



IRSN

INSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC

1^{ère} partie : stockage de Bellezane et impact
environnemental à l'échelle du bassin versant
du Ritord

DEI/2007-01

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE L'INTERVENTION

Demandeur	AREVA NC
Référence de la demande	Contrat AREVA NC 10016567 du 25/04/2006
Numéro de la fiche d'action	C02/I-03F0/03-01 (Macroprocessus R5)

Expertise globale du bilan décennal environnemental
d'AREVA NC

1^{ère} partie : stockage de Bellezane et impact environnemental
à l'échelle du bassin versant du Ritord

Rapport DEI/2007-01

	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 B. CESSAC	JM. PERES	D. CHAMPION	J. REPUSSARD
Dates	9/01/2007	9/01/07	08/01/2007	22/01/07	
Signatures			 D. GAY Adjoint au Chef du SARG		

* rapport sous assurance de la qualité

PRINCIPAUX CONTRIBUTEURS A LA REDACTION DU RAPPORT

C. CAZALA	IRSN/DEI/SARG/LERAR
MO. GALLERAND	IRSN/DEI/SARG/LERAR
J. HERBELET	IRSN/DEI/SARG/LERAR
M. PETITFRERE	IRSN/DEI/SARG/LERAR (stagiaire)
L. DEWIERE	IRSN/DEI/SARG/LEHG
J. GARNIER-LAPLACE	IRSN/DEI/SECRE

RESUME

Suite au courrier AREVA NC en date du 05/01/2006 proposant à l'IRSN la réalisation de l'analyse critique globale du bilan décennal environnemental (BDE) de ses sites miniers de Haute-Vienne, une première phase d'expertise a été définie. Elle s'est 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, ces deux aspects étant apparus comme prioritaires au regard des différentes préoccupations et actualités du moment.

Les principales conclusions et recommandations ont fait l'objet de discussions entre l'IRSN et les membres du Groupe d'Expert Pluraliste mis en place fin juin 2006.

A noter que la préoccupation de l'impact sur l'homme, et notamment l'impact dosimétrique, sort du champ de l'analyse faite dans le présent document. Elle sera le cœur de la seconde phase de l'expertise globale prévue courant 2007.

Stockage de résidus de Bellezane

L'analyse de l'IRSN a consisté à vérifier que les impacts associés à la présence des résidus sont correctement maîtrisés.

La spécificité du dispositif de stockage vis-à-vis de la maîtrise des eaux repose sur la capacité de collecte des eaux ayant circulé au contact des résidus et sur leur traitement avant rejet. Cette maîtrise est conditionnée par l'efficacité du drainage du stockage aménagé dans la MCO 105-68 vers les travaux miniers sous-jacents et par l'efficacité du drainage des travaux miniers par la galerie BD200 ; elle passe aussi par la capacité de recueil des eaux de ruissellement sur la couverture et leur évacuation via la galerie B100.

Bien que la configuration du site et son aménagement constituent des éléments favorables, l'existence d'écoulements diffus échappant au système de collecte des eaux apparaît inévitable. De manière générale, la contribution des résidus au marquage des eaux apparaît

difficile à mettre en évidence du fait des multiples sources influençant la qualité des eaux sur le secteur. Ce constat conduit l'IRSN à émettre des recommandations afin de conforter la connaissance du fonctionnement du système et ainsi identifier les pistes de réduction des impacts les plus efficaces.

Concernant les expositions par les émissions à l'atmosphère, 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 apparaissent 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.

Bassin versant du Ritord

Le rôle prépondérant des rejets de la station d'Augères a été mis en évidence et le constat général d'un marquage de faible ampleur des eaux superficielles et d'un marquage plus significatif en uranium des sédiments déposés dans l'anse de Chabannes à l'arrivée dans le lac du Saint Pardoux a été établi. Deux processus principaux semblent pouvoir expliquer ce marquage : l'un implique les rejets d'uranium sous forme particulaire, l'autre sous forme dissoute. La connaissance du processus prédominant conditionne fortement le choix des solutions de réduction des impacts et nécessite encore, selon l'IRSN, des investigations complémentaires.

Concernant l'impact écologique, les données de surveillance ne permettent pas de donner une appréciation en termes d'effets sur les écosystèmes. L'IRSN recommande de mettre en œuvre une approche graduée du type de celle développée dans le cadre du projet européen ERICA en y associant une stratégie plus classique de surveillance écologique.

MOTS-CLES

Site minier
Uranium
Impact environnemental
Marquage sédimentaire
Stockage de résidus

Acronymes

BDE	Bilan Décennal Environnemental d'AREVA NC 1994-2003
MCO	Mine à Ciel Ouvert
TMS	Travaux Miniers Souterrains

Glossaire

Bassin versant	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.
Exhaure / Surverse	<p>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.</p> <p>Le terme de « surverse » est utilisé lorsque les écoulements s'effectuent de manière gravitaire.</p>
Lixiviation	<p>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.</p> <p>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.</p>
Remblayage hydraulique / Sables cyclonés	<p>Comblement de travaux miniers par la fraction sableuse (150-500 µm) obtenue par cyclonage de résidus de traitement.</p> <p>La fraction sableuse constitue les « sables cyclonés ».</p>
Résidus de traitement (ou de lixiviation) dynamique	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.
Résidus de traitement (ou de lixiviation) statique	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.
Stériles francs	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
Stériles de sélectivité	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.

Définitions élaborées à partir d'une proposition de lexique parue dans les techniques de l'industrie minière 3e trimestre 1999, du site www.dictionnaire-environnement.com, du BDE d'AREVA NC [1] et de travaux IRSN [11].

SOMMAIRE

1 INTRODUCTION	10
2 QUELQUES GENERALITES	13
2.1 SOURCES D'IMPACT POTENTIELLES	13
2.2 EXIGENCES REGLEMENTAIRES	13
2.3 UNITES UTILISEES POUR LA MESURE DE L'URANIUM ET CONVERSION	14
3 LE STOCKAGE DE RESIDUS DE BELLEZANE	15
3.1 DEMARCHE	15
3.2 DESCRIPTION GENERALE DU SITE ET DU STOCKAGE	15
3.2.1 Nature et importance des travaux d'exploitation, repères historiques	16
3.2.1.1 <i>Extraction</i>	16
3.2.1.2 <i>Stockage des résidus de traitement</i>	19
3.2.1.3 <i>Réaménagement</i>	19
3.2.1.4 <i>Création d'une alvéole de stockage de boues et sédiments sur la MCO 105-68</i>	21
3.2.2 Conception et principes retenus pour le stockage de résidus	21
3.2.3 Quantités de résidus stockés et caractéristiques	22
3.2.3.1 <i>Les résidus de traitement dynamique produits par la SIMO Bessines</i>	22
3.2.3.2 <i>Estimation des activités des produits stockés sur le site de Bellezane</i>	27
3.3 EFFICACITE DU STOCKAGE A MAITRISER LES IMPACTS PAR LA VOIE EAU	28
3.3.1 Contexte géologique, topographique et hydrographique du site	29
3.3.2 Le stockage de résidus	31
3.3.2.1 <i>Les caractéristiques et principes de fonctionnement</i>	31
3.3.2.2 <i>Les conditions à remplir pour un fonctionnement efficace</i>	33
3.3.3 Performance du système selon l'étude BURGEAP	35
3.3.3.1 <i>Remarques préliminaires et enjeux</i>	35
3.3.3.2 <i>Bilan hydrologique : infiltration, pluie efficace et ruissellement</i>	36
3.3.3.3 <i>Débits des eaux en sortie des galeries B100 et BD200</i>	37
3.3.3.4 <i>Chimie des eaux en sortie des galeries B100 et BD200</i>	39
3.3.3.5 <i>Suivi piézométrique</i>	40
3.3.3.6 <i>Suivi de la chimie des eaux souterraines</i>	44

3.3.3.7	<i>Estimation d'un débit de fuite</i>	50
3.3.4	Exploitation des données de surveillance	51
3.3.4.1	<i>Eaux collectées et rejetées</i>	51
3.3.4.2	<i>Résultats de surveillance dans l'environnement</i>	60
3.3.5	Conclusions et recommandations	70
3.4	EFFICACITE DE LA COUVERTURE A LIMITER LES IMPACTS PAR LA VOIE AIR	73
3.4.1	Caractéristiques générales et fonctions de la couverture	73
3.4.1.1	<i>La couverture et sa mise en place</i>	73
3.4.1.2	<i>Fonctions attendues</i>	74
3.4.2	Documents analysés et démarche de l'expertise	76
3.4.2.1	<i>Commentaires préliminaires</i>	76
3.4.2.2	<i>Documents analysés</i>	76
3.4.2.3	<i>Objectifs et démarche de l'expertise</i>	77
3.4.3	Etudes de dimensionnement de la couverture	78
3.4.3.1	<i>Objectif des études et contenu du BDE</i>	78
3.4.3.2	<i>Contenu des rapports complémentaires</i>	79
3.4.3.3	<i>Analyse des résultats relatifs au rayonnement gamma</i>	80
3.4.3.4	<i>Analyse des résultats relatifs au radon</i>	82
3.4.3.5	<i>Conclusions sur les études de dimensionnement</i>	84
3.4.4	Résultats de la surveillance	85
3.4.4.1	<i>Principaux éléments disponibles et rappel de la démarche d'expertise</i>	85
3.4.4.2	<i>Présentation du réseau de surveillance autour du site de Bellezane</i>	87
3.4.4.3	<i>Activités volumiques des émetteurs alpha à vie longue contenus dans les poussières</i>	90
3.4.4.4	<i>Débit de dose</i>	92
3.4.4.5	<i>Flux de radon</i>	103
3.4.4.6	<i>Conclusions sur les résultats de surveillance</i>	112
3.4.5	Conclusions et recommandations	113
4	LE BASSIN VERSANT DU RITORD	115
4.1	SOURCES DE CONTAMINATION POTENTIELLE A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT DU RITORD	117
4.1.1	Contenu du BDE et position d'AREVA NC	117
4.1.1.1	<i>Cas particulier des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse</i>	118
4.1.1.2	<i>Sites de Saint Sylvestre, Fanay-Augères et la Borderie</i>	120
4.1.1.3	<i>Sites de Silord et Vénachat</i>	121
4.1.2	Inventaire des sources potentielles de contamination	122

4.1.3 Rejets diffus et incidences locales de sites de faible extension	124
4.2 IMPACT SUR LA QUALITE DES EAUX ET DES SEDIMENTS	125
4.2.1 Dispositions réglementaires particulières applicables au Ritord	125
4.2.2 Les différents types d'eau considérés	126
4.2.3 Eaux collectées et rejetées	127
4.2.3.1 <i>Contenu du BDE et position d'AREVA NC</i>	127
4.2.3.2 <i>Efficacité des stations de traitement</i>	130
4.2.3.3 <i>Incidence de la radioactivité fixée sur les particules</i>	132
4.2.3.4 <i>Evolution de la qualité radiologique des eaux et perspective d'arrêt du traitement</i>	137
4.2.4 Eaux du Ritord	140
4.2.4.1 <i>Contenu du BDE et position d'AREVA NC</i>	140
4.2.4.2 <i>Evolution temporelle et évolution de l'amont vers l'aval</i>	142
4.2.4.3 <i>Appréciation de l'impact en fonction de niveaux de référence</i>	143
4.2.5 Sédiments du Ritord et du lac de Saint Pardoux	148
4.2.5.1 <i>Contenu du BDE et position d'AREVA NC</i>	148
4.2.5.2 <i>Appréciation de l'impact en fonction de niveaux de référence</i>	150
4.2.5.3 <i>Processus de marquage des sédiments</i>	153
4.2.5.4 <i>Evaluation des solutions de réduction des apports</i>	156
4.2.6 Conclusions et recommandations	157
4.3 IMPACT ECOLOGIQUE	159
4.3.1 Eléments fournis dans le BDE	159
4.3.1.1 <i>Contenu du BDE et position d'AREVA NC</i>	159
4.3.1.2 <i>Commentaires de l'IRSN</i>	160
4.3.2 Eléments complémentaires analysés	161
4.3.2.1 <i>Préambule</i>	161
4.3.2.2 <i>Contenu de l'étude SENES</i>	162
4.3.2.3 <i>Commentaires de l'IRSN</i>	162
4.3.3 Vers une évaluation plus robuste	164
4.3.3.1 <i>Avancées méthodologiques dans le domaine de l'impact environnemental</i>	164
4.3.3.2 <i>Avantages de l'utilisation d'une telle méthode</i>	166
4.3.3.3 <i>Perspectives de mise en application de la méthode européenne</i>	166
4.3.3.4 <i>Eléments pour une stratégie de surveillance écologique adaptée et robuste</i>	167
4.3.4 Conclusions et recommandations	168
5 CONCLUSION GENERALE	169

1 INTRODUCTION

Par courrier BMU/DRS/CESAAM/ENV CE 06/008 - CAS/VBY en date du 05/01/2006, AREVA NC a demandé à l'IRSN de réaliser une analyse critique globale du bilan décennal environnemental (BDE) de ses sites miniers de Haute-Vienne.

L'analyse critique fait suite à l'arrêté du préfet de Haute-Vienne en date du 12/12/2005 et doit en particulier examiner :

1. 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 ;
2. les impacts environnementaux, notamment liés aux rejets liquides de toutes natures, et la pertinence des actions proposées par l'exploitant ;
3. la validité de l'évaluation faite par l'exploitant des impacts sanitaires effectuée à partir des résultats de la surveillance de l'environnement ;
4. les modalités de la surveillance des sites, notamment en regard du marquage de l'environnement et de ses évolutions possibles ;
5. l'utilisation éventuelle de matériaux en dehors des sites miniers, notamment lors de travaux publics ou privés.

Les discussions préparatoires menées entre l'IRSN et AREVA NC ont permis de mieux définir le contenu et le déroulement du travail à effectuer par l'IRSN dans le cadre de l'analyse critique globale du BDE. Les échanges ont également permis d'identifier les principaux documents utiles à analyser en complément du bilan environnemental.

Aux termes des discussions, il a été décidé de mener l'analyse critique selon des étapes successives. Ce choix répond à une volonté de proposer une approche pragmatique permettant d'infléchir l'orientation des travaux notamment pour tenir compte des commentaires formulés à chacune des étapes par les membres du GEP, les pouvoirs publics ainsi qu'éventuellement la CLIS. Une approche par étapes offre par ailleurs l'intérêt de permettre de traiter en priorité les thèmes ou sites présentant un enjeu fort ou faisant l'objet d'une actualité particulière. Les thématiques à aborder couvrent par ailleurs un domaine étendu ; les sites sont nombreux (24 sites répartis sur 7 bassins versants ; cf. Figure 1-1) et il n'apparaît de ce fait pas réaliste d'avancer de front sur l'ensemble des questions.

Les discussions ont également conduit à décider de débiter les travaux par l'examen, d'une part des aspects liés aux stockages de résidus de traitement et à la maîtrise des risques qui leur sont

associés, d'autre part aux impacts environnementaux. Ces aspects doivent permettre de disposer d'une connaissance partagée des sources et des voies de transfert. Leur examen constitue de ce fait un pré-requis pour aborder l'analyse des évaluations d'impact sur les populations et l'examen de la pertinence du réseau de surveillance. Pour les deux thèmes précédents, l'importance relative des enjeux associés aux différents sites et bassins versants et la prise en compte des différents processus en cours (autres demandes de tierce expertise, opération de vidange du lac de Saint Pardoux, définition des périmètres de protection sur l'étang de la Crouzille...) et des échéances associées, ont conduit à focaliser l'analyse sur le stockage de Bellezane et le bassin versant du Ritord.

Le présent rapport constitue le résultat de l'analyse menée par l'IRSN lors de la 1^{ère} phase de l'expertise globale du BDE définie ci-avant.

Pour ce qui concerne le stockage de résidus de Bellezane, l'analyse a consisté à vérifier que les impacts associés à la présence des résidus sont correctement maîtrisés. Cette analyse porte ainsi sur la connaissance des écoulements des eaux à l'échelle du site, la mobilité des radionucléides présents dans les résidus telle qu'elle peut-être mise en évidence au travers du suivi des rejets du site ainsi que sur l'efficacité de la couverture vis-à-vis des transferts de radon et de l'atténuation de l'exposition externe. Elle fait l'objet du chapitre 3.

Pour ce qui concerne le bassin versant du Ritord, l'analyse porte sur l'impact environnemental des activités minières sur les eaux du bassin. Elle aborde les aspects relatifs à la localisation et à la caractérisation des principales « sources » de rejet, aux phénomènes de sédimentation et, de manière générale, examine la pertinence de l'interprétation des données de surveillance pour évaluer l'impact sur le compartiment aquatique, impact écologique y compris, et aborde la justification des techniques de réduction des rejets ou de diminution des impacts. Cette partie de l'analyse fait l'objet du chapitre 4.

Comme demandé dans le courrier du 05/01/2006, 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 de ses travaux.

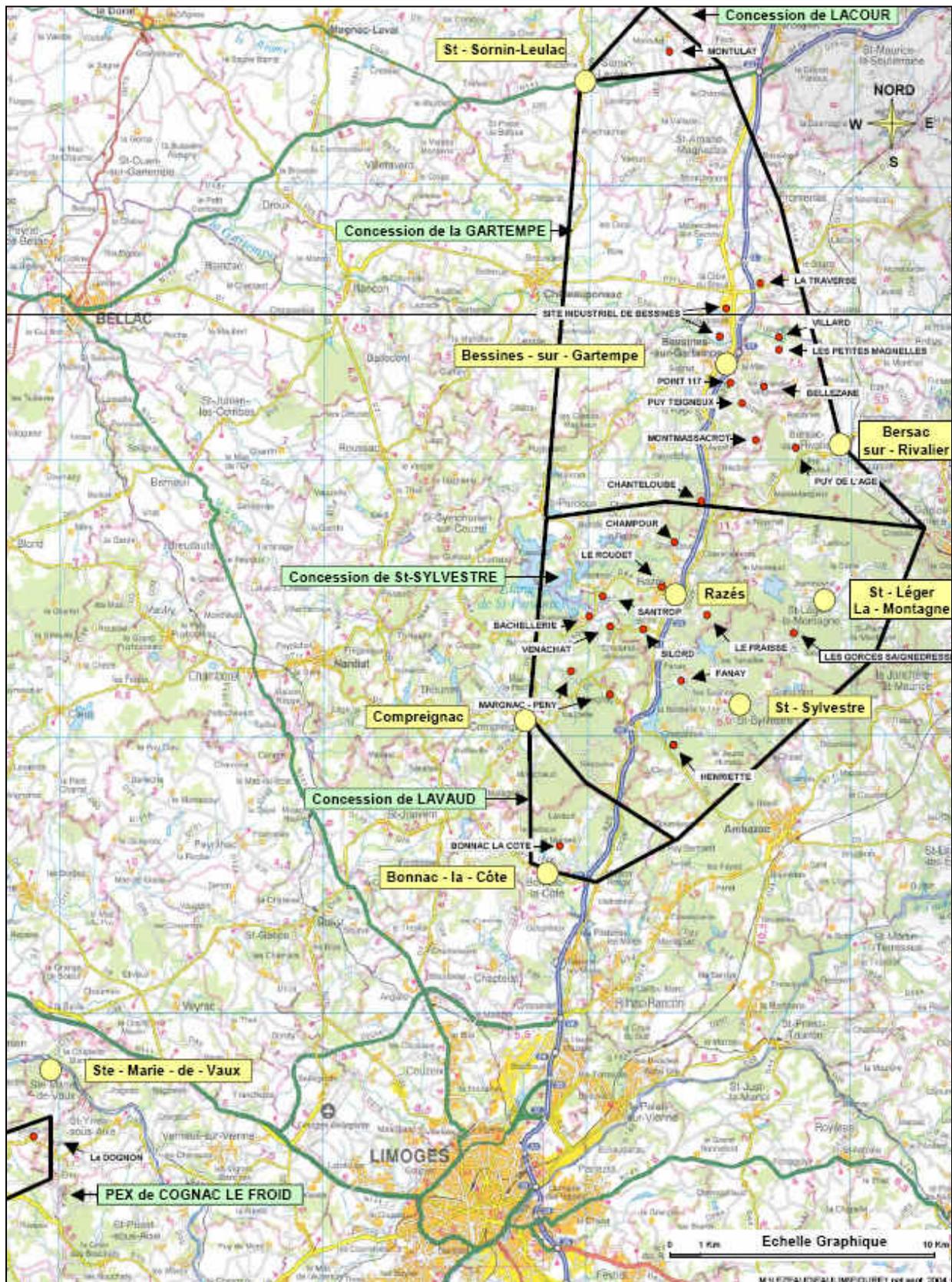


Figure 1-1 : Localisation des sites miniers et des concessions de la division minière de la Crozille (d'après BDE - figure n° 1, AREVA NC, 2004)

2 QUELQUES GENERALITES

2.1 SOURCES D'IMPACT POTENTIELLES

L'exploitation de minerais d'uranium puis le réaménagement des sites miniers induisent des modifications de la mobilité des radionucléides naturellement présents dans le milieu géologique et entraînent généralement une augmentation de la radioactivité rejetée vers l'environnement. Les rejets concernés sont principalement liés aux circulations d'eau à la fois en surface et en souterrain.

