est corroborée par les résultats de mesure de l'EAP radon 222 qui sont, eux également, globalement en baisse.
- La position topographique du dosimètre de contrôle de la verse de Pény qualifiée de sommitale nécessite d'être réévaluée. En effet, l'appareillage de mesures est situé en bordure de piste (à gauche sur la photo 7-4) et à mi pente, ce qui correspond plus à une position en flanc de coteau.

## Cas particulier des digues

A noter que des observations similaires sont faites concernant les digues de Lavaugrasse et du Brugeaud qui peuvent être assimilées à des verses (cf. figure 7-11 pour le débit de dose et figure 7-12 pour l'EAP). La principale différence entre la verse de Pény et les digues est la nature des matériaux les constituant : stériles miniers dans le premiers cas et sables cyclonés et stériles dans le second cas.

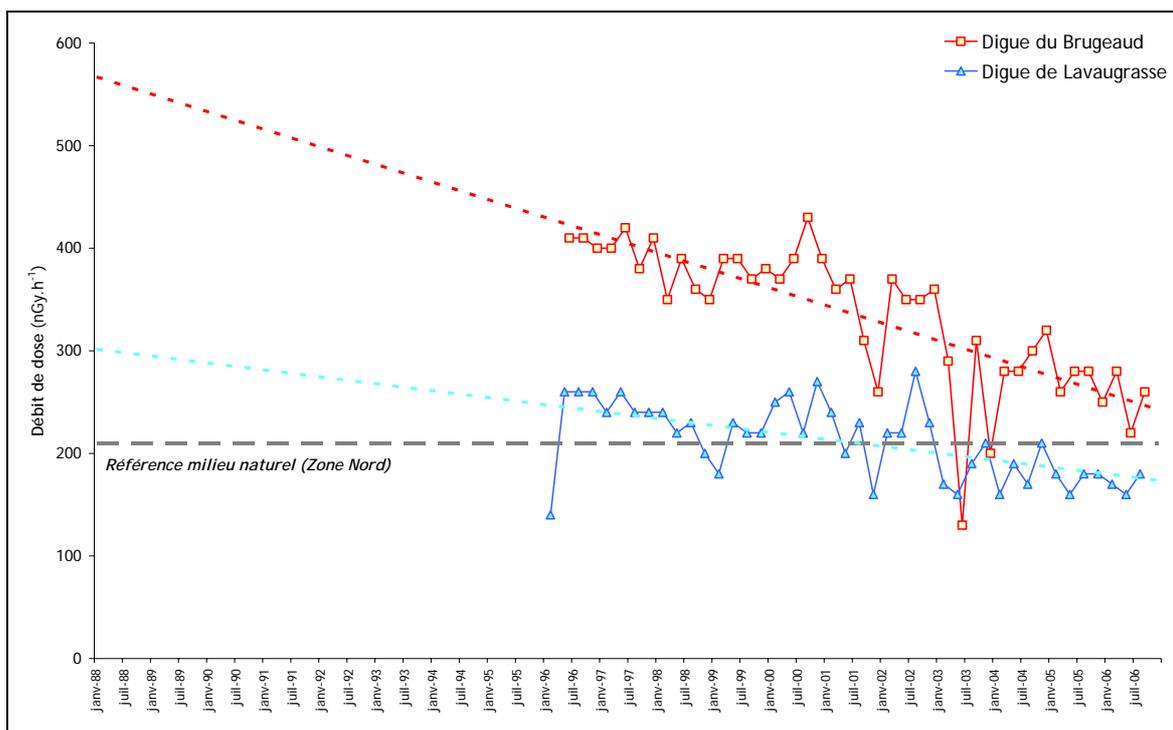


Figure 7-11 Evolution du débit de dose sur les digues de Lavaugrasse et du Brugeaud et courbes de tendance associées

Les débits de dose sont moins élevés sur la digue de Lavaugrasse potentiellement parce que cette digue a été mise en place avant celle du Brugeaud et que de ce fait, l'effet des tassements est moins visible sur la période pour laquelle on dispose de mesures. La nature différente des matériaux peut également expliquer en partie ces écarts.

Concernant l'EAP radon 222, les niveaux sont constants dans le temps sur Lavaugrasse alors qu'ils augmentent sur la digue du Brugeaud (cf. figure 7-12). Compte tenu de la direction des vents dominants (figure 7-13), une influence de la MCO du Brugeaud est une hypothèse à considérer. La figure 7-14 compare les données d'EAP moyennes annuelles sur le site du Brugeaud et sur la digue (courbes de tendance en pointillés), l'objectif étant d'identifier une éventuelle influence de l'EAP du site sur celle de la digue. Il n'y a semble-t-il pas d'impact du site de stockage sur la digue avant les travaux de réaménagement (*i.e.* avant 1997). Au-delà, les EAP moyennes annuelles varient de la même manière avec des niveaux plus élevés sur la digue.

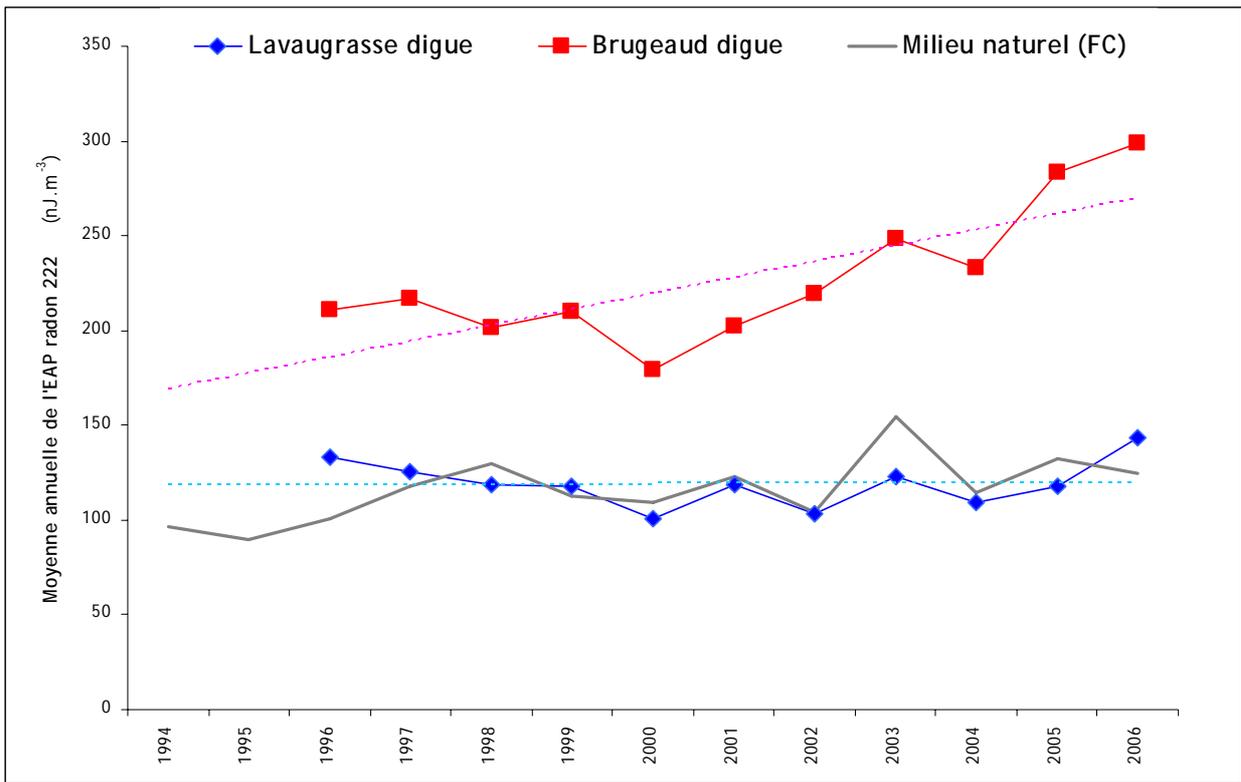


Figure 7-12 Evolution de l'EAP radon 222 moyennes annuelles sur les digues de Lavaugrasse et du Brugeaud et comparaison avec le milieu naturel

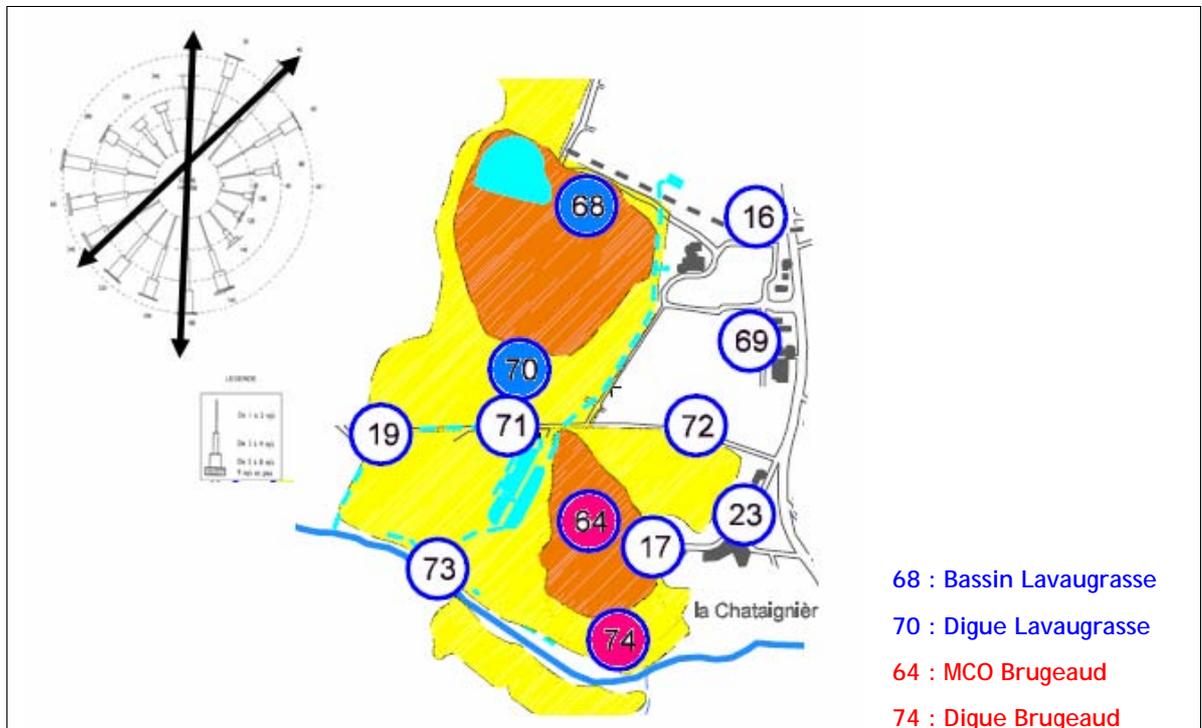


Figure 7-13 Localisation des stations du Brugeaud (MCO et digue) et de Lavaugrasse (bassin et digue) et rose des vents  
 1 cm = 250 m

Il faut par ailleurs préciser que les digues sont constituées en partie de sables cyclonés qui peuvent contribuer à l'impact sur la qualité de l'air, notamment en ce qui concerne l'exhalation de radon. Cet impact éventuel n'est pas observable au niveau de Lavaugrasse.

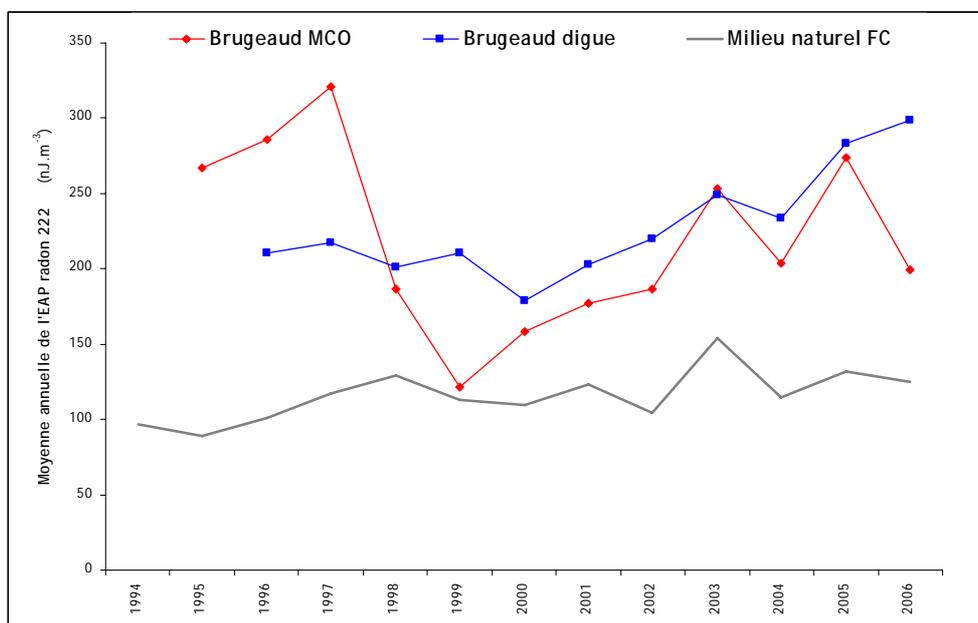


Figure 7-14 Comparaison des EAP moyennes annuelles sur le site du Brugeaud, la digue et le milieu naturel

### 7.3.2 CARREAUX MINIERS REAMENAGES

Parmi les stations de contrôle de la surveillance de l'air, deux sont indiquées sur un ancien carreau minier. Il s'agit du carreau de Bellezane et de celui de Margnac, localisés respectivement dans les zones Nord et Sud de la Division minière de la Cruzille. Les figure 7-15 et figure 7-16 présentent l'évolution des débits de dose et d'EAP radon 222 sur ces deux carreaux depuis 1991.

On note que les débits de dose sont statistiquement distincts selon que l'ancien carreau minier se trouve en zone Nord (Bellezane) ou Sud (Marnac) et ce, même une fois passés sous la barre caractéristique du bruit de fond. Ces différences peuvent se justifier, tout au moins en partie, par les différences de contribution du bruit de fond naturel entre ces deux secteurs.

La fin des travaux de réaménagement de Margnac date de décembre 1998. Ils ont consisté en le démantèlement des bâtiments et du carreau en 1996 avec le comblement de la station et des bassins, le remodelage du carreau et des verses et un ensemencement. La chronique de mesures ne débute que l'année où les réaménagements ont été achevés ce qui ne permet pas de voir l'effet de ces réaménagements sur le paramètre. On note des valeurs significativement supérieures au bruit de fond naturel jusque mi 2003, date à laquelle le rayonnement gamma devient comparable, à une singularité près, au bruit de fond. La chronique n'apparaît pas suffisamment longue pour confirmer l'état stabilisé du débit de dose et par conséquent, pour considérer les valeurs actuelles comme représentatives du site dans sa configuration définitive. La baisse progressive observée est à rapprocher des observations faites sur la verse de Pény, le carreau de Margnac étant constitué d'une verse remodelée.

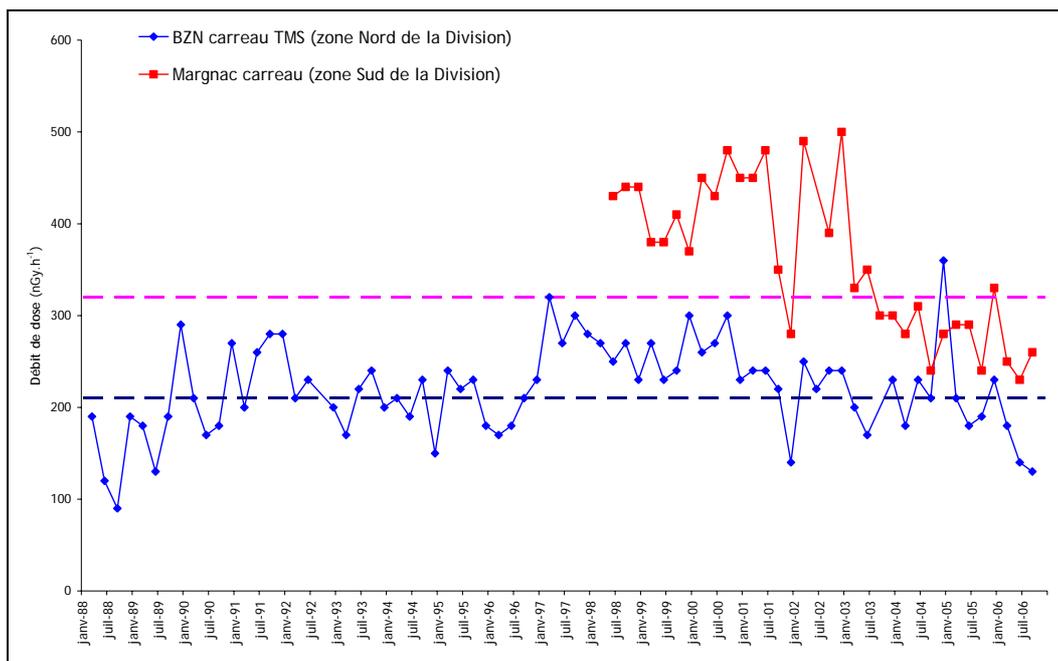


Figure 7-15 Evolution du débit de dose sur les carreaux miniers de Bellezane et de Margnac et comparaison avec les niveaux de référence du milieu naturel pour les zones Nord et Sud (lignes en pointillés)

Pour son réaménagement, le site de Bellezane a fait l'objet d'un programme de remodelage général, d'épandage de terre végétale et de revégétalisation. Il reste en place, autour de l'ancien carreau TMS, la station de traitement des eaux et bassins associés encore en fonctionnement ainsi que divers conduites enterrées. Les travaux de réaménagement de la zone des TMS se sont achevés en mai 1998. L'analyse de la chronique de mesure des débits de dose sur l'ancien carreau minier tend à mettre en évidence deux périodes autour de l'année 1996 qui pourraient correspondre à un changement d'emplacement du dosimètre mais sans confirmation à aujourd'hui. A compter de 1997, l'évolution du débit de dose est semblable à celle observée sur le carreau de Margnac mais d'amplitude moindre. Contrairement à Margnac, les débits de dose oscillent, avec des amplitudes très variées, autour de la valeur de référence du milieu naturel pour la zone Nord de la Division. Les 3 dernières mesures sont inférieures au bruit de fond mais l'état de stabilisation ne peut être apprécié à ce stade de la surveillance. Le suivi des débits de dose pour 2007 devrait confirmer ou non la tendance à la stabilisation.

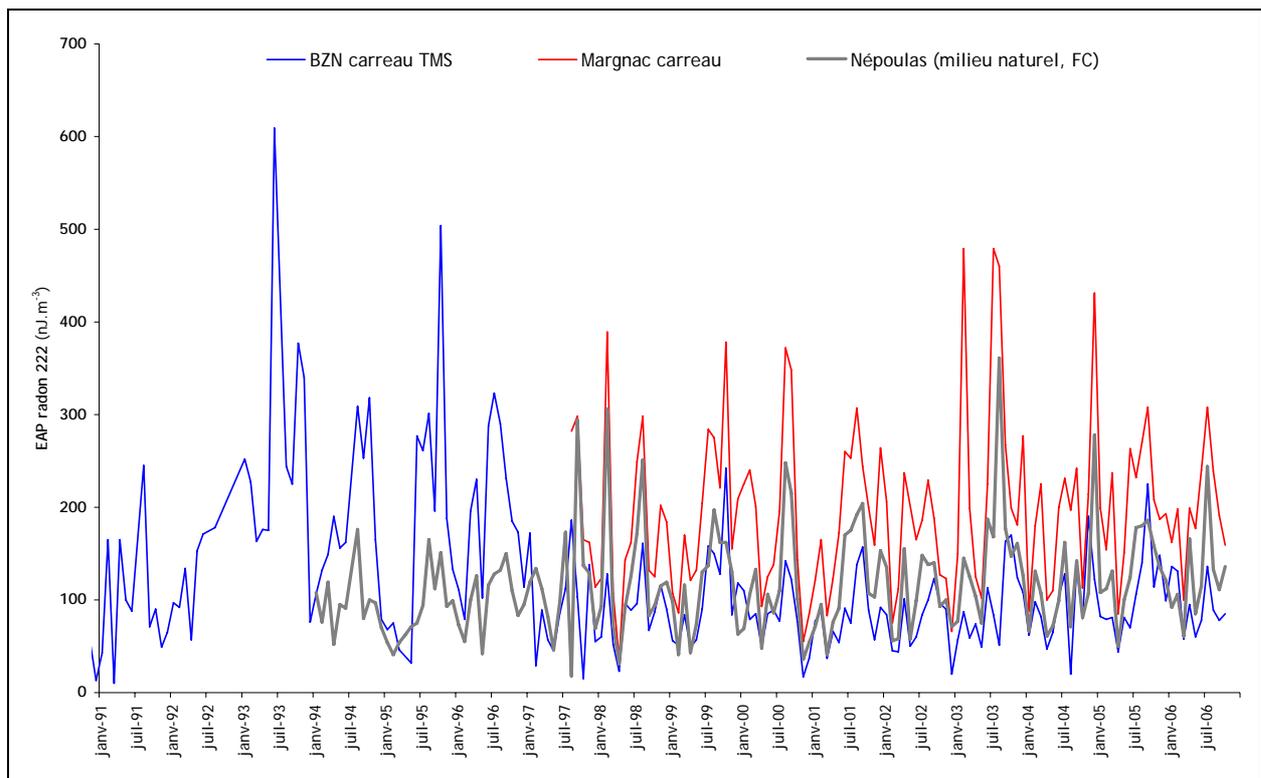


Figure 7-16 Evolution de l'EAP radon 222 sur les carreaux miniers de Bellezane et de Margnac et comparaison avec les niveaux de référence du milieu naturel en position flanc de coteau

En ce qui concerne l'EAP, on note (cf. figure 7-16) :

- Des valeurs élevées et très nettement supérieures au bruit de fond sur le carreau de Bellezane avant réaménagement. Les EAP chutent et deviennent inférieures au bruit de fond à compter de 1997 ce qui tend à démontrer l'efficacité du réaménagement du carreau sur l'exhalation de radon ;
- Un bruit de fond assez variable en valeur mensuelle ;
- L'absence de données d'EAP sur le carreau de Margnac avant son réaménagement et des valeurs significatives et systématiquement supérieures au bruit de fond. Ceci est particulièrement visible sur la figure 7-17 qui présente, sous forme d'un histogramme, les valeurs moyennes annuelles de l'EAP sur les trois stations considérées ;
- Un pic significatif en 2003 sur le carreau de Margnac dû aux conditions climatiques particulièrement sèches. L'influence climatique n'est pas visible sur le carreau de Bellezane ce qui tend à indiquer que le réaménagement du carreau de Bellezane présente des caractéristiques distinctes de celui de Margnac et qu'elles sont favorables à une limitation de l'exhalation de radon. La principale différence entre les deux carreaux miniers est la présence d'une verse remodelée sur Margnac, verse dont on sait, par extrapolation des données relatives à celle de Pény (cf. § 7.3.1) qu'elle impacte sur la qualité de l'air en termes d'exhalation de radon.

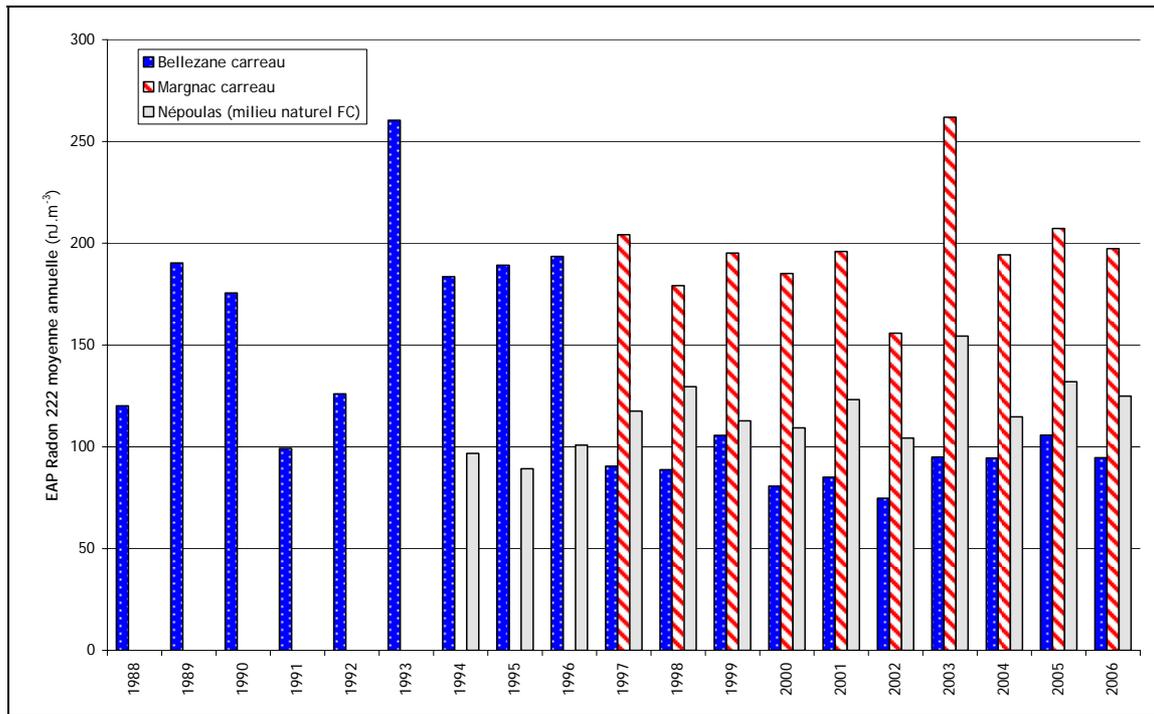


Figure 7-17 Moyennes annuelles de l'EAP radon 222 sur les carreaux miniers de Bellezane et de Margnac et comparaison avec les niveaux de référence du milieu naturel en position flanc de coteau

### 7.3.3 SITES REAMENAGES AUTRES

Compte tenu du nombre de sites dans la Division Minière, il n'est pas possible de présenter les données associées à chacun. Il a donc été décidé de discuter les résultats de la surveillance sur un nombre réduit de sites pour lesquels les débits de dose et/ou EAP radon 222 étaient à même de fournir des éléments de réflexion sur la qualité des réaménagements et l'impact sur l'air. L'IRSN a donc défini des critères de choix des stations d'intérêt fondés sur les valeurs moyennes des paramètres et leur comparaison avec le bruit de fond. Les critères sont au nombre de deux :

- Critère 1 : moyenne du débit de dose ou de l'EAP radon 222 supérieure à 2 fois la valeur du bruit de fond sur la période 2000-2006 ;
- Critère 2 : moyenne du débit de dose ou de l'EAP radon 222 supérieure à la valeur du bruit de fond sur la période 2000-2006.

Les sites (hors stockages, verse de Pény et digues) sélectionnés sont reportés au tableau 7-1.

Tableau 7-1 Sites (hors stockages, verses et digues) dont les moyennes des chroniques de débit de dose et/ou d'EAP radon 222 sur 2000-2006 excèdent le bruit de fond ou deux fois sa valeur

Environnement	Sites ou en limite de site et référence du point de contrôle)	Topo	Débit de dose		EAP radon 222	
			> 2BDF	> BDF	> 2 BDF	> BDF
SIB	Usine SIMO (pt 69)	FC				
	Route de Lavaugrasse Est (pt 72)	FC				
	Route de Lavaugrasse Ouest (pt 71)	FC				
	SIMO Ouest (pt 19)	FC				
	Vieux Moulin (pt 73)	FV				
	SIMO Est (pt 17)	FC				
Fanay-Fraisse	Silord bas (pt 88)	FV				
	Silord haut	?				
	Vénachat (pt 85)	S				
Margnac-Pény	Magnac 2 (pt 81)	FC				
	Chatenet-Maussan (pt 37)	FC				

On note que la plupart des sites se situe dans l'environnement du SIB et qu'aucun ne se trouve dans l'environnement de Bellezane-Montmassacrot. Il faut néanmoins souligner le nombre plus restreint de points de contrôle dans l'environnement de Bellezane-Montmassacrot en comparaison du SIB qui fait l'objet d'une surveillance resserrée. La localisation des sites sélectionnés dans l'environnement du SIB est reportée sur la figure 7-18.

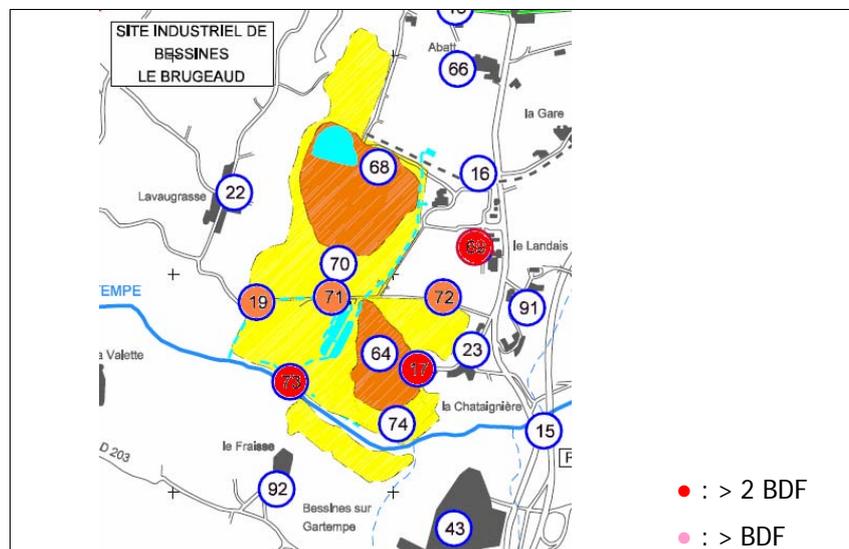


Figure 7-18 Localisation des sites sélectionnés dans l'environnement du SIB 1 cm = 325 m

La sélection incrimine à la fois le rayonnement gamma et l'exhalation de radon mais il n'existe pas de corrélation entre des débits de dose élevés et des EAP radon 222 élevées. Les figure 7-19 et figure 7-20 présentent les chroniques de mesure du débit de dose sur les sites localisés dans la zone respectivement Nord et Sud de la Division Minière de la Cruzille.

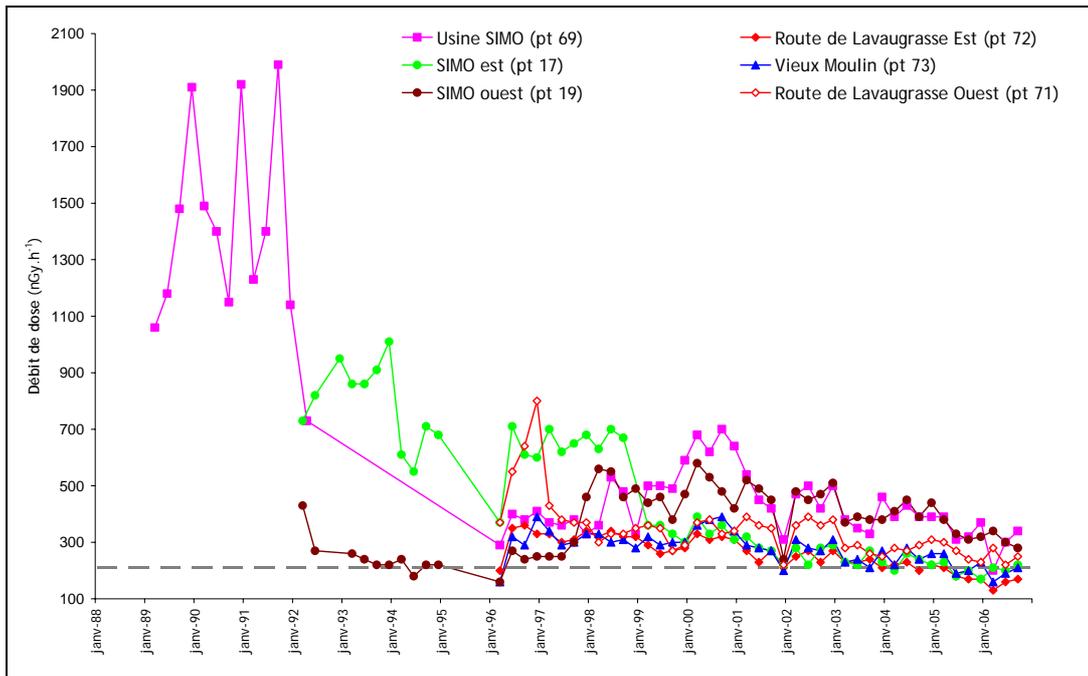


Figure 7-19 Chroniques de débit de dose sur les sites sélectionnés sur le SIB (zone Nord de la Division Minière)

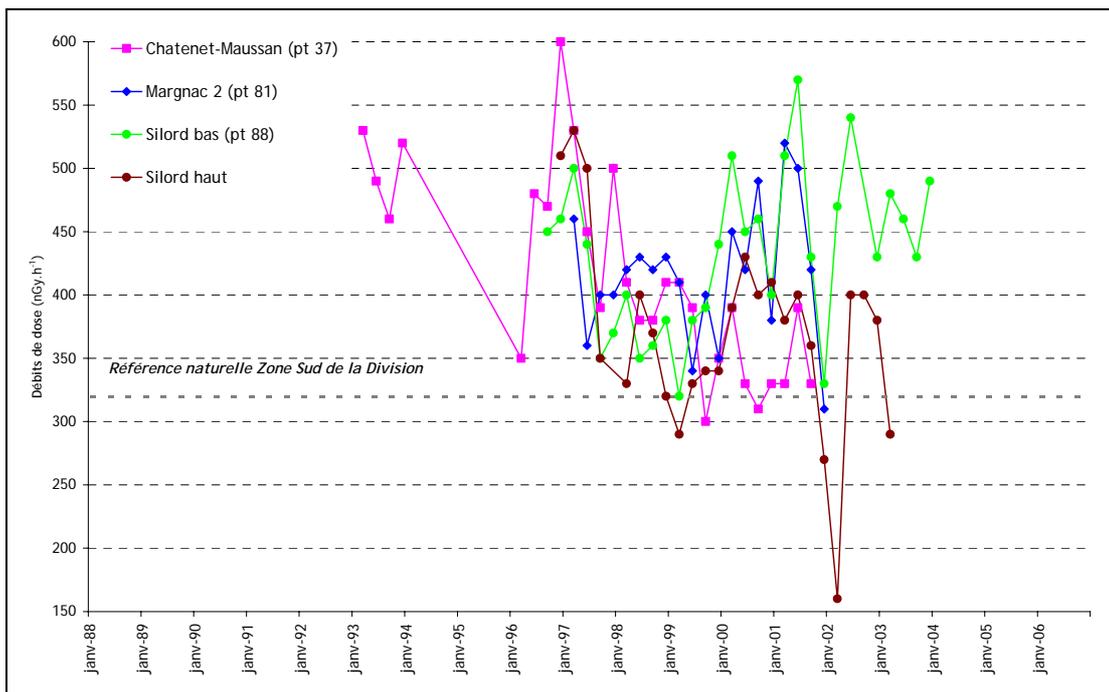


Figure 7-20 Chroniques de débit de dose sur les sites sélectionnés dans l'environnement de Fanay-Fraise et de Margnac-Pény (zone Sud de la Division Minière)

Pour les sites situés dans le secteur Nord, tous dans l'environnement du SIB, on observe une baisse significative et progressive du débit de dose. Il demeure que pour presque tous les sites sélectionnés, le paramètre n'est pas encore stabilisé et qu'il est supérieur à la valeur de référence du bruit de fond. Le site de l'ancienne usine SIMO est le plus fort contributeur (hors stockage, et digues) au rayonnement gamma sur le SIB.

Concernant les sites de la zone Sud, on note que la surveillance s'est arrêtée alors que le débit de dose n'était pas stabilisé et que l'on n'observait pas de tendance particulièrement à la baisse. C'est également le cas sur le site de Chatenet-Maussan mais la chronique disponible indique une tendance nette à la baisse. La question se pose de la localisation précise du dosimètre sur ce site (distance par rapport à la verse, justification du choix de l'emplacement de la station).

Les chroniques disponibles ne permettent pas de juger de la qualité des réaménagements de ces sites. Un état des lieux du rayonnement gamma et de l'exhalation de radon sur tous les sites dont la surveillance a été prématurément suspendue, et en priorité, les sites issus de la sélection proposée au tableau 7-1, s'avère indispensable pour caractériser la qualité des réaménagements.

Les figure 7-21 à figure 7-24 montrent l'évolution des moyennes annuelles de l'EAP radon 222 pour chaque site sélectionné et pour les situations topographiques respectivement en fond de vallée, flanc de coteau et position sommitale.

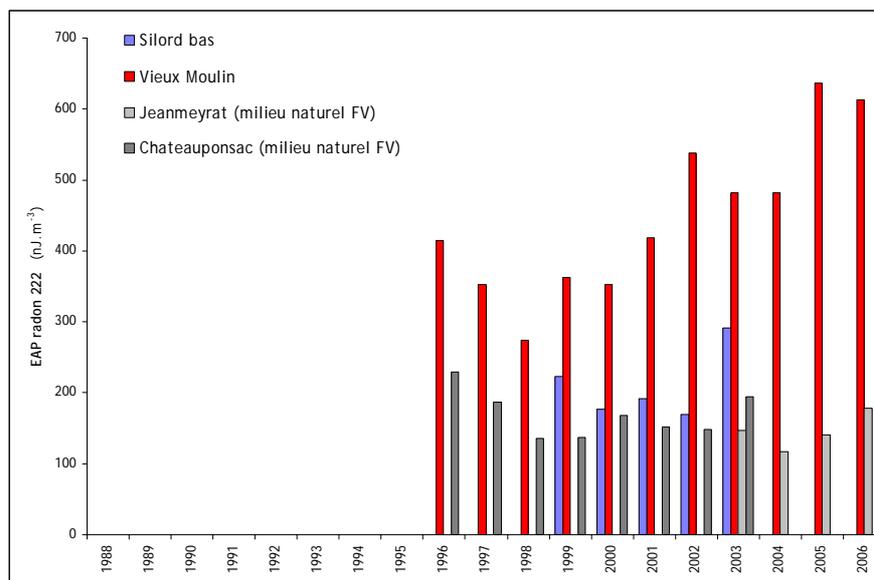


Figure 7-21 Moyennes annuelles de l'EAP radon 222 sur les sites sélectionnés situés en fond de vallée

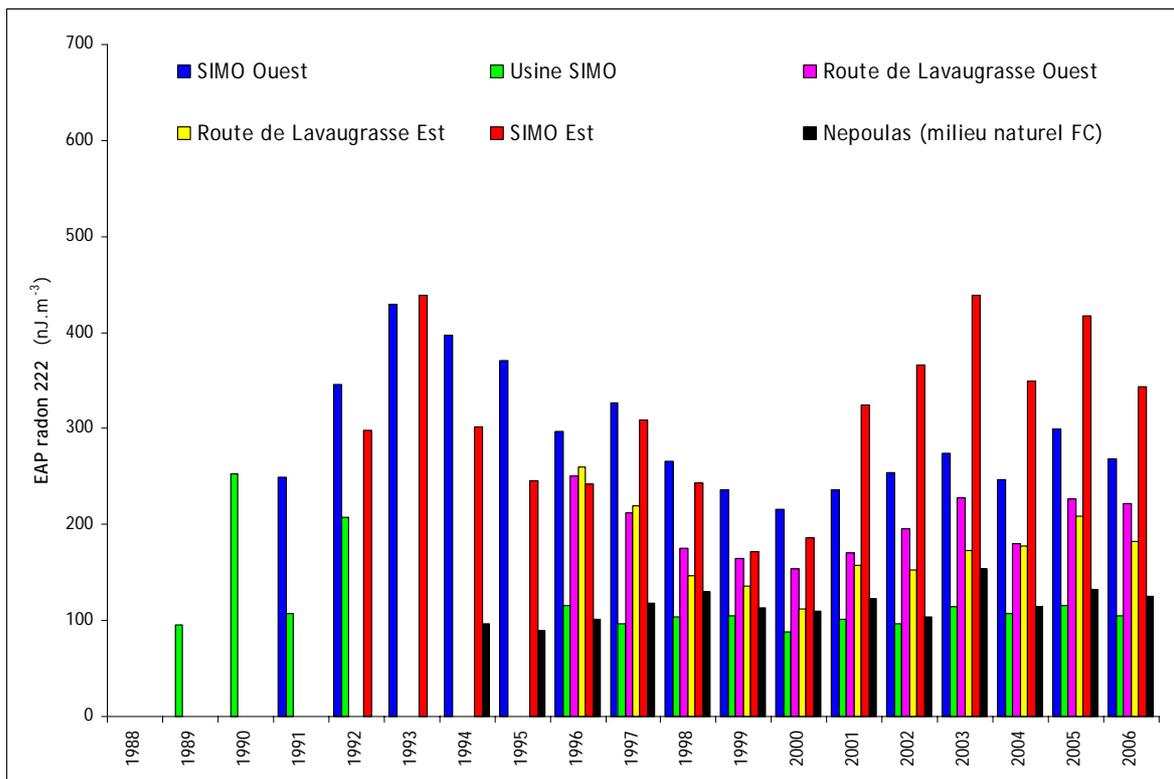


Figure 7-22 Moyennes annuelles de l'EAP radon 222 sur les sites sélectionnés situés en flanc de coteau dans le secteur Nord de la Division

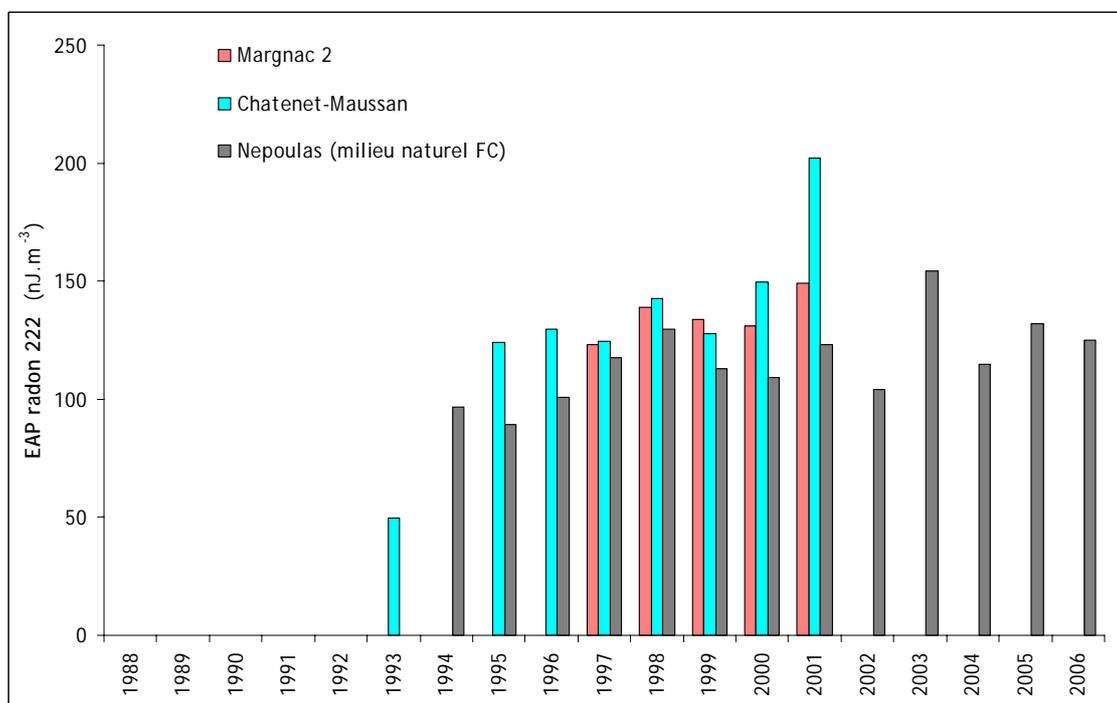


Figure 7-23 Moyennes annuelles de l'EAP radon 222 sur les sites sélectionnés situés en flanc de coteau dans le secteur Sud de la Division

Concernant les deux sites en flanc de coteau, Chatenet-Maussan et Marnac 2, les EAP radon 222 excèdent légèrement le bruit de fond avec un fort dépassement en 2001 pour Chatenet-Maussan.

Depuis 2001, la surveillance semble avoir été arrêtée et ce, malgré des EAP significatives. Cette décision mériterait une justification de la part d'AREVA NC. De manière générale, il apparaît peu pertinent de suspendre la surveillance des sites après que des valeurs particulièrement élevées ont été mesurées.

Enfin, seul le site de Vénachat, en position sommitale selon AREVA NC, présente des EAP radon 222 très nettement excédentaires par rapport au bruit de fond, malgré une situation topographique favorable à la dispersion du radon. En premier lieu, et avant toute interprétation, il conviendrait de vérifier la qualification topographique de la station de contrôle en se basant sur la localisation de l'appareillage de mesure et non du site dans sa globalité comme cela est fait par AREVA NC. Les moyennes annuelles oscillent peu autour de  $83 \text{ nJ.m}^{-3}$ . Si la situation sommitale de la station est confirmée, une exposition supérieure au bruit de fond est actée à Vénachat. L'absence de données antérieurement à l'exploitation du site ne permet pas de vérifier que le niveau d'EAP correspond à la valeur avant travaux. Il subsiste le doute d'une exposition naturelle localement élevée ou d'une influence du site.

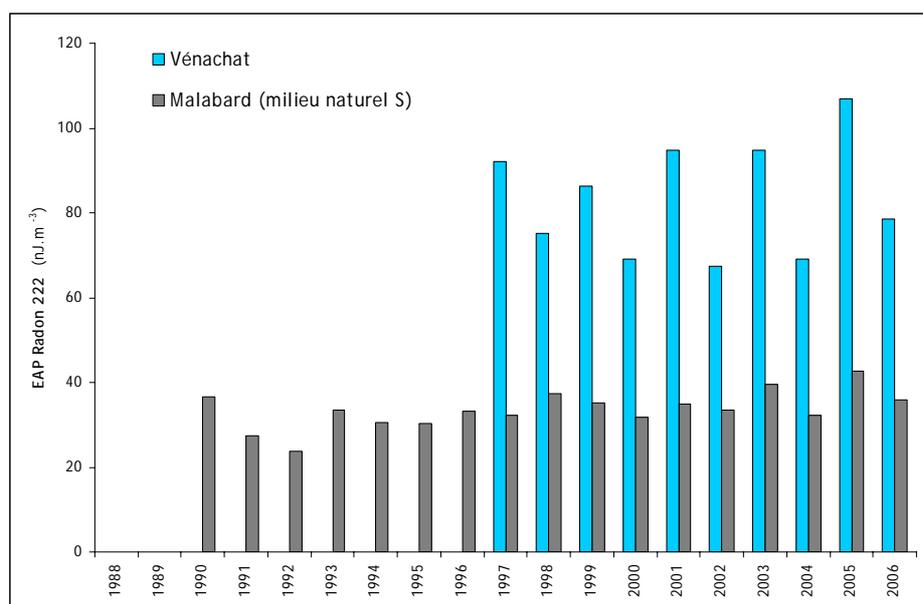


Figure 7-24 Moyennes annuelles de l'EAP radon 222 sur les sites sélectionnés situés en position sommitale

### Influence du site du Brugeaud sur le site de Vieux Moulin

La comparaison des moyennes annuelles de l'EAP radon 222 mesurée sur le site de stockage du Brugeaud et de Vieux Moulin montre que la station Vieux Moulin présente les valeurs les plus élevées. Ceci tend à mettre davantage en cause les eaux de surverse de TMS présentes sur ce site, par rapport à la présence d'un stockage de résidus pour expliquer les valeurs moyennes en EAP largement supérieures aux niveaux du milieu naturel de référence. On ne peut cependant pas totalement écarter la possibilité d'une source naturelle localement forte.

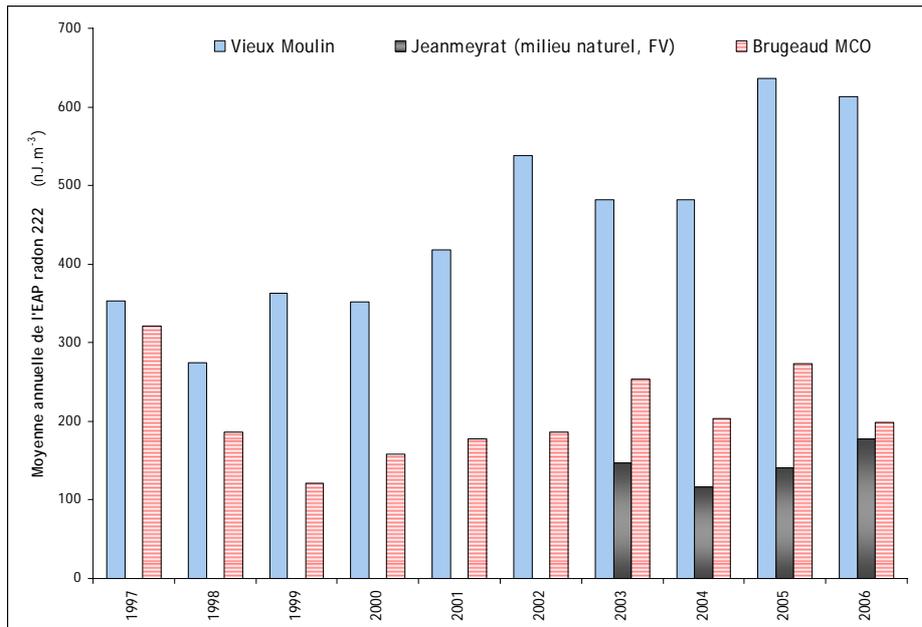


Figure 7-25 Moyennes annuelles de l'EAP radon 222 à Vieux Moulin et au Brugeaud

## 7.4 CARACTERISATION DE L'INFLUENCE DES GALERIES DE TMS SUR LA QUALITE DE L'AIR

La présence de galeries de TMS est susceptible d'impacter sur la qualité de l'air en matière d'exhalation de radon. Pour évaluer cette hypothèse, la liste des zones habitées sous lesquelles passent d'anciennes galeries de travaux miniers souterrains (TMS) a été établie et les chroniques d'EAP radon 222 associées ont été analysées.

On précise que ce travail n'a pas été effectué pour les sites de stockages car l'influence des galeries TMS, présentes un peu partout, est difficile à mettre en évidence du fait de la multiplicité des sources potentielles sur site.

### 7.4.1 IDENTIFICATION DES ZONES HABITEES A L'APLOMB OU EN BORDURE DE TMS

Le tableau 7-2 présente les villages identifiés à l'aplomb et en bordure de TMS.

Tableau 7-2 Zones habitées identifiées à l'aplomb ou en bordure de TMS

Zone habitée à l'aplomb de TMS	Zone habitée en bordure de TMS	Environnement
Pény	Silord	Margnac-Pény
Prassigout		
Fanay	Tenelles	Fanay-Fraise
Les Sagnes	Vieilles Sagnes	
Saignedresse	Augères	
La Borderie		
Le Fraise		

#### 7.4.2 EVALUATION DES DONNEES D'EAP RADON 222 MESUREE SUR LES ZONES HABITEES SITUEES A L'APLOMB DE TMS

#### 7.4.3 PENY VILLAGE

La chronique de valeurs d'EAP radon 222 est présentée à la figure 7-26, avec en référence la valeur du bruit de fond.

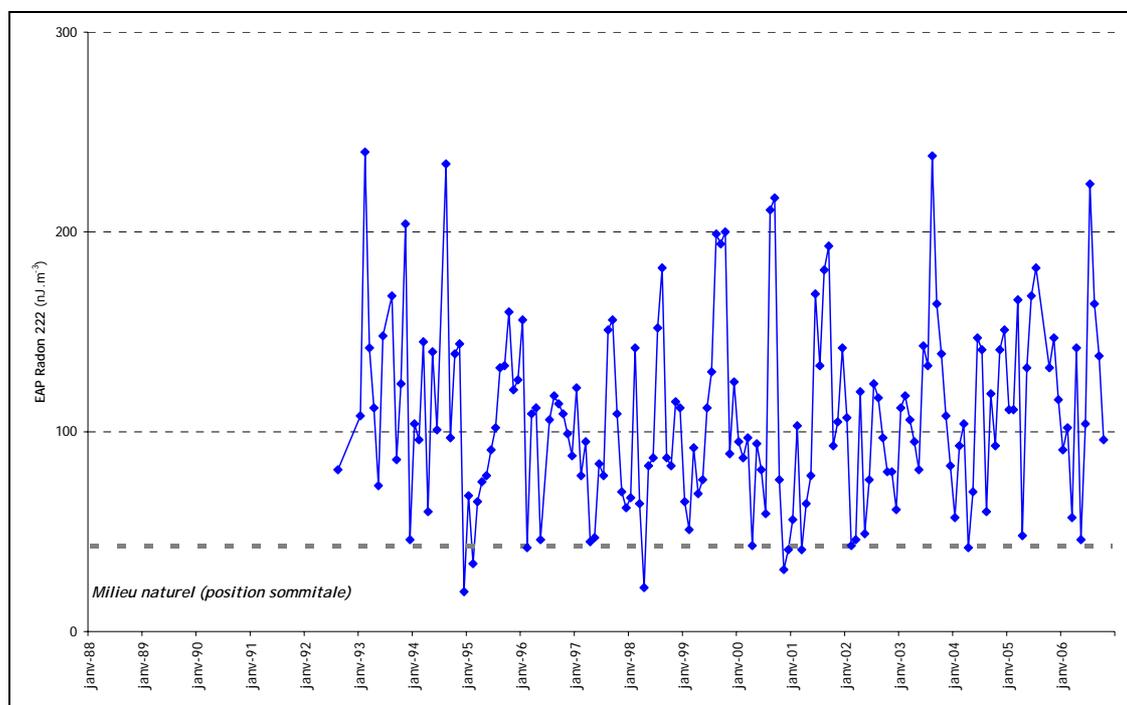


Figure 7-26 Chroniques d'EAP radon 222 à Pény village

Le niveau global d'EAP radon 222 est significativement élevé au village de Pény et excède de manière récurrente la valeur de référence du milieu naturel. Néanmoins, le paramètre varie de manière homogène dans le temps et ne met pas en évidence d'événements singuliers épisodiques.

Les valeurs de l'EAP radon 222 paraissent particulièrement élevées pour une station de contrôle considérée en position topographique sommitale, donc *a priori* favorable à la dispersion du radon. Plusieurs hypothèses sont explorées pour tenter d'expliquer cet excès d'EAP :

- l'influence de la verse de Pény ;
- une mauvaise qualification de la situation topographique du dosimètre dans le village ;
- la présence de TMS.

### Influence de la verse de Pény

La première hypothèse émise pour tenter d'expliquer les EAP mesurées dans le village porte sur l'influence de la verse voisine. La figure 7-27 compare les moyennes annuelles du paramètre mesuré à Pény village et Pény verse ainsi que la référence du milieu naturel pour une situation topographique en position sommitale. Cette courbe semble montrer des variations comparables entre l'EAP sur la verse et dans le village mais ces fluctuations reflètent également les fluctuations naturelles du paramètre. Cette courbe ne permet pas d'écarter la potentialité d'influence de la verse sur l'EAP du village.

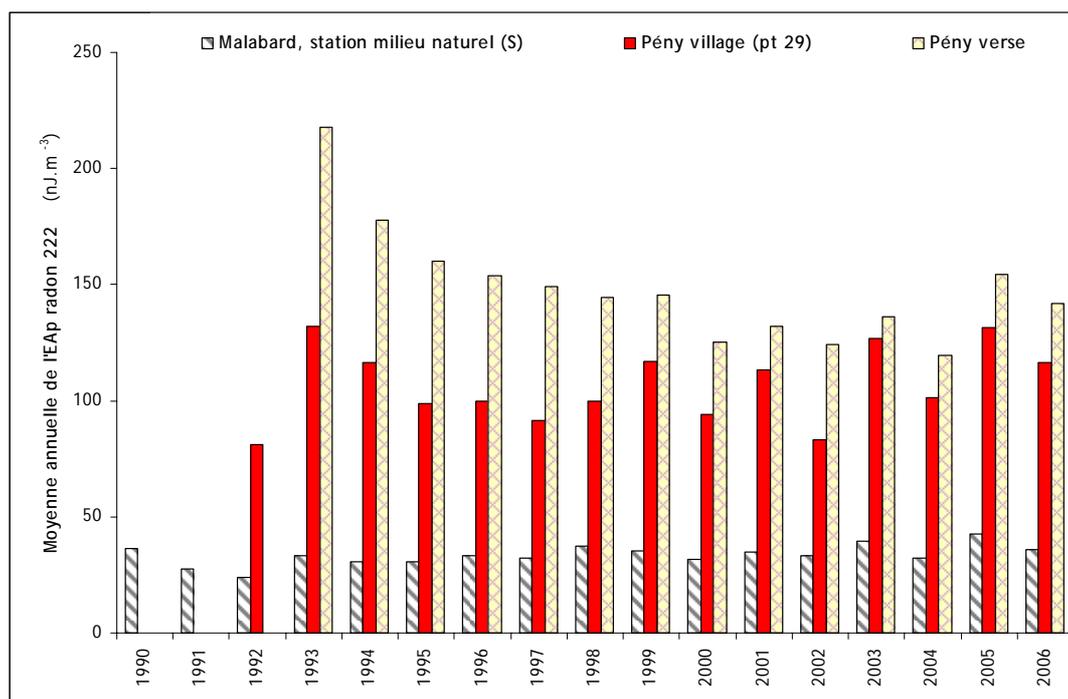


Figure 7-27 Evolution des moyennes annuelles de l'EAP radon 222 à Pény village et Pény verse et comparaison avec le milieu naturel

L'examen de la rose des vents de la station météo de Limoges Bellegarde [4] indique que le village de Pény ne se trouve pas sous les vents dominants par rapport à la verse. Ceci, ajouté à la distance séparant la verse de Pény au village (évaluée à plus de 600 mètres), tend à discréditer l'hypothèse d'un impact de la verse sur l'EAP radon 222 mesurée au village de Pény.

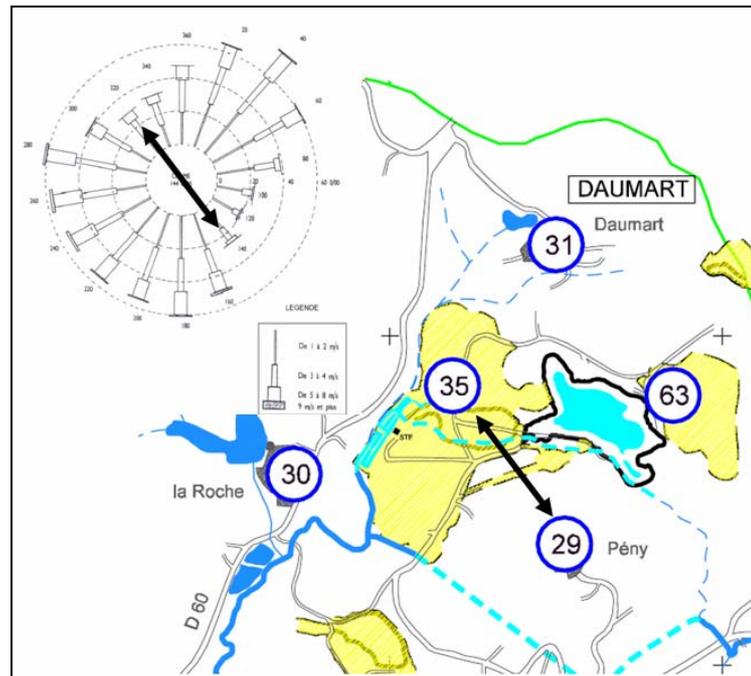


Figure 7-28 Localisation de la verse de Pény et de Pény village et rose des vents associées au secteur  
1 cm = 250 m

#### Qualification topographique du village de Pény

Au cours de la mission de terrain des 21 et 22 mai 2007, il a été acté que le dosimètre situé au village de Pény ne correspondait pas à une position sommitale car situé dans un jardin, sur une zone encaissée (cf. photo 7-5).



Photo 7-5 Emplacement du dosimètre à Pény village (source : IRSN, 2007)

Ceci conduit à réévaluer le bruit de fond de référence pour le village de Pény qui, *a minima* en flanc de coteau, voit ses valeurs d'EAP passer sous la valeur de référence caractéristique de cette situation topographique.

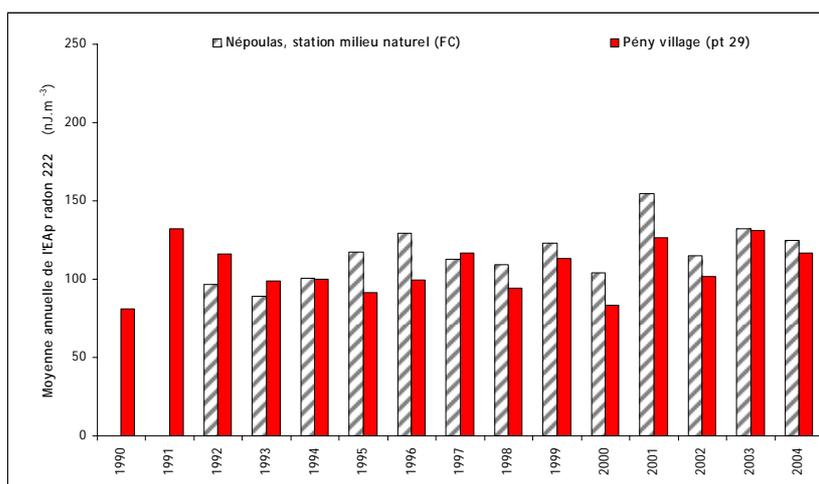


Figure 7-29 Comparaison de l'EAP radon 222 moyenne annuelle à Pény village et à Népoulas, station de référence pour une situation topographique en flanc de coteau

AREVA NC a précisé au cours de l'instruction, que la qualification topographique des dosimètres est fixée en considérant les villages dans leur globalité sans tenir compte de la localisation encaissée ou non du dosimètre. Une adaptation de ces caractéristiques topographiques à l'emplacement du dosimètre et non du village dans son ensemble apparaît nécessaire.

#### Présence de TMS à l'aplomb du village

L'éventualité de l'influence de galeries de Travaux Miniers Souterrains sur l'EAP radon 222 constitue une hypothèse plausible pour justifier, au moins en partie, les fortes EAP mesurées à Pény village. Un examen de la localisation des galeries indique qu'il existe des liaisons TMS à une centaine de mètres sous le village de Pény. Aucun élément de validation de cette hypothèse n'est cependant disponible à ce jour.

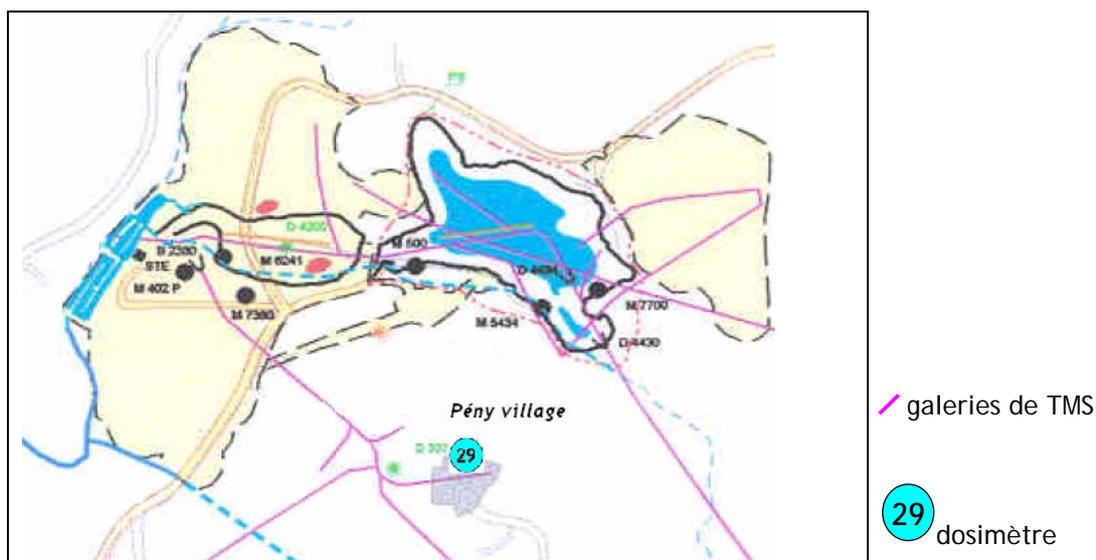


Figure 7-30 Localisation des galeries de TMS à l'aplomb du village de Pény  
1 cm = 125 m

#### Conclusion concernant les niveaux d'EAP radon 222 à Pény village

Si l'on admet que la qualification topographique du village de Pény correspond à une situation *a minima* en flanc de coteau, il apparaît que le village de Pény ne présente pas d'excès significatif en EAP radon 222. L'influence de la verse de Pény peut être écartée si l'on se fie à la situation géographique du village par rapport à la verse (direction des vents dominants, distance). L'impact des TMS sur l'EAP radon 222 dans le village ne peut être évalué en l'état des connaissances actuelles.