Après arrêt des exploitations et réaménagement des sites, les principales sources susceptibles de contribuer au transfert de radionucléides vers l'environnement sont :

- **les anciens ouvrages miniers souterrains**

Après arrêt des pompages, ces ouvrages se trouvent noyées par les eaux souterraines. Celles-ci s'écoulent naturellement vers la surface qu'elles atteignent en des points de surverse correspondant soit au débouché de galeries ou ouvrages, soit à des exutoires naturels. Les ouvrages souterrains ont été remblayés pour partie par des stériles ou des sables cyclonés au fur et à mesure de leur exploitation. Lors de leur parcours au travers des ouvrages souterrains, ces eaux peuvent se charger en radionucléides, sulfates, oxydes métalliques et ainsi être associées à des rejets significatifs ;

- **les verses à stériles**

Les stériles mis en tas à la surface ou déposés dans les anciennes mines à ciel ouvert sur l'emprise des sites miniers sont soumis au lessivage par les eaux de pluie. Ces eaux et de manière générale les eaux de ruissellement s'écoulant sur les anciens sites miniers constituent elles aussi des sources de contamination potentielle de l'environnement ;

- **les résidus et autres déchets** caractérisés par une radioactivité supérieure à celle du fond géologique et stockés sur les sites miniers ou disséminés en dehors des sites.

2.2 EXIGENCES REGLEMENTAIRES

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^{er} 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 dispositions applicables aux sites de la Division Minière de la Cruzille reposent ainsi sur des arrêtés préfectoraux pris pour la plupart en application du décret 90-222 [17]. Celui-ci constitue la seconde partie du titre Rayonnements ionisants du RGIE. Ce texte [17] précise notamment 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⁻³ doivent faire l'objet d'un traitement d'insolubilisation.

Les eaux dont la teneur en radium soluble est comprise entre 740 et 3 700 Bq.m⁻³ 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⁻³ 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, 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⁻³ pour le radium 226 soluble ;
- 3 700 Bq.m⁻³ pour le radium 226 insoluble ;
- 1800 mg.m⁻³ 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.

2.3 UNITES UTILISEES POUR LA MESURE DE L'URANIUM ET CONVERSION

Les résultats bruts d'analyse en uranium sont généralement présentés par AREVA NC en mg.L⁻¹ d'uranium.

Par soucis de cohérence avec les résultats relatifs au radium, les concentrations massiques ont été généralement converties en concentration en activité (Bq.L⁻¹) en uranium 238 dans le présent document. La règle de conversion appliquée est : 1 mg.L⁻¹ = 12,35 Bq.L⁻¹.

Les limites réglementaires exprimées en Bq.L⁻¹ valent par conséquent 0,37 Bq.L⁻¹ et 0,74 Bq.L⁻¹ en radium 226 selon qu'il y a ou non traitement et 22,3 Bq.L⁻¹ en uranium 238.

3 LE STOCKAGE DE RESIDUS DE BELLEZANE

3.1 DEMARCHE

L'objectif de cette première partie de l'expertise est de porter une analyse critique sur l'aptitude du stockage de Bellezane à maîtriser les impacts associés à la présence de résidus. Les impacts considérés sont d'une part ceux résultant des transferts par la voie eau et d'autre part ceux résultant des transferts par la voie air.

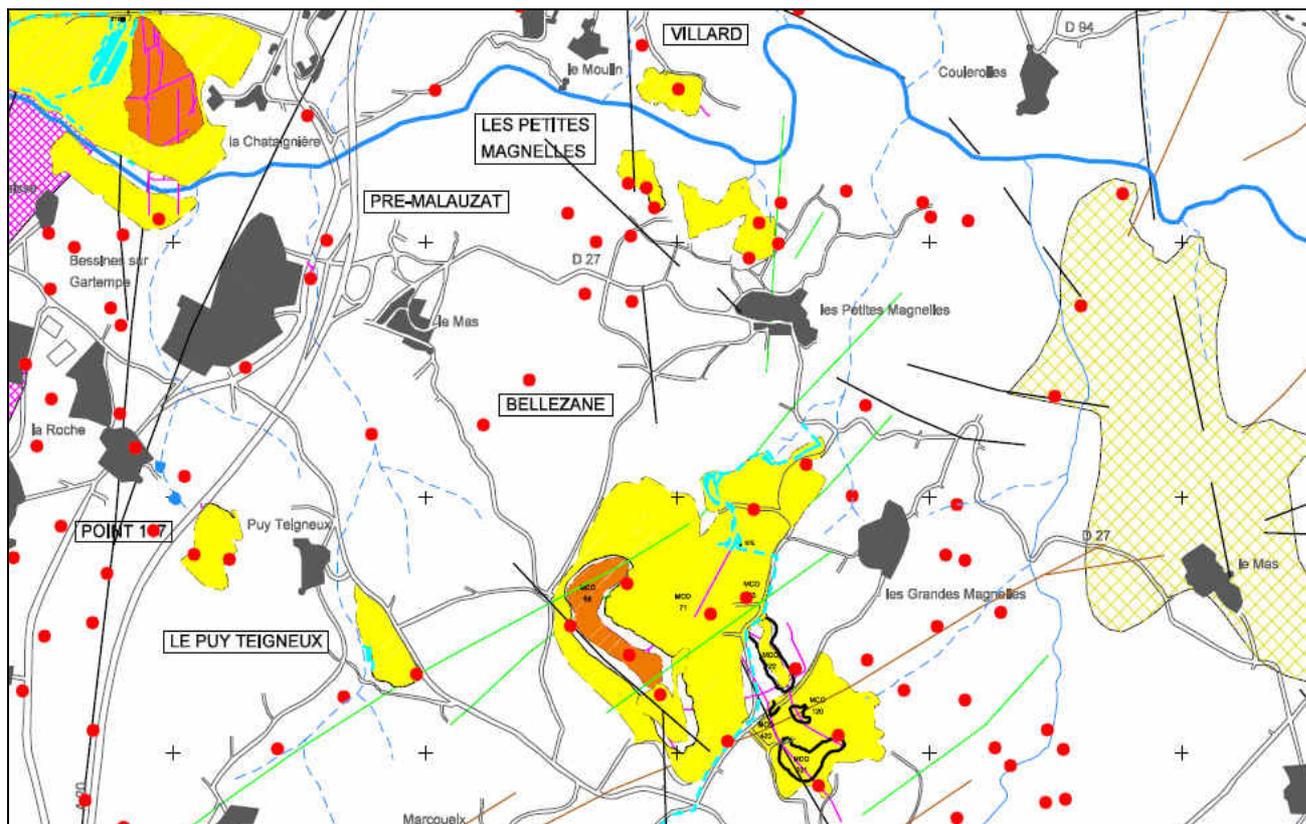
Pour ce qui concerne la voie eau, l'examen a porté sur les conditions de confinement des éléments toxiques présents dans le stockage ou du moins sur les dispositions permettant de limiter et de contrôler leur mobilisation et la contamination de l'environnement susceptible d'en résulter.

Pour ce qui concerne la voie air, les impacts considérés sont ceux associés à l'exposition externe résultant des caractéristiques radiologiques des résidus, ceux liés à la mise en suspension de particules et ceux dus au radon généré par le radium que les résidus contiennent. L'aptitude du stockage à maîtriser ces impacts repose sur l'efficacité de la couverture à atténuer le rayonnement gamma, la dispersion atmosphérique de particules et l'émission de radon.

Après une présentation générale des caractéristiques du stockage au § 3.2, les deux aspects précédents sont tour à tour abordés au § 3.3 pour les transferts par l'eau et au § 3.4 pour la voie air.

3.2 DESCRIPTION GENERALE DU SITE ET DU STOCKAGE

Le site minier de Bellezane fait partie de la concession minière de la Gartempe, il est situé sur le bassin versant de la Gartempe, en amont du site industriel de Bessines, à 2,5 km au SE de celui-ci (voir la Figure 3-1).



Echelle : 10cm = 3km

Les points rouges figurent les indices uranifères

Figure 3-1 : Situation du site minier de Bellezane (d'après BDE - plan 1)

Un rappel des principales étapes de son exploitation ainsi qu'une présentation synthétique des caractéristiques du stockage de résidus et des déchets qu'il contient sont proposés dans les sections 3.2.1, 3.2.2 et 3.2.3. Les informations indiquées proviennent pour l'essentiel des fiches de site et des fiches de chantier fournies en annexe du BDE, ainsi que du dossier de demande d'autorisation de stockage des résidus traités par la SIMO Bessines [3], du dossier de réaménagement du site [6] et du dossier d'arrêt définitif des travaux [7] déposés par AREVA NC (COGEMA) respectivement en 1987, 1994 et en 1996. Ces dossiers ont été transmis à l'IRSN dans le cadre de la réalisation de la présente expertise.

3.2.1 NATURE ET IMPORTANCE DES TRAVAUX D'EXPLOITATION, REPERES HISTORIQUES

3.2.1.1 Extraction

Les travaux du siège minier de Bellezane ont débuté en mars 1975, l'arrêt a eu lieu en janvier 1992 en raison de l'épuisement des réserves. L'extraction du minerai s'est faite en mine à ciel ouvert (MCO) et travaux miniers souterrains (TMS).

Exploitation en MCO

Les différentes phases des travaux en MCO sont les suivantes :

- MCO 105 (récupération d'anciens TMS) : mars 1976 ;
- MCO 70N et 70S : août 1976-novembre 1978 ;
- MCO 122 et 420 : 1984-1985 ;
- MCO 201C jusqu'à la cote 360 : 1984 à février 1985 ;
- MCO 71 : février 1985 à février 1986 ;
- MCO 105-68 jusqu'à cote 322 : 1984-1990 ;
- MCO 122 sur formation 201N de novembre 1989 à août 1990.

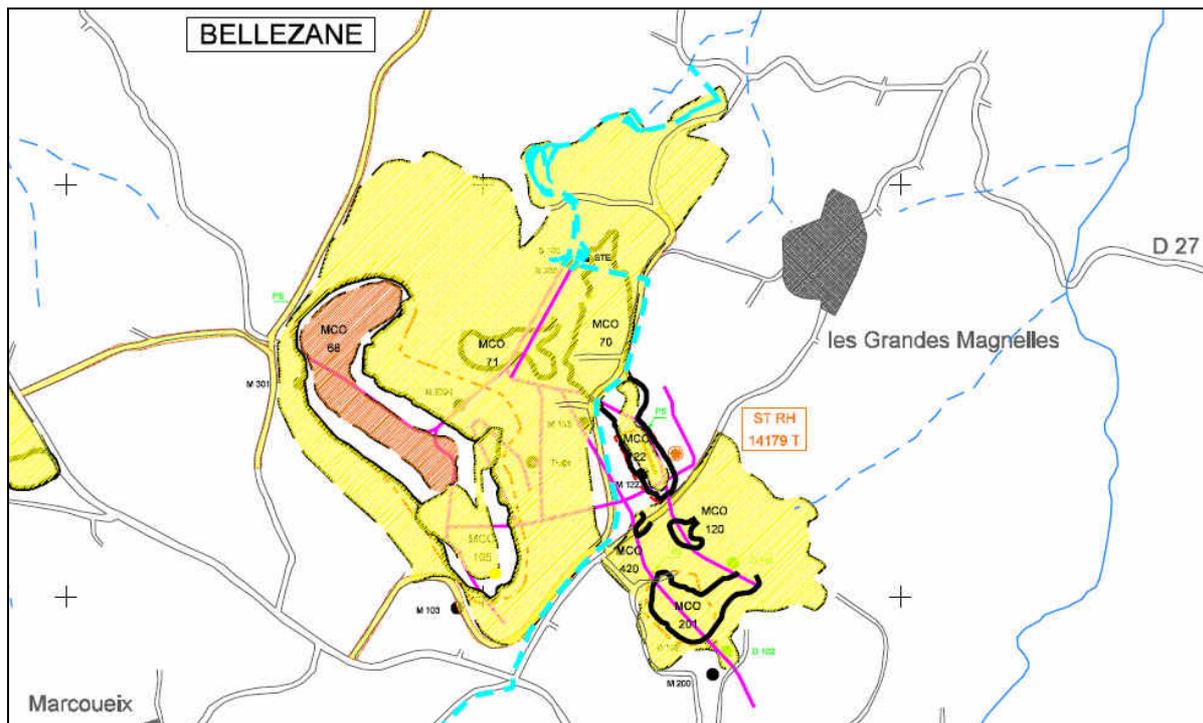
Exploitation par TMS

Ils ont été entrepris de septembre 1975 à janvier 1992 essentiellement sous la MCO 105 et la MCO 201, sur 7 étages du niveau 360 m NGF au niveau 56.

Ils étaient desservis par 25,511 km de galeries et descenderies, les points d'entrée principaux étant 2 galeries débouchant au jour sur le carreau et un puits central :

- Galerie B100 pour le niveau 360 ;
- Descenderie BD200 pour le niveau 315 et les niveaux inférieurs ;
- Puits central opérationnel en 1984 creusé de la cote 423,4 m (jour) jusqu'à la cote 56,9 m.

La localisation des MCO et TMS mentionnés ci-avant est indiquée sur la Figure 3-2.



Echelle : 11cm = 2km

Figure 3-2 : Localisation des MCO du site de Bellezane et du premier niveau de galeries TMS (d'après BDE - plan 3)

Le Tableau 3-1 donne les masses de minerai extraites à Bellezane et d'uranium produit.

Tableau 3-1 : Quantité de minerai extrait à Bellezane et uranium produit

Origine	Minerai (tonne)	Uranium (kg)
TMS	1 237 286 t de minerai à 2,12‰	2 617 324
	109 177 t de produits à lixivier à 0,43‰	46 814
MCO	799 061 t de minerai à 1,46‰	1 167 290
	687 569 t de produits à lixivier à 0,32‰	221 777
Total BZN	2 833 093 t	4 053 205

Les activités d'exploitation en MCO et TMS ont généré respectivement 18 378 775 et 2 194 687 tonnes brutes de matériaux (minerais et stériles).

Le minerai était traité à l'usine SIMO de Bessines par lixiviation dynamique ou statique suivant la teneur.

La MCO 105-68 représente la plus importante des installations du site, avec 75% du minerai extrait de l'ensemble des MCO du site et un chiffre sans doute équivalent pour les TMS.

3.2.1.2 Stockage des résidus de traitement

Le site de stockage de Bellezane a pris le relais de celui de Montmassacrot pour l'accueil des résidus de traitement de l'usine SIMO de Bessines.

Les résidus de traitement dynamique ont été stockés sur la MCO 68 de février 1989 à juillet 1990, puis sur la MCO 105 d'août 1990 jusqu'en juillet 1993, à la suite de l'arrêt de l'usine SIMO au cours du 2^{ème} semestre 1993. La MCO 105 a reçu également des résidus de traitement statique. Plus de 97% des résidus stockés à Bellezane sont cependant des résidus de traitement dynamique. Ce sont les résidus les plus chargés en radium : 32 000 Bq.kg⁻¹ de radium 226 en moyenne, contre 14 000 Bq.kg⁻¹ de radium 226 en moyenne pour les résidus de traitement statique d'après les informations contenues dans le BDE.

Au total, le stockage comprend 1 513 591 tonnes de résidus fins dans la MCO 105-68 et 42 029 tonnes de résidus de lixiviation statique dans la fosse 105.

Il est par ailleurs à noter que des produits sableux issus du cyclonage des résidus de traitement dynamique ont été également utilisés en remblayage hydraulique au cours de l'exploitation des travaux miniers souterrains de la MCO 122 : 14 179 tonnes en 1989-1990. Leur activité en radium 226 est de l'ordre de 2 500 Bq.kg⁻¹ d'après les données indiquées dans le BDE.

Le stockage est réglementé au titre de la réglementation sur les installations classées, sous la rubrique 1711 en tant que dépôt de substances radioactives sous forme de sources non scellées. Initialement classé ICPE 1711-3-a (radioéléments du groupe III, dont l'activité totale est inférieure à 370 TBq) par arrêté préfectoral du 17 novembre 1988 [18], le stockage de Bellezane relève actuellement de la rubrique ICPE 1711-4-a (radioéléments du groupe IV, dont l'activité totale est égale ou supérieure à 370 TBq mais inférieure à 3 700 TBq) à la suite de l'arrêté préfectoral du 31 août 2006 relatif au stockage de boues et de sédiments radiologiquement marqués [20].

Une description et une analyse plus approfondie des caractéristiques et des teneurs des différents types de résidus mentionnés ci-avant sont proposées au § 3.2.3.

3.2.1.3 Réaménagement

Les MCO ont été comblées au fur et à mesure de l'exploitation. Les travaux miniers souterrains ont été remblayés et réaménagés en plusieurs étapes correspondant à l'arrêt des travaux miniers (1992), puis au recouvrement du stockage des résidus (1995) et enfin au réaménagement final du site (1996).

Remblayage et obturation des ouvrages de liaison fond/jour

Le remblayage et l'obturation des ouvrages de liaison fond/jour ont été réalisés en 1993 pour le puits central et les montages M301, M103, M133 et M122, le montage d'évacuation des eaux d'exhaure du niveau 315 et la descenderie D102.

Le montage M200 qui assurait la ventilation des niveaux 360 et 315 a été bouché lors de la phase de travaux 1996, ainsi que le montage M331 par lequel les eaux souterraines ont été pompées de 1993 à 1996.

Le remplissage a été effectué à l'aide de stériles et s'est accompagné de la mise en place d'un bouchon de graves aux points de recoupement avec les ouvrages souterrains et en tête d'ouvrage, et de la confection d'une dalle ferrailée sur 30 cm de hauteur en tête d'ouvrage.

Remarque

Comme cela sera indiqué et commenté au § 2.3.3 à propos de la performance du système de confinement dynamique, après remblayage et obturation des principaux ouvrages de liaison fond/jour, il subsiste des forages anciens de plus petit diamètre recoupant les ouvrages souterrains et non encore obturés à ce jour. Suite aux discussions initiées entre l'IRSN et certains membres du GEP et à la mission sur site organisée le 12 septembre 2006, 3 anciens sondages techniques ont ainsi pu être retrouvés par AREVA NC. Deux sont proches de l'ancien puits central, le troisième se trouve à l'ouest de la MCO 201. Comme cela sera précisé plus loin, leur connaissance et leur exploitation peuvent s'avérer extrêmement utiles.

Remblayage des fosses 70N-70S-71-201-120-420-122

Les MCO 70N et 70S sont comblées, elles se trouvent sous l'emprise de l'ancien carreau minier.

La MCO 71 est recouverte par la verse à stériles générée par la MCO105.

Les fosses 120 et 420 ont été comblées par les stériles provenant de l'exploitation de la MCO 201.

La MCO 201 a été comblée par des stériles de la MCO105. Elle contient également 1400 m³ de déchets industriels banals (pneus, emballages, ferrailles, câbles électriques, fûts vides, ...) ; ce stockage est classé ICPE 322-2.

La MCO 122 est remblayée par des stériles de la MCO 105, remblayage partiel d'après la fiche de chantier.

Recouvrement des résidus stockés dans la fosse 68-105

Les résidus de traitement ont été recouverts par 250 000 m³ de stériles miniers. Une pente légère et des pistes drainantes ont été aménagées de manière à faciliter l'évacuation des eaux pluviales vers la B100 et limiter le temps de ruissellement sur le stockage et les possibilités d'infiltration au travers de la couverture.

Le stockage, ainsi que les zones remodelées de l'ensemble du site, ont été recouverts en 1998 d'une couche de terre végétale et revégétalisés.

Drainage des eaux du site

La galerie B100 a été aménagée de manière à recevoir les eaux de drainage des anciens TMS situés au niveau 360 et les eaux de ruissellement de la MCO 105-68, et les acheminer à la station de traitement des eaux située sur l'ancien carreau minier. Les eaux provenant des niveaux TMS sous-jacents au niveau 360 sont conduites à la station de traitement par l'ancienne descenderie BD200.

Les eaux du site, regroupées à la station de traitement et traitées si nécessaire, sont rejetées dans le ruisseau des Petites Magnelles qui rejoint la Gartempe après 1 km.

La station de traitement des eaux

Installée sur l'ancien carreau minier, la station de traitement a la capacité de traiter les eaux récupérées sur le site : eaux de ruissellement, eaux de verses, eaux des TMS, ainsi que les eaux du stockage de Montmassacrot encore dirigées sur Bellezane. Depuis mars 2003, seules les eaux interceptées par la galerie BD200 sont traitées ; elles représentent un flux horaire de $44,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Il convient de noter la reprise, à dater d'octobre 2006, du traitement des eaux de la galerie B100, du site de Montmassacrot et de pied de verse 105 ; ce qui porte le flux des eaux traitées à environ $60 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

Les produits de traitement actuellement utilisés sont :

- le chlorure de baryum pour précipiter le radium en présence d'ions sulfates ;
- la soude pour ajuster le pH et le sulfate d'alumine pour la précipitation du fer et la fixation de l'uranium sur les hydroxydes ;
- un flocculant, le polyhydroxychlorosulfate d'aluminium.

La station de traitement des eaux comporte 3 bassins de décantation en série.

3.2.1.4 Création d'une alvéole de stockage de boues et sédiments sur la MCO 105-68

Par arrêté préfectoral du 31 août 2006 [20], AREVA NC est autorisée à stocker sur une alvéole dédiée, aménagée sur la partie sud du stockage de résidus de la MCO 105-68, des boues de curage de station de traitement d'eaux d'exhaure minière et de sédiments de curage d'étangs, d'une capacité de $42\,000 \text{ m}^3$ de boues égouttées. L'écoulement des eaux d'égouttage est assuré par 2 drains dirigés vers la galerie B100.

3.2.2 CONCEPTION ET PRINCIPES RETENUS POUR LE STOCKAGE DE RESIDUS

Les principes retenus lors de la conception du stockage sont exposés dans la demande d'autorisation déposée par AREVA NC (COGEMA) en avril 1987 [3]. Le projet de stockage des résidus de l'usine SIMO de Bessines sur le site de Bellezane prévoit alors l'aménagement d'un ensemble de mines à ciel ouvert dénommées BZN105, BZN201 et BZN122 pour un volume utile de 10 millions de mètres cubes ; seule une partie a été effectivement mise en œuvre.

En page 5, l'étude d'impact accompagnant la demande indique : « Comme pour le site de Montmassacrot, ces fosses communiquent en profondeur avec des travaux miniers qui fourniront un drainage sûr et efficace des eaux ayant pu être en contact avec les résidus stockés. ». En page 11, il est précisé : « Il s'agit de récolter toutes ces eaux dans les galeries de l'infrastructure minière souterraine du siège de Bellezane pour ensuite les conduire vers le circuit d'exhaure et de traitement avant rejet dans le milieu naturel. » Enfin, la page 33 conclut : « Le confinement sera alors parfaitement bien assuré par les parois des anciennes mines à ciel ouvert. [...] Le confinement vers le sommet des stockages sera assuré par un recouvrement de quelques mètres d'épaisseur de ces [...] produits tous venants stériles. »

Au vu des extraits précédents, il apparaît que la maîtrise des impacts potentiels associés au stockage repose, d'une part sur la collecte et le traitement des eaux susceptibles d'entrer en contact avec les résidus de traitement, d'autre part sur la mise en place d'une couverture. Ces deux points font l'objet d'une analyse détaillée à la section 3.3 pour ce qui concerne la maîtrise des écoulements et à la section 3.4 pour ce qui concerne l'efficacité de la couverture vis-à-vis de l'exposition externe et de l'exhalation de radon.

3.2.3 QUANTITES DE RESIDUS STOCKES ET CARACTERISTIQUES

3.2.3.1 Les résidus de traitement dynamique produits par la SIMO Bessines

Le minerai (uraninite, pechblende) traité par la SIMO provient de l'ensemble des mines du Limousin. Il est traité en usine pour des teneurs en uranium supérieures à 0,6%, le minerai correspondant à des teneurs inférieures est traité par lixiviation statique. L'essentiel des informations qui suivent provient du Bilan Décennal Environnemental [1] et de la demande d'autorisation de stockage de résidus de 1987 [3].

Principe du traitement et obtention des résidus

Les minerais sont réduits par concassages successifs et broyage en une pulpe de granulométrie inférieure à 450 microns. La pulpe est attaquée par l'acide sulfurique à 65°C en présence de chlorate de soude qui joue le rôle d'oxydant (pour favoriser le passage de l'uranium à l'état de valence VI plus soluble). A ce stade le filtrat est dirigé vers le traitement de l'uranium, les résidus d'attaque sont lavés et envoyés vers le bassin de stockage.

L'uranium des liqueurs uranifères est extrait par solvant puis par le sulfate d'ammonium ; la solution est neutralisée par l'ammoniaque ; le concentré final est le diuranate d'ammonium qui contient 75% d'uranium. Les effluents du traitement sont neutralisés et précipités par la chaux et le carbonate de calcium (calcaire) ; les résidus de neutralisation rejoignent les résidus d'attaque ainsi que les boues de traitement des eaux avant rejet.

C'est l'ensemble des résidus d'attaque, des résidus de neutralisation et des boues de traitement qui constitue ce qui est dénommé « résidus de traitement dynamique » (ou de manière abrégée « résidus ») dans le BDE et la suite du présent rapport.

Une partie des résidus produits a été utilisée lors du remblayage des travaux miniers souterrains en cours d'exploitation. Il s'agit de la fraction sableuse de dimension supérieure à 150 microns, obtenue par cyclonage. Cette fraction sableuse constitue environ 30% de la masse totale des résidus solides (cf. analyse granulométrique à la sortie des filtres à bande de la SIMO reprise dans la demande d'autorisation de stockage 1987 [3]).

Les fines constituent la fraction inférieure à 150 microns ; les résidus qui n'ont pas été cyclonnés ainsi que ces fines sont stockés après essorage en MCO ou bassin réaménagé.

Les résidus produits par l'usine SIMO ont été répartis successivement sur les stockages du Brugeaud et Lavaugrasse à Bessines, de Montmassacrot et de Bellezane.

Caractéristiques des résidus

Les caractéristiques radiologiques, minéralogiques et chimiques des résidus de traitement dynamique sont présentées au chapitre 5.2.3 du BDE. Elles sont tout à fait cohérentes avec les résultats des études menées dans le passé par l'IRSN sur le sujet [11].

Compte tenu de l'efficacité des processus d'extraction mis en œuvre dans les usines, les résidus de traitement dynamique ne contiennent plus que 5% de la teneur initiale en uranium. Dans le cas du traitement statique, le rendement d'extraction est moindre (de 50 à 80%) et les résidus contiennent une part plus importante de l'uranium initialement présent dans le minerai.

Etant donné les différences de teneur initiale des minerais traités par la SIMO par lixiviation dynamique ou statique et du rendement d'extraction des 2 types de traitement, les teneurs résiduelles en uranium sont de 50 à 300 ppm dans les deux cas. C'est notamment ce que confirment, pour les résidus de traitement dynamique, les données citées dans les Tableau 3-2 et Tableau 3-3.

Du point de vue des caractéristiques radiologiques, les données contenues dans le BDE s'appuient en particulier sur l'étude menée par COGEMA en 1993-1994 sur des carottes prélevées sur le stockage du Brugeaud [4]. L'analyse spectrométrique gamma de 39 strates d'un carottage de 50 mètres (sondage F1 du Brugeaud) a donné en moyenne les valeurs suivantes :

Tableau 3-2 : Résidus de traitement du Brugeaud : moyenne des valeurs mesurées sur 39 strates exprimées en Bq.kg⁻¹ de masse sèche (source : BDE page 67 et COGEMA 1994)

²³⁸ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb
Bq.kg ⁻¹				
1 188	860	13 329	12 703	14 182
(448-1961)	(375-1 100)	(1 517-30 380)	(1 500-28 140)	(1 505-29 830)

²³⁴U : mesures sur 11 strates

Après séparation granulométrique et analyse des fractions, l'étude indique que la fraction fine contient l'essentiel des radionucléides (mesure sur le radium 226).

L'activité en radium 226 de la fraction grossière des sables de granulométrie supérieure à 150 µm qui ont servi au remblayage hydraulique des chantiers est estimée à 2500 Bq.kg⁻¹.

Ceci est étayé par les résultats du Tableau 3-3 repris dans le BDE, ainsi que par des mesures sur des essais de séparation granulométrique différentielle des fractions sur une même strate dans les rapports COGEMA datés de 1994 [1], [4].

Tableau 3-3 : Analyse granulométrique sur 6 échantillons de résidus dont l'activité en ²²⁶Ra est très différenciée (source : BDE page 69 et [4])

N° d'échantillon	²²⁶ Ra	Granulométrie <200 µm	Granulométrie >200 µm
	Bq.kg ⁻¹ sec	(en%)	(en%)
13	28 140	97,3	2,7
28	23 940	97,4	2,6
6	20 410	94,1	5,9
12	5 661	73,4	24,7
22	4 850	67,5	32,5
34	4 317	38,6	61,1

Les résultats précédents sont également cohérents avec ceux des études menées par l'IRSN [11].

Celles-ci indiquent en particulier que :

- la fraction granulométrique inférieure à 150 µm se compose de minéraux argileux, sulfates (essentiellement gypse et barytine) et d'hydroxydes de fer et d'aluminium et concentre plus de 80% de la radioactivité résiduelle ;
- la fraction sableuse (150 à 450 µm) dont la composition chimique se rapproche de celle de l'encaissant a une activité nettement inférieure à celle contenue dans les fines.

Au cours de l'étude menée par AREVA NC (COGEMA) en 1993-1994 [4], une analyse chimique a été conduite sur 5 échantillons, elle a montré la présence des corps ou éléments mentionnés dans le Tableau 3-4. Ces valeurs sont reprises en page 68 du BDE [1].

Tableau 3-4 : Composition chimique des résidus de traitement mesurée sur le sondage du Brugeaud
(source : BDE page 69 et [4])

Cations	Teneur du produit sec en % ou ppm	Éléments en traces	Teneur du produit sec en ppm
Sulfates	3,24 à 11,71%	Pb, Bi, Ba, Zn, Mn	100 à 500 ppm
Phosphates	0,304 à 0,707%	Cu, Ni, Sn, V, W, Y	10 à 40 ppm
Carbonates	0,11 à 0,85%	Cd, Co, Ge, Mo, Sb, Se	< 10 ppm
Nitrates	5 à 88 ppm		

Ces données sont cohérentes avec celles obtenues par l'IRSN [11]. Elles confirment que la composition chimique des résidus comporte les précipités chimiques liés au traitement mais qu'elle est essentiellement celle du minerai et de la roche encaissante. Le Tableau 3-5 donne un ordre de grandeur de la composition chimique des résidus globalement similaire avec celle fournie par le BDE.

Tableau 3-5 : Ordre de grandeur des principaux éléments constituant les résidus miniers de traitement (source IRSN [11])

Oxydes et éléments	Masse du produit sec en % ou ppm
$\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3$	65 à 90 %
$\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} + \text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{P}_2\text{O}_5 + \text{MgO}$	10 à 35 %
Uranium	70 à 280 ppm
Thorium	Traces env. 20 ppm
Radium	0,0006 - 0,003 ppm
Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Ag, Bi, ...	Traces

D'un point de vue minéralogique, les études menées par l'IRSN montrent que les résidus issus du traitement acide en usine sont composés de :

- plus de 90% des phases solides minérales héritées du minerai granitique ayant résisté au traitement, elles sont constituées de quartz, feldspaths, micas, sulfures, argiles d'altération ;
- de 1,5 à 8% de minéraux néoformés résultant de la mise en œuvre du procédé de traitement acide du minerai et du traitement des effluents avant rejet (gypse, barytine, sulfates de fer, hydroxydes de fer et d'aluminium, ...) : ils constituent un ciment entre les minéraux hérités et contiennent 30 à 90% de l'activité de l'uranium résiduel.

Là encore, les données précédentes sont cohérentes avec celles contenues dans le BDE.

Essais de lixiviation sur des résidus

Pour ce qui est des caractéristiques chimiques des lixiviats, l'étude menée par AREVA NC (COGEMA) en 1993-1994 [4] permet de disposer de résultats de tests conduits sur les échantillons prélevés sur le stockage du Brugeaud.

Ces tests ont été effectués d'après la norme AFNOR X 31-210 : le solvant utilisé est de l'eau déminéralisée saturée en gaz carbonique et air pour simuler l'eau de pluie, le ratio liquide/solide est de 10, la durée du test est de 18 heures.

Les observations faites à partir de ces tests sont les suivantes :

- le pH des lixiviats est de 6,7 à 7,3, alors qu'à la sortie des filtres à bande de la SIMO le pH des lixiviats est plus acide de l'ordre de 5,5 ;
- environ 1% du radium 226 est lixivié au bout de 3 contacts successifs, la proportion pour le baryum et l'uranium est inférieure à 1% ;
- le sulfate de calcium et le sulfate de magnésium sont présents en grande quantité, un essai a été conduit sur 10 lixiviations successives, il a été observé que le sulfate de calcium était lessivé dès le 6^{ème} extrait, le radium et le baryum décroissaient ensuite dans les solutions ;
- le sodium et les chlorures sont présents en moindre proportion et lixiviés dès la 2^{ème} extraction ;
- les métaux lourds ne sont pas détectables, ils sont très peu extraits.

D'autres observations sont indiquées dans le rapport CREGU de 1997 [9] qui remarquent la prédominance de Ca, Mg et SO₄ dans les eaux de Bessines et indiquent que le Ca et le Mg sont fortement corrélés à SO₄ ; la composition des fluides est essentiellement contrôlée par la nature des phases néoformées et non par les phases minérales principales. Le gypse contrôle le comportement de Mg, Ca et SO₄, les silicates contrôlent Si, Al, K.

L'étude de Somot et al. sur des résidus de traitement du site de l'Ecarpière en Vendée [8] a montré également que l'eau déminéralisée extrait 0,3 à 0,6% du radium 226 total et de 34 à 47% du gypse. Les extractions successives conduites avec différents réactifs permettent de localiser les différentes phases contenant le radium 226 :

- la dissolution complète du gypse libère 10 à 20% du radium 226 des résidus ;
- la dissolution des phases amorphes de fer, manganèse et d'aluminium, mais aussi de la pyrite libère la plus grande proportion du radium et de l'uranium ;
- la dissolution de la barytine, des oxydes de fer et de manganèse et de phosphates libère une autre fraction importante de radium 226 ;
- la fraction silicatée qui représente 60 à 70% de la masse des résidus ne contient que 3 à 7% du radium et 7% de l'uranium.

Cette dernière observation de Somot et al. confirme bien que la radioactivité des sables cyclonés, constitués pour l'essentiel par la fraction silicatée, est très inférieure à celle des résidus fins (cf. ci-avant les constats formulés par [4] et [11]).

L'étude Somot montre comme l'étude Cathelineau que dans les conditions actuelles de pH et de potentiel d'oxydo-réduction (Eh) des résidus, c'est le gypse qui contrôle l'activité en radium 226 des eaux interstitielles.

Des tests de lixiviation effectués par AREVA NC entre 1994 et 1995 sur des boues de la station de traitement des eaux d'exhaure minière de Bellezane [10] aboutissent également au même constat pour le radium 226, à savoir que les quantités relarguées par l'eau sont faibles.

3.2.3.2 Estimation des activités des produits stockés sur le site de Bellezane

A titre d'indication et afin de comparer l'activité des résidus stockés sur le site avec celle présente dans les verses à stériles, une estimation du contenu en radium 226 et en uranium des différents produits a été effectuée sur la base des données présentées précédemment. Elle conduit aux valeurs suivantes :

- 1 513 591 tonnes de résidus de traitement dynamique fins dans la MCO 105-68
 - Activité globale du ^{226}Ra : 48,4 TBq (*hypothèse de teneur moyenne en ^{226}Ra de 32 000 Bq.kg⁻¹ identique à évaluation fiche ANDRA*)
 - Activité globale de ^{238}U : 2,4 TBq (*hypothèse : ^{238}U minéral = ^{226}Ra ; rendement d'extraction 95% ; le calcul fait avec les résultats Brugeaud donnerait 1,8 TBq*)
- 42 029 tonnes de résidus de lixiviation statique dans la fosse 105
 - Activité globale du ^{226}Ra : 0,6 TBq (*hypothèse de teneur moyenne en ^{226}Ra de 14 000 Bq.kg⁻¹ identique à évaluation fiche ANDRA*)
 - Activité globale de ^{238}U : 0,2 TBq (*hypothèse : ^{238}U minéral = ^{226}Ra ; rendement d'extraction 70%*)
- 14 179 tonnes de remblayage hydraulique dans la MCO 122
 - Activité globale du ^{226}Ra : 0,04 TBq (*hypothèse de teneur moyenne en ^{226}Ra de 2 500 Bq.kg⁻¹*)
 - Activité globale de ^{238}U : 0,002 TBq (*hypothèse : ^{238}U minéral = ^{226}Ra ; rendement d'extraction 95%*)
- 17 740 000 tonnes de stériles extraits ayant servi au comblement des TMS, MCO et à la constitution des verses (*estimation à partir d'une teneur à 50 ppm d'U, soit 617 Bq.kg⁻¹, à comparer à la teneur de la roche encaissante à 20 ppm, -cf. BDE pages 61-62*)
 - Activité globale du ^{226}Ra : 11 TBq
 - Activité globale de ^{238}U : 11 TBq

Ces valeurs permettent de vérifier que les résidus de traitement dynamique représentent une part prépondérante de l'activité en ^{226}Ra contenue dans les déchets et résidus laissés sur site après exploitation ; elles montrent cependant également que l'écart avec la part contenue dans les stériles n'excède pas un facteur 5.

Pour ce qui concerne l'uranium, la fraction restante dans l'ensemble des résidus représente le quart de la part incluse dans les stériles stockés sur le site.

L'activité estimée en ^{226}Ra et ^{238}U pour les sables de remblayage hydraulique de la MCO 122 représente le 1/1000^{ème} de l'activité contenue dans les résidus de traitement dynamique.

Bien entendu l'estimation des quantités présentes sur le site ne suffit pas à apprécier l'impact potentiel des différents produits considérés ; la capacité de mobilisation des radionucléides présents dans chacun de ces produits est un autre facteur essentiel à prendre en compte. Ce point fait l'objet de l'analyse présentée au § 3.3.4

3.3 EFFICACITE DU STOCKAGE A MAITRISER LES IMPACTS PAR LA VOIE EAU

L'aptitude du stockage de Bellezane à maîtriser les impacts par la voie eau (c'est-à-dire ceux associés à la mobilisation et au transfert vers l'environnement des éléments toxiques présents dans les résidus) a été évaluée à partir des éléments mentionnés par AREVA NC dans le BDE ainsi que sur la base des informations complémentaires transmises lors de l'instruction. Parmi ces diverses informations complémentaires, une attention particulière a été accordée au rapport relatif à l'hydrogéologie du site de Bellezane établi par le BURGEAP [15] pour le compte d'AREVA NC. Ce dernier constitue en effet le document le plus à jour sur le sujet et s'appuie de façon explicite sur l'ensemble des connaissances disponibles.