#### 7.4.4 PRASSIGOUT

La chronique de mesures est parfaitement superposable à celle du bruit de fond naturel représenté par la station Népoulas, que ce soit quantitativement ou en regard des fluctuations. Les EAP à Prassigout apparaissent représentatives d'un milieu non influencé (naturel) sous réserve d'une qualification topographique de la station de contrôle adéquate.

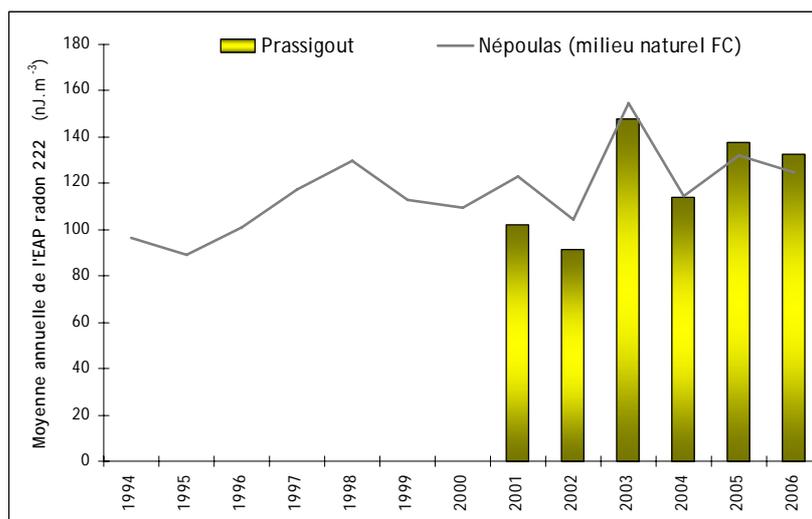


Figure 7-31 EAP radon 222 moyenne annuelle à Prassigout

L'hypothèse d'un rôle éventuel des galeries TMS à l'aplomb du village de Prassigout sur les mesures d'EAP radon 222 n'est pas confirmée à partir de la simple analyse des chroniques disponibles. A noter que les galeries TMS ne traversent pas la totalité du village contrairement à Pény.

#### 7.4.5 FANAY ET LES SAGNES

Trois villages sont identifiés dans l'environnement Fanay-Fraise comme situés à l'aplomb de TMS : Fanay, Les Sagnes et Silord. Les chroniques de mesures à Fanay et aux Sagnes sont fournies à titre illustratif à la figure 7-32. Ces deux villages sont caractérisés par AREVA NC par leur position topographique sommitale.

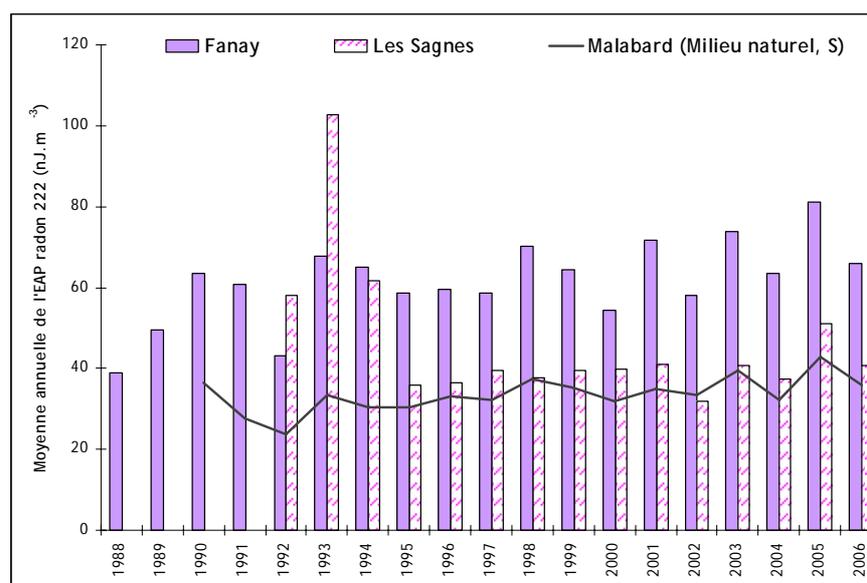


Figure 7-32 EAP radon 222 moyenne annuelle à Fanay et aux Sagnes

Entre 1993 et 1994, on observe un signal en EAP radon 222 au niveau des villages de Fanay et des Sagnes. Tous deux se trouvent en limite de verses. Les expositions au niveau des Sagnes diminuent

rapidement en 1995 pour atteindre un niveau constant aux variations saisonnières près ; elles demeurent relativement constantes à Fanay. Si l'exhalation de radon est significative au niveau du village de Fanay avec des EAP radon 222 nettement supérieures au bruit de fond, il n'en est pas de même pour le village des Sagnes. Une influence des galeries TMS à l'aplomb de Fanay peut expliquer le taux de radon mesuré dans le village mais n'est pas démontré. La pertinence de la qualification de la situation topographique des stations de surveillance est à vérifier avant toute interprétation.

#### 7.4.6 SAIGNEDRESSE ET LA BORDERIE

Il n'existe pas de station de contrôle au niveau de Saignedresse. Ce village est un des seuls à ne pas se trouver à proximité de verses. Des données d'EAP radon 222 auraient de ce fait été intéressantes pour caractériser le rôle des galeries de TMS en l'absence de toute autre influence liée à la présence de verses.

L'EAP moyenne annuelle à la station Borderie est comparable au bruit de fond naturel (cf. figure 7-33). L'impact potentiel des galeries de TMS sur l'exhalation de radon dans ce village n'est pas mis en évidence.

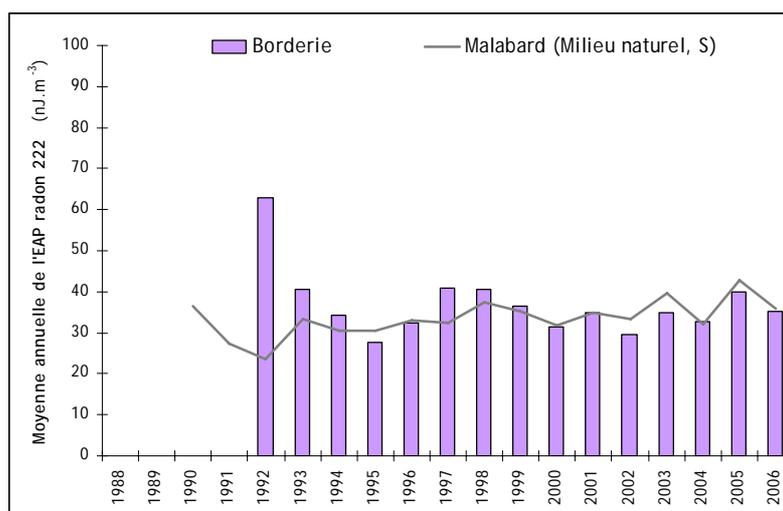


Figure 7-33 EAP radon 222 moyenne annuelle à la Borderie

#### 7.4.7 LE FRAISSE

La valeur moyenne de l'EAP radon 222 mesurée au Fraisse en situation topographique fond de vallée est de 41 nJ.m<sup>-3</sup> pour la période 1988-1999 et de 39 nJ.m<sup>-3</sup> pour la période 2000-2006. Ces valeurs sont comparables à la valeur retenue pour le bruit de fond naturel (43 nJ.m<sup>-3</sup>). L'influence des galeries de TMS sur l'exhalation de radon dans le village du Fraisse n'est par conséquent pas mise en évidence. Il est à noter que les galeries ne touchent pas l'ensemble du sous-sol du village (cf. figure 7-34) et que l'emplacement du dosimètre par rapport à ces galeries doit être précisé.

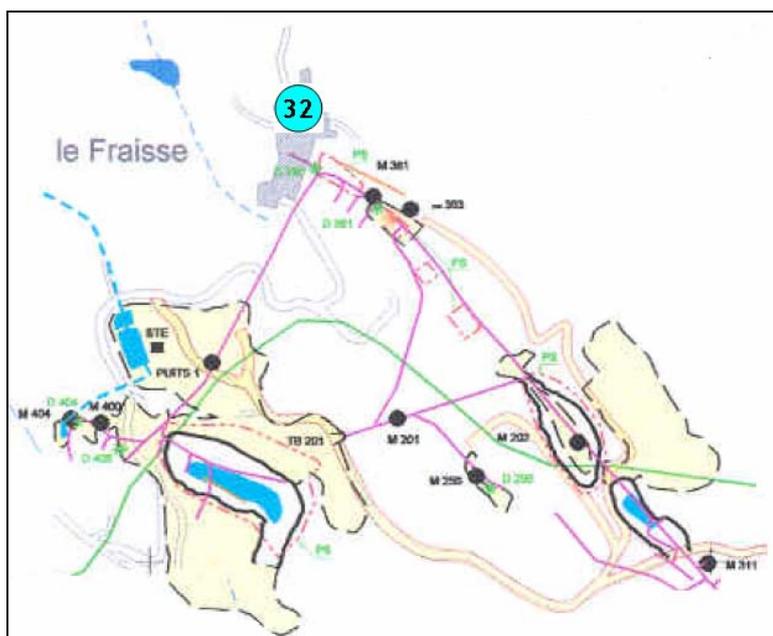


Figure 7-34 Galeries de TMS sous le village du Fraisse dans l'environnement de Fanay-Fraisse et localisation du dosimètre de contrôle  
1 cm = 125 m

#### 7.4.8 EVALUATION DES DONNEES D'EAP RADON 222 MESUREES SUR LES ZONES HABITEES SITUEES EN BORDURE DE TMS

Quatre villages sont recensés comme situés en bordure de TMS : Tenelles, Vieilles Sagnes, Augères et Silord. Il n'existe pas de données concernant le village de Vieilles Sagnes. Pour Augères et Silord, la figure 7-35 montre que seul Silord présente un excès d'EAP radon 222 mais l'attribution de cet excès aux galeries de TMS est difficile à démontrer. A Tenelles, aucun excès d'EAP radon 222 n'est noté.

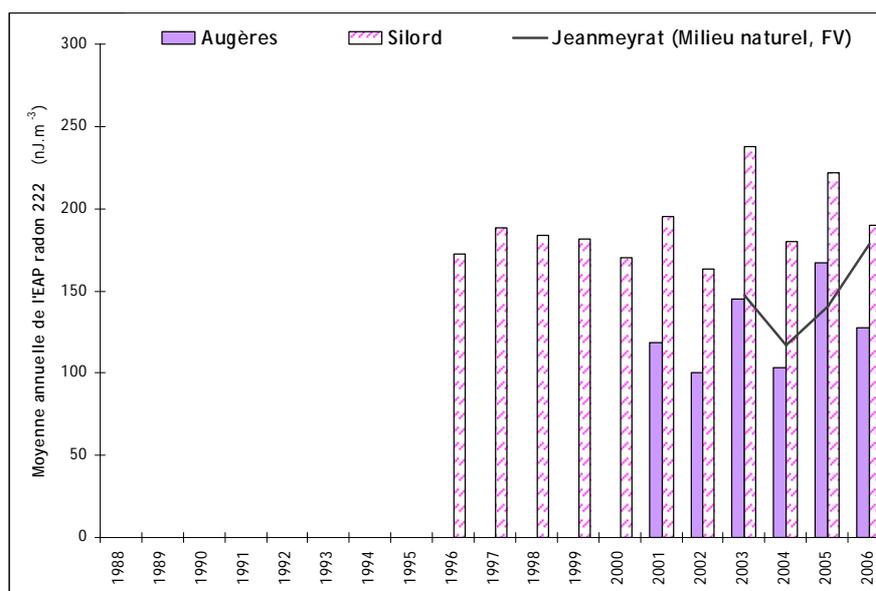


Figure 7-35 EAP radon 222 moyenne annuelle au village d'Augères et de Silord

### 7.4.9 CONCLUSION SUR L'INFLUENCE DES GALERIES DE TMS

Les analyses présentées précédemment ne permettent pas de mettre en évidence une influence caractérisée des galeries de TMS sur l'exhalation de radon au niveau des villages situés à l'aplomb de ces galeries. La difficulté à établir un lien de cause à effet résulte notamment :

- des incertitudes sur la bonne qualification topographique des stations de contrôle ;
- de la localisation de ces stations en regard des TMS ;
- de la juxtaposition de plusieurs facteurs influents tel que par exemple, la présence de versants.

### 7.5 IDENTIFICATION DES ZONES HABITEES PRESENTANT DES NIVEAUX DE RAYONNEMENT GAMMA OU D'EAP RADON 222 SUPERIEURS AU BRUIT DE FOND NATUREL

Ce paragraphe ne prend pas en considération les zones habitées considérées au § 7.4. L'application de la méthode de sélection basée sur les valeurs moyennes du débit de dose et de l'EAP radon 222 décrite au § 7.3.3 conduit à l'identification des villages répertoriés au tableau 7-3.

Tableau 7-3 Villages non situés à l'aplomb ou en bordure de TMS dont les moyennes des chroniques de débit de dose et/ou d'EAP radon 222 sur 2000-2006 excèdent le bruit de fond ou deux fois sa valeur

Environnement	Villages	Topo	Débit de dose		EAP radon 222	
			> 2BDF	> BDF	> 2 BDF	> BDF
SIB	Abattoir	S				
	Croix du Breuil	S				
	Bessines La Poste	FC				
	La Chataignière	FC				
	Bessines Villard	FV				
	Ponts des Bonshommes	FV				
BZN-MMT	Les Petites Magnelles	FC				
	Bellezane	S				
Margnac-Pény	Magnac	FV				
	Pontabrier	FV				
	La Roche	FV				
Fanay-Fraisse	Le Fraisse	FC				

S = sommitale ; FC = flanc de coteau ; FV = fond de vallée

#### 7.5.1 VILLAGES DONT LES DEBITS DE DOSE EXCEDENT LE BRUIT DE FOND

Les deux villages concernés sont Les Petites Magnelles, dans l'environnement Bellezane-Montmassacrot en zone Nord de la Division et le village de Magnac, en zone Sud dans l'environnement Margnac-Pény. Les chroniques de suivi du débit de dose sont illustrées à la figure 7-36.

Le débit de dose aux Petites Magnelles est relativement stable depuis 1993 et oscille autour de la valeur de référence du bruit de fond naturel. On note que le rayonnement gamma est légèrement en excès par rapport au milieu de référence.

Le village de Margnac présente quant à lui des débits de dose d'une part non stabilisés, mais également supérieurs à la valeur de référence, notamment à compter de 2000. Les valeurs de débit de dose *a priori* plus élevées sur la période post-1999 (moyenne de 381 nGy.h<sup>-1</sup> contre 331 nGy.h<sup>-1</sup> antérieurement) s'expliquent selon AREVA NC par un changement d'emplacement du dosimètre. Ceci met en évidence l'importance de la représentativité de l'emplacement choisi pour une station donnée. Les écarts sont statistiquement significatifs avec des valeurs relativement stables pour chaque palier. AREVA NC retient que les débits de dose relevés à Margnac sont vraisemblablement caractéristiques d'un bruit de fond naturellement plus élevé dans ce village. L'IRSN a d'ores et déjà pris en compte le fond radiologique du secteur en retenant comme valeur représentative du bruit de fond 210 nGy.h<sup>-1</sup>. Le plan n° 4 du BDE, rappelé pour partie à la figure 5-1, conforte l'idée d'une contribution d'origine naturelle au rayonnement gamma mesuré dans ce village. Cette contribution naturelle devrait cependant se retrouver dans les autres villages de ces secteurs à fond radiochimique élevé et en particulier le village de Chatenet-Maussan. Celui-ci ne se démarquant pas par des débits de dose particulièrement élevés, la thèse précédente, sans être remise en question, s'en trouve affaiblie.

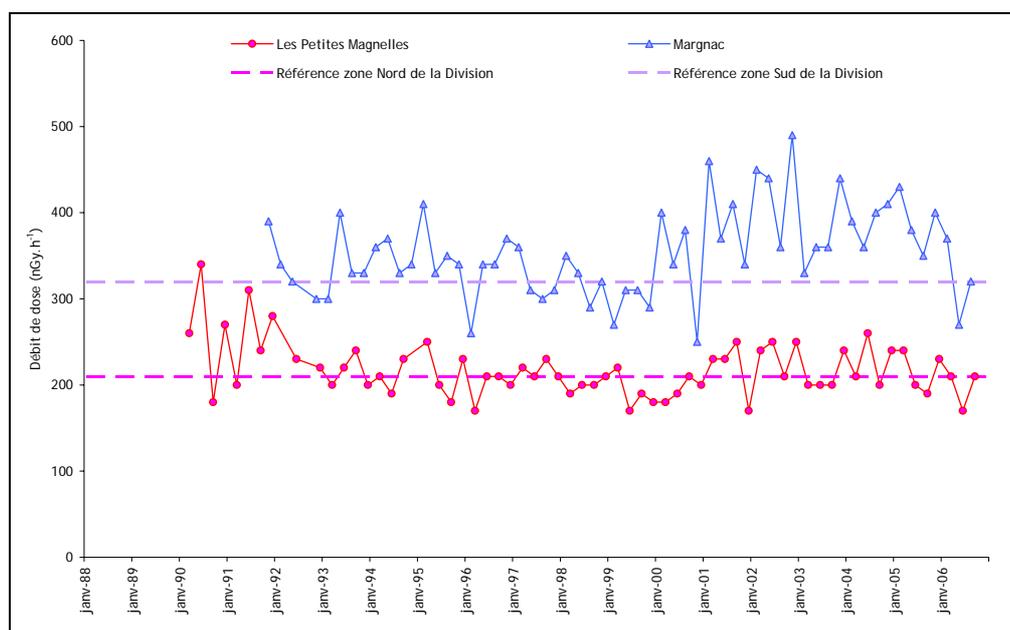


Figure 7-36 Chronique de mesure des débits de dose aux villages de Margnac et des Petites Magnelles

Il demeure que l'exposition externe dans le village de Margnac est significativement plus élevée que la valeur retenue comme représentative du milieu naturel de la zone Sud de la Division.

La proximité des versants de Margnac semble être une considération importante dans l'évaluation des sources de rayonnement gamma dans le village de même que la présence d'habitations en granite au voisinage du dosimètre.

En 2007, AREVA NC a rédigé un rapport [5] relatif à la cession de stériles miniers sur la période 1948-1995 dans lequel les résultats des cartographies notamment de débit de dose dans les villages de la Division Minière de la Crouzille sont présentés. Ces cartographies ont été réalisées en 2000 dans une quarantaine de villages et leur environnement proche à moins d'un kilomètre d'un site minier avec pour objectif de détecter d'éventuelles anomalies radiométriques et de vérifier la bonne représentativité des mesures enregistrées par les dosimètres de contrôle. Les cartographies obtenues aux Petites Magnelles et à Margnac sont rapportées en ANNEXE 5. Les débits de dose enregistrés au village des Petites Magnelles sont homogènes sur toute la zone cartographiée et varient peu autour de  $200 \text{ nGy.h}^{-1}$ . Sur la base de cette cartographie et des résultats de la surveillance on peut considérer que la station de contrôle en routine de la qualité de l'air est représentative de l'ensemble du village.

Les moyennes les plus élevées sont retrouvées à Margnac avec un maximum de  $700 \text{ nGy.h}^{-1}$  ( $900 \text{ nGy.h}^{-1}$  dans l'environnement proche). On remarque que dans ces villages, les fortes valeurs de débit de dose sont mesurées au niveau des habitations et en bordure de verses. Les débits de dose n'apparaissent pas répartis de manière homogène dans le village et son environnement proche ce qui sous-entend la présence de sources de rayonnement gamma (cf. figure 7-37). Ainsi, si une origine naturelle du rayonnement gamma est suggérée dans ce village lié au fond radiologique, une contribution autre telle que les stériles mis en verses et les stériles potentiellement utilisés ne peut être exclue. On note par exemple la réutilisation de stériles en tant que remblais routiers qui peuvent contribuer au rayonnement ambiant.

La figure 7-38 présente les moyennes de débits de dose mesurés en 2000 dans les villages selon l'environnement dans lequel ils se trouvent (Bellezane-Montmassacrot BZN-MMT, Site Industriel de Bessines SIB, Fanay-Fraisse et Margnac-Pény). Les débits de dose apparaissent globalement plus élevés dans l'environnement de Margnac-Pény et de Fanay-Fraisse que dans les environnements situés au Nord de la Division, comme indiqué par AREVA NC dans le BDE [4].

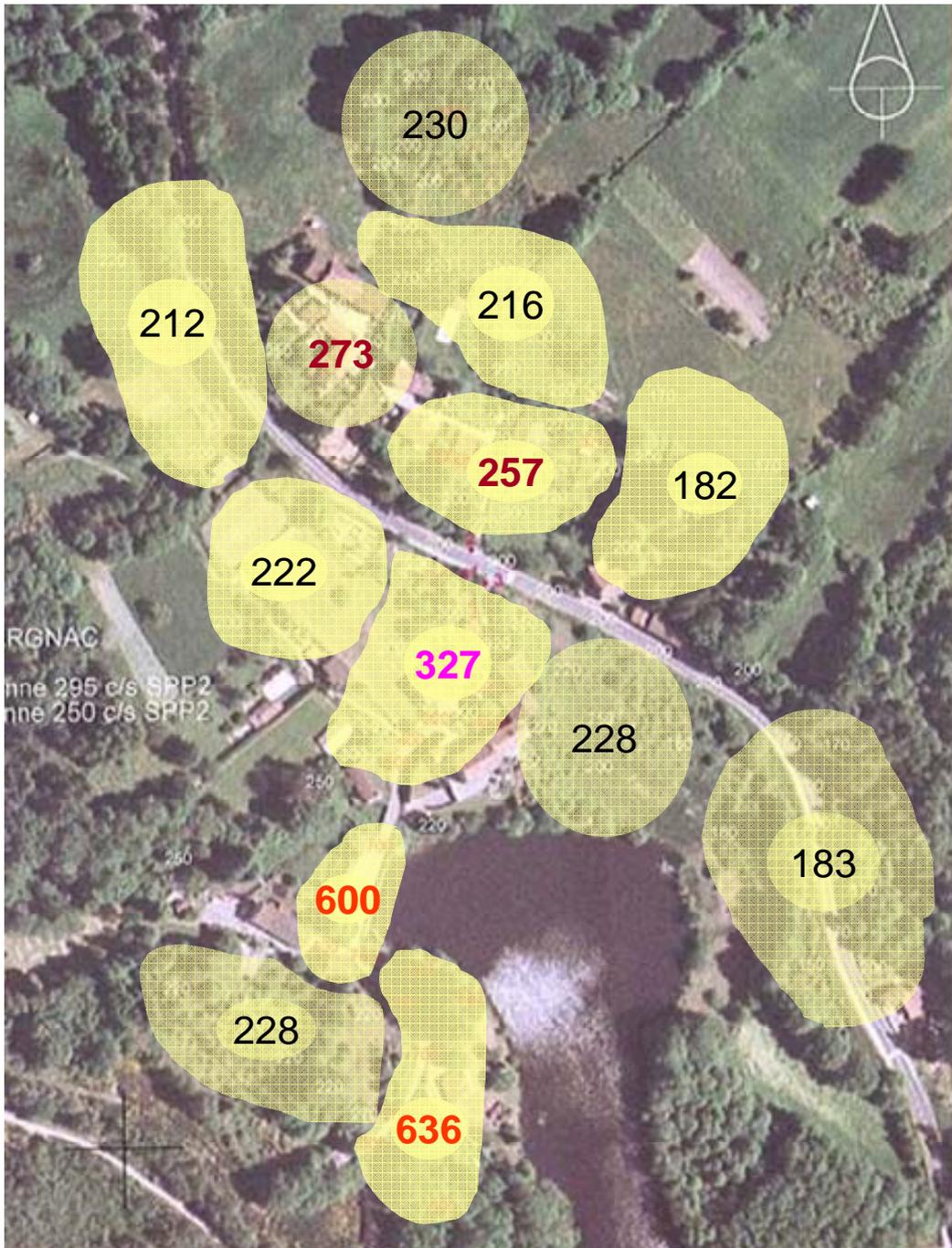


Figure 7-37 Débits de dose moyens dans le village de Margnac et son environnement proche  
 1 cm = 25 m environ

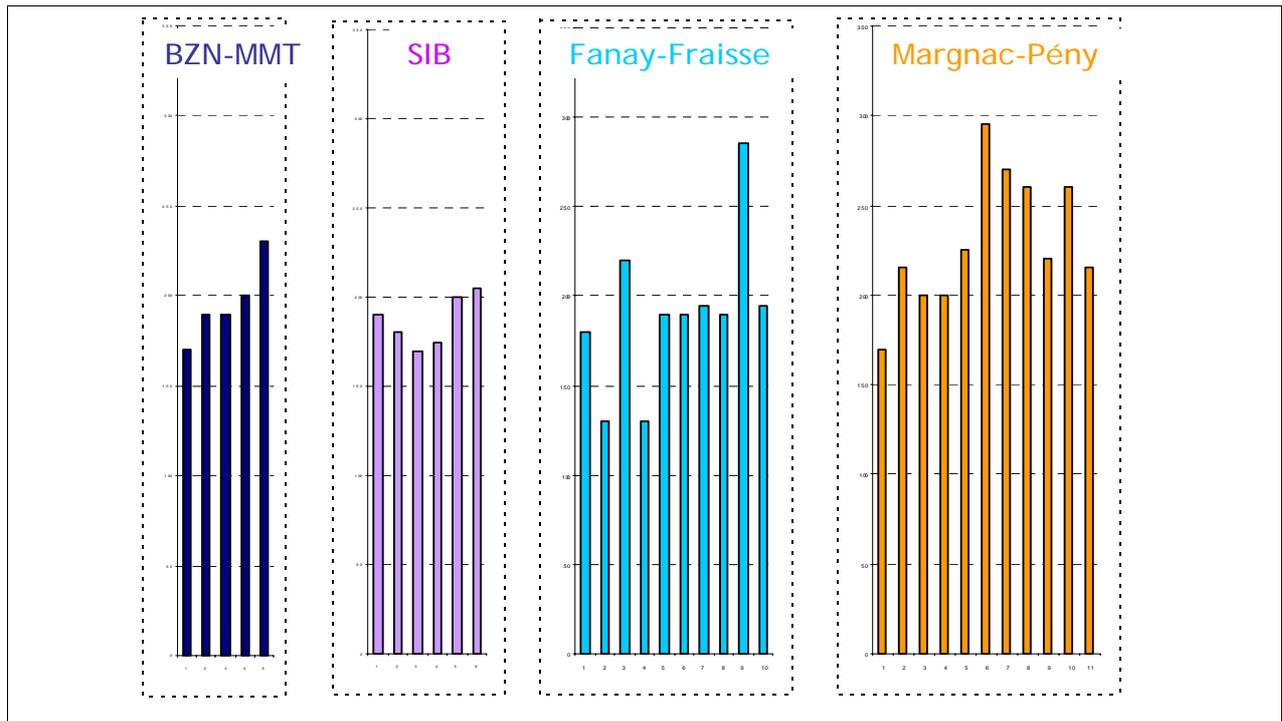


Figure 7-38 Moyenne des débits de dose mesurés dans les zones habitées de la Division Minière de la Crozille en 2000 (d'après AREVA NC, 2007)

### 7.5.2 VILLAGES DONT LES EAP RADON 222 EXCEDENT LE BRUIT DE FOND

L'analyse détaillée des chroniques n'est pas présentée. Les villages pour lesquels des EAP radon 222 supérieures au bruit de fond sont observées sont mentionnés en vert sur la figure 7-39 pour l'environnement du SIB et de BZN-MMT et sur la figure 7-40 pour l'environnement de Margnac-Pény.

Les villages identifiés se trouvent pour certains en bordure est du SIB, ils sont donc susceptibles de subir une influence des sites miniers réaménagés de cet environnement. Néanmoins, certains villages semblent *a priori* hors de portée de l'influence de ces sites, c'est notamment le cas de Pont des Bonshommes (point n° 79 à l'extrême ouest du SIB), Bessines la poste (point n° 43) et le village de Bellezane (point n°8) dans l'environnement de BZN-MMT. Ceci tend à suggérer d'autres sources d'exhalation de radon au niveau de ces villages, sources qu'il conviendrait d'identifier. Avant cela, il apparaît nécessaire de vérifier la situation topographique des stations de contrôle pour valider l'identification des villages à exhalation de radon supérieure au bruit de fond naturel. Si les situations sont confirmées, une étude des sources potentielles *a minima* dans ces villages s'avère nécessaire.

De même que précédemment, les villages qui présentent des EAP radon 222 significatives se trouvent à distance des sites miniers. Une validation des situations topographiques des stations de surveillance et une analyse des sources potentiellement incriminées dans l'exhalation de radon sont à envisager.

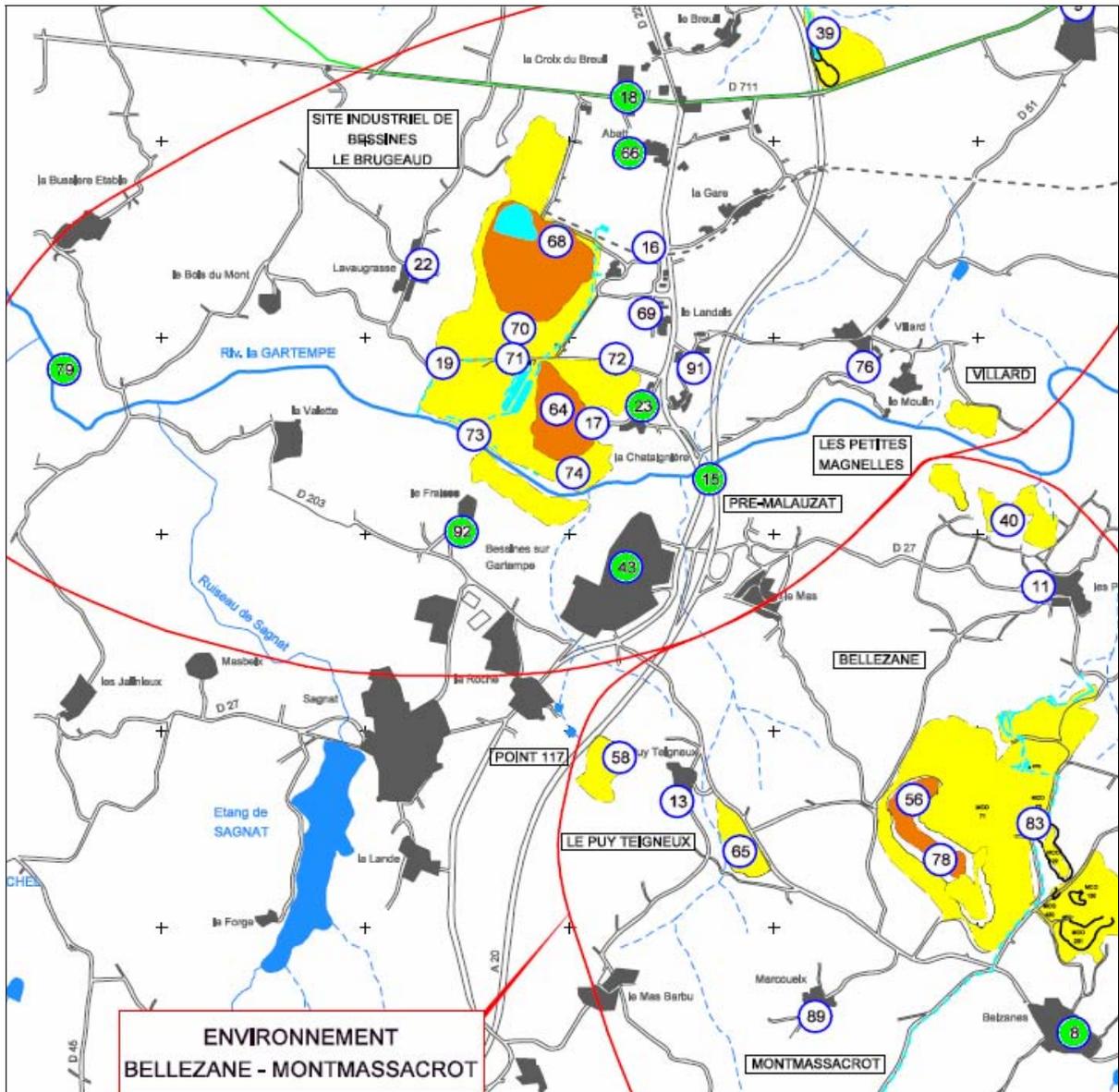


Figure 7-39 Localisation des villages (en vert) dans les environnements du SIB et de BZN-MMT dont les EAP radon 222 excèdent le bruit de fond

1 cm = 350 m

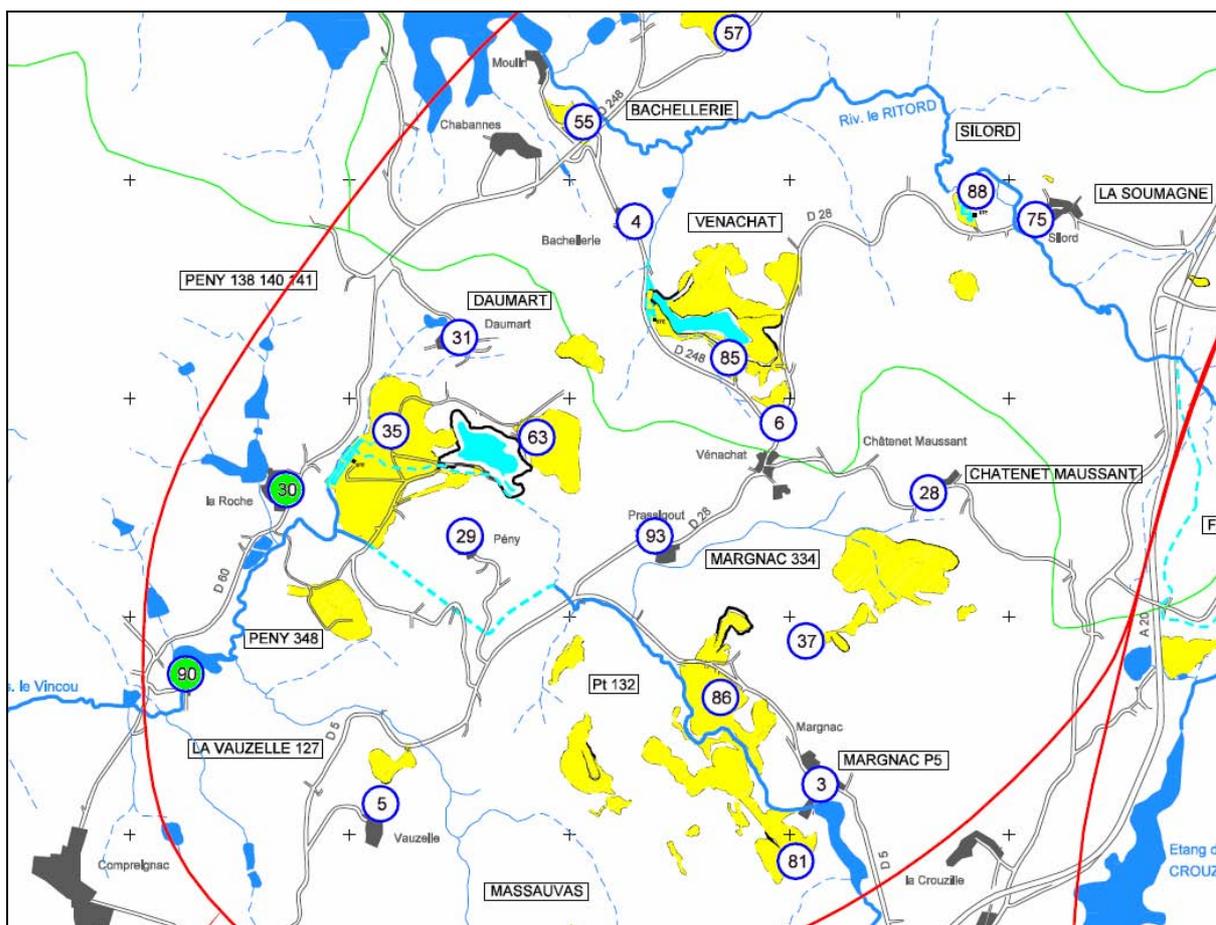


Figure 7-40 Localisation des villages (en vert) dans l'environnement de Margnac-Pény dont les EAP radon 222 excèdent le bruit de fond

#### Cas du village du Fraisse.

La surveillance au village du Fraisse montre que l'EAP radon 222 est, en moyenne, supérieure au bruit de fond (cf. figure 7-41). Ceci peut mettre en cause les galeries TMS mais ce village peut également être sous l'influence de Vieux Moulin dont on a vu qu'il impactait de manière significative sur la qualité de l'air et notamment sur l'exhalation de radon (cf. figure 7-42 pour la localisation et la rose des vents).

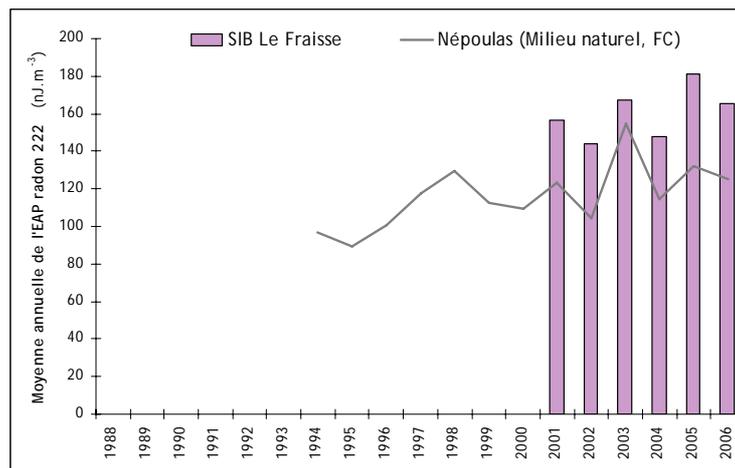


Figure 7-41 EAP radon 222 moyenne annuelle au village du Fraise, proche du SIB

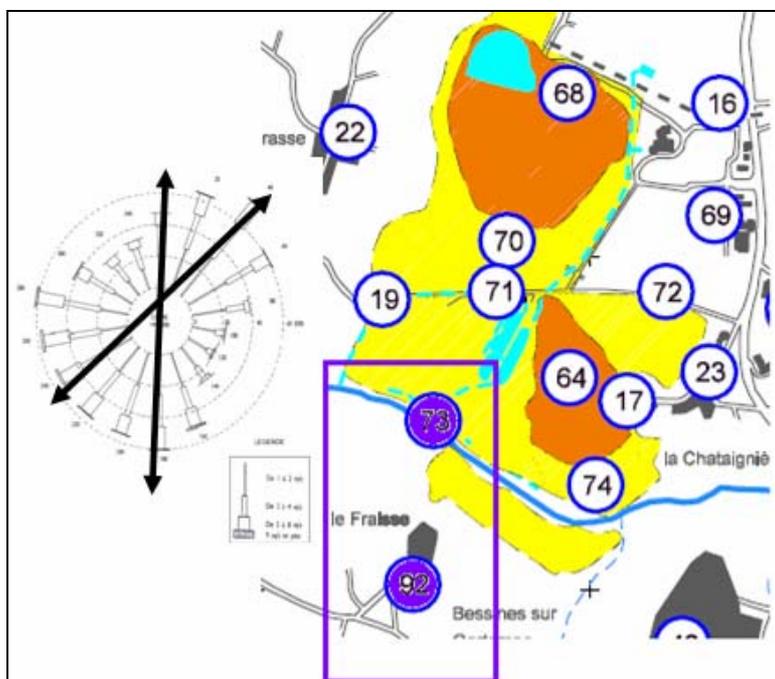


Figure 7-42 Localisation du site de Vieux Moulin et du village du Fraise et rose des vents associée

## 7.6 ELEMENTS DE REFLEXION CONCERNANT LA SURVEILLANCE

Ce paragraphe synthétise les premières réflexions relatives à la surveillance de la qualité de l'air qui ont émané de l'analyse des données fournies par AREVA NC ; elles concernent l'aspect stratégique de la surveillance et portent sur :

- la localisation des stations de contrôle (absence de contrôle, pertinence de l'emplacement) ;
- la connaissance du bruit de fond naturel ;
- la durée de la surveillance ;
- les caractéristiques topographiques des stations ;
- la représentativité des mesures.

### 7.6.1 LOCALISATION DES STATIONS DE CONTROLE

### 7.6.2 DISTINCTION SITE/VILLAGE

L'analyse de la base de données concernant Chanteloube a conduit à s'interroger sur la localisation réelle de la station de contrôle. La base de données AREVA NC fournit quatre chroniques de données, une au village de Chanteloube (référéncée point 33) et trois sur site (non référencées). Or sur les cartes du BDE [4] et en tenant compte des résultats de mesure des débits de dose, il semblerait que tous les points correspondent à des mesures sur site.

Des éclaircissements sur la localisation exacte de la station de contrôle à Chanteloube apparaissent par conséquent nécessaires. De manière plus générale, il conviendrait de compléter les informations de la base de données pour les stations dont la localisation n'est pas mentionnée.

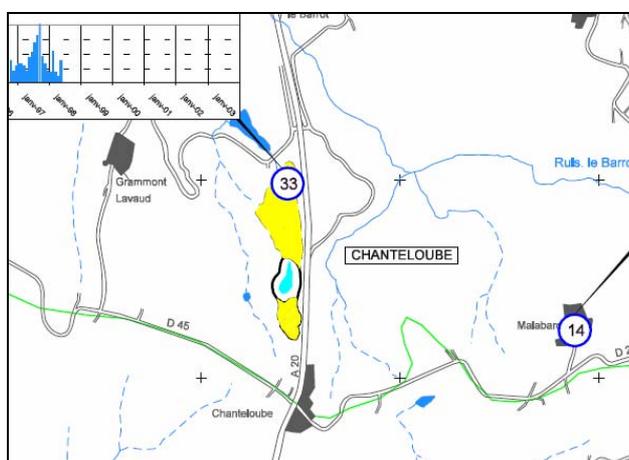


Figure 7-43 Localisation des points de contrôle de Chanteloube (d'après AREVA NC, BDE 2004)

### 7.6.3 IMPORTANCE DES VERSES

Les verses étant susceptibles d'influer notablement sur l'exposition externe, il serait utile de connaître précisément l'emplacement des stations par rapport aux verses.

De manière plus générale, la question se pose du choix de l'emplacement du point de contrôle sur un site sur lequel se trouve une verse. Une station sur la verse et une sur le site pourraient donner des indications sur la source réelle d'impact.

Le cas du site de Chatenet-Maussan est fourni à titre illustratif à la figure 7-44 qui compare les chroniques de mesures obtenues sur le site et dans le village (site (en bleu) et village (en rouge)).

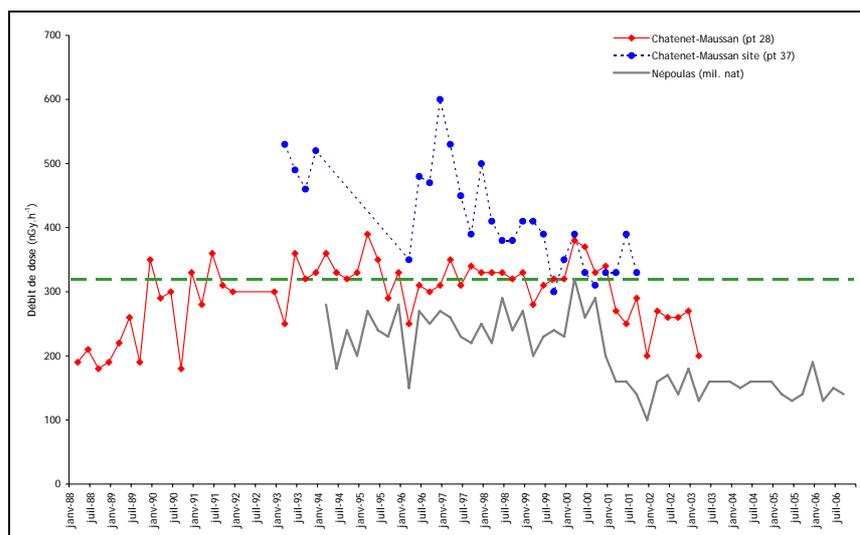


Figure 7-44 Comparaison des chroniques de mesure d'EAP radon 222 à Chatenet-Maussan, site et village

Ces courbes ne mettent pas en évidence d'impact du site sur le débit de dose dans le village. Cela est en partie le fait de l'éloignement des stations de contrôle (cf. figure 7-45). Par ailleurs, la station sur site ne semble pas se trouver sur la verse.

Il ressort que :

- la comparaison des courbes relatives aux stations référencées 28 et 37 ne permet pas de conclure quant à l'influence du site sur le village ;
- la station sur site n'intègre pas nécessairement la contribution des verses.

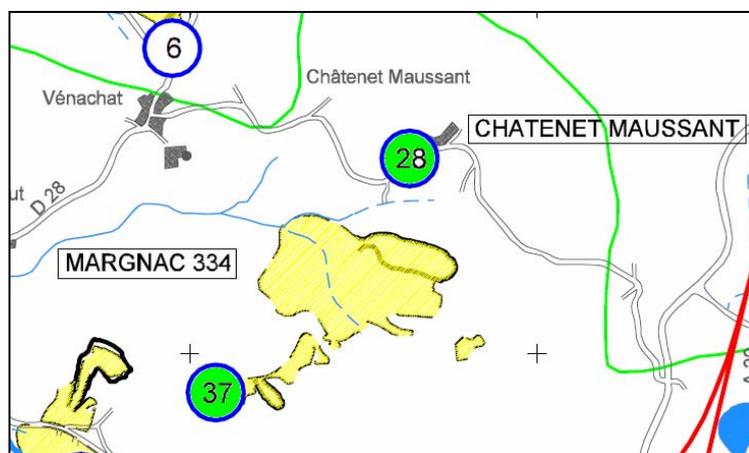


Figure 7-45 Localisation des points de contrôle à Chatenet-Maussan (site point 37, village point 28)

Une réflexion sur la nécessité de revoir l'emplacement des stations de contrôle en fonction de la localisation des verses pourrait être engagée.

#### 7.6.4 EXHAUSTIVITE DES ZONES SURVEILLEES

L'analyse ponctuelle sur le site de Chanteloube a conduit à s'interroger sur l'exhaustivité des localisations des stations de contrôle à la fois sur les sites et dans l'environnement. L'IRSN n'a pas fait un recensement de la pertinence de l'emplacement des stations, néanmoins, on a observé que certains sites ne font pas l'objet d'un suivi (ou du moins ne sont pas répertoriés dans la base de données

AREVA NC) ; c'est le cas notamment du site d'Henriette, de Puy de l'Age, de Saignedresse, de Vieilles Sagnes. A défaut de les avoir identifiés tous, un listing des stations surveillées et non surveillées, les périodes correspondantes et les faits marquants tels que des changements d'emplacement ou autre pourrait être établi par AREVA NC dans le but de faciliter l'interprétation des résultats de la surveillance et d'assurer la traçabilité des choix effectués. Une mention particulière pourrait être ajoutée concernant la présence de galeries de TMS à l'aplomb des villages.

#### *7.6.5 CONNAISSANCE DU BRUIT DE FOND NATUREL*

Le bruit de fond apparaît comme un point essentiel de l'analyse des impacts et du suivi de l'efficacité des réaménagements. Il est donc nécessaire de disposer d'une caractérisation aussi rigoureuse que possible du rayonnement gamma et de l'EAP radon du milieu naturel. Cette notion de rigueur s'applique notamment à la définition du débit de dose pour chaque environnement pris en compte par AREVA NC ou à défaut, pour les secteurs Nord et Sud de la Division. La campagne autoportée présentée au chapitre 5 fournit, d'ores et déjà, un état des lieux qu'il convient de valider par des mesures plus locales et récentes. Les résultats de mesures des stations mobiles mises en place à compter de 2005 ne permettent pas de justifier à ce stade la prise en compte de niveaux de référence distincts (cf. chapitre 5). La pertinence du choix de stations itinérantes plutôt que fixes est à discuter.

#### *7.6.6 PERIODES DE SUIVI*

Dans de nombreux cas, et en particulier en ce qui concerne les sites, la surveillance a été suspendue alors que les résultats des mesures de débit de dose et/ou d'EAP radon 222 étaient nettement supérieurs aux valeurs considérées en référence et ou n'étaient pas stabilisés (cas essentiellement du débit de dose).

Ceci pose la question de la justification de l'arrêt de la surveillance quand le paramètre ne se situe pas dans la gamme de variation du milieu naturel. Un état des lieux des débits de dose et EAP radon 222 sur les sites dont la surveillance a été arrêtée prématurément est à envisager.

#### *7.6.7 CARACTERISTIQUE TOPOGRAPHIQUE DES STATIONS DE MESURE*

Ce point est spécifique à l'EAP dont la mesure dépend fortement de la situation topographique de la station de mesure du fait de l'accumulation du radon dans les zones encaissées. On distingue deux cas : celui où la qualification topographique n'est pas précisée et celui où des réserves sont émises concernant le qualificatif indiqué par AREVA NC compte tenu des données de la surveillance (c'est le cas en particulier de toutes les références à une position sommitale).

Selon la situation topographique considérée, on peut conclure que les niveaux mesurés à la station sont ou non significatifs par rapport au milieu naturel. Une bonne connaissance des situations topographiques, en plus des données du bruit de fond, s'avère nécessaire pour ajuster l'interprétation de la surveillance en termes d'influence des activités minières.

Le village de Pény est un bon exemple. On a vu que les EAP radon 222 excédaient les valeurs de référence du milieu naturel pour la position sommitale. L'observation *in situ* de l'emplacement du dosimètre a conduit à revoir le qualificatif topographique de la station de contrôle

Enfin, l'analyse des données du milieu naturel pour les situations topographiques fond de vallée et flanc de coteau suggère de réfléchir à la pertinence de faire une distinction entre ces deux situations topographiques, d'autant qu'une composante subjective est inévitable pour la détermination de la situation à prendre en compte.

Il apparaît par conséquent nécessaire de :

- préciser la situation topographique quand celle-ci n'est pas mentionnée ;
- évaluer la pertinence de distinguer les situations fond de vallée et flanc de coteau ;
- vérifier la qualification proposée en tenant compte de l'emplacement du dosimètre et non de la situation générale du site ou du village.

#### ***7.6.8 REPRESENTATIVITE DES MESURES***

#### ***7.6.9 VARIABILITE SPATIALE***

Sur certains sites miniers, il existe plusieurs mesures de débit de dose correspondant à un emplacement distinct. Seul un emplacement est conservé pour la surveillance en routine.

Le site de Montmassacrot est présenté à titre illustratif. La figure 7-46 montre l'étendue des variations du débit de dose selon la localisation de la station de mesure sur le site.

La question de la représentativité de la station de contrôle avait déjà été soulevée lors de la première phase de tierce expertise. AREVA NC précise que la station inscrite dans le suivi est choisie pour être représentative du débit de dose moyen de l'ensemble du site. Cette représentativité a été évaluée au travers de cartographies radiométriques. Les plans compteurs disponibles dans le BDE [4] et plus particulièrement le plan n°4 correspondant à des plans compteurs radiométriques réalisés en 2004, ne permettent cependant pas de visualiser de manière précise les différences de débit de dose à l'échelle du site.

Si le choix de la station de contrôle se base sur une série de 4 mesures à une date donnée, ce qui peut paraître insuffisant, il est acté du choix fait par AREVA NC de disposer d'une surveillance globale représentative de la valeur moyenne sur le site. Compte tenu des variations observées sur site, une estimation de la variabilité de l'exposition devrait être proposée par AREVA NC, comme cela a été fait en 2000 dans certains villages [5].

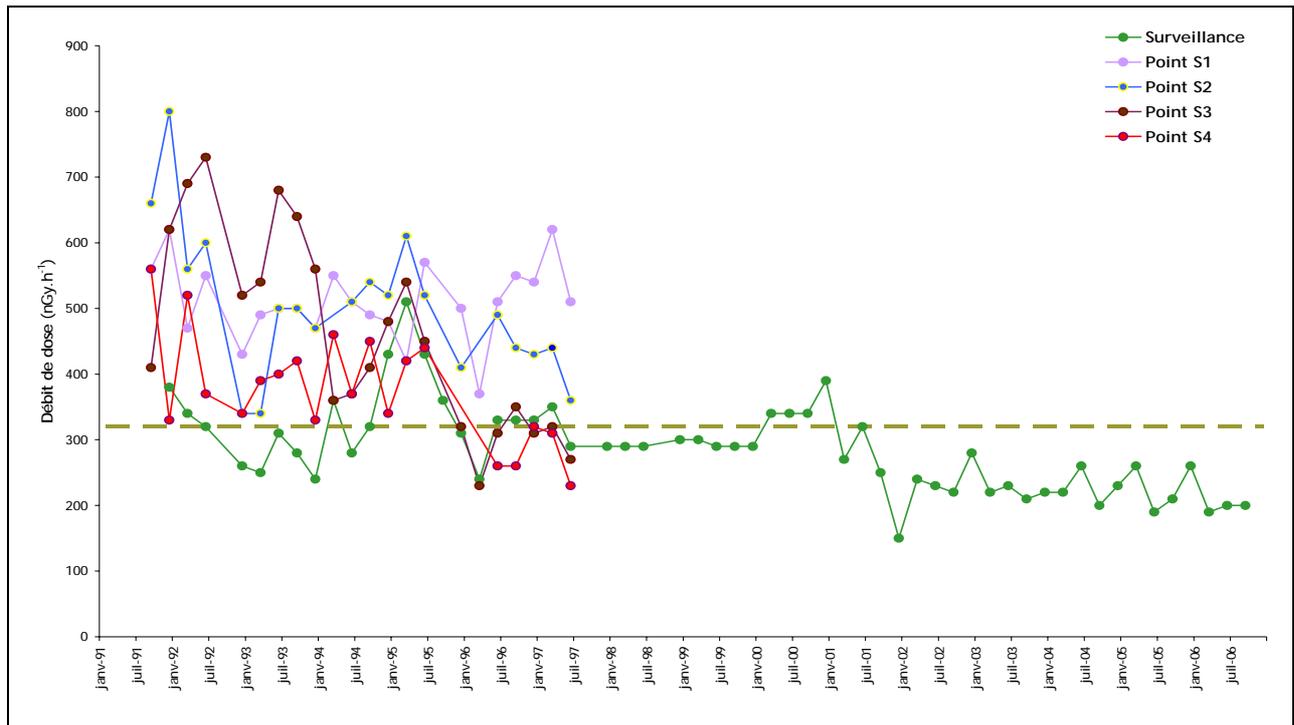


Figure 7-46 Mesures du débit de dose sur le site de Montmassacrot pour différents emplacements du dosimètre

Concernant les mesures d'EAP, il n'est pas fait mention dans la base de données de mesures en différents points d'un même site comme pour le débit de dose. La question de la représentativité spatiale des mesures de radon se pose pour ce paramètre, comme cela a déjà été souligné dans le premier rapport de tierce expertise [1] et qui conduit AREVA NC à proposer des mesures complémentaires de flux de radon sur la MCO 105 de Bellezane.

### 7.6.10 INCERTITUDES SUR LES MESURES

L'incertitude sur les résultats de mesures devrait être précisée par AREVA NC.

## 7.7 SYNTHÈSE ET RECOMMANDATIONS

### 7.7.1 EFFICACITÉ DES RÉAMÉNAGEMENTS DES STOCKAGES DE RÉSIDUS

L'efficacité des réaménagements effectués au niveau des stockages de résidus et de leur environnement proche apparaît satisfaisante en regard des résultats de la surveillance des débits de dose, surveillance qui met en évidence la stabilité du paramètre et des niveaux d'exposition actuels, comparables au niveau de référence du milieu naturel. Seule la MCO 105 de Bellezane présente un excès de débits de dose qui a été attribué partiellement à l'effet des parements [1].

Les stockages de résidus dans leur configuration actuelle, n'impactent par conséquent pas de manière significative sur la qualité de l'air en regard de l'exposition externe. La tenue à long terme des réaménagements apparaît comme le garant d'un impact maîtrisé.

L'influence du rayonnement gamma s'exerce généralement sur une courte distance selon un angle solide défini, centré sur cette source. L'atténuation augmente avec la distance à la source. Compte tenu de ces considérations et étant donné que la simple couverture mise en place suffit à réduire l'exposition gamma à des niveaux comparables à ceux caractéristiques du milieu naturel, **il est peu vraisemblable que les résidus, dans leur configuration de stockage, exercent une influence notable sur l'environnement proche des stockages.**

Les réaménagements sont également satisfaisants en regard de l'exhalation de radon à condition que la situation topographique soit favorable à la dispersion du radon (position sommitale). Dans les autres cas topographiques, on note un excès d'EAP radon 222 au droit des stockages ce qui est révélateur d'un impact des sites réaménagés sur la qualité de l'air en matière d'exhalation de radon. L'origine de ce radon n'est cependant pas déterminée : **il peut exhaler des résidus et/ou des matériaux de couverture.**

La présence d'eau sur les résidus (cas de la boutonnière de Lavaugrasse) agit comme une barrière efficace vis-à-vis de l'exhalation de radon.

Ces conclusions résultent de l'interprétation faite par l'IRSN des principaux résultats de la surveillance. Elles sont par conséquent assujetties à cette interprétation qui doit, dans certains cas, être confirmée par des données complémentaires.

### ***7.7.2 IMPACT DES VERSES A STERILES***

La verse de Pény impacte sur la qualité de l'air en termes de débit de dose et d'EAP radon 222. Si le débit de dose continue de baisser progressivement pour s'approcher des niveaux représentatifs du milieu naturel, il n'en est pas de même de l'EAP qui demeure très significativement supérieure au bruit de fond, et ce malgré la situation topographique favorable à la dispersion du radon. Ceci conduit à s'interroger dans un premier temps, sur la pertinence de la situation topographique du dosimètre.

Une hypothèse a été soulevée pour justifier la baisse progressive du débit de dose sur la verse portant sur l'effet potentiel des tassements. Une caractérisation des tassements et notamment du compactage des verses et de leur porosité pourrait être à même de confirmer cette hypothèse et contribuer ainsi à la connaissance de l'évolution à plus long terme de l'impact des verses sur la qualité de l'air.

Par ailleurs la question se pose de la validité de l'extrapolation des observations faites sur la verse de Pény aux autres verses. Une analyse comparative des données sur différentes verses devrait permettre de déterminer les paramètres influents sur le débit de dose et l'EAP radon sur ces verses et ainsi de mieux appréhender le comportement à long terme.

Enfin, l'analyse des données de la surveillance au niveau des digues a conduit à soulever la question du rôle des sables cyclonés utilisés pour la confection des digues, particulièrement important pour les évaluations d'impact à plus long terme en cas d'érosion des digues.

### *7.7.3 IMPACT DES CARREAUX MINIERS REAMENAGES*

L'impact des carreaux miniers réaménagés sur la qualité de l'air apparaît être fonction des caractéristiques du réaménagement et plus particulièrement de la présence ou non de verses. Ainsi il est noté que le carreau de Bellezane exempt de verses contrairement au carreau de Margnac, n'a pas d'impact significatif sur l'EAP radon 222. Il semblerait par conséquent que ce soit essentiellement les stériles mis en verse, qui contribue à la part du radon 222 dans l'air au droit des sites.

### *7.7.4 IMPACT DES EAUX DE SURVERSE DE TMS*

Les exhaures de TMS sont potentiellement des sources d'impact sur l'EAP. Une caractérisation plus précise de ces sources et de leur influence réelle sur l'EAP ambiante s'avérerait pertinente.

### *7.7.5 IMPACT DES GALERIES DE TMS SUR L'EXHALATION DE RADON DANS LES VILLAGES*

Les galeries TMS sont des sources potentielles d'impact sur la qualité de l'air au niveau de voies de sortie au jour. Les éléments disponibles à ce jour en termes de surveillance dans les villages à l'aplomb de TMS ne mettent pas en évidence d'incidence notable de ces TMS mais l'analyse n'a été que préliminaire et nécessiterait des compléments notamment en termes de localisation des dosimètres par rapport à ces galeries et à leur éventuelle liaison fond-jour.

### *7.7.6 IDENTIFICATION DE SOURCES D'EXPOSITION*

La présence de sources plus ponctuelles a été suggérée pour justifier, au moins en partie, certains excès en débits de dose et/ou EAP radon 222 dans l'environnement proche des sites (exemple le long de la route de Lavaugrasse ou à proximité du bassin de Lavaugrasse). Ces sources sont susceptibles de contribuer à l'impact sur la qualité de l'air. Il est de ce fait suggérer d'établir un recensement des sources de rayonnement gamma et d'exhalation radon à proximité des sites et des villages. De manière plus générale, une connaissance exhaustive de l'ensemble des sources d'impact sur la qualité de l'air s'avère indispensable à toute analyse sur l'évolution à plus long terme de l'impact des sites miniers.

### *7.7.7 ELEMENTS DE REFLEXION CONCERNANT LA SURVEILLANCE*

L'analyse des résultats de la surveillance a permis d'évaluer la qualité des réaménagements des sites et d'identifier les principales sources responsables des impacts sur la qualité de l'air. Cette analyse a conduit à l'émission de plusieurs hypothèses qui ne sont pas toujours confirmées. Une réflexion sur les données à acquérir et/ou les éléments à préciser doit être engagée en vue de vérifier ces hypothèses et améliorer ainsi la connaissance de sources d'impact des sites miniers réaménagés sur la qualité de l'air.

Les points spécifiques concernant l'amélioration du réseau de surveillance sont traités au chapitre 11. Il est rappelé que des efforts en matière d'interprétation des données doivent être effectués par l'exploitant de même qu'en matière de justification et de caractérisation des points de contrôle.

## 7.8 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 7

- [1] IRSN (2007). Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC - 1<sup>ère</sup> partie : stockage de Bellezane et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord. Rapport DEI/2007-01
- [2] ALGADE (1992). Influence du recouvrement des résidus de traitement de l'usine SIMO de Bessines par des stériles miniers Site de Montmassacrot - GPMU/10.6
- [3] ALGADE (1993). Influence de recouvrement des résidus par des stériles miniers Site de Montmassacrot
- [4] AREVA NC (2004). Bilan décennal environnemental 1994-2003
- [5] AREVA NC (2007). Cessions de stériles miniers - Division Minière de la Crozille - Période 1948-1983 - Période 1984-1995. Rapport BUM/DRS/CESAAM/ENV RI 07/007

## **8 EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE INDUITE PAR LES ACTIVITES MINIERES**

### **8.1 OBJECTIFS DU CHAPITRE**

Dans le cadre du Bilan Décennal Environnemental (BDE) [1], AREVA NC présente une analyse intitulée « Evaluation de la dose efficace ajoutée - Impact sur la santé ».

Il distingue deux types d'exposition associée aux sites réaménagés de la Division Minière de la Crouzille :

- une exposition de «proximité» : exposition d'individus séjournant dans l'environnement proche des sites ou sur les sites mêmes pendant des temps plus ou moins longs ;
- une exposition «à distance» : exposition d'individus consommant de l'eau potable potentiellement marquée par les rejets des sites et exposition d'individus par l'intermédiaire « d'eaux de loisirs » (baignade...).

En ce qui concerne l'estimation de l'impact dû aux expositions «de proximité», l'exploitant s'appuie sur la méthodologie qu'il a présentée dans le document intitulé «Méthodologie d'évaluation de la dose efficace dans l'environnement proche des sites miniers et des stockages de résidus de traitement des minerais d'uranium» remis à la DRIRE Limousin le 30 juin 2004, conformément à l'article 4 de l'arrêté préfectoral du 13 janvier 2004 (prescrivant également le BDE). Cette méthodologie, qui fait suite à celle développée par l'IRSN à la demande du MEDD en 2001 [2], a déjà fait l'objet de nombreuses applications, dont certaines ont été examinées antérieurement par l'IRSN.

L'objectif de ce chapitre est double :

- présenter l'avis de l'IRSN sur l'application par AREVA NC de la méthodologie en usage depuis 2001 ;
- présenter des pistes de réflexions sur les améliorations à apporter à cette méthodologie au regard du retour d'expérience.