L'analyse critique conduite par l'IRSN et présentée dans le présent chapitre a fait l'objet de discussions étroites et approfondies avec le GEP. Elle a également donné lieu à une visite sur site qui a associée un membre du GEP, un représentant de l'IRSN impliqué dans la tierce expertise ainsi qu'un représentant d'AREVA NC, le 12 septembre 2006. Ces différents échanges ont abouti à une compréhension et un jugement assez largement partagés de cette partie du dossier. Divers commentaires et suggestions formulés dans la suite du chapitre sont ainsi directement issus des discussions menées entre le groupe d'expertise et l'IRSN.

Pour répondre à l'objectif de l'expertise, la démarche mise en œuvre par l'IRSN a consisté à aborder la question des impacts associés à la voie eau sous deux angles complémentaires. Dans un premier temps, l'analyse a cherché à apprécier la capacité intrinsèque du site à limiter les rejets vers l'environnement. Elle s'est pour cela appuyée sur les informations relatives à la conception et aux caractéristiques du stockage et sur la connaissance et la compréhension des écoulements autour

et au travers des résidus. Le principal document exploité lors de cette étape a été le rapport BURGEAP [15]. Dans un second temps, l'analyse s'est appuyée plus largement sur l'exploitation des données de surveillance dans l'environnement afin d'apprécier l'incidence du stockage et du site dans son ensemble sur la qualité des eaux. Les données utilisées ont été celles disponibles dans le BDE ainsi que l'ensemble des données de surveillance transmises par AREVA NC sous format électronique [2].

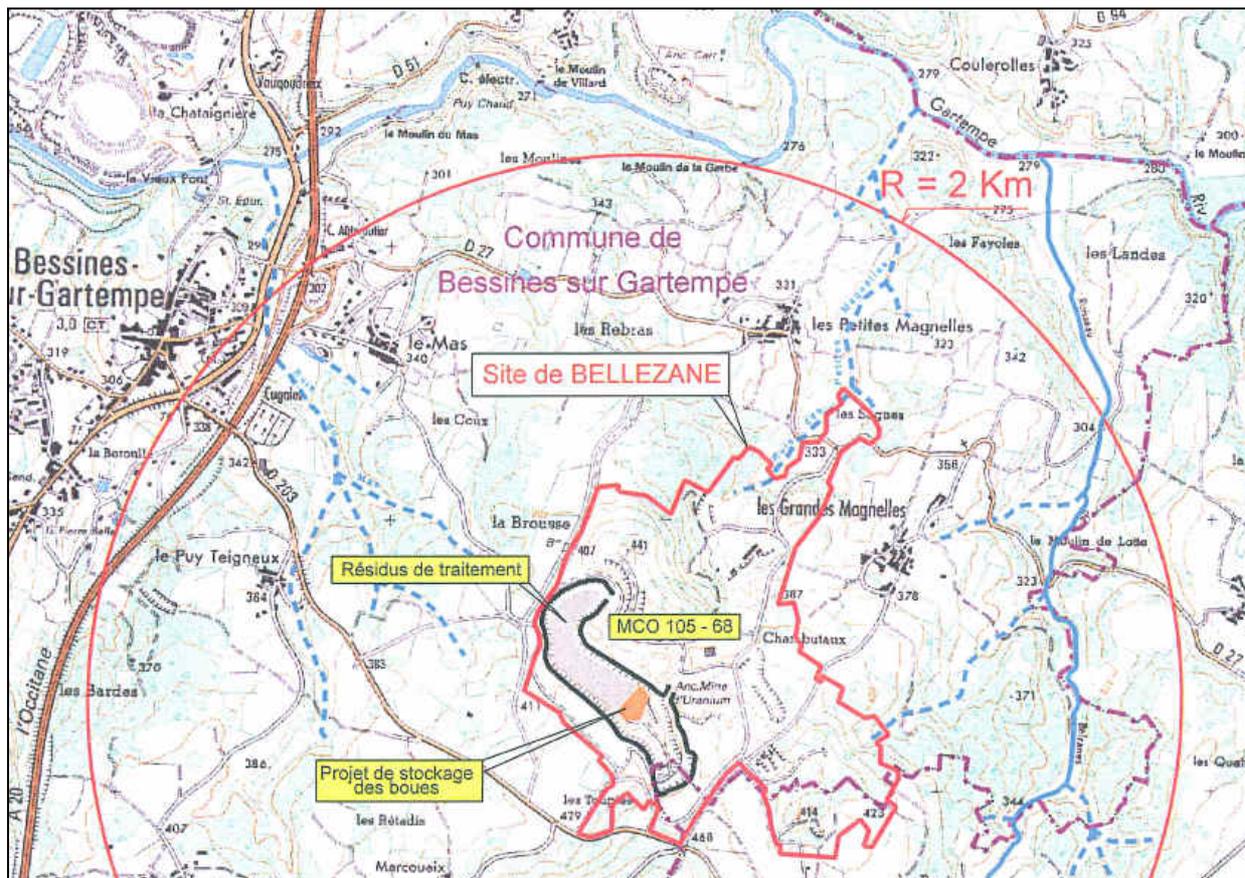
Les deux étapes de l'analyse sont successivement exposées dans les sections 3.3.3 et 3.3.4. Au préalable, les sections 3.3.1 et 3.3.2 rappellent et commentent brièvement les données relatives au contexte géologique et aux caractéristiques du stockage telles qu'elles figurent dans les documents fournis par AREVA NC.

3.3.1 CONTEXTE GEOLOGIQUE, TOPOGRAPHIQUE ET HYDROGRAPHIQUE DU SITE

Le contenu du BDE [1] et des divers documents complémentaires transmis par AREVA NC dans le cadre de la présente expertise [6], [7], en particulier le rapport BURGEAP [15], permet de préciser les principales caractéristiques géologiques, topographiques et hydrographiques du site de Bellezane.

Le massif encaissant de Bellezane est constitué de granite recoupé par des failles et des filons (microgranites et lamprophyres). Les formations uranifères exploitées sont situées soit dans le plan des filons, soit aux intersections de fractures et filons.

Deux drains de surfaces principaux marquent la surface topographique, la Gartempe et le ruisseau de Belzanes, de direction EW et SN respectivement. Des cours d'eaux de moindre importance (ruisseau des Petites Magnelles et ruisseau du Mas notamment) marquent aussi le massif et rayonnent du point haut où est implantée l'exploitation, à une altitude d'environ 440 m, vers les cours d'eaux principaux de la Gartempe et du ruisseau de Belzanes près de 100 m en contrebas (voir Figure 3-3).



Echelle : 10cm = 2,8km

Figure 3-3 : Implantation géographique du site de Bellezane (d'après AREVA NC octobre 2005 [14])

L'eau souterraine se partage en deux grands ensembles. L'un est relatif aux eaux de surface, installées dans la partie altérée du massif granitique, et suit grossièrement la surface topographique. Il est drainé par le réseau hydrographique local. L'autre est constitué par les zones circulantes du massif sain dans les fractures, les failles conductrices et les filons. Ces discontinuités sont d'autant moins circulantes que leur profondeur est grande. Cette tendance est attestée par l'analyse de l'évolution des débits lors de l'exploitation rapportée par AREVA NC.

A l'exception des particularités minéralogiques citées, nature des filons par exemples, l'IRSN note que le contexte précédent est générique de l'ensemble 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.

Une particularité à signaler à ce stade tient à la position du site sur un point haut topographique. Celle-ci induit des écoulements de surface divergents, principalement en direction du nord. Ces écoulements sont drainés par plusieurs petits cours d'eau dont les bassins versants sont tous susceptibles d'être influencés par le site. Tous les cours d'eau rejoignent la Gartempe quelques kilomètres au nord en aval topographique du site. La

topographie induit également, à l'échelle de l'ancienne exploitation, des gradients de charge potentiellement importants, de l'ordre de 3 à 4 %, entre le site et les cours d'eau potentiellement récepteurs (40 m de différence de charge entre la surface de la MCO 105-68, à l'entrée de la galerie B100, et le ruisseau de Belzanes, à son intersection avec la D27, pour une distance de 1500 m par exemple). Ces gradients peuvent favoriser l'existence de courts-circuits éventuels entre d'anciens ouvrages miniers et les cours d'eau concernés. Ces courts-circuits sont en particulier à envisager dans l'hypothèse d'une mise en charge des ouvrages miniers par le massif et du recoupement de ces ouvrages par des failles ou filons (lamprophyres, microgranites) significativement plus perméables que le massif.

3.3.2 LE STOCKAGE DE RESIDUS

3.3.2.1 Les caractéristiques et principes de fonctionnement

Comme indiqué au § 3.2, le site minier de Bellezane est constitué d'anciennes MCO reliées pour la plupart à leur base à des TMS. Les vides, tant des ouvrages d'exploitation que des galeries d'accès ou des galeries techniques ont été en tout ou partie comblés, soit par des stériles francs ou de sélectivité, soit par des résidus miniers. Ceux-ci sont de deux natures : soit des boues pelletables, qui sont stockées dans la partie MCO, soit d'éléments sableux issus d'opérations de cyclonage, utilisés en particulier pour remblayer certains chantiers de TMS (en l'occurrence, le seul quartier concerné sur le site de Bellezane est le quartier D222 situé sous la MCO 122, cf. Figure 3-4). Les ouvrages majeurs reliant les parties souterraines des mines à la surface sont tous remblayés. Lors du remblaiement, comme il est coutume de le faire lors de la mise en sécurité de tels sites, une attention particulière a été accordée au débouché à la surface et aux intersections de galeries.

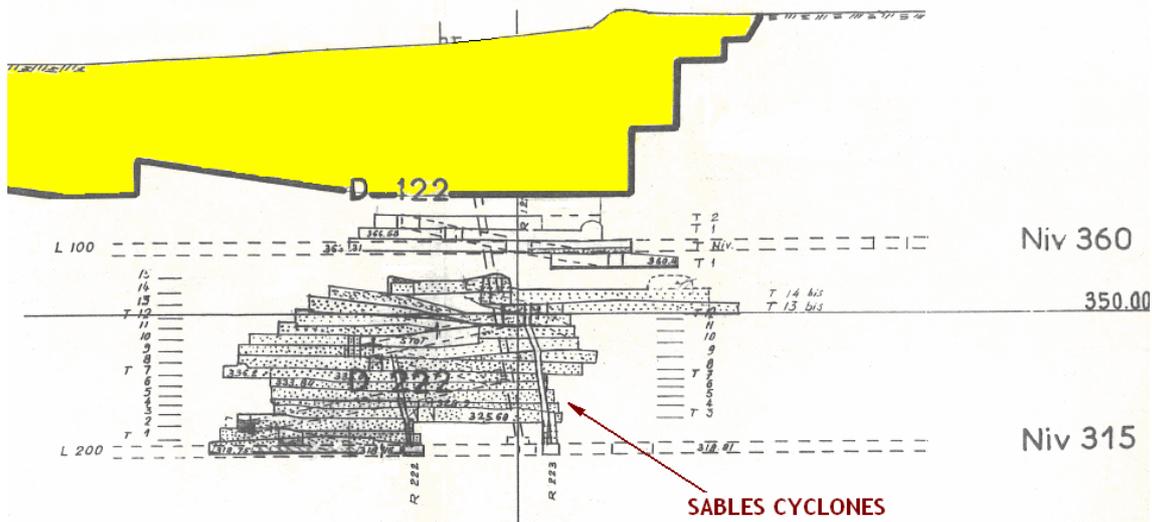


Figure 3-4 : Coupe NO-SE de la MCO 122 - Emplacement des sables de remblayage hydraulique au niveau du chantier D222 (d'après l'étude d'impact AREVA NC 1987 [3])

Depuis l'arrêt de tout pompage en octobre 1996, les eaux souterraines ont noyé une grande partie des ouvrages. L'ensemble est drainé par deux galeries arrivant à la surface au nord-est des excavations, toutes les deux à l'altitude de 360 m. Aux pertes de charge près, dépendant de la perméabilité des remblaiements et des différents obstacles pouvant entraver le libre écoulement des eaux, c'est donc à ce niveau que s'établit aujourd'hui la cote de l'eau dans l'ensemble du système excavé. L'une des galeries (B100) a pour rôle de récupérer les eaux de ruissellement de la MCO, tandis que l'autre (descenderie BD200) est reliée aux travaux souterrains. Les eaux collectées par les deux galeries, ainsi que celles récupérées au pied de la verse à stériles V105 et celles en provenance du site de Montmassacrot, sont regroupées en amont de la station de traitement des eaux du site. Selon les caractéristiques respectives des différents écoulements collectés et les exigences réglementaires, soit l'ensemble, soit une partie seulement des eaux est traité. Ainsi jusqu'à récemment les eaux issues de la B100, de la verse V105 mais aussi de Montmassacrot étaient directement rendues au milieu naturel dans le ruisseau des Petites Magnelles après passage dans les 3 bassins de décantation (voir détails au § 3.3.4.1).

Le fonctionnement résultant de la configuration souterraine et des circulations d'eaux majeures décrites ci-avant est représenté de façon schématique sur la Figure 3-5 L'IRSN note que ce fonctionnement repose sur un principe de maîtrise et de contrôle des écoulements susceptibles de venir en contact avec les résidus et les TMS. Il se distingue en cela d'un principe de confinement total qui serait fondé sur la mise en place de barrières étanches et la prévention de tout écoulement.

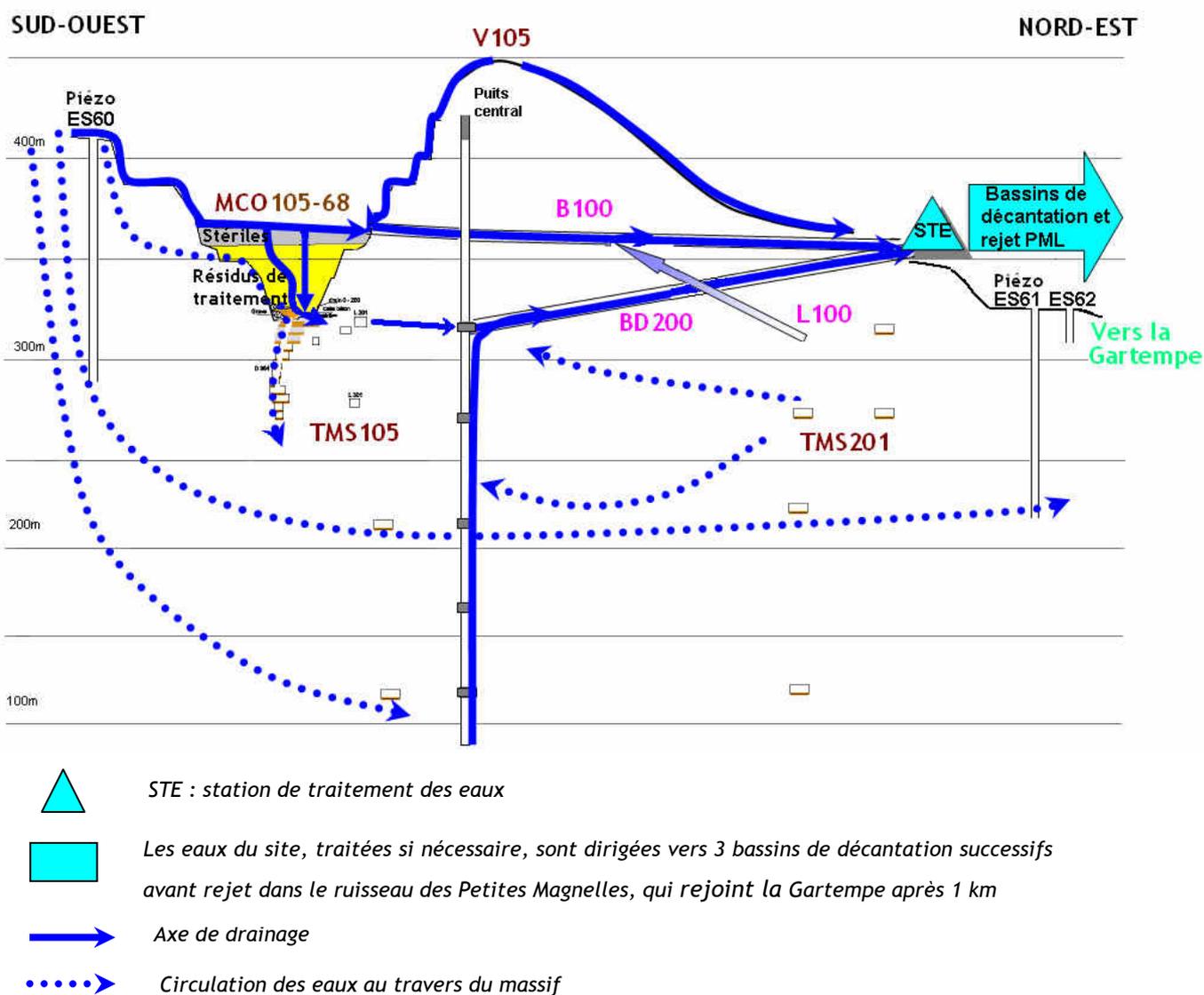


Figure 3-5 : Coupe schématique NE-SO du site de Bellezane - Principaux axes de drainage et de circulation des eaux

3.3.2.2 Les conditions à remplir pour un fonctionnement efficace

A ce stade, l'IRSN souligne que compte tenu des spécificités décrites précédemment, l'efficacité du dispositif implique en premier lieu l'efficacité de la collecte des écoulements potentiels via les TMS et les galeries auxquels les MCO 105-68 sont reliées. Après collecte des eaux la maîtrise des impacts implique l'efficacité du dispositif de contrôle et de traitement.

Pour ce qui concerne l'efficacité de la collecte des écoulements, deux conditions sont nécessaires à remplir : le drainage efficace des TMS par la galerie BD200 et le drainage efficace des MCO 105-68 par les TMS.

Pour ce qui concerne le drainage des TMS par la galerie BD200, les propriétés de perméabilité des différentes galeries et cavités, selon leur état de remplissage, sont pour l'IRSN déterminantes. L'étude des plans des travaux miniers souterrains montre comment les différents quartiers MCO 201, MCO 105-68, et TMS sont connectés entre eux et par l'intermédiaire des liaisons fond/jour. Le maintien de ces connexions et liaisons est nécessaire pour assurer la continuité de la cote hydraulique à 360 m, à la base de l'efficacité du drainage. Cela conduit à s'interroger sur l'occurrence d'évènements susceptibles de casser cette continuité hydraulique et ainsi d'isoler une partie du système. L'IRSN note que, d'après les documents transmis et analysés, les galeries de TMS ne sont pas comblées. Cependant dans le dossier relatif à la fermeture du site [7], il est spécifié que l'intersection des liaisons fond/jour avec les galeries était comblée avec une grave ciment. Il peut également subsister des murs en parpaings qui étaient mis en place pour la gestion de la ventilation. Ces obstacles pourraient localement obstruer les galeries, et donc isoler hydrauliquement des secteurs de TMS les uns des autres. La mise en charge des secteurs concernés peut favoriser la création de court-circuit au travers du massif, à la faveur par exemple du recoupement de zones de plus grande perméabilité (failles, lamprophyres, microgranites) (cf. § 3.3.1).

Un descriptif des opérations de fermeture effectivement réalisées serait un plus dans la démonstration de l'efficacité du système de maîtrise des impacts du stockage par la voie eau. A défaut, l'IRSN souligne l'intérêt de disposer de mesures piézométriques dans les ouvrages souterrains eux-mêmes. Dans le cadre de la présente expertise, la discussion engagée sur ce point a conduit AREVA NC à rechercher d'anciens ouvrages verticaux recoupant les TMS (cf. § 3.2.1.3). Trois nouveaux accès aux TMS ont ainsi été retrouvés et visités lors de la mission sur site du 12 septembre 2006. L'un, équipé en piézomètre, se trouve à l'ouest de la MCO 201, et les deux autres autour du puits principal. A la précision près de leur nivellement (effectué de façon sommaire pour les mesures communiquées dans le cadre de l'expertise), ils indiquent des cotes proches de celles de la BD200 à son exutoire (360 m). Cette information tend à confirmer l'efficacité du drainage des TMS et l'absence d'obstacle majeur à l'écoulement des eaux. Selon l'IRSN, une mesure plus rigoureuse apparaît toutefois indispensable afin d'asseoir un peu mieux l'estimation de la performance du système de confinement dynamique. Au-delà, **l'IRSN recommande de prévoir l'intégration des ouvrages au réseau de surveillance piézométrique du site, une fois ceux-ci correctement nivelés et équipés.**

Pour ce qui concerne le drainage des MCO 105-68 par les TMS, l'IRSN note qu'il repose principalement sur l'existence de forages verticaux réalisés au travers de la dalle aménagée au fond de la MCO 105 pour permettre l'essorage des résidus (sondages d'évacuation mentionnés dans le BDE). L'efficacité du drainage est ainsi conditionnée, au moins en partie, par l'absence de colmatage de ces forages et, de façon plus générale, par la facilité avec laquelle les eaux circulant au sein du stockage, y compris la MCO 68, vont pouvoir s'écouler vers les TMS situés sous la MCO 105.