Les différents éléments de réflexion ou d'ajustement soulevés par l'IRSN dans le présent chapitre ne constituent pas une analyse systématique des résultats obtenus ou de la recevabilité des choix effectués ; ils ont pour but de contribuer à la cohérence du processus de calcul et à sa crédibilité. Ainsi, même lorsque les doses calculées sont excessivement basses, l'IRSN a jugé important que les différentes étapes de calcul soient réalisées le plus rigoureusement possible pour éviter que le manque de rigueur ne prime sur le niveau d'impact faible et ne le remette ainsi en question.

Les éventuelles conséquences de l'analyse conduite dans le présent chapitre en termes de surveillance sont développées au chapitre 11.

## 8.2 AVIS DE L'IRSN SUR L'EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE DANS L'ENVIRONNEMENT PROCHE DES SITES

### 8.2.1 LOCALISATION DES GROUPES DE POPULATION ETUDIES

On précise qu'en toute rigueur, le terme « scénarios » représente une situation d'exposition définie par un ensemble de caractéristiques comportementales d'un groupe d'individus (budget temps, habitudes alimentaires, lieux fréquentés, âge, ...). Par commodité, mais également par soucis de cohérence avec l'emploi qui en est fait dans le BDE, ce terme est quelquefois utilisé dans le présent chapitre, dans un sens plus restrictif pour désigner une composante de l'exposition du groupe de population étudié.

### 8.2.2 POUR LES SCENARIOS CONCERNANT LA RESIDENCE AUTOUR DES SITES

#### 8.2.2.1.1 Principe méthodologique appliqué

##### Présentation de l'exploitant

La détermination de la localisation des groupes de référence a été effectuée dans le BDE [1] à partir de la méthodologie proposée par AREVA NC à la DRIRE en juin 2004.

Cette démarche comprend trois étapes :

- le regroupement des sites en 4 secteurs en fonction de leur proximité géographique ;
- le recensement de la totalité des zones habitées dans un rayon de 1 kilomètre autour de chacun des sites (zone supposée d'influence des sites miniers) ;
- le classement de chaque zone habitée à partir de notes attribuées à six critères liés aux risques d'exposition (calcul d'un indice d'exposition théorique).

Afin de tenir compte de l'effet cumulatif de l'influence potentielle de plusieurs sites sur une même zone habitée, AREVA NC effectue la somme des indices d'exposition de chaque couple zone habitée-site afin d'obtenir, pour chaque zone habitée, un indice global d'exposition. Les zones habitées présentant les indices globaux d'exposition les plus élevés sont retenues comme étant celles où sont localisés les groupes de référence à surveiller.

Cette méthodologie ne tient pas compte des résultats d'exposition obtenus par le réseau de surveillance.

##### Commentaire

L'IRSN rappelle que le principe de cette méthodologie, qui avait donné lieu uniquement à des présentations lors de réunion entre l'IRSN et AREVA NC en 2000-2001 et à quelques documents recueillis par la suite par l'IRSN, a été formalisé et commenté par l'IRSN en 2001 à la demande du MEDD/DPPR [3].

### 8.2.2.1.2 Recensement des zones habitées

#### Présentation de l'exploitant

Pour l'application au cas de la Division Minière de la Crouzille, les anciens sites miniers ont été répartis en quatre secteurs disposés sur les concessions de la Gartempe au Nord et de Saint-Sylvestre au Sud, et séparés par l'axe formé par l'A20 :

#### Au Nord :

- secteur du Site Industriel de Bessines (SIB) : SIB, La Traverse, Villard ;
- secteur Bellezane-Montmassacrot : Bellezane, Montmassacrot, Les Petites Magnelles, Point 117, Puy Teigneux, Puy de l'Age.

#### Au Sud :

- secteur Margnac-Pény : Le Roudet, Santrop, Bachellerie, Silord, Vénachat, Margnac-Pény ;
- secteur Fanay-Fraisse : Le Fraisse, Gorges-Saignedresse, Fanay, Henriette.

Les sites isolés et de moindre importance (Le Dognon, Bonnac la Côte, Champour, Chanteloube et Montulat), n'ont pas été inclus dans un des secteurs précédents. Ils n'ont actuellement plus de surveillance active du fait des résultats obtenus pendant la période réglementaire de suivi post-réaménagement.

Un inventaire complet de toutes les zones habitées dans un rayon de 1 kilomètre autour des sites (y compris les sites isolés) a été mené et a conduit à l'identification de 93 groupes de population susceptibles de subir l'influence des anciens sites miniers.

#### Commentaire

L'IRSN n'a pas de commentaire sur l'identification des zones habitées autour des sites. Il rappelle toutefois que tous les lieux de vie ou de travail, même saisonniers, doivent être pris en compte.

### 8.2.2.1.3 Description des zones habitées à travers les six facteurs géographiques

#### Présentation de l'exploitant

AREVA NC décrit chacun des couples zone habitée-site au travers de six critères déterminés dans sa méthodologie :

- la surface du site ;
- la distance zone habitée-site ;
- la position topographique de la zone habitée ;
- la localisation de la zone habitée par rapport à l'aval hydrologique du site ;
- la position du couple zone habitée-site par rapport aux vents dominants ;
- la présence ou non d'un relief s'interposant entre le site et la zone habitée.

Pour chaque couple zone habitée-site une valeur est attribuée pour chaque critère en fonction de la classe dans laquelle il se situe (cf. tableau 8-1).

Tableau 8-1 Méthode AREVA NC de localisation des groupes de référence - classes et coefficients attribués pour chaque critère

Critère	Classes	Coefficient
Surface du site (en ha)	< 5	1
	<10	2
	<20	4
	<40	6
	<70	8
	<100	10
	> 100	12
Distance au site (m)	distance > 500 m	1
	300 m < distance < 500 m	2
	150 m < distance ≤ 300 m	4
	distance ≤ 150 m	8
Aval vent	Pas sous le vent dominant	1
	Intermédiaire	2
	Sous le vent dominant	3
Topographie	Position sommitale	1
	Flanc de coteau	3
	Fond de vallée	5
Vue directe	Autre cas	1
	Vue directe	2
Aval hydraulique	Autre cas	1
	Zone à l'aval hydraulique	2

### Commentaires

L'IRSN note que les échelles de valeurs pour les différents critères n'ont pas été totalement justifiées. Il rappelle à ce sujet que les commentaires qu'il avait effectués en 2001 sur cette méthodologie concluaient que dans un premier temps la méthode pouvait « être mise en œuvre pour l'identification des groupes de référence » mais ajoutaient que AREVA NC devait « approfondir la justification des valeurs numériques adoptées et, le cas échéant, (...) les modifier » [3].

En tout état de cause l'IRSN considère que les résultats obtenus à partir d'une telle méthodologie, fondée sur une approche mathématique et un choix de valeurs qui peut être subjectif, auraient mérité d'être commentés au regard de la connaissance réelle de l'environnement des sites étudiés (cf. § 8.2.2.1.5).

L'IRSN note par ailleurs que dans cette classification, peu de poids est donné à l'exposition potentielle résultant de transferts par le vecteur eau comme notamment la proximité de zones d'accumulation potentielle (terres de berge, étangs...). Quatre des six critères portent sur des paramètres liés à la voie « air », voie pour laquelle l'importance de l'exposition ajoutée du fait des installations minières est loin d'être démontrée.

## 8.2.2.1.4 Résultats

### Présentation de l'exploitant

Le tableau 8-2 présente les localisations de groupes de référence retenues par AREVA NC au regard des résultats de l'application de la méthode.

Entre 2 et 4 localisations de groupes de référence ont été retenues pour chaque secteur. Elles correspondent aux zones habitées pour lesquelles les indices globaux d'exposition sont les plus élevés. AREVA NC n'explique cependant pas le « seuil de coupure » (en termes de valeur de l'indice global ou bien de nombre zones à retenir) appliqué pour discriminer les zones retenues des zones non retenues.

*Tableau 8-2 Zones habitées retenues par AREVA NC suite à l'application de la méthode de localisation du groupe de référence-*

Zone habitée	Secteur	Indice Global d'exposition
La Châtaignère	Secteur du SIB	204
Lavaugrasse	Secteur du SIB	168
Le Fraissee	Secteur du SIB	168
Puy de l'Age	Secteur Bellezane Montmassacrot	224
Bellezane	Secteur Bellezane Montmassacrot	192
Les Petites Magnelles	Secteurs du SIB et de Bellezane Montmassacrot	179
Le Mas	Secteurs du SIB et de Bellezane Montmassacrot	211
Prassigout	Secteur Margnac-Pény	306
Vénachat	Secteur Margnac-Pény	268
La Roche	Secteur Margnac-Pény	184
Margnac	Secteur Margnac-Pény	168
Augères	Secteur Fanay-Fraissee	181
Fanay	Secteur Fanay-Fraissee	111
Abattoir	Entreposage d'oxyde d'uranium appauvri	146
Hôtel du Pont	Entreposage d'oxyde d'uranium appauvri	132
Croix du Breuil	Entreposage d'oxyde d'uranium appauvri	124

### Commentaires

L'IRSN note que le nombre de zones habitées retenues pour le suivi n'est pas identique d'un secteur à un autre.

L'IRSN considère qu'il est nécessaire qu'AREVA NC explicite et argumente le choix du « seuil de coupure » (en termes de valeur de l'indice global ou bien de nombre de zones) appliqué pour discriminer les zones retenues des zones non retenues.

Par ailleurs, l'IRSN note deux incohérences entre les résultats des calculs d'indices d'exposition globaux présentés par AREVA NC en annexe 8 du BDE [1] et les conclusions qui sont rapportées dans le texte lui-même.

En effet, en ce qui concerne le secteur Margnac-Pény, la zone habitée de Bachellerie, qui présente un indice d'exposition global de 203, devrait apparaître dans la liste des zones habitées à prendre en compte (La Roche et Margnac, présentant respectivement des indices de 184 et 168, étant elles-mêmes par ailleurs retenues).

De même, pour le secteur Fanay-Fraisse, la zone habitée de la Redonde, qui présente un indice de 111, devrait être prise en compte dans la mesure où celle de Fanay, qui a le même indice d'exposition, a été retenue.

Enfin, parmi les six critères pris en compte par AREVA NC, l'IRSN note que le critère topographie peut se révéler délicat à employer. En effet, il a été noté au cours de l'étude que la détermination de la qualification de la position d'un appareil de mesure (sommitale ou à flanc de coteau par exemple) peut déjà poser des problèmes. L'IRSN s'interroge donc sur la difficulté de qualifier la position d'un ensemble de bâtiments.

Une nouvelle interprétation de certaines positions d'appareils de mesures situés dans des zones habitées a été en outre fournie par AREVA NC au cours de l'étude.

L'IRSN considère que, si la qualification actuelle de la position d'un appareil de mesure, censé être placé dans une position représentative de l'exposition moyenne de la zone habitée, reflète une situation plus « à risque » que celle indiquée dans le BDE, il est nécessaire de la prendre en compte.

Ce cas se présente pour les zones habitées de l'Hôtel du Pont (entrepasage d'uranium appauvri) et de Villard (secteur du SIB) pour lesquels les indices globaux d'exposition passent respectivement de 132 à 156 et de 106 à 136 suite à la prise en compte d'une position à flanc de coteau au lieu d'une position sommitale. Ces changements, dans ces cas, ne remettent pas en question la hiérarchisation établie par AREVA NC, mais conduisent l'IRSN à recommander que la détermination de la qualification de la position topographique d'une zone habitée soit effectuée avec précision et **prenne bien en compte la position la plus à risque de l'ensemble de la zone habitée**. Cette recommandation pourrait être prise en compte au travers de calcul de sensibilité.

#### 8.2.2.1.5 Commentaire général sur l'application de la méthodologie

D'une manière générale, l'IRSN considère qu'AREVA NC devrait systématiquement confronter les résultats obtenus par application de sa méthodologie avec les données issues du réseau de surveillance. Ainsi, l'IRSN a montré que l'analyse des chroniques d'exposition (notamment au rayonnement gamma et au radon) telle que réalisée au chapitre 7 pouvait montrer un dépassement plus ou moins récurrent du bruit de fond au niveau de certaines zones habitées non couvertes par la méthodologie. Si un village concerné par une valeur « anormale » ne doit pas forcément être retenu lors de la définition des groupes critiques, il apparaît néanmoins utile de s'interroger sur l'existence de voies d'exposition susceptibles d'expliquer le dépassement et éventuellement non prises en compte de façon correcte par la méthode de sélection systématique.

Peu de zones habitées supplémentaires sont toutefois concernées. Il convient néanmoins de noter que :

- les analyses des chroniques d'EAP radon 222 au niveau du village de Pény montrent une moyenne qui, quelle que soit la période (moyenne sur toute la période, moyenne sur 1988-1999, moyenne sur 2000-2006), est supérieure au bruit de fond naturel ;
- les analyses de ces mêmes chroniques ont permis de distinguer également les zones habitées des Sagnes et de Silord, pour lesquelles les valeurs maximales d'EAP radon 222 ont déjà dépassé le bruit de fond sur la période 2000-2006.

D'autres critères que ceux utilisés, tels par exemple la présence de galeries souterraines s'étendant sous les zones habitées, pourraient avoir une influence sur le potentiel d'exposition de ces zones.

A titre indicatif, l'IRSN présente dans le tableau 8-3 la liste des zones habitées sous lesquelles passent d'anciennes galeries de travaux miniers souterrains (TMS), leur classement par rapport au critère relatif à la valeur moyenne des EAP radon 222 sur la période 2000-2006 développé au chapitre 8, ainsi que leur classement dans le cadre de la méthodologie AREVA NC. La valeur du bruit de fond considérée correspond à la valeur retenue dans l'analyse de l'impact via le vecteur air (cf. Chapitre 5, à savoir  $43 \text{ nJ.m}^{-3}$  pour la position sommitale,  $154 \text{ nJ.m}^{-3}$  pour la position en flanc de coteau et  $178 \text{ nJ.m}^{-3}$  pour la situation en fond de vallée).

*Tableau 8-3 Comparaison de la liste des zones habitées situées à l'aplomb ou en bordure de TMS par rapport aux résultats du tri des zones habitées sur la base des EAP et par rapport aux résultats de l'application de la méthodologie AREVA NC de localisation des groupes de référence*

Zone habitée	Tri sur la base du critère : valeur moyenne des EAP radon 222 > bruit de fond sur la période 2000-2006	Tri sur la base de la méthodologie AREVA NC
<b>A l'aplomb de TMS</b>		
Le Fraisse		X
Fanay	X	X
Les Sagnes		
Prassigout		X
Pény	X	
Saignedresse	Pas de données dans la base AREVA NC	
La Borderie		
<b>En bordure de TMS</b>		
Tenelles		
Vieilles Sagnes	Pas de données dans la base AREVA NC	
Augères		X
Silord	X	

A noter que lors d'une mission de terrain en mai 2007, le dosimètre représentatif du village de Pény a été jugé en position flanc de coteau et non sommitale. Sur la base de cette nouvelle considération, le village de Pény ne devrait plus être sélectionné avec le critère de tri de la seconde colonne du tableau 8-3.

Par ailleurs, l'analyse effectuée au chapitre 7 montre que le critère de distance par rapport au site est important ; il pourrait être affiné en tenant compte de la distance par rapport aux sources principales d'exposition (résidus ou versés à stériles sur les sites ne comportant pas de stockages de résidus).

### *8.2.3 POUR LES SCENARIOS DE PROMENADE SUR LES SITES*

#### Présentation de l'exploitant

Concernant le choix de la localisation des groupes de référence retenus pour ce type de scénarios, AREVA NC n'a pas utilisé de méthodologie du même type que celle présentée dans les paragraphes précédents. Il a considéré, en effet, que l'ensemble des sites, qu'ils soient clôturés ou non, pouvaient être parcourus par le public ou par des travailleurs non concernés par des activités liées aux sites miniers eux-mêmes.

#### Commentaires IRSN

L'IRSN n'a pas de commentaire sur ce choix. Dans le cadre de ses propres calculs (présentés dans les paragraphes suivants), l'IRSN n'a présenté que les résultats associés aux sites pour lesquels il disposait de résultats de mesure pour l'année 2003.

### *8.2.4 POUR LES SCENARIOS DE TRAVAIL SUR LES SITES*

#### Présentation de l'exploitant

Tout comme pour le type de scénarios précédent, AREVA NC n'a pas utilisé de méthodologie particulière pour la sélection de la localisation des groupes de référence associée aux scénarios de travail sur les sites. Il explique dans le BDE [1], que le scénario modélisant l'exposition d'un adulte travaillant sur un site et habitant un village de référence ne peut, dans l'état actuel des choses, être appliqué qu'à deux sites particuliers, à savoir ceux du Fraisse et de Bellezane.

#### Commentaires

L'IRSN considère qu'il faut prendre en compte l'ensemble des situations impliquant la présence de personnes occupant une activité régulière sur un site. Ainsi, sur le site du Puy de l'Age, l'association de pêche dispose de locaux dont l'utilisation semble régulière. Il faudrait examiner si un scénario prenant en compte la fréquentation du site et de ces bâtiments par la personne qui en est responsable, mériterait d'être étudié.

### *8.2.5 DEFINITION DES SCENARIOS D'EXPOSITION*

Le calcul de la dose efficace dépend, pour chaque groupe de référence, de l'emploi du temps (temps de présence dans la zone habitée, dont temps passé à l'intérieur des habitations), des lieux fréquentés, et des régimes alimentaires des individus qui composent ce groupe.

La définition de scénarios d'exposition consiste à renseigner les différents paramètres caractérisant le comportement des individus et à les relier aux voies d'exposition considérées comme pertinentes pour l'évaluation. Ces voies d'exposition sont l'exposition externe et l'exposition interne, cette dernière comprenant l'inhalation (essentiellement radon et poussières) et l'ingestion (eau, produits végétaux et

animaux). Conformément aux recommandations formulées dans l'Article 45 de la Directive Européenne 96/29/EURATOM, les scénarios d'exposition retenus se veulent le reflet des modes de vie locaux réalistes.

### Présentation de l'exploitant

AREVA NC précise que les scénarios ont été établis à partir des données de la base informatique CIBLEX [4]. Cette banque de données, coéditée par l'ADEME et l'IRSN en 2004, compile les paramètres descriptifs du comportement de la population française (âge, sexe, budgets espace-temps, consommations alimentaires...).

## *8.2.6 GROUPES DE POPULATION ET EMPLOIS DU TEMPS*

### Présentation de l'exploitant

A partir de la base de données CIBLEX, AREVA NC a établi des scénarios d'exposition standards, par catégorie d'âge, constitués des informations suivantes :

- temps passé à l'intérieur des habitations, en h.an<sup>-1</sup> (comprenant les durées de sommeil, de repas, de loisirs, des tâches ménagères...);
- temps passé dans le village de référence, à l'extérieur des habitations, en h.an<sup>-1</sup> (temps passé dans les jardins).

Par ailleurs, AREVA NC précise que son objectif était d'obtenir une méthodologie générale d'évaluation de la dose efficace ajoutée, applicable à tous les anciens sites français d'extraction d'uranium, et pas uniquement à ceux de la Division Minière de la Crozille. Dans cette optique, les données qui ont été utilisées pour déterminer les scénarios de présence sont des moyennes des temps de présence pour les six régions françaises où sont implantés les principaux sites de l'exploitant. AREVA NC note que, de toute façon, pour les enfants (classes d'âges inférieurs à 12 ans), on ne dispose que de statistiques nationales sur le temps passé à l'intérieur des habitations.

Les budgets temps étudiés par AREVA NC pour le cas de la résidence autour des sites sont présentés dans le tableau 8-4.

*Tableau 8-4 Budgets temps étudiés par AREVA NC dans le cas d'une résidence autour des sites*

Classe d'âge	Temps annuel de présence à l'intérieur des habitations (h.an <sup>-1</sup> )	Temps annuel de présence dans le jardin des habitations (h.an <sup>-1</sup> )
2-7 ans	6 723	0
7-12 ans	5 840	0
12-17 ans	5 728	0
17-60 ans	5 547	550
> 61 ans	7 250	800

AREVA NC a ensuite effectué une sélection, parmi les budgets temps associés aux différentes classes d'âge, et seuls les deux cas les plus pénalisants ont été retenus, à savoir ceux pour lesquels les individus passent le plus de temps à l'intérieur des habitations ; il s'agit de ceux correspondant aux enfants de 2 à 7 ans et aux personnes de plus de 61 ans inactives (retraités).

Deux scénarios supplémentaires ont été également étudiés :

- l'un concerne une personne adulte (classe d'âge 17 à 60 ans) qui fréquente un site 400 heures par an (dans le cadre d'activités de loisirs ou d'entretien par exemple) ;
- l'autre concerne une personne adulte (17-60 ans) travaillant sur le site (1 600 heures par an) et habitant un village « groupe de référence » (5 500 heures par an à l'intérieur des habitations et 500 heures à l'extérieur).

Le tableau 8-5 résume, pour les quatre scénarios retenus par AREVA NC, les budgets temps associés.

*Tableau 8-5 Budgets temps pris en compte dans les scénarios retenus par AREVA NC*

Scénario	Classe d'âge	Temps annuel passé hors du site mais sous son influence (h.an <sup>-1</sup> )		Temps annuel passé sur le site (h.an <sup>-1</sup> )	
		à l'intérieur des habitations	dans le jardin des habitations	extérieur	intérieur
Scénario 1	2-7 ans	6 723	0	0	0
Scénario 2	> 60 ans	7 250	800	0	0
Scénario 3	17-60 ans			400	
Scénario 4	17-60 ans	5 500*	500*	1 600	

\* Dans les calculs présentés par AREVA NC dans le BDE, la dose calculée ne tient pas compte des expositions au niveau des habitations sous influence des sites.

### Commentaires

#### En ce qui concerne l'élaboration des scénarios

L'IRSN note que l'exploitant a mis en avant, dans le texte du BDE, la nécessité d'élaborer des scénarios d'exposition reflétant les modes de vie locaux réalistes. Il se trouve justement que certaines données liées aux emplois du temps, contenues dans la base CIBLEX, sont restituées par département (unité spatiale de référence) ou par région.

AREVA NC a pourtant choisi d'élaborer des scénarios applicables à tous les anciens sites français d'extraction d'uranium, en moyennant les données obtenues dans CIBLEX pour les six régions françaises où sont implantés les principaux sites.

L'IRSN considère qu'il y a incohérence entre la nécessité d'élaborer des scénarios d'exposition reflétant les modes de vie locaux réalistes et l'élaboration de scénarios applicables à tous les anciens sites. Il conviendrait qu'AREVA NC précise l'incidence de ce choix et vérifie que les paramètres adoptés restent conservatifs par rapport à la situation locale.

Par ailleurs, l'exploitant précise que certaines données contenues dans CIBLEX sont stratifiées par Catégories Socio-Professionnelles (CSP) ou affinées en fonction de la taille de l'agglomération. Or les informations présentées dans le BDE ne sont pas assez précises pour permettre de comprendre, dans ces cas-là, les choix qui ont été effectués par AREVA NC (quelle CSP a été retenue par exemple). Ceci est d'autant plus vrai qu'il semble y avoir des incohérences entre les stratégies appliquées pour les 6 régions examinées.

L'IRSN considère donc qu'il lui est difficile de se prononcer sur la validité des situations considérées.

Enfin, l'IRSN note qu'AREVA NC a omis de prendre en compte, dans l'élaboration des scénarios, les activités des individus qui se déroulent hors du périmètre des habitations et de leurs jardins mais sous influence potentielle des sites. C'est le cas notamment :

- dans la catégorie CIBLEX relative au temps passé en extérieur hors du lieu d'habitation, des activités « sport » ou « promenade ». Ces temps de présence sont d'autant plus importants à prendre en compte qu'ils représentent parfois une grande part du temps passé à l'extérieur (c'est notamment le cas pour la classe d'âge 2-7 ans pour laquelle CIBLEX indique un temps de présence dans le jardin nul mais environ 580 heures par an en sport ou promenade avec un taux de pratique de 100 %) ;
- dans la catégorie CIBLEX relative au temps passé en intérieur et hors du lieu d'habitation, de l'activité « travail ».

#### En ce qui concerne le scénario 4 (travail sur ancien site)

Ce scénario concerne une personne adulte travaillant sur un site. D'après les informations fournies par AREVA NC, il s'agit de personnes employées dans les entreprises qui se sont installées sur les anciens carreaux. Le travail s'effectue *a priori* dans des bâtiments mais il pourrait y avoir éventuellement une petite partie de l'activité en extérieur. L'IRSN considère donc qu'il serait nécessaire d'affiner le scénario.

Dans le cadre des calculs qu'il a menés, et en l'absence d'informations plus précises, l'IRSN a estimé que le travail était effectué à 100 % en intérieur.

A titre indicatif, l'IRSN rappelle dans le tableau 8-6 les budgets temps, issus de CIBLEX, qu'il avait proposé en 2003 pour les évaluations de doses autour du site de Jouac (Haute-Vienne également) [5].

Tableau 8-6 Budgets temps des différents scénarios proposés par l'IRSN en 2003 pour le site de Jouac (Haute-Vienne)

Numéro du scénario	Classe d'âge	Détail	Temps passé hors influence du site (h.an <sup>-1</sup> )	Temps passé hors du site mais sous son influence (h.an <sup>-1</sup> )			Temps passé sur le site (h.an <sup>-1</sup> )		
				promenade en bordure du site	intérieur (habitation ou bureau)	extérieur près de l'habitation	bureaux de la Zone d'Activité	extérieur sur le stockage	extérieur sur le site
1	Enfant (0-2 ans)	résidant sous influence du site	0	0	8 400	360	0	0	0
2	Enfant (2-7 ans)	résidant sous influence du site et scolarisé hors influence du site	1 000	100	6 800	860	0	0	0
3	Enfant (7-12 ans)	résidant sous influence du site et scolarisé hors influence du site	1 330	100	6 400	930	0	0	0
4	Enfant (12-17 ans)	résidant sous influence du site et scolarisé hors influence du site	2 200	100	5 700	760	0	0	0
5	Adulte (17-60 ans)	employé résidant sous influence du site et travaillant hors de l'influence du site	2 500	100	5 400	760	0	0	0
6	Adulte (17-60 ans)	employé entretenant le site de stockage et résidant sous l'influence du site	0	100	7 500	760	0	400	0
7	Adulte (17-60 ans)	employé travaillant dans la Zone d'Activités et résidant sous influence du site	0	100	5 400	760	2 500	0	0
8	Adulte (17-60 ans)	employé travaillant dans la Zone d'Activités et résidant hors influence du site	6 260	0	0	0	2 500	0	0
9	Adulte (17-60 ans)	agriculteur exploitant les parcelles du site et résidant sous influence du site	0	100	5 000	3 560	0	0	100
10	Adulte (17-60 ans)	agriculteur vivant et travaillant sous influence du site	0	100	5 000	3 660	0	0	0
11	Adulte (17-60 ans)	employé vivant et travaillant sous influence du site	0	100	7 900	760	0	0	0
12	Retraité (> 60 ans)	retraité vivant sous influence du site	0	100	7 300	1 360	0	0	0

L'IRSN en déduit les quatre scénarios présentés au tableau 8-7. Ils ont été utilisés, dans la suite de l'étude, pour effectuer des calculs d'impact parallèlement à ceux d'AREVA NC.

Tableau 8-7 Budgets temps retenus dans les scénarios proposés par l'IRSN

Scénario	Classe d'âge	Temps annuel passé hors du site mais sous son influence (en h.an <sup>-1</sup> )		Temps annuel passé sur le site (h.an <sup>-1</sup> )	
		à l'intérieur des habitations	dans le jardin des habitations	extérieur	intérieur
Scénario 1	2-7 ans	6 800	860	0	0
Scénario 2	> 60 ans	7 300	1 360	0	0
Scénario 3	17-60 ans	0	0	400	0
Scénario 4	17-60 ans	0*	0*	0	2 500

\* temps de présence non pris en compte pour une homogénéité avec les calculs AREVA NC

### Recommandations

D'une manière générale, l'IRSN rappelle qu'un document tel que le BDE doit être aussi autoportant que possible et recommande donc que les hypothèses retenues pour les calculs de dose soient un peu mieux détaillées qu'elle ne l'est dans le document existant.

L'IRSN recommande également que les emplois du temps définis pour les évaluations de doses dans le cadre du BDE, qui concerne uniquement la région Limousin, reflètent les modes de vie locaux et par conséquent soient, de préférence, dérivés des données « Limousin » de CIBLEX.

L'IRSN recommande enfin qu'AREVA NC prenne en compte un scénario qui considère des individus résidant dans une zone influencée par les sites miniers et travaillant sur un site.

## 8.2.7 GROUPES DE POPULATION ET CONSOMMATION

### Présentation de l'exploitant

L'exploitant explique que le but du calcul de la dose efficace ajoutée, tel qu'il est défini par le décret n°2002-460, est d'estimer la dose efficace reçue par les populations des groupes de référence, du fait de l'influence de la source de contamination potentielle (ici les sites miniers réaménagés). C'est la raison pour laquelle il ne retient pour ce calcul que les familles d'aliments produits et consommés localement et donc potentiellement contaminés du fait des sites. En revanche, pour ces familles d'aliments, il suppose que les groupes de référence vivent en autarcie totale, c'est-à-dire que la consommation provient à 100% de denrées alimentaires produites sur place.

A partir de la base de données CIBLEX et d'enquêtes réalisées dans les villages afin d'identifier les aliments produits et consommés localement, AREVA NC a ciblé 8 familles d'aliments et a établi les régimes alimentaires présentés dans le tableau 8-8.

Tableau 8-8 Quantités annuelles consommées par catégories d'aliments et par classe d'âge (en kg.an<sup>-1</sup> ou en L.an<sup>-1</sup>) - proposition AREVA d'après CIBLEX

	2-7 ans	7-12 ans	12-17 ans	17-60 ans	> 61 ans
Légumes feuilles	7	11	11	16	22
Légumes fruits	41	49	59	68	93
Légumes racines	6	8	10	11	13
Pommes de terre	16	22	26	24	23
Volaille	9	13	15	18	19
Lait	91	82	70	61	67
Poisson	9	10	12	15	18
Eau (L)	475	550	550	550	550

### Commentaires

L'IRSN n'a pas de commentaires sur le choix d'AREVA NC de ne retenir que les familles d'aliments produits et consommés localement et, pour ces familles d'aliments, de supposer que les groupes de référence vivent en autarcie totale.

Cependant il s'interroge sur une catégorie d'aliment (pommes de terre) pour laquelle les enquêtes réalisées dans les jardins potagers montrent l'existence de cultures mais pour laquelle il n'y a pas de résultats d'analyses dans les documents remis par AREVA NC. L'interrogation porte sur la prise en compte par AREVA NC de cette catégorie de produits dans les calculs de dose par la suite puisque la logique de sa démarche serait de considérer une autarcie de 100 % sur les pommes de terre.

Deux voies ont pu être envisagées :

- ne pas prendre en compte cette catégorie alimentaire dans le régime ;
- considérer les pommes de terre au même titre que les légumes racinaires et par conséquent additionner les quantités annuelles ingérées de pommes de terre et de légumes racinaires.

Il n'y a pas de réponse directe à cette interrogation dans les documents remis. Toutefois, un calcul rapide, à partir des concentrations ajoutées en thorium 230 dans les légumes racinaires du village de la Châtaignière prises en compte par AREVA NC (15,33 Bq.kg<sup>-1</sup> frais) et des deux régimes alimentaires qui pourraient avoir été considérés (13 ou 36 kg par an pour les plus de 60 ans) suggèrent que c'est la première voie qui a été retenue par AREVA NC. En effet, la seconde voie conduirait à une dose de l'ordre de 0,12 mSv.an<sup>-1</sup> qui est incompatible avec la dose ajoutée par ingestion de 0,06 mSv.an<sup>-1</sup> annoncée par AREVA NC pour l'ensemble de la voie d'exposition ingestion pour ce village.

L'IRSN considère qu'afin de respecter son hypothèse (considérer que les aliments produits localement conduisent à une autarcie de 100 %), AREVA NC aurait dû privilégier la seconde voie.

Par la suite, lorsque l'IRSN a été amené à réaliser des estimations de doses, il a retenu cette seconde voie.

Par ailleurs, d'une manière générale, l'IRSN rappelle qu'un document tel que le BDE doit être aussi autoportant que possible et recommande donc que soit détaillée la démarche d'élaboration des scénarios.

L'IRSN n'est en effet pas parvenu à reconstituer des régimes alimentaires identiques à ceux d'AREVA NC à partir des seules informations contenues dans le BDE et la base CIBLEX.

A titre indicatif, sur la base des enquêtes INSEE [2] et des données de la base CIBLEX [4], les régimes alimentaires présentés dans le tableau 8-9 et qui proviennent pour partie de ce que l'IRSN avait proposé en 2003 pour les évaluations de doses autour du site de Jouac (Haute-Vienne également) [5], pourraient être retenus.

*Tableau 8-9 Consommations proposées par l'IRSN en 2003 pour le site de Jouac (Haute-Vienne)*

kg.an <sup>-1</sup>	adulte			enfant			
	employé	agriculteur	retraité	0-2 ans	2-7 ans	7-12 ans	12-17 ans
Légumes feuilles	16	22	25	20	5	12	10
Légumes fruits	18	20	50	20	18	25	26
Légumes racinaires	10	11	12	10	6	7	10
Pommes de terre	30	44	20	20	18	25	24
Fruits	26	35	50	20	18	25	26
Volaille	13	18	17	4	9	15	16
Produits laitiers (éq lait)*	221	227	257	306	265	279	257
Poisson	6	5	22	6	7,3	12	11
Eau de distribution (L.an <sup>-1</sup> )	600	600	600	255	365	438	500

*\*La consommation de lait est donnée en litres. La consommation totale de produits laitiers est donnée dans la même unité. Pour ce faire, les quantités de produits laitiers consommées ont été exprimées en équivalent litre de lait à partir des données de fabrication précisées ci-dessous. Pour la transformation en kilogramme, on considère que 1 litre de lait pèse environ 1 kg.*

*Un kilogramme de fromage équivaut à 8 litres de lait (sur la base de fabrication du camembert).*

*Un yaourt équivaut à 0,125 litres de lait.*

*Un kilogramme de beurre équivaut à 20 litres de lait avec récupération de 19 litres de lait écrémé. Sachant qu'il y a 40 g de matières grasses par litre de lait, l'équivalence lait du beurre sera prise égale à 44/25.*

## **8.2.8 EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE PAR EXPOSITION EXTERNE AU RAYONNEMENT GAMMA**

### **8.2.9 MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT**

#### **Présentation de l'exploitant**

Le tableau 8-10 présente les valeurs de débit de dose gamma retenues par AREVA NC pour le calcul de l'exposition externe ajoutée.

Tableau 8-10 Surveillance radiologique sur et autour des sites en 2003- valeurs moyennes annuelles du débit de dose exposition externe

Stations de mesure autour des sites	Débit de dose exposition externe (nGy.h <sup>-1</sup> )	Stations de mesure sur les sites	Débit de dose exposition externe (nGy.h <sup>-1</sup> )
Milieu naturel			
Malabard	170	site de Pény (verses)	360
Jeanmeyrat	160	site de Vénachat	220
Népoulas	150	site de Montmassacrot	220
Villages		site du Fraisse	170
Bessines abattoir	160	site de Margnac (carreau)	320
Croix du Breuil	120	site de Bellezane (carreau MCO)	200
Hôtel du Pont	190	site de Bellezane (MCO 68)	220
La Châtaignière	150	site du Brugeaud (MCO 64)	770
Lavaugrasse	150	site de SIMO Est (n°17)	240
Le Fraisse (Bessines)	150	site de SIMO Ouest (n°19)	380
Bellezane	210	Bassin Lavaugrasse (n°68)	250
Les Petites Magnelles	210	Usine SIMO (n°69)	380
Vénachat	180	Digue Lavaugrasse (n°70)	180
La Roche	190	Digue Brugeaud (n°74)	230
Margnac	370	Point 117	460
Prassigout	150	route de Lavaugrasse W (n°71)	270
Fanay	180	route de Lavaugrasse E (n°72)	230
Augères	200	Vieux Moulin (n°73)	240
		site de Silord (bas)	470
		site de Bellezane (MCO105)	290

## 8.2.10 CALCUL DES DEBITS DE DOSE AJOUTES

### Présentation de l'exploitant

Le tableau 8-11 présente les valeurs de débit de dose ajouté retenues par AREVA NC pour le calcul de l'exposition externe ajoutée.

La méthodologie appliquée par AREVA NC pour calculer le débit de dose ajouté dans un village consiste à retrancher au débit de dose mesuré dans ce village le débit de dose du milieu naturel de référence de position topographique identique.

Tableau 8-11 Surveillance radiologique sur et autour des sites en 2003- débits de dose exposition externe ajoutée - calcul AREVA NC

Stations de mesure autour des sites	Position topographique	Débit de dose exposition externe ajoutée (nGy.h <sup>-1</sup> )	Stations de mesure sur les sites	Position topographique	Débit de dose exposition externe ajoutée (nGy.h <sup>-1</sup> )
Milieu naturel					
Malabard	S	0	site de Pény (verses)	S	190
Jeanmeyrat	FV	0	site de Vénachat	S	50
Népoulas	FC	0	site de Montmassacrot	S	50
Villages			site du Fraisse	S	0
Bessines abattoir	S	0	site de Margnac (carreau)	FC	170
Croix du Breuil	S	0	site de Bellezane (carreau MCO)	FC	50
Hôtel du Pont	S	20	site de Bellezane (MCO 68)	FC	70
La Chataignière	FC	0	site du Brugeaud (MCO 64)	FC	620
Lavaugrasse	FC	0	SIMO Est (n° 17)	FC	90
Le Fraisse (Bessines)	FC	0	SIMO Ouest (n° 19)	FC	230
Bellezane	FC	60	Bassin Lavaugrasse (n° 68)	FC	100
Les Petites Magnelles	FC	60	Usine SIMO (n° 69)	FC	230
Vénachat	FC	30	digue Lavaugrasse (n° 70)	FC	30
La Roche	FV	30	digue Brugeaud (n° 74)	FC	80
Margnac	FV	210	Point 117	FC	310
Prassigout	FC	0	route de Lavaugrasse W (n° 71)	FC	120
Fanay	FC	30	route de Lavaugrasse E (n° 72)	FC	80
Augères	FV	40	Vieux Moulin (n° 73)	FV	90
			site de Silord (bas)	FV	320
			site de Bellezane (MCO105)	FV	140

S = sommitale ; FC = flanc de coteau ; FV = fond de vallée

### Commentaires

L'IRSN considère que la position topographique des villages ne doit pas intervenir dans le calcul du débit de dose ajouté.

L'IRSN suggère deux possibilités de prise en compte des campagnes de mesure des débits de dose « milieu naturel » pour le calcul des débits de dose ajouté pour une année donnée :

- soit en retranchant la moyenne des débits de dose mesurés cette année là dans l'ensemble des villages « milieu naturel » ;
- soit en travaillant à partir de l'ensemble des campagnes de mesures « milieu naturel » réalisées durant les années antérieures afin de déterminer une fourchette de variation du milieu naturel. L'IRSN a ainsi (cf. Chapitre 5) proposé une gamme de 100-210 nGy.h<sup>-1</sup>.

Compte tenu du fait que très probablement, des écarts radiométriques entre le secteur nord et le secteur sud de la Division Minière de la Crozille existent, l'IRSN est favorable à ce qu'AREVA NC tiennent compte de ces différences dans la détermination des valeurs de débit de dose de référence du milieu naturel.

A titre indicatif, l'IRSN présente dans le tableau 8-12 les débits de dose ajoutés obtenus à partir de la première voie proposée.

L'application de cette voie, par rapport à la méthode choisie par AREVA NC, influe peu sur les résultats de calcul car les valeurs mesurées aux trois villages référence milieu naturel sont très proches.

*Tableau 8-12 Surveillance radiologique sur et autour des sites en 2003- débit de dose exposition externe ajoutée - calcul IRSN*

Stations de mesure autour des sites	Débit de dose exposition externe ajoutée	Stations de mesure sur les sites	Débit de dose exposition externe ajoutée
	nGy.h <sup>-1</sup>		nGy.h <sup>-1</sup>
Milieu naturel			
Malabard	0	site de Pény (verses)	200
Jeanmeyrat	0	site de Vénachat	60
Népoulas	0	site de Montmassacrot	60
Villages		site du Fraisse	10
Bessines abattoir	0	site de Margnac (carreau)	160
Croix du Breuil	0	site de Bellezane (carreau MCO)	40
Hôtel du Pont	30	site de Bellezane (MCO 68)	60
La Chataignière	0	site de le Brugeaud (MCO 64)	610
Lavaugrasse	0	SIMO Est (n° 17)	80
Le Fraisse (Bessines)	0	SIMO Ouest (n° 19)	220
Bellezane	50	Bassin Lavaugrasse (n° 68)	90
Les Petites Magnelles	50	Usine SIMO (n° 69)	220
Vénachat	30	digue Lavaugrasse (n° 70)	20
La Roche	30	digue Brugeaud (n° 74)	70
Magnac	210	Point 117	300
Prassigout	0	route de Lavaugrasse W (n° 71)	110
Fanay	20	route de Lavaugrasse E (n° 72)	70
Augères	40	Vieux Moulin (n° 73)	80
		site de Silord (bas)	310
		site de Bellezane (MCO105)	130

La prise en compte de débits de dose de référence plus élevés dans les villages localisés dans le secteur sud, avec une valeur caractéristique de 320 nGy.h<sup>-1</sup> en première approche (cf. chapitre 5)

contribuerait à réduire de manière significative l'exposition gamma ajoutée en particulier au village de Margnac (50 nGy.h<sup>-1</sup>) ainsi que sur les sites des environnements Margnac-Pény et Fanay-Fraisse.

## **8.2.11 CALCUL DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE PAR EXPOSITION EXTERNE**

### **Présentation de l'exploitant**

Le tableau 8-13 présente les résultats des calculs de dose efficace ajoutée due à l'exposition externe pour les scénarios développés par AREVA NC.

Ces calculs ont été réalisés à partir des débits de dose ajoutés présentés au tableau 8-11, des temps de présence à l'extérieur présentés au tableau 8-5 et du coefficient de dose de 1 mSv.h<sup>-1</sup> par mGy.h<sup>-1</sup>.

AREVA NC applique l'hypothèse que le rayonnement gamma issu du site ne pénètre pas à l'intérieur des habitations et ne provoque donc pas d'augmentation de l'exposition externe des individus des groupes de référence pendant leur temps de présence à l'intérieur.

### **En ce qui concerne les scénarios 1 et 2 (enfant 2-7 ans et adulte > 60 ans résidant dans une zone influencée par les sites miniers))**

Les enfants présentent systématiquement des doses efficaces ajoutées nulles car le scénario AREVA NC pour cette classe d'âge (cf. tableau 8-5) ne prend pas en compte de temps de présence à l'extérieur des habitations. AREVA NC a précisé en cours d'instruction que ce temps de présence avait été rectifié en 2005.

La dose efficace ajoutée par exposition externe la plus élevée (0,17 mSv par an) est obtenue pour les retraités résidant au village de Margnac. Compte tenu du fond radiométrique naturel élevé dans ce village, cette dose est considérée comme une valeur surestimée de la dose ajoutée.

### **En ce qui concerne le scénario 3 (promenade sur site)**

La valeur la plus élevée (MCO 64 du Brugeaud : 0,25 mSv.an<sup>-1</sup>) représente un cas particulier car à la date des mesures, le réaménagement n'était pas encore achevé (la boutonnière notamment n'était pas fermée).

### **En ce qui concerne le scénario 4 (travail sur ancien site)**

Les doses sont directement proportionnelles aux doses calculées pour les sites de Bellezane et du Fraisse dans le cadre du scénario 3, la seule différence étant le temps de présence qui est 4 fois supérieur.

Tableau 8-13 Dose efficace ajoutée due à l'exposition externe en 2003 (mSv.an<sup>-1</sup>) - calcul AREVA NC

Lieu de résidence	Scénario 1 Enfant 2-7 ans	Scénario 2 Adulte > 60 ans	Lieu de promenade	Scénario 3 Adulte 12-17 ans	Lieu de travail	Scénario 4 Adulte 12-17 ans
Bessines abattoir	0,00	0,00	site de Pény (verses)	0,08	site du Fraisse	0,01
Croix du Breuil	0,00	0,00	site de Vénachat	0,02	site de Bellezane (carreau MCO)	0,08
Hôtel du Pont	0,00	0,02	site de Montmassacrot	0,02		
La Châtaignière	0,00	0,00	site du Fraisse	0,00		
Lavaugrasse	0,00	0,00	site de Margnac (carreau)	0,07		
Le Fraisse (Bessines)	0,00	0,00	site de Bellezane (carreau MCO)	0,02		
Bellezane	0,00	0,05	site de Bellezane (MCO 68)	0,03		
Les Petites Magnelles	0,00	0,05	site du Brugeaud (MCO 64)	0,25		
Vénachat	0,00	0,02	site de SIMO Est (n°17)	0,04		
La Roche	0,00	0,02	SIMO Ouest (n°19)	0,09		
Margnac	0,00	0,17	Bassin Lavaugrasse (n°68)	0,04		
Prassigout	0,00	0,00	Usine SIMO (n°69)	0,09		
Fanay	0,00	0,02	digue Lavaugrasse (n°70)	0,01		
Augères	0,00	0,03	digue Brugeaud (n°74)	0,03		
			Point 117	0,12		
			route de Lavaugrasse W (n°71)	0,05		
			route de Lavaugrasse E (n°72)	0,03		
			Vieux Moulin (n°73)	0,03		
			site de Silord (bas)	0,12		
			site de Bellezane (MCO105)	0,05		

### Commentaires

L'IRSN n'a pas de commentaire sur les résultats des calculs de dose effectués par AREVA NC pour les différents scénarios, lesquelles correspondent bien aux hypothèses et aux mesures considérées.

Le tableau 8-14 présente les résultats des calculs de dose efficace ajoutée due à l'exposition externe réalisés par l'IRSN. Ces calculs ont été effectués à partir des débits de dose ajoutés présentés au tableau 8-12, des temps de présence à l'extérieur proposés au tableau 8-7 et du coefficient de dose de 1 mSv.h<sup>-1</sup> par mGy.h<sup>-1</sup>.

Tableau 8-14 Dose efficace ajoutée due à l'exposition externe en 2003 (mSv.an<sup>-1</sup>) - calcul IRSN

Lieu de résidence	Scénario 1 Enfant 2-7 ans	Scénario 2 Adulte > 60 ans	Lieu de promenade	Scénario 3 Adulte 12-17 ans	Lieu de travail	Scénario 4 Adulte 12-17 ans
Bessines abattoir	0,00	0,00	site de Pény (verses)	0,08	site du Fraisse	0,00
Croix du Breuil	0,00	0,00	site de Vénachat	0,02	site de Bellezane (carreau MCO)	0,00
Hôtel du Pont	0,03	0,04	site de Montmassacrot	0,02		
La Chataignère	0,00	0,00	site du Fraisse	0,00		
Lavaugrasse	0,00	0,00	site de Margnac (carreau)	0,06		
Le Fraisse (Bessines)	0,00	0,00	site de Bellezane (carreau MCO)	0,02		
Bellezane	0,04	0,07	site de Bellezane (MCO 68)	0,02		
Les Petites Magnelles	0,04	0,07	site du Brugeaud (MCO 64)	0,24		
Vénachat	0,02	0,03	SIMO Est (n° 17)	0,03		
La Roche	0,03	0,04	SIMO Ouest (n° 19)	0,09		
Margnac	0,18	0,29	Bassin Lavaugrasse (n° 68)	0,04		
Prassigout	0,00	0,00	Usine SIMO (n° 69)	0,09		
Fanay	0,02	0,03	digue Lavaugrasse (n° 70)	0,01		
Augères	0,03	0,05	digue Brugeaud (n° 74)	0,03		
			Point 117	0,12		
			route de Lavaugrasse W (n° 71)	0,04		
			route de Lavaugrasse E (n° 72)	0,03		
			Vieux Moulin (n° 73)	0,03		
			site de Silord (bas)	0,12		
			site de Bellezane (MCO105)	0,05		

En ce qui concerne les scénarios 1 et 2 (enfant 2-7 ans et adulte > 60 ans résidant dans une zone influencée par les sites miniers))

Les enfants présentent des doses efficaces ajoutées non nulles car le scénario proposé par l'IRSN pour cette classe d'âge (cf. tableau 8-7) prend en compte un temps de présence de 860 heures par an à l'extérieur des habitations. Les doses efficaces sont au maximum de 0,18 mSv.an<sup>-1</sup>, pour les enfants résidant à Margnac.

Les doses efficaces calculées pour les adultes sont plus élevées que celles calculées par AREVA NC, essentiellement en raison des différences en termes de temps de présence hors des habitations pris en compte. AREVA NC considère en effet un temps de présence de 800 heures par an (temps passé dans le

jardin des habitations) alors que l'IRSN prend en compte un temps de présence de 1 360 heures par an (temps passé dans le jardin auquel est ajouté le temps passé à l'extérieur, en dehors des jardins). La différence n'est réellement significative que pour le village de Margnac.

#### En ce qui concerne le scénario 3 (promenade sur site)

Les seules différences, relativement minimales, entre les doses ajoutées calculées par l'IRSN et celles calculées par AREVA NC, sont liées aux différences de débits de doses ajoutés pris en compte pour les calculs.

#### En ce qui concerne le scénario 4 (travail sur ancien site)

L'IRSN considère uniquement un temps de présence à l'intérieur des bâtiments, d'où des doses efficaces par exposition externes nulles.

#### **Recommandation**

De manière générale, l'IRSN suggère de faire porter un effort de démonstration sur l'impact vraisemblablement nul des sites miniers sur l'exposition externe dans les villages du fait des distances à la source d'exposition et, si les arguments sont suffisants, de supprimer éventuellement cette voie d'exposition dans le calcul de l'impact ajouté. L'IRSN suggère de considérer éventuellement cette voie dans le cadre d'études de sensibilité.

L'influence des stériles potentiellement disséminés dans l'environnement des sites à des fins spécifiques (cession à des particuliers, utilisation pour des infrastructures locales, ...) n'est pas à prendre en compte dans l'évaluation de l'impact des sites. Une évaluation spécifique doit être conduite.

## **8.3 EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE PAR INHALATION DE RADON 220 ET DE RADON 222**

### *8.3.1 MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT*

#### Présentation de l'exploitant

Le tableau 8-15 présente les valeurs d'Energie Alpha Potentielle due au radon 220 et au radon 222 retenues par AREVA NC pour le calcul de l'exposition ajoutée par inhalation de radon.

Tableau 8-15 Surveillance radiologique sur et autour des sites en 2003- Energie Alpha Potentielle (EAP) due au radon 220 et au radon 222

Stations de mesure autour des sites	EAP (nJ.m <sup>-3</sup> )		Stations de mesure sur les sites	EAP (nJ.m <sup>-3</sup> )	
	due au radon 220	due au radon 222		due au radon 220	due au radon 222
Milieu naturel					
Malabard	10	40	site de Pény (verses)	12	136
Jeanmeyrat	13	147	site de Vénachat	13	95
Népoulas	15	154	site de Montmassacrot	10	40
Villages			site du Fraisse	0	45
Bessines abattoir	12	65	site de Margnac (carreau)	18	242
Croix du Breuil	0	61	site de Bellezane (carreau MCO)	13	95
Hôtel du Pont	14	96	site de Bellezane (MCO 68)	18	150
La Chataignière	15	181	site du Brugeaud (MCO 64)	18	253
Lavaugrasse	14	133	SIMO Est (n°17)	30	439
Le Fraisse (Bessines)	14	167	SIMO Ouest (n°19)	18	275
Bellezane	16	59	Bassin Lavaugrasse (n°68)	14	105
Les Petites Magnelles	13	146	Usine SIMO (n°69)	15	115
Vénachat	13	97	digue Lavaugrasse (n°70)	14	123
La Roche	14	229	digue Brugeaud (n°74)	18	249
Margnac	17	199	Point 117	14	95
Prassigout	14	148	route de Lavaugrasse W (n°71)	18	228
Fanay	12	74	route de Lavaugrasse E (n°72)	15	172
Augères	15	145	Vieux Moulin (n°73)	35	482
			site de Silord (bas)	22	291
			site de Bellezane (MCO105)	34	522

### 8.3.2 CALCUL DES EAP AJOUTEES

#### Présentation de l'exploitant

Le tableau 8-16 présente les valeurs d'EAP ajoutées retenues par AREVA NC pour le calcul de l'exposition ajoutée par inhalation de radon.

La méthodologie appliquée par AREVA NC pour calculer l'EAP ajoutée dans un village consiste à retrancher à l'EAP mesurée dans ce village l'EAP du milieu naturel de référence de position topographique identique.

Tableau 8-16 Surveillance radiologique autour des sites en 2003- Energie Alpha Potentielle (EAP) ajoutée due au radon 220 et au radon 222- calcul AREVA NC

Stations de mesure autour des sites	Position topographique	EAP (nJ.m <sup>-3</sup> )		Stations de mesure sur les sites	Position topographique	EAP (nJ.m <sup>-3</sup> )	
		radon 220	radon 222			radon 220	radon 222
Milieu naturel							
Malabard	S	0	0	site de Pény (verses)	S	2	96
Jeanmeyrat	FV	0	0	site de Vénachat	S	3	55
Népoulas	FC	0	0	site de Montmassacrot	S	0	0
Villages				site du Fraisse	S	0	5
Bessines abattoir	S	2	25	site de Margnac (carreau)	FC	3	88
Croix du Breuil	S	0	21	site de Bellezane (carreau MCO)	FC	0	0
Hôtel du Pont	S	4	56	site de Bellezane (MCO 68)	FC	3	0
La Chataignière	FC	0	27	site du Brugeaud (MCO 64)	FC	3	99
Lavaugrasse	FC	0	0	SIMO Est (n°17)	FC	15	285
Le Fraisse (Bessines)	FC	0	13	SIMO Ouest (n°19)	FC	5	128
Bellezane	FC	1	0	Bassin Lavaugrasse (n°68)	FC	1	0
Les Petites Magnelles	FC	0	0	Usine SIMO (n°69)	FC	0	0
Vénachat	FC	0	0	digue Lavaugrasse (n°70)	FC	0	0
La Roche	FV	1	82	digue Brugeaud (n°74)	FC	3	95
Margnac	FV	4	52	Point 117	FC	0	0
Prassigout	FC	0	0	route de Lavaugrasse W (n°71)	FC	3	74
Fanay	FC	0	0	route de Lavaugrasse E (n°72)	FC	0	18
Augères	FV	2	0	Vieux Moulin (n°73)	FV	22	328
				site de Silord (bas)	FV	9	137
				site de Bellezane (MCO105)	FV	21	368

S = sommitale ; FC = flanc de coteau ; FV = fond de vallée

### Commentaires

L'IRSN approuve le fait de faire intervenir la position topographique des villages dans le calcul des EAP ajoutées et n'a pas de commentaire particulier sur les calculs qui ont été effectués.

A titre indicatif, le tableau 8-17 permet de situer les valeurs mesurées dans le milieu naturel en 2003 par rapport à la moyenne annuelle retenue comme référence représentative du milieu naturel non impacté.

Tableau 8-17 Comparaison des EAP mesurées dans le milieu naturel en 2003 avec les valeurs moyennes annuelles représentatives du milieu naturel

Station de mesure	Position topographique	EAP mesurée en 2003	EAP référence milieu naturel (moy. ann.)	EAP mesurée en 2003	EAP référence milieu naturel (moy. ann.)
		radon 220 (nJ.m <sup>-3</sup> )		radon 222 (nJ.m <sup>-3</sup> )	
Malabard	S	10	11	40	43
Jeanmeyrat	FV	13	15	147	154
Népoulas	FC	15	17	154	178

S = sommitale ; FC = flanc de coteau ; FV = fond de vallée

La comparaison des valeurs d'EAP mesurées en 2003 avec les valeurs retenues pour le milieu de référence souligne une bonne cohérence de l'ensemble des données.

### 8.3.3 CALCUL DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE PAR INHALATION DE RADON

#### Présentation de l'exploitant

Le tableau 8-18 présente les résultats des calculs de dose efficace ajoutée due à l'inhalation de radon pour les scénarios développés par AREVA NC.

Ces calculs ont été réalisés à partir des EAP ajoutées présentés au tableau 8-16, des temps de présence présentés au tableau 8-5 et des coefficients de dose de 1,1 mSv par mJ.m<sup>-3</sup>.h pour l'EAP du radon 222 et 0,39 mSv par mJ.m<sup>-3</sup>.h pour l'EAP du radon 220.

AREVA NC applique en outre l'hypothèse que l'Energie Alpha-Potentielle due aux descendants à vie courte du radon apporté par le site est identique que l'on soit à l'intérieur ou à l'extérieur des habitations (hypothèse simplificatrice qui s'affranchit des différences de facteur d'équilibre entre, notamment, l'intérieur et l'extérieur.

En ce qui concerne les scénarios 1 et 2 (enfant 2-7 ans et adulte > 60 ans résidant dans une zone influencée par les sites miniers))

Les doses ajoutées maximales dues à l'inhalation de radon (0,61 et 0,73 mSv.an<sup>-1</sup>) sont obtenues respectivement pour les enfants et les retraités résidant à la Roche.

En ce qui concerne le scénario 3 (promenade sur site)

La valeur la plus élevée représente le cas particulier de la MCO 105 de Bellezane (0,17 mSv.an<sup>-1</sup>), où les valeurs sont liées à la situation topographique particulière des lieux (fond de fosse avec parements résiduels de grande hauteur).

En ce qui concerne le scénario 4 (travail sur ancien site)

Les doses efficaces ajoutées sont nulles car les EAP ajoutées calculées sur les zones concernées sont quasiment nulles.

Tableau 8-18 Dose efficace ajoutée due à l'inhalation de radon 220 et de radon 222 en 2003 (mSv.an<sup>-1</sup>) - calcul AREVA NC

Lieu de résidence	Scénario 1 Enfant 2-7 ans	Scénario 2 Adulte > 60 ans	Lieu de promenade	Scénario 3 Adulte 12-17 ans	Lieu de travail	Scénario 4 Adulte 12-17 ans
Bessines abattoir	0,19	0,23	site de Pény (verses)	0,04	site du Fraisse	0,00
Croix du Breuil	0,16	0,19	site de Vénachat	0,02	site de Bellezane (carreau MCO)	0,00
Hôtel du Pont	0,42	0,51	site de Montmassacrot	0,00		
La Chataignère	0,20	0,24	site du Fraisse	0,00		
Lavaugrasse	0,00	0,00	site de Margnac (carreau)	0,04		
Le Fraisse (Bessines)	0,10	0,12	site de Bellezane (carreau MCO)	0,00		
Bellezane	0,01	0,05	site de Bellezane (MCO 68)	0,00		
Les Petites Magnelles	0,00	0,00	site du Brugeaud (MCO 64)	0,04		
Vénachat	0,00	0,00	SIMO Est (n° 17)	0,13		
La Roche	0,61	0,73	SIMO Ouest (n° 19)	0,06		
Margnac	0,40	0,47	Bassin Lavaugrasse (n° 68)	0,00		
Prassigout	0,00	0,00	Usine SIMO (n° 69)	0,00		
Fanay	0,00	0,00	digue Lavaugrasse (n° 70)	0,00		
Augères	0,01	0,01	digue Brugeaud (n° 74)	0,04		
			Point 117	0,00		
			route de Lavaugrasse W (n° 71)	0,03		
			route de Lavaugrasse E (n° 72)	0,01		
			Vieux Moulin (n° 73)	0,15		
			site de Silord (bas)	0,06		
			site de Bellezane (MCO105)	0,17		

## Commentaires

L'IRSN n'a pas de commentaire particulier à formuler sur les calculs effectués par AREVA NC qui correspondent bien aux scénarios, aux résultats de mesures, et aux hypothèses exposés dans les documents fournis.

Les commentaires portent sur les coefficients de dose utilisés ainsi que sur l'hypothèse que l'Energie Alpha-Potentielle due aux descendants à vie courte du radon apporté par le site est identique que l'on soit à l'intérieur ou à l'extérieur des habitations.

En ce qui concerne les coefficients de dose, l'IRSN note qu'AREVA NC a utilisé les coefficients mentionnés dans l'arrêté ministériel du 1er septembre 2003, définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants [7]. Ils sont de 1,1 mSv par  $\text{mJ}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$  pour l'EAP du radon 222 et 0,39 mSv par  $\text{mJ}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$  pour l'EAP du radon 220, dans les habitations.

Les hypothèses sous-tendant ces coefficients de conversion correspondent à une exposition domestique à l'intérieur des habitations (facteur d'équilibre entre l'EAP mesurée et l'EAP qui résulterait de radon en équilibre avec ses descendants de 0,4, et durée de résidence de 7 000 heures par an).

Ils ne sont donc pas a priori exactement adaptés aux calculs réalisés dans le cadre de cette étude puisque ces derniers prennent en compte des expositions à l'extérieur comme à l'intérieur des habitations (avec des facteurs d'équilibre inconnus) et que les durées d'exposition sont variables.

En ce qui concerne l'hypothèse que l'Energie Alpha-Potentielle due aux descendants à vie courte du radon apporté par le site est identique que l'on soit à l'intérieur ou à l'extérieur des habitations, l'IRSN rappelle que la validité de cette hypothèse peut être largement discutée. Si l'on prend le cas d'une maison dont la source principale de radon est l'air extérieur, la concentration de radon peut être considérée identique à l'intérieur et à l'extérieur, le renouvellement de l'air pendant une période du radon 222 étant en effet important. En revanche, à l'échelle de temps des descendants, il n'est pas possible de négliger la stagnation de l'air dans la maison, ce qui augmente la concentration des descendants, surtout si l'on part d'un air extérieur influencé par des sources proches et pour lesquelles le facteur d'équilibre est faible.

L'IRSN considère donc qu'il est délicat d'appliquer l'hypothèse d'égalité des EAP entre l'intérieur et l'extérieur des bâtiments. Si l'on veut estimer l'EAP à l'intérieur d'un bâtiment à partir de celle mesurée à l'extérieur et si l'on ne dispose pas d'autres informations, il serait préférable de travailler à partir des facteurs d'équilibre.

Par ailleurs, des mesures effectuées à l'intérieur des bâtiments situés sous l'influence des sites afin de juger de leur niveau de ventilation, ainsi qu'une modélisation du flux de radon émis par les sites et susceptible de s'accumuler dans les habitations pourraient permettre d'apporter une meilleure appréciation des concentrations en radon « ajouté » à l'intérieur de ces bâtiments.

Enfin, le tableau 8-19 détaille les résultats des calculs effectués par l'IRSN à partir des budgets temps proposés au tableau 8-7, et des mesures réalisées par AREVA NC, en conservant par défaut l'hypothèse

que « l'Energie Alpha-Potentielle due aux descendants à vie courte du radon apporté par le site est identique que l'on soit à l'intérieur ou à l'extérieur des habitations».

*Tableau 8-19 Dose efficace ajoutée due à l'inhalation de radon 220 et de radon 222 en 2003 (mSv.an<sup>-1</sup>) - calcul IRSN*

Lieu de résidence	Scénario 1 Enfant 2-7 ans	Scénario 2 Adulte > 60 ans	Lieu de promenade	Scénario 3 Adulte 12-17 ans	Lieu de travail	Scénario 4 Adulte 12-17 ans
Bessines abattoir	0,22	0,24	site de Pény (verses)	0,04	site du Fraisse	0,01
Croix du Breuil	0,18	0,20	site de Vénachat	0,02	site de Bellezane (carreau MCO)	0,00
Hôtel du Pont	0,48	0,55	site de Montmassacrot	0,00		
La Chataignère	0,23	0,26	site du Fraisse	0,00		
Lavaugrasse	0,00	0,00	site de Margnac (carreau)	0,04		
Le Fraisse (Bessines)	0,11	0,12	site de Bellezane (carreau MCO)	0,00		
Bellezane	0,00	0,00	site de Bellezane (MCO 68)	0,00		
Les Petites Magnelles	0,00	0,00	site du Brugeaud (MCO 64)	0,04		
Vénachat	0,00	0,00	SIMO Est (n° 17)	0,13		
La Roche	0,69	0,78	SIMO Ouest (n° 19)	0,06		
Margnac	0,45	0,51	Bassin Lavaugrasse (n° 68)	0,00		
Prassigout	0,00	0,00	Usine SIMO (n° 69)	0,00		
Fanay	0,00	0,00	digue Lavaugrasse (n° 70)	0,00		
Augères	0,01	0,01	digue Brugeaud (n° 74)	0,04		
			Point 117	0,00		
			route de Lavaugrasse W (n° 71)	0,03		
			route de Lavaugrasse E (n° 72)	0,01		
			Vieux Moulin (n° 73)	0,15		
			site de Silord (bas)	0,06		
			site de Bellezane (MCO105)	0,17		

En ce qui concerne les scénarios 1 et 2 (enfant 2-7 ans et adulte > 60 ans résidant dans une zone influencée par les sites miniers))

Les doses calculées sont proches de celles calculées par AREVA NC puisque seules les légères variations d'emploi du temps et donc de temps passés dans les divers lieux entrent en jeu.

Les doses ajoutées maximales dues à l'inhalation de radon (0,69 et 0,78 mSv.an<sup>-1</sup>) sont obtenues également pour les habitants de la Roche.

En ce qui concerne le scénario 3 (promenade sur site)

Les doses calculées sont identiques à celles calculées par AREVA NC.

En ce qui concerne le scénario 4 (travail sur ancien site)

La dose efficace ajoutée pour le site du Fraisse est très légèrement différente de la dose calculée par AREVA NC en raison de la différence de temps de présence pris en compte (2 500 h au lieu de 1 600 h).

### ***8.3.4 EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE PAR INHALATION DE POUSSIÈRES***

#### **Présentation de l'exploitant**

Dans le BDE [1] AREVA NC affirme que, sur toute la Division Minière de la Crouzille, après réaménagement des sites, les activités volumiques des émetteurs alpha à vie longue contenus dans les poussières (EAVL) n'ont jamais dépassé la limite de détection qui est de 1 mBq.m<sup>-3</sup> d'air, que ce soit sur les sites même ou dans leur environnement. Il en déduit donc que la contamination de l'air par des poussières radioactives issues des anciens sites miniers est aujourd'hui nulle et que par conséquent les doses efficaces ajoutées par inhalation de poussières sont nulles.

#### **Commentaires**

L'IRSN considère que l'absence de poussières de minerai ou de résidus en situation post-réaménagement, est effectivement attendue et probable.

L'IRSN précise à titre indicatif, qu'un calcul rapide pour une exposition de 1 360 heures à 1 mBq.m<sup>-3</sup> d'air (valeur de la limite de détection), avec un débit d'inhalation de 0,8 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> et un coefficient de dose de 1,4.10<sup>-2</sup> mSv.Bq<sup>-1</sup> (coefficient de dose pour la poussière de minerai qui serait à adapter pour la poussière de stériles) conduit à une dose totale inférieure) 20 µSv.

### ***8.3.5 EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE PAR INGESTION***

### ***8.3.6 MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT***

#### **Présentation de l'exploitant**

Le tableau 8-20 présente les valeurs mesurées par AREVA NC dans les aliments prélevés dans les jardins ou dans les eaux de consommation des populations résidant dans les villages de référence identifiés au § 8.2.2.1.4.

Les valeurs sont issues des mesures effectuées par AREVA NC en 2001 (pour les aliments) et 2003 (pour les eaux) contenues dans le document [6] remis à l'IRSN.

Lorsque la mesure d'un échantillon a conduit à un résultat inférieur à la limite de détection, la valeur retenue par AREVA NC est égale à la moitié de la limite annoncée. Les cas où cette situation s'est produite sont grisés dans le tableau 8-20.

Lorsque, dans un village de référence donné, AREVA NC n'a pas réalisé de mesure pour une catégorie d'aliment, les cases apparaissent vides. Cependant, afin de prendre en compte l'intégralité du régime alimentaire considéré, AREVA NC a considéré ces catégories dans le calcul de dose (cf paragraphe suivant).

#### Commentaires IRSN sur les radioéléments analysés

Les techniques de mesure employées par l'exploitant permettent d'obtenir les teneurs en uranium 238, radium 226, plomb 210 et thorium 230. Afin de tenir compte par la suite, dans le calcul de dose, du polonium 210 dont le coefficient de dose est majorant (du moins pour les adultes), AREVA NC a pris pour hypothèse que dans les eaux de consommation comme dans les produits animaux ou végétaux le polonium 210 est en équilibre avec le plomb 210.

L'IRSN considère qu'il ne dispose actuellement pas de suffisamment d'éléments pour s'assurer que cette hypothèse est conservative.

Tableau 8-20 Surveillance autour des sites - aliments produits localement - concentrations mesurées par AREVA NC dans les villages de référence

Station de mesure	Eau					Légumes feuilles					Légumes racinaires					Fruits					
	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	
	mg.l <sup>-1</sup>	Bq.l <sup>-1</sup>				Bq.kg <sup>-1</sup>					Bq.kg <sup>-1</sup>					Bq.kg <sup>-1</sup>					
Bessines abattoir																					
Croix du Breuil																					
Hôtel du Pont																					
La Chataignière	0,00	0,04	1,50	1,50	7,00	0,40	0,15	0,65	0,65	4,20	0,65	0,25	1,05	1,05	21,60	0,15	0,05	0,25	0,25	4,45	
Lavaugrasse	0,00	0,04	1,50	1,50	7,00	0,40	0,15	0,65	0,65	7,20	0,60	0,25	0,95	0,95	9,45	0,15	0,20	0,30	0,30	2,05	
Le Fraisier (Bessines)	0,00	0,04	1,50	1,50	7,00	0,45	0,15	0,70	0,70	4,85	0,55	1,40	0,90	0,90	8,00	0,15	0,30	0,25	0,25	6,50	
Bellezane	0,00	0,10	1,50	1,50	7,00	0,30	0,30	0,45	0,45	5,15	0,50	1,60	0,80	0,80	6,95	0,20	0,10	0,35	0,35	6,50	
Les Petites Magnelles																					
Vénachat	0,00	0,13	1,50	1,50	7,00	0,45	0,20	0,75	0,75	6,75	0,45	0,30	0,70	0,70	5,55	0,20	0,05	0,30	0,30	5,95	
La Roche	0,00	0,02	1,50	1,50	7,00	0,45	0,15	0,70	0,70	5,60	0,50	0,20	0,85	0,85	5,85	0,25	0,10	0,45	0,45	6,40	
Margnac	0,00	0,13	1,50	1,50	7,00	0,45	0,40	0,70	0,70	6,60	0,50	0,90	0,80	0,80	5,95	0,30	0,15	0,50	0,50	7,40	
Prassigout	0,00	0,13	1,50	1,50	7,00	0,45	0,20	0,70	0,70	6,65	0,50	1,30	0,75	0,75	7,75	0,20	0,10	0,30	0,30	5,15	
Fanay	0,00	0,13	1,50	1,50	7,00	0,45	0,40	0,70	0,70	5,95	0,50	0,20	0,80	0,80	8,35	0,15	0,05	0,03	0,03	4,60	
Augères	0,00	0,03	1,50	1,50	7,00	0,30	0,10	0,50	0,50	8,50	0,50	0,60	0,85	0,85	6,75	0,20	0,10	0,35	0,35	5,45	

Polonium 210 non mesuré

Station de mesure	Volaille, lapin, gibier					Poisson					Produits laitiers				
	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>
	Bq.kg <sup>-1</sup>					Bq.kg <sup>-1</sup>					μg.l <sup>-1</sup>	Bq.l <sup>-1</sup>			
Bessines abattoir															
Croix du Breuil															
Hôtel du Pont															
La Chataignière						0,80	0,30	1,25	1,25	12,55					
Lavaugrasse						0,80	0,30	1,25	1,25	12,55	34,10	0,15	0,70	0,70	3,05
Le Fraisse (Bessines)						0,80	0,30	1,25	1,25	12,55	33,70	0,15	0,65	0,65	4,70
Bellezane						0,80	0,30	1,25	1,25	12,55					
Les Petites Magnelles															
Vénachat															
La Roche	0,65	0,25	1,05	1,05	9,25										
Margnac	0,60	0,25	0,95	0,95	6,20										
Prassigout															
Fanay															
Augères	0,65	0,25	1,05	1,05	6,75										

*Polonium 210 non mesuré*

### Commentaires IRSN sur les résultats de mesures

L'IRSN note qu'autour des anciens sites miniers réaménagés, les concentrations mesurées dans les eaux de consommation, dans les aliments issus des jardins potagers et des élevages locaux, dans les poissons et dans les produits laitiers, sont très souvent inférieures à la limite de détection des appareils de mesure utilisés.

Ceci peut s'expliquer de trois manières :

- les techniques de mesures utilisées présentent des seuils de détection intrinsèques eux-mêmes élevés ;
- les masses d'échantillons analysables sont souvent faibles, indépendamment de la volonté d'AREVA NC ;
- les concentrations effectivement présentes dans les échantillons à analyser sont *a priori* très faibles.

En ce qui concerne le troisième point, l'IRSN dispose de données complémentaires fournies par AREVA NC sur l'origine des eaux utilisées pour l'arrosage des jardins potagers [8] ainsi que sur l'origine des eaux des réseaux de distribution [9]. Ces dernières sont résumées dans le tableau 8-21.

Tableau 8-21 Origine des eaux de consommation et d'arrosage dans les villages de référence

Village	Origine de l'eau de consommation		Origine de l'eau d'arrosage des jardins potagers
	Origine directe	Sources alimentant	
La Chataignière	Château d'eau de la croix du Breuil (qui peut être alimenté par le château d'eau du Mazateau)	Sources de Morterolles Sources de la Vedrenne Sources de Châtenet Colon	Récupération eau de pluie + puits
Lavaugrasse	Château d'eau de la croix du Breuil (qui peut être alimenté par le château d'eau du Mazateau)	Sources de Morterolles Sources de la Vedrenne Sources de Châtenet Colon	Récupération eau de pluie + puits + réseau + sources
Le Fraissee (Bessines)	Château d'eau du Mazateau	Sources de la Vedrenne Sources de Châtenet Colon	Récupération eau de pluie + réseau
Bellezane	Captage sud Puy de l'Age	Captage sud Puy de l'Age	Récupération eau de pluie + réseau
Les Petites Magnelles	Réservoir des petites Magnelles	Sources de Morterolles Sources de la Vedrenne Sources de Châtenet Colon	
Vénachat	Captage du vieux Hureau ou puits de Frègefonds	Captage du vieux Hureau ou puits de Frègefonds	Récupération eau de pluie + puits + réseau
La Roche	Sources de Montègut et les Madures	Sources de Montègut et les Madures	Récupération eau de pluie + réseau
Margnac	Captage du vieux Hureau ou puits de Frègefonds	Captage du vieux Hureau ou puits de Frègefonds	Récupération eau de pluie + puits
Prassigout	Captage du vieux Hureau ou puits de Frègefonds	Captage du vieux Hureau ou puits de Frègefonds	Récupération eau de pluie + réseau
Fanay	Captage du vieux Hureau ou puits de Frègefonds	Captage du vieux Hureau ou puits de Frègefonds	Récupération eau de pluie + réseau
Augères	Réservoir de Razès	Sources d'Aiguemardes	Récupération eau de pluie + réseau

#### Pour les eaux de consommation

Les données complémentaires analysées montrent que :

- les eaux de consommations proviennent toutes des réseaux de distribution locaux ;
- les réseaux de distribution sont fortement imbriqués ;
- les réseaux de distribution sont alimentés par des captages ou des sources qui se situent géographiquement en dehors des périmètres d'influence des sites miniers.

La DDASS de Limoges, qui suit la qualité des eaux des captages, confirmerait, selon AREVA NC, que ces derniers ne présentent pas de marquages liés aux activités minières.

L'IRSN note que les informations fournies tendent à montrer que les eaux de consommation ne peuvent pas être soumises à l'influence des anciens sites miniers. Si cela est réellement le cas, la voie d'exposition liée à l'ingestion d'eau de boisson ne devrait pas être prise en compte dans les calculs de dose efficace ajoutée.

#### Pour les eaux d'irrigation

En matière d'arrosage des jardins potagers, les informations disponibles révèlent une utilisation généralisée des eaux de pluie qui sont recueillies et stockées dans des citernes. En cas de manque d'eau, l'essentiel de l'alimentation est généralement assuré par l'eau de distribution. Il est cependant possible de noter l'utilisation de quelques puits dans les zones habitées de la Chataignière, Lavaugrasse, Vénachat et Margnac.

Certains puits font régulièrement l'objet de prélèvements pour analyses. L'IRSN a examiné les résultats des campagnes de mesures 2003 disponibles pour les puits des zones habitées dans lesquelles les enquêtes alimentaires ont révélé une utilisation des eaux de puits pour l'arrosage des jardins.

Les résultats des campagnes de mesure montrent (tableau 8-22) :

- des concentrations en uranium 238 généralement inférieures aux limites de détection, avec une limite de détection (de 0,01 à 0,05 mg.L<sup>-1</sup> selon les mois) nettement supérieure à celle obtenue dans le cadre des analyses d'eau du réseau de distribution (de 0,001 mg.L<sup>-1</sup>). Par conséquent, les teneurs en uranium 238 dans les eaux de puits pourraient être supérieures à celles des eaux de distribution mais il est difficile de juger réellement ;
- des concentrations en radium 226 qui peuvent être supérieures (facteur 1 à 6) à celles des eaux de distribution.

L'IRSN considère donc qu'il est réaliste de considérer la voie d'exposition liée à l'ingestion de végétaux locaux et de produits animaux issus d'animaux d'élevage abreuvés avec l'eau en provenance des puits fermiers, comme voie potentielle d'exposition des populations. L'IRSN s'interroge par ailleurs sur la pertinence de considérer également la possibilité d'ingestion, pour son alimentation en eau potable, d'eau en provenance de ces puits fermiers, notamment pour les groupes de population vivant dans les villages dans lesquels des puits fermiers ont été recensés (notamment Lavaugrasse). Cette voie d'exposition potentielle mérite d'être examinée de manière plus approfondie

Tableau 8-22 Comparatif des concentrations moyennes en 2001 des eaux de distribution et des eaux de puits

Eau de distribution			Eau de puits		
	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>		U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>
	mg.L <sup>-1</sup>	Bq.L <sup>-1</sup>		mg.L <sup>-1</sup>	Bq.L <sup>-1</sup>
La Chataignière	0,00	0,04	La Chataignière - Puits 41	0,03	0,10
			La Chataignière - Puits 42	0,03	0,06
Lavaugrasse	0,00	0,04	Lavaugrasse - Puits 43	0,03	0,24
			Lavaugrasse - Puits 44	0,03	0,06

### Recommandations IRSN

#### Par rapport aux radioéléments analysés

Dans l'optique d'une vérification de l'aspect majorant de l'hypothèse d'équilibre <sup>210</sup>Po/<sup>210</sup>Pb, l'IRSN recommande à AREVA NC la réalisation d'une étude complète au cours de laquelle les deux radioéléments seraient analysés systématiquement. Si cette étude montre que la teneur en polonium 210 peut être supérieure à celle en plomb 210, les techniques de mesures appliquées aux campagnes de mesures de routines ultérieures devront être adaptées afin de pouvoir réaliser la mesure du polonium 210.

#### Par rapport aux problèmes de limites de détection

L'IRSN a noté que les concentrations mesurées par l'exploitant sont très souvent inférieures à la limite de détection.

Il a soulevé trois origines à ce problème :

- les techniques de mesures utilisées ;
- les masses d'échantillons analysables ;
- les concentrations effectivement présentes dans les échantillons à analyser qui sont *a priori* très faibles.

En ce qui concerne le premier point, l'IRSN recommande à AREVA NC la recherche de techniques de mesure qui présenteraient des limites de détection intrinsèques moins élevées.

En ce qui concerne le deuxième point, l'IRSN s'interroge sur la possibilité d'augmenter artificiellement les masses analysées, à partir de la réalisation d'échantillons « moyens ». Ces échantillons d'un même produit (carottes par exemple) pourraient être réalisés à partir de la réunion de prélèvements réalisés dans des zones habitées différentes à conditions qu'ils aient été soumis à la même exposition (ce qui sous-entend notamment qu'ils aient été irrigués à partir d'une eau strictement de même provenance). A défaut d'améliorer la quantité d'échantillons à analysée, l'IRSN suggère de réfléchir à la mise en place de parcelles témoins dédiées à la culture de produits potagers dans des conditions compatibles avec le contexte des scénarios étudiés pour le calcul de dose. Ceci permettrait de disposer des quantités nécessaires pour obtenir des résultats de mesure significatifs.

En ce qui concerne le troisième point, l'IRSN suggère que, par la suite, AREVA NC applique, en parallèle à l'approche par la mesure actuellement menée, une démarche de modélisation simple des

transferts potentiels de radioéléments depuis les eaux d'arrosage vers les produits de consommation, afin d'estimer le degré de réalisme des teneurs prises en compte actuellement.

Dans le cadre d'une telle démarche il pourrait être également utile de procéder à une modélisation de l'impact qu'aurait l'irrigation de ces jardins avec l'eau collectée directement au point de surverse du site minier le plus proche afin de disposer de valeurs conservatives mais dont l'origine serait plus facilement appréciable.

#### Par rapport aux eaux de distribution

L'IRSN recommande à AREVA NC la réalisation et la mise à disposition d'une étude détaillée de la qualité de l'ensemble des sources et captages alimentant les réseaux de distribution de la zone étudiée. Ceci autoriserait, si ces derniers étaient effectivement jugés hors influence des sites miniers, de ne pas prendre en compte la voie d'exposition liée à l'ingestion d'eau de boisson, à l'exception de l'ingestion d'eau en provenance des puits fermiers pour des groupes de populations bien précis dans le cas où cette voie s'avèrerait pertinente à prendre en compte. Cette situation pourrait être envisagée notamment dans le cadre d'études de sensibilité.

### *8.3.7 EVALUATION DES CONCENTRATIONS AJOUTEES*

#### Présentation de l'exploitant

Le tableau 8-23 présente les concentrations ajoutées calculées par AREVA NC pour la chaîne alimentaire. Les valeurs sont issues du document [6] remis à l'IRSN.

Lorsque le calcul a été réalisé à partir de mesures ayant donné un résultat inférieur à la limite de détection, les cases sont grisées dans le tableau 8-23. Lorsqu'il n'y a pas eu de mesure, mais qu'une valeur est tout de même fournie par AREVA NC, la case est bleutée.

#### Commentaires

L'IRSN rappelle que les dossiers remis pour expertise devraient être autoportants, même s'il convient que le BDE n'avait pas initialement vocation à un tel travail d'analyse. L'IRSN n'a pas, dans les documents remis, retrouvé les hypothèses employées par AREVA NC pour calculer :

- la concentration ajoutée dans un aliment lorsqu'il dispose d'une mesure de concentration dans cet aliment et de plusieurs concentrations mesurées sur divers échantillons de ce même aliment prélevés dans le milieu naturel ;
- la concentration ajoutée pour les villages dans lesquels les mesures n'ont pas été effectuées (cases bleutées du tableau 8-23).

En ce qui concerne la méthodologie de calcul d'une concentration ajoutée à partir d'une concentration mesurée dans un échantillon prélevé dans le village de référence et de plusieurs concentrations mesurées sur divers échantillons prélevés dans le milieu naturel, l'IRSN considère que l'exploitant doit :

- effectuer la moyenne des résultats de mesures d'échantillons prélevés dans le milieu naturel ;

- retrancher cette moyenne du résultat de mesure de l'échantillon prélevé dans le village de référence.

Après analyse détaillée de quelques colonnes du tableau 8-20 et du tableau 8-23, il s'avère que cette méthodologie n'a pas toujours été suivie par AREVA NC. A titre d'exemple, le tableau 8-24 présente les différences entre les concentrations ajoutées calculées par AREVA NC et celles calculées par l'IRSN, à partir des mesures AREVA NC dans les villages de référence et dans le milieu naturel. Dans le cas des concentrations en radium 226 pour les légumes feuilles, AREVA NC semble avoir appliqué la méthodologie suggérée par l'IRSN. Dans le cas de l'eau de consommation, la méthodologie employée par AREVA NC doit être différente car les résultats ne sont pas comparables à ceux qu'obtient l'IRSN (différence systématique pour le plomb 210 et différence ponctuelle pour le radium 226 - cases jaunes dans le tableau 8-24).

Ce point est d'autant plus important que la dose due à l'ingestion peut s'avérer extrêmement sensible à ces valeurs. Ainsi, une concentration ajoutée en plomb 210 de  $0,30 \text{ Bq.L}^{-1}$  au lieu d'une concentration nulle dans les eaux de consommation contribue à une dose ajoutée de l'ordre de  $0,12 \text{ mSv.an}^{-1}$  pour un adulte consommant en moyenne 600 litres par an.

En ce qui concerne l'estimation d'une concentration ajoutée pour un village dans lequel les mesures n'ont pas été effectuées (cases bleutées du tableau 8-23), l'IRSN, à partir du document [6], est parvenu à reconstituer l'hypothèse employée par AREVA NC : lorsqu'une analyse, pour un produit donné, n'a pas été effectuée dans un village, la valeur retenue pour la concentration ajoutée dans ce village correspond à la moyenne des concentrations ajoutées calculées pour l'ensemble des villages où ce produit a été analysé (« l'ensemble des villages » signifiant qu'AREVA NC prend toutes les analyses en compte, et pas seulement celles qui ont été effectuées dans des villages considérés comme villages de référence).

L'IRSN rappelle à ce sujet qu'il n'est mathématiquement pas correct de moyenner les concentrations ajoutées telles que l'on peut les trouver dans le tableau 8-23. En effet, ces dernières étant artificiellement considérées comme égales à zéro lorsque l'écart entre la valeur mesurée et la valeur représentative du bruit de fond est négatif, leur moyenne n'a pas de signification. L'IRSN recommande dans ce cas, pour établir les concentrations ajoutées manquantes, de moyenner les concentrations effectivement mesurées avant d'en soustraire le bruit de fond naturel.

Tableau 8-23 Surveillance autour des sites - aliments produits localement - concentrations ajoutées calculées par AREVA NC pour les villages de référence

Station de mesure	Eau					Légumes feuilles					Légumes racinaires					Fruits					Volaille, lapin, gibier					Poisson					Produits laitiers				
	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	U <sup>238</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Po <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>
	mg.L <sup>-1</sup>	Bq.L <sup>-1</sup>				Bq.kg <sup>-1</sup>					Bq.kg <sup>-1</sup>					Bq.kg <sup>-1</sup>					Bq.kg <sup>-1</sup>					Bq.kg <sup>-1</sup>					µg.L <sup>-1</sup>	Bq.L <sup>-1</sup>			
Bessines abattoir	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.06	0.31	0.07	0.07	1.07	0.01	0.30	0.02	0.02	1.80	0.03	0.18	0.04	0.04	0.79	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
Croix du Breuil	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.06	0.31	0.07	0.07	1.07	0.01	0.30	0.02	0.02	1.80	0.03	0.18	0.04	0.04	0.79	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
Hôtel du Pont	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.06	0.31	0.07	0.07	1.07	0.01	0.30	0.02	0.02	1.80	0.03	0.18	0.04	0.04	0.79	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
La Chataignière	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.03	0.03	0.00	0.13	0.00	0.18	0.18	15.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
Lavaugrasse	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.03	0.03	1.70	0.08	0.00	0.08	0.08	3.18	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.05	0.05	0.6	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Le Fraisier (Bessines)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.08	0.08	0.00	0.03	0.00	0.03	0.03	1.73	0.00	0.23	0.00	0.00	1.58	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Bellezane	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.68	0.03	0.03	0.05	0.05	1.58	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
Les Petites Magnelles	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.06	0.31	0.07	0.07	1.07	0.01	0.30	0.02	0.02	1.80	0.03	0.18	0.04	0.04	0.79	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
Vénachat	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.06	0.31	0.07	0.07	1.07	0.01	0.30	0.02	0.02	1.80	0.03	0.18	0.04	0.04	0.79	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
La Roche	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.08	0.08	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.03	0.15	0.15	1.48	0.05	0.00	0.10	0.10	1.45	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
Margnac	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.08	0.25	0.08	0.08	1.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.08	0.20	0.20	2.48	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
Prassigout	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.08	0.05	0.08	0.08	1.15	0.00	0.00	0.00	0.00	1.48	0.03	0.03	0.00	0.00	0.23	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
Fanay	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.08	0.25	0.08	0.08	0.45	0.00	0.00	0.00	0.00	2.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.05	0.05	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05
Augères	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.48	0.03	0.03	0.05	0.05	0.52	0.05	0.00	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.85	0.37	0.01	0.01	0.01	0.05

Tableau 8-24 Mise en évidence des difficultés méthodologiques liées au calcul des concentrations ajoutées

Concentrations mesurées AREVA NC			Concentrations ajoutées calcul AREVA NC				Concentrations ajoutées Calcul IRSN		
Eau de consommation		Légumes feuilles	Eau de consommation		Légumes feuilles	Eau de consommation		Légumes feuilles	
Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Ra <sup>226</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Ra <sup>226</sup>	Ra <sup>226</sup>	Pb <sup>210</sup>	Ra <sup>226</sup>	
Bq.L <sup>-1</sup>		Bq.kg <sup>-1</sup>	Bq.L <sup>-1</sup>		Bq.kg <sup>-1</sup>	Bq.L <sup>-1</sup>		Bq.kg <sup>-1</sup>	
<b>Milieu naturel de référence</b>									
Malabard	0,12	1,50	0,15						
Népoulas	0,14	1,20	0,15						
Jeanmeyrat	0,06	1,5							
<b>Villages de référence</b>									
La Chataignère	0,04	1,50	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00
Lavaugrasse	0,04	1,50	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00
Le Fraise (Bessines)	0,04	1,50	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00
Bellezane	0,10	1,50	0,30	0,00	0,00	0,15	0,00	0,30	0,15
La Roche	0,02	1,50	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00
Margnac	0,13	1,50	0,40	0,02	0,00	0,25	0,02	0,30	0,25
Prassigout	0,13	1,50	0,20	0,02	0,00	0,05	0,02	0,30	0,05
Fanay	0,13	1,50	0,40	0,02	0,00	0,25	0,02	0,30	0,25
Augères	0,03	1,50	0,10	0,01	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00

### 8.3.8 CALCUL DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE PAR INGESTION

#### 8.3.8.1.1 Coefficients de dose

##### Présentation de l'exploitant

Le tableau 8-25 présente les coefficients de dose pris en compte par AREVA NC pour les calculs de dose par ingestion.

Tableau 8-25 Doses efficaces engagées (mSv.Bq<sup>-1</sup>) par unité incorporée pour l'ingestion - par classe d'âge

	Adulte	12-17 ans	7-12 ans	2-7 ans
Uranium 238 ingéré	4,5.10 <sup>-5</sup>	6,7.10 <sup>-5</sup>	6,8.10 <sup>-5</sup>	8,0.10 <sup>-5</sup>
Radium 226 ingéré	2,8.10 <sup>-4</sup>	1,5.10 <sup>-3</sup>	8,0.10 <sup>-4</sup>	6,2.10 <sup>-4</sup>
Plomb 210 ingéré	6,9.10 <sup>-4</sup>	1,9.10 <sup>-3</sup>	1,9.10 <sup>-3</sup>	2,2.10 <sup>-3</sup>
Polonium 210 ingéré	1,2.10 <sup>-3</sup>	1,6.10 <sup>-3</sup>	2,6.10 <sup>-3</sup>	4,4.10 <sup>-3</sup>
Thorium 230 ingéré	2,1.10 <sup>-4</sup>	2,2.10 <sup>-4</sup>	2,4.10 <sup>-4</sup>	3,1.10 <sup>-4</sup>

### Commentaires

Les coefficients de dose présentés dans le tableau 8-25 correspondent bien aux coefficients présentés dans l'arrêté ministériel du 1er septembre 2003, définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants [7].

Cependant, l'IRSN considère que ces coefficients ne peuvent pas être appliqués tels quels. Il rappelle en effet que dans le cas de la chaîne alimentaire, ce n'est pas parce qu'un radioélément n'a pas été analysé qu'il n'est pas présent dans l'aliment considéré.

Ainsi, l'hypothèse d'un équilibre entre l'uranium 238 et ses descendants (notamment l'uranium 234) est généralement applicable. Par extension, l'IRSN considère que les radioéléments mesurés sont à l'équilibre avec leurs descendants. Par conséquent, pour chaque radionucléide pour lequel une mesure est disponible, le coefficient de dose à utiliser doit être la somme des coefficients de dose du radionucléide en question et des coefficients de dose de ses descendants non mesurés (coefficient qualifié d'agrégé).

Par exemple, le coefficient de dose par ingestion à utiliser pour l'uranium 238 est la somme des coefficients de dose par ingestion de l'uranium 238, du thorium 234, du protactinium 234 et de l'uranium 234 (soit 9,79.10<sup>-5</sup> mSv.Bq<sup>-1</sup> pour un individu adulte).

Les descendants suivants sont pris en compte au travers de la contribution de thorium 230 et du radium 226 pour lesquels des mesures dans les végétaux sont disponibles.

### 8.3.8.1.2 Résultats des calculs

#### Présentation de l'exploitant

Le tableau 8-26 détaille les résultats obtenus par AREVA NC pour le calcul de la dose ajoutée par ingestion pour les adultes et les enfants à partir des régimes alimentaires détaillés dans le tableau 8-8 et des concentrations ajoutées présentées dans le tableau 8-23.

Tableau 8-26 Dose efficace ajoutée due à l'ingestion ( $mSv.an^{-1}$ ) - calcul AREVA NC

Lieu de résidence	Enfant 2-7 ans	Adulte > 60 ans
Bessines abattoir	0,04	0,04
Croix du Breuil	0,04	0,04
Hôtel du Pont	0,04	0,04
La Chataignière	0,05	0,06
Lavaugrasse	0,03	0,04
Le Fraisse (Bessines)	0,06	0,08
Bellezane	0,05	0,06
Les Petites Magnelles	0,04	0,04
Vénachat	0,04	0,05
La Roche	0,08	0,08
Magnac	0,11	0,11
Prassigout	0,03	0,04
Fanay	0,03	0,03
Augères	0,04	0,05

### Commentaires

L'IRSN n'a pu effectuer la vérification des calculs de doses efficaces ajoutées réalisés par AREVA NC afin de s'assurer qu'ils correspondent bien aux régimes alimentaires, aux coefficients de dose et aux concentrations ajoutées qu'AREVA NC a exposés dans les documents fournis car il ne dispose pas de l'ensemble des hypothèses de calcul.

En revanche, l'IRSN a réalisé quelques calculs de doses efficaces ajoutées pour les mêmes classes d'âge, à partir des régimes alimentaires proposés au tableau 8-9, des coefficients de dose agrégés, et des résultats de mesures qu'AREVA NC a exposés dans les documents fournis. Les résultats sont présentés dans le tableau 8-27.

En l'absence d'une étude scientifique détaillée sur l'origine et la qualité des eaux de distribution, l'IRSN a pris en compte les deux voies d'exposition : ingestion d'eau de boisson et ingestion d'aliments produits localement.

Tableau 8-27 Dose efficace ajoutée due à l'ingestion ( $mSv.an^{-1}$ ) - calcul IRSN

Lieu de résidence	Enfant 2-7 ans	Adulte > 60 ans
Bessines abattoir	0,84	0,48
Croix du Breuil	0,84	0,48
Hôtel du Pont	0,84	0,48
La Chataignière	0,95	0,56
Lavaugrasse	0,85	0,48
Le Fraisie (Bessines)	0,86	0,49
Bellezane	0,85	0,48
Les Petites Magnelles	0,84	0,48
Vénachat	0,83	0,47
La Roche	0,85	0,48
Margnac	0,86	0,51
Prassigout	0,85	0,48
Fanay	0,84	0,47
Augères	0,83	0,48

Les calculs réalisés par l'IRSN conduisent à des résultats nettement plus élevés que ceux annoncés par AREVA NC (plus d'un ordre de grandeur dans certains cas). L'écart est essentiellement dû aux différences entre les concentrations ajoutées prises en compte par l'IRSN et par AREVA NC.

A titre d'exemple, la figure 8-1 détaille les parts des différents radioéléments et des différents aliments dans la dose efficace ajoutée par ingestion, pour la Chataignière, dans le cadre du calcul IRSN. La dose est essentiellement due à l'ingestion d'eau (thorium 230, polonium 210 et plomb 210) et l'ingestion de légumes racinaires (thorium 230).

Or les concentrations ajoutées prises en compte par l'IRSN et AREVA NC pour ces radioéléments et ces produits sont effectivement très différentes (cf. § 8.3.7 pour les explications sur la méthode de calcul des concentrations ajoutées et le tableau 8-28 pour le détail des écarts). Les écarts entre ces concentrations conduisent, à eux seuls, à un écart de l'ordre de 0,50 mSv sur la dose efficace ajoutée.

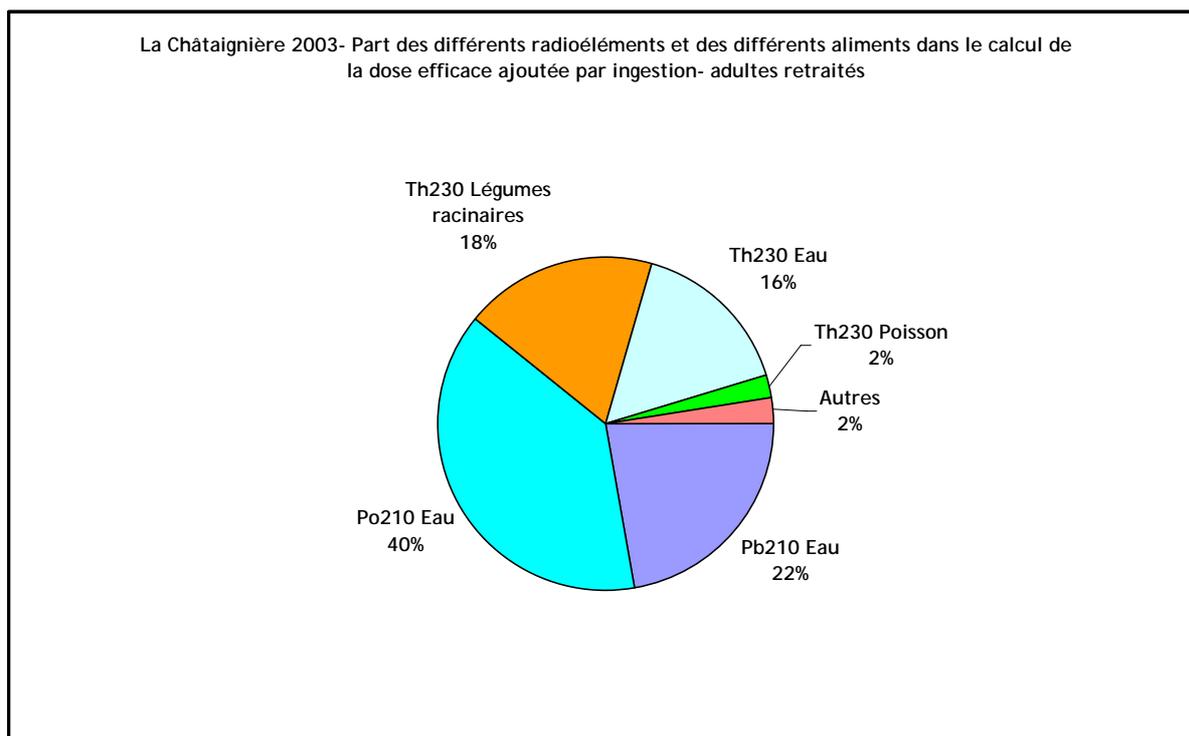


Figure 8-1 Exemple de calcul IRSN - part des différents radioéléments et des différents aliments dans le calcul de la dose efficace ajoutée par ingestion

Tableau 8-28 Différences IRSN-AREVA NC sur le calcul des concentrations ajoutées à La Chataignière

Concentrations mesurées AREVA NC				Concentrations ajoutées calcul AREVA NC				Concentrations ajoutées Calcul IRSN			
Eau de consommation			Légumes racinaires	Eau de consommation			Légumes racinaires	Eau de consommation			Légumes racinaires
Th <sup>230</sup>	Po <sup>210</sup>	Pb <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	Th <sup>230</sup>	Po <sup>210</sup>	Pb <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>	Th <sup>230</sup>	Po <sup>210</sup>	Pb <sup>210</sup>	Th <sup>230</sup>
Bq.L <sup>-1</sup>			Bq.kg <sup>-1</sup>	Bq.L <sup>-1</sup>			Bq.kg <sup>-1</sup>	Bq.L <sup>-1</sup>			Bq.kg <sup>-1</sup>
0,04	1,50	1,50	21,6	0,00	0,00	0,00	15,33	0,70	0,30	0,30	15,33

### 8.3.9 EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE TOTALE AJOUTEE

#### Présentation de l'exploitant

Le tableau 8-29 détaille les doses totales ajoutées dues aux sites calculées par AREVA NC pour les quatre scénarios.

Tableau 8-29 Dose efficace ajoutée 2003 (mSv.an<sup>-1</sup>) - calcul AREVA NC

Lieu de résidence	Scénario 1 Enfant 2-7 ans	Scénario 2 Adulte > 60 ans	Lieu de promenade	Scénario 3 Adulte 17-60 ans	Lieu de travail	Scénario 4 Adulte 12-17 ans <i>Dose due au temps passé au travail</i>
Bessines abattoir	0,23	0,27	site de Pény (verses)	0,12	site du Fraisse	0,01
Croix du Breuil	0,19	0,23	site de Vénachat	0,04	site de Bellezane (carreau MCO)	0,08
Hôtel du Pont	0,46	0,57	site de Montmassacrot	0,02		
La Chataignière	0,25	0,30	site du Fraisse	0,00		
Lavaugrasse	0,03	0,04	site de Margnac (carreau)	0,11		
Le Fraisse (Bessines)	0,16	0,19	site de Bellezane (carreau MCO)	0,02		
Bellezane	0,05	0,11	site de Bellezane (MCO 68)	0,03		
Les Petites Magnelles	0,04	0,09	site du Brugeaud (MCO 64)	0,29		
Vénachat	0,04	0,07	SIMO Est (n° 17)	0,16		
La Roche	0,69	0,83	SIMO Ouest (n° 19)	0,15		
Margnac	0,51	0,75	Bassin Lavaugrasse (n° 68)	0,04		
Prassigout	0,04	0,05	Usine SIMO (n° 69)	0,09		
Fanay	0,03	0,05	Digue Lavaugrasse (n° 70)	0,01		
Augères	0,05	0,09	Digue Brugeaud (n° 74)	0,07		
			Point 117	0,12		
			route de Lavaugrasse W (n° 71)	0,08		
			route de Lavaugrasse E (n° 72)	0,04		
			Vieux Moulin (n° 73)	0,18		
			site de Silord (bas)	0,19		
			site de Bellezane (MCO105)	0,22		

En ce qui concerne les scénarios 1 et 2 (enfant 2-7 ans et adulte > 60 ans résidant dans une zone influencée par les sites miniers))

L'exploitant note que la limite annuelle de 1 mSv ajoutée au bruit de fond est respectée pour tous les groupes de référence. Le maximum obtenu pour les deux classes d'âge est obtenu au village de La Roche, inclus dans la surveillance du secteur des sites de Margnac-Pény : la dose efficace ajoutée (DEA) est de 0,69 mSv par an pour les enfants de 2 à 7 ans et de 0,83 mSv par an pour les adultes de plus de 61 ans.

Il ajoute par ailleurs que les résultats obtenus (avec pour référence les résultats enregistrés dans le milieu naturel) pour les groupes de populations soumis à l'influence potentielle de l'entreposage d'uranium appauvri et du Site Industriel de Bessines dans son ensemble satisfait également à la limite de 1 mSv puisque le maximum est observé à l'Hôtel du Pont avec une valeur de 0,46 mSv par an pour les enfants et de 0,61 mSv par an pour les retraités.

#### En ce qui concerne le scénario 3 (promenade sur site)

AREVA NC indique que, d'une manière générale, les valeurs obtenues restent faibles (inférieures à 0,3 mSv) et que les valeurs les plus élevées parmi celles-ci représentent deux cas particuliers :

- la MCO du Brugeaud (DEA = 0,29 mSv.an<sup>-1</sup>) où, à la date des mesures, le réaménagement n'était pas encore achevé (débits de dose de rayonnement gamma plus élevés que pour les autres sites) ;
- la MCO 105 de Bellezane (DEA = 0,23 mSv.an<sup>-1</sup>), où les valeurs sont liées à la situation topographique particulière des lieux (fond de fosse avec parements résiduels de grande hauteur).

L'exploitant ajoute que la dose efficace ajoutée reste inférieure à 1 mSv.an<sup>-1</sup> et que ces deux sites sont interdits au public et clôturés.

#### En ce qui concerne le scénario 4 (travail sur ancien site)

AREVA NC conclut que les 1 600 heures passées sur chacun des sites ont une influence très faible puisque les doses efficaces ajoutées obtenues sont de 0,009 mSv.an<sup>-1</sup> pour le site du Fraisse et de 0,08 mSv.an<sup>-1</sup> pour celui de Bellezane.

#### Commentaires

Le tableau 8-30 détaille les doses totales ajoutées dues aux sites calculées par l'IRSN pour les quatre scénarios.

Tableau 8-30 Dose efficace ajoutée 2003 (mSv.an<sup>-1</sup>) - calcul IRSN

Lieu de résidence	Scénario 1 Enfant 2-7 ans	Scénario 2 Adulte > 60 ans	Lieu de promenade	Scénario 3 Adulte 17-60 ans	Lieu de travail	Scénario 4 Adulte 12-17 ans <i>Dose due au temps passé au travail</i>
Bessines abattoir	1,06	0,72	site de Pény (verses)	0,12	site du Fraisse	0,01
Croix du Breuil	1,02	0,68	site de Vénachat	0,05	site de Bellezane (carreau MCO)	0,00
Hôtel du Pont	1,35	1,07	site de Montmassacrot	0,02		
La Chataignière	1,18	0,82	site du Fraisse	0,01		
Lavaugrasse	0,85	0,48	site de Margnac (carreau)	0,10		
Le Fraisse (Bessines)	0,97	0,61	site de Bellezane (carreau MCO)	0,02		
Bellezane	0,89	0,55	site de Bellezane (MCO 68)	0,02		
Les Petites Magnelles	0,88	0,55	site du Brugeaud (MCO 64)	0,29		
Vénachat	0,85	0,50	SIMO Est (n° 17)	0,16		
La Roche	1,57	1,31	SIMO Ouest (n° 19)	0,15		
Margnac	1,49	1,30	Bassin Lavaugrasse (n° 68)	0,04		
Prassigout	0,85	0,48	Usine SIMO (n° 69)	0,09		
Fanay	0,85	0,50	Digue Lavaugrasse (n° 70)	0,01		
Augères	0,87	0,54	Digue Brugeaud (n° 74)	0,07		
			Point 117	0,12		
			route de Lavaugrasse W (n° 71)	0,08		
			route de Lavaugrasse E (n° 72)	0,04		
			Vieux Moulin (n° 73)	0,18		
			site de Silord (bas)	0,19		
			site de Bellezane (MCO105)	0,22		

En ce qui concerne les scénarios 1 et 2 (enfant 2-7 ans et adulte > 60 ans résidant dans une zone influencée par les sites miniers))

Les doses calculées par l'IRSN sont nettement supérieures à celles calculées par l'exploitant et la limite annuelle de dose de 1 mSv ajoutée au bruit de fond n'est pas respectée pour 6 groupes sur un total de 14 pour le scénario enfant et 3 groupes sur 14 pour le scénario adulte.

Les écarts sont très majoritairement dus aux différences obtenues dans les calculs de dose par ingestion (cf. § 8.3.8.1.2). Cela est nettement visible sur la figure 8-2 qui détaille les parts des différentes voies d'exposition, dans les calculs effectués par AREVA NC et par l'IRSN, pour le scénario enfant.

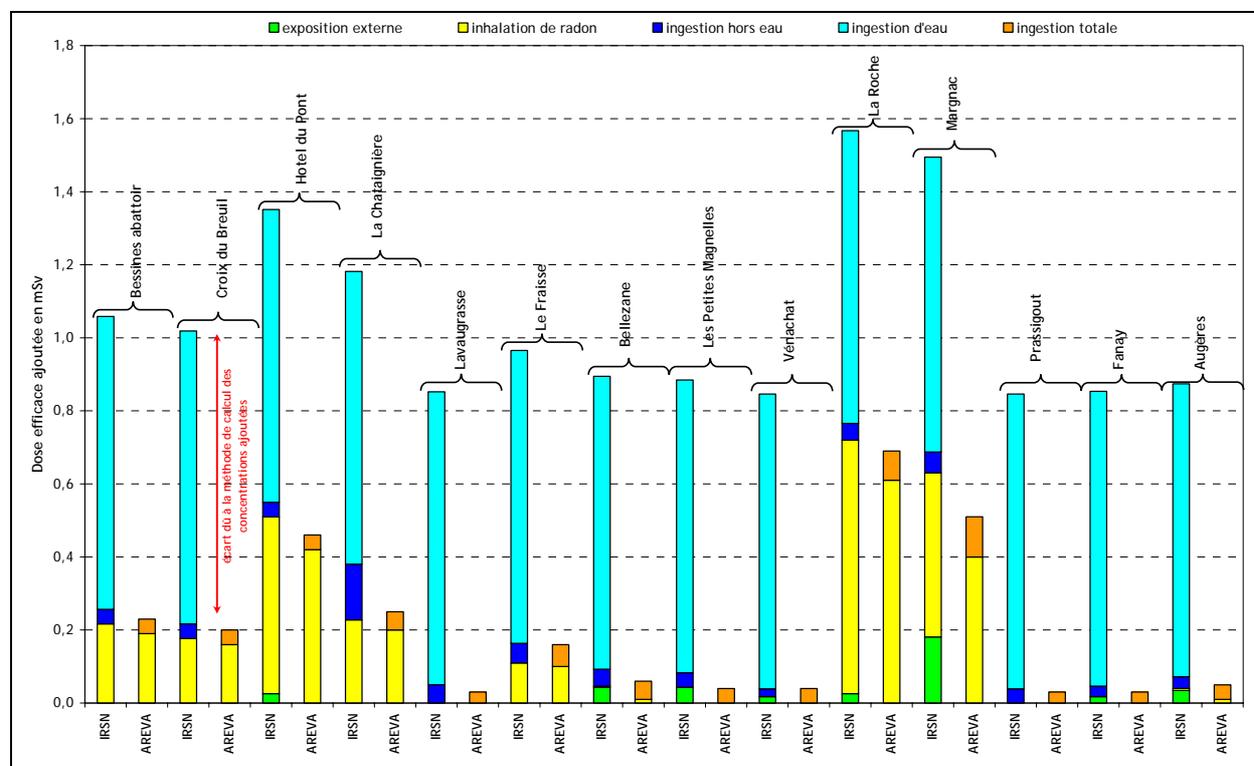


Figure 8-2 Dose totale ajoutée - parts des différentes voies d'exposition pour le scénario 1 (enfant 2-7 ans) - calculs IRSN et AREVA NC - année 2003

Comme dans le cadre des calculs menés par AREVA NC, le maximum pour les deux classes d'âge est obtenu au village de La Roche, inclus dans la surveillance du secteur de sites de Margnac-Pény : la dose efficace ajoutée est de 1,57 mSv par an pour les enfants de 2 à 7 ans et de 1,31 mSv par an pour les adultes de plus de 61 ans.

L'IRSN rappelle, au sujet de la dose par ingestion (cf. § 8.3.8.1.2), que les calculs réalisés par l'IRSN conduisent à des résultats nettement plus élevés que ceux annoncés par AREVA NC (plus d'un ordre de grandeur dans certains cas). L'écart est en grande partie dû aux différences entre les concentrations ajoutées prises en compte par l'IRSN et par AREVA NC qui conduisent, à elles seules, à un écart de l'ordre de 0,50 mSv sur la dose efficace ajoutée.

Par ailleurs, l'IRSN rappelle (cf. § 8.3.6) que les informations disponibles tendent à montrer que les eaux de consommation ne peuvent pas être soumises à l'influence des anciens sites miniers. Or, la voie d'exposition liée à l'ingestion d'eau de boisson représente environ 0,80 mSv.an<sup>-1</sup>, soit de l'ordre de 84 % à 97 % de la dose ajoutée par ingestion dans les calculs de l'IRSN pour le scénario enfant et 0,43 mSv.an<sup>-1</sup>, soit de l'ordre de 76 % à 92 % de la dose ajoutée par ingestion dans les calculs de l'IRSN pour le scénario adulte.

La difficulté soulignée au travers des calculs effectués par l'IRSN pourrait en réalité être facilement levée, à condition d'apporter des éléments fiables et conclusifs permettant d'exclure la possibilité d'une exposition ajoutée liée à la présence de sites miniers via l'ingestion d'eau. Si tel était le cas, la limite annuelle de 1 mSv ajoutée au bruit de fond serait respectée pour tous les groupes de référence 1 et 2.

#### En ce qui concerne le scénario 3 (promenade sur site)

Les doses calculées par l'IRSN sont très proches de celles obtenues par AREVA NC et toutes inférieures à 0,3 Sv par an. Les différences sont uniquement dues à la méthodologie employée pour le calcul des débits de dose ajoutés.

Comme dans le cadre des calculs réalisés par AREVA NC, les valeurs les plus élevées sont obtenues pour les deux cas particuliers que sont la MCO du Brugeaud (0,29 mSv.an<sup>-1</sup>) et la MCO 105 de Bellezane (0,22 mSv.an<sup>-1</sup>).

#### En ce qui concerne le scénario 4 (travail sur ancien site)

Les doses obtenues par l'IRSN sont inférieures à celles calculées par AREVA NC car le scénario utilisé par l'IRSN ne prend pas en compte la voie d'exposition au rayonnement gamma (scénario de présence à l'intérieur des bâtiments).

Les 2 500 heures passées à l'intérieur des bâtiments, sur chacun des sites ont une influence extrêmement faible.

### *8.3.10 CONCLUSIONS*

#### *8.3.11 EN CE QUI CONCERNE L'IMPACT DES SITES SUR LES POPULATIONS RIVERAINES*

Les résultats des calculs récapitulés ci-avant mettent en évidence des différences d'exposition notables d'un groupe de population à l'autre mais aussi en fonction des méthodes de calcul retenues.

Dans le cadre des calculs réalisés par AREVA NC pour les scénarios 1 et 2, les expositions sont inférieures à 0,3 mSv.an<sup>-1</sup> pour 11 des 14 lieux de vie étudiés. La résidence dans les trois autres lieux (Hôtel du Pont, La Roche, Margnac) conduit à des doses néanmoins inférieures à 1 mSv.an<sup>-1</sup>. Elles sont toutes inférieures à 0,3 mSv.an<sup>-1</sup> pour les scénarios 3 et 4.

Dans le cadre des calculs réalisés par l'IRSN pour le scénario 1, les expositions approchent ou dépassent 1 mSv.an<sup>-1</sup> pour l'ensemble des lieux de vie étudiés :

- 6 lieux de vie conduisent à une exposition comprise entre 1 et 1,6 mSv.an<sup>-1</sup> ;
- les 8 autres conduisent à une exposition comprise entre 0,85 et 1 mSv.an<sup>-1</sup>.

En ce qui concerne le scénario 2, les expositions approchent ou dépassent également 1 mSv.an<sup>-1</sup> :

- 3 lieux de vie conduisent à une exposition comprise entre 1 et 1,3 mSv.an<sup>-1</sup> ;
- les 11 autres conduisent à une exposition comprise entre 0,5 et 1 mSv.an<sup>-1</sup>.

Elles sont toutes inférieures à 0,3 mSv.an<sup>-1</sup> pour les scénarios 3 et 4.

Comme cela a été explicité précédemment, les différences d'hypothèses retenues pour utiliser les données de mesure disponibles dans le calcul d'évaluation des doses efficaces ajoutées par ingestion sont responsables de l'essentiel des différences observées entre les résultats des calculs obtenus par AREVA NC et par l'IRSN, pourtant réalisés à partir des mêmes résultats de mesure. D'autres différences, dont certaines sont reprises dans le paragraphe suivant, correspondent à des erreurs qu'il conviendrait de corriger.

Comme indiqué précédemment, une grande partie des différences de résultats entre AREVA NC et l'IRSN est liée à l'exposition par ingestion d'eau de distribution. Or cette voie pourrait *a priori* ne pas être prise en compte dans les calculs de dose efficace ajoutée à condition de confirmer l'absence d'influence des sites miniers sur les zones de captages concernées. La limite annuelle de 1 mSv ajoutée au bruit de fond serait alors respectée pour tous les groupes de référence 1 et 2. La pertinence de la prise en compte de la voie ingestion d'eau provenant des puits fermiers pour des groupes bien précis (ex : Lavaugrasse) doit être néanmoins examinée.

L'IRSN précise par ailleurs la nécessité pour AREVA NC d'expliciter toutes les hypothèses de calcul formulées de sorte à permettre la vérification par un tiers des résultats obtenus d'une part et d'améliorer la crédibilité de l'évaluation.

### ***8.3.12 EN CE QUI CONCERNE L'APPLICATION DE LA METHODOLOGIE DE CALCUL D'IMPACT***

L'IRSN a relevé, dans l'application de la méthodologie telle qu'elle a été effectuée par AREVA NC, un certain nombre d'erreurs ponctuelles méritant d'être examinées et corrigées :

- deux incohérences entre les résultats des calculs d'indices d'exposition globaux présentés par AREVA NC en annexe 8 du BDE et les conclusions qui sont rapportées dans le texte lui-même ont été notées (cf. § 8.2.2.1.4) ;
- les emplois du temps définis pour les évaluations de doses dans le cadre du BDE, qui concerne uniquement la région Limousin, devraient refléter les modes de vie locaux et par conséquent devraient être dérivés des seules données « Limousin » de CIBLEX ;
- AREVA NC devrait prendre en compte, dans l'élaboration des scénarios, le temps passé en extérieur, hors du lieu d'habitation, mais potentiellement sous influence d'un ou plusieurs site(s) et le temps passé en intérieur, hors du lieu d'habitation, mais également potentiellement sous influence d'un ou plusieurs site(s) ;
- la position topographique des villages ne devrait pas intervenir dans le calcul du débit de dose efficace par exposition externe ajouté ;
- AREVA NC devrait retravailler sa méthode de calcul d'une concentration ajoutée dans un aliment lorsqu'il dispose d'une mesure unique de concentration dans cet aliment et de mesures de concentrations sur plusieurs échantillons de ce même aliment prélevés dans le milieu naturel, et l'appliquer de façon rigoureuse ;

- les coefficients de dose utilisés pour le calcul des doses efficaces ajoutées par ingestion devraient être des coefficients intégrés, afin de prendre en compte les filiations pertinentes.

## **8.4 PROPOSITION D'EVOLUTION DE LA METHODOLOGIE DE CALCUL D'IMPACT DANS L'ENVIRONNEMENT PROCHE DES SITES**

D'une manière plus générale, l'IRSN, au travers de l'analyse du bilan décennal environnemental et du retour d'expérience des applications précédentes de la méthodologie de calcul d'impact, est amené à formuler un certain nombre de remarques sur cette méthodologie.

### ***8.4.1 DETERMINATION DE LA LOCALISATION DES GROUPES DE REFERENCE***

L'IRSN considère aujourd'hui qu'il faudrait systématiquement confronter les résultats obtenus par l'application de la méthodologie avec les données issues du réseau de surveillance. En effet, comme cela a été explicité au § 8.2.2.1.5, il paraît utile de confronter l'approche systématique et théorique de sélection des villages de référence avec les informations concrètes issues en particulier de la surveillance. Pour les zones habitées pour lesquelles l'analyse des chroniques d'exposition (notamment au rayonnement gamma et au radon 222) montre un dépassement plus ou moins récurrent du bruit de fond naturel, il conviendrait de s'interroger sur l'origine de ce dépassement et de vérifier qu'il n'est pas dû à des voies de transfert et d'exposition associées aux sites miniers et qui ne seraient pas correctement mises en évidence par la méthode systématique choisie.

Par ailleurs, d'autres critères que ceux utilisés aujourd'hui, mériteraient d'être explorés pour caractériser le potentiel d'exposition des zones habitées. Il s'agit par exemple :

- pour l'exposition au radon, de la présence de galeries souterraines s'étendant sous les zones habitées ;
- pour l'exposition externe et l'exposition au radon, du critère de distance par rapport au site qui pourrait être affiné en considérant la distance par rapport aux sources principales d'exposition (résidus, ou verses à stériles sur les sites ne comportant pas de stockages de résidus) et non la distance la plus courte village-site.

Enfin, une réflexion sur la possibilité d'intégrer un critère supplémentaire tenant compte de l'existence de zones d'accumulation au voisinage des habitations, comme par exemple des terres de berges ou des retenues, doit être menée en vue d'en évaluer la pertinence.

### ***8.4.2 DETERMINATION DES VOIES D'EXPOSITION A PRENDRE EN COMPTE***

L'IRSN note que les eaux de distribution consommées par les populations des villages de référence proviennent généralement de captages ou de sources situées *a priori* hors influence des anciens sites miniers. Si des informations détaillées démontrent qu'effectivement ces eaux ne peuvent pas être soumises à l'influence des anciens sites miniers, la voie d'exposition liée à l'ingestion d'eau de boisson

ne nécessite pas d'être prise en compte dans les calculs de dose efficace ajoutée relatifs aux cas de référence.

### ***8.4.3 DETERMINATION DU BRUIT DE FOND NATUREL***

La méthode de calcul utilisée pour le calcul de la dose efficace ajoutée reçue lors d'une année X consiste à retrancher aux valeurs moyennes mesurées cette année X, les valeurs moyennes mesurées cette année X dans le milieu naturel.

Or, les sites miniers, leur environnement proche et le milieu naturel font l'objet d'un suivi régulier depuis généralement plusieurs années. L'exploitant dispose donc de chroniques concernant notamment le bruit de fond naturel. L'IRSN considère que l'étude de ces chroniques, telle qu'elle a été abordée au chapitre 5, permettrait d'affiner la connaissance du bruit de fond en intégrant la part de variabilité naturelle importante pour ce type de mesure. Ceci pourrait permettre de retrancher aux valeurs moyennes mesurées une année X des « bruits de fond » dont la signification serait plus correctement maîtrisée.

### ***8.4.4 CALCULS D'IMPACT***

La méthodologie actuelle de calcul d'impact des sites miniers sur les populations riveraines repose sur la prise en compte de résultats de mesures réalisées dans l'environnement des sites miniers ainsi qu'en dehors de leur influence.

Le retour d'expérience sur l'utilisation de ces résultats de mesures montre qu'ils sont généralement très difficilement exploitables directement dans le cadre des calculs et que de nombreuses hypothèses doivent être appliquées pour les prendre en compte. L'IRSN note ainsi :

- en ce qui concerne les analyses réalisées sur des échantillons d'aliments ou d'eau de consommation, que 90 % des mesures, que ce soit dans l'environnement des sites miniers ou dans les milieux non impactés, conduisent à des résultats inférieurs aux limites de détection et donc difficilement interprétables ;
- en ce qui concerne les mesures d'énergie alpha potentielle du radon, que les mesures ne peuvent être réalisées en routine dans les habitations et qu'il est délicat d'extrapoler à partir de mesures réalisées à l'extérieur.

Ce constat conduit l'IRSN à proposer d'associer à l'approche « mesures » existante, une approche « modélisation ». L'objectif initial de cette approche consisterait à obtenir des informations permettant de juger de la pertinence d'attribuer une valeur ajoutée, calculée par le biais de mesures, à l'influence du site.

Une telle approche, qui serait donc à mener en parallèle à celle déjà utilisée, mériterait d'être approfondie mais il est d'ores et déjà possible d'identifier les pistes de réflexion que sont :

- la modélisation du transfert de radon depuis une source (stockage de résidus, verse à stériles...) vers son environnement avec pour objectif d'identifier les distances au delà desquelles il est réaliste de considérer que la source ne peut pas avoir d'impact ;

- la modélisation du flux de rayonnement gamma depuis une source (stockage de résidus, verse à stériles...) vers son environnement avec pour objectif d'identifier les distances au delà desquelles il est réaliste de considérer que la source ne peut pas avoir d'impact ;
- la modélisation du transfert de radioéléments depuis les eaux d'arrosage vers les produits cultivés localement avec pour objectif d'estimer les concentrations qui pourraient être mesurées dans les végétaux s'ils étaient irrigués directement avec les eaux d'exhaure des sites.

#### **8.4.5 RECOMMANDATION GENERALE**

A la lumière de l'analyse de la méthodologie d'évaluation de l'impact dosimétrique et de l'application qui en est faite par AREVA NC, l'IRSN recommande d'envisager la définition d'un scénario de référence intégrant les voies d'exposition les plus plausibles et de tenir compte de variantes, en termes de voies d'exposition mais également d'habitudes alimentaires, budget temps, ..., par le biais d'études de sensibilité en y intégrant, dans la mesure du possible, les incertitudes, en particulier sur les mesures.

### **8.5 AVIS DE L'IRSN SUR L'EVALUATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE LIE AUX EXPOSITIONS « A DISTANCE »**

Les expositions à distance concernent des individus vivant dans des zones hors influence minière mais susceptibles d'être exposés aux radionucléides provenant de l'activité minière de part leur comportement occasionnel ou non. Il s'agit en particulier d'individus exposés via l'eau du robinet ou pratiquant des activités de loisir (baignade pêche...) dans des zones sous influence minière.

AREVA NC indique que l'évaluation des doses liées aux expositions à distance est extraite du rapport de N. Grénetier (2002) [10] et que seules les principales conclusions sont rapportées dans le BDE [1].

#### **8.5.1 SCENARIOS ETUDIÉS**

##### **Présentation de l'exploitant**

Les expositions à distance considérées ont trait à des activités domestiques et des activités de loisirs.

Ainsi, pour les expositions domestiques, le scénario pris en compte prévoit deux types d'exposition :

- l'ingestion d'eau du robinet à hauteur de 2 Litres par jour soit  $730 \text{ L.an}^{-1}$  ;
- l'immersion dans l'eau du robinet (bain) à hauteur de 30 minutes par jour, tous les jours de l'année.

Cette voie d'exposition via l'eau du robinet est apparue importante à considérer du fait que des agglomérations voisines de la Division Minière de la Crouzille mais hors influence minière (comme notamment la ville de Limoges) sont alimentées en eau potable par la station de La Bastide ou du SIDE<sup>11</sup> La Gartempe. La station de La Bastide et celle du SIDE<sup>11</sup> sont elles-mêmes alimentées en partie par des retenues ou cours d'eau influencés par les activités minières : étang de la Crouzille et du Mazeaud pour la première station, Gartempe pour la seconde station. Ainsi, des eaux provenant de

<sup>11</sup> Syndicat Intercommunal de Distribution d'Eau Potable

ressources potentiellement marquées, peuvent constituer, après traitement de potabilisation, une voie d'exposition d'individus localisés hors de la zone d'influence minière.

Pour l'exposition occasionnelle correspondant à des activités de loisirs, un scénario de baignade dans le Lac de Saint Pardoux est étudié, caractérisé par une durée de baignade de 1 heure et un volume d'eau ingérée par inadvertance de 100 mL par baignade. L'exposition externe sur le sable des plages aux abords du lac n'est pas considérée car sa radioactivité est inférieure à celle du sol de la région de Saint Pardoux (sable provenant du lit de la Vienne).

L'importance de la voie d'exposition relative à l'ingestion de poissons pêchés dans le Lac de Saint Pardoux a également été examinée. Ce cas est traité indépendamment au § 8.5.10.

#### Commentaire IRSN

L'IRSN considère que les scénarios traités par AREVA NC représentent un effort d'approfondissement de l'évaluation des expositions aux radionucléides issus des activités minières et qu'ils présentent l'intérêt de prendre en compte des situations réalistes, bien qu'anecdotiques.

Dans un souci d'exhaustivité, l'impact radiologique résultant de la conjonction des 3 scénarios retenus par AREVA NC pourrait également être estimé. De même, la prise en compte d'une voie d'exposition supplémentaire, conséquence de l'utilisation de l'eau potable pour l'arrosage d'un jardin potager et la consommation des produits de ce jardin par les individus, pourrait contribuer à l'exhaustivité de l'évaluation des expositions à distance. L'IRSN admet néanmoins que ceci constitue un raffinement dont la pertinence reste à évaluer.

L'IRSN considère également que si les individus considérés dans ces scénarios sont des adultes, une évaluation pour des enfants, plus sensibles aurait pu être proposée pour compléter l'évaluation, comme cela a par ailleurs été fait pour le scénario loisirs.

### *8.5.2 EVALUATION DU SCENARIO D'EXPOSITION DOMESTIQUE (« EAU DE BOISSON » ET « BAIN »)*

### *8.5.3 NIVEAUX DE REFERENCE POUR LE BRUIT DE FOND CARACTERISTIQUE DE L'EAU POTABLE*

#### Présentation de l'exploitant

Les valeurs retenues pour le bruit de fond naturel sont de 0,2 µg.L<sup>-1</sup> pour l'uranium 238 et 0,02 Bq.L<sup>-1</sup> pour le radium 226. Ces valeurs sont estimées à l'aide des mesures obtenues sur le bassin hydrographique en amont des rejets en tenant compte pour l'uranium de l'efficacité de la filière de traitement [10].