La vérification que cette condition est bien remplie nécessite selon l'IRSN la mise en place de mesures complémentaires, par exemple au travers du suivi des niveaux d'eau au sein même du stockage. **Pour permettre une appréciation correcte des relations hydrauliques entre le réservoir constitué par les résidus et les TMS, l'IRSN considère que le suivi piézométrique devrait a minima intégrer une mesure dans les résidus de la MCO 68, au moins une mesure dans les résidus de la MCO 105, mais également une mesure dans la couche de stériles mise en place en fond de fosse, au dessus de la dalle béton.**

3.3.3 PERFORMANCE DU SYSTEME SELON L'ETUDE BURGEAP

3.3.3.1 Remarques préliminaires et enjeux

La partie hydrogéologique du rapport du BURGEAP [15] a été établie afin de donner les éléments d'appréciations pour la faisabilité d'un stockage sur la MCO 105 de sédiments de curages de certains lacs et retenues d'eaux ainsi que des boues issues de stations de traitement d'eaux d'exhaure minière. Les objectifs recherchés étaient de connaître le fonctionnement actuel du site, d'analyser l'impact de l'exploitation minière et d'analyser le projet de stockage en regard des dispositions déjà prises lors du réaménagement du site.

L'enjeu du rapport est ainsi de vérifier que tous les flux d'eau ayant transité à proximité ou au travers de la MCO 105, et par là même au travers des sédiments de curage et des boues de station devant être nouvellement déposés, sont collectés par les galeries d'exhaure B100 et BD200.

La vérification de l'efficacité du dispositif est abordée au travers de l'établissement d'un modèle descriptif et quantitatif des écoulements qui intègre les perturbations liées aux cavités et galeries dans leur contexte hydrogéologique. Pour atteindre cet objectif avec le moins d'incertitude possible, il est nécessaire de disposer de la meilleure connaissance possible sur la pluviométrie, la partie infiltrée, les aires d'alimentation du système, les points de sortie de l'eau, la répartition des charges hydrauliques dans le milieu, les répartitions de flux d'eau et de matières transitant dans le système, etc.

Dans tout milieu naturel l'ensemble de ces données n'est que partiellement disponible et induit une incertitude. C'est tout particulièrement le cas en milieu granitique, par nature discontinu où, même dans le cadre de travaux de recherches, ces informations sont toujours parcellaires. Cette difficulté est clairement indiquée dans le rapport du BURGEAP à propos de la pertinence de représenter une surface piézométrique dans ce type de milieu.

L'alternative est de tenter d'intégrer au mieux l'ensemble des données disponibles, et en particulier d'établir des bilans de flux d'eau et de matière et de les inscrire dans un modèle le plus cohérent possible. La confiance dans la démonstration est d'autant mieux établie que cette

cohérence est respectée dans des configurations hydrogéologiques très différentes. Par exemple, le modèle doit rester robuste tant en phase d'exploitation de l'installation, qu'en phase d'ennoyage ou après le retour à un nouvel état d'équilibre.

C'est cette voie qu'adopte le rapport du BURGEAP [15]. Son contenu s'articule autour de :

- l'établissement des parts d'eau infiltrées, ruisselées, sur les verses et les MCO du secteur ;
- l'analyse des flux d'exhaure par les galeries B100 et BD200 ;
- la prise en compte des concentrations mesurées dans ces eaux ;
- les réactions de piézométrie et de composition chimique de la nappe et dans les eaux de sources.

Sur la base de ces différents éléments, le rapport tente finalement d'estimer un débit de fuite faute de ne pouvoir l'écarter. Ce sont ces différents aspects qui sont abordés successivement dans les paragraphes ci-après.

3.3.3.2 Bilan hydrologique : infiltration, pluie efficace et ruissellement

3.3.3.2.1 Contenu du rapport BURGEAP

La distribution des flux d'eaux entre infiltration, ruissellement, évaporation, etc. proposé dans le rapport BURGEAP [15], repose sur les quantifications par modélisations globales des flux de ruissellement et d'infiltration effectuées par le BRGM et le CREGU à l'occasion d'études précédentes. Ces quantifications ont été établies à partir des données de stations pluviométriques Météo France installées à Saint Sylvestre et à Limoges. Elles sont ramenées à la situation locale à partir de données pluviométriques acquises à la station DDE de Bessines sur Gartempe.

Les résultats des modèles hydrologiques correspondants, et en particulier la valeur d'infiltration de 230 mm.an^{-1} retenue, sont utilisés pour déterminer l'extension des bassins d'alimentation des différentes installations (BD200, B100 et V105) de la zone.

L'évolution du débit de la verse V105 est analysée en deux composantes : l'une correspondant à un débit de base de l'ordre de $1 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$, et l'autre au débit total de $2,5 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$. Il en est déduit par différence un débit infiltré, puis il est calculé une surface de bassin versant à partir de l'estimation de l'infiltration moyenne de 230 mm.an^{-1} . Il vient une surface de l'ordre de 5,7 ha.

Un raisonnement similaire est tenu pour l'exhaure de la galerie BD200. Trois termes sont pris en compte : les flux provenant de la MCO105-68, ceux provenant du massif exploité, et ceux drainés par les galeries des TMS. Les flux d'infiltration au travers de la MCO sont calculés à partir de l'estimation de sa surface et du flux d'infiltration globale comme pour le cas de la verse V105. Le débit ainsi obtenu est de l'ordre de $3 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$. Un calcul indépendant basé sur la perméabilité de la couverture de la MCO, connue au mieux à un ordre de grandeur près, conduit à une valeur de débit

comparable compte tenu du degré de précision associé (également un ordre de grandeur près). La contribution du massif est quant à elle estimée égale au débit de base du drainage observé, c'est-à-dire $14 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Par différence, le débit passant au travers de l'ensemble du système est évalué à $27 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ et, en utilisant encore le flux d'infiltration moyen $230 \text{ mm} \cdot \text{an}^{-1}$, la surface d'alimentation est estimée à 103 ha.

Le débit de la B100 est analysé de la même manière en trois termes : un débit de ruissellement sur la MCO 105-68, un débit provenant du drainage de la nappe dont la cote est supposée par endroit supérieure aux 360 m théoriques, et un débit provenant de l'infiltration au travers des altérites. Les considérations de surface, de débits moyens globaux infiltrés ou ruisselés, conduisent aux estimations des différentes composantes du système drainées par la galerie et à une surface de bassin versant.

Par superposition, le bassin versant alimentant le site minier dans son ensemble est estimé à 120 ha.

3.3.3.2 Commentaires de l'IRSN

L'IRSN considère que la tentative de bilan proposée est pertinente mais compte tenu des hypothèses utilisées, ne peut espérer fournir que des évaluations approximatives. C'est notamment le cas en ce qui concerne les estimations de surface pour la définition des bassins d'alimentation ou encore pour la détermination de l'infiltration au travers de la couverture de la MCO.

Les termes d'infiltration ou de ruissellement proviennent en effet de modèles globaux dont les résultats sont directement transposés au site sans démonstration claire de leur applicabilité aux domaines particuliers considérés. Il apparaît en particulier délicat d'accepter sans vérification préalable que les relations moyennes établies à l'échelle de bassins versants de taille significative sont directement applicables à une verse ou à la surface de la couverture de la MCO 105-68. Cette hypothèse de transposition conduit à des évaluations assorties d'incertitudes importantes pouvant être largement supérieures à 10 %. Ce degré de précision conditionne évidemment de façon importante la capacité du bilan à mettre en évidence et à quantifier un éventuel débit de fuites estimé par le BURGEAP à 0,5% du débit total transitant dans le système.

3.3.3.3 Débits des eaux en sortie des galeries B100 et BD200

3.3.3.3.1 Contenu du rapport BURGEAP

Le chapitre dédié du rapport [15] propose l'analyse et la quantification des différents termes du bilan hydrique du système constitué des MCO 105-68 et des TMS. Ce bilan inclut aussi les flux collectés sur la verse 105 (V105) et ceux venant de Montmassacrot (MMT).

Les débits mesurés pour les trois écoulements mentionnés précédemment sont rapportés en donnant des valeurs hebdomadaires minimum et maximum, ainsi que les moyennes sur une période de trois années (2003-2006). Une information sur les temps de réponse à la pluie est également donnée.

Ces débits sont très différenciés suivant leur origine. Ainsi la collecte de la verse 105 présente-t-elle un débit variant entre $0,9 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ - débit d'étiage - et un maximum de $17 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ avec une moyenne à $2,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ et un temps de réaction de 1 à 2 semaines entre les pluies et les pointes de débits observées. Les débits d'étiage de B100 et BD200 sont respectivement de 2 et $14 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, les maxima de 60 et $250 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, avec un temps de réaction quasi instantané aux précipitations. Les débits moyennés sur la période sont de $9,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ pour B100 et $44 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ pour BD200.

Le débit d'étiage de la BD200 ($14 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) est interprété comme résultant du drainage du massif par l'ensemble des ouvrages souterrains. Ces $14 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ sont en effet proches des $15 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, calculés dans le rapport du BURGEAP [15] en appliquant la solution de Dupuit sur la base du rabattement actuel observé ($\approx 26 \text{ m}$) et d'une estimation de la perméabilité du massif.

Les débits d'étiage observés sur B100 sont interprétés comme résultant du drainage de la partie du massif située au dessus de la galerie. Il est aussi posé comme hypothèse, à partir du rapport des débits et des temps de réaction, qu'il existe une communication entre les deux ouvrages (B100 et BD200), au moins en périodes de forte pluviométrie. Celle-ci s'établirait à la faveur des anciens puits reliant les différents travaux souterrains qui, même rebouchés, constitueraient encore des liaisons hydrauliques avec la partie supérieure des TMS.

3.3.3.3.2 Commentaires de l'IRSN

L'IRSN note que l'analyse des débits semble conforter le schéma hydraulique global de fonctionnement de l'ensemble des galeries et excavations réalisées dans le massif. Elle ne permet cependant pas de faire une distinction nette entre les différents cheminements possibles de l'eau dans le système. C'est en particulier ce que suggère la corrélation observée entre les débits de la B100 et ceux de la BD200. L'hypothèse qui a la faveur du rapport est qu'en période de recharge intense, une partie des flux de ruissellement issus de la B100 est captée par la BD200. Cette hypothèse est fondée sur le léger décalage des pointes de débits observées pendant ces périodes. L'IRSN note que cette interprétation revient à négliger l'incidence de la mise en charge du système par ses affleurements au travers des surfaces de MCO et en particulier de la MCO 105 elle-même directement connectée aux travaux miniers. Cette mise en charge est elle aussi susceptible de provoquer, avec un décalage, une augmentation du débit.

Pour ce qui concerne le débit d'étiage de la B100, l'IRSN note que les $2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ sont attribués à des eaux de TMS dans le tableau 15 du rapport BURGEAP alors qu'il n'y est pas du tout fait référence dans le texte correspondant du rapport (paragraphe 4.1 p. 24) [15]. Il y a là une contradiction apparente, la B100 étant dans un cas considérée drainée par les TMS, dans l'autre drainante.

Ce point mériterait éclaircissement. Il souligne en tout cas les incertitudes associées à l'interprétation des débits mesurés en sortie de B100. Ces incertitudes justifient l'intérêt, déjà évoqué au § 3.3.2, de disposer de mesures piézométriques d'une part dans les TMS, d'autre part dans la MCO 105-68, afin de conforter la compréhension des écoulements d'eau au sein du système.

3.3.3.4 Chimie des eaux en sortie des galeries B100 et BD200

3.3.3.4.1 Contenu du rapport BURGEAP

Les analyses en radium et uranium disponibles pour la B100 sur la période correspondant aux mesures de débits [2003-2006] sont en réalité effectuées sur des eaux résultant d'un mélange des débits collectés par la B100, le drain en pied de verse V105 et la canalisation en provenance de Montmassacrot (MMT). Le pH du mélange est légèrement acide entre 5 et 6, et les teneurs en radium 226 et en uranium sont respectivement aux alentours de 0,5 Bq.L⁻¹ et 0,4 mg.L⁻¹ pour la phase dissoute.

Les valeurs rapportées pour B100 ne comprennent pas les sulfates et sont moins complètes que celles indiquées pour BD200.

Les valeurs reportées comme « BD200 » dans le rapport BURGEAP portent sur une période allant de 1994 à 2003 ou 2006 suivant le paramètre ; pour la période 1993-2002, il s'agit en fait des valeurs mesurées sur le mélange de la totalité des eaux arrivant au traitement, ces valeurs correspondent effectivement à l'eau issue de la BD200 à partir de mars 2003 seulement.

Les informations résumées dans le rapport [15] sur les caractéristiques des eaux de la BD200 sont fournies sous forme d'un tableau qui donne le pH, les teneurs en radium 226 et uranium de la phase dissoute ainsi que les sulfates, avant et après traitement, et d'un graphe en fonction du temps pour les sulfates. Seules les concentrations avant traitement apportent de l'information sur le fonctionnement du système hydrogéologique : le radium 226 évolue entre 0,5 et 2,0 Bq.L⁻¹ et l'uranium 238 entre 0,5 et 4 mg.L⁻¹. La plage de variation de la concentration en sulfates est de 350 à 1 100 mg.L⁻¹. Le pH n'est pas déterminé sur l'eau non traitée.

Seule l'évolution temporelle des sulfates est fournie dans le rapport. La tendance souligne, après une période de fluctuations en exploitation, et lors des différentes étapes d'ennoyage, une baisse régulière vers une concentration de l'ordre de 350 mg.L⁻¹ vers l'année 2003.

D'une manière générale, pour les différents paramètres suivis, les valeurs obtenues en sortie de BD200 sont supérieures à celles mesurées en sortie de B100. Ce constat qui indique un enrichissement plus important en radium, uranium et sulfates des eaux évacuées par la BD200 est attribué à l'acidité des eaux et à l'existence de circulations d'eau plus importantes au sein du massif à la faveur des perturbations du massif provoquée par les tirs de mines.

3.3.3.4.2 Commentaires de l'IRSN

L'IRSN considère que les informations relatives au suivi de la chimie des eaux drainées par les galeries B100 et BD200 et l'interprétation qui en est faite sont très parcellaires et ne permettent pas de proposer de schéma interprétatif sur le fonctionnement du système.

Le manque de données conduit ainsi BURGEAP à fonder l'établissement d'un bilan de masse du système sur des concentrations mesurées sur d'autres sites que celui de Bellezane, tout au moins pour ce qui concerne les eaux de TMS. L'IRSN note pourtant que des concentrations en sulfates et radium, ont été mesurées dans la galerie L100 (galerie qui relie les quartiers souterrains exploités dans le secteur de la MCO 201 à la galerie B100) et en B100 près de l'embranchement B100-L100. Ces données sont rapportées dans le rapport qui décrit le dossier de réaménagement du site de 1994 [6]. Elles ne sont pas reprises dans l'étude BURGEAP qui recourt à des données ponctuelles acquises sur un autre site de la région (niveau 185 des TMS de Margnac) pour établir le bilan de masse qualitatif associé aux écoulements collectés par les galeries B100 et BD200 (cf. Tableaux 13 et 14 du rapport [15]). L'IRSN note toutefois que ces données sont proches de celles mentionnées au § 3.3.4.1.2 acquises sur le site de Bellezane.

Comme cela a été souligné lors des discussions techniques engagées avec certains membres du GEP, l'interprétation des données géochimiques reste très sommaire et mériterait d'être davantage développée. Les variations des qualités d'eau au cours des différentes étapes d'envoyage des mines peuvent en effet constituer une information potentiellement importante pour valider la connaissance du fonctionnement du système. Une analyse plus approfondie a été réalisée en ce sens par l'IRSN à partir des données de surveillance transmises par AREVA NC dans le cadre de la présente expertise [2] ; elle est proposée de manière succincte au § 3.3.4.1.

3.3.3.5 Suivi piézométrique

3.3.3.5.1 Contenu du rapport BURGEAP

Le rapport BURGEAP [15] rappelle sommairement l'historique des rabattements liés à l'exploitation du site et décrit le réseau de surveillance des eaux souterraines défini à l'issue de l'étude hydrogéologique ANTEA 1994 [5].

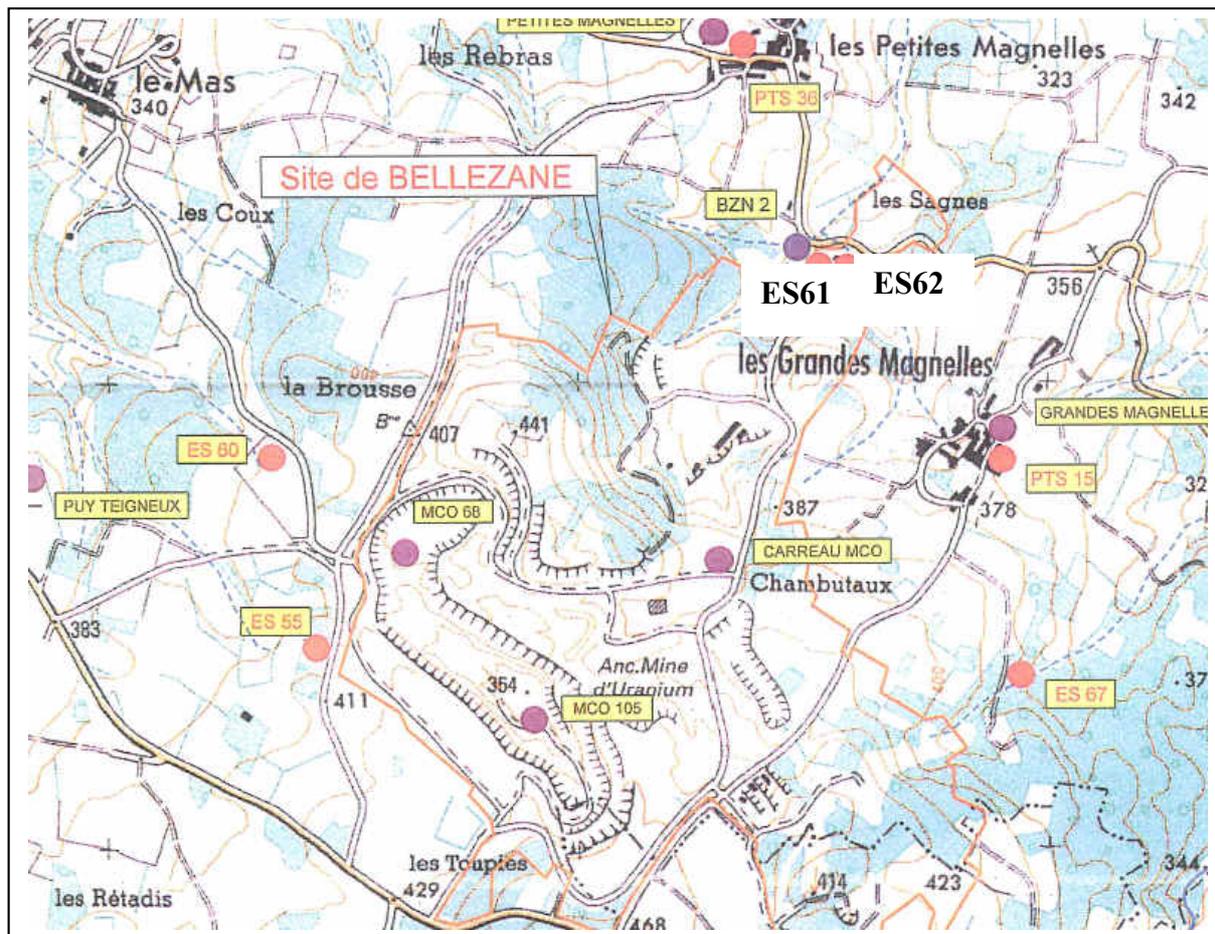
Pour ce qui concerne la piézométrie, la surveillance repose sur 3 piézomètres ES60, 61 et 62 forés en 1993 par AREVA NC pour suivre les principaux axes d'écoulement naturel de la nappe :

- Piézomètre ES60 : situé au NO de la MCO 68, à une profondeur de 100m dans le granite, dans le prolongement d'une faille recoupant le site ;
- Piézomètre ES61 : situé au NE du site, à une profondeur de 100m dans le granite, dans le prolongement d'un filon de lamprophyre recoupant le site ;
- Piézomètre ES62 : situé au NE du site à une dizaine de mètres du précédent, sa profondeur est de 16m dans la nappe d'arène.