#### Commentaire IRSN

Les valeurs retenues pour l'estimation du bruit de fond naturel ont une incidence très forte sur la valeur calculée de la dose ajoutée due à l'exploitation minière. La forte variabilité naturelle rend difficile la distinction entre l'origine anthropique et l'origine naturelle des activités mesurées.

On note ainsi, à titre illustratif, une variabilité de la teneur en radium 226 de 0,0004 à 0,40 Bq.L<sup>-1</sup> à l'échelle nationale au robinet du consommateur.

Par ailleurs, le traitement de potabilisation mis en œuvre dans les stations de traitement des eaux influe sur l'activité des radionucléides quelle que soit leur origine. Les valeurs du bruit de fond à considérer pour les calculs de la dose efficace ajoutée tiennent compte selon [10] de l'effet du traitement sur les activités naturelles. Aucune donnée se rapportant à l'effet du traitement de potabilisation sur le bruit de fond n'est fournie ce qui ne permet pas à l'IRSN de se prononcer sur les valeurs du bruit de fond retenues.

Enfin, il aurait été souhaitable que les données utilisées pour caractériser le milieu naturel soient affichées ainsi que la période de mesures correspondante. Des indications sur la mise à jour de ces données par rapport à celles utilisées par [10] seraient utiles pour adapter, le cas échéant, les résultats des calculs de dose à une situation correspondant à la période couverte par le BDE (1993-2004) (mise à jour intégrant les données 2002 et 2003).

#### ***8.5.4 ACTIVITES DES RADIONUCLEIDES DANS L'EAU DU ROBINET***

##### **Présentation de l'exploitant**

AREVA NC indique que les activités en uranium 238 et radium 226 retenues pour le calcul de dose correspondent aux activités mesurées par l'OPRI dans le cadre du réseau de surveillance de la qualité radiologique des eaux. Deux hypothèses sont formulées pour le calcul de la dose efficace ajoutée par ingestion d'eau du robinet : une conservatrice considérant l'ensemble des radionucléides uranium 238, uranium 234, radium 226, plomb 210 et polonium 210 et une hypothèse dite réaliste ne considérant que les trois premiers radionucléides. Le caractère « plus réaliste » de cette seconde hypothèse est justifié par l'élimination probable du plomb 210 et du polonium 210 présents à l'état particulaire dans les eaux, via le processus de filtration mis en œuvre dans la station de traitement.

Une autre hypothèse majorante est admise pour les activités mesurées inférieures à la limite de détection qui consiste à considérer la valeur de la limite de détection pour l'activité dans l'eau potable.

##### **Commentaire IRSN**

Les activités mesurées en sortie de station de traitement et sur lesquelles se fondent les calculs dosimétriques ne sont pas mentionnées dans le BDE. Il est admis que ce sont les activités fournies dans [10] pour les stations de traitement SIDEF La Gartempe et La Bastide Limoges. Ces valeurs sont des moyennes annuelles reprises à partir des résultats obtenus et publiés par l'OPRI (aujourd'hui IRSN).

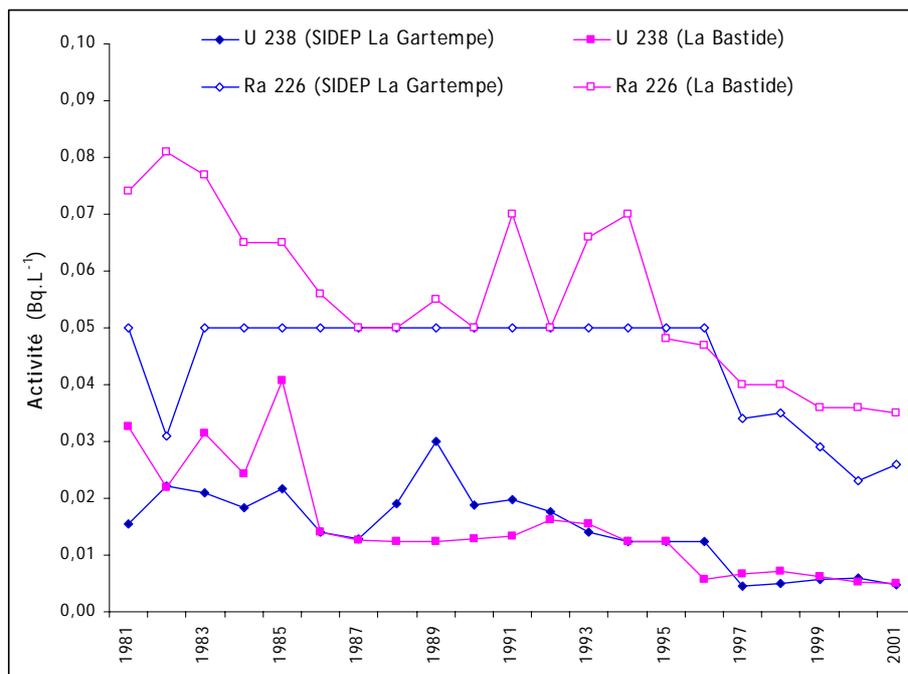


Figure 8-3 Activités en uranium 238 et radium 226 à la sortie des stations de traitement des eaux potables (SIDEF La Gartempe et Limoges La Bastide) de 1981 à 2001 (d'après Grénetier, 2002)

L'IRSN considère qu'AREVA NC aurait pu mettre à jour les données de base utilisées en intégrant les résultats des mesures faites en 2002 et 2003 et ne pas se limiter aux résultats fournis par le rapport Grénetier concernant la qualité des eaux en sortie de station de potabilisation. Par ailleurs, le rapport cité en [10] ne fait apparaître aucune valeur comme étant inférieure à la limite de détection alors que l'exploitant mentionne l'utilisation de limites de détection pour la réalisation des calculs. Des précisions sur les valeurs significatives et les valeurs correspondant aux limites de détection seraient utiles pour évaluer le caractère majorant de l'impact. Enfin, il est noté une baisse significative des activités en uranium à compter de 1996-1997. L'IRSN s'interroge sur l'origine de cette baisse et notamment sur l'occurrence d'une diminution équivalente des activités en uranium dans le réseau hydrographique en amont des activités minières.

Des éléments de réponse ont été obtenus par l'examen des résultats complets 2001-2007 extraits de la base de données IRSN. Ces résultats sont repris sur la figure 8-4, ils appellent les commentaires suivants :

- au début des années 80, les activités étant mesurables (au plus 0,1 Bq.L<sup>-1</sup> pour le radium 226), on observe en sortie de chacune des stations que les valeurs obtenues pour l'uranium 238 sont inférieures à celles du radium 226, reflétant ainsi sans doute, l'efficacité du traitement de potabilisation sur l'uranium ;
- depuis le milieu des années 80, les activités en radium 226 sont en général inférieures à la limite de détection (de l'ordre de 0,030 Bq.L<sup>-1</sup>). On observe dans le même temps une baisse de l'activité de l'uranium 238, malgré quelques fluctuations jusqu'au début des années 90. Depuis une dizaine d'années, l'uranium 238 semble se stabiliser au-dessous de 0,008 Bq.L<sup>-1</sup> (ordre de grandeur de la limite de détection actuelle).

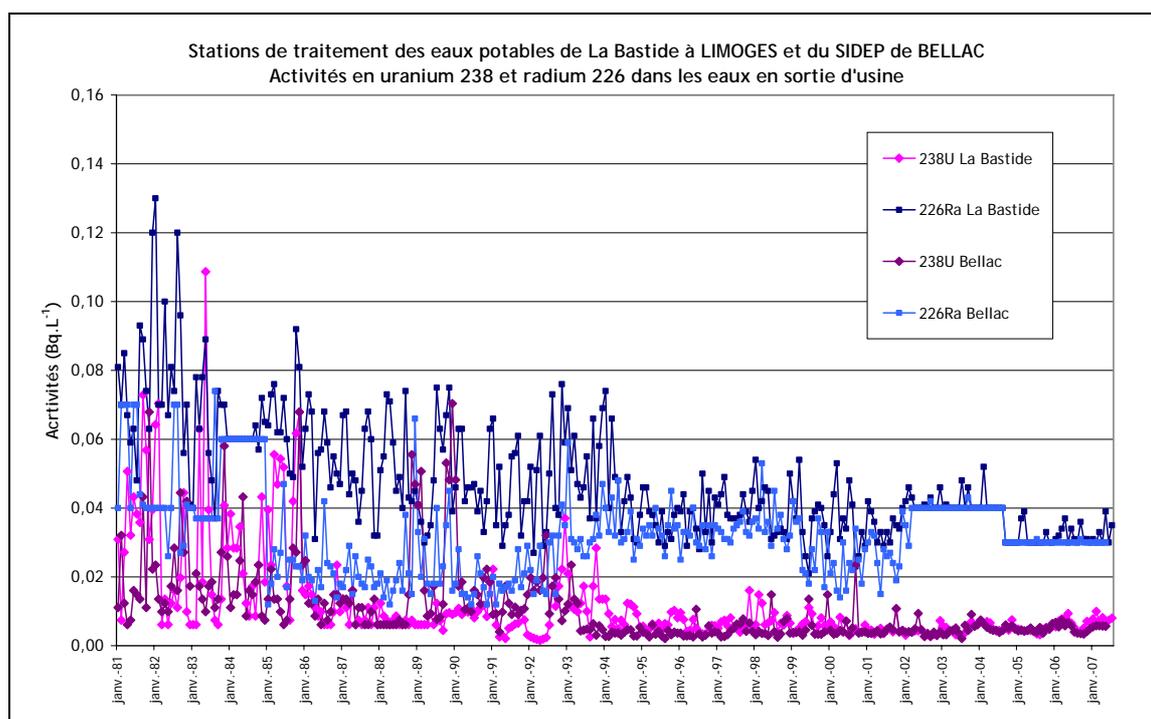


Figure 8-4 Activités en uranium 238 et radium 226 à la sortie des stations de traitement des eaux potables (SIDEF de Bellac et Limoges La Bastide) de 1981 à 2007 - Analyses IRSN

Concernant les activités en plomb 210 et polonium 210 qui ne font pas l'objet de mesures en sortie de station de potabilisation, ni même en entrée, Grénetier [10] semble considérer une activité en plomb 210 correspondant au tiers de l'activité en radium 226 sur la base des résultats d'une étude en cours au moment de la rédaction du mémoire sur le Lac de Saint Pardoux. Concernant le polonium 210, son activité est, par défaut, prise égale à celle du plomb 210.

L'IRSN recommande qu'AREVA NC précise l'ensemble des données utilisées pour les calculs d'une part et de justifier les activités en plomb 210 et polonium 210 considérées d'autre part. En particulier, AREVA NC devrait discuter la validité de l'extrapolation des rapports isotopiques  $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$  dans le Lac de Saint Pardoux à l'eau potable en sortie de station. L'IRSN considère que cette extrapolation est difficilement justifiable dans le sens où l'origine des activités enregistrées dans le Lac de Saint Pardoux est essentiellement anthropique et révèle de ce fait des déséquilibres non représentatifs des déséquilibres observés dans le milieu naturel non impacté.

### 8.5.5 CALCUL DES DOSES EFFICACES

#### Présentation de l'exploitant

L'exploitant indique des fourchettes de dose efficace ajoutée (de 5 à 20  $\mu\text{Sv}$  pour La Bastide et inférieure pour SIDEF La Gartempe) pour le scénario ingestion et immersion (bain).

#### Commentaire IRSN

L'examen du rapport de Grénetier [10] tend à montrer que la dose calculée est une dose totale intégrant la contribution du bruit de fond. Dans ce cas, les fourchettes présentées dans le BDE ne

correspondent pas à une dose efficace ajoutée mais une dose efficace totale. Par ailleurs, l'exploitant se doit de mentionner que les fourchettes présentées correspondent aux hypothèses dites « réalistes ». La fourchette correspondant aux doses efficaces totales annuelles dans le cadre de l'application des hypothèses « hautes » est de 10 à 45  $\mu\text{Sv}\cdot\text{an}^{-1}$  [10].

Un calcul pour l'année 2003 sur la base des données mesurées en 2003 aurait été pertinent et cohérent avec les résultats fournis pour cette même année dans le cadre des scénarios plus classiques exposés au paragraphe 9.1. L'IRSN considère par ailleurs qu'il eut été indiqué de préciser la part de l'ingestion d'eau et de l'immersion à la dose calculée. Grénetier considère que l'exposition externe par immersion est totalement négligeable.

De manière générale, l'IRSN recommande à AREVA NC de présenter l'ensemble des données intermédiaires du calcul de la dose efficace ajoutée et de détailler les hypothèses formulées à chaque étape. Les ordres de grandeurs des doses présentées par AREVA NC sont néanmoins cohérents avec l'évaluation faite par l'IRSN qui confirme ainsi le faible impact du scénario d'exposition à distance via l'utilisation d'eau potable à des fins domestiques (boisson et bain). Ces doses sont à considérer avec précaution compte tenu des nombreuses incertitudes mises en évidence à chaque étape du calcul.

#### ***8.5.6 EVALUATION DU SCENARIO D'EXPOSITION DE LOISIRS DANS LE LAC DE SAINT PARDOUX***

#### ***8.5.7 NIVEAUX DE REFERENCE POUR LE BRUIT DE FOND***

Les valeurs de bruit de fond retenues dans le cadre du scénario de baignade dans le Lac de Saint Pardoux ne sont pas affichées. Par défaut, on suppose que les valeurs de bruit de fond retenues dans le contexte du scénario d'exposition domestique sont les valeurs considérées par AREVA NC. Ce choix, s'il est confirmé, n'apparaît pas justifié puisqu'aucun traitement de potabilisation n'est effectué sur les eaux du Lac. L'approche retenue présente par conséquent un caractère majorant puisque les valeurs du bruit de fond naturel considéré sont sous estimées.

#### ***8.5.8 ACTIVITES DES RADIONUCLEIDES DANS L'EAU DE BAIGNADE***

##### **Présentation de l'exploitant**

AREVA NC a choisi de retenir comme valeurs d'activité en uranium 238 et radium 226 dans l'eau les valeurs mesurées en 1996 soit 3  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  pour le premier et 0,1  $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$  pour le second, valeur correspondant à la limite de détection.

##### **Commentaire IRSN**

L'IRSN s'interroge sur le choix de l'année retenue pour les activités dans le l'eau du Lac de Saint Pardoux (1996). La prise en compte de résultats de mesures sur plusieurs années, comme cela a été fait pour le scénario d'exposition domestique aurait semblé plus indiqué avec, de préférence, une évaluation pour l'année 2003, date de fin de période couverte par le BDE.

L'IRSN suggère de présenter l'ensemble des données disponibles en matière d'activité dans l'eau.

Aucune indication sur la prise en compte d'autres radionucléides que l'uranium 238 et le radium 226 n'est mentionnée. Or l'annexe 10 du rapport Grénetier [10] fournit des valeurs de coefficients de dose par immersion pour l'ensemble des radionucléides uranium 238, radium 226, uranium 234, plomb 210 et polonium 210 sans toutefois préciser si ces trois derniers radionucléides sont considérés ou non dans le scénario.

L'IRSN recommande à AREVA NC de présenter de manière plus rigoureuse l'ensemble des paramètres et des données utilisés au cours de son évaluation.

### *8.5.9 CALCUL DES DOSES EFFICACES LIÉES AU SCENARIO DE BAINNADE*

#### **Présentation de l'exploitant**

AREVA NC calcule, pour une baignade, des doses efficaces ajoutées liées à l'immersion de  $2.10^{-7}$   $\mu$ Sv quel que soit l'âge de l'individu et des doses efficaces ajoutées liées à l'exposition par ingestion par inadvertance d'eau de 0,01  $\mu$ Sv et 0,16  $\mu$ Sv pour un adulte et un enfant de moins de 1 an respectivement. Le risque lié à la baignade est qualifié de négligeable.

#### **Commentaire IRSN**

Comme déjà mentionné dans le cadre du scénario d'exposition domestique, la dose efficace calculée par AREVA NC semble correspondre à une dose totale et non à une dose ajoutée comme indiqué dans le BDE. Des éclaircissements sur ce point sont nécessaires.

Quoi qu'il en soit, les doses calculées sont très faibles, la dose par immersion étant totalement négligeable au regard des doses induites par l'exposition par ingestion.

On note que la dose par ingestion pour un enfant de 1 an est supérieure d'un facteur 16 à celle calculée pour un adulte. Ceci est dû à l'écart d'un facteur environ 10 entre les coefficients de dose efficace par ingestion relatifs aux adultes et aux enfants. L'IRSN attire néanmoins l'attention sur la quantité d'eau ingérée par inadvertance par les enfants de moins de 1 an, supposés accompagnés et surveillés, et les adultes qui devrait être distincte. AREVA NC pourrait réviser les valeurs des paramètres d'exposition du scénario pour les enfants de 1 an et notamment la quantité d'eau ingérée. Ce souci de disposer de valeurs de paramètres adaptées aux individus exposés pourrait être pris en compte au travers d'études de sensibilité. Celles-ci permettraient de distinguer les paramètres influents, c'est-à-dire ceux qui jouent de manière notable sur le résultat du calcul d'impact, des paramètres dont l'influence est peu significative et qui, de fait, ne nécessitent pas un raffinement des valeurs prises en compte dans les calculs.

## 8.5.10 IMPORTANCE DE LA VOIE D'EXPOSITION PAR INGESTION DE POISSONS PECHES DANS LE LAC DE SAINT PARDOUX

### Présentation de l'exploitant

Les activités en uranium 238, radium 226 et plomb 210 considérées pour l'évaluation de l'importance de l'exposition par ingestion de poissons pêchés dans le Lac de Saint Pardoux correspondent aux valeurs maximales enregistrées par la CRIIRAD en 1998 [11] soit  $86 \text{ Bq.kg}_{\text{ frais}}^{-1}$ ,  $23 \text{ Bq.kg}_{\text{ frais}}^{-1}$  et  $8,7 \text{ Bq.kg}_{\text{ frais}}^{-1}$  respectivement. Aucune valeur n'ayant été enregistrée pour le plomb 210 et le thorium 230, ces radionucléides ne sont pas pris en compte dans le calcul de dose.

AREVA NC présente les doses efficaces calculées pour une consommation de 1 kilogramme de poisson et évalue ensuite la quantité de poissons qu'il est nécessaire d'ingérer pour recevoir une dose efficace ajoutée de 1 mSv. Le tableau 8-31 résume les résultats des calculs présentés dans le BDE.

Tableau 8-31 Résultats des calculs de dose efficace par ingestion de poissons du lac de Saint Pardoux

Quantité ingérée	Dose efficace Adulte	Dose efficace Enfant 3-7 ans
1 kg	16 $\mu\text{Sv}$	40 $\mu\text{Sv}$
62,5 kg	1 mSv	/
25 kg	/	1 mSv

### Commentaire IRSN

L'IRSN considère que les doses calculées sont des doses totales et non ajoutées car aucune donnée sur les teneurs en radionucléides dans des poissons dans des lacs ou étangs non impactés ne sont présentée. Ceci conduit à une surestimation des doses ajoutées.

Une évaluation des teneurs *a minima* en polonium 210 sur la base de la connaissance du facteur de transfert de cet élément aux poissons et de l'activité estimée du polonium 210 dans l'eau aurait permis de vérifier que la contribution des radionucléides non mesurés ne représente pas la part majoritaire de l'impact et aurait confirmé la faible importance de cette voie de transfert à l'impact dosimétrique.

L'IRSN s'interroge sur l'impact résultant de la combinaison des scénarios étudiés pour les expositions à distance. Une combinaison des expositions via les poissons (avec un régime alimentaire défini), la baignade dans le Lac de Saint-Pardoux et la consommation d'eau potable des stations de Limoges ou La Gartempe permettrait de proposer un impact enveloppe pour ce type d'exposition.

## 8.5.11 CONCLUSION SUR LES EXPOSITIONS A DISTANCE

De manière générale, l'évaluation faite par AREVA NC conduit à des doses faibles à négligeables. L'IRSN valide l'ordre de grandeur des impacts associés aux scénarios à distance traités par AREVA NC mais suggère, pour parfaire la crédibilité de l'évaluation, de préciser certaines données, et en particulier celles relatives au bruit de fond.

Les choix de l'exploitant pour les valeurs du bruit de fond sont soit sous-estimées ce qui contribue à une surestimation de l'impact, soit non prises en compte ce qui conduit au calcul d'une dose totale et non ajoutée.

L'impact résultant de la combinaison réaliste de plusieurs scénarios pourrait être examiné pour définitivement conclure que les expositions à distance contribuent faiblement à l'impact des populations vivant hors de la zone d'influence des sites miniers de la Division Minière de la Crouzille.

## 8.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 8

- [1] AREVA NC (2004). Bilan décennal environnemental 1994-2003
- [2] A.C. SERVANT, B. CESSAC (2001). Méthode d'évaluation de l'impact des sites de stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium - Rapport IPSN/DPRE - SERGD 01-53
- [3] A.C. SERVANT, B. CESSAC (2001). Expertise de la méthode COGEMA d'identification et de caractérisation des groupes de référence associés aux anciens sites miniers - Rapport IPSN/DPRE - SERGD 01-08
- [4] K. BEAUGELIN et al., (2002). La banque de données CIBLEX, une compilation de paramètres d'exposition de la population française au voisinage d'un site pollué, Première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués, Colloque
- [5] A.C. SERVANT (2003). Avis de l'IRSN sur l'évaluation par COGEMA de l'impact radiologique en 2001 du site minier du Bernardan (Jouac, Haute-Vienne) - Rapport IRSN/DPRE - SERGD 03-19
- [6] ALGADE - COGEMA (2003). Etablissement de Bessines- Surveillance radiologique de l'environnement - Estimation des doses efficaces annuelles ajoutées dans l'environnement des sites miniers - année 2003
- [7] Arrêté ministériel du 1er septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants, JO n°262 du 13 novembre 2003
- [8] COGEMA Service Radioprotection- Enquêtes chaîne alimentaire -1999-2000
- [9] AREVA NC (2006). Localisation des captages en service et des unités d'alimentation en eau potable dans un milieu uranifère
- [10] N. GRENETIER (2002). Evaluation de l'impact sanitaire consécutif à la pollution des eaux par les activités d'extraction et de traitement de l'uranium en Haute-Vienne, ENSP Rennes

[11] CRIIRAD (1999). Analyses par spectrométrie gamma de poissons prélevés en avril 1999 en aval du Lac de Saint-Pardoux (Haute-Vienne). Compte rendu de mesures n° 99-17. *cité par [10] mais non consulté*

## 9 EVALUATION DE L'IMPACT CHIMIQUE SUR L'HOMME INDUIT PAR LES ACTIVITES MINIERES

### 9.1 DEMARCHE GENERALE D'EVALUATION DE L'IMPACT CHIMIQUE

#### 9.1.1 PRESENTATION DE L'EXPLOITANT

L'évaluation de l'impact chimique dû aux activités minières de la Division de la Crouzille est traitée dans le BDE [1] au chapitre 7 intitulé « Evaluation de la Dose Efficace Ajoutée - Impact sur la Santé », chapitre axé sur l'évaluation de l'impact dosimétrique.

Il comprend en première partie, la présentation de la méthode d'évaluation des risques telle qu'initiée par le US National Council. Celle-ci se décline de manière générale, c'est-à-dire indépendamment de la nature radiologique ou chimique des risques considérés, en quatre étapes rappelées par AREVA NC :

- l'identification des dangers ;
- le choix de la Valeur Toxicologique de Référence (VTR) ;
- l'évaluation des expositions ;
- la caractérisation du risque.

Le paragraphe 8.6 du BDE présente l'approche d'évaluation des risques liés à la toxicité chimique des éléments telle qu'envisagée par AREVA NC.

#### 9.1.2 COMMENTAIRES DE L'IRSN

Pour évaluer la démarche d'AREVA NC, l'IRSN s'est appuyé sur la méthode d'évaluation des risques synthétisée par l'INERIS dans la version de 2003 du document intitulé « Evaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des ICPE - substances chimiques » [2].

La méthode présentée se veut un guide pour les rédacteurs des études d'impact des ICPE. Elle a l'avantage de formaliser de manière claire et structurée les différentes étapes qui permettront d'évaluer l'impact d'installations ou de sites classés. Elle mérite par conséquent d'être suivie, quelle que soit l'installation, classée ou non.

La démarche de l'exploitant apparaît globalement conforme à la méthode décrite par l'INERIS. Néanmoins, si la démarche est clairement annoncée au paragraphe 8.1 du BDE [1], le développement qui en est fait n'en suit pas rigoureusement la déclinaison en quatre étapes. Ceci peut se justifier par le caractère très préliminaire de la présentation de l'exploitant et de l'absence de calculs d'application.

La méthodologie exposée au paragraphe 8.6.1 est en fait un mélange de considérations sur les choix des éléments à prendre en compte, les voies d'exposition, les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) et l'équation de calcul du risque. Les différentes hypothèses formulées par l'exploitant sont

présentées et discutées au § 9.2. Le paragraphe 8.6.2 présente les éléments à prendre en compte mais reste très général et non quantitatif.

## 9.2 HYPOTHESES RETENUES

Les hypothèses formulées par AREVA NC pour la mise en œuvre de l'évaluation du risque chimique appliquée aux sites miniers sont regroupées, dans le présent chapitre, selon les quatre étapes de la méthode classique.

### 9.2.1 IDENTIFICATION DES DANGERS/SOURCES

#### 9.2.2 EFFETS AIGUS / CHRONIQUES

##### Présentation de l'exploitant

Parmi les effets induits par les éléments toxiques, on distingue, les effets chroniques et les effets aigus. AREVA NC ne retient comme sources potentielles de danger, que les éléments susceptibles d'induire des effets chroniques et justifie ce choix par les niveaux de concentrations mesurés dans l'environnement qui sont faibles et ne présentent pas les caractéristiques d'exposition aiguës.

##### Commentaire IRSN

D'un point de vue théorique, l'IRSN adhère au choix de l'exploitant. Toutefois, il rappelle que la caractérisation des teneurs en éléments chimiques issus potentiellement des activités minières dans les différents milieux d'exposition est peu renseignée, tout au moins dans le BDE et dans la base de données informatique transmise par AREVA NC. Ce manque de données constitue une contrainte forte pour examiner la pertinence du choix d'AREVA NC. Il est noté en particulier que c'est essentiellement le compartiment « eau » qui fait l'objet de mesures chimiques. Les compartiments susceptibles d'être le siège d'accumulation d'éléments toxiques stables ne sont pas contrôlés (sédiments, terre, produits végétaux...).

### 9.2.3 EFFETS CANCERIGENES ET EFFETS NON CANCERIGENES

##### Présentation de l'exploitant

AREVA NC opte pour n'aborder que les aspects liés aux effets non cancérigènes. Deux raisons justifient ce choix. D'une part, l'aspect cancérigène lié à l'exposition à des radionucléides est déjà pris en compte dans l'évaluation de l'impact dosimétrique et d'autre part, pour ce qui est des espèces chimiques toxiques stables, soit elles ne sont pas reconnues comme ayant des effets cancérigènes, soit leurs concentrations sont trop faibles pour que ce type d'effet ne se manifeste.

##### Commentaire IRSN

L'IRSN considère justifiée la non prise en compte des effets cancérigènes des radionucléides pour la raison évoquée par AREVA NC.

En ce qui concerne les espèces stables, soit elles ne sont effectivement pas reconnues comme cancérigènes (exemple du zinc, mercure,...) et dans ce cas, l'IRSN rejoint la position d'AREVA NC de ne

pas considérer les risques cancérigènes, soit elles sont en concentration faible dans l'environnement et dans ce cas, l'IRSN émet un avis différent d'AREVA NC. En effet, les relations dose-effet pour les espèces cancérigènes sont des relations sans seuil c'est-à-dire que toute concentration d'exposition est susceptible de provoquer des manifestations de cancérogénicité. L'argumentaire d'AREVA NC pour écarter les espèces cancérigènes mais en faibles concentrations n'apparaît pas justifié. L'IRSN recommande de prendre en compte les espèces chimiques toxiques stables à effets cancérigènes et de démontrer par le calcul du risque, que celui-ci est faible. L'exploitant ne peut, sans que cela ne soit contestable, effectuer une sélection *a priori*.

L'IRSN précise qu'il arrive que des concentrations très faibles dans l'eau, inférieures même à la limite de détection et/ou la limite admissible dans l'eau de boisson, soient susceptibles d'entraîner un risque significatif pour la santé.

L'IRSN recommande également que l'exploitant présente clairement, avant toute étape sélective, la liste des espèces chimiques constitutives de la source potentielle et les caractérise selon leur potentiel cancérigène ou non.

#### 9.2.4 ELEMENTS CHIMIQUES A PRENDRE EN COMPTE DANS L'EVALUATION

##### Présentation de l'exploitant

AREVA NC précise que ne doivent être pris en compte que les éléments dont les teneurs dans l'environnement sont plus importantes que dans le milieu naturel et qui de plus, présentent un danger pour la santé :

- concernant les radioéléments, l'uranium est de loin le radioélément dont la toxicité chimique est à considérer en priorité par rapport à la radiotoxicité ;
- concernant les éléments traces non radioactifs, AREVA NC mentionne le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le mercure (Hg), le zinc (Zn) et le plomb (Pb). Les recherches effectuées dans les rejets des sites de stockage (source considérée comme principale) et dans les eaux de puits autour de ces sites n'ont pas révélées de valeurs excédant la limite de détection. Cette limite est assez élevée pour Hg ( $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) et Cd ( $50 \mu\text{g.L}^{-1}$  puis  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$  depuis 1999) et très supérieure à la valeur réglementaire établie en France pour les eaux de consommation humaine ( $1 \mu\text{g.L}^{-1}$  pour Hg et  $5 \mu\text{g.L}^{-1}$  pour Cd). Pour les autres éléments traces, AREVA NC précise que les limites de détection sont inférieures ou égales aux valeurs limites pour l'eau de boisson ;
- concernant les espèces majeures identifiées par AREVA NC, à savoir sulfate, baryum et métaux tels que magnésium, fer et aluminium, seuls le baryum et le manganèse sont considérés comme susceptibles de présenter des effets nocifs pour la santé. Le fer et l'aluminium sont écartés du fait de leur non nocivité aux concentrations mesurées dans les rejets. De même concernant les sulfates.

##### Commentaire IRSN

L'IRSN note la nécessité d'identifier de manière exhaustive les éléments chimiques potentiellement dangereux et présents dans l'ensemble des sources et pas uniquement les stockages de résidus miniers, et d'effectuer ensuite une sélection des éléments qu'il apparaît pertinent de retenir dans le cadre de

l'évaluation. Les critères de sélection doivent être exposés clairement et argumentés. Un des critères est la comparaison avec les teneurs dans l'environnement naturel non impacté par les sites miniers. Une bonne connaissance du milieu naturel s'avère par conséquent nécessaire.

La référence à la limite de détection est critiquable dans le sens où, comme on l'a vu pour l'uranium (cf. Chapitre 6), une limite de détection trop élevée peut conduire à masquer le marquage de l'environnement par un élément. Il est nécessaire de démontrer la pertinence de la valeur de la limite retenue et d'effectuer une comparaison avec le milieu naturel. Les mesures doivent être effectuées avec des limites de détection cohérentes avec celles imposées pour la qualité de l'eau de consommation humaine ; ceci concerne le mercure et le cadmium, les limites de détection des autres éléments étant suffisamment basses. Par ailleurs, les prélèvements dans les puits ne peuvent être révélateurs que si l'on est sûr d'une connexion entre les eaux de puits et les sites, ce qui n'est pas démontré.

Une alternative à cette référence à des limites de détection serait d'adopter une approche théorique de calcul de concentration minimale acceptable vis-à-vis du risque pour l'homme et d'en déduire les limites de détection à atteindre pour effectuer les mesures dans l'environnement et notamment l'eau.

L'IRSN suggère à AREVA NC d'établir une sélection des éléments à considérer en suivant une démarche plus rigoureuse et plus détaillée en particulier quand il est fait référence à des concentrations comme critère de choix. Le choix des éléments trace à considérer n'apparaît pas explicite.

Par ailleurs, il n'est pas clair si AREVA NC se base sur les limites dans l'eau de boisson pour sélectionner les éléments à considérer. L'IRSN précise à ce titre qu'une telle comparaison n'apparaît pas pertinente dans le cadre du calcul du risque car elle ne permet pas de mettre en évidence un impact qui résulterait d'une exposition par une autre voie que l'eau (exemple : ingestion de produits agricoles) qui elle, intégrerait les processus d'accumulation dans un milieu (sol, cultures...).

L'IRSN recommande de définir le plus rigoureusement possible, la forme chimique ou tout du moins la valence des espèces chimiques dont la toxicité se manifeste différemment selon leur spéciation.

L'IRSN s'interroge sur la non prise en compte de l'arsenic par AREVA NC.

### *9.2.5 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE (VTR)*

#### **Présentation de l'exploitant**

AREVA NC rappelle que les VTR, définies pour une substance donnée et une voie d'exposition donnée, sont évaluées, sur la base de données issues d'expérimentations animales ou d'étude épidémiologiques. Dans le premier cas, la VTR est dérivée de la NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) ou de la LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) par application de facteurs d'incertitude, fonction de la qualité des données expérimentales obtenues et la transposition à l'homme.

AREVA NC mentionne deux organismes présentant des valeurs toxicologiques de référence : l'OMS et l'US EPA. Pour l'US EPA, une exposition est considérée comme chronique à compter de 7 ans.

#### Commentaire IRSN

L'IRSN n'a pas de commentaire sur la formulation de la VTR mais précise que d'autres organismes que l'OMS et l'US EPA fournissent également des valeurs dites sans effets. Sont cités à titre illustratif l'ATSDR, le RIVM, l'OEHHA. L'INERIS a par ailleurs rédigé et rendu disponible sur son site web, des rapports sur l'évaluation des VTR pour un certain nombre de substances. Ces rapports permettent de proposer un choix argumenté de la valeur retenue. AREVA NC devrait se baser sur ces documents pour proposer une méthode de sélection de données de VTR. A noter que le guide de l'INERIS précise que chaque industriel se doit de justifier le choix des VTR en fonction de son contexte d'étude. C'est donc bien à l'exploitant d'explicitier sa démarche pour la définition de ses VTR.

Par ailleurs, l'IRSN note que dans la liste des substances potentiellement sélectionnables, il n'est pas fait mention de la spéciation. Or il s'avère que certains métaux par exemple, présentent des toxicités très différentes selon leur valence ou leur état (organique, inorganique), c'est le cas notamment du chrome et du mercure (et également de l'arsenic). L'IRSN considère qu'il est indispensable de tenir compte de la spéciation dans la sélection de la VTR.

### *9.2.6 EVALUATION DES EXPOSITIONS*

#### *9.2.7 VOIES D'EXPOSITION*

##### Présentation de l'exploitant

La seule voie d'exposition considérée par l'exploitant est l'ingestion. L'inhalation de poussières, ou de formes gazeuses, est négligée car les seuls milieux présentant un marquage sont les eaux et dans une moindre mesure, les sols. La voie d'exposition par transfert cutanée est considérée comme négligeable du fait d'un transfert cutané faible des métaux en absence de lésions.

#### Commentaire IRSN

L'IRSN considère qu'effectivement, le transfert cutané n'est pas la voie d'exposition majeure et sa prise en compte constituerait, à ce stade, un raffinement dans l'application de la méthodologie qui paraîtrait disproportionné compte tenu de l'état actuel d'avancée en matière d'évaluation des risques chimiques autour des sites miniers réaménagés.

Concernant l'inhalation, l'IRSN reconnaît que cette voie d'exposition est généralement moins contributive au risque que la voie ingestion dans le contexte minier mais ne retient pas l'argumentaire d'AREVA NC comme quoi les marquages sont identifiées uniquement dans l'eau et les sols. En effet, il n'existe pas de mesures dans l'air (cf. paragraphe 7.2 « Impact sur le vecteur air » du BDE [1]) et il n'est de ce fait pas possible de vérifier l'absence de marquage ailleurs que dans les compartiments analysés. L'IRSN recommande de revoir son argumentaire.

### *9.2.8 NIVEAUX D'EXPOSITION*

#### **Présentation de l'exploitant**

L'exploitant mentionne, au paragraphe 8.6.2 du BDE, des teneurs en éléments chimiques stables dans les eaux, à la fois de rejet et de puits sur les sites, en particulier ceux comportant des stockages de résidus. Ces concentrations sont discutées au regard des limites de détection d'une part et des valeurs réglementaires admises dans l'eau de consommation humaine d'autre part.

Il n'y a pas de données explicites sur les produits de la chaîne alimentaire tels que les produits agricoles, ni même dans l'eau de boisson.

#### **Commentaire IRSN**

L'IRSN considère que l'exploitant souhaite appliquer la même démarche que celle adoptée pour l'évaluation de l'impact dosimétrique en matière d'exposition c'est-à-dire utiliser des valeurs mesurées dans les différents compartiments de la biosphère et non passer par la modélisation. Il apparaît indispensable de disposer de résultats de mesure d'éléments stables potentiellement issus des activités minières, dans les produits de la chaîne alimentaire.

Les données disponibles sont insuffisantes pour caractériser les niveaux d'exposition des populations. AREVA NC précise au cours de l'instruction que des campagnes de mesures avec des limites de détection adaptées seront menées.

### *9.2.9 POPULATIONS EXPOSEES*

#### **Présentation de l'exploitant**

AREVA NC ne fournit pas de précision sur les groupes de populations exposées à prendre en compte dans l'évaluation.

#### **Commentaires de l'IRSN**

Malgré l'absence d'indication sur les groupes de population, l'IRSN suppose que, logiquement, les groupes considérés par AREVA NC sont les mêmes groupes que ceux étudiés dans le cadre de l'impact dosimétrique. Ce choix apparaît raisonnable sous réserve d'adaptation éventuelle de la méthode de sélection par calcul d'indices globaux (cf. Chapitre 8) car certains critères retenus pour le calcul de l'indice global permettant de classer les groupes de population ne sont pas pertinents dans le contexte spécifique aux éléments chimiques stables. C'est le cas notamment du critère de distance qui intéresse essentiellement l'exposition externe, spécifique aux radionucléides, et la topographie qui concerne les gaz et plus particulièrement le radon.

La faisabilité de transposition du choix des groupes de populations retenus pour l'impact dosimétrique à l'impact chimique doit être discutée.

## *9.2.10 CARACTERISATION DU RISQUE*

### **Présentation de l'exploitant**

AREVA NC présente l'équation permettant d'estimer le risque sous forme de quotient de danger QD pour les effets chroniques non cancérogènes comme le rapport de la dose journalière d'exposition (DJE) et de la dose journalière admissible (DJA).

### **Commentaires de l'IRSN**

Le quotient de danger est un indicateur d'évaluation des risques non cancérogènes. Rigoureusement, il correspond au rapport de la dose d'exposition, exprimée en masse d'éléments par unité de poids corporel par unité de temps, et de la VTR.

L'exploitant, en cohérence avec son choix de ne regarder que les effets non cancérogènes par ingestion, s'est limité à indiquer le mode de calcul du risque correspondant. Considérant que l'évaluation du risque cancérogène peut s'avérer pertinente, l'IRSN suggère d'ajouter l'équation de calcul du risque pour les effets cancérogènes qui correspondent au produit de la dose d'exposition, de l'excès de risque unitaire (équivalent à une VTR pour effet cancérogènes) et de la durée d'exposition rapportée à la durée dite vie-entière (70 ans).

AREVA NC ne précise pas si le calcul du risque envisagé concerne le risque ajouté ou le risque total. Un calcul de risque ajouté serait une approche cohérente avec celle retenue pour l'impact dosimétrique.

## **9.3 APPLICATION DANS LE CADRE DES SITES MINIERES REAMENAGES**

### *9.3.1 PRESENTATION DE L'EXPLOITANT*

AREVA NC indique, paragraphe 8.6.2 du BDE [1], que l'évaluation quantitative des risques n'est pas envisageable du fait du nombre trop restreint de données et des limites des techniques analytiques utilisées. Des campagnes d'acquisition de données sont prévues.

### *9.3.2 COMMENTAIRES DE L'IRSN*

L'IRSN acte de la difficulté à réaliser une évaluation quantitative du risque sur la base des données d'exposition disponibles, limitées par ailleurs au compartiment eau et ne bénéficiant pas de référentiel relatif au milieu non impacté.

L'IRSN indique qu'AREVA NC aurait néanmoins pu proposer de suivre la méthode pour l'uranium en convertissant simplement les niveaux d'exposition (exprimés en Bq) en unité de masse correspondante. Cet exercice ayant par ailleurs déjà été mis en œuvre dans le cadre du GRNC, la mise en application par AREVA NC dans le contexte du BDE n'aurait pas nécessité un gros travail.

Il est néanmoins noté l'existence d'un document complémentaire « Evaluation des risques chimiques liés à l'uranium et à ses descendants dans l'environnement proche des sites miniers » (transmis en 2005 à la DRIRE) qui permet de se prononcer sur l'application par AREVA NC de la méthode décrite dans le BDE. Les commentaires de l'IRSN sur ce document sont présentés au § 9.4.

Enfin, l'IRSN suggère à l'exploitant de présenter son évaluation d'impact chimique de manière rigoureuse en déclinant chaque étape de la méthode classique et de ne pas procéder à des choix *a priori*.

## 9.4 ANALYSE DE DOCUMENTS COMPLEMENTAIRES

L'IRSN dispose, en plus du BDE, du rapport « Evaluation des risques chimiques liés à l'uranium et à ses descendants dans l'environnement proche des sites miniers » [3]. Ce document a été intégré dans le cadre de l'expertise du BDE car il apporte des informations complémentaires en matière d'évaluation du risque chimique. Seule la toxicité chimique des principaux radionucléides est considérée.

Ce document comprend 4 parties discutées ci-après.

### Partie 1

La première partie expose les différentes considérations préalables à l'analyse et déjà mentionnées dans le BDE : AREVA NC retient les expositions chroniques par ingestion et inhalation pour les espèces à effet non cancérigène. Ces choix ont déjà fait l'objet de commentaires de la part de l'IRSN dans les paragraphes précédents.

### Partie 2

La seconde partie présente les éléments radioactifs à prendre en compte et les VTR associées. Sont retenus : l'uranium, le radium, le polonium et le plomb.

La VTR de l'uranium correspond, pour la voie ingestion à la valeur fournie en 1999 par l'ATSDR soit  $2,1 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  et pour la voie inhalation à la valeur de  $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  proposée par ce même organisme. L'IRSN suggère que l'exploitant présente l'ensemble des VTR recensées dans la littérature et justifie de manière plus détaillée le choix effectué. L'IRSN rappelle notamment que dans le cadre de la seconde mission du GRNC, la valeur de  $0,6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  avait été retenue. Cette valeur est plus sécurisante que la valeur proposée par AREVA NC.

La première référence [1] rapport complémentaire [3] n'étant par ailleurs pas accessible, il est difficile de se prononcer sur la pertinence du choix de l'exploitant pour la voie ingestion. D'autres valeurs plus contraignantes de l'ordre de  $0,6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  ont été relevées dans les documents OMS (1998), Health Canada (1999) et US EPA (1998).

Concernant l'inhalation, l'IRSN n'a pas relevé de valeurs plus sécurisantes que celle proposée par AREVA NC.

L'IRSN rappelle que toute valeur de VTR peut être admise pour l'évaluation du risque chimique mais qu'elle nécessite une argumentation étayée. L'exploitant devrait décrire la démarche qui l'a conduit à sélectionner une VTR plutôt qu'une autre, le cas échéant, en listant l'ensemble des données recueillies dans la littérature.

Concernant le radium et le radon, AREVA NC précise qu'aucune VTR n'a été recensée dans la littérature. Ceci est dû au fait que pour ces radioéléments, la manifestation toxique résulte essentiellement de leur caractère radioactif et non chimiotoxique. L'IRSN n'a pas de remarque à formuler sur ce point. Il en est de même concernant le polonium.

Enfin, pour ce qui est du plomb, AREVA NC rapporte et retient la DJA de  $3,6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  fixée en 1999 par l'Institut National de Santé Publique des Pays-Bas. L'IRSN indique que l'OMS a proposée une Dose Hebdomadaire Tolérable correspondant à une dose journalière de  $3,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ . Cette valeur est cohérente avec celle retenue par AREVA NC. Il n'y a pas de données spécifiques pour la voie inhalation. L'IRSN indique que la DJA de l'OMS pour le plomb est applicable à la fois pour les expositions par ingestion et par inhalation. Pour évaluer les risques par inhalation, il suffit de convertir les niveaux d'exposition par inhalation (en  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) en dose journalière incorporée par l'intermédiaire du débit respiratoire et du poids corporel.

### Partie 3

La troisième partie du rapport complémentaire examiné correspond à l'évaluation quantitative du risque pour l'uranium par ingestion et inhalation et pour le plomb par ingestion. Dans le cas du plomb, seule la contribution de l'isotope radioactif est considérée.

Deux scénarios d'exposition sont examinés : l'un correspondant à des adultes de 61 ans et l'autre à des enfants de 2 à 7 ans, vivant soit dans des villages influencés par les activités minières soit dans des villages non influencés. Les commentaires formulés précédemment concernant le choix des villages s'appliquent également ici.

Les régimes alimentaires considérés sont présentés dans un tableau mais la source de ces données n'est pas rappelée. Ces régimes sont ceux pris en considération dans le cadre de l'évaluation de l'impact dosimétrique. Les commentaires formulés à cette occasion dans le chapitre 8 s'applique également ici. AREVA NC indique que les concentrations dans les produits alimentaires sont issues de campagnes de mesures périodiques. Les données sont issues du bilan de l'établissement de Bessines de 2004. Les concentrations massiques dans les différents produits sont le résultat de la conversion de mesures de l'activité massique dans ces produits.

Enfin concernant l'exposition à l'uranium par inhalation, il n'y a pas de mesures spécifiques faites par AREVA NC. Pour son évaluation, AREVA NC s'est basée sur les teneurs dans l'air issues d'une étude (non référencée) mentionnant une valeur maximale de  $0,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en uranium. Outre le fait que cette valeur maximale excède la VTR retenue pour la voie respiratoire, l'IRSN considère que ce choix n'est pas justifié car il ne correspond pas à une valeur mesurée au niveau des villages d'intérêt. Il n'est par conséquent pas possible de prendre en considération le calcul du risque pour la voie inhalation tel que suggéré dans le rapport complémentaire analysé. La valeur maximale apparaît par ailleurs comme une valeur potentiellement majorante. AREVA NC y gagnerait à effectuer une mesure sur site pour disposer d'un ordre de grandeur de l'exposition maximale à considérer.

### Partie 4

Enfin la quatrième partie est un bilan de l'évaluation de l'impact chimique dû aux radioéléments. AREVA NC indique que tous les quotients de danger sont inférieurs à 1 pour l'uranium et le plomb ce qui traduit un risque chimique négligeable. La part associée à l'inhalation est également négligeable et les niveaux de risque sont légèrement supérieurs pour les enfants. Enfin, le fait que le village soit ou non impacté par les activités minières n'influe pas sur les résultats des calculs de risque. AREVA NC en conclut que les risques chimiques sont uniquement liés à l'exposition à l'uranium et au plomb d'origine géologique. Les valeurs de quotient de danger ne sont pas rapportées par AREVA NC. Sous réserve de

validation des teneurs mesurées dans les produits consommés et l'eau et de la validation de la part due au milieu naturel, l'IRSN ne remet pas en question le résultat du calcul de risque pour ces deux radioéléments. Le choix des groupes de populations nécessite une justification, notamment sur leur pertinence en regard du risque chimique (rappel : groupe sélectionnés selon la méthode de calcul d'un indice global dont les critères portent essentiellement sur le caractère radioactif des isotopes). Une évaluation plus détaillée et plus argumentée s'avère néanmoins souhaitable pour conforter ces conclusions.

## 9.5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'IRSN note qu'AREVA NC dispose des éléments méthodologiques permettant de conduire une analyse du risque chimique. Des efforts sont à effectuer en ce qui concerne l'acquisition de données pour aller jusqu'à la caractérisation du risque d'un point de vue quantitatif. L'IRSN retient comme voie d'amélioration :

- de prévoir une évaluation du risque cancérigène si cela est jugé pertinent et à défaut, justifier de la non pertinence de ce choix ;
- de ne pas sélectionner les éléments *a priori* mais d'aller jusqu'au calcul des expositions. Si possible, envisager un recours à de la modélisation (ce commentaire est valable également pour ce qui concerne l'aspect radiologique) ;
- de prévoir la caractérisation du milieu naturel (eau, légumes, air...) hors influence des sites miniers ;
- de ne pas se limiter au compartiment eau mais intégrer les aliments pour l'évaluation des expositions ;
- d'explicitier le choix des VTR même si le calcul du risque s'avère non réalisable ;
- d'explicitier la prise en compte de multi-pollution ;
- de justifier la non prise en compte de l'exposition par inhalation.

## 9.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 9

[1] AREVA NC (2004). Bilan décennal environnemental 1994-2003

[2] [http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&action=getDoc&id\\_doc\\_object=220](http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&action=getDoc&id_doc_object=220)

[3] AREVA NC. Evaluation des risques chimiques liés à l'uranium et à ses descendants dans l'environnement proche des sites miniers. 4 CRO BDE 19

## **10 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL**

L'impact environnemental tel que traité dans ce chapitre porte sur les effets des activités minières de la Division Minière de la Crouzille sur la faune et la flore sauvages. Sont principalement concernés les végétaux aquatiques et les poissons car le milieu dans lequel ils se développent (rivières, étangs) est la cible principale des rejets par la voie eau.

Si l'évaluation de l'impact environnemental peut répondre à deux objectifs majeurs :

- le suivi de la qualité des réaménagements des sites miniers et le contrôle des rejets ;
- la protection de l'environnement ;

c'est exclusivement sous l'aspect écologique sous tendu par le second objectif, que sont orientées les réflexions de l'IRSN. L'IRSN ne considère pas essentiel d'évaluer la qualité des réaménagements à travers des mesures sur des bio indicateurs, les mesures effectuées à la fois sur l'eau, les sédiments et l'air étant suffisantes pour répondre à cet objectif.

L'IRSN, dans son analyse relative au bassin versant du Ritord [1], a émis un avis sur la méthodologie d'évaluation de l'impact écologique présentée par AREVA NC. Cette méthodologie et l'analyse qui en a été faite ne dépendant pas du bassin versant considéré, les conclusions formulées au cours de cette première phase d'expertise sont tout à fait extrapolables à l'ensemble des bassins versants.

Ce chapitre a pour objet de rappeler de manière succincte, le contenu du BDE pour les 4 bassins versants d'intérêt et d'élargir les principales recommandations formulées par l'IRSN dans le premier rapport d'expertise. Un état des réflexions compte tenu des travaux engagés au sein du GT2 du GEP relatif à l'évaluation de l'impact sur les populations et l'environnement, est également présenté dans le but d'orienter les discussions en matière de surveillance de la faune et de la flore. Cette discussion est étayée au chapitre 11.

### **10.1 CONTENU DU BDE ET POINT DE VUE D'AREVA NC**

#### ***10.1.1 IMPACT SUR LES VEGETAUX AQUATIQUES***

L'évaluation de l'impact écologique des sites miniers proposé par AREVA NC dans le BDE repose principalement sur les résultats de mesures effectuées sur des végétaux aquatiques prélevés le long des cours d'eau majeurs des bassins versants. Ainsi, sont l'objet de la surveillance, le Ritord, La Couze, le Vincou et la Gartempe. Ces résultats sont présentés dans le chapitre 6 du BDE [2], sous forme de tableaux récapitulatifs par cours d'eau qui fournissent la valeur moyenne des activités massiques en  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  et  $^{210}\text{Pb}$ , exprimées en  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}_{\text{végétal frais}}$ . Ces valeurs correspondent à la moyenne des résultats obtenus sur toute la période de suivi.

Le tableau 10-1 présente, pour chaque axe majeur des bassins versants d'intérêt, la période sur laquelle s'est opéré le suivi AREVA NC, le nombre de points de contrôle ainsi que la nature des espèces végétales échantillonnées. La localisation des points de prélèvement correspond à l'échantillonnage des sédiments.

*Tableau 10-1 Caractéristiques du suivi des végétaux aquatiques par AREVA NC*

Cours d'eau majeur du bassin versant	Période de suivi	Nombre de points de contrôle	Espèces prélevées
Ritord	1994-2001	6	Joncs, iris
Couze	1994-2001	3	Joncs
Vincou	1994-2001	4	Joncs, iris
Gartempe	1994-2002	4	Herbes, iris, fromentaux, baldingera

Les résultats des mesures effectuées sur le Ritord, le Vincou, la Couze et la Gartempe sont présentés au tableau 10-2.

*Tableau 10-2 Moyenne des activités massiques des végétaux prélevés le long du Ritord, du Vincou, de la Couze et de la Gartempe (Bq.kg<sup>-1</sup> végétal frais) (source BDE, AREVA NC, 2004)*

Bassin versant	Point de prélèvement	<sup>238</sup> U	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb
Ritord	St Sylvestre : 99-01	2,2	38,6	3,8
	Augères : 94-98	2,3	4,5	4,0
	Anc. RN20 (Rit55.3) : 94-01	9,4	10,8	5,2
	Aval Silord : 94-01	3,1	6,4	8,1
	Bachelierie : 94-01	7,3	8,6	4,9
	Rû Vénachat : 94-01	10,7	5,2	6,0
Vincou	Amont Crouzille : 99-01	5,1	23,9	3,2
	Anc. RN20 (Vin42.9) : 99-01	6,6	69,3	10,3
	Niveau D28-D5 : 94-01	4,5	35,2	5,2
	La Roche (Vin42.6) : 94-01	13,2	17,9	13,8
COUZE	Marzet : 96-01	11,7	39,2	6,7
	Le Mazeaud : 94-01	2,2	7,7	4,2
	La Roche (Couz44.5) : 99-01	1,3	10,8	14,2
GARTEMPE	Coulerolles	2,1	1,9	3,8
	Villard	1,8	1,3	2,6
	Bonshommes	1,9	4,1	4,4
	Rancon	1,6	3,6	2,0

L'analyse des résultats des mesures sur végétaux conduit AREVA NC à conclure que les activités sont du même ordre de grandeur pour tous les points de prélèvements d'un même cours d'eau. Dans le cas de

la Gartempe, AREVA NC précise que, du fait de l'absence d'augmentation des teneurs dans les végétaux à l'aval par rapport à l'amont, l'impact des différents sites du bassin versant sur les végétaux de la Gartempe est négligeable.

### 10.1.2 IMPACT SUR LES POISSONS

Outre l'étude SENES qui peut être considérée comme une première évaluation de l'impact sur les poissons du bassin versant du Ritord, les données fournies par AREVA NC concernant les poissons portent sur la Gartempe.

AREVA NC a procédé à des pêches électriques avec pour but l'analyse de l'activité en uranium 238, radium 226 et plomb 210 de la chair des poissons récupérés. Les analyses ont porté sur un poisson de surface, le chevesne et un poisson de fond, le barbeau. Trois campagnes ont été organisées en août 1997, juillet 1999 et juillet 2001. Les résultats des mesures sont exprimés sous formes de moyennes massiques intégrant l'ensemble des poissons d'une espèce donnée et l'ensemble des mesures, quelle que soit la campagne (cf. tableau 10-3).

Tableau 10-3 Moyenne des activités massiques des poissons prélevés dans la Gartempe pour la période 1997-2001 ( $Bq.kg^{-1}$  poisson frais) (source BDE, AREVA NC, 2004)

	U 238	Ra 226	Pb 210
<b>Chevesnes amont</b>	1,5	0,6	1,2
<b>Chevesnes aval</b>	1,4	0,6	1,7
<b>Barbeaux amont</b>	1,7	1,7	2,2
<b>Barbeaux aval</b>	1,7	2,4	1,2

AREVA NC note que les teneurs dans la chair sont proches des limites de détection et ne montrent pas de différences significatives entre l'amont et l'aval.

## 10.2 COMMENTAIRES DE L'IRSN SUR LE CONTENU DU BDE

L'IRSN note que si les éléments d'évaluation de l'impact sur la faune et la flore fournis dans le BDE répondent clairement aux exigences réglementaires auxquelles est soumis l'exploitant, ils demeurent trop succincts et leur analyse insuffisamment développée pour valoir démonstration de l'absence d'effet des sites miniers sur les écosystèmes.

Les principales critiques, déjà émises dans [1] sont :

- le nombre restreint d'espèces échantillonnées ;
- l'absence d'argumentaire sur les choix d'espèces et de lieu de prélèvement ;
- une interprétation basée sur des comparaisons de moyennes de concentrations calculées sur plusieurs années et dont la représentativité est difficile à apprécier ;
- l'absence de caractérisation de végétaux similaires issus d'un milieu non influencé par les sites miniers qui permettrait une appréciation plus objective des teneurs mesurées au niveau du bassin versant ;
- la méthode d'évaluation de l'impact qui ne repose pas sur une analyse des effets sur les écosystèmes et leur fonctionnement.

Par ailleurs, l'IRSN considère que les incertitudes sur les valeurs présentées auraient dû être indiquées.

L'IRSN rappelle que l'absence de démarche formalisée et reconnue, fondée sur l'évaluation des effets en lien avec l'exposition est source de remise en cause systématique des données produites par AREVA NC. C'est ce que l'on a pu observer à partir des analyses effectuées par la CRIIRAD en amont et en aval de l'étang du Gouillet sur une fontinale : une campagne ayant pour cible d'autres espèces dont les capacités de bioconcentration sont plus élevées a de fortes chances de conduire à des résultats distincts.

### **10.3 PROPOSITION DE MISE EN ŒUVRE D'UNE METHODOLOGIE D'EVALUATION FONDEE SUR L'ANALYSE DES EFFETS SUR LES ECOSYSTEMES**

La démarche proposée par l'IRSN dans son premier rapport de tierce expertise [1] s'appuie sur les récentes avancées européennes et internationales en matière d'évaluation d'impact sur l'environnement. Cette méthode (développée dans le cadre du projet européen ERICA finalisé en 2007) prend en compte la notion de détriment qui n'apparaît pas avec l'approche classique basée sur des comparaisons de concentrations entre compartiments.

L'inconvénient majeur de cette méthode est qu'elle vise à évaluer l'impact ajouté. Ceci nécessite la définition et la connaissance de valeurs du bruit de fond naturel, données qui font généralement défaut ou, du moins, sont complexes à reconstituer dans le contexte des sites miniers.

A l'issue des recommandations de l'IRSN, une étape de screening a été proposée dans le cadre des travaux du GT2 du GEP et a donné lieu à divers échanges ainsi qu'à la rédaction d'un document technique explicatif par l'équipe en charge de cette thématique à l'IRSN [3] et ayant été sollicitée par le GT2 en tant qu'expert du domaine. En effet, dans le cadre des échanges intervenus entre l'IRSN et les membres du GEP, l'IRSN avait indiqué qu'il était disposé, à titre d'exercice d'application de la méthode, à contribuer directement à la mise en œuvre de l'étape de screening (étape 1 de la méthodologie ERICA), dans la mesure où AREVA NC se chargeait de fournir l'ensemble des données disponibles nécessaires à l'évaluation.

L'IRSN recommande de mieux prendre en considération les risques environnementaux induits par les espèces chimiques, en y associant, si possible, la méthode déployée dans le cadre des travaux du GT2.

Le principal avantage tiré de l'application d'une telle méthode est que la première étape de screening permet d'estimer selon des hypothèses conservatives clairement posées, le risque en termes d'apparition d'effets sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème exposé, et pas seulement un nombre limité d'espèces et de milieux. Elle permet d'éviter par conséquent des analyses contradictoires qui pourraient être faites sur des composants d'écosystèmes n'ayant pas été retenus dans le cadre de la surveillance physico-chimique de l'environnement.

## 10.4 PROPOSITION POUR UNE SURVEILLANCE ECOLOGIQUE

Dans son premier rapport de tierce expertise, l'IRSN a recommandé la mise en place d'une surveillance écologique destinée à renforcer la stratégie de surveillance actuellement en place autour des sites. On rappelle que la surveillance écologique consiste en l'analyse biologique des hydrosystèmes de surface (cours d'eau, lacs, étang...). Celle-ci permet d'évaluer les impacts des substances sur les communautés animales et végétales en présence. Pour cela, trois indices biologiques sont couramment utilisés, en particulier pour la caractérisation de l'état écologique des masses d'eau dans le cadre de la mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau qui vise le bon état écologique des rivières et lacs : l'IBGN, l'IBD et l'indice « poisson ».

- L'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé) permet d'évaluer la qualité biologique générale en un point de surveillance à partir de l'analyse de la composition des peuplements d'invertébrés benthiques (*e.g.* larves d'insectes, mollusques, vers, etc.). Cet indice est normalisé sous le nom d'IBGN (norme AFNOR NF T 90-350, décembre 1992). Toutefois, cette norme est applicable aux cours d'eau dont la profondeur n'excède pas 1 m sur la majorité du lit mouillé. Une version adaptée aux cours d'eau plus importants existe : l'IBGA ou IBG ;
- L'IBD (Indice Biologique des Diatomées) est établi selon la présence de diatomées, organismes particulièrement sensibles aux variations environnementales et notamment aux pollutions organiques, nutritives (azote, phosphore), salines, acides ou thermiques. Rendant essentiellement compte de la qualité de l'eau, cet indice diatomées apparaît complémentaire de l'IBG. L'IBD est aujourd'hui normalisé (norme AFNOR NF T 90-354, juin 2000) ;
- L'Indice «Poisson» tient à la fois compte de la diversité, de la densité et des caractéristiques écologiques des différentes espèces qui composent un peuplement piscicole en comparaison à celles d'un peuplement théorique.

La mesure et l'interprétation de ces indices sont effectuées selon des protocoles de mesure rigoureux, à intervalles réguliers (une à quelques fois par an), en prenant en compte le cycle de vie des espèces sur l'année.

## 10.5 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'évaluation de l'impact sur la flore aquatique et les poissons présentée par AREVA NC consiste à effectuer des mesures de la teneur en uranium 238, radium 226 et plomb 210 sur ces espèces prélevés généralement le long du cours d'eau majeur du bassin versant et à comparer les résultats des analyses d'amont en aval.

Outre les critiques sur l'interprétation des résultats et notamment sur le processus de moyennement des données sur une période de temps de plusieurs années, l'IRSN considère que cette méthode ne permet pas de tirer de conclusions quant à l'impact des sites miniers sur la faune et la flore d'une part et qu'elle peut aisément être remise en cause par des campagnes impliquant d'autres espèces dotées d'une aptitude à la bioconcentration d'autre part.

L'IRSN recommande par conséquent d'étendre la mise en œuvre de l'étape de screening de la méthodologie initiée dans le contexte européen du programme ERICA à l'ensemble des bassins versants et à l'ensemble des espèces (radiologiques et chimiques) susceptibles d'être émises par les sites miniers. Dans ce but, la connaissance des activités des principaux radionucléides mais également de la concentration des espèces chimiques, dans l'eau et les sédiments s'avère être une donnée incontournable qu'il est nécessaire de déterminer de la manière la plus rigoureuse possible. Le souci de disposer des données nécessaires à l'évaluation de l'impact environnemental doit être intégré dans les réflexions pour définir une stratégie de surveillance autour des sites miniers.

Par ailleurs, l'IRSN est favorable à la mise en place d'une surveillance écologique. Cette surveillance pourrait être engagée à l'issue des résultats des travaux effectués dans le cadre du contrat rivière.

## 10.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 10

- [1] IRSN (2007). Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC - 1<sup>ère</sup> partie : stockage de Bellemeuse et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord. Rapport DEI/2007-01
- [2] AREVA NC (2004). Bilan décennal environnemental 1994-2003
- [3] IRSN (2007). Méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux rejets de substances radioactives. Adaptation au cas des sites miniers de Haute Vienne. Rapport DEI/SECRE/07-035

## 11 AMELIORATION DES SYSTEMES DE CONTROLE ET DE GESTION DES IMPACTS DES SITES MINIERS

La rédaction du BDE et son examen offrent une occasion assez unique de s'arrêter sur la situation des sites en mettant en perspective les actions mises en œuvre et les résultats auxquels elles ont conduit, et de tirer des conclusions sur les éléments de satisfaction et les points à améliorer. Le BDE et l'examen qui en a été effectué par l'IRSN fournissent ainsi des éléments utiles pour examiner la pertinence des orientations envisagées en matière, d'une part de surveillance, avec pour objectif l'optimisation du dispositif existant, et d'autre part d'amélioration du niveau de remise en état des sites, avec comme préoccupation première la limitation des rejets à la source.

L'évaluation des moyens d'amélioration du système de gestion et de contrôle des impacts des sites miniers est abordée dans le présent chapitre (§ 11.2) à travers l'examen des actions susceptibles d'être mises en œuvre dans le but de réduire, à brèves échéances, les impacts des sites miniers et/ou d'en améliorer la maîtrise. Trois types d'actions ont été différenciés par l'IRSN, chacun correspondant à des niveaux d'intervention distincts :

- **actions à court terme de réduction à la source.** Ce sont des actions qu'il est envisageable de mettre en œuvre rapidement - et en général simplement - et qui sont susceptibles d'apporter un bénéfice immédiat en termes de réduction de l'impact des sites sur l'environnement. Les actions évoquées dans la suite du texte correspondent à des aménagements d'ores et déjà planifiés par AREVA NC, voire même engagés, ou bien à des moyens évoqués au cours de la tierce expertise mais dont la pertinence n'a pas été examinée en détail à ce jour par l'exploitant ou l'administration.
- **actions de surveillance et de gestion.** Ce sont des actions à mettre en place en routine pour le suivi des sites et de leur évolution ayant pour but de vérifier que les impacts sur l'homme et l'environnement restent à des niveaux acceptables. L'analyse effectuée aborde, en particulier, les propositions visant l'optimisation et la rationalisation du dispositif de surveillance proposé par AREVA NC dans le BDE et s'efforce de mettre en avant les zones et les paramètres sur lesquels il est, selon l'IRSN, nécessaire de faire porter l'effort.
- **actions d'amélioration des connaissances.** Ce sont des actions dont les résultats devraient permettre d'améliorer le niveau actuel de compréhension des mécanismes en jeu et des paramètres influents. Le but est de disposer d'éléments objectifs pour décider de la mise en œuvre de travaux de réaménagement complémentaires ou d'adaptations ultérieures des dispositifs de gestion ou de surveillance des sites, notamment dans la perspective de gestion à long terme. L'étape actuelle de la vie des sites, marquée notamment par la présence active d'un opérateur industriel, constitue en effet une période stratégique pour s'assurer que le système est bien

compris et pourra évoluer correctement et, si nécessaire, décider des aménagements à apporter pour améliorer son fonctionnement et le rendre plus robuste vis-à-vis des différentes sources d'incertitudes.

En complément des éléments précités relatifs aux actions à court terme de réduction à la source, aux actions de surveillance et aux actions d'amélioration des connaissances, le paragraphe 11.3 du présent chapitre rassemble les principales recommandations de l'IRSN relatives à la démarche générale d'évaluation de l'impact. Ces recommandations sont d'ordre méthodologique et découlent directement des éléments d'analyse développés en particulier au chapitre 8, sans évidemment en reprendre les aspects les plus détaillés et calculatoires.

En préalable au développement des aspects précédents, une discussion des enseignements issus de l'analyse des données du BDE d'un point de vue réglementaire est proposée. En effet, l'exploitation de l'historique des données de surveillance et la confrontation de celles-ci aux données complémentaires disponibles offrant une vision plus large de l'impact des sites, fournissent l'opportunité d'examiner l'efficacité et la pertinence des dispositions réglementaires à la vue des situations concrètes mises en évidence. C'est l'objet du 1<sup>er</sup> point développé ci-après (§ 11.1).

La synthèse proposée dans le présent chapitre est le fruit de l'analyse détaillée des données de surveillance et d'évaluation des impacts du BDE et des documents complémentaires associés présentée dans les chapitres 3 à 10 du présent document, mais également dans le 1<sup>er</sup> rapport de tierce expertise [8].

## 11.1 ENSEIGNEMENTS DU POINT DE VUE DE LA REGLEMENTATION

L'un des constats forts qui ressort de l'analyse effectuée par l'IRSN est le rôle déterminant des contraintes et prescriptions réglementaires sur les actions de surveillance et les efforts d'amélioration engagés sur les divers sites. Ce constat n'a en soi rien de surprenant. Il est même tout à fait satisfaisant dans la mesure où il est possible de vérifier en parallèle, que les hypothèses et fondements adoptés dans la réglementation sont pertinents et aboutissent à accorder, aux différents paramètres contribuant à l'impact, l'importance qu'ils méritent.

Pour des raisons pragmatiques et opérationnelles, la réglementation d'activités ou d'exploitations ne peut raisonnablement porter que sur des critères de qualité des rejets. Ceux-ci constituent le terme source de transfert vers l'environnement et sont les seuls qu'un exploitant peut, en pratique, maîtriser. Partant de ce constat, l'enjeu des prescriptions réglementaires est par conséquent de fixer les normes de rejet de telle manière que les quantités et les formes sous lesquelles les espèces polluantes sont émises dans le milieu soient telles que l'impact résultant en aval sur l'homme et l'environnement reste aussi faible que possible et respecte le fonctionnement des écosystèmes.

Comme indiqué au chapitre 3, les valeurs réglementaires n'apparaissent pas fondées *stricto sensu* sur la limitation du risque à l'environnement et l'homme mais sont dérivées des limites annuelles d'incorporation en vigueur avant la transposition de la directive 96/29 EURATOM, ainsi que du retour

d'expérience issu de la surveillance des rejets et sur les moyens technologiques (en matière de traitement des eaux en particulier) dont pouvaient disposer les exploitants au moment de l'élaboration des textes réglementaires.

A la lumière des commentaires indiqués dans les chapitres précédents, il apparaît que le cadre réglementaire a, dans la pratique, conduit à focaliser l'attention d'une part sur la composante soluble des rejets liquides collectés et, d'autre part sur les concentrations en radium. Comme cela a été souligné à diverses reprises, la découverte de marquages sédimentaires à l'aval des sites conduit aujourd'hui à s'intéresser de manière plus approfondie aux rejets en uranium et de manière plus générale aux fractions présentes sous forme particulaire.

Un deuxième élément contribue à reconsidérer l'importance relative de l'uranium ; il s'agit de l'écart très significatif entre la valeur de référence de  $1,8 \text{ mg.L}^{-1}$  retenue dans la version actuelle du RGIE et qui sert de base aux prescriptions des arrêtés préfectoraux<sup>12</sup>, et les valeurs utilisées par plusieurs pays étrangers ou organismes internationaux. Un examen rapide des pratiques réglementaires internationales démontre ainsi que la valeur de  $1,8 \text{ mg.L}^{-1}$  (soit  $22,2 \text{ Bq.L}^{-1}$ ) est excessivement élevée en comparaison de celle retenue en matière de rejet d'uranium pour les sites miniers au Brésil par exemple, ( $30,8 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  soit  $0,4 \text{ Bq.L}^{-1}$ ), ou aux USA ( $84,7 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  soit  $1,1 \text{ Bq.L}^{-1}$ ) [4]. Par ailleurs, il peut être signalé que les recommandations relatives aux eaux de consommation humaines publiées par l'OMS en 2004 retiennent, sur la base de la toxicité chimique de l'uranium, une valeur guide de  $15 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  (soit  $0,2 \text{ Bq.L}^{-1}$ ), elle aussi située plusieurs ordres de grandeur en dessous de celle mentionnée dans le RGIE. Il convient de préciser que la valeur proposée par l'OMS l'est à titre provisoire en raison du peu de données de toxicité disponibles pour l'étayer. Pour mémoire, la valeur précédemment préconisée sur la base de la seule radiotoxicité était de  $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$  pour l'uranium naturel (équivalent à  $1,5 \text{ Bq.L}^{-1}$  en uranium 238).

La variété des valeurs fixées dans les diverses réglementations nationales et internationales illustre la difficulté à fixer une valeur acceptable en terme d'impact sur l'homme et l'environnement à partir des connaissances toxicologiques et écotoxicologiques disponibles. A cette difficulté s'ajoute celle liée à la maîtrise des mécanismes de transfert et de reconcentration éventuelle dans le milieu naturel après rejet.

Compte tenu des différents constats évoqués précédemment (existence de phénomènes de reconcentration en aval et valeur élevée de la limite en uranium fixée par le RGIE pour les rejets liquides), l'IRSN considérerait utile de revoir les fondements des limites de rejet en vigueur en France. Cette analyse critique pourrait être fondée sur l'applicabilité des valeurs limites de concentrations dans les milieux (*e.g.*, concentration limite en uranium dans l'eau en deçà de laquelle aucun effet n'est attendu sur tout ou partie d'un écosystème aquatique continental) déjà retenues à l'étranger et/ou des

---

<sup>12</sup> Même si la valeur du RGIE reste « la » valeur de référence sur laquelle se fondent les textes réglementant chacun des sites ou installations, il est juste de préciser que les valeurs applicables peuvent être fixées à un niveau inférieur dans les AP prescrivant les limites de rejets (cf. Chapitre 3).

connaissances actuelles dans le domaine de l'évaluation des risques à l'environnement. L'application de la méthode d'évaluation du risque à l'environnement développée dans le cadre du programme européen ERICA, et plus particulièrement de la première étape de screening, pourrait, dans cette perspective, contribuer à déterminer des concentrations acceptables en termes de risques pour les écosystèmes pour l'uranium et le radium mais également pour d'autres éléments associés aux activités minières. Ce travail ne pourra être réalisé qu'à partir de la connaissance approfondie de la contribution relative des différents radionucléides au débit de dose délivré aux organismes exposés de manière chronique selon leur mode de vie. Les travaux actuellement en cours à l'initiative du GEP, pourraient fournir des éléments d'éclairage sur les perspectives offertes par la méthode dans ce sens.

Un autre enseignement qui ressort de l'analyse effectuée est l'utilité de disposer d'une surveillance des différents compartiments de l'environnement en aval (et si possible en amont) des sites en complément des mesures destinées à vérifier le respect des valeurs réglementaires aux points de rejets. Ces données complémentaires peuvent en effet permettre de valider ou de remettre en question les hypothèses retenues pour l'établissement des prescriptions réglementaires. Elles peuvent permettre en particulier de mettre en évidence l'existence d'éventuels rejets diffus et des processus de marquage par reconcentration mais également de disposer d'éléments objectifs pour y remédier si nécessaire.

Les prescriptions réglementaires portent en effet principalement sur les rejets collectés et canalisés, par définition seuls à pouvoir être directement contrôlés. L'existence de rejets diffus est toutefois connue ; la gestion de ce type de rejet constitue un potentiel d'amélioration de la qualité de l'environnement. Au travers d'un suivi plus fin dans l'environnement, la contrainte réglementaire peut contribuer à orienter les efforts, à stimuler la recherche de solutions et permettre de fixer des objectifs d'amélioration.

De plus, au vu de l'analyse de l'impact des sites miniers de la Division Minière de la Crouzille sur les bassins versants de la Gartempe, du Vincou, du Ritord et de la Couze et des réflexions engagées au chapitre 6 à propos du choix des paramètres objet de la surveillance, il apparaît important de retenir, pour l'établissement de prescriptions réglementaires, outre les activités volumiques dans les rejets, les flux de radioéléments rejetés dans l'environnement. La prise en compte de la notion de flux est à intégrer dans l'évaluation des processus de marquage sédimentaire avec des relations flux/dépôt potentiellement différentes des relations concentration/dépôt. La grille de lecture proposée au chapitre 6 permet d'identifier les sites en fonction de leur potentiel danger fondé, d'une part, sur les concentrations rejetées et d'autre part, les flux rejetés.

Le dernier commentaire suscité notamment par l'analyse du GEP sur les aspects réglementaires concerne la présence de sables cyclonés utilisés en remblayage hydraulique de certaines galeries et ouvrages souterrains. Ces sables constituent la fraction grossière des résidus obtenus après traitement dynamique du minerai d'uranium. Compte tenu des caractéristiques des sables cyclonés et des marquages encore significatifs des eaux de TMS, ce point ne soulève pas, pour l'IRSN, d'interrogation forte sur leur contribution aux impacts des sites. Leur présence pose par contre une difficulté d'ordre juridique, clairement soulevée par certaines associations au travers des discussions du GEP. Dans la

mesure où les matériaux résiduels concernés résultent d'un traitement industriel relevant de la réglementation relative aux installations classées, les galeries concernées pourraient éventuellement relever de cette même réglementation et faire, à ce titre, l'objet de prescriptions spécifiques, par exemple en matière de surveillance.

## 11.2 AMELIORATION DU SYSTEME DE MAITRISE ET DE SUIVI DES IMPACTS DES SITES MINIERES

### 11.2.1 ACTIONS A COURT TERME DE REDUCTION DES IMPACTS

Comme présentées en introduction, les actions à court terme correspondent à des actions dont la mise en œuvre permettrait de répondre, de manière rapide, à un objectif global de réduction des impacts en termes de marquages environnementaux. Les actions identifiées visent toutes une réduction des émissions à la source. En effet, il est important d'évaluer la possibilité de réduire les flux, notamment de radionucléides, issus des sites miniers et transférés, que ce soit de manière canalisée ou diffuse, dans l'environnement. La solution envisagée doit correspondre, dans la mesure du possible, à une action passive. Les notions d'efficacité à plus long terme et de rapport coût/bénéfice adapté (*i.e.* bénéfices escomptés supérieurs aux inconvénients induits) sont déterminantes à prendre en considération dans la réflexion (exemple des impacts associés à l'augmentation de l'utilisation de réactifs chimiques dans le cas de la modification de traitements des eaux).

Le BRGM a été sollicité par AREVA NC, dans le contexte de la tierce expertise du BDE, afin d'examiner si l'exploitant mettait bien en œuvre toutes les solutions possibles pour réduire les apports. Les conclusions de ce rapport [7] ont été intégrées à l'analyse menée par l'IRSN qui y fera régulièrement référence dans la suite de la présente section.

La réduction des impacts peut s'opérer par la mise en œuvre d'actions sur le terme source et/ou sur le vecteur de transfert. En l'occurrence, l'analyse des différents documents pris en compte par l'IRSN et les discussions engagées dans le cadre de la tierce expertise conduisent à distinguer :

- 1. les actions destinées à réduire l'impact des stockages en diminuant les circulations d'eau à travers les résidus. Les actions envisagées dans ce cadre reposent essentiellement sur l'amélioration de l'imperméabilité des couvertures des anciennes MCO (Bellezane, Le Brugeaud, Montmassacrot) ou des bassins (Lavaugrasse) dans lesquels les stockages ont été aménagés ;
- 2. les actions destinées à réduire les rejets diffus et plus particulièrement ceux associés aux verses à stériles. Ce point concerne non seulement les rejets liquides mais également les impacts sur l'air (rejets en radon en particulier) ;
- 3. les actions destinées à optimiser la gestion et le traitement des eaux collectées. Ces actions portent à la fois sur un effort d'amélioration de l'efficacité des traitements actuels, notamment en privilégiant les traitements sur les flux les plus

concentrés, la mise en place de procédés de traitements passifs, ou encore des actions ponctuelles d'amélioration de la performance des stations.

Les différentes actions correspondantes sont reportées dans le tableau 11-1 fourni à la fin du présent chapitre et discutées ci-après.

### **11.2.1.1 Faisabilité et intérêt d'une amélioration de l'imperméabilité des couvertures des stockages de résidus**

La solution examinée pour répondre à l'objectif de réduction des flux de percolation à travers les résidus miniers et donc de diminution des mécanismes de lixiviation des radionucléides qu'ils contiennent, consiste en la mise en place de couvertures étanches ou du moins plus imperméables que les couvertures actuelles. Cette solution est envisageable pour les MCO de Bellezane, Montmassacrot, Le Brugeaud, et pour le stockage de Lavaugrasse.

L'IRSN a tenté d'évaluer la pertinence d'une telle solution, en regard du bénéfice attendu en termes d'impact.

Le processus de lixiviation dépend du fonctionnement hydraulique et chimique du système constitué des résidus, de la roche environnante, et des circuits hydrauliques qui s'y établissent. La mise en place d'une couverture influe principalement sur l'aspect hydraulique. Les aspects relatifs à la chimie ne sont de ce fait pas développés ci-après.

Pour ce qui concerne le fonctionnement hydraulique des quatre sites concernés, il convient, comme indiqué au chapitre 4, de distinguer trois contextes différents :

- Bellezane et Montmassacrot, pour lesquels les stockages sont aménagés dans des MCO en relations hydrauliques directes avec des TMS qui fixent la cote d'une exhaure gravitaire ;
- Le Brugeaud, pour lequel le stockage est également aménagé dans une MCO mais dont les relations hydrauliques avec les TMS ont été coupées par l'installation de serremments dans les galeries des TMS ;
- Lavaugrasse, dont les résidus sont stockés en remplissage d'un thalweg barré par une digue.

#### **1. Bellezane et Montmassacrot**

Comme cela a été développé dans le 1<sup>er</sup> rapport de tierce expertise [8] et au chapitre 4 du présent document, peu d'éléments démontrés dans le BDE [6] ou le document BURGEAP [5] permettent d'asseoir la connaissance du fonctionnement hydraulique de ces deux systèmes même si depuis la rédaction de ces documents, des efforts de caractérisation importants ont été engagés par AREVA NC,

en particulier pour le site de Bellezane, pour répondre aux recommandations formulées par l'IRSN et le GEP.

En première approche, les éléments d'analyse fournis au chapitre 4 du présent rapport suggèrent que, sur le site de Bellezane, le niveau piézométrique dans le système est imposé par la cote des points de surverse et que l'écoulement pourrait s'effectuer depuis les TMS vers la MCO puis la B100. Selon ce schéma, la diminution des flux entrant dans le système au travers d'une couverture supplémentaire n'aurait qu'une incidence réduite, ces flux étant pour une bonne partie évacués latéralement. Il est à noter que le schéma considéré est valable essentiellement pour la MCO 105. Pour ce qui concerne la MCO 68, en l'absence de connexion efficace avec les points de surverse aménagés, la diminution des apports par imperméabilisation de la couverture est susceptible d'influer de manière plus significative sur la répartition de la piézométrie et donc les flux sortant du système.

Comme indiqué au cours de l'analyse (chapitre 4), le schéma précédent repose toutefois sur des connaissances encore partielles et est de ce fait entaché de nombreuses incertitudes. Ce manque de connaissance et l'absence de modèle de fonctionnement fiable, rendent difficile une évaluation objective de l'incidence et de l'utilité d'un dispositif supplémentaire d'étanchement de la surface des MCO de Bellezane ou de Montmassacrot. A cette fin, disposer d'une modélisation simplifiée et fiable du système global constituerait un véritable atout. Du point de vue de l'IRSN cela devrait constituer un objectif à poursuivre dans les prochaines années.

A défaut de données suffisantes, tant sur le fonctionnement du système que sur les niveaux piézométriques, ou sur la chimie des eaux de MCO ou TMS, il est également possible de retenir un modèle simplifié majorant, consistant à négliger les apports latéraux vers la MCO et à imposer une infiltration au travers de la couverture posée sur les résidus puis au travers des résidus eux-mêmes. C'est l'approche suivie implicitement par le BURGEAP pour le site de Bellezane via l'établissement de bilans de masse. Malgré le poids des incertitudes sur les compositions des eaux et les débits associés en fonction de leur origine, la concentration résultante en uranium et radium dans les eaux rejetées est peu sensible au débit d'apport par la MCO (c'est-à-dire aux quantités d'eaux infiltrées au travers de la couverture) du fait de la contribution très nettement dominante des flux provenant des TMS. Seuls les sulfates, présents en grande quantité dans les eaux de résidus, réagissent significativement à une modification du débit d'infiltration. Les résultats obtenus par cette approche permettent de s'interroger sur la réduction de la lixiviation de l'uranium et du radium qui résulterait d'un étanchement de la surface de la MCO. Celle-ci serait *a priori* limitée.

## 2. Le Brugeaud

L'analyse du comportement hydraulique du stockage du Brugeaud présentée au chapitre 4 amène à envisager une alimentation latérale des résidus par le massif encore en place et les divers aménagements réalisés sur le site du SIB. Compte tenu de la localisation topographique du stockage, cette alimentation pourrait être significative et même prépondérante par rapport à l'infiltration au travers de la couverture du stockage. L'intensité relative de ces différents apports est toutefois difficilement quantifiable sur la base des données disponibles.

L'intérêt d'un étanchement de la surface du stockage du Brugeaud serait de diminuer le terme d'infiltration pour, au mieux, baisser la cote piézométrique dans les résidus vers une valeur qui pourrait approcher celle mesurée dans les TMS reliés au puits P2. Les possibilités de fuite du puits P2 vers les TMS seraient alors réduites. Si cette hypothèse est correcte, le gradient hydraulique entre la MCO et la Gartempe serait par ailleurs divisé par un facteur d'environ 2, ce qui aurait pour effet de diviser d'autant les débits, inconnus aujourd'hui, vers les différents drains et la Gartempe.

Il est cependant important de signaler que ces perspectives d'amélioration reposent sur l'hypothèse que les apports d'eau au travers des couvertures des stockages sont actuellement prépondérants par rapport aux apports latéraux. Comme indiqué précédemment, cette hypothèse est loin d'être vérifiée.

### 3. Lavaugrasse

Comme indiqué au chapitre 4, le fonctionnement hydraulique du stockage de Lavaugrasse est caractérisé par l'absence de point de drainage aménagé, la mise en place des résidus dans un thalweg, l'existence d'une surface libre d'eau pérenne au niveau de la boutonnière qui maintient une cote piézométrique dans les résidus localement stabilisée à environ 340 m NGF et enfin l'écoulement d'une partie de l'eau ayant transité par les résidus vers l'ouest du site via la partie supérieure du massif granitique.

Les éléments précédents restent toutefois qualitatifs et les données disponibles ne permettent pas de quantifier l'effet de l'installation d'une couverture d'étanchéité supplémentaire. Il est cependant attendu que la pose d'une couverture sur la boutonnière de Lavaugrasse aurait pour effet de baisser le niveau d'eau dans les résidus. Cette baisse aurait pour conséquence une réduction des flux d'eau diffus ou dirigés vers les exutoires identifiés existants.

### 4. Conclusions

Pour des raisons différentes suivant les sites, l'intérêt d'améliorer l'étanchéité de surface des stockages de résidus semble limité par rapport au bénéfice potentiel apporté sur la qualité des eaux rejetées de manière contrôlée ou diffuse dans l'environnement.

De manière générale, l'absence d'une connaissance suffisante de la piézométrie ne permet pas de disposer d'un modèle d'écoulement fiable et donc d'apprécier l'incidence d'une diminution des flux d'eau s'infiltrant depuis la surface du stockage.

A partir des éléments essentiellement qualitatifs, disponibles, le stockage de Lavaugrasse est toutefois celui sur lequel il apparaît le plus justifié de pousser la réflexion.

Comme indiqué précédemment, les éléments susceptibles de favoriser l'efficacité d'une amélioration de l'imperméabilité de la couverture de ce stockage sont en particulier la perméabilité actuelle relativement élevée de la couverture (essentiellement du fait de l'existence de la boutonnière) et l'importance *a priori* plus limitée des apports latéraux compte tenu de la position plus en amont (proche des points topographiques les plus hauts localement).

Si elle est efficace, l'imperméabilisation aurait par ailleurs l'intérêt de diminuer les impacts sur les eaux souterraines de la zone située en bordure ouest du SIB (hameau de Lavaugrasse). Cet objectif, non négligeable en soi, est bien moindre pour le stockage du Brugeaud qui, étant donné sa localisation à proximité immédiate de La Gartempe, ne peut avoir un impact potentiel que sur une zone d'extension très réduite.

Selon l'IRSN, la décision d'amélioration de l'imperméabilité des couvertures nécessiterait dans tous les cas de mieux connaître les circulations d'eau au travers des stockages en particulier la part d'apports latéraux et d'infiltration. Elle nécessiterait également de connaître le gain potentiel (pour les valeurs de perméabilité) qu'il est possible d'attendre compte tenu des techniques d'imperméabilisation envisageables et de la perméabilité actuelle des couvertures.

### 11.2.1.2 Limitation de l'impact des rejets diffus

#### 1. Eaux de pied de verse et d'exutoires aveugles identifiés

Des visites de terrain organisées en mai 2007 dans le cadre de la tierce expertise et des travaux du GT1 du GEP ont permis d'observer des écoulements de pied de verse. C'est le cas notamment à Fanay, sur le bassin versant du Vincou, avec pour conséquence un marquage du ruisseau des Sagnes ou au Fraisse, sur le bassin versant du Ritord, avec des écoulements en pied de versées situées au sud de la MCO B et vraisemblablement dirigés vers l'étang du Gouillet (d'après les cotes topographiques). Ces exemples mettent en avant la nécessité d'évaluer la contribution à l'impact sur le milieu récepteur de l'ensemble des versées de la Division Minière de la Crouzille, en particulier lorsqu'elles sont situées en bordure de cours d'eau et que leurs écoulements se font de manière diffuse, et d'examiner la possibilité de limiter cette contribution.

Deux actions ont été envisagées :

- une action de remodelage ou de couverture des versées pour réduire les phénomènes de lessivage (en faveur du ruissellement). La mise en œuvre d'une telle opération présente des inconvénients comme un coût élevé et la nécessité de procéder à un remaniement important de matériaux entraînant la destruction des couches végétales en place avec augmentation des expositions par la voie air sur une période significative (phase travaux et phase de reconstruction du couvert végétal) ;
- une action qui consiste à canaliser les eaux de pied de verse et à les gérer comme des eaux de mine (contrôle, traitement éventuel avant rejet) selon un protocole à définir.

Etant donné les coûts associés au reprofilage des versées d'une part et à l'augmentation prévue des expositions au radon et au rayonnement gamma d'autre part, l'IRSN considère cette solution actuellement non justifiée en regard de la connaissance des impacts sur les secteurs concernés. L'IRSN privilégie de ce fait l'étude des possibilités de collecte des eaux de pied de verse - en particulier pour les versées qui présentent des écoulements en bordure de cours d'eau - et de gestion de ces eaux en fonction de leurs caractéristiques radiologiques (et éventuellement chimiques).

Cette solution est la solution envisagée par AREVA NC pour ce qui concerne les verses de Fanay, mais également les rejets diffus du site d'Henriette vers le ruisseau de même nom : des aménagements spécifiques ont été prévus et sont d'ores et déjà en cours de réalisation pour certains. Ils consistent en :

- la création d'un simple plan d'eau au niveau de l'embouchure du ruisseau des Sagnes et de l'étang de la Cruzille vers lequel seraient orientées les eaux collectées en pied de verse sur le secteur de Fanay. Les eaux de surverse de ce plan d'eau seraient rejetées, dans le Vincou, en aval de l'étang de la Cruzille. Les eaux du ruisseau seraient canalisées depuis l'amont et restituées en entrée d'étang sans passage par le plan d'eau ;
- la mise en place d'une zone humide au niveau du ruisseau d'Henriette avec une dérivation du cours d'eau depuis l'amont du secteur minier jusqu'à la retenue pour en préserver l'alimentation et une collecte des eaux minières qui passeraient par la zone humide avant d'être restituées à l'étang de la Cruzille ou en son aval, dans le Vincou, en fonction de leur qualité radiologique.

Les solutions proposées par AREVA NC pour réduire l'impact des sites miniers sur l'étang de la Cruzille, dont on rappelle qu'il constitue un réservoir pour l'alimentation en eau potable, apparaissent, pour l'IRSN, adaptées car elles permettent à la fois de préserver la qualité de l'étang de la Cruzille, de séparer les flux d'eaux minières des flux d'eau naturelle (cours d'eau) et de proposer un système de traitement passif pour améliorer la qualité des eaux de mine avant rejet. Au niveau de la mise en pratique, des questions demeurent en suspens. Elles concernent essentiellement l'efficacité des procédés de traitement passifs envisagés et la gestion à plus long terme des aménagements. Ces points sont discutés au § 11.2.1.3.

Compte tenu des impacts révélés sur les ruisseaux d'Henriette et des Sagnes, pour lesquels une intervention paraissait nécessaire du fait de l'existence d'un étang à usage sensible en aval, l'IRSN recommande de procéder à un état des lieux des écoulements de pied de verse sur l'ensemble de la DMC en privilégiant les verses situées en bordure ou à proximité de cours d'eau et de réfléchir à la possibilité de canalisation de ces eaux pour limiter les impacts sur le milieu récepteur.

Il apparaît d'ores et déjà que les écoulements de la verse du Fraisse (au niveau de la MCO B) sont identifiés avec un impact potentiel sur l'étang du Gouillet. Celui-ci n'est cependant pas aujourd'hui mis en évidence par les données de surveillance (absence de mesure à l'embouchure).

Le site de Margnac se distingue par l'importance de sa surface concernée par des verses à stériles et plus particulièrement dans la zone du Vincou située entre l'étang de Margnac et Prassigout. Les données actuelles de la surveillance ne permettent pas de mettre en évidence l'impact de ces verses sur la qualité du Vincou. Une meilleure connaissance de ces impacts devrait permettre de statuer quant à la nécessité d'engager des ressources pour améliorer la qualité des eaux du Vincou et des étangs en aval.

## 2. Limitation de l'impact sur l'air

D'une manière générale, les expositions par la voie air et en particulier celles associées à l'inhalation de radon, résultent des rejets diffus intervenant depuis les différentes sources potentielles (stockages de résidus, verses à stériles, zones réaménagées sur l'emprise du site, éventuellement ouvrages souterrains).

L'influence des sites miniers sur la qualité de l'air dans les villages recensés dans la zone couverte par la Division Minière de la Crouzille, n'a pas été démontrée en termes de rayonnement gamma, ni même d'activité volumique du radon 222 (cf. Chapitre 7).

L'analyse des données de la surveillance de la qualité radiologique de l'air et, plus particulièrement, les données de débit de dose et d'EAP radon 222 (cf. Chapitre 7) a montré que l'impact potentiellement imputable aux sites miniers était essentiellement observable sur sites et se traduisait :

- au niveau des stockages de résidus miniers, par des EAP radon 222 supérieures aux valeurs considérées comme caractéristiques du milieu naturel pour les situations topographiques plus ou moins encaissées ;
- au niveau de la verse à stériles de Pény et de la digue du Brugeaud, par des EAP radon 222 également légèrement supérieures aux valeurs retenues pour le bruit de fond naturel (en moyennes annuelles) ;
- par des débits de dose en baisse constante bien que toujours légèrement supérieurs aux valeurs considérées comme représentatives du bruit de fond au niveau de la verse de Pény et de la digue du Brugeaud ;
- par des EAP radon 222 au niveau du carreau de Margnac réaménagé également supérieures au bruit de fond. L'origine de ces valeurs excédentaires a été attribuée à la présence d'une verse remodelée.

La question de la limitation de l'impact des sites miniers sur la qualité radiologique de l'air ne peut ainsi avoir un intérêt qu'essentiellement sur l'emprise ou au voisinage direct des sites et plus particulièrement des stockages et des verses (y compris digues) et concerne principalement l'exhalation de radon.

Compte tenu d'une part des doses peu élevées associées aux scénarios mettant en scène des promeneurs sur site et d'autre part de la difficulté d'attribuer de manière incontestable l'origine des valeurs d'EAP radon 222 mesurées aux sites miniers (cf. Chapitre 7), la mise en œuvre immédiate d'actions de type remodelage des verses/digues n'apparaît pas justifiée en regard du rapport coût/bénéfice (cf. ci-avant relatif au lessivage des verses).

### 11.2.1.3 Amélioration du dispositif de traitement des eaux

Les marquages relevés par l'IRSN dans le cadre de sa tierce expertise sont principalement localisés en aval des stations de traitement de Bellezane et Augères, au niveau de rejets diffus comme par exemple au niveau des verses de Fanay sur le ruisseau des Sagnes, ou à proximité d'exutoires aveugles comme par exemple au niveau du ruisseau d'Henriette, à proximité du site de même nom (cf. Chapitre 8).

Sur la base des mesures et des calculs dosimétriques conduits pour évaluer les conséquences radiologiques de ces marquages, il apparaît que l'excès de risque pour la population n'est pas significatif (cf. Chapitre 8). Néanmoins, ces évaluations n'étant pas exhaustives et certains lieux présentant des marquages étant d'usage sensible, la question de la réduction des impacts mérite d'être posée. Cet objectif pourrait être atteint par la mise en œuvre de différentes actions, telles que la réduction des flux de lixiviation, la collecte des eaux et l'optimisation des traitements. Les deux premiers points ayant été discutés précédemment, ce chapitre est consacré à la question de l'amélioration des traitements et, plus particulièrement, à l'optimisation des traitements mis en place au niveau des stations.

La technique de traitement mise en œuvre au niveau de tous les sites comportant une STE est le traitement physico-chimique des eaux, et ce depuis la phase industrielle d'exploitation, en vue d'insolubiliser le radium et dans la mesure du possible l'uranium puis la décantation des phases particulières dans des bassins.

## 1. Amélioration de l'efficacité des techniques de traitement existantes

### a. Dimensionnement des stations de traitement et des bassins de décantation

La question du dimensionnement des installations a largement été soulignée dans la tierce expertise du BRGM d'octobre 2006 sur « la vérification que la totalité des possibilités de réduction à la source de radioéléments a bien été explorée, tant vis-à-vis du vecteur (air et eau) que du polluant radiologique ». Il en est de même de l'adaptation de la quantité des réactifs en fonction des eaux à traiter. L'optimisation de la capacité des bassins de décantation doit permettre un temps de transit des flux d'eau de plusieurs heures pour permettre à la dernière phase des réactions de s'opérer (coagulation des colloïdes et floculation) ainsi qu'une bonne décantation des particules. La capacité des bassins doit permettre également de contenir les eaux lors des fortes précipitations instantanées et donc de faire face aux variations importantes de débit.

Les études menées par AREVA NC sur l'efficacité de ses stations et les conclusions de la tierce expertise confiée au BRGM indiquent toutefois que le procédé de traitement des eaux minières appliqué par AREVA NC est aujourd'hui bien adapté aux conditions locales.

Compte tenu des caractéristiques radiologiques des eaux minières (cf. Chapitre 6) et des autorisations de rejet ( $^{226}\text{Ra} = 0,74 \text{ Bq.L}^{-1}$  ;  $^{238}\text{U} = 22,2 \text{ Bq.L}^{-1}$ ), les traitements appliqués par AREVA NC sont axés sur l'insolubilisation du radium et la décantation des particules ainsi formées. La méthode retenue est la coprécipitation du radium avec du sulfate de baryum et une optimisation de la décantation à l'aide de floculant. L'analyse conduite par l'IRSN dans le cadre de la première phase de tierce expertise sur la station d'Augères a montré que le traitement appliqué permet de retenir en moyenne 70% du radium total et seulement 25% de l'uranium (dissout). Cette analyse a également montré que le rendement d'insolubilisation du radium est optimum dans la mesure où 90% du radium passe sous forme particulaire mais qu'environ 20% des particules ainsi formées échappent à la décantation. Cette seconde étape constitue donc une voie d'amélioration qui a d'ailleurs été relevée par le BRGM dans sa tierce expertise.

Des actions en ce sens ont été conduites au niveau de la station d'Augères avec, notamment, la mise en parallèle des deux premiers bassins de décantation et l'ajout d'un quatrième bassin. Le retour d'expérience porté à la connaissance de l'IRSN ne permet pas de juger de l'efficacité de ces aménagements. Il est néanmoins probable que l'augmentation du temps de résidence de l'eau au sein de la station favorise la décantation et permette ainsi d'améliorer de manière significative la qualité radiologique des eaux rendues au milieu naturel. Ce point nécessiterait cependant d'être vérifié sur la base de l'analyse des données en cours d'acquisition.

#### b. Séparation des flux en entrée de station

Les eaux dont la radioactivité est faible, comme les eaux de ruissellement et en général toutes les eaux dont l'activité moyenne se maintient en dessous des limites de rejet en vigueur (décret 90-222 et sa circulaire d'application), sont rejetées directement dans l'environnement.

Pour les sites équipés d'une station de traitement, il paraît judicieux de gérer les eaux par circuits et de n'envoyer au traitement que celles pour lesquelles cette procédure est justifiée et d'opérer un rejet direct via les bassins de décantation.

Cette solution de gestion des eaux est déjà mise en œuvre par AREVA NC sur plusieurs sites, par exemple :

- depuis 2003 à Bellezane l'eau de la verse 105 et les eaux de Montmassacrot sont dérivées vers les bassins de traitement (au total  $7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ), les eaux de la B100 (de l'ordre de  $10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) sont de nouveau traitées depuis le dépôt des boues de curage de Saint Pardoux en fin d'année 2006 ;
- depuis 2004 au SIB les eaux de collecte de la partie nord du site sont envoyées dans le bassin de décantation (environ  $8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ).

Au-delà de ces exemples, les perspectives d'étendre le principe de séparation des eaux propres en entrée des stations pour ne traiter que les eaux les plus chargées sont, à la connaissance de l'IRSN, limitées. Peu de réseaux existant sur les sites collectent en effet de façons séparées des eaux d'origine différentes.

Il est par ailleurs à noter que l'application actuelle des prescriptions réglementaires, telles que celles fixées dans l'arrêté préfectoral du 18 août 2006 pour la station de traitement des eaux d'Augères (pour mémoire fraction dissoute U :  $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  soit  $1,24 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$  en  $^{238}\text{U}$  et  $^{226}\text{Ra}$  :  $0,25 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ ) réduirait de toute manière assez fortement les possibilités de rejet sans traitement. L'intérêt de la séparation des eaux ne vaudrait ainsi que pour les eaux très peu chargées, c'est-à-dire essentiellement celles provenant du ruissellement direct.

#### c. Autres pistes d'amélioration

Au cours de l'examen des dossiers transmis par AREVA NC, à l'occasion des visites sur le terrain mais également au travers des discussions avec certains représentants des associations locales participant au GEP, l'existence de fuites au niveau des bassins de réception et de décantation des stations de traitement (cas de Silord en particulier) a été mise en évidence. Cette situation, si elle doit avoir des conséquences limitées sur les impacts sur l'environnement, offre des perspectives d'amélioration assez simple que l'IRSN considère nécessaire à mettre en œuvre. Au cours de l'instruction, AREVA NC a

indiqué qu'elle prévoyait une réfection totale des bassins ce qui apparaît, pour l'IRSN, comme la solution la plus adaptée.

## 2. Traitements passifs et/ou traitements alternatifs

Le traitement actuellement mis en œuvre sur les sites, bien que robuste, est tributaire de l'intervention d'un opérateur pour assurer la continuité des approvisionnements et le suivi des réglages. Par ailleurs, il contribue au relargage dans l'environnement d'un surcroît de substances chimiques non utilisées, car dosées en excès, ou d'ions ayant réagi dans les réactions d'insolubilisation mais n'existant pas ou peu dans le milieu initial (cas du baryum et des chlorures).

Un effort important devra être engagé par AREVA NC pour la mise en œuvre de procédés dits passifs<sup>13</sup> adaptés à la gestion de la situation à moyen ou long terme.

### a. Contenu du chapitre 9 du BDE

AREVA NC cite plusieurs techniques de traitement actif ou passif mais juge qu'elles ne sont pas applicables au cas des effluents du Limousin :

- Les résines échangeuses d'ions : des essais ont été menés en laboratoire par le SEPA en 1994 sur des résines fortement basiques (billes de styrène-vinylbenzène avec groupements ammonium quaternaires). Le traitement est envisageable après filtration plutôt sur des eaux très chargées en uranium ;
- La biosorption : différents procédés ont été étudiés (bibliographie) : fixation de l'uranium sur chitine (polysaccharide), ou sur écorces modifiées, fixation du radium sur de la biomasse. Les facteurs limitants sont la nécessité d'un temps de contact relativement long et les variations de débit ;
- Ultrafiltration/nanofiltration : ces techniques nécessitent un pré-traitement chimique, de plus les membranes retiennent les métaux lourds ;
- Osmose inverse : mêmes inconvénients que l'ultra et la nanofiltration.

En revanche, AREVA NC se tourne vers la technique des zones humides (wetland) avec l'utilisation de tourbes comme support d'adsorption des métaux.

Le substrat (tourbe) doit être noyé sous une hauteur d'eau suffisante pour favoriser le développement de conductions réductrices. Le piégeage de l'uranium et du radium fait intervenir deux mécanismes principaux : coprécipitation avec les oxyhydroxydes de fer et de manganèse, adsorption sur la matière organique. La présence de bactéries sulfato-réductrices va permettre la réduction des formes oxydées en formes réduites (UVI en UIV insoluble).

Des essais ont été menés par AREVA NC à proximité du ruisseau des Sagnes avec des rendements de fixation de 60% pour l'uranium et 30% pour le radium.

Concernant l'étang de la Crouzille, AREVA NC étudie la possibilité d'implantation de milieux réducteurs pouvant piéger l'uranium et ainsi préserver la qualité radiologique des eaux en aval de rejets diffus. Deux projets sont à l'étude :

---

<sup>13</sup> « passif » ne signifiant pas l'absence d'intervention de l'homme

- la création d'un simple plan d'eau alimenté par le pied de versé du secteur de Fanay et dont les eaux de surverse seraient rejetées en aval de l'étang de la Crouzille ;
- la mise en place d'une zone humide au niveau du ruisseau d'Henriette avec une dérivation du cours d'eau depuis l'amont du secteur minier jusqu'à la retenue pour en préserver l'alimentation et une collecte des eaux minières qui passeraient par la zone humide avant d'être restituées à la retenue ou en son aval en fonction de leur qualité radiologique.

#### b. L'avis du BRGM

Le BRGM passe en revue un grand nombre de techniques utilisées pour le traitement des effluents de mines d'uranium et s'appuie notamment sur les documents techniques de l'AIEA dont [1], il observe que :

- l'utilisation de résines échangeuses d'ions a souvent pour objectif la valorisation de l'uranium, la régénération des résines n'est pas simple dans le cas des effluents ainsi que la gestion des solutions de régénération (Chine, Allemagne) ;
- les techniques de précipitation classiques ( $BaCl_2$ , sulfates) sont le plus utilisées, elles sont conduites parfois jusqu'à l'obtention de déchets solides à stocker directement (Allemagne) ;
- d'autres composés chimiques ou certains minéraux sont employés efficacement en vue de dépolluer les eaux : par exemple l'oxyhydroxyde de manganèse en vue de adsorption du radium en particulier (Chine), les phosphates associés à du carbonate de calcium (Canada), des argiles : montmorillonite, kaolinite (Ukraine), zéolite (Chine, Kazakhstan).

Le BRGM mentionne l'emploi prometteur de microorganismes, dont les bactéries ou les champignons, pour l'élimination de l'uranium ou du radium par biosorption (radium : Inde, uranium : Allemagne).

Le BRGM rapporte de façon détaillée l'expérience de l'utilisation de zones humides évaluée en Allemagne sur pilote, la technique s'étant avérée efficace. Il rapporte également d'autres expériences de traitement passif *in situ* ou en zone humide artificielle d'effluents miniers (Allemagne, Bulgarie, Slovénie, Ukraine) et qualifie ce type de traitement de prometteur. Il signale cependant que le devenir à long terme des zones de concentration des radionucléides est peu documenté. Le BRGM fait également part de son intérêt pour les barrières perméables réactives (BPR), nouvelle technologie émergente [2].

#### c. Commentaires IRSN

Les recherches portant sur les techniques pouvant être mises en œuvre en vue d'instaurer un (ou plusieurs) traitement le plus passif possible est à favoriser.

AREVA NC consacre ses efforts sur la technique de la zone humide (wetland) à partir de l'utilisation de tourbes et va développer grandeur nature (mais à échelle limitée) ce procédé au niveau du marécage existant à proximité du ruisseau des Sagnes et en créant une zone humide artificielle sur le ruisseau Henriette.

Sur le principe, l'IRSN considère que les options investiguées sont intéressantes, notamment parce qu'elles s'inscrivent dans un processus de traitement passif limitant l'utilisation de réactifs

susceptibles de nuire à la qualité des cours d'eau en aval, mais également parce qu'elles intègrent la notion de pérennité à moyen terme. La réalisation de ces projets, et en particulier des dérivations, permettrait de garantir une bonne qualité radiologique des eaux et des sédiments de l'étang de la Crouzille qui fait aujourd'hui partie des zones les plus impactées.

Néanmoins, l'IRSN souligne que l'amélioration escomptée est conditionnée par l'efficacité du dispositif en condition réelle sur lequel peu de retour d'expérience est actuellement disponible. Ce point devra faire l'objet d'une attention spécifique au cours des prochaines années afin de vérifier en particulier l'incidence d'épisodes météorologiques particuliers (sécheresse prolongée modifiant les conditions d'oxydo-réduction ou précipitations importantes responsables d'un éventuel entraînement des éléments déposés) ainsi que la prise en compte des éventuelles contraintes de fonctionnement (nécessité de curage régulier).

Outre le retour d'expérience qui sera précieux, l'IRSN pense comme le BRGM, qu'il y a d'autres solutions à étudier (existant dans d'autres pays) et à tester notamment des possibilités de zones humides avec d'autres constituants de la biomasse que la tourbe.

Les techniques de biosorption sont utilisées dans d'autres pays, le BRGM relève l'emploi de bactéries, de champignons de type penicillium. Un grand nombre d'études sont mentionnées dans l'article de Margaret Kalin et al. [3] ; elles portent sur le phénomène de séquestration intracellulaire de l'uranium sur des microorganismes algues, champignons et bactéries. Cet article a déjà été cité dans le chapitre 6 du présent rapport de tierce expertise car il permettait d'expliquer l'une des voies de marquage sédimentaire. Cependant si l'auteur indique bien que l'uranium peut être récupéré par attaque acide, les solutions de récupération ne sont pas autrement évoquées. Il est évident que ces techniques, bien que passives, engendrent un traitement secondaire dans la plupart des cas non passifs et qu'il y a une gestion des déchets produits à prendre en compte au final.

Il convient de citer l'exemple de l'installation pilote de Pöhla, lancée par la société WISMUT en Allemagne à la fin des années 1990, qui utilise la voie chimique associée à la réduction anaérobie des métaux par les micro-organismes associés à des plantes aquatiques adaptées aux eaux chargées (lits d'halophites).

## *11.2.2 ACTIONS DE SURVEILLANCE*

### **11.2.2.1 Objectifs de la surveillance**

#### **Position AREVA NC**

Dans le chapitre 11 du BDE [6], AREVA NC indique que l'objectif du réseau de surveillance tel qu'envisagé est de fournir les niveaux de radioactivité dans les différents compartiments de l'environnement dans le but d'estimer l'impact des sites miniers réaménagés sur l'homme et l'environnement, en se focalisant pour ce dernier point, sur le milieu aquatique. AREVA NC mentionne par ailleurs que son objectif est d'évaluer l'impact des rejets. Ceci justifie le choix de la localisation des points de contrôle en aval des rejets. Il n'est pas fait mention de surveillance du bon fonctionnement des différents systèmes que constituent les sites miniers réaménagés. Par ailleurs, la

notion de rejet renvoie essentiellement aux rejets identifiés et/ou canalisés et exclut les émissions diffuses (exutoires aveugles) ou non canalisées (eaux de pied de verse).

### Analyse IRSN

Il ressort de l'analyse conduite par l'IRSN que la base de données alimentée principalement par les résultats des mesures réglementaires permet dans un premier temps de répondre de manière satisfaisante à son objectif initial qu'est la vérification du respect de la réglementation. Par extension, elle permet également de disposer d'une bonne représentation du contexte radiologique sur les sites miniers et dans leur environnement proche. L'utilisation de ces valeurs pour évaluer l'impact des mines sur l'environnement et sur l'homme est plus délicate dans la mesure où cette évaluation nécessite une caractérisation radiologique poussée avec notamment des limites de détections basses et une quantification des activités d'un plus grand nombre de radionucléides. Ces points ont été largement abordés dans la première phase de la tierce expertise à l'occasion de l'analyse de l'impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord [8].

La pertinence d'une stratégie de surveillance doit par conséquent être appréciée en fonction des objectifs auxquels elle cherche à répondre. Dans le contexte du suivi des sites miniers réaménagés de la Division Minière de la Crouzille, l'IRSN identifie 3 objectifs majeurs :

- la connaissance du système actuel (fonctionnement, mise en évidence de défaillances éventuelles, caractérisation du terme source) et son évolution à moyen-long terme ;
- le suivi des caractéristiques des différents compartiments environnementaux autour des sites, incluant en premier lieu la vérification du respect de normes fixées par la réglementation mais aussi, au-delà, intégrant des mesures complémentaires susceptibles de déceler d'éventuels impacts non anticipés ;
- l'évaluation quantitative des impacts. Cet objectif implique la connaissance des niveaux d'exposition des populations pour le calcul de l'impact sanitaire et éventuellement une connaissance plus précise des niveaux dans l'environnement permettant de mener une évaluation quantitative de l'impact sur les écosystèmes.

Les mesures correspondant au premier objectif sont centrées essentiellement sur le suivi des installations et des sites eux-mêmes. Elles portent en particulier sur la qualité radiologique et physico-chimique des eaux de site (eaux souterraines, eaux collectées, eaux en sortie des différentes étapes de traitement), les niveaux piézométriques dans certains ouvrages (stockages de résidus, TMS), la qualité radiologique de l'air sur le périmètre de certains sites (surface des stockages de résidus, proximité immédiate de verses à stériles) ou encore les niveaux altimétriques de certaines zones (suivi des tassements des couvertures de stockage de résidus). Le suivi régulier des paramètres précédents doit permettre de détecter des fluctuations susceptibles de résulter de défaillances du système (modifications des conditions d'écoulement dans les ouvrages souterrains consécutives à des effondrements par exemple) mais également de disposer des informations nécessaires à la connaissance des évolutions à moyen et long termes. La connaissance de la qualité des eaux aux différentes étapes des traitements permet ainsi d'évaluer l'efficacité de ceux-ci et d'en proposer une optimisation. Les mesures de surveillance correspondantes concernent en premier lieu AREVA NC et

n'ont pas toutes à faire l'objet de prescriptions réglementaires. Elles sont abordées dans le présent chapitre au § 11.2.2.2.

Les mesures correspondant au deuxième objectif entrent dans le cadre de la surveillance des rejets et du suivi de la qualité des milieux impactés par la présence des sites. Ce sont elles qui font l'objet des propositions formulées par AREVA NC dans le BDE et rappelées ci-avant. Elles sont abordées dans le présent chapitre au § 11.2.2.3.

Enfin, les mesures correspondant au troisième objectif relèvent de manière indirecte d'exigences réglementaires. Pour ce qui concerne l'évaluation d'impact, la réglementation demande en effet le calcul des doses efficaces ajoutées sur les populations. Celui-ci reposant sur des données de mesure, cette exigence rend nécessaire l'acquisition de données complémentaires que l'on peut, au sens large considérer comme relevant de la surveillance. Les commentaires relatifs à ces mesures sont abordés dans le présent chapitre au § 11.2.2.4.

#### **11.2.2.2 Connaissance et suivi du fonctionnement des installations et des sites**

Le BDE ne traite pas spécifiquement de la surveillance du fonctionnement des installations. Le chapitre 11 du BDE [6], consacré à une proposition de réseau de surveillance, mentionne une surveillance des eaux souterraines limitée aux sites de stockages de résidus. Les résultats d'une telle surveillance peuvent servir à la mise en évidence d'éventuels dysfonctionnements au niveau des sites de stockages. La surveillance du fonctionnement des sites en général n'est pas prise en compte explicitement.

L'acquisition de connaissances permettant la compréhension et le suivi du fonctionnement des installations et des sites constitue un aspect important dans la perspective du passage aux phases ultérieures de la vie des sites, en particulier avec la perspective d'un allègement progressif du dispositif de surveillance et de maintenance, et d'un transfert éventuel de responsabilité de l'exploitant industriel vers l'état. A ce sujet, il est utile de souligner que la doctrine relative aux réaménagements des stockages de résidus diffusée par le ministère en charge de l'environnement en 1999 [9] définit explicitement une série de thèmes d'études devant être mis en œuvre au cours de la période de surveillance dite « active », c'est-à-dire actuellement. Ces études visent notamment à vérifier que l'évolution des propriétés mécaniques et géochimiques est favorable et ne nécessite pas de mesures de stabilisation adaptées, à évaluer la capacité du milieu géologique à limiter le transfert de radioactivité vers la biosphère ou encore à évaluer les dégradations et les éventuelles pertes d'efficacité. Ces besoins d'études, qui sont notamment pris en compte dans les recommandations, sont, pour certains, évoqués au § 11.2.3 à propos des actions liées à l'amélioration des connaissances ; ils doivent reposer sur un effort significatif d'acquisitions de données. Cet effort nécessite de définir une stratégie en fonction d'objectifs concrets. Sur la base de l'analyse effectuée par l'IRSN, plusieurs thématiques apparaissent devoir être prises en compte dans l'établissement de cette stratégie.

La première thématique concerne le fonctionnement hydraulique des stockages et de certains sites et les possibilités de rejets diffus (ou fuites). Cette thématique implique un besoin d'acquisition de

chroniques piézométriques et un suivi de la qualité chimique et radiologique des eaux en certains ouvrages. Ce point a fait l'objet de discussions approfondies à l'occasion de l'analyse de la situation du stockage de Bellezanne [8] et la question a été abordée à nouveau à propos des autres stockages de la DMC ainsi que des sites miniers associés à des réseaux de TMS importants (Fanay-Augères, Margnac-Pény ; voir chapitre 4). Les analyses conduites ont amené l'IRSN - appuyé par le GEP - à recommander le renforcement du dispositif de surveillance piézométrique, d'une part en recherchant les forages existants et en équipant ceux susceptibles de fournir une information utile, d'autre part en réalisant de nouveaux piézomètres sur Bellezanne et Le Brugeaud.

Sur les ouvrages sélectionnés, la surveillance doit, selon l'IRSN, porter en premier lieu sur la piézométrie. Pour ce paramètre, la fréquence d'acquisition de données est à définir en relation avec les cinétiques d'évolution attendues. Celles-ci sont liées, d'une part aux événements pluviométriques, pour lesquels le pas de temps horaire est raisonnable compte tenu de la facilité de mise en œuvre des acquisitions de données actuelles, et d'autre part aux éventuelles modifications du système (effondrement avec obturation de galeries, dégradation de l'efficacité des serremments, incidence d'une modification des couvertures...) pour lesquels un pas de temps trimestriel, voire semestriel, est adapté au temps de réaction attendu de l'environnement suite à l'évènement.

Pour ce qui est des paramètres de qualité des eaux, l'objectif est essentiellement de suivre leur évolution à moyen et long termes en dissociant si possible la contribution des différentes sources de marquage des eaux. La fréquence de mesure peut ainsi être beaucoup plus faible, l'objectif étant de disposer de chroniques de mesures représentatives des variations annuelles voire pluriannuelles et tenant compte des éventuelles variations saisonnières. L'exploitation des données de suivi piézométrique devrait permettre de fixer les fréquences du suivi des paramètres physico-chimiques. Les paramètres à suivre peuvent être, dans un premier temps, le pH, les activités volumiques en uranium 238 et en radium 226 (fraction dissoute et particulaire) et les concentrations en sulfates, éventuellement le taux de MES. Ils mériteraient toutefois d'être revus en fonction de la détermination de pôles d'eaux caractéristiques des différentes sources (résidus, TMS en particulier) demandée dans le cadre des études géochimiques (cf. [8] et cf. § 11.2.3).

Par ailleurs, l'absence de mesure des débits des ruisseaux interdit d'établir des bilans de masse concernant les infrastructures minières. Par exemple, le site du SIB est très vraisemblablement à l'origine d'apports vers la Gartempe qu'il n'est pas possible aujourd'hui d'évaluer. La mesure simultanée des débits et concentrations amont/aval permettrait de les approcher.

La deuxième thématique concerne le suivi de l'efficacité des réaménagements vis-à-vis des transferts par la voie air. De ce point de vue, la surveillance doit essentiellement porter sur les couvertures des stockages de résidus et sur les verses à stériles.

Pour ce qui est des couvertures de stockages, compte tenu des commentaires formulés au cours de la première étape de la tierce expertise [8] et au chapitre 7, le paramètre le plus pertinent à suivre est la concentration en radon. Le dispositif de surveillance existant permet déjà d'en assurer le suivi. Suites aux commentaires formulés par l'IRSN et le GEP à l'issue de la première phase de tierce expertise, des études ont été engagées par AREVA NC pour vérifier, sur la MCO 105-68 de Bellezanne, la représentativité des mesures effectuées. En fonction des résultats, une adaptation du réseau pourra

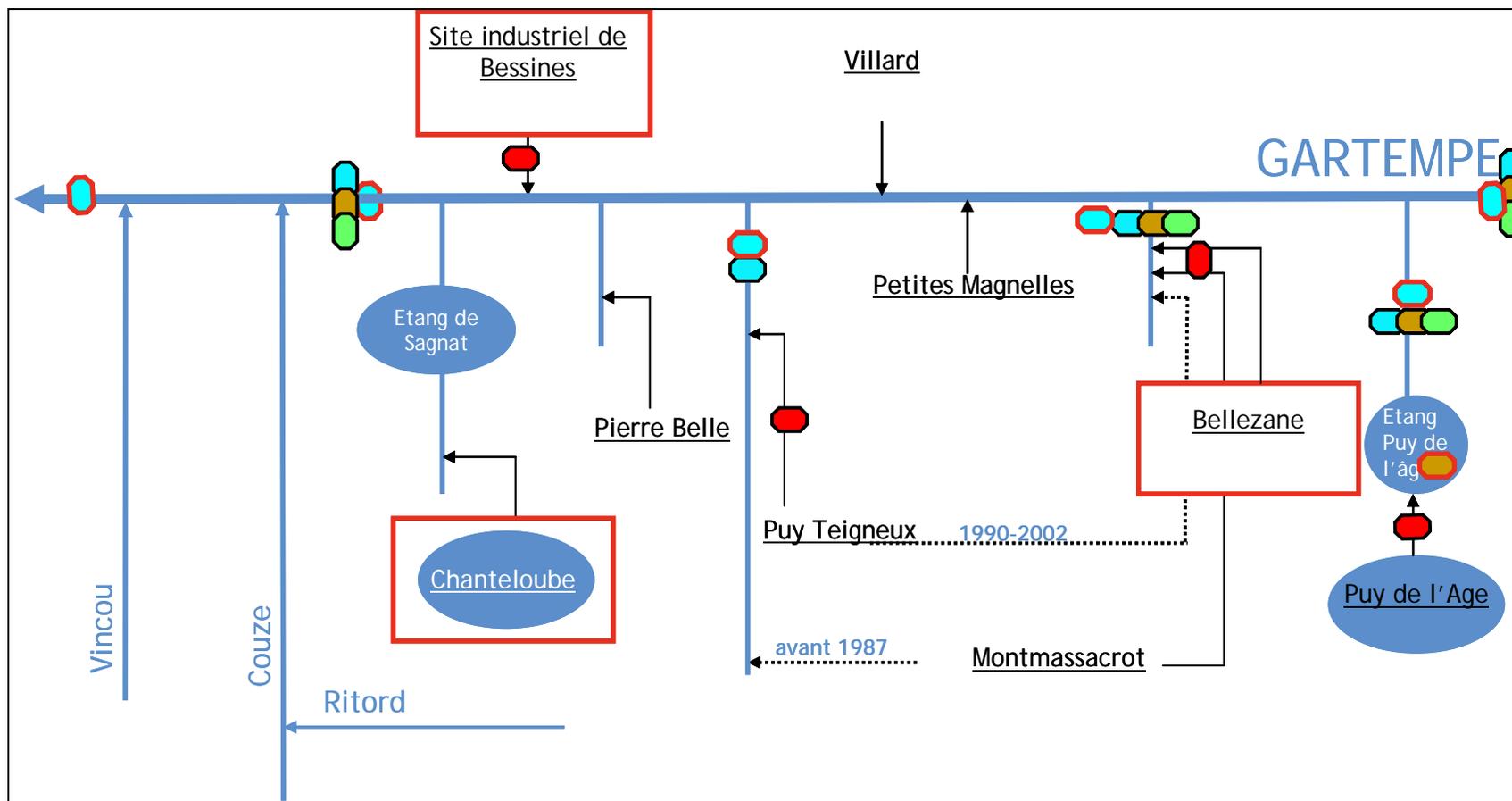
être nécessaire. Pour ce qui est des verses à stériles, l'objectif de la surveillance est de suivre l'évolution des caractéristiques au travers du suivi des débits de dose gamma et des concentrations en radon. Les données disponibles aujourd'hui se limitent à la seule verse de Pény. Compte tenu des tendances mise en évidence, la poursuite de la surveillance apparaît utile et mériterait même d'être complétée par la mise en place d'une surveillance similaire sur une ou plusieurs autres verses.

Le suivi des eaux collectées constitue la dernière thématique nécessaire à prendre en compte pour définir une stratégie de surveillance ayant pour objectif la connaissance et le suivi du fonctionnement des sites et des installations. Afin d'être en mesure de suivre l'efficacité des dispositifs de traitement et d'en optimiser le fonctionnement, il apparaît en effet indispensable de disposer de données sur chacun des flux collectés sur les sites. Comme discuté au § 11.2.1.3, cette information peut en particulier permettre d'envisager une limitation des flux envoyés vers les stations de traitement en rejetant directement les eaux les moins marquées. Cela implique en particulier de suivre de manière spécifique les eaux de B100, BD200, MMT et V105 sur le site de Bellezane. Les paramètres à mesurer *a minima* sont les activités volumiques en uranium et en radium de la fraction dissoute ainsi que les débits. Lorsque les eaux sont traitées ou si elles sont aptes à être rejetées directement, la distribution de ces radionucléides entre les phases dissoute ( $< 0,45 \mu\text{m}$ ) et particulaire ( $> 0,45 \mu\text{m}$ ) devrait également être déterminée.

### **11.2.2.3 Surveillance des rejets et de l'environnement des sites miniers**

La surveillance proposée par AREVA NC (chapitre 11 du BDE [6]) concerne le suivi des principaux rejets et des différents compartiments environnementaux du milieu récepteur en aval immédiat des rejets. AREVA NC propose ainsi un contrôle des eaux de surface, des sédiments et de végétaux aquatiques en un même point sur les cours d'eau principaux en amont et en aval de tous les sites miniers ainsi que dans les ruisseaux récepteurs en aval des rejets les plus importants. Concernant les rejets eux-mêmes, AREVA NC propose une analyse radiologique et chimique au niveau des points de rejets et, lorsque les eaux sont traitées, en entrée de station de traitement des eaux. Un récapitulatif des points de rejets, des points de surveillance de l'environnement des sites et des paramètres est présenté dans le tableau 11-2 et le tableau 11-3 en fin du présent chapitre. L'ensemble des points de contrôle proposés par AREVA NC est indiqué sur la figure 11-1 et la figure 11-2.

En l'absence d'un point zéro caractéristique du milieu naturel non influencé par les activités minières, la méthode retenue pour mettre en évidence d'éventuels impacts des sites miniers consiste à comparer les résultats des mesures en amont et en aval des points de rejet. C'est la méthode la plus communément admise. En ce sens, le principe général sur lequel repose la proposition d'AREVA NC est bien adapté. Néanmoins, quelques propositions d'amélioration sont fournies par l'IRSN. Elles sont présentées de façon synthétique, en parallèle des propositions de l'exploitant, sur la figure 11-1 et figure 11-2 et détaillées ci-après.