Pour ce qui concerne la chimie de l'eau souterraine, la surveillance repose sur l'analyse de prélèvements effectués à partir :

- des piézomètres mentionnés précédemment : ES60, ES61, ES62 ;
- de puits fermiers : PTS15, ES36, ES55 (profondeurs respectives : 4, 8 et 6 mètres);
- et d'une source : ES67.

La situation de ces points de surveillance des eaux souterraines apparaît sur la Figure 3-6.



Echelle : 10cm = 1,6km

Figure 3-6 : Points de surveillance des eaux autour du site de Bellezane (d'après AREVA NC octobre 2005 [14])

Le rapport BURGEAP [15] souligne à nouveau les difficultés d'interprétation liées à la représentativité des mesures piézométriques en milieu granitique discontinu. Les seules indications fournies sur les directions d'écoulement sont de ce fait celles concernant les formations superficielles. Elles sont décrites comme étant orientées vers les différents thalwegs. Le rôle potentiel des failles, fractures et filons est brièvement rappelé.

Il est précisé que la comparaison entre les trois piézomètres de la zone est rendue délicate du fait de défauts d'étanchéité des cimentations mise en place pour isoler la partie superficielle de la partie profonde. Entre ES60 et le couple ES61/ES62, les différences de réponse piézométrique sont marquantes. Les temps de réactions sont ainsi de quelques jours pour le couple ES61/62, et d'une semaine ou deux pour ES60. L'amplitude de variation est de quelques dizaines de cm pour ES61/ES62, et de 3 m pour ES60.

Il n'est pas noté d'influence de l'arrêt de l'exploitation sur les hauteurs d'eau aux différents points de surveillance, que ce soient les piézomètres ou les puits fermiers. Le débit de la source ES67 n'est pas mesuré.

3.3.3.5.2 Commentaires de l'IRSN

L'IRSN rejoint le rapport BURGEAP [15] sur la non pertinence de tracer une carte piézométrique. Dans le cas particulier du site, cela tient toutefois autant à la rareté des données disponibles qu'au caractère granitique du milieu. Il serait en effet possible de s'intéresser à la partie superficielle d'une part, et à la partie profonde d'autre part. Les programmes à mettre en place seraient cependant conséquents, surtout pour la partie profonde pour laquelle il faudrait disposer d'une image tridimensionnelle de la fracturation productrice puis l'équiper de piézomètres.

Bien que l'exploitation des données disponibles ne permette pas de constater d'influence notable de l'arrêt de l'exploitation, l'IRSN note qu'elle conduit à mettre en évidence des évolutions qui méritent un effort d'interprétation complémentaire. C'est en particulier le cas des niveaux mesurés sur les piézomètres ES61 et ES62. Ces deux piézomètres, destinés pour l'un au suivi de la nappe d'arènes, pour l'autre au suivi des eaux profondes, manifestent en effet un comportement identique, après avoir cependant connu des évolutions relativement découplées jusqu'en novembre 1995.

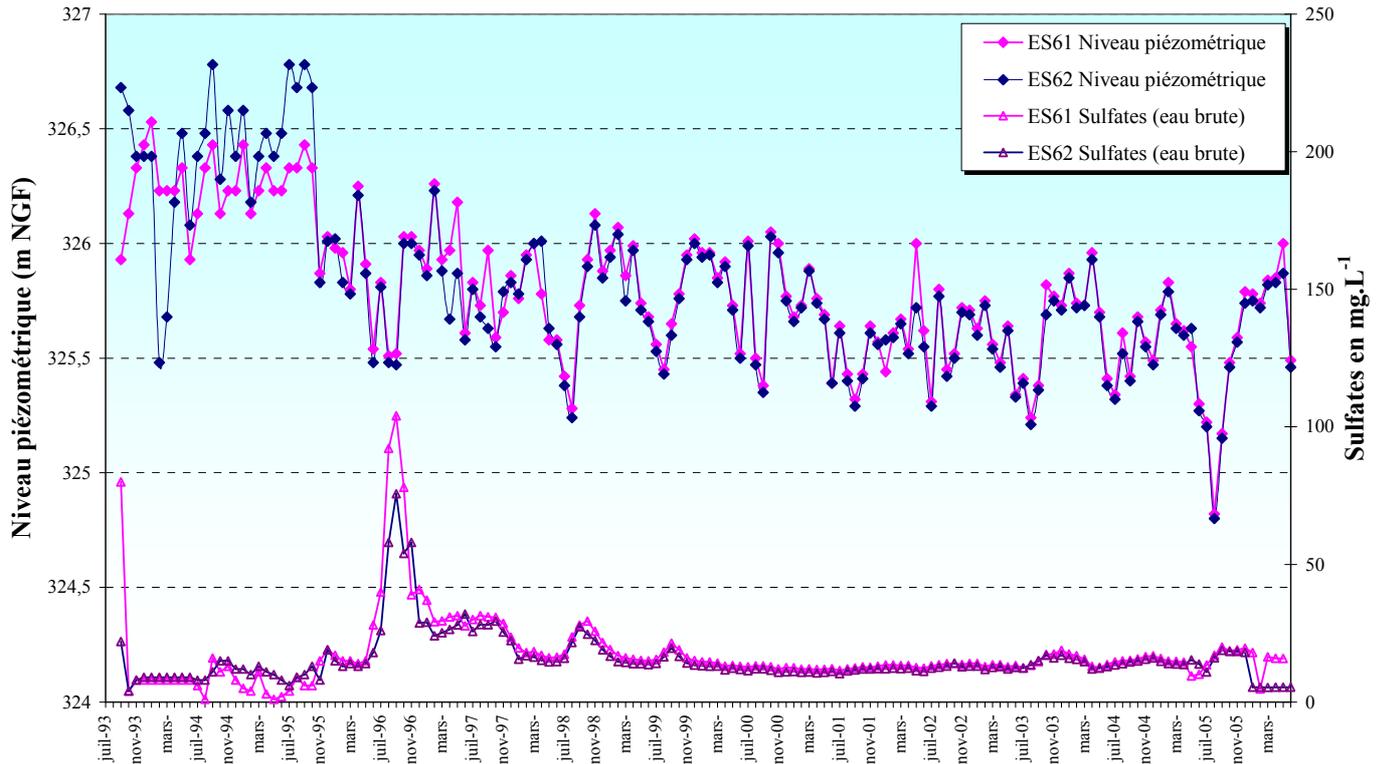


Figure 3-7 : Niveau piézométrique en perspective avec la teneur en sulfates de l'eau des piézomètres ES61 et ES62

Comme le montre la Figure 3-7, établie par l'IRSN sur la base des données détaillées de surveillance transmises par AREVA NC [2], les piézomètres ES61 et 62 ont non seulement des niveaux très proches mais sont également identiques du point de vue de leur chimie. C'est tout du moins le cas depuis 1995, les piézomètres présentant jusque là des comportements plus différenciés. Les divers échanges établis entre l'IRSN, certains membres du GEP et AREVA NC ont permis de progresser dans la compréhension de ces particularités notables.

Ainsi l'instruction a permis de relier pour partie la différence de comportement constatée depuis 1995 à la révision du protocole de prélèvement à dater de novembre de cette même année. Les prélèvements et relevés des piézomètres qui étaient réalisés sans pompage avant cette date, l'ont été ensuite après vidange préalable.

Pour ce qui concerne la forte similitude de comportement et de chimie, elle traduit clairement pour l'IRSN l'existence d'une communication directe entre la partie aquifère d'arènes et la partie plus profonde du granite. Cette communication peut résulter, soit du défaut d'étanchéité de l'espace annulaire du forage, soit d'une mise en relation de la partie basse du piézomètre et de la nappe d'arènes via le réseau de lamprophyres. Le résultat d'une diagraphie neutron

effectuée sur le piézomètre 61 fait en effet apparaître vers 50 m de profondeur un signal qui peut être attribuée au recoupement d'une faille ou d'un filon de lamprophyres.

L'IRSN considère cette information importante, d'une part parce qu'elle permet de mieux interpréter les mesures disponibles, d'autre part car elle offre l'opportunité d'étudier la qualité des eaux circulant dans le réseau de lamprophyre. Comme indiqué au § 3.3.1, les lamprophyres constituent en effet l'un des chemins préférentiels par lesquels des eaux ayant été en contact avec les résidus peuvent échapper au système de collecte et de traitement (notion de fuites évoquée au § 3.3.3.2 et au § 3.3.3.7).

Du point de vue des évolutions tendancielle, l'IRSN note que les piézomètres ES61 et ES62 voient leur niveau régulièrement baisser depuis la modification de comportement évoquée précédemment et intervenue en novembre 1995. Cette tendance se distingue de celle constatée sur le piézomètre ES60 qui a lui, un comportement classique pour le type de formation aquifère concerné. L'évolution du niveau mesuré sur ES60 est ainsi marquée par une alternance caractéristique de périodes de recharge et de baisses progressives du niveau jusqu'à atteindre des conditions d'étiage. Cette alternance est peu perturbée par les évolutions de la pluviométrie d'une année sur l'autre. Celles-ci se caractérisent par des précipitations relativement faibles et globalement en décroissance depuis janvier 1996, à l'exception d'un épisode de pluviométrie abondante observé de 1999 à 2001. Les variations d'infiltration globale qui en découlent, non perceptibles sur ES60, pourraient être à l'origine de la tendance à la baisse du niveau constaté sur les piézomètres ES61 et 62.

En conclusion des points précédents, l'IRSN recommande de vérifier l'origine des eaux prélevées depuis le piézomètre ES61 (eaux d'arène, eaux profondes). Dans la mesure où il est établi que le piézomètre recoupe effectivement un filon de lamprophyre, l'IRSN recommande par ailleurs d'étudier sa productivité et d'effectuer si possible un prélèvement et une analyse de ses eaux.

3.3.3.6 Suivi de la chimie des eaux souterraines

3.3.3.6.1 Contenu du rapport BURGEAP

Comme indiqué précédemment, la surveillance de la qualité des eaux souterraines s'effectue depuis les piézomètres ES60, ES61, ES62, les puits fermiers PTS15, ES36, ES55 et la source ES67. Les chroniques de mesures disponibles concernent, pour l'essentiel, les teneurs en radium 226, en uranium et en sulfates ainsi que le pH.

Pour ce qui concerne les piézomètres et les eaux souterraines, l'uranium est toujours inférieur à la limite de détection des mesures effectuées, celle-ci était de 0,10 mg.L⁻¹ pour l'uranium élémentaire jusqu'en 1999, puis a été abaissée progressivement à 0,050 mg.L⁻¹ en 2000-2002, puis 0,010 mg.L⁻¹ en 2002-2005 ; en 2006 celle-ci est de 1 µg.L⁻¹. D'après les données de surveillance

d'AREVA NC [2], les niveaux 2006 en uranium sont de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le couple ES61-ES62 et de $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour ES60. Pour les autres eaux souterraines contrôlées, les niveaux actuels en uranium sont de $3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (PTS15, ES36 et source 67) et de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le puits ES55.

Pour le radium 226 et les sulfates, les comportements sont assez contrastés et non nécessairement synchrones. Par exemple, ES61 et ES62 connaissent un pic en sulfates en août 96, alors qu'aucune évolution notable n'est observée en ES60. Pour le radium 226, un pic marqué (activité de $1,7 \text{ Bq.L}^{-1}$) est mis en évidence en décembre 95 pour le piézomètre ES60, alors que rien n'apparaît en ES61 et ES62 ; cette activité est à associer à la présence de matières en suspension, dont l'activité est de $9,0 \text{ Bq.L}^{-1}$ sur cet échantillon. Les activités actuelles pour le radium 226 se situent autour de $0,35 \text{ Bq.L}^{-1}$ pour ES60, $0,14 \text{ Bq.L}^{-1}$ pour ES61, $0,20 \text{ Bq.L}^{-1}$ pour ES62 dans la phase dissoute, les activités pour la phase particulaire sont inférieures.

En revanche, le pH évolue de la même manière dans les trois piézomètres, tout du moins à partir de la mise en place du nouveau protocole de prélèvement en novembre 1995. Depuis cette date, la concentration en sulfates diminue dans ES61 et ES62 jusqu'à la valeur moyenne actuelle de $10\text{-}20 \text{ mg.L}^{-1}$; elle augmente vers 20 mg.L^{-1} dans ES60 depuis janvier 1996 et tend à se stabiliser vers cette valeur. Les principales observations précédentes sont illustrées sur la Figure 3-8 et la Figure 3-9 qui présentent l'évolution des teneurs, respectivement en radium 226 et en sulfates, mesurées sur les 3 piézomètres ES60, 61 et 62. Les figures ont été établies à partir des données de surveillance transmises par AREVA NC dans le cadre de l'expertise [2].

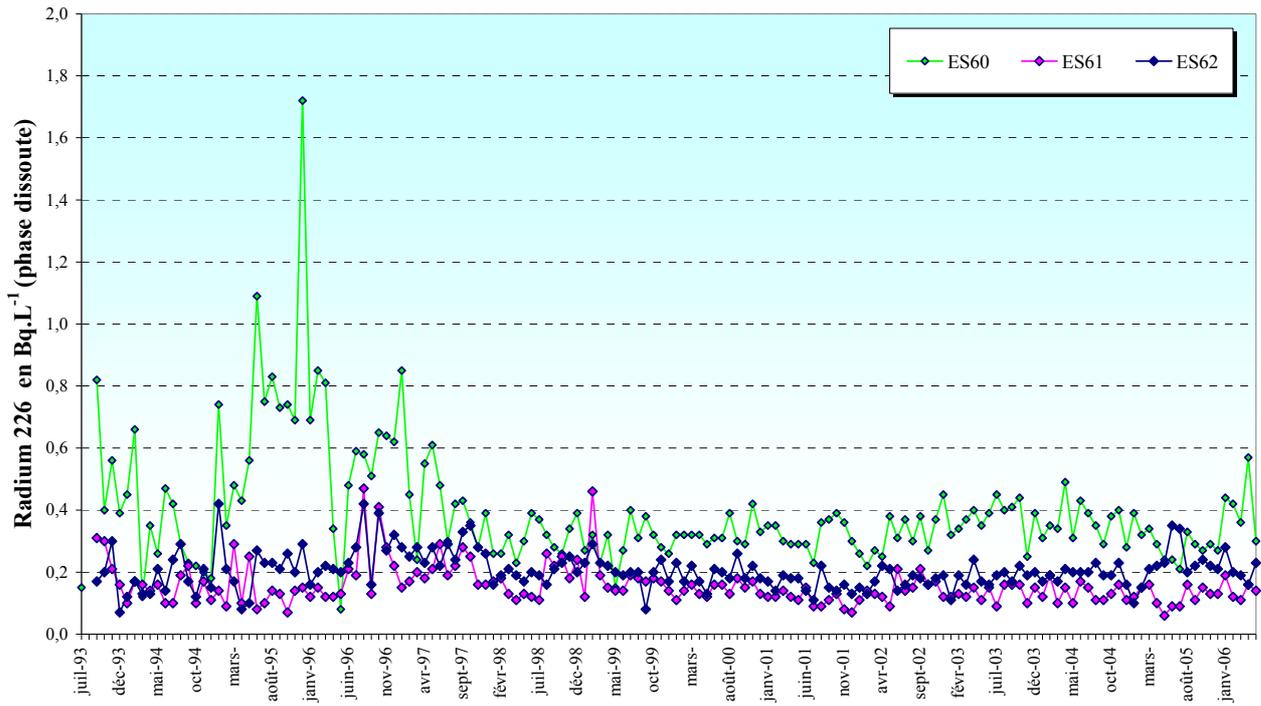


Figure 3-8 : Activité en radium 226 de l'eau des piézomètres ES60, ES61 et ES62 (phase dissoute)

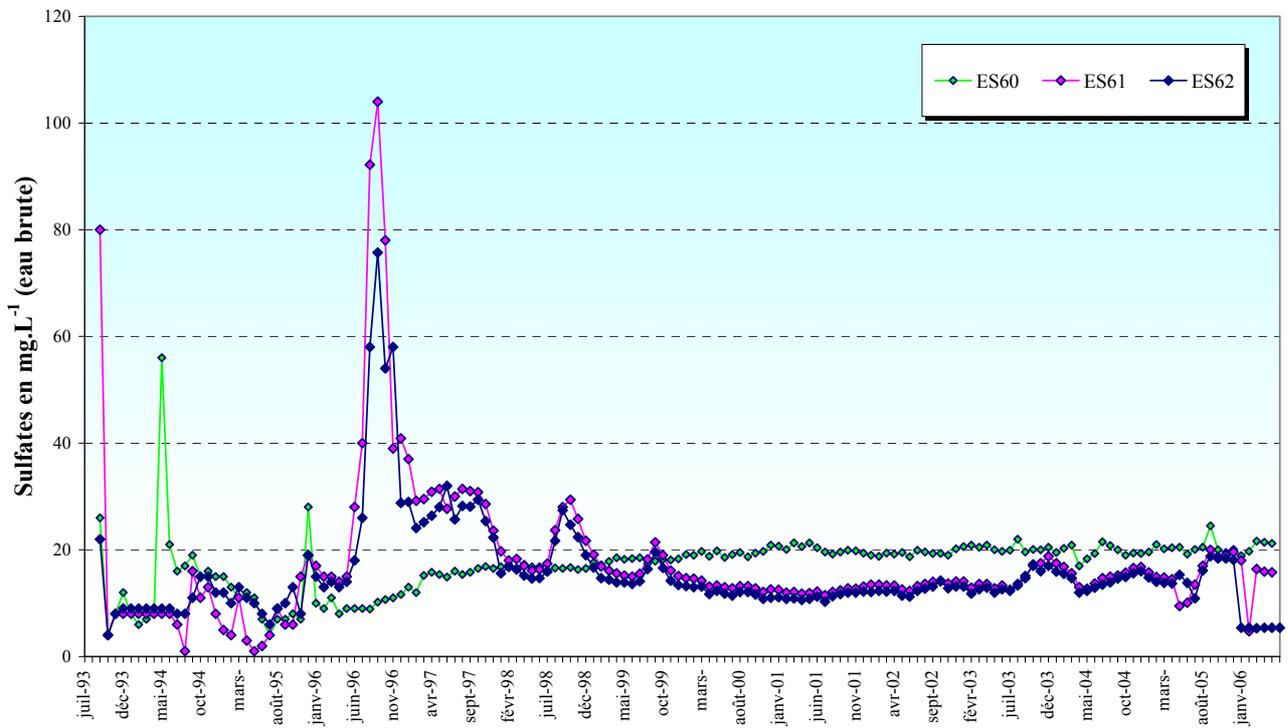


Figure 3-9 : Teneur en sulfates de l'eau des piézomètres ES60, ES61 et ES62

Les points de surveillance associés aux puits fermiers correspondent à des prélèvements à faible profondeur (profondeur inférieure à 10 mètres). Ils peuvent ainsi être considérés comme représentatifs du même niveau aquifère que le piézomètre ES62, implanté lui aussi dans l'arène superficielle. Les puits PTS15 (village des Grandes Magnelles) et ES36 (village des Petites Magnelles) sont situés en aval de la MCO 105-68 et réagissent en première approche comme ES62, avec des valeurs en sulfates comprises entre 20 et 30 mg.L⁻¹, aucun pic particulier n'a cependant été observé dans ces eaux fin 1996. Le puits ES55, positionné au sud-ouest de la MCO105 au village des Toupies, présente une concentration en sulfates notablement plus faible (5 mg.L⁻¹). L'activité en radium 226 mesurée sur l'eau du puits 36 situé dans le village des petites Magnelles est en moyenne de 0,15 Bq.L⁻¹, du même ordre de grandeur que celle mesurée en ES62 (0,20 Bq.L⁻¹). L'activité en radium 226 pour les autres puits est inférieure : 0,07 Bq.L⁻¹ pour le puits PTS 15 et 0,05 Bq.L⁻¹ pour le puits ES55.