**Proposition de surveillance du milieu naturel AREVA NC**

-  Eaux
-  Sédiments
-  Végétaux aquatiques

**Proposition de surveillance du milieu naturel IRSN**

-  Eaux
-  Sédiments

**Surveillance des rejets (AREVA NC et IRSN)**

-  Eaux

Figure 11-1 Localisation des points de surveillance proposés par AREVA NC et IRSN au niveau du bassin versant de la Gartempe

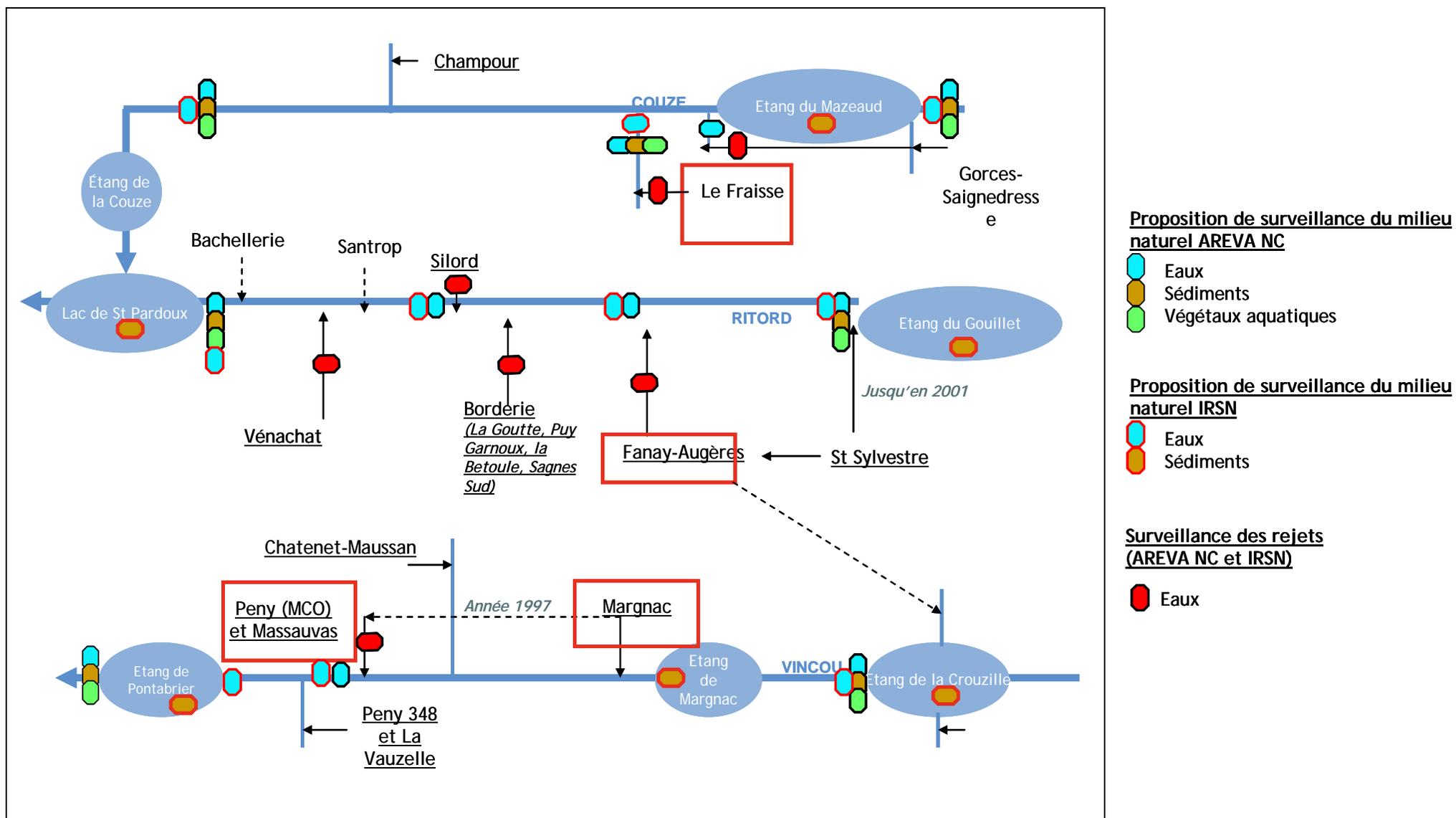


Figure 11-2 Localisation des points de surveillance proposés par AREVA NC et IRSN au niveau des bassins versants de la Couze, du Ritord et du Vincou

### 1. Surveillance des impacts dus aux rejets

Les rejets étant la première étape susceptible de conduire à la contamination de l'environnement et notamment, du milieu récepteur, la surveillance de la **qualité des eaux** qui les constituent apparaît comme indispensable.

L'impact sur le milieu récepteur est à évaluer par un suivi de l'environnement en aval immédiat du point de rejet ainsi que le plus en aval du cours d'eau majeur définissant le bassin. Dans cet esprit, tout aménagement mis en place par AREVA NC et conduisant à un rejet canalisé d'eaux de mine ou ayant traversé des zones minières mériterait de faire l'objet d'une surveillance adaptée.

La connaissance des caractéristiques radiologiques mais également chimiques, d'eaux naturelles situées en amont du bassin versant et, si possible, dans une zone non influencée par les activités minières, s'avère indispensable pour la mise en évidence d'influences potentielles des sites miniers sur l'environnement.

L'IRSN recommande également de procéder à la surveillance de toutes les confluences, en particulier lorsque des marquages sont détectés en amont. La qualité des eaux à la confluence du Vincou et de la Gartempe apparaît à ce titre essentielle à contrôler.

### 2- Surveillance des impacts dus aux rejets diffus

A l'éclairage de l'analyse du BDE, il semble utile d'envisager de prendre également en compte, dans le dispositif de surveillance de l'environnement, la présence de **rejets diffus** et tout particulièrement ceux associés aux **écoulements en pied de vers** à stériles. La réflexion actuelle à propos de ces rejets diffus porte essentiellement sur les ruisseaux d'alimentation de l'étang de la Crouzille du fait de l'usage sensible de cette retenue. Elle nécessiterait d'être élargie afin d'élaborer une stratégie de surveillance des écoulements diffus. Comme indiqué au § 11.2.1.2, il conviendrait, dans cette optique, de mener dans un premier temps une identification des zones potentiellement concernées compte tenu de la présence de vers à proximité des cours d'eau. Sur les zones identifiées, il pourrait alors être envisagé de mettre en place des points de surveillance et si nécessaire de procéder à des aménagements destinés à limiter les impacts des vers concernées (canalisation des eaux, traitements passifs éventuels).

### 3- Surveillance des sédiments

La question s'est posée de la signification des résultats d'analyse des sédiments du fait essentiellement de la méconnaissance des matériaux analysés et de leur variabilité spatiale qui rendent délicates toutes interprétations. L'IRSN considère qu'il est plus pertinent et plus facile d'interpréter des analyses faites sur les sédiments des retenues lorsque les prélèvements sont effectués dans des conditions faciles à reproduire et permettant d'assurer la représentativité des échantillons. Cette exigence amène à privilégier la mise en place de pièges à sédiments de préférence au prélèvement de sédiments en place dans le lit d'un cours d'eau. Ainsi, **l'IRSN recommande un suivi des sédiments lacustres en formation à l'aide de pièges à particules**. Toutes les retenues identifiées dans la **Division Minière de la Crouzille** sont visées, et en particulier le lac de Saint Pardoux au niveau de l'arrivée du Ritord dans le lac, l'étang de la Crouzille, les étangs privés de Puy de l'âge et de Pontabrier, l'étang du Gouillet. Suite à la mise en place des aménagements prévus au niveau des

alimentations de l'étang de la Crouzille, l'étang privé de Margnac situé en aval immédiat des nouveaux rejets devra être intégré au réseau de surveillance car il constitue une zone d'accumulation potentielle susceptible de révéler l'impact dû aux rejets des aménagements mis en place au niveau des ruisseaux d'alimentation de l'étang de la Crouzille. Afin de disposer de valeurs de référence utiles à la mise en évidence d'impacts induits par la modification des écoulements, l'IRSN souligne l'importance d'engager la surveillance au plus tôt, avant le début des premiers travaux.

De manière plus générale, l'IRSN recommande d'envisager une modification du dispositif de surveillance des sédiments à l'occasion de tout projet d'aménagement susceptible de modifier les conditions de dépôts.

En complément de la surveillance des plans d'eau, l'IRSN note que les données disponibles concernant la qualité des sédiments ont mis en évidence un marquage des dépôts et/ou terres de berge au niveau des ruisseaux à débit très faible recevant des eaux minières. Cette problématique mériterait d'être prise en compte dans le cadre d'études complémentaires (cf. § 11.2.3) afin d'assurer la maîtrise de la connaissance de l'étendue de ces marquages.

#### 4- Surveillance des milieux aquatiques

Les mesures proposées sur les végétaux aquatiques n'apparaissent pas utiles car difficilement exploitables. L'analyse des cibles dotées d'un pouvoir d'accumulation peut en effet paraître utile, mais le choix de la localisation des points de surveillance ainsi que la pertinence du choix des végétaux aquatiques sont discutables. L'analyse faite par l'IRSN dans le cadre de la présente expertise ainsi que lors de la première phase [8] a conduit à s'interroger sur l'interprétation qu'il est possible de fournir des résultats obtenus. Ceux-ci ne sont pas toujours comparables entre eux du fait, notamment, d'aptitude à la bioconcentration distincte des différentes espèces prélevées (nature des espèces prélevées variable selon le point de contrôle) mais également de la variabilité naturelle qui reste difficile à apprécier. **La recommandation de l'IRSN en matière de surveillance des végétaux aquatiques consiste en la mise en place d'une surveillance écologique type IBGN (*Indice Biologique Global Normalisé*).** Au cours des discussions engagées avec AREVA NC dans le cadre de la tierce expertise et des travaux du GEP sur ce sujet, il a été indiqué qu'une surveillance de ce type pourrait être initiée dans le cadre de l'observatoire écologique dont la mise en place est prévue par le contrat rivière de la Gartempe. Ce projet est notamment porté par l'association pour la sauvegarde de la Gartempe.

#### 5- Paramètres analysés (cf. tableau 11-2)

Outre les paramètres physico-chimiques classiques comme le pH, les seuls éléments chimiques qu'AREVA NC prévoit d'inscrire dans son plan de surveillance, sont le baryum et les sulfates. Une analyse du terme source et des espèces chimiques à considérer notamment dans le cadre de l'évaluation de l'impact chimique devrait être présentée pour justifier ce choix (Cd, Cr, Ni, Hg, Zn, Pb, Fe, Mn, Al) d'autant qu'AREVA NC conclut, dans le chapitre 7 du BDE [6] relatif à l'impact chimique, que seuls le baryum et le manganèse devront être retenus pour une évaluation de risque. L'IRSN recommande de suivre *a minima* le manganèse en plus des sulfates et d'argumenter ce choix sur d'autres bases que celles relatives aux limites de détection et aux valeurs admises dans l'eau de

boisson. En particulier, l'IRSN suggère de se fonder sur la connaissance des caractéristiques chimiques du terme source.

Enfin, l'IRSN considère intéressant d'intégrer l'analyse des sulfates dans les eaux rejetées sans traitement, notamment lorsqu'il s'agit d'eaux de verse.

#### **11.2.2.4 La surveillance pour l'acquisition de données d'exposition pour les calculs d'impact**

Dans le chapitre 11 du BDE [6], AREVA NC propose de maintenir le réseau de surveillance dans l'environnement proche des sites miniers aux 16 stations correspondant à des groupes de population dont les indices globaux d'exposition sont les plus élevés. On rappelle que ces indices sont le fruit de l'application d'une méthode à scores pour la sélection des groupes de référence, laquelle a été discutée au chapitre 8.

Pour chacun des groupes de population retenus, le dispositif de surveillance implique la mise en place et l'exploitation de stations de site (suivi de l'exposition externe, de l'exposition par inhalation de radon et de l'exposition par inhalation de poussières) ainsi que la collecte d'échantillons et l'analyse de produits alimentaires (eau, végétaux et produits animaux).

Ce dispositif de surveillance représente un effort significatif en termes de prélèvements et d'un point de vue analytique. Comme l'a montré l'analyse effectuée au chapitre 8, l'exploitation des données ainsi recueillies pour l'estimation de doses ajoutées soulève de nombreuses difficultés et conduit à des résultats dont la pertinence et la représentativité peuvent être souvent discutées.

Le constat précédent justifie une réflexion de fond sur la démarche actuellement mise en œuvre. Cette réflexion peut porter d'une part sur le choix des groupes de référence retenus, d'autre part sur les mesures effectuées pour caractériser les voies d'exposition.

Pour ce qui concerne le choix des groupes de référence, on constate que la démarche systématique mise en œuvre repose pour l'essentiel sur des critères relatifs à la voie air. Dans la pratique, pour cette voie, les mesures disponibles permettent rarement de mettre en évidence de façon claire l'impact des sites sur leur environnement proche et donc de délimiter les zones réellement sous influence. Dans le cas des transferts par la voie eau, la délimitation des zones sous influence est généralement relativement plus nette et plus étendue. C'est particulièrement vrai pour les eaux de surface (cf. par exemple l'évolution mesurable des teneurs en uranium et radium le long du Ritord) mais également dans une moindre mesure pour les eaux souterraines (cf. notamment le marquage des eaux souterraines de la zone à l'ouest du SIB).

Le commentaire précédent ne remet pas en cause le bien fondé des groupes de référence actuellement retenus par AREVA NC mais justifie de s'intéresser à des groupes de population plus particulièrement concernés par la voie eau et qui aurait échappé aux critères utilisés par la méthode de sélection systématique. La vérification d'usages particuliers des eaux en aval des sites (y compris à relativement

grande distance) serait de ce point de vue très utile. On peut penser en particulier à la présence de puits fermiers, potentiellement utilisés pour l'arrosage de jardins potagers, mais aussi d'usages de l'eau par les habitants de villages le long de cours d'eau sous influence ou encore de pratiques de loisir le long de zones d'accumulation, par exemple au niveau de retenues.

La vérification précédente n'a pas été effectuée de manière exhaustive par l'IRSN dans le cadre de la tierce expertise. Sur la base de l'analyse effectuée, seuls quelques cas particuliers (stand de pêche sur le site de Puy de l'Age par exemple) pourraient nécessiter une extension des groupes surveillés. Ces cas restent toutefois anecdotiques compte tenu de la taille des groupes concernés et il est jugé préférable d'aborder ces situations dans le cadre d'analyses de sensibilité.

Pour ce qui concerne les données recueillies dans le cadre de la surveillance, l'analyse effectuée par l'IRSN conduit à suggérer une rationalisation de l'effort de surveillance dans le sens suivant :

- **abandon du suivi de la qualité des eaux distribuées sur les villages surveillés** : dans la mesure où ces eaux sont produites en dehors des zones susceptibles d'être impactées par les sites, la prise en compte de leur consommation pour l'évaluation d'une dose ajoutée n'apparaît pas pertinente. Les mesures correspondantes pourraient alors être abandonnées. Cet abandon doit cependant être conditionné par la vérification préalable que les alimentations en eaux s'effectuent bien hors zone d'influence des sites. A partir des éléments d'information portés à la connaissance de l'IRSN, les eaux concernées proviennent de la SIDEP et de La Bastide. Cette dernière semblant en partie alimentée par l'étang de la Crouzille, ce préalable ne peut être aujourd'hui considéré comme acquis. En parallèle à l'abandon possible de la surveillance des eaux de distribution, il serait utile de compléter si nécessaire la surveillance des puits fermiers présents sur les secteurs concernés, ces derniers pouvant éventuellement être utilisés pour l'arrosage des jardins, voire pour l'usage domestique, même si cela reste peut probable.
- **amélioration de la représentativité des mesures sur la chaîne alimentaire** : l'effort consenti pour acquérir des données n'a de sens que si celles-ci peuvent être ensuite utilement exploitées. Actuellement, compte tenu des précisions des analyses effectuées sur les produits de consommation (végétaux et animaux) mais également des conditions de prise d'échantillons, les calculs de doses ajoutées sont entachés de fortes incertitudes. Afin d'améliorer la situation, il conviendrait :
  - d'abaisser les limites de détection et de compléter la gamme des radionucléides mesurés de manière à disposer de mesures significatives pour les radionucléides susceptibles de contribuer significativement à la dose par ingestion (polonium 210, plomb 210 et thorium 230 en particulier). Cela implique d'adapter les quantités prélevées et analysées et/ou les techniques d'analyse ;
  - de tracer de manière plus précise la représentativité des échantillons prélevés et de s'assurer autant que possible de la répétabilité des mesures. Pour les produits végétaux, il serait ainsi utile de recueillir les informations relatives au mode de culture (arrosage par l'eau d'un puits ou d'un cours d'eau en particulier).

Pour les deux aspects précédents, il apparaîtrait utile pour AREVA NC d'étudier la possibilité de mettre en place des parcelles sur lesquelles cultiver les végétaux souhaités en quantités voulues. L'utilisation d'eaux de puits ou de cours d'eau sous influence permettrait par ailleurs de se placer dans des conditions a priori conservatives (bien que réalistes).

En lien avec le premier point évoqué ci-avant, l'abandon des mesures régulières de débits de dose pourrait être envisagé dans la mesure où un surcroît éventuel d'exposition au site lui-même est peu vraisemblable et où les variations obtenues sont difficilement interprétables. Compte tenu de la distance entre le périmètre des sites et les points de mesure, une influence directe semble dans tous les cas peu réaliste (à l'exception de sources diffuses - telles que des stériles par exemple - présentes à proximité des stations de site).

Etant donné la facilité de mise en œuvre et du faible coût de la mesure, cet allègement n'est cependant pas considéré comme présentant un enjeu important.

Enfin, comme indiqué précédemment pour les autres aspects de la surveillance, il serait nécessaire de compléter les analyses effectuées par des mesures sur les éléments chimiques à prendre en compte dans le cadre de l'évaluation de l'impact chimique. La réflexion sur ce point étant encore peu aboutie, la liste précise des paramètres reste à définir.

### *11.2.3 ACTIONS LIEES AU BESOIN DE CONNAISSANCE*

Sont regroupées dans la présente section les besoins d'études complémentaires identifiées au cours de l'instruction du BDE et des documents associés ainsi que lors des différentes réunions techniques impliquant l'IRSN, les experts du GEP, la DRIRE Limousin et AREVA NC et dont la mise en œuvre est jugée importante par l'IRSN. Les études retenues visent à améliorer la connaissance disponible afin notamment de permettre une prise de décision ultérieure sur des actions complémentaires destinées à réduire ou maîtriser sur le long terme les impacts des sites. Elles sont pour certaines à relier avec des recommandations relatives aux actions de surveillance exprimées au § 11.2.2.

Les besoins de connaissance identifiés portent sur le marquage des eaux, le marquage sédimentaire, la caractérisation des niveaux d'exposition au radon et enfin l'amélioration du traitement des eaux, notamment pour l'uranium. Certains ont déjà été identifiés et justifiés lors de la première phase de la tierce expertise [8] et ne sont pas détaillés ici.

#### **11.2.3.1 Actions relatives au marquage des eaux**

Comme cela a été indiqué à plusieurs reprises tout au long de l'analyse, deux principaux enjeux justifient aujourd'hui de mener des études pour ce qui concerne le marquage des eaux.

Le premier enjeu concerne les verses à stériles. Il a déjà été évoqué dans le cadre des actions immédiates au § 11.2.1.2.

La contribution des verses à stériles sur le marquage des eaux a été jusque là considérée comme secondaire au regard des autres sources de marquages. Peu de travaux ont ainsi été mis en œuvre par AREVA NC pour suivre leur impact et quantifier les relargages dont ils sont à l'origine.

Pour l'IRSN, cette situation mérite aujourd'hui d'être reconsidérée. Les verses sont en effet localement responsables d'une altération avérée de la qualité des eaux de surface ; une meilleure gestion des écoulements constitue de ce fait une piste pour améliorer les conditions locales et réduire globalement les apports, notamment d'uranium, vers les cours d'eau.

Cette piste d'amélioration nécessite la réalisation d'aménagements qui ne peuvent être engagés qu'après en avoir vérifié l'intérêt. Pour cela, il est nécessaire de préciser l'incidence réelle des verses à stériles sur le marquage des eaux et de quantifier les apports chimiques et radioactifs qui peuvent leur être associés sur les différents bassins versants étudiés. Des initiatives dans ce sens ont déjà été menées par AREVA NC. Elles restent cependant trop partielle et nécessite d'être poursuivies et élargies. Les études qui seraient à mettre en œuvre devraient en premier lieu prévoir l'identification des secteurs sur lesquels l'incidence des verses est susceptible d'être la plus importante compte tenu d'une part des quantités de stériles présentes et d'autre part des débits des cours d'eau récepteurs.

Sur les secteurs concernés, il conviendrait d'effectuer un suivi de la qualité des eaux sur des périodes représentatives de différents régimes d'écoulement, afin d'estimer la contribution relative des stériles aux quantités d'uranium, de radium et des principaux éléments chimiques d'intérêt transférés le long du cours d'eau. Deux exemples de secteurs justifiant ce type d'étude peuvent être cités : le secteur du Fraisse pour lequel l'apport de la verse de pied de MCO B vers l'étang du Gouillet nécessiterait d'être mieux connu et les secteurs de Margnac sur lequel les verses à stériles sont présentes en quantité importantes.

**Le second enjeu justifiant la réalisation d'études est lié au fonctionnement hydraulique des différents sites miniers et notamment de ceux comportant un stockage de résidus.**

Il consiste en particulier à connaître l'origine des marquages constatés sur les différents écoulements identifiés et notamment la contribution attribuable aux stockages de résidus. La nature des travaux à conduire sur le sujet a déjà été largement évoquée dans le premier rapport de tierce expertise [8] à propos du site de Bellezane. Il s'agit d'une part d'une caractérisation et d'un suivi des différentes eaux en fonction de leur origine (verses, TMS, résidus, etc.) et d'autre part d'un suivi des charges hydrauliques (dans les galeries de TMS, le stockage de résidus et dans le granite des parois de celui-ci). Dans une optique de gestion des sites à long terme, la démarche précédente mériterait d'être accompagnée d'un travail de modélisation permettant de comprendre et d'anticiper les évolutions en cours et de simuler les conséquences de scénarios prenant en compte des modifications des conditions d'écoulement.

Suite aux recommandations formulées par l'IRSN et reprises par le GEP, AREVA NC a indiqué avoir engagé un programme d'actions répondant aux objectifs précédents sur le site de Bellezane et dans une moindre mesure sur le SIB. L'extension de la démarche à d'autres sites pourra être envisagée en fonction du retour d'expérience de ces premiers travaux.

### 11.2.3.2 Actions relatives au marquage sédimentaire

Le marquage des sédiments en aval des sites, constitue la manifestation la plus notable de l'exploitation minière effectuée sur la DMC. Comme indiqué au cours de la première partie de la tierce expertise [8] à propos du bassin versant du Ritord ou au cours de l'analyse des autres bassins versants dans le présent rapport, ce marquage pose une double difficulté. En premier lieu, il est difficile de déterminer les actions les plus efficaces pour diminuer les concentrations (en uranium en particulier) relevées dans les sédiments ; en second lieu, peu d'éléments sont disponibles pour apprécier l'impact sur les écosystèmes des situations rencontrées.

Pour donner des éléments de réponse sur le premier aspect, l'IRSN a recommandé dans son premier rapport [8] de mettre en place une étude destinée à améliorer la connaissance des processus de marquage sédimentaire. L'intérêt de celle-ci est confirmé à l'issue de cette deuxième étape de la tierce expertise. Combinée avec une meilleure connaissance de la contribution des versées à stériles (cf. section précédente), cette étude devrait permettre de mieux cerner les rejets sur lesquels une action d'amélioration doit être engagée pour abaisser ces marquages.

Le second aspect, implique une amélioration de la connaissance de l'impact environnemental des marquages sédimentaires. Il est justifié par le besoin de juger de manière objective à partir de quel niveau un marquage nécessite une action de gestion (retrait des sédiments concernés, en particulier, comme cela a été fait pour le lac de Saint-Pardoux ou comme cela est envisagé sur plusieurs autres plans d'eau). Actuellement, les modes de gestion reposent sur une valeur conventionnelle, dérivée du RGIE, qui pourrait être exagérément contraignante ou au contraire insuffisamment restrictive. En réponse à ce besoin d'amélioration des connaissances, l'IRSN recommande qu'AREVA NC mette en œuvre une réelle méthode d'évaluation des risques sur les écosystèmes à l'instar de ce qui a été réalisé à titre exploratoire par l'IRSN pour le bassin versant du Ritord dans le cadre des travaux du GT2 du GEP. La mise en œuvre d'une telle méthode implique de disposer l'ensemble des données nécessaires. Une grande partie de celles-ci sont actuellement disponibles au travers des données de surveillance acquises par AREVA NC. Il apparaît cependant fondamental d'acquérir des données complémentaires. Cela passe par l'abaissement de la limite de détection en uranium tel qu'entrepris récemment AREVA NC mais également par la quantification de radionucléides jusqu'à présent non recherchés (plomb 210, polonium 210 et le cas échéant thorium 232 et ses descendants et des éléments chimiques pertinents à retenir).

En complément des deux aspects évoqués ci-avant, et comme indiqué au § 11.2.2 à propos de la surveillance, l'IRSN recommande d'étudier les possibilités de contamination des terres de berge à l'aval immédiat des sites rejetant dans des cours d'eau de faibles débits. Cette étude devrait consister en une recherche de marquages le long des cours d'eau et dans les zones potentiellement impactées en cas de débordements. Même si ce phénomène est *a priori* plus localisé et moins significatif que les marquages sédimentaires constatés dans les plans d'eau, il est avéré sur plusieurs sites et peu concerné des parcelles vouées à des usages agricoles (cas du ruisseau des Petites Magnelles pour le site de Bellezane en particulier).

### **11.2.3.3 Actions relatives à l'évolution des techniques de traitements des eaux**

L'objectif des actions envisagées ici est de déterminer s'il est ou non possible de se passer, à plus ou moins court terme, des stations de traitement des eaux pour aboutir à un système passif ou en tout cas limiter le plus possible l'emploi de produits chimiques et les opérations de traitement ou curage. Dans cette perspective, l'IRSN a identifié deux domaines méritant la mise en place d'études spécifiques.

Le premier concerne le traitement passif type zone humide (Wetland). Dans ce domaine, des actions concrètes sont d'ores et déjà envisagées par AREVA NC sur deux des ruisseaux d'alimentation de l'étang de la Crouzille (Sagnes et d'Henriette). Pour l'IRSN, les aménagements envisagés doivent être accompagnés d'un effort important d'étude et de suivi afin d'en préciser l'efficacité et les limites. Le retour d'expérience sur l'utilisation de ces techniques est en effet à ce jour relativement restreint et il convient de tirer le maximum d'enseignements pour permettre d'éventuels réglages et une application dans des conditions optimales à d'autres sites. Seraient en particulier à prendre en compte au travers de ces études : les processus de colmatage, les conditions d'accumulation de l'activité piégée et son devenir, ou encore les conditions éventuelles dans lesquelles des phénomènes de désorption et donc de relargage sont envisageables. Ces études pourront utilement s'appuyer sur l'expérience déjà acquise sur le site expérimental de Pöhla (WISMUT, en Allemagne) ;

Le second domaine concerne la faisabilité et l'intérêt des techniques basées sur la séquestration de l'uranium (et éventuellement du radium) par biosorption sur les microorganismes (algues, bactéries). Cette technique semble susciter actuellement un intérêt notable à l'étranger (cf. développement des essais actuels en Allemagne et aux USA) et mérite d'être envisagée ;

Dans le cadre des actions précédentes, l'IRSN considère nécessaire d'intégrer une réflexion sur la nécessité de la récupération de l'uranium et autres radionucléides piégés dans les wetlands ou par les autres techniques passives envisageables. Des questions telles que la périodicité des curages éventuels et les volumes et caractéristiques des déchets qui seraient à gérer sont en effet essentielles pour juger de l'intérêt des différentes solutions envisageables. Elles peuvent conduire à envisager à adapter les configurations choisies, au travers par exemple d'une régulation de débit, d'un étalement des surfaces...

### **11.2.3.4 Actions relatives aux expositions au radon**

Pour ce qui concerne le radon atmosphérique, des recommandations avaient été formulées dans le premier rapport de tierce expertise [8] pour que soit réalisée une évaluation de la représentativité des mesures de radon actuellement effectuées sur la couverture du stockage de Bellezane. Au cours de la deuxième partie de la tierce expertise, les représentants d'AREVA NC ont indiqué avoir engagé cette action. L'IRSN considère qu'en fonction des résultats obtenus, des études similaires devraient être menées sur les autres stockages.

Concernant la contribution des versées aux flux d'exhalation de radon, l'IRSN recommande de vérifier la possibilité d'extrapoler aux autres versées les observations faites sur la versée de Pény concernant l'EAP radon.

Par ailleurs, l'analyse du choix des groupes de référence effectué par AREVA NC a conduit l'IRSN à s'interroger sur l'incidence de la présence de villages ou d'habitations à l'aplomb de galeries et travaux miniers souterrains. Pour certaines configurations défavorables, celles-ci pourraient en effet éventuellement être à l'origine d'un transfert préférentiel du radon depuis le sous-sol vers certains bâtiments. L'IRSN recommande donc qu'AREVA NC recense, dans un premier temps, l'ensemble des secteurs habités situés à l'aplomb d'ouvrages souterrains, puis décrive pour chacun de ces secteurs, le type de configuration concerné. Cette description devrait notamment préciser les caractéristiques des ouvrages (volumes, existence de remblai), leur profondeur et leur position par rapport au niveau piézométrique, la localisation respective de ces ouvrages et des habitations par rapport aux failles, fractures ou filons de lamprophyre. En fonction des résultats de cette première analyse, il pourrait être envisagé de mener des campagnes de mesure destinées à connaître les concentrations du radon dans certains ouvrages (du moins pour ceux encore accessibles), les flux d'exhalation en surface, en particulier à l'aplomb des ouvrages ou des accidents (failles, fractures, filons de lamprophyre). Selon les indications obtenues à l'issue de ces campagnes, un dépistage dans l'habitat pourrait s'avérer nécessaire.

## **11.3 PISTES DE REFLEXION POUR AMELIORER LA ROBUSTESSE DE L'EVALUATION DE L'IMPACT**

### *11.3.1 IMPACT DOSIMETRIQUE ET CHIMIQUE SUR LES POPULATIONS*

En complément des propositions formulées à propos de la surveillance, l'IRSN, en accord avec le GT2 du GEP, considère indispensable de compléter les calculs d'impact dosimétrique effectués à partir des groupes de référence sélectionnés via la méthodologie décrite au chapitre 8, par des études de sensibilité. Celles-ci doivent notamment permettre de prendre en compte des comportements particuliers représentatifs de situations potentiellement plus critiques que celles associées aux groupes de référence (exemple : pêcheur à Margnac, Pontabrier, ..., responsable association de pêche à Puy de l'Age, utilisation éventuelle d'eau de puits fermiers, ...). Celle-ci pourrait être intégrée dans le cadre d'analyses de sensibilité autour d'un comportement type de référence intégrant les voies de transfert les plus réalistes.

Les analyses de sensibilité devraient également permettre d'illustrer l'incidence des différentes incertitudes associées aux calculs de dose ajoutée et en particulier, celles associées à la mesure.

Enfin, il ressort de l'analyse du BDE et des travaux notamment du GT2 que le risque chimique doit faire l'objet d'une évaluation au même titre que le risque radiologique. Des efforts en matière de caractérisation des expositions s'avèrent pour cela, nécessaires.

En complément des analyses de sensibilité autour de scénarios de référence, un scénario complémentaire mériterait une attention. Il concerne le devenir des eaux de l'étang de la Crouzille et

en particulier les conséquences de leur traitement dans l'une des stations de potabilisation de la ville de Limoges.

L'analyse de la teneur en uranium et radium des eaux en entrée et en sortie de station montre qu'il y a une diminution très nette des concentrations en uranium dans l'eau (figure 11-3). Cette diminution est *a priori* attribuable aux processus de traitement qui conduisent à la rétention des éléments sur les boues qui deviennent par conséquent marquées et dont la gestion doit être examinée.

De manière générale, l'IRSN encourage AREVA NC à intégrer une approche de modélisation à toute évaluation et plus particulièrement en ce qui concerne les transferts d'un compartiment à un autre. Cette approche, comparée aux résultats des mesures effectuées dans le cadre de la surveillance, pourrait permettre de compléter les évaluations issues des données de surveillance et d'envisager la réalisation d'évaluations prospectives.

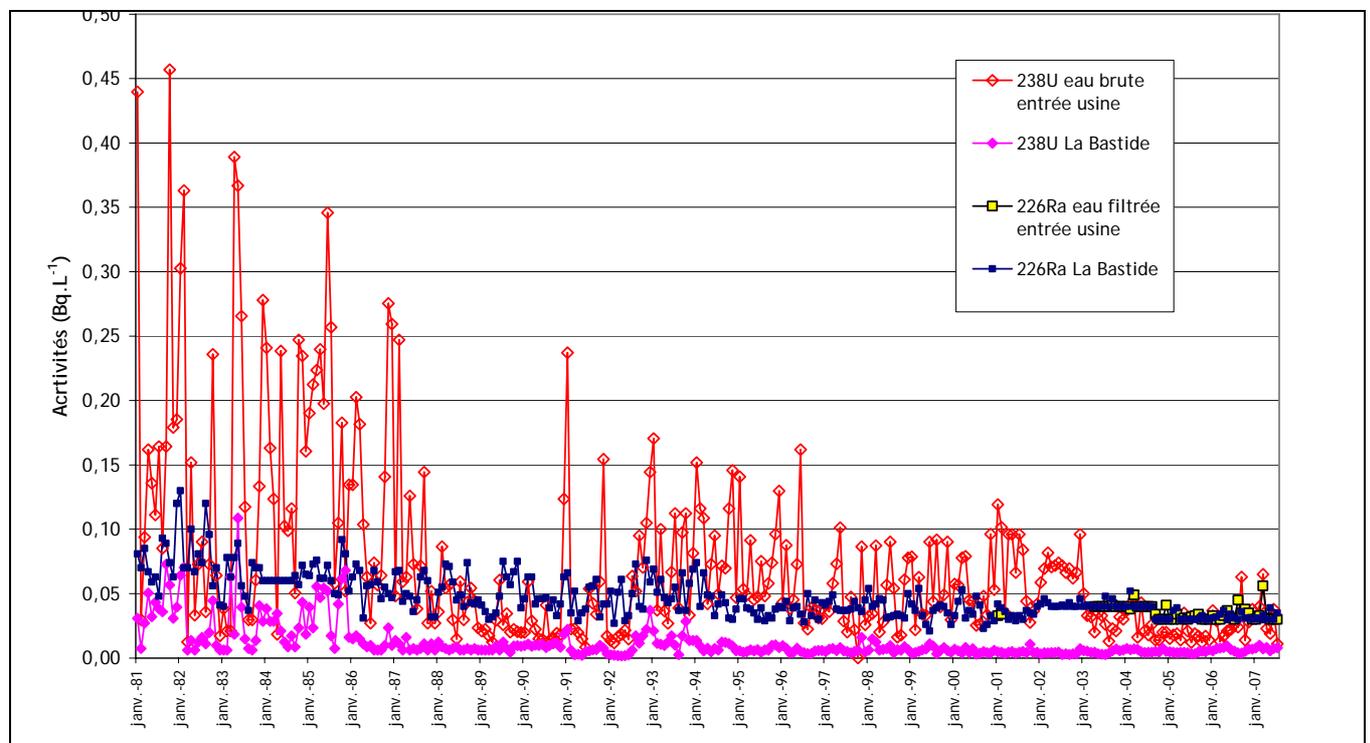


Figure 11-3 Activités en uranium 238 et radium 226 dans les eaux en entrée et sortie de la station de traitement des eaux potables de La Bastide à Limoges

### 11.3.2 IMPACT ENVIRONNEMENTAL

L'IRSN préconise d'élargir à tous les bassins versants, l'application de l'étape de screening de la méthode d'évaluation de l'impact à l'environnement (ERICA). Les résultats obtenus devraient ainsi contribuer à mieux cerner les problématiques réelles autour des sites miniers. Les travaux du GT2 ayant montré le rôle significatif de la composante chimique de l'uranium en matière d'impact sur les écosystèmes, il convient d'intégrer le risque chimique à toute évaluation d'impact environnemental.

## 11.4 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES AU CHAPITRE 11

- [1] IAEA-TECDOC-1419 (October 2004). Treatment of liquid effluent from uranium mines and mill - Report of a co-ordinated research project (1996-2000)
- [2] S. Touzé et al. (mars 2004). Etat de l'art sur les Barrières Perméables Réactives (BPR). Réalisations, expériences, critères décisionnels et perspectives. BRGM
- [3] M. Kalin and al. (2005). The removal of uranium from mining waste water using algal/microbial biomass - Journal of environmental radioactivity 78, 151-177
- [4] Ilson. G; et al., (2005). Environmental Impact of Uranium Mining and Ore Processing in the Lagoa Real District, Bahia, Brazil. Environmental science and Technology, vol 39
- [5] BURGEAP (2006). - Montmassacrot, Site Industriel de Bessines, Le Fraisse, Fanay-Augères, Margnac-Pény, Site de Bellezane - Expertise hydrogéologique et préconisations pour le site de stockage de sédiments et de boues RTr0053a/A16523/CTrZ060417 du 30/10/2006
- [6] AREVA NC (2004). Bilan décennal environnemental 1994-2003
- [7] BRGM (2006). Bessines-sur-Gartempe (87) - Tierce-expertise du bilan de fonctionnement décennal des installations COGEMA. Rapport final BRGM/RP-54976-FR d'octobre 2006
- [8] IRSN (2007). Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC - 1<sup>ère</sup> partie : stockage de Bellezane et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord. Rapport DEI/2007-01
- [9] IPSN (1999). Doctrine en matière de réaménagement des stockages de résidus de traitement de minerai d'uranium. Note technique DPRE/SERGD/99-42

Tableau 11-1 Actions de réduction des apports identifiées par l'IRSN

Objectif de réduction	Actions envisageables	Application au contexte (exemples)	Position AREVA NC	Bénéfice attendu	Inconvénient
Réduction des flux de percolation à travers les résidus miniers	Mise en place d'une couverture étanche sur les stockages	Bellezane Montmassacrot Le Brugeaud Lavaugrasse	Jugée non pertinente (ref rapport BURGEAP)	Limitation des flux d'eau issus de MCO, réduction de la charge en radioéléments à traiter à l'exutoire	Non garantie à long terme Complexification du système Bénéfice réduit car les MCO sont de faibles contributeurs à l'impact
Limitation de l'impact des rejets diffus identifiés : - potentiel exutoire aveugle	Création d'une zone humide de traitement passif	Henriette	Mise en place d'un dispositif « passif » pour la rétention de l'uranium au niveau du ruisseau d'Henriette, en aval du marquage	Amélioration de la qualité radiologique des eaux restituées à l'environnement sans apport de substance chimiques	Modification du réseau hydrographique actuel. Questions en suspens sur : - le comportement du radium. - la pérennité du système - la vitesse de saturation - la gestion des matériaux de fond de bassin (boues, algues,...)
- eaux de lixiviation des verses (ou autres installations réaménagées)	Canalisation des eaux de pied de verse (collecte), traitement éventuel, rejet contrôlé dans l'environnement, en aval des zones sensibles le cas échéant	Verses de Fanay (pied de verses au niveau du ruisseau des Sagnes)  Verses de Marnac sur le cours du Vincou Verses du Fraisse (MCOB) avec écoulements dirigés vers l'étang du Gouillet	Aménagement au niveau du ruisseau des Sagnes et mise en place de dispositifs « passif » pour la rétention de l'uranium  Non envisagée  Non envisagée	Amélioration de la qualité des eaux de l'étang de la Crouzille, réservoir pour l'alimentation en eau potable	
	Remodelage des verses (reprofilage)	Toutes verses qui coulent et dont les écoulements ne sont pas canalisés	Non envisagée	Réduction de l'infiltration au profit du ruissellement.	Non garantie sur le long terme. Erosion Coûts élevés Accroissement momentané des expositions au radon et du débit de dose

Objectif de réduction	Actions envisageables	Application au contexte (exemples)	Position AREVA NC	Bénéfice attendu	Inconvénient
Amélioration de la qualité des eaux rejetées après traitement	Abaisser l'activité en uranium (dissous et particulaire)	Augères Bellezane	Aucune, les normes de rejet étant respectées	Réduction de l'impact en uranium	Utilisation potentielle de réactifs qui seront rejetés dans l'environnement. Rapport coût/bénéfice à évaluer
	Améliorer l'efficacité du traitement (insolubilisation + décantation)	Augères	Aménagement de la station avec mise en parallèle des deux premiers bassins de décantation et implantation d'un quatrième bassin	Amélioration de la décantation par augmentation du temps de résidence dans la station	Quelles conséquences attendues sur l'uranium majoritairement présent en solution ?
Ajustement du dimensionnement des stations avec amélioration de la sélectivité des flux à traiter	Séparer les réseaux selon la nécessité ou non d'un traitement, notamment en cas de fortes précipitations	Bellezane, B100...  Autres	Gestion d'ores et déjà optimisée	Limitation des volumes à traiter, amélioration de l'efficacité du traitement, limitation de l'usage de réactifs...	Evaluer le rapport coût/bénéfice
Limitation des fuites par les bassins de réception et décantation des stations de traitement	Etanchement des bassins de réception et de décantation	Silord	Réfection totale des bassins	Limitation du débit de fuite	Coût
Limitation de l'impact sur l'air	remodelage	Verses à stériles et digues de stockage	Non envisagée	Baisse de l'EAP Bénéfice négligeable en termes d'impact	Non garantie sur le long terme (érosion,..)

Tableau 11-2 Types d'analyses envisagés par AREVA NC dans le cadre de son plan de surveillance (d'après BDE, chapitre 12)

TYPE D'EAU	TYPE D'ANALYSE	FREQUENCE PRELEVEMENT	TYPE DE PRELEVEMENT	FREQUENCE D'ANALYSE
REJET TRAITÉ	Mesure débit	H	C	H
	pH	H	C	H
	MES	H	P	H
	Ra soluble	H	C	H
	U soluble	H	C	H
	Ra insoluble	M	C	M
	U insoluble	M	C	M
	Sulfates	H	C	H
Baryum	H	C	H	
REJET NON TRAITÉ	Mesure débit	H	P	mM
	pH	H	P	mM
	MES	M	P	M
	Ra soluble	H	P	mM
	U soluble	H	P	mM
	U insoluble	M	P	M
MILIEU NATUREL : aval rejets traités et aval tous sites	pH	H	P	mM
	Ra soluble	H	P	mM
	U soluble	H	P	mM
	U insoluble	M	P	M
MILIEU NATUREL : aval rejets non traités et amont tous sites	pH	M	P	M
	Ra soluble	M	P	M
	U soluble	M	P	M
	U insoluble	T	P	T

H : hebdomadaire  
M : mensuelle  
mM : moyenne mensuelle  
T : trimestrielle  
P : ponctuel  
C : continu

Tableau 11-3 Surveillance des rejets proposée par AREVA NC (d'après BDE, chapitre 12)

Bassin versant	Site	Détail du suivi	Commentaire IRSN
GARTEMPE	Bellezane (y cp MMT)	maintenu	
	Puy Teigneux	maintenu	Le rejet représente plus de 50% du flux moyen du ruisseau récepteur. A maintenir (drainage minier acide)
	SIB	maintenu	
	Puy de l'Age	abandonné	Suivi AREVA NC hors AP à maintenir, flux de rejet 100 m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>
COUZE	Gorces Saignedresse	maintenu	
	Fraïsse	maintenu	
RITORD	Vénachat	Contrôle assuré au niveau du ruisseau récepteur en sortie de site maintenu	Le rejet représente 90% du flux moyen du ruisseau récepteur
	Augères	maintenu	Contributeur principal en termes de flux de radionucléides rejetés dans l'environnement sur le cours du Ritord
	La Borderie	maintenu	
	Silord	maintenu	
VINCOU	Pény	maintenu	

Tableau 11-4 Surveillance des eaux souterraines proposée par AREVA NC

Sites	Localisation proposée par AREVA NC	Détail du suivi AREVA NC	Commentaire IRSN
SIB	Source SCE 68	Trim. pH, Ra, U soluble ; Sem. U, Ra insoluble	Rien sur ES 70 qui pourtant est marqué
	Piézomètre ES 71	Mens. pH, Ra, U soluble ; Sem. U, Ra insoluble	
	Puits PTS 41	Trim. pH, Ra, U soluble ; Sem. U, Ra insoluble	
Bellezane	Source SG 67	Trim. pH, Ra, U soluble ; Sem. U, Ra insoluble	Suivi des nouveaux accès aux galeries
	Piézomètre PG 60 et PG 62	Mens. pH, Ra, U soluble ; Sem. U, Ra insoluble	Suivi des piézo dans le résidu
	Puits PG 15	Trim. pH, Ra, U soluble ; Sem. U, Ra insoluble	N'est pas sur une ligne de courant
			Pour les piézo dans les résidus, <i>a minima</i> périodicité de mesure de niveau horaire.
Montmassacrot	Piézomètre PG 29	Mens. pH, Ra, U soluble ; Sem. U, Ra insoluble	Rien sur ES 25 et ES 26 impactés
			Seuls les sites avec des résidus sont proposés dans le schéma de surveillance. Aucun autre critère que la présence de résidus n'est indiqué pour la sélection des piézomètres et des puits qu'AREVA NC propose de surveiller.

# ANNEXES

## ANNEXE 1 Problématiques abordées au cours des réunions du GT1 et du GT2 de janvier à juin 2007

Date	Thèmes abordés
<b>GT1 « Terme source, rejets et transferts dans le milieu naturel »</b>	
21/02/2007	Hydrogéologie du site de Fanay-Augères Compléments pour le bassin versant du Ritord suite à la mise à jour des données de la surveillance (2004-2006) Analyse environnementale pour le bassin versant du Vincou Mise en place des recommandations du GEP suite à la première phase de tierce expertise
05/04/2007	Hydrogéologie des sites de Margnac-Pény et du Fraisse Analyse environnementale pour le bassin versant de la Couze (eaux) Analyse globale préliminaire des données sur les sédiments pour les bassins versants du Ritord, de la Couze et du Vincou Avancement sur la mise en place des recommandations du GEP suite à la première phase de tierce expertise (lancement de cahiers des charges)
21-22/05/2007	Mission de terrain
23/05/2007	Hydrogéologie du Site Industriel de Bessines Analyse environnementale pour le bassin versant de la Gartempe Analyse globale comparative des données environnement (eaux et sédiments) relatives aux bassins versant du Ritord, de la Couze, du Vincou et de la Gartempe Avancement sur la mise en place des recommandations du GEP suite à la première phase de tierce expertise (piézomètres, contrôle des niveaux piézométriques, campagne de mesures de flux de radon, étude écologique (contrat rivière)
24/05/2007	Analyse des données de la surveillance radiologique de l'air
<b>GT2 « Impact environnemental et sanitaire »</b>	
13/04/2007	Premiers résultats de l'application du screening de la méthode d'évaluation du risque environnemental dans le bassin versant du Ritord
18/06/2007	Compléments à l'étape de screening Avancement des travaux de l'INERIS sur l'inventaire et le choix des PNEC pour les espèces chimiques

**ANNEXE 2 Synthèse des principales caractéristiques des sites miniers de la division minière de la Cruzille pour les quatre bassins versants d'intérêt**

Site	Chantiers particuliers	Nature des travaux	Période d'exploitation	Noyage TMS ou arrêt exhaure	Métrage galerie + descenterie	Tonnes d'U produit (valeur approchée)	Tonnes de Remblayage hydraulique	Nom STE de rattachement (si différente)	Période de fonctionnement STE	Autres matériaux de remblayage	Bassin versant récepteur des rejets principaux
<b>Sites miniers localisés dans le Bassin versant de la Couze</b>											
Champour		MCO	1985-86			70			1983		Couze
Roudet		TMS (Travaux de reconnaissance)	1979		?						
Gorces-Saignedresse		TMS + MCO	1981-91		9230	437	10 681	Gorces	1993-2001		Impact local potentiel sur le BV du Ritord
Fraisse		TMS + MCO	1965-90		6717	1 077	37 286	Fraisse	Depuis 1979		
<b>Sites miniers localisés dans le Bassin versant du Ritord</b>											
St Sylvestre		TMS	1975-85		?	304	25 146	Augères	Depuis 1994		Ritord
Silord		TMS	1975-90		?	220	-	Silord			
Vénachat		TMS + MCO			?	748	-	Vénachat	1983-1999		
Bachelierie		MCO	1976		-	65	-	-	-		
Santrop		MCO	1983-84		-	26	-	-	-		
<b>Sites miniers localisés dans le Bassin versant du Vincou</b>											
Sagnes sud		TMS	1977-92		?	517					Ritord
Fanay		TMS + MCO	1951-1992, 1953-1992, 1965-1982			3 312	449 178	Augères		Fûts vides écrasés Boues de curage étang du Gouillet	Ritord
	La Goutte	TMS			?						Ritord
	Puy	TMS									<i>Eaux profondes</i>

Site	Chantiers particuliers	Nature des travaux	Période d'exploitation	Noyage TMS ou arrêt exhaure	Métrage galerie + descenderie	Tonnes d'U produit (valeur approchée)	Tonnes de Remblayage hydraulique	Nom STE de rattachement (si différente)	Période de fonctionnement STE	Autres matériaux de remblayage	Bassin versant récepteur des rejets principaux
	Garnoux										<i>dirigées vers STE AUGERES, Eaux superficielles = rejet la Borderie, directement dans le RITORD</i>
	La Betoulle	TMS									
Henriette		TMS	1949-57, 1978-81	1957 1981	5840	186					Vincou
Margnac-Pény		TMS + MCO	1955-1995	1994			452 901	Magnac Pény	1993-1995  1993-2001 ( <i>n<sup>elle</sup></i> <i>STE en 1997</i> )		Vincou
	Magnac	TMS + MCO	1955-1995 TMS  1954, 1975- 76, 1963-64, 1967-68, 1972-73, 1980-81, 1987, 1989 MCO		74 000 (TMS)	7 807 (TMS) 525 (MCO)				Fûts lavés ayant contenu de l'uranate  Matériaux issus des verses de Margnac et Margnac 2 et des aires de lixiviation	
	Pény 348	MCO	1986-1987			32					
	Pény 138 Pény 140- 141	MCO	1974-1980			966				Fûts lavés ayant contenu de l'uranate dans P138	
	Massauvas	MCO (liaison TMS)	1974			38					
	Daumart	MCO	1986			5					

Site	Chantiers particuliers	Nature des travaux	Période d'exploitation	Noyage TMS ou arrêt exhaure	Métrage galerie + descenderie	Tonnes d'U produit (valeur approchée)	Tonnes de Remblayage hydraulique	Nom STE de rattachement (si différente)	Période de fonctionnement STE	Autres matériaux de remblayage	Bassin versant récepteur des rejets principaux
	Chatenet-Maussan	MCO (liaison TMS)	1987-1989			82					
<b>Sites miniers localisés dans le Bassin versant de la Gartempe</b>											
Villard		TMS (Travaux de reconnaissance) + MCO	1954-56, 1972-73	1992	396	60		Bassin de décantation		Ordures ménagères	Gartempe
SIB	Vieux Moulin et Brugeaud	TMS + MCO	1953-67, 1955-72	1973-1992	10 628 (valeur calculée)	2 129			Depuis 1977		Gartempe
	Usine SIMO	Usine traitement minéral	1958-93								
	Croix du Breuil	Aires de lixiviation	1982-91								
	Brugeaud	Stockage Brugeaud	1978-87				RH comptés dans le tonnage de résidus  Confection digue			5 782 000 t de résidus de traitement dynamique (6 000 t provenant de l'usine du Bouchet) 1 512 000 t de résidus de traitement statique Produits de démantèlement usine SIMO	
	Lavaugrasse	Stockage Lavaugrasse	1958-78					Confection digue		5 681 500 t de résidus de lixiviation dynamique (3 500 t provenant de	

Site	Chantiers particuliers	Nature des travaux	Période d'exploitation	Noyage TMS ou arrêt exhaure	Métrage galerie + descenterie	Tonnes d'U produit (valeur approchée)	Tonnes de Remblayage hydraulique	Nom STE de rattachement (si différente)	Période de fonctionnement STE	Autres matériaux de remblayage	Bassin versant récepteur des rejets principaux
										l'usine du Bouchet) 1 807 000 t de résidus de lixiviation statique Boues de STE (23 GBq <sup>226</sup> Ra 1994-2001)	
	Brugeaud	Stockage versés Brugeaud	1955-78							5 283 000 t de résidus de traitement statique 16 790 t de terres, gravats et 1 900 t ferrailles de démantèlement de l'usine du Bouchet (0,69 TBq alpha) 18 048 fûts de déchets uranifères TFA de Pierrelatte (1,5 kg de <sup>235</sup> U - enrichissement <6%)	
	Croix du Breuil	Entreposage U3O8	1998-07							Capacité 199 900 t	
Point117 La Pierre Belle		TMS + MCO	1991-94, 1969-72, 1990-91	1994	278	285		Station mobile			Gartempe
Bellezane		TMS + MCO	1975-92, 1976-90	1993-1996	25 511	4 053	14 179		Depuis 1979	Déchets industriels	Gartempe

Site	Chantiers particuliers	Nature des travaux	Période d'exploitation	Noyage TMS ou arrêt exhaure	Métrage galerie + descenderie	Tonnes d'U produit (valeur approchée)	Tonnes de Remblayage hydraulique	Nom STE de rattachement (si différente)	Période de fonctionnement STE	Autres matériaux de remblayage	Bassin versant récepteur des rejets principaux
	MCO105-68	Stockage	1989-93							banals 1 513 592 t de résidus de traitement dynamique 42 029 t de résidus de traitement statique Boues du Lac de Saint Pardoux	
Petites Magnelles		MCO	1991-92	1992		83		Station mobile			Gartempe
Puy de l'Age		TMS + MCO	1977-92, 1992-93	1993	3 385	421	87		1980-1995		Gartempe
Puy Teigneux		MCO	1990-91	1995		85					Gartempe
Montmassacrot		TMS + MCO	1976-81, 1977-79	1994	602	138		Bassins de décantation puis STE de Montmassacrot puis STE de Bellezane	STE Montmassacrot 1981-1987 Depuis 1987 STE Bellezane		Gartempe
	MCO	Stockage	1987-90							737 000 t de résidus de traitement dynamique	
Chanteloube		TMS (Travaux de reconnaissance) + MCO	1964-66, 1976-79	1981	1 520	326		Bassin de décantation			Gartempe

## **ANNEXE 3      Bref historique des activités minières dans les bassins versants de la Gartempe, du Vincou, du Ritord et de la Couze**

### **BASSIN VERSANT DE LA GARTEMPE**

Les sites et installations situés dans le bassin hydrographique de la Gartempe regroupent diverses activités :

- l'exploitation du minerai ;
- le traitement du minerai de l'ensemble de la Division minière dans l'usine SIMO ;
- le stockage de résidus de traitement et éventuellement d'autres déchets : Bessines (Lavaugrasse et Le Brugeaud), Bellezane et Montmassacrot, tous classés ICPE.

L'historique de l'activité des sites est rappelé brièvement ci-après.

#### **Site industriel de Bessines**

Le Site Industriel de Bessines SIB est la principale installation de la Division minière de la Crouzille. Il a été le siège d'une exploitation minière souterraine et de surface de 1955 à 1972 à l'origine de la production de 2 130 tonnes d'uranium.

L'exploitation a été conduite à partir de 2 quartiers souterrains : le Vieux Moulin (4 niveaux exploités sur 100 m de profondeur) et le Brugeaud Est (puits de 291 m de profondeur, 7 niveaux exploités) et de la MCO du Brugeaud.

L'activité la plus importante du site a été le traitement du minerai d'uranium. En effet, l'essentiel du minerai de la région était traité à l'usine SIMO de Bessines qui a fonctionné de 1958 à 1993 ; le minerai était envoyé auparavant à l'usine du Bouchet dans l'Essonne. L'usine SIMO est maintenant démantelée (1996). Le minerai moins riche était traité dans 8 aires de lixiviation statique elles aussi aujourd'hui démantelées.

L'essentiel du réaménagement du site a été réalisé dans la première partie des années 1990 : recouvrement des stockages par différentes couches de matériaux de couverture (résidus de lixiviation, stériles et terre végétale), remaniement des verses, création d'une nouvelle station de traitement des eaux, remodelage du site et rationalisation des circuits de collecte des eaux et enfin démantèlement des installations de traitement du minerai et stockage des produits de démantèlement. Les anciens travaux souterrains sont aujourd'hui mis en sécurité et noyés.

Les résidus de traitement dynamique générés par l'usine sont pour l'essentiel stockés sur le site SIB et répartis dans le bassin de Lavaugrasse et la MCO du Brugeaud. Ces 2 stockages renferment également, en moindre quantité, des résidus de traitement en provenance de l'usine du Bouchet, une partie des résidus issus du traitement de lixiviation statique opéré sur le SIB, des produits de démantèlement et

des boues de station de traitement. L'essentiel des produits de lixiviation statique est réparti dans les verses du Brugeaud avec également des déchets technologiques TFA. L'Andra distingue sur le SIB dans son inventaire les 3 stockages suivants :

- le bassin de Lavaugrasse : 5 680 000 tonnes de résidus fins, 1 810 000 tonnes de résidus de traitement statique, des boues de stations de traitement des eaux minières;
- la MCO du Brugeaud : 5 780 000 tonnes de résidus fins, 1 510 000 tonnes de résidus de traitement statique, les produits de démantèlement de l'usine SIMO ;
- les verses du Brugeaud (sud et nord de la route de Lavaugrasse) : 5 280 000 tonnes de résidus de lixiviation statique, des terres, gravats et ferrailles de démantèlement du Bouchet (0,69 TBq alpha) ainsi que des fûts TFA en provenance de Pierrelatte représentant au plus 1,4 kg d'uranium 235 enrichi à moins de 6 % .

Le SIB a par ailleurs été autorisé par AP du 20 décembre 1995 à accueillir un entreposage d'oxyde d'uranium appauvri ( $U_3O_8$ ) de capacité maximale 199 900 tonnes. En 2005, la moitié de la capacité était atteinte. Cette installation ne relevant pas directement des activités minières, elle ne fait pas l'objet de l'examen mené dans le cadre de la présente tierce expertise.

Pour être complet, on peut mentionner également la carothèque du SIB où sont exposés des minerais divers (quelques tonnes).

Une station de traitement des eaux (STE) est opérationnelle sur le SIB. Les eaux à traiter sont recueillies dans un bassin de collecte puis envoyées à la STE :

- eaux de surverse des anciens travaux miniers souterrains des quartiers du Brugeaud et de Vieux Moulin ;
- eaux de pied de verse et de pied de stockage des résidus ;
- eaux pluviales.

Le rejet des eaux traitées s'effectue dans la Gartempe au Sud Ouest du site. Le site fait l'objet d'une surveillance réglementaire.

### Site de Bellezane

Le site a été exploité par mines souterraines et à ciel ouvert entre 1975 et 1990. C'est la principale exploitation de la concession de la Gartempe en ce qui concerne l'extension des TMS (25 km de galeries, 400 m de profondeur atteinte). La production globale du site a été de plus de 4 000 tonnes d'uranium.

Le site réaménagé renferme dans 2 anciennes MCO (MCO 68 et MCO 105) un stockage de 1 514 000 tonnes de résidus de traitement fins de l'usine SIMO et de 42 000 tonnes de résidus de lixiviation statique, mis en place de 1989 à 1993. Il comprend également dans un dépilage sous la MCO 122 un tonnage de 14 200 tonnes de sables cyclonnés (fraction granulométrique grossière des résidus de traitement) ayant servi au remblayage hydraulique du chantier.

En août 2006, le site a été autorisé à recevoir des boues de station de traitement des eaux ainsi que des sédiments de curage d'étangs marqués par les activités minières [A 1], jusque là stockés dans la boutonnière de Lavaugrasse dont la capacité de stockage arrive bientôt à saturation.

On peut mentionner par ailleurs que le site renferme dans sa MCO 201 un stockage de 14 000 m<sup>3</sup> de déchets industriels banals.

L'ennoyage des travaux souterrains s'est fait en 3 phases de 1992 à 1997, le réaménagement final du site au milieu des années 1990 (couverture des stockages et remodelage des verses).

Une station de traitement des eaux est toujours opérationnelle sur le site. Elle comprend 3 bassins de décantation successifs et traite :

- les eaux de surverse gravitaire (cote 360 m NGF) recueillies dans les anciens travaux miniers souterrains et passant par la galerie BD200 ;
- les eaux de ruissellement de la zone de stockage des résidus recueillies par la galerie B100 (cote 360 m NGF) ;
- une partie des eaux de pied de verse ;
- les eaux du site de stockage de Montmassacrot ;
- les eaux de la MCO de Puy Teigneux (1990-2002).

De 2003 à 2006, seules les eaux provenant du fond (surverse des TMS) sont passées par la STE. Depuis le stockage des boues de l'étang de Saint Pardoux en octobre 2006 sur l'alvéole dédiée de la MCO 105, toutes les eaux sont à nouveau traitées.

Le rejet s'effectue dans un ruisseau à faible débit (60 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> après rejet), le ruisseau des Petites Magnelles. Celui-ci rejoint la Gartempe 1 km en aval du point de rejet.

Le site de Bellezane a fait l'objet d'une étude détaillée dans la première phase de tierce expertise [A 2] en vue d'évaluer la maîtrise de la collecte des eaux et l'efficacité de la couverture du stockage de résidus de traitement.

### **Site de Montmassacrot**

Le site de Montmassacrot a été exploité par mine souterraine et mine à ciel ouvert entre 1976 et 1981. Il est à l'origine d'une production de 140 tonnes d'uranium. La descenderie et les galeries du site totalisent 602 m pour une profondeur maximale de 55 m.

La MCO a été rehaussée par une digue pour permettre le stockage de 737 000 tonnes de résidus de traitement de l'usine SIMO de 1987 à 1989. Ces résidus reposent sur une dalle de béton coulée au dessus des anciens travaux souterrains.

Lors de l'exploitation minière les eaux étaient rejetées après traitement dans le ruisseau du Mas, affluent de la Gartempe.

L'ennoyage des travaux souterrains s'est fait progressivement avec une reprise du pompage pendant les travaux d'aménagement de la MCO et le stockage des résidus. Les TMS sont maintenant noyés et les résidus dans la MCO sont en partie sous eau.

Depuis le dépôt de résidus dans la MCO, les eaux de surverse des travaux souterrains, les eaux de ruissellement de la zone de stockage et les eaux de drainage de pied de digue sont collectées dans un bassin avant d'être pompées et canalisées jusqu'à la station de traitement des eaux de Bellezane.

#### **Site de Puy de l'Age**

Le site de Puy de l'Age a été exploité essentiellement par mine souterraine (3,4 km de descenderies et galeries, profondeur maximale 160 m) entre 1977 et 1992. Une exploitation de surface par 3 MCO a été réalisée entre 1992 et 1995. Le site a produit 420 tonnes d'uranium.

Le site comporte 87 tonnes de remblayage hydraulique dans les anciens TMS.

Les travaux de réaménagement ont été menés en 1993. La MCO sud a été comblée en totalité, la MCO nord et la MCO centrale partiellement. L'ennoyage des travaux miniers est intervenu de 1993 à 1995, un plan d'eau occupe l'ensemble des MCO nord et centre. Ce plan d'eau a été mis à la disposition d'une association de pêche. La surverse du plan d'eau rejoint le ruisseau de Belzanes, cours d'eau à faible débit qui rejoint la Gartempe 3 km en aval, après avoir traversé un petit étang en contrebas juste avant le village de Belzanes.

#### **Site de Chanteloube**

Ce site a fait l'objet d'une exploitation essentiellement par la surface ; les travaux souterrains totalisaient toutefois 1,5 km de galeries, en grande partie détruites par l'exploitation des MCO. Les 3 mines à ciel ouvert exploitées de 1976 à 1979 ont produit 326 tonnes d'uranium.

Les MCO sud et nord ont été remblayées après exploitation. La MCO centre est en eau ainsi que les galeries restantes ; la profondeur de l'eau y est d'environ 25 mètres. La cote du fond de la MCO est plus basse que celle du reste des galeries.

Les eaux de ruissellement sont recueillies dans un bassin. Après passage dans un petit étang, elles rejoignent le ruisseau le Barrot à 1,3 km au nord du site. Ce dernier se jette dans l'étang de Sagnat avant de rejoindre la Gartempe 6 km en aval. L'étang de Sagnat est utilisé pour la baignade.

A noter que le dossier d'abandon partiel du site de Chanteloube fait état de la présence d'une source 300 m au nord du site. D'après Chalier [A 3], cette source n'est pas une résurgence directe de l'eau de la MCO, mais provient de celle-ci après un transfert profond. Cette eau est utilisée en appoint pour l'alimentation en eau potable du service des eaux Couze-Gartempe en période d'étiage.

#### **Site du Point 117 (La Pierre Belle)**

Le site a été exploité par mine à ciel ouvert (1969-1972) puis par mine à ciel ouvert et travaux souterrains (1991-1994). Il est à l'origine d'une production de 285 tonnes d'uranium. Les travaux souterrains correspondent à 3 chantiers d'une profondeur d'environ 20 à 50 m reliés par une galerie de 250 m.

Les travaux de réaménagement ont été réalisés en 1994 : remblayage des MCO et bassins de décantation, mise en sécurité et noyage des TMS. L'eau de la source issue du parement de la MCO 117ter et les eaux de ruissellement du site sont collectées dans un bassin dessableur ; elles sont busées sous l'autoroute A20, puis, après passage dans 2 petits étangs, elles rejoignent le ruisseau de Bessines qui se jette dans la Gartempe 1,3 km plus à l'aval.

### **Site de Puy Teigneux**

Le site a été exploité par MCO en 1990-1991 et a produit 85 tonnes d'uranium. Les eaux d'exhaure de l'excavation et les eaux de ruissellement des verses étaient dirigées par l'intermédiaire d'une canalisation vers la station de traitement des eaux de Bellezane. Le pompage a été maintenu jusqu'au réaménagement pour éviter une surverse dans le milieu environnant.

La MCO a été remblayée en 1995. Les eaux d'émergence apparues après remblayage (débit  $7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) ont été dirigées, après passage dans un bassin de réception recevant également les eaux de ruissellement, vers la STE de Bellezane jusqu'en juillet 2002 ; ces eaux sont depuis rejetées directement dans le ruisseau du Mas qui rejoint la Gartempe 2 km en aval du point de rejet.

### **Site des Petites Magnelles**

Le site a été exploité de 1991 à 1992 à partir de 3 MCO, qui ont produit 83 tonnes d'uranium. Les rejets s'effectuaient, après traitement, dans la Gartempe au niveau du moulin de la Gerbe.

Les MCO ont été comblées en 1992.

### **Site de Villard**

Le site de Villard, situé en rive droite de la Gartempe, a été exploité par mine à ciel ouvert de 1972 à 1973. Sa production en uranium a été de 60 tonnes.

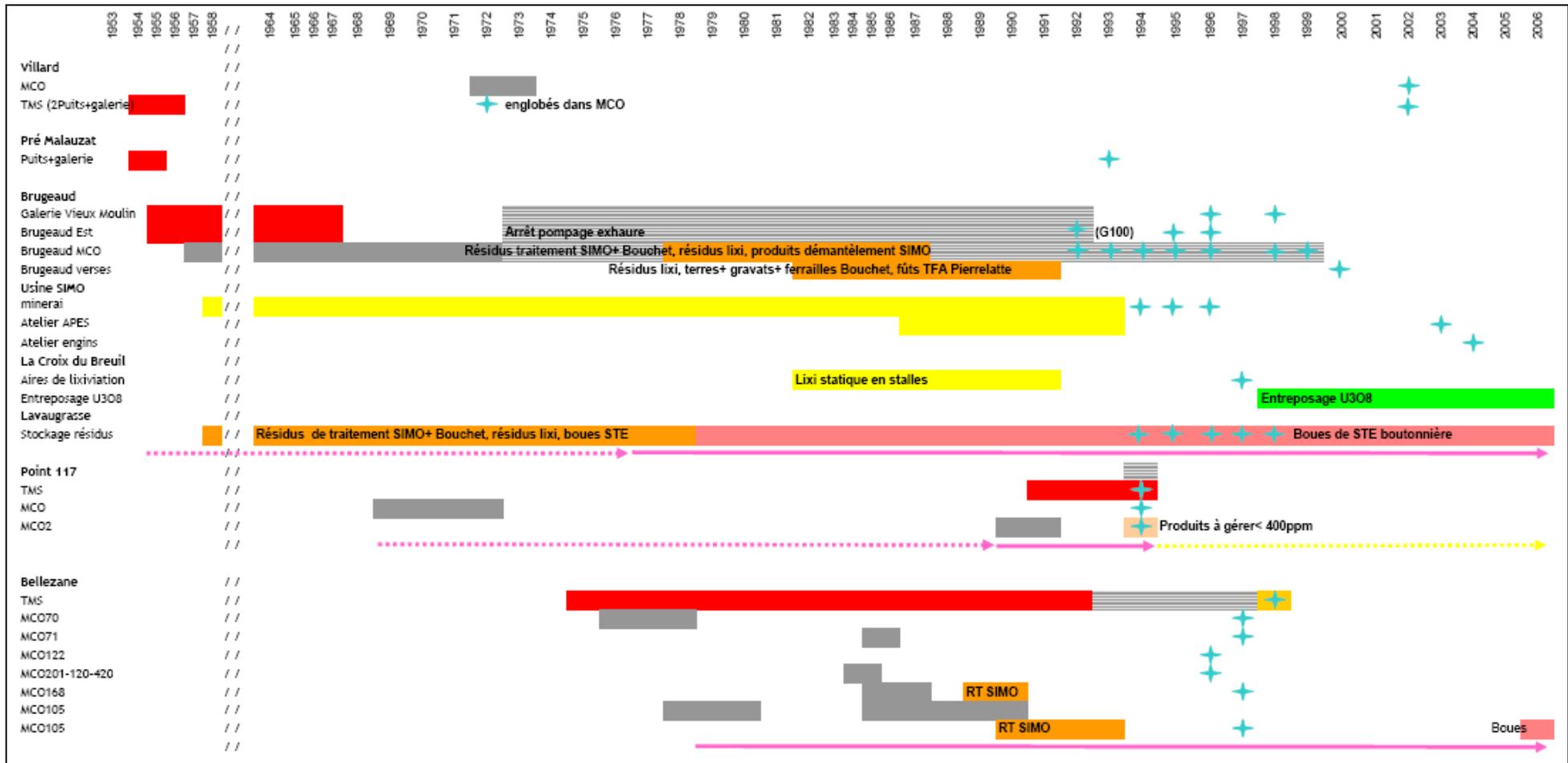
Il avait donné lieu de 1954 à 1956 à des travaux souterrains de reconnaissance (200 m de galeries, puits de 140 m de profondeur). La fosse constituée par la MCO a été comblée partiellement en 1975 pour servir comme dépôt d'ordures ménagères.

Après réaménagement, deux incinérateurs d'ordures ménagères ont été autorisés à fonctionner sur le site (1985-1996).

Les travaux souterrains ont été noyés en 1992. Aucun point de rejet n'a été mis en évidence.

### **Site de Pré Malauzat**

L'existence de ce petit site à proximité de Bessines est mentionnée pour mémoire. Il a donné lieu à des travaux de recherche de faible importance : un puits de 12 m de profondeur et 140 m de galeries. Ce site est remblayé.





## BASSIN VERSANT DU VINCOU

Le Vincou est le ruisseau principal du bassin versant. Il prend sa source au niveau de l'étang de la Crouzille. Cet étang est d'intérêt majeur car il constitue une ressource en eau pour la ville de Limoges. Il reçoit les eaux du ruisseau des Sagnes, du ruisseau d'Henriette et du ruisseau de Chabannes (également appelé ruisseau de la Borderie).

Le bassin versant du Vincou regroupe le site d'Henriette et le site de Margnac-Pény (également appelé Margnac dans le BDE) ; ce dernier dispose d'un grand nombre de chantiers satellites. Les eaux issues de ces sites (émergences, rejets etc...) trouvent leur exutoire, directement ou indirectement, au niveau du ruisseau du Vincou. D'autres sites ou quartiers sont localisés sur le bassin versant du Vincou mais voient leurs rejets dirigés vers un autre bassin versant, celui du Ritord en l'occurrence. C'est le cas par exemple du quartier de Fanay pour la période postérieure à 1985, de Sagnes Sud, Puy Garnoux, La Goutte et la Betouille. Ces sites sont présentés dans le paragraphe relatif au Ritord) à l'exception de Fanay qui reste décrit avec les sites du bassin versant du Vincou du fait de rejet par surverse dans le ruisseau des Sagnes avant 1985.

Le chronogramme des activités minières des sites de Margnac-Pény et d'Henriette est présenté à la figure a 2.

### Site de Margnac-Pény

Le périmètre couvert par l'exploitation minière de l'ensemble Margnac-Pény entre 1953 et 1995 s'étend sur une dizaine de km<sup>2</sup>. Elle a consisté en des TMS avec de l'ordre de 75 km de galeries creusées à partir d'un puits principal en 1959 et situé à Margnac et en l'exploitation par MCO entre 1975 et 1981 et entre 1986 et 1991. Le total d'uranium produit représente 9 438 tonnes.

Après 1986, les activités minières se sont développées en direction de Chatenet-Maussan, Massauvas et Pény. Chatenet-Maussan et de Massauvas se caractérisent par des liaisons avec les TMS par des sondages placés en fond de MCO. L'importance des MCO est variable, celles de Pény 140-141, Pény 138 et Chatenet-Maussan étant les plus grandes avec des tonnages bruts extraits supérieurs au million de tonnes. L'ouverture des MCO à Pény a nécessité le creusement d'un tunnel de dérivation du Vincou (1970-1972) de 650 m de longueur et de 12 m<sup>2</sup> de section prolongeant un canal d'environ 450 m.

### Réaménagement

L'état du réaménagement des MCO du site de Margnac-Pény est présenté au TABLEAU A 1.

Tableau A 1 Etat de réaménagement des MCO du site de Margnac-Pény

MCO noyées	MCO partiellement remblayées	MCO totalement remblayées
Pény 140-141	Margnac 5 Massauvas Pény 348 Margnac 334 Margnac 7 Chatenet-Maussan	Margnac 1 Margnac 2 Pény 138 La Vauzelle Daumart

Les matériaux utilisés en remblayage sont essentiellement des stériles. Néanmoins, des déchets d'autre origine ont été utilisés en remblayage de certaines MCO. Ainsi, de 1975 à 1989, Margnac a accueilli 4226 tonnes de fûts compactés (176 150 fûts) ayant servi au conditionnement à l'uranate (yellow cake) réceptionné par l'usine COMURHEX de Malvesi. Ils ont été stockés dans la verse à stériles miniers du quartier Pény ou enfouis dans les MCO remblayées de Margnac 1 et 2. Dans la MCO Margnac 2, ont été stockés des déchets inertes, des matériaux de démolition en provenance de villages voisins et 1 000 m<sup>3</sup> de matériaux de démolition du puits de Margnac et d'installations diverses provenant des autres sites miniers. L'importance des travaux (31 ouvrages verticaux, 13 galeries) a entraîné de nombreux travaux de mise en sécurité, d'assainissement radiologique et de remodelage.

#### *Ennoyage des travaux miniers souterrains et gestion des eaux*

Le site de Margnac-Pény, en période d'exploitation, était équipé de 2 stations de traitement : une à Margnac, mise en route en janvier 1979 avec rejet en aval du carreau minier et une à Pény, mise en route en mars 1980 et reconstruite en mars 1997 avec rejet au niveau de l'ancienne piste d'accès à Pény 138. Des petites unités mobiles équipaient d'autres chantiers comme Chatenet-Maussan et Margnac 5.

La station de traitement de Margnac a fonctionné jusqu'en mars 1995, date à laquelle les mines ont été noyées. La période d'ennoyage s'est achevée en mai 1997 ; l'exutoire des eaux de TMS a trouvé place sur la route d'accès au chantier Pény 148. L'ensemble des eaux de site a été recueilli et acheminé vers la station de traitement des eaux de Pény. Le traitement y a été assuré jusqu'en 2001. A ce jour, il n'existe sur le site de Margnac-Pény aucun traitement d'eaux.

#### **Site d'Henriette**

Le site d'Henriette est le premier site exploité en Haute-Vienne. Il est localisé à l'aplomb d'un thalweg, localement comblé par la mise en place de remblai pour la construction du carreau minier. Les eaux ont été canalisées au droit des travaux, puis restituées au milieu naturel en aval du site. Ces eaux rejoignent, après un cours de 200 m, l'extrémité sud est de l'étang de la Crouzille.

L'exploitation, de 1948 à 1957, a été effectuée par travaux miniers souterrains et a conduit à l'extraction de 137 tonnes d'uranium à partir d'un minerai à forte teneur (7 ‰ en moyenne). Le gisement épuisé, le puits d'Henriette a été abandonné et noyé en février 1957. Après noyage des travaux souterrains en 1957, aucune émergence n'est jamais apparue au travers des ouvrages de liaison fond/jour.

Une reprise d'exploitation a été amorcée en 1978 sur une structure annexe située à 400 m au nord-est du carreau minier. Elle s'est achevée en 1981 avec le noyage du chantier.

Le réaménagement du site d'Henriette s'est opéré en 2002 avec mise en sécurité des ouvrages souterrains, démolition des bâtiments, canalisation du ruisseau au droit du site et remodelage des verses.

#### **Site de Fanay**

Les eaux collectées et traitées de la mine de Fanay étaient rejetées, jusqu'en 1984, dans le ruisseau des Sâgnes, en amont hydraulique de l'étang de la Crouzille. La liaison par galeries des différents quartiers assurait une liaison hydraulique et permettait la collecte des eaux pour un traitement

centralisé des effluents sur le carreau minier de Fanay. Le rejet s'effectuait par surverse d'un bassin de décantation, situé à l'ouest du carreau minier, dans le ruisseau des Sagnes. Ce traitement, par simple décantation des matières en suspension dans un premier temps, a été amélioré à partir de novembre 1977 par la mise en service d'un procédé physicochimique.

Après arrêt des travaux d'exploitation du site minier de Fanay en juillet 1992, l'ensemble du site a été réaménagé. Les travaux de réaménagement ont consisté en :

- une obturation des ouvrages miniers débouchant au jour (puits, montages, entrées de galeries ...) ;
- un comblement des mines à ciel ouvert ;
- un remodelage des verses à stériles avec localement revégétalisation ;
- le démantèlement des installations de surface (bâtiments, ateliers...) ;
- un assainissement radiologique des plates-formes marquées radiologiquement par du minerai ;
- le noyage des infrastructures souterraines.

Au cours d'une réunion du Conseil Départemental d'Hygiène et de la Commission Départementale d'Urbanisme le 8 octobre 1979, il avait été demandé à COGEMA de se tenir prête à élaborer tout projet permettant d'éviter le rejet des eaux d'exhaure de la mine de Fanay dans l'étang de la Cruzille. Le 7 juillet 1980, le préfet de la Haute-Vienne demandait à COGEMA de mettre en œuvre les études des dispositifs nécessaires au contournement, par les eaux de rejet, des retenues servant à l'alimentation en eau potable de la ville de Limoges. La mise en service de la dérivation des eaux d'exhaure de la mine de Fanay dans le Ritord est intervenue en novembre 1985. Après arrêt de l'exhaure en janvier 1994, les eaux de la mine de Fanay ont trouvé leur exutoire naturel dans le quartier d'Augères (en aval de l'étang de Gouillet) en novembre 1994. Elles sont actuellement traitées avant rejet dans le Ritord. Le bassin de décantation sur le site de Fanay a été comblé et la canalisation de dérivation ne concerne plus à présent que des eaux collectées en sortie d'un travers banc (dénommé La Borderie) situé sur la rive gauche du ruisseau des Sagnes.

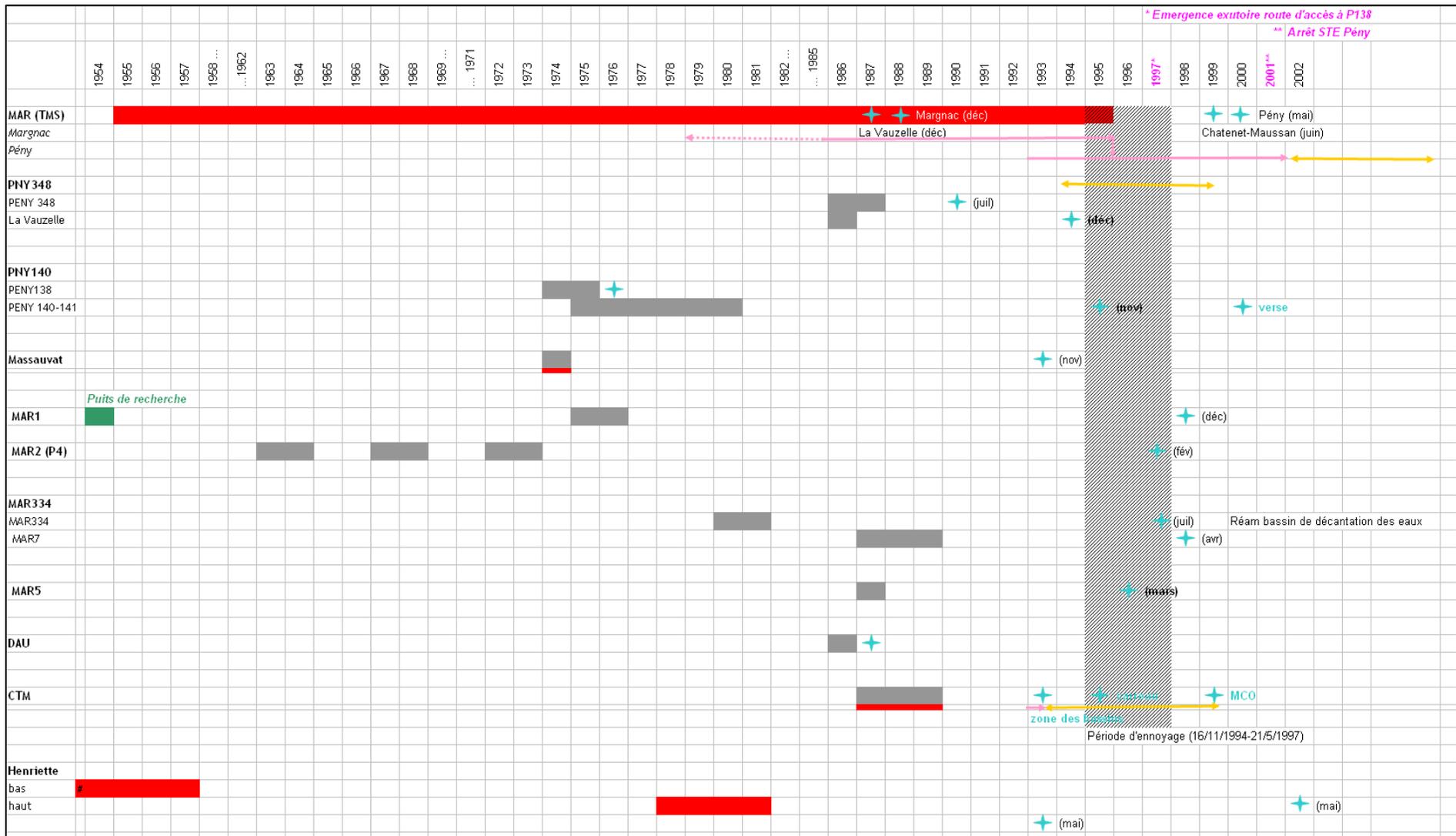


Figure A 2 Chronogramme des activités minières des sites dont les rejets principaux se font dans le bassin versant du Vincou

## **BASSIN VERSANT DU RITORD**

Les sites miniers inscrits dans le bassin versant du Ritord ont fait l'objet d'une présentation dans le premier rapport de tierce expertise. De l'amont vers l'aval, on trouve les sites de St Sylvestre, Fanay-Augères, Borderie, Silord et Vénachat. La première phase de la tierce expertise a confirmé la prédominance du site de Fanay-Augères en termes d'impact radiologique.

Les grandes phases d'exploitation et de réaménagement des sites et des principaux chantiers associés sont synthétisées dans le chronogramme de la Figure A 3. La localisation des rejets ayant varié au cours du temps, le choix de regroupement des chantiers qui a été retenu est celui de la situation actuelle. Ainsi sont distingués les cinq points exutoires des travaux miniers dont les eaux se sont déversées ou se déversent dans le Ritord qu'elles soient traitées ou non à savoir, St Sylvestre, Augères, Borderie, Silord et Vénachat. Les sites de Santrop et Bachellerie ont été ajoutés bien qu'à ce jour aucune émergence n'ait été identifiée.

## **BASSIN VERSANT DE LA COUZE**

Le bassin versant de la Couze est présenté de manière globale dans la figure 2-4 et de manière plus détaillée dans les Figure A 5 et Figure A 6. Les quatre sites miniers implantés sur le bassin versant de la Couze sont localisés dans une zone comprise entre l'étang du Mazeaud, exploité pour l'alimentation en eau potable de la ville de Limoges, et le lac de Saint Pardoux. On trouve, de l'amont vers l'aval, les sites de Gorces-Saignedresse, du Fraisse, de Champour et du Roudet sur lequel seuls des travaux de reconnaissance ont été menés.

Une partie des infrastructures des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse se trouve dans le bassin versant du Ritord. Dans le cadre de l'analyse critique de la partie relative à ce bassin versant, ces sites ont été brièvement présentés dans la première phase de la tierce expertise. L'analyse mettait l'accent sur le fait que bien que les principaux rejets soient effectivement dirigés sur le bassin versant de la Couze, l'éventualité d'un marquage local du bassin versant du Ritord au niveau des résurgences ou encore suite au phénomène de lessivages des vers, ne pouvait être écartée et que les mesures réalisées à ce jour ne permettaient pas de tester cette hypothèse.

Les principales caractéristiques de ces sites sont rappelées dans l'

**ANNEXE 2** et le chronogramme de la Figure A 4.

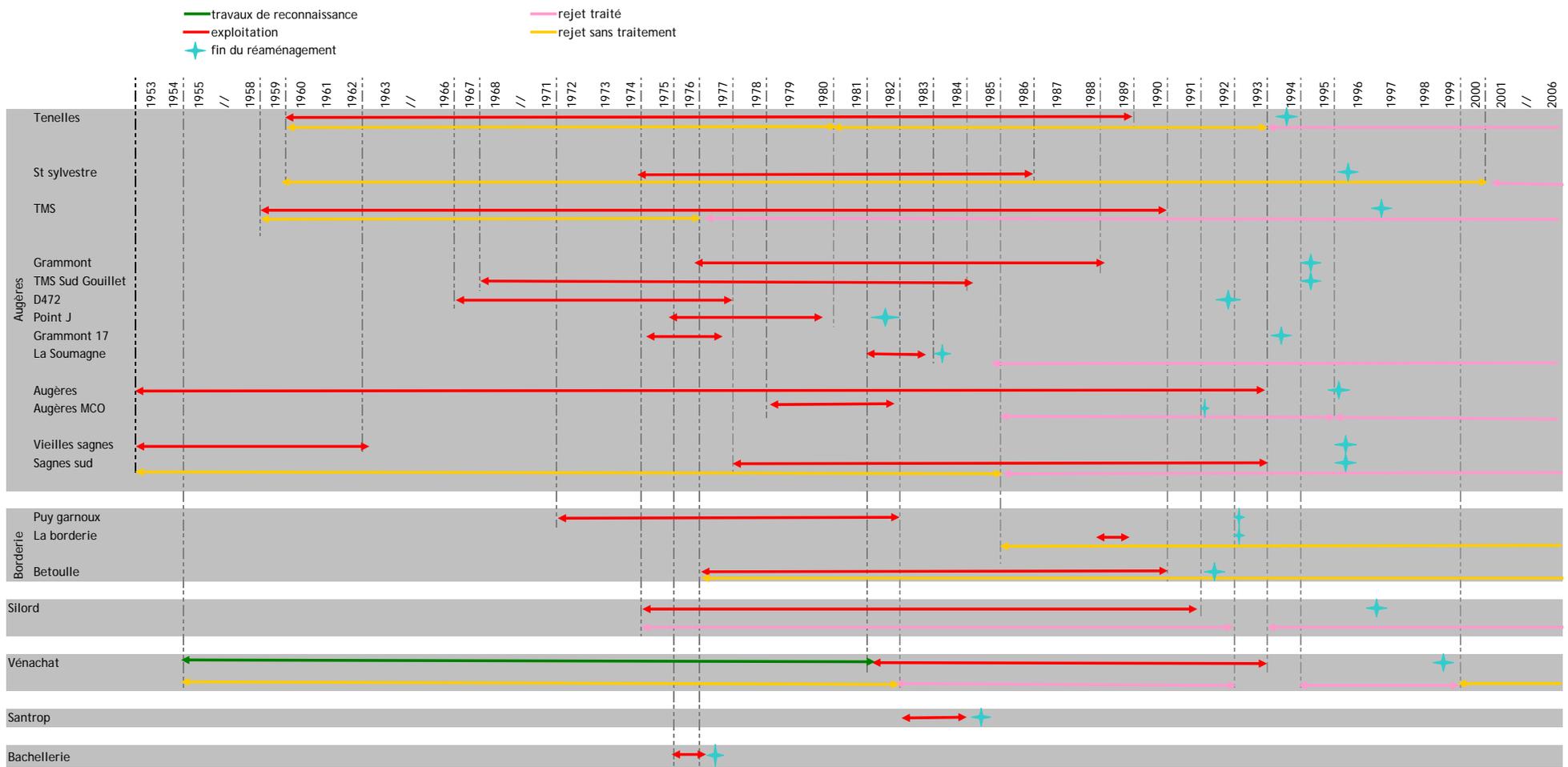


Figure A 3 Chronogramme des activités minières sur les sites du bassin versant du Ritord

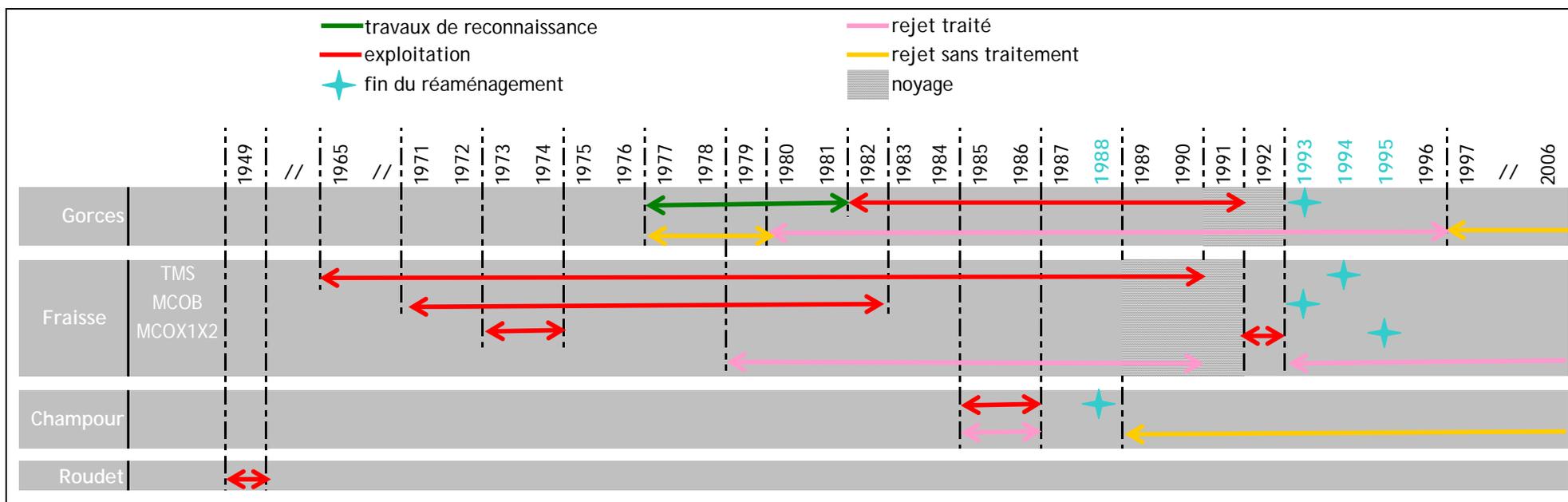


Figure A 4 Chronogramme des activités minières sur les sites du bassin versant de la Couze

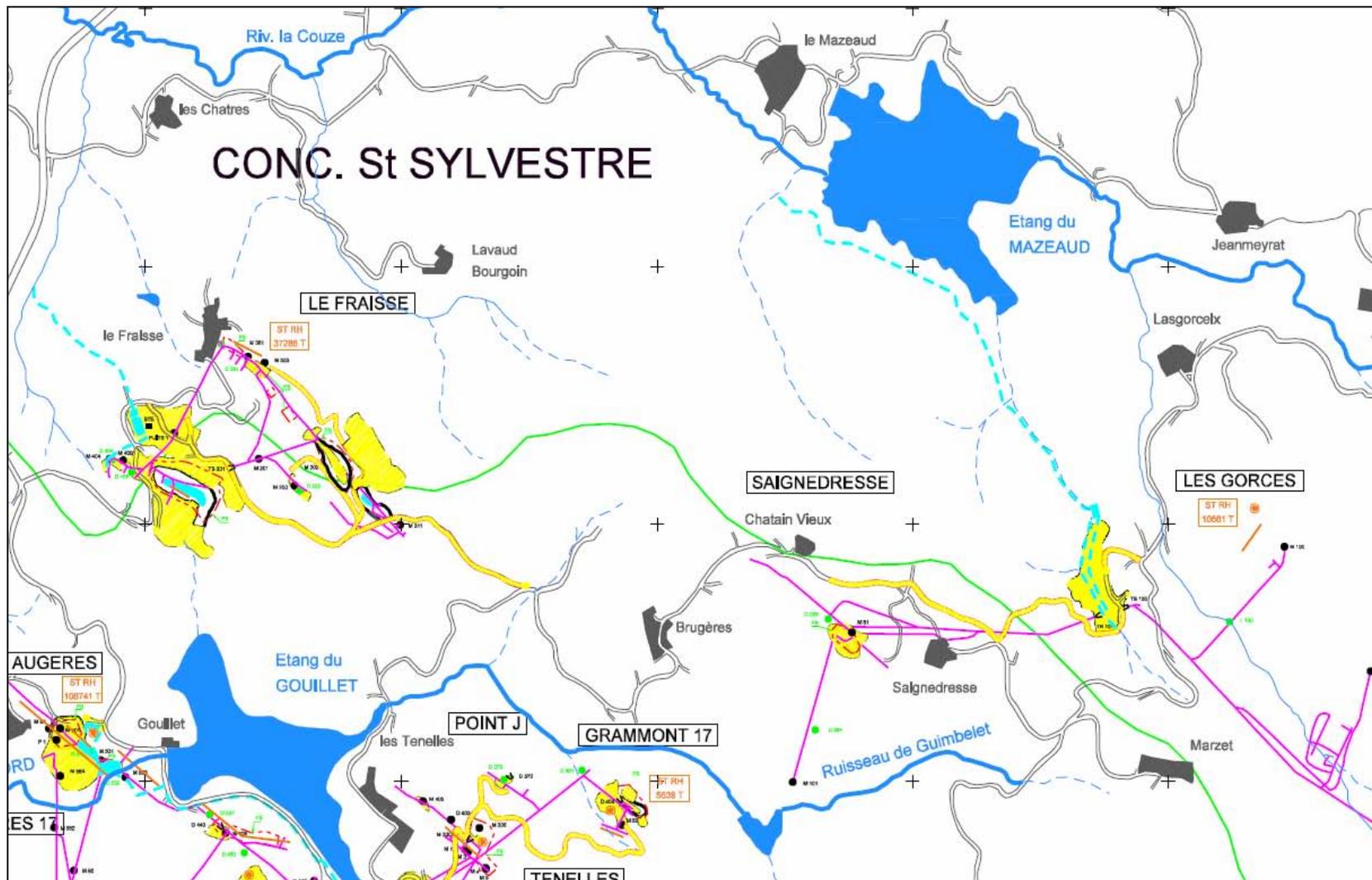
La MCO et les TMS du site de **Gorces Saignedresse** se trouvent au sud de l'étang du Mazeaud. Les opérations de creusement ont débuté en 1977 et l'exploitation en 1982. Cette dernière a duré une dizaine d'années et a conduit à la production de 352 tonnes d'uranium. A l'issue de l'exploitation, les travaux souterrains ont été noyés (1991-1992) et la MCO remblayée.

Lors du creusement des infrastructures, les eaux étaient rejetées sans traitement dans le ruisseau du Marzet qui alimente l'étang du Mazeaud. Entre 1980 et 1996, le rejet s'effectuait via une station de traitement dans le petit ruisseau affluent rive gauche de la Couze en aval de l'étang du Mazeaud. Depuis 1996 le rejet n'est plus traité et s'est effectué, jusqu'en 2001, dans le ruisseau du Marzet. Depuis cette date, afin de préserver la qualité radiologique des eaux de l'étang du Mazeaud, le rejet a été détourné via une canalisation vers le ruisseau affluent rive gauche de la Couze en aval de la retenue.

Le site du **Fraisse** se compose d'un chantier souterrain et de trois mines à ciel ouvert en bordure Est de l'autoroute A20 à proximité du village du Fraisse. L'exploitation des différents chantiers s'est échelonnée entre 1965 et 1991 et a conduit à la production de 1 077 tonnes d'uranium. Les travaux miniers souterrains ont été noyés entre 1989 et 1991 et une des trois MCO est aujourd'hui en eau (MCO B). Les MCO X1 et X2, situées à l'est du site, ont été remblayées et remodelées. La MCO X2 contient entre autre 13 500 tonnes de produit de décapage des stations de remblayage d'Augères, Sagnes sud et Fraisse. Le réaménagement des différents chantiers s'est achevé en 1995. Depuis 1979, à l'exception de la période d'ennoyage des mines pendant laquelle il n'y avait pas de rejet, les eaux collectées sont traitées au niveau de la station du Fraisse avant d'être rejetées dans un affluent rive gauche de la Couze.

Le site de **Champour** est localisé en rive droite de la Couze à l'ouest de l'autoroute A20. L'exploitation de cette MCO de faible ampleur en 1986 a conduit à la production de 70 tonnes d'uranium. Elle a été partiellement remblayée et constitue aujourd'hui une réserve d'eau pour les services d'incendie. Lors de l'exploitation, les eaux étaient traitées avant d'être rejetés dans l'environnement. Aujourd'hui le rejet se fait par débordement via une buse qui passe sous la route départementale et rejoint un affluent rive droite de la Couze.

Le site du **Roudet** n'a fait l'objet que de travaux de reconnaissance par le creusement d'infrastructures souterraines entre juin et novembre 1949. Aucun rejet d'eau continu n'a été identifié. Un rejet intermittent a été observé en pied de talus. Depuis 1995 des bâtiments municipaux sont implantés sur le site.



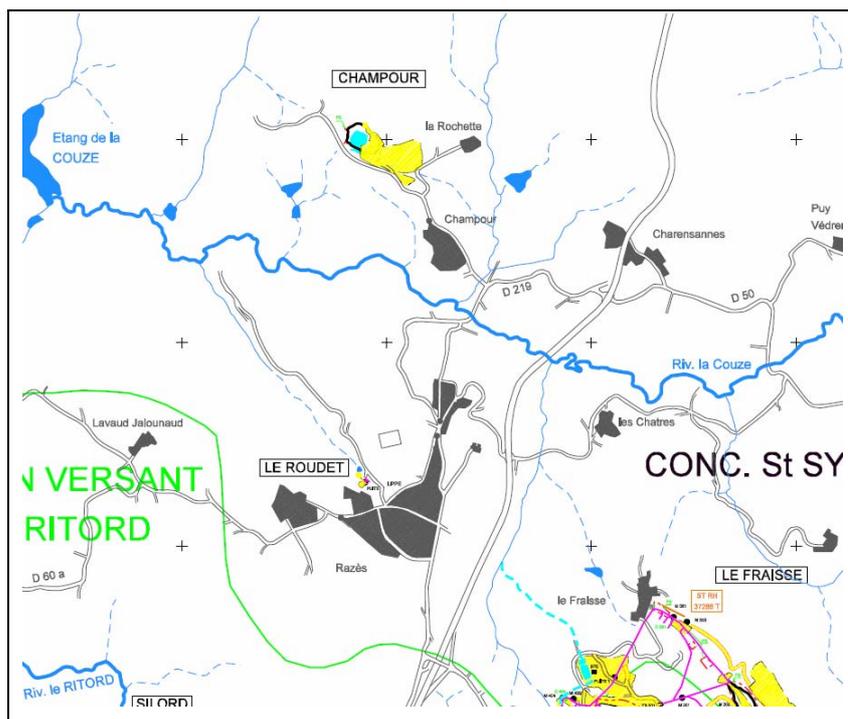
— Limite de bassin versant

● verse à stériles



1cm = 250m

Figure A 5 Sites de Gorges-Saignedresse et du Fraisse (extrait du plan n° 3 du BDE)



— Limite de bassin versant    ● verse à stériles    ↑ N    1cm = 170m  
 Figure A 6 Sites de Champour et du Roudet (extrait du plan n° 3 du BDE)

[A 1] Arrêté préfectoral 2006-1566 du 31/08/06 relatif à l'exploitation d'un stockage de boues et sédiments radiologiquement marqués sur l'ancienne MCO de Bellezane

[A 2] IRSN (2007). Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC - 1<sup>ère</sup> partie : stockage de Bellezane et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord. Rapport DEI/2007-01

[A 3] M. Chalier (1987). Réservoir d'eau de la mine à ciel ouvert de Chanteloube in « Potentialités hydrogéologiques du massif de Saint Sylvestre » - Thèse d'hydrogéologie soutenue en novembre 1987 à l'université de Limoges - Texte repris dans COGEMA - Division minière de la Crouzille (février 1994). Dossier d'abandon partiel de travaux miniers -Site de Chanteloube

**ANNEXE 4 Tonnage brut extrait et présence de stockages de résidus et de stations de traitement des eaux sur les bassins versants de la Gartempe, du Vincou, du Ritord et de la Couze**

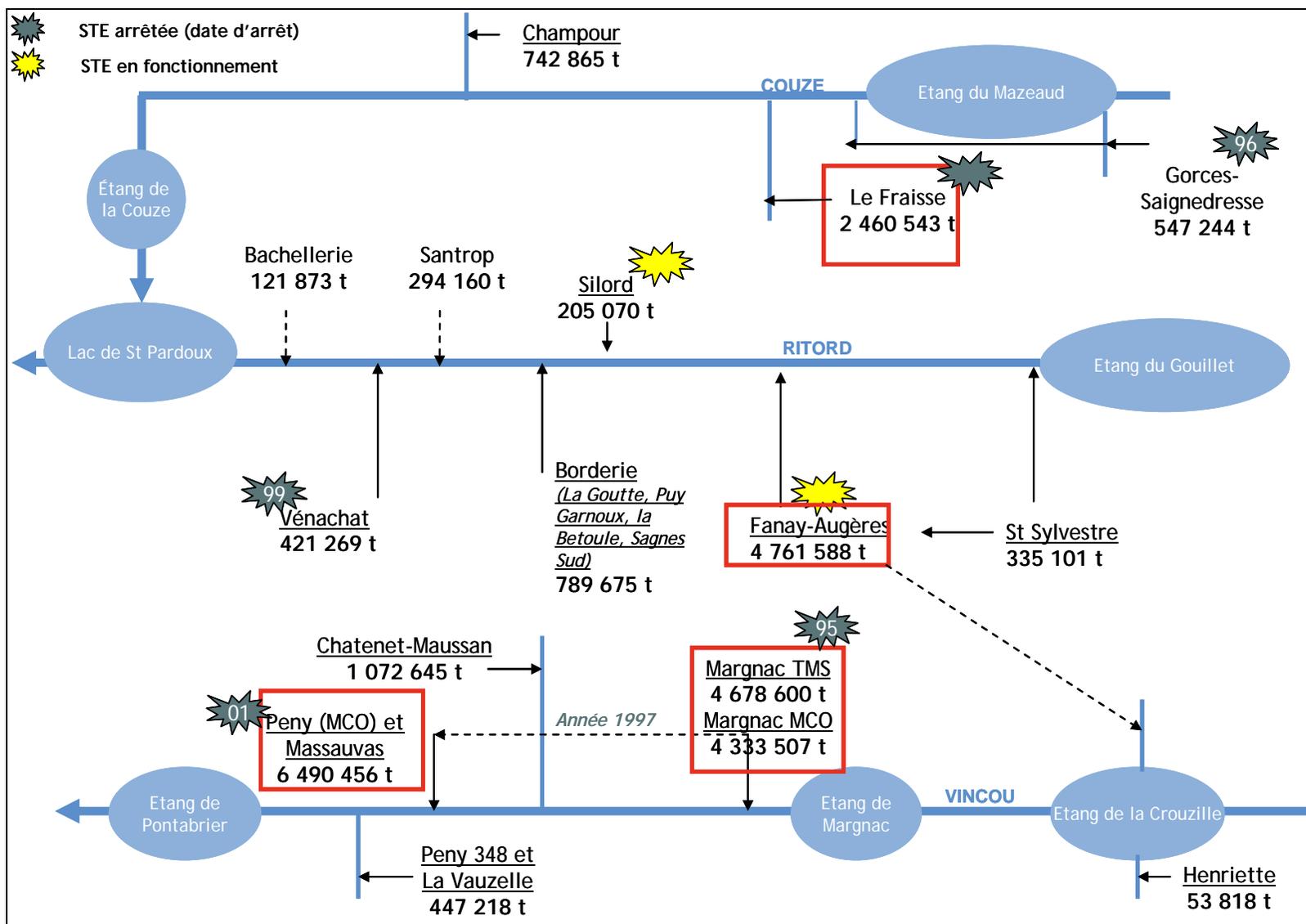


Figure A 7 Tonnage brut extrait sur les sites des bassins versants de la Couze, du Ritord et du Vincou

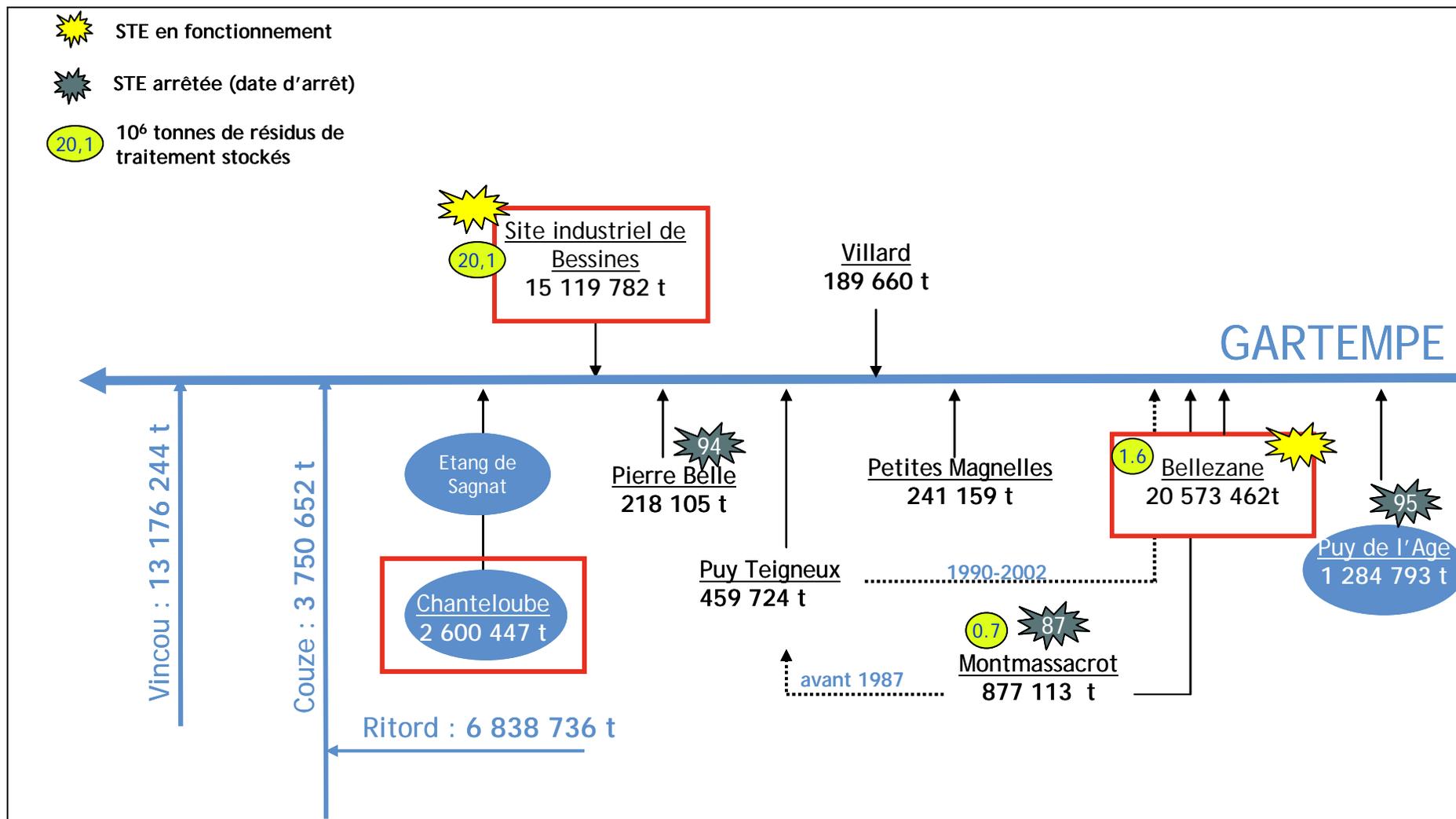


Figure A 8 Tonnage brut extrait et présence de stockages de résidus sur les sites du bassin versant de la Gartempe

## ANNEXE 5 Cartographie des débits de dose aux villages des Petites Magnelles et de Margnac réalisée par AREVA NC en 2000



Figure A 9 Cartographie des débits de dose au village des Petites Magnelles (issue de AREVA NC, 2007)



Figure A 10 Cartographie des débits de dose au village de Margnac (issue de AREVA NC, 2007)

AREVA NC (2007). Cessions de stériles miniers - Division Minière de la Cruzille - Période 1948-1983 - Période 1984-1995. Rapport BUM/DRS/CESAAM/ENV RI 07/007

**ANNEXE 6** Textes réglementaires relatifs au suivi réglementaire  
des principaux sites de la Division Minière de la  
Crouzille classés par bassin versant

Site Référence AP	Objet	Ruisseau ou plan d'eau	Point surveillé	Paramètre et milieu mesuré	Observations	Limites
Ritord - Couze - Saint Pardoux  31/12/2003 2003-2552	Suivi réglementaire Ritord - Couze - Saint Pardoux	Couze	20 COUZ	alpha total dans l'eau brute et l'eau filtrée ou dans l'eau filtrée et le filtrat		100 mBq/l en moyenne annuelle dans l'eau filtrée
			20 COUZ	teneur en uranium des sédiments		3700 Bq/kg de matière sèche
			23 GRS-3	débit		
			20 MAZA	alpha total sur les eaux filtrées		
		Mazeaud	embouchure du Marzet	teneur en uranium des sédiments		3700 Bq/kg de matière sèche
		Ritord	20 GOU	alpha total sur les eaux filtrées		
			20 RIT	alpha total dans l'eau brute et l'eau filtrée ou dans l'eau filtrée et le filtrat		300 mBq/l en moyenne annuelle dans l'eau filtrée
			20 RIT	teneur en uranium des sédiments		3700 Bq/kg de matière sèche
			22AUG 2	débit		
			20 FAN-B	alpha total sur les eaux filtrées		
			20 VEN B	débit		
		Saint Pardoux	SED COUZ 1,2,3	teneur en uranium des sédiments		3700 Bq/kg de matière sèche
			SED RIT 1,2,3	teneur en uranium des sédiments		3700 Bq/kg de matière sèche
			20 PLAS-0 (plage Santrop)	alpha total sur les eaux filtrées		
			20 PLAC-0 (plage Chabannes)	alpha total sur les eaux filtrées		
		Retenue du Mazeaud  07/12/1999 99-567	DUP des travaux de protection sanitaire de la retenue d'eaux brutes du Mazeaud et autorisation de produire de l'eau destinée à la consommation humaine	Mazeaud	Prise d'eau brute	Physico-chimie et bactériologie (AP 24 octobre 1991) Alpha total, bêta total et tritium
Marzet	Ruisseau le Marzet en amont de la retenue			Alpha total, bêta total et tritium		

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
<b>BELLEZANE</b> 03/04/1997 97-98	Prescriptions concernant le réaménagement du site et contrôle de l'impact radiologique du site réaménagé	Air	Carreau MCO MCO68 MCO105 Village Grandes Magnelles Village Petites Magnelles Village Puy Teigneux Village Bellezane	Débit de dose exposition gamma Energie alpha potentielle due aux descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 Emetteurs alpha vie longue des poussières		
		Eau	Eaux de ruissellement  Eaux de résurgence en sortie de TMS	débit hebdo pH ion SO4 radium 226 (dissous et particulaire) uranium (dissous et particulaire) MES, DCO, ion Ba, hydrocarbures	<b>Traitement d'insolubilisation</b> si 226Ra >3,7 Bq.L-1 <b>Traitement des eaux</b> si 226Ra >0,74 Bq.L-1	pH : 5,5 à 8,5 ion SO4 < 1 g.L-1 radium 226 dissous < 0,37 Bq.L-1 radium 226 particulaire <3,7 Bq.L-1 uranium total <1,8 mg.L-1 MES < 30 mg.L-1
			Piézomètre ES60 Piézomètre ES61 Piézomètre ES62 Source ES67 Puits ES 55, ES15, ES36	ion SO4 radium 226 (dissous et particulaire) uranium (dissous et particulaire) métaux lourds, CrVI, Cd, Pb, Hg		
			Milieu récepteur : Ruisseau des Petites Magnelles	ion SO4 radium 226 (dissous et particulaire) uranium (dissous et particulaire)		
		Sols	Point T4 Petites Magnelles	radium 226 uranium total plomb 210		
		Végétaux terrestres	Point VG4 Petites Magnelles	radium 226 uranium total plomb 210		
<b>BELLEZANE</b> 31/08/2006 2006-1566	AP autorisant la société AREVA NC à exploiter un site de stockage de boues et de sédiments radiologiquement marqués sur l'ancienne MCO de Bellezane	Eau	Eau d'essorage au niveau du puisard avant rejet dans galerie B100  Eau en sortie de galerie B100	radium 226 (dissous et particulaire) U dissous MES	<b>Traitement des eaux</b> essorage et drainage si valeurs mensuelles : 226Ra dissous > 0,5 Bq.L-1 226Ra particulaire > 2,5 Bq.L-1 238U dissous > 1 mg.L-1 Décantation si : MES > 20 mg.L-1	<b>Rejet dans le ruisseau des Petites Magnelles (concentrations moyennes annuelles):</b> radium 226 dissous < 0,25 Bq.L-1 radium 226 particulaire <2,5 Bq.L-1 uranium dissous < 0,8 mg.L-1 MES < 20 mg.L-1

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
MONTMASSACROT 19/11/1986 86-1911	Autorisation d'exploitation d'un stockage de résidus issus du traitement SIMO et prévention des pollutions	Air	Poussières	Niveau d'empoussièrement		200mg/m2/j
			Sites Villages	Débit de dose exposition gamma Energie alpha potentielle due aux descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 Emetteurs alpha vie longue des poussières		Dose ajoutée annuelle < 5 mSv.an-1 EAP 2 mJ/an
		Eau	Rejet = pompage des eaux de ruissellement, eaux pluviales, eaux d'essorage des résidus, drainées dans la galerie TMS	Débit pH ion SO4 radium 226 (dissous) uranium (dissous) MES, DCO, ion Ba, hydrocarbures	Traitement des eaux STE BZN	pH : 6 à 8 ion SO4 < 250 mg.L-1 radium 226 dissous < 0,37 Bq.L-1 uranium dissous <1,8 mg.L-1 MES < 30 mg.L-1
			Piézomètres en aval immédiat du site	radium 226 (dissous et particulaire) uranium (dissous) MES		
			Captage des Combes			
		Sols	Env. proche	radium 226 uranium		
		Végétaux terrestres	Env. proche	radium 226 uranium		
		Lait de vache	Env. proche	radium 226 uranium total		
MONTMASSACROT 10/02/1995 95-58	Efficacité des réaménagements vis à vis voie air et eau à prouver - stabilité de la digue - stabilité de la couverture - impact long terme du dépôt sur la qualité des eaux - suivi chaîne alimentaire autour du site					

Site Référence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
PUY DE L'AGE 08/02/1996 96-48	Donné acte de déclaration d'arrêt définitif des travaux et d'utilisation d'installations minières sur le secteur de Puy de l'Age	Air	Environnement proche en limite de parcelle	Débit de dose exposition gamma Energie alpha potentielle due aux descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 Emetteurs alpha vie longue des poussières		
		Eau	Eau du plan d'eau de la MCO	pH radium 226 uranium 238		
PUY DE L'AGE 17/05/1999 99-266	Tous les contrôles sont supprimés					
PUY TEIGNEUX 20/12/1996 96-460	Donné acte de déclaration d'arrêt définitif des travaux et d'utilisation d'installations minières sur le secteur de Puy Teigneux	Air	Environnement proche en limite de parcelle	Débit de dose exposition gamma Energie alpha potentielle due aux descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 Emetteurs alpha vie longue des poussières		
		Eau	Eau des rejets	pH radium 226 uranium 238	Traitement des eaux STE BZN	Dispositions décret 90-222 09/03/1990
PUY TEIGNEUX 17/06/2002 2002-293	Modifiant les dispositions de l'AP du 20 décembre 1996	Air	Environnement proche en limite de parcelle	Débit de dose exposition gamma Energie alpha potentielle due aux descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 Emetteurs alpha vie longue des poussières		
		Eau	Eaux d'émergence et de ruissellement collectées dans un bassin de réception 21PUYT1	débit pH radium 226 dissous uranium 238 dissous	Traitement d'insolubilisation si 226Ra >3,7 Bq.L-1 Traitement des eaux si 226Ra >0,74 Bq.L-1	
			Ruisseau du Mas 20BZN10	pH radium 226 dissous uranium 238 dissous		

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet	
SIB 02/08/1990	Autorisation de poursuite d'exploitation sous réserve de prescriptions	Air	Poussières	Niveau d'empoussièremment  Uranate  Activité alpha		200mg/m2/j 30 mg/Nm3 (moy)  10 mg/Nm3  24 mBq.m-3 en limite de propriété	
			Plan de contrôle à établir par exploitant : Site et limite de site Environnement proche	Débit de dose exposition gamma Energie alpha potentielle due aux descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 Emetteurs alpha vie longue des poussières		Dose ajoutée annuelle < 5 mSv.an-1 Limites annuelles des expositions ajoutées cf. décret 90-222 du 09/03/90	
		Eau	Organisation des réseaux de récupération des eaux : privilégier le principe d'un réseau séparatif entre effluents de procédés et eaux de ruissellement du site recyclage des eaux de procédés aussi important que possible ensemble des eaux conduit vers des bassins permettant d'assurer un contrôle, un traitement et une maîtrise des débits de rejet				
			Eaux résiduelles du bassin de Lavaugrasse	pH ion SO4 radium 226 (dissous) uranium (dissous) MES, DCO, ion Ba, ion Mn, hydrocarbures	Traitement des eaux STE		
			Gartempe amont Gartempe aval	pH ion SO4 radium 226 (dissous) uranium (dissous) MES, DBO5, ion Ca, ion Mn Salinité, O2 dissous, N2 total	Traitement d'insolubilisation si 226Ra >3,7 Bq.L-1 Traitement des eaux si 226Ra >0,74 Bq.L-1	Dispositions décret 90-222 09/03/1990	

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
SIB 13/12/1995 95-523	Autorisation de poursuite des travaux de réaménagement et surveillance de l'environnement	Air	8 points /Site (digue Lavaugrasse, digue Brugeaud, bassin Lavaugrasse, bordure bassin Lavaugrasse, bassin Brugeaud, bordure bassin Brugeaud, anciennes aires lixi statique, emplacement SIMO) 10 points /Environnement proche et limite de site ( Villard, hôtel du Pont, La Croix du Breuil, Lavaugrasse village, La Chataignière, Bessines la poste, 4 points en limite de site)	Débit de dose exposition gamma Energie alpha potentielle due aux descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 Emetteurs alpha vie longue des poussières		Dose ajoutée annuelle < 5 mSv.an-1 Limites annuelles des expositions ajoutées cf. décret 90-222 du 09/03/90
		Eau	Eaux partie nord Eaux partie sud eaux TMS vieux Moulin	débit quotidien pH ion SO4 radium 226 (dissous et particulaire) uranium (dissous et particulaire) MES, DCO, ion Ba, hydrocarbures	Traitement des eaux STE	5,5 < pH< 8,5 + AP du 2 août 1990
			Contrôles avant rejet	débit quotidien pH ion SO4 radium 226 (dissous et particulaire) uranium (dissous et particulaire) MES, DCO, ion Ba, hydrocarbures radioactivité totale métaux lourds		
			Gartempe amont à Villard Gartempe aval rejets Gartempe à Pont des Bonshommes	ion SO4 radium 226 (dissous et particulaire) uranium (dissous et particulaire)	Traitement d'insolubilisation si 226Ra >3,7 Bq.L-1 Traitement des eaux si 226Ra >0,74 Bq.L-1	Dispositions décret 90-222 09/03/1990
			Eaux souterraines: 2 piezo complémentaires de 70m (Brugeaud et Lavaugrasse) Puits 41 et 42 La Chataignière Puits P2 Hameau du Bois du Mont Puits P43 et P44 Lavaugrasse Sources S5 et 48 Lavaugrasse	ion SO4 radium 226 (dissous et particulaire) uranium (dissous et particulaire) Métaux lourds Radioactivité totale		

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
SIB 13/12/1995 95-523	Autorisation de poursuite des travaux de réaménagement et surveillance de l'environnement	Sédiments de bord de rives	Amont rejet : à Coulerolles Amont rejet : au Moulin de Villard Pont des Bonshommes Vieux pont de Rancon	226Ra uranium total 210Pb		
		Végétaux aquatiques	Amont rejet : à Coulerolles Amont rejet : au Moulin de Villard Pont des Bonshommes Vieux pont de Rancon	226Ra uranium total 210Pb		
		Sols cultivés	Village Bessines (Les Chateux) Lavaugrassse La Chataignière La Tache Chanteranne	226Ra uranium total 210Pb Radioactivité totale		
		Végétaux terrestres	Village Bessines (Les Chateux) Lavaugrassse La Chataignière La Tache Chanteranne	226Ra uranium total 210Pb Radioactivité totale		
		Lait de vache	Bois du Mont Lavalette Le Fraissee Les Fayes	226Ra uranium total 210Pb Radioactivité totale		
		Poissons	Entre Villard et Pont des Bonshommes	226Ra uranium total 210Pb Radioactivité totale		
SIB 03/04/1997 97-99	Autorisation de recouvrement des produits de démantèlement SIMO sur la plateforme du Brugeaud	Air	Nouveau point de surveillance: Zone d'entreposage	Débit de dose exposition gamma Energie alpha potentielle due aux descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 Emetteurs alpha vie longue des poussières		

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
SIB U308 20/12/1995 95-548	Autorisation d'exploitation d'un entreposage d'oxyde d'uranium appauvri	Eau	Bassin collecte eaux pluviales	pH, DCO, hydrocarbures, MES totales, COT uranium radioactivité globale, sp gamma		Dose ajoutée annuelle < 5 mSv.an-1
			Piézomètres	pH, DCO, hydrocarbures, MES totales, COT uranium radioactivité globale, sp gamma		Dose ajoutée annuelle < 5 mSv.an-1
SIB U308 23/12/2002 2002-550	Autorisation d'exploitation d'un entreposage d'oxyde d'uranium appauvri					Dose ajoutée annuelle < 1 mSv.an-1

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
Le Fraisse 20/12/1996 96-459	Donné acte déclaration d'arrêt définitif des travaux et d'installations minières sur le secteur du Fraisse	Air	Environnement proche et habitations les plus exposées	Exposition gamma EAP radon 220 et radon 222 Poussières		
			Eau	Rejet du Fraisse Eaux de ruissellement	pH, 238U, 226Ra	Traitement d'insolubilisation si 226Ra dissous >3,7 Bq.L-1 Traitement des eaux si 226Ra dissous >0,74 Bq.L-1 Si Ra226 dissous < 0,74 Bq.L-1 rejet direct
			Point de contrôle sur Couze	pH, 238U, 226Ra		

Site Référence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
Champour 09/01/1998 98-2	Donné acte déclaration d'arrêt définitif de travaux et d'installations minières sur le site de Champour	Air	Village de Champour	Exposition gamma EAP radon 220 et radon 222 Poussières		
		Eau	Couze aval Champour	pH, 238U, 226Ra	Traitement d'insolubilisation si 226Ra dissous >3,7 Bq.L-1 Traitement des eaux si 226Ra dissous >0,74 Bq.L-1	Prescriptions du 90-120
			MCO	pH, 238U, 226Ra		
		Rejet si existant	pH, 238U, 226Ra	Si Ra226 dissous < 0,74 Bq.L <sup>-1</sup> rejet direct		

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
Gorces Saignedresse 08/02/1996 96-47	Donné acte déclaration d'arrêt définitif de travaux et d'installations minières sur le secteur des Gorces- Saignedresse	Air	Environnement proche en limite de parcelles	Exposition gamma EAP radon 220 et radon 222 Poussières		
		Eau	Rejet Ruisseau des Gorces Etang du Mazeaud Couze aval Mazeaud	pH, 238U, 226Ra	STE maintenue opérationnelle	
Gorces-Saignedresse 07/12/1999 99-573	Dérivation des eaux d'exhaure du secteur Gorces- Saignedresse dans la Couze à l'aval de la retenue du Mazeaud Etude à réaliser par COGEMA sur les dépôts de particules générées par les rejets miniers Surveillance du vecteur eau	Eau	Eaux d'exhaure secteur des Gorces et secteur de Saignedresse dirigées vers bassin décantation Eaux de ruissellement rejoindront le réseau d'évacuation des eaux d'exhaure	Débit pH ion sulfate radium 226 (dissous et particulaire) uranium total (dissous et particulaire)	Traitement si nécessaire	
			Rejet	pH, MES U (dissous et particulaire) Ra (dissous et particulaire) SO <sub>4</sub> <sup>--</sup> , Ba <sup>++</sup>		5,5 à 8,5 1,8 mg/l (total) 0,74 Bq/l (soluble); 3,7 Bq/l (insoluble) 1 g/l; 1mg/l
			Ruisseau des Gorces aval rejet et amont Mazeaud Etang du Mazeaud Couze aval Mazeaud	U (dissous et particulaire) Ra (dissous et particulaire) SO <sub>4</sub> <sup>--</sup>		

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
Vénachat 10/08/2001 2001-361	Donné acte déclaration d'arrêt définitif de travaux et d'installations minières sur le site de Vénachat	Air	Site Villages de Vénachat et La Bachelierie	Exposition gamma EAP radon 220 et radon 222 Poussières		
		Eau	20 VEN B (limite du site de Vénachat)	Débit  pH U (dissous) Ra (dissous et particulaire) alpha total	Traitement d'insolubilisation si 226Ra dissous >3,7 Bq.L-1  Traitement des eaux si 226Ra dissous >0,74 Bq.L-1  Si 226Ra dissous <0,74 Bq.L <sup>-1</sup> rejet direct	5,5-8,5 1,8 mg.L <sup>-1</sup> cf. 90-222
			20 RIT (aval)	pH U (dissous) Ra (dissous et particulaire) alpha total		
			20 GOU (amont Vénachat))	pH U (dissous) Ra (dissous et particulaire) alpha total		

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point surveillé	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
Fanay 04/09/1998 98-354	Donné acte déclaration d'arrêt définitif des travaux et d'installations minières sur le site de Fanay	Air	Environnement proche : villages de Tenelles, Fanay, les Sagnes, La Borderie	Exposition gamma EAP radon 220 et radon 222 Poussières		
		Eau	Rejets aux points d'émergence d'Augères, de La Borderie, de St Sylvestre Eaux de ruissellement	pH  238U  226Ra dissous	Traitement d'insolubilisation si 226Ra dissous >3,7 Bq.L-1  Traitement des eaux si 226Ra dissous >0,74 Bq.L-1  Si 226Ra dissous <0,74 Bq.L <sup>-1</sup> rejet direct	Prescriptions du 90-222
			Point de contrôle sur Ritord			
Augères-Fanay 18/08/2006 2006-1485	Renforcement des prescriptions de rejet et autorisation de modification des conditions de rejets des eaux de la STE des sites miniers d'Augères-Fanay	Eau	Création d'un 4ème bassin de 4000m3			
			Rejet de la STE	238U dissous  226Ra dissous		100 µg.L <sup>-1</sup> en moyenne annuelle 0,25 Bq.L <sup>-1</sup> en moyenne annuelle

SiteRéférence AP	Objet	Compartiment	Point de prélèvement	Paramètre mesuré	Traitement des eaux	Limites /Limite de rejet
MARGNAC-PENY 10/08/2001 2001-362	Donné acte de déclaration arrêt définitif des travaux et d'utilisation d'installations minières sur le site de Margnac-Pény (S149ha) - Prescription d'une surveillance radiologique de l'environnement	Air	Site : carreau Margnac, Pény verse Environnt : Margnac village, Pontabrier, Prassigout, Pény village	Débits de dose, EAP Rn222 et 220 et Poussières		
		Eau	Point de rejet : point 22PEN2 du quartier PENY  Aux points PEN2, VINB (aval rejet), VINPRA (dit référence amont), CTMB (mil récepteur des eaux de ruiss de CTMB1 (verse à stériles)	pH, Ra226 dissous, Ra226 particulaire, 238U dissous	Traitement d'insolubilisation si 226Ra dissous >3,7 Bq.L-1  Traitement des eaux si 226Ra dissous >0,74 Bq.L-1  Si 226Ra dissous <0,74 Bq.L <sup>-1</sup> rejet direct	pH : 5,5 - 8,5 radium 226 dissous <0,37 Bq.L-1 (eau traitée) uranium dissous <1,8 mg.L-1