Pour le point ES67, source échantillonnée en aval des MCO 201 et 120, elles-mêmes en communication avec des TMS, la teneur en sulfates augmente régulièrement depuis mars 1997, et semble se stabiliser aux alentours d'une valeur moyenne de 400 mg.L⁻¹, avec des fluctuations saisonnières comprises entre 300 et 500 mg.L⁻¹.

La tendance précédente est illustrée par la Figure 3-10 qui présente les principaux résultats obtenus depuis 1996 pour les teneurs en sulfates mais également pour les activités en radium 226.

Les eaux s'écoulant de la source ES67 rejoignent le ruisseau de Belzanes au niveau du moulin de Lotte, au nord-est du site. Le contrôle mensuel de l'eau de la source ES67 a été entrepris à la suite des recommandations de l'étude hydrogéologique ANTEA 1994 [5].

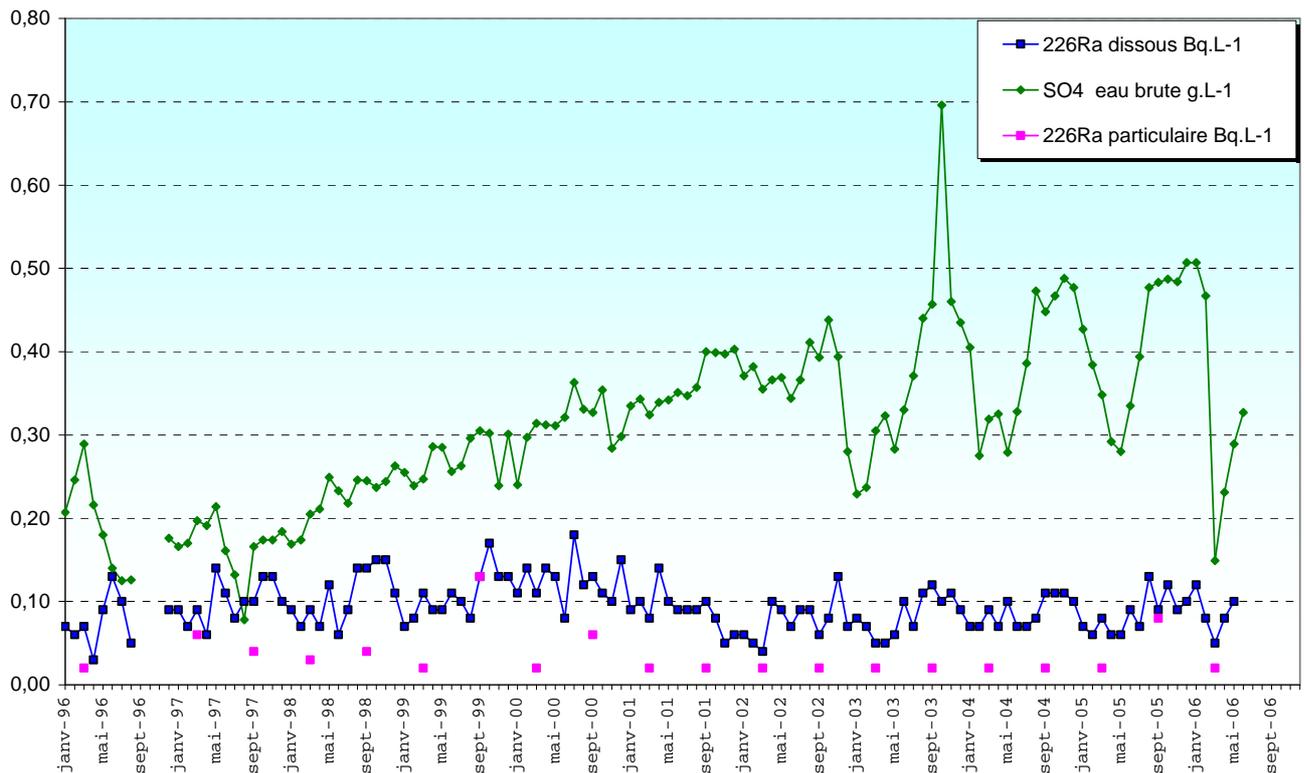


Figure 3-10 : Activité du radium 226 dans la phase dissoute et dans les MES de l'eau de la source 67 et teneur en sulfates

3.3.3.6.2 Commentaires de l'IRSN

Commentaire général

D'une manière générale, les concentrations en sulfates et radium 226 mesurées sur les divers piézomètres s'inscrivent difficilement dans une logique unique et ne permettent pas de progresser vers une proposition de schéma hydrogéologique du site. Aucun élément d'analyse n'est d'ailleurs fourni dans ce sens dans l'étude BURGEAP [15]. Cela tient pour partie, une fois de plus, aux difficultés inhérentes aux écoulements en milieu granitique fracturé. Mais, dans le cas particulier étudié, cela tient également aux perturbations hydrodynamiques subies par le site au cours de la période étudiée ainsi qu'à la présence de plusieurs facteurs concomitants susceptibles de modifier les caractéristiques chimiques et radiologiques des eaux.

Pour ce qui concerne les caractéristiques des eaux souterraines et leur évolution dans le temps, l'invasion du milieu par des eaux de surface oxydantes à la faveur de la dépression provoquée par les travaux miniers peut ainsi être responsable d'un phénomène d'acidification associé à l'oxydation de pyrite. Dans ce cas, la présence de pyrite induit à la fois l'acidification du milieu et la présence de sulfates. Mais les sulfates peuvent aussi provenir de la lixiviation des stériles ou d'écoulements d'eau au travers des résidus miniers stockés sur le site.

Selon l'IRSN et en accord avec les membres du GEP avec lesquels cet aspect a été discuté, l'exploitation des données de caractérisation des divers écoulements observés sur et autour du site constitue toutefois un outil adapté pour interpréter l'origine des marquages observés, évaluer l'influence effective des résidus stockés et apprécier l'importance des transferts échappant au dispositif de collecte (notion de fuite). Les données exploitées dans l'étude BURGEAP s'avèrent cependant pour cela insuffisantes. Elles reposent en effet sur un nombre trop limité de paramètres et pour certaines sur l'analyse de prélèvements effectués après mélange d'eaux d'origines multiples.

Selon l'IRSN, la construction d'un modèle de comportement du massif reste toutefois un objectif important pour consolider la connaissance du fonctionnement du site. Cet objectif est indéniablement délicat à atteindre. Sa réalisation passerait par une caractérisation spécifique préalable des différents pôles chimiques des eaux présentes sur le site et la recherche des principaux marqueurs qui peuvent leur être associés. A titre indicatif, les pôles qu'il peut être nécessaire de prendre en compte sont : les eaux de lixiviation des résidus, les eaux issues d'un lessivage de stériles, les eaux caractéristiques des TMS, les eaux souterraines hors influence des travaux (en distinguant le cas échéant les eaux d'arènes et les eaux profondes). La connaissance de ces pôles pourrait servir de base à l'interprétation de résultats obtenus lors de campagnes de prélèvements géochimiques à réaliser sur l'ensemble du secteur potentiellement sous influence. Ce secteur inclut évidemment le bassin versant des Petites Magnelles mais également les autres bassins potentiellement sous influence du site (cf. § 3.3.1 et § 3.3.4.2). Afin de tenir compte des variations saisonnières des régimes d'écoulement, deux campagnes seraient a minima à réaliser, l'une en période de basses eaux, l'autre en période de hautes eaux.

Cas particulier de la source ES67

La charge en sulfates de la source ES67 pourrait laisser suspecter une influence des travaux souterrains et éventuellement du stockage de résidus. Elle peut en cela traduire l'existence d'écoulements échappant au système de collecte et mérite donc, selon l'IRSN, une attention particulière. Aucune teneur ou fluctuation anormale en radium 226 n'est cependant perceptible sur cette eau depuis le début de son contrôle en 1996.

A l'occasion des discussions engagées entre l'IRSN, certains membres du GEP et l'exploitant et à l'occasion de la mission sur site organisée le 12 septembre 2006, plusieurs éléments d'interprétation importants ont été évoqués.

En premier lieu, il apparaît que la source ES67 se forme dans l'emprise même du site, sous l'influence potentielle des écoulements de surface au travers des matériaux laissés sur le site. La source ES67 est ainsi à l'aval des verses de la MCO 201 et récupère selon toute probabilité une partie des eaux ayant transité au travers de stériles.

Un autre élément important est l'altitude de la source. Celle-ci, qui se situe aux environs de 380 m, est supérieure à la cote de drainage des eaux souterraines (360 m). Ce simple constat conduit à écarter l'hypothèse d'une augmentation des teneurs en sulfate imputable aux TMS ou au stockage de résidus.

Au final, les constatations précédentes conduisent plutôt à retenir la présence de verses à stériles comme principale explication à l'évolution des teneurs en sulfates de la source. Cette explication permet de donner une interprétation crédible aux teneurs élevées en sulfates mais également au pH acide des eaux de la source (de l'ordre de 5,0).

Ces diverses caractéristiques des eaux sont globalement compatibles avec celles mesurées sur les écoulements collectés au pied de la verse à stérile de la MCO 201 (cf. Tableau 3-6 au § 3.3.3.4.2). Les valeurs en uranium, et dans une moindre mesure en radium, apparaissent toutefois inférieures à celles qui sont attendues pour des eaux ayant percolé au travers de verses à stériles.

L'activité du radium 226 dans la fraction soluble se maintient autour de $0,10 \text{ Bq.L}^{-1}$. Pour ce qui concerne l'activité de l'uranium 238, peu de données sont disponibles compte tenu des limites de détection associées aux mesures effectuées par AREVA NC. AREVA NC ayant progressivement amélioré ses limites de détection, notamment en 2006, les valeurs les plus récentes obtenues [2] permettent de situer les teneurs actuelles de la source autour de $3 \mu\text{g.L}^{-1}$, soit une activité en uranium 238 de $0,035 \text{ Bq.L}^{-1}$.

D'une manière générale, l'IRSN considère ainsi que la représentativité des mesures est encore sujette à caution compte tenu en particulier des divers réaménagements effectués jusqu'à récemment sur le secteur d'après les informations orales communiquées par AREVA NC. Une appréciation plus fiable de l'origine des marquages constatés au niveau de la source ES67 semble ainsi nécessaire. Elle pourrait être acquise à l'occasion des campagnes géochimiques suggérées ci-avant. Il serait utile, en complément, de connaître l'évolution du débit de la source en fonction des périodes de basses et hautes eaux de la nappe superficielle.

3.3.3.7 Estimation d'un débit de fuite

3.3.3.7.1 Contenu du rapport BURGEAP

Dans le prolongement du bilan des flux d'eau évoqué au § 3.3.3.2 et au § 3.3.3.3, l'analyse présentée dans le rapport BURGEAP conduit à retenir l'hypothèse qu'une partie des eaux ayant transité par le système peut échapper à la collecte opérée par les galeries B100 et BD200. Le rapport tente alors de proposer une estimation chiffrée du débit de fuite correspondant. Le calcul proposé repose sur une perméabilité moyenne du granite égale à celle déterminée lors du test de pompage réalisé sur ES60 ; il retient par ailleurs un gradient hydraulique égal à celui observé entre l'exploitation et les piézomètres ES61 et ES62. Le débit de fuite ainsi estimé est de $0,3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

3.3.3.7.2 Commentaires de l'IRSN

Au vu des caractéristiques du système et des calculs de bilan présentés, l'IRSN considère que l'existence d'un débit de fuite est effectivement probable. Comme déjà indiqué au § 3.3.3.2, il considère toutefois que son importance quantitative est difficile à apprécier avec précision ; la valeur de ce débit de fuite est en effet selon toute vraisemblance inférieure aux marges d'erreurs associées au bilan des flux d'eau au travers du système.

3.3.4 EXPLOITATION DES DONNEES DE SURVEILLANCE

En complément de l'analyse de l'argumentaire développé par le rapport BURGEAP, l'IRSN a fondé son expertise sur l'exploitation des données de surveillance contenues dans le BDE [1], dans le bilan présenté à la DRIRE en 2003 et portant sur six années de surveillance [12] ainsi que dans les fichiers électroniques transmis par AREVA NC [2]. L'exploitation de ces données a conduit à examiner successivement :

- l'évolution des caractéristiques des eaux collectées sur le site lors des diverses phases d'ennoyage des ouvrages miniers ;
- la qualité des eaux contrôlées dans l'environnement, en particulier sur les principaux cours d'eau susceptibles d'être influencés par le site.

L'objectif de cet examen consiste à rechercher une éventuelle incidence du stockage des résidus sur les eaux collectés par les différents ouvrages de drainage ainsi que sur les eaux circulant dans le milieu naturel aux abords du site et à mettre en perspective la question relative aux écoulements échappant au système de collecte et de traitement avec l'appréciation des impacts globaux du site.

3.3.4.1 Eaux collectées et rejetées

3.3.4.1.1 Nature des mesures disponibles

Les données disponibles au travers des historiques de mesures fournis par AREVA NC [2] concernent les eaux transitant par trois points particuliers du réseau de collecte et de rejet. Ces trois points, désignés BZN1, BZN2 et BZN3 par AREVA, correspondent respectivement aux eaux brutes arrivant en entrée de la station de traitement, à l'ensemble des eaux rejetées dans le ruisseau des Petites Magnelles (qu'elles aient subi ou non un traitement, mais toujours une décantation) et enfin aux eaux rejetées vers ce même ruisseau, sans traitement préalable autre qu'une décantation.

L'origine des eaux mesurées aux trois points précédents a évolué à plusieurs reprises au cours de l'historique couvert par les données exploitées par l'IRSN [2]. Les principales étapes ayant marqué ces évolutions sont les suivantes :

- jusqu'en 1996, les eaux brutes arrivant à la station de traitement (BZN1) sont les eaux transitant par la galerie B100, les eaux de pied de verse 105 ainsi que les eaux collectées sur le site de Montmassacrot (qui accueille également un stockage de résidus) et sur le site de Puy

Teigneux. Les eaux en provenance de ces deux sites sont acheminées par des canalisations séparées. Le rejet BZN2 correspond alors au mélange des eaux issues du traitement, des eaux non traitées constituant le mélange BZN3 et des eaux de ruissellement collectées sur la partie nord du site. En l'absence de rejets non traités, il n'existe pas de données correspondant à BZN3.

A la fin de l'exploitation des TMS, le niveau d'eau dans les ouvrages souterrains est maintenu à une cote de 60 m jusqu'en janvier 1992 ; le pompage d'exhaure se fait par niveau et les eaux sont envoyées à la station de traitement. A partir de cette date, consécutivement à l'arrêt des travaux miniers souterrains, le pompage est interrompu pour ramener la cote de l'eau à un niveau de 300 m (atteint fin décembre 1992). Après cette date, le pompage est installé dans le montage M331 et les eaux d'exhaure sont évacuées via la galerie B100 qui regroupe donc l'ensemble des eaux collectées dans les ouvrages souterrains. Compte tenu de l'altitude du débouché de la galerie BD200 (360 m), celle-ci ne draine alors aucun débit notable.

- à partir d'octobre 1996, les eaux dirigées vers la station de traitement (BZN1) comprennent les eaux drainées par les galeries B100 et BD200, les eaux collectées en pied de verse 105 ainsi que les eaux amenées par canalisation depuis les sites de Montmassacrot et Puy Teigneux. Les eaux associées à BZN1 et BZN2 sont identiques à celles de la période précédente¹.

La date d'octobre 1996 correspond à l'arrêt définitif du pompage d'exhaure. Le niveau d'eau remonte alors progressivement jusqu'à la cote 360 correspondant aux débouchés des galeries B100 et BD200 (cote atteinte en avril 1997). Compte tenu de la disposition respective des deux galeries, les eaux collectées par la B100 se limitent principalement aux eaux de ruissellement sur la couverture de stériles mise en place sur le stockage de résidus. Les eaux évacuées par la BD200 sont constituées des eaux drainées par les ouvrages souterrains, y compris les éventuels lixiviats de résidus s'écoulant depuis la base de la MCO 105.

- à partir de mars 2003 et jusqu'à octobre 2006, les seules eaux traitées (BZN1) sont celles transitant par la BD200 qui constitue le rejet le plus important ($44 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Les eaux issues de la galerie B100, de la verse V105 et de Montmassacrot sont dirigées sans traitement vers les bassins de décantation et les données correspondantes enregistrées sous l'intitulé BZN3. BZN2 correspond au mélange des eaux en sortie de la station de traitement, des eaux analysées sous l'intitulé BZN3 et des eaux de ruissellement collectées sur la partie nord du site.

Depuis octobre 2006, suite à l'abaissement de la limite de l'activité du radium 226 à $0,5 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ par arrêté préfectoral du 31 août 2006 [20], les eaux constituant le mélange BZN3 sont à nouveau traitées.

3.3.4.1.2 Analyse des résultats

Les Figure 3-11 à Figure 3-14 montrent l'évolution au cours du temps respectivement, des activités en radium 226, en uranium, de la teneur en sulfates et du pH des eaux analysées par AREVA NC sous

¹ Les eaux de Puy Teigneux sont rejetées directement dans le ruisseau du Mas depuis juillet 2002.

les intitulés BZN1 et BZN3. Les principales étapes de l'ennoyage du site ainsi que les étapes significatives pour l'interprétation des résultats de mesure sont également mentionnées sur les figures. Les chroniques de mesures débutent en janvier 1991, c'est-à-dire quelques mois après le début des dépôts de résidus dans la MCO 105 et un an avant l'arrêt de l'exploitation des TMS. Les résultats correspondant à BZN2 n'apparaissent pas sur les figures qui suivent, leur intérêt étant de montrer l'efficacité globale du traitement et d'analyser le comportement de celui-ci en fonction des paramètres physico-chimiques, ces résultats ne sont pas reportés dans le présent volet de l'expertise.

Les chroniques issues des données transmises par AREVA NC et reportées sur les figures ci-après, ont pu être complétées par des résultats de suivi obtenus par l'exploitant en 1982, 1985 et 1986, c'est-à-dire antérieurement au dépôt des résidus, et conservés dans les archives de l'IRSN [16]. Ils indiquent des activités dans les eaux d'exhaure pompées aux niveaux en cours d'exploitation (de la cote 150 à la cote 60) qui s'établissent à 1,5 Bq.L⁻¹ en moyenne (fluctuations entre 0,33 Bq.L⁻¹ et 4 Bq.L⁻¹) pour le radium 226 et 17 Bq.L⁻¹ en moyenne (fluctuations de 8 Bq.L⁻¹ à 59 Bq.L⁻¹) pour l'uranium 238 pour la phase dissoute.

L'analyse des différentes courbes conduit aux principaux constats suivants :

- d'une manière générale, les évolutions traduisent principalement l'effet du réaménagement et du réennoyage du site. Celui-ci se traduit par une diminution sensible des activités en radium 226, uranium et des teneurs en sulfates des eaux collectées. Pour ce qui concerne, le pH, la valeur actuelle est globalement identique à celle mesurée au début de la période concernée ;
- les tendances générales précédentes s'accompagnent d'évolutions temporaires significatives lors des épisodes de remontée importante de la cote de l'eau. Ces évolutions sont particulièrement marquées pour les activités en uranium qui connaissent deux pics en 1993 et en 1998 à la suite de la remontée des eaux au niveau 300 puis 360 m. L'effet du réennoyage est également notable pour le pH qui diminue jusqu'à passer en-dessous de 6 lors de la remontée des eaux à la cote 300 m puis baisse à 5,5 pendant plusieurs mois au moment du passage à 360 m. Il remonte ensuite progressivement autour de 7, valeur proche de celle constatée en début de chronique.
- la mesure séparée des eaux issues de la galerie BD200 (BZN1) et de celles issues de la galerie B100, de la verse 105 et du site de Montmassacrot (BZN3) met en évidence une différence de caractéristiques assez nette entre ces deux types d'eaux. Les eaux issues de la BD200 sont en effet nettement plus chargées en uranium que les eaux non traitées, regroupées sous l'intitulé BZN3 (10 à 15 Bq.L⁻¹ d'uranium 238 contre environ 5 Bq.L⁻¹) et présentent un pH significativement plus élevé (7 contre 5,5). Les différences en radium 226 sont moins marquées (de l'ordre de 0,75 Bq.L⁻¹ contre environ 0,5 Bq.L⁻¹).

Les constats précédents sont plutôt cohérents avec la connaissance des mécanismes régulant les paramètres des eaux de mines et des eaux de lessivage de versées à stériles. Ces mécanismes sont rappelés dans le chapitre 7 du BDE [1] qui reprend à ce sujet les conclusions de l'étude effectuée par le CREGU en 1997 [9]. Ces mécanismes sont en particulier liés aux processus suivants :

- la bio-oxydation des sulfures (pyrites), responsable de la formation des ions ferriques et de sulfates à l'origine de l'acidité ; elle est favorisée par la température et également par l'attaque des bactéries ;
- l'interaction entre les eaux acides et les matériaux constituant les stériles, les parois des galeries.

Ces processus permettent en particulier d'expliquer les variations de pH, des teneurs en uranium et en sulfates soulignées précédemment, sans devoir invoquer une éventuelle influence des résidus stockés dans les MCO 105 et 68. Cette influence, si elle existe, se retrouve masquée par la contribution apparemment dominante des eaux de TMS et des eaux ayant transité au travers de stériles ; l'exploitation des seules données de suivi s'avère insuffisante pour en apprécier l'importance en particulier compte tenu du mélange d'eaux d'origines multiples.

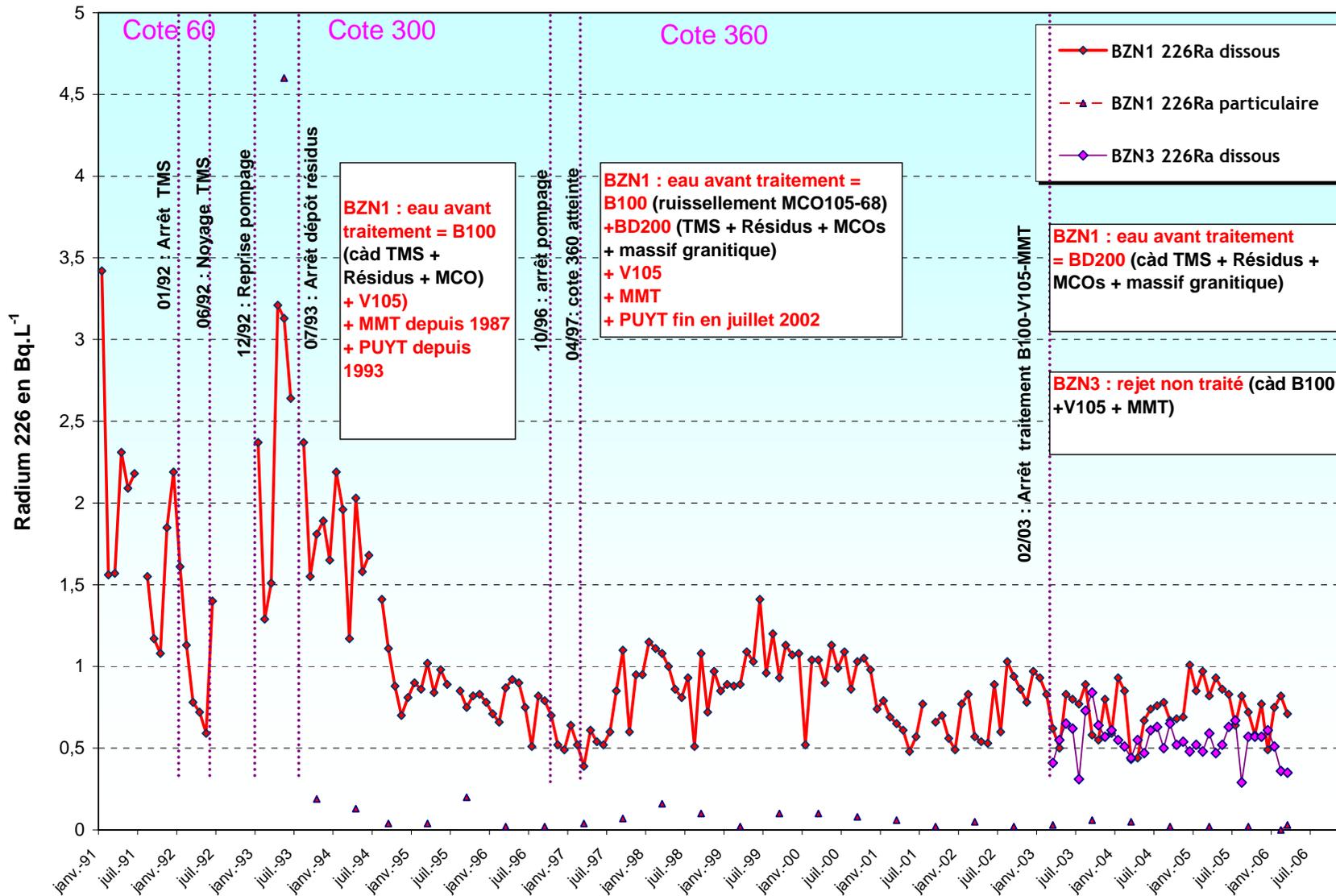


Figure 3-11 : Evolution du radium 226 des eaux non traitées en fonction du niveau d'eau des TMS

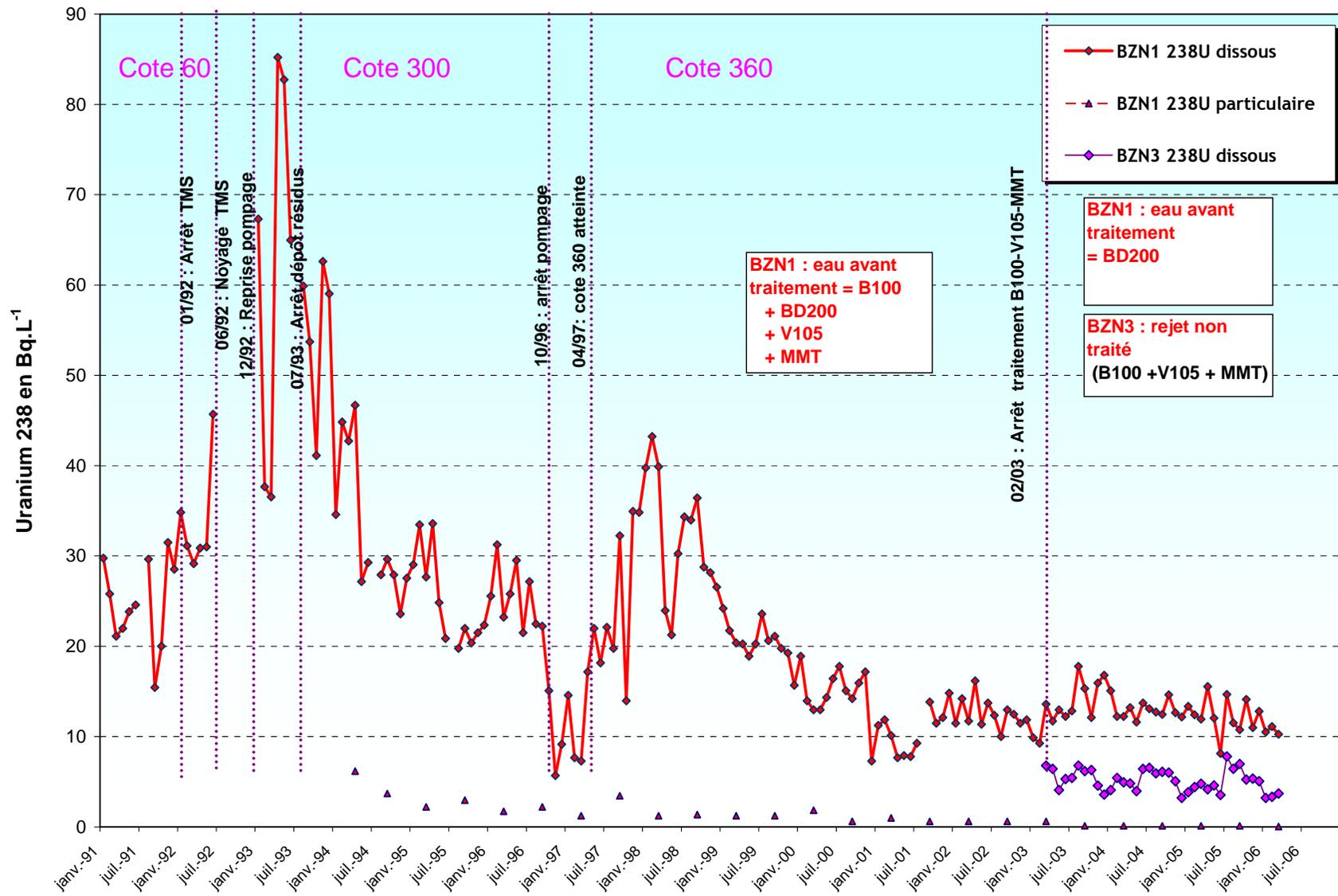


Figure 3-12 : Evolution de l'uranium 238 des eaux non traitées en fonction du niveau d'eau des TMS

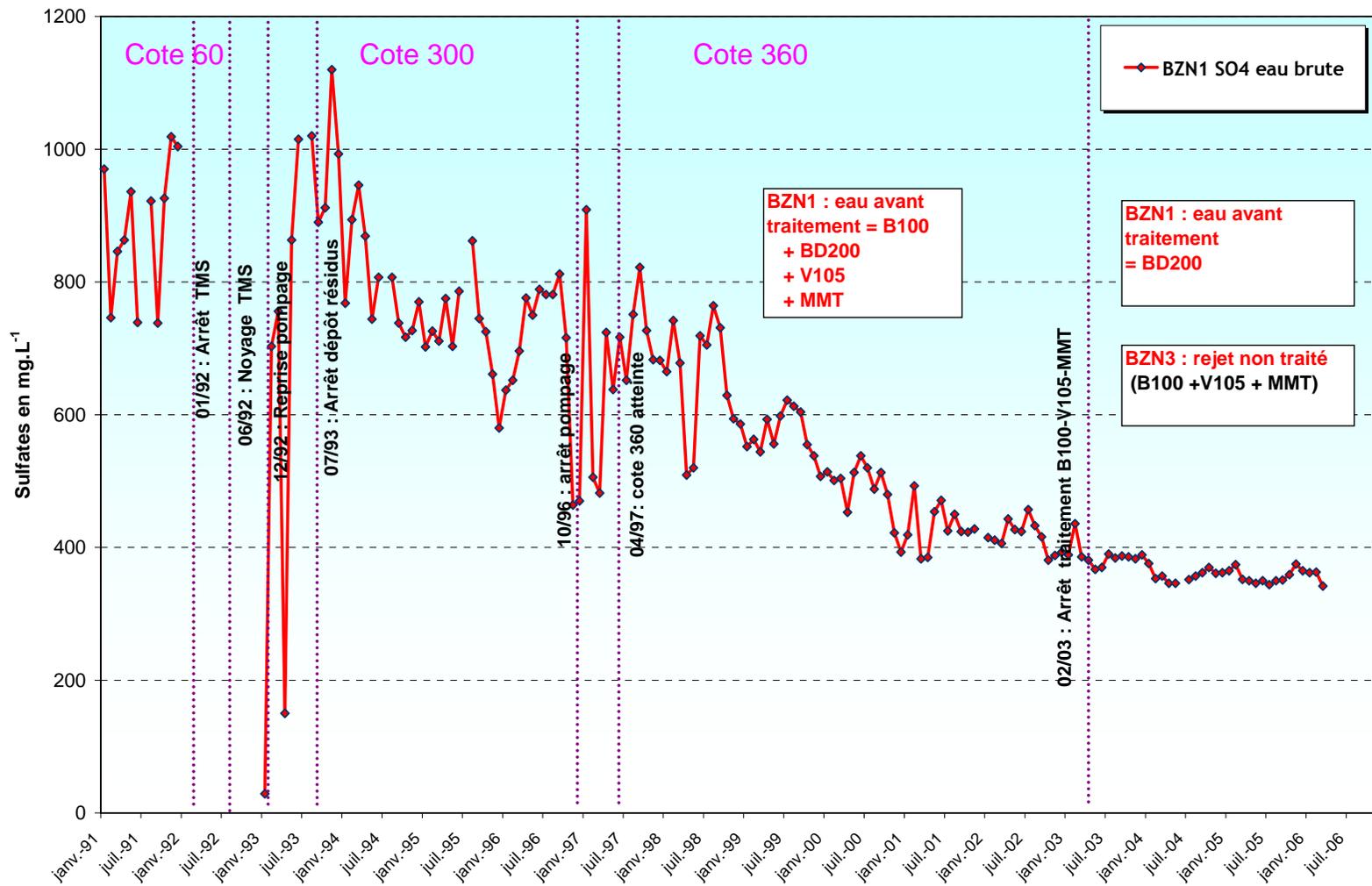


Figure 3-13 : Teneurs en sulfates des eaux non traitées

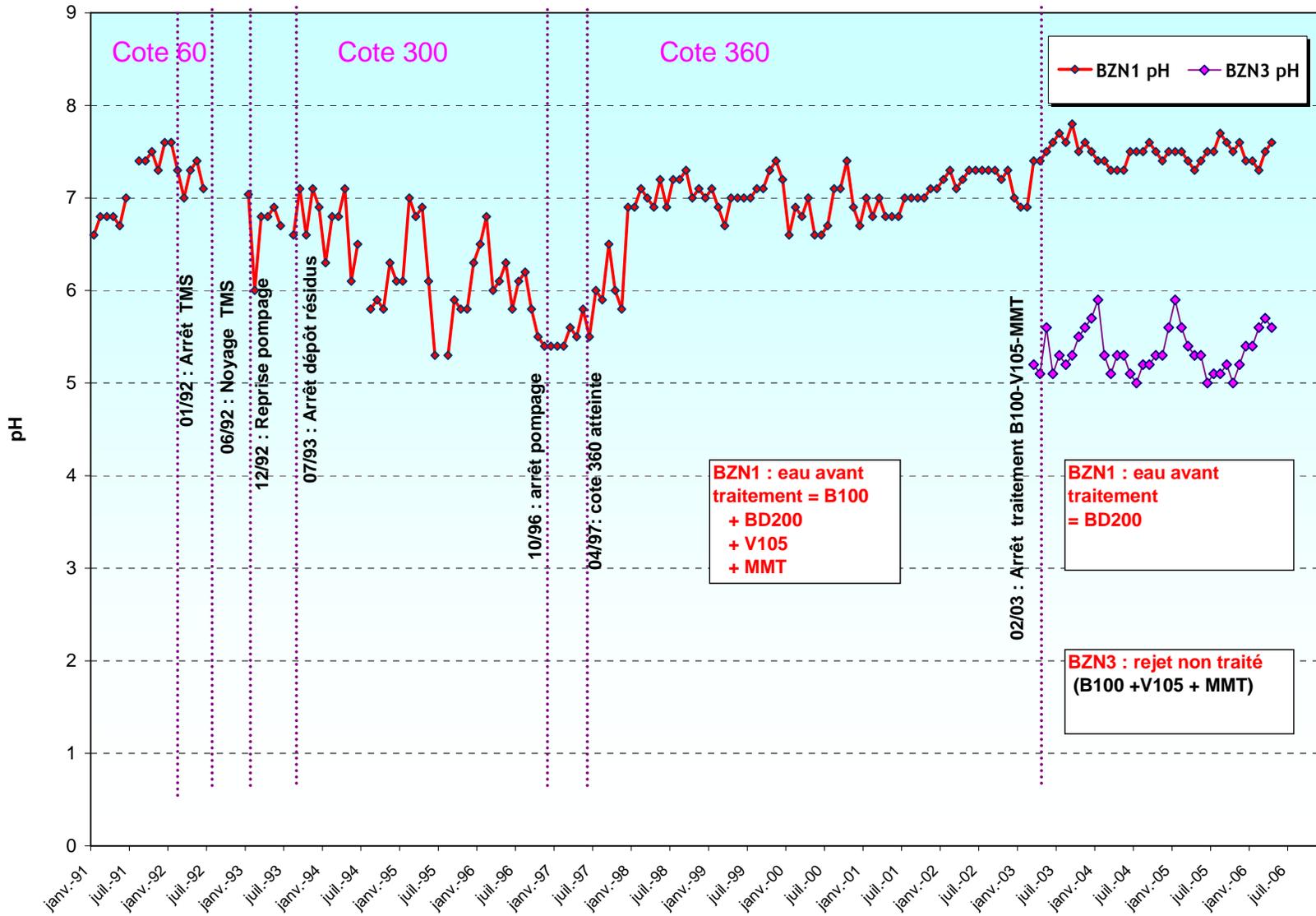


Figure 3-14 : Suivi du pH des eaux du site

En complément des éléments précédents, le Tableau 3-6 présente les résultats d'analyses ponctuelles et différenciées effectuées par AREVA NC [2], [5], [13]. Elles permettent une évaluation plus fine des caractéristiques de certaines eaux, telles que celles provenant de la galerie B100 et de la verse V105. Elles permettent également de confirmer l'existence de types d'eau assez contrastés et amène à s'interroger sur la nature des mélanges expliquant la composition de certaines des eaux analysées.

Les mesures mettent en évidence l'acidité des eaux collectées au pied de la verse à stériles V105 (4,5 en 2002), en sortie de la MCO 201 (3,8 en 2000) et en sortie de la galerie B100 (5,8 en 2002). Il est à noter que ces mesures sont pleinement cohérentes avec celles obtenues lors de la mission commune du GEP et de l'IRSN le 12 septembre 2006. Les valeurs de pH mesurées à cette occasion étaient en effet de 4,77 pour la V105 et de 5,77 pour la B100 ; le pH de la BD200 était de 6,67 et celui de la conduite MMT de 6,55.

Les caractéristiques des eaux de la B100 se démarquent par un pH relativement faible plutôt représentatif d'eaux de verses, des teneurs en uranium moyennes, également compatibles avec ce type d'eaux, mais des teneurs en radium 226 significativement plus élevées que celles observées dans les eaux des verses du site.

Ce constat, même s'il reste un indice ténu, amène à s'interroger sur le drainage éventuel d'eaux marquées par les résidus via la galerie B100. Cette éventualité renforce les interrogations soulevées au § 3.3.3.3 et la recommandation relative au suivi du niveau piézométrique au sein des résidus.

L'examen de ces données conforte également l'utilité de mener une véritable étude géochimique basée sur l'identification préalable des principaux pôles d'eau susceptibles de déterminer les caractéristiques des différents écoulements collectés sur le site et ainsi de mettre en évidence ou d'écarter une influence significative du stockage de résidus.

Il montre également qu'il ne sera pas simple de différencier les eaux ayant été au contact des résidus des eaux d'origine minière (fond de verses et de MCO et galeries souterraines) et qu'il faudra définir avec beaucoup d'attention le choix des paramètres à exploiter pour définir les pôles d'eaux d'intérêt. Il pourrait à ce sujet être utile de recourir à des marqueurs spécifiques des résidus, comme éventuellement le dosage isotopique du soufre et du calcium.

Le pH et la teneur importante en sulfates de l'eau du bassin de verse MCO 201 sont à rapprocher des valeurs de l'eau de la source 67 : 5,0 et 300 mg.L⁻¹. L'IRSN note que les teneurs en sulfates des eaux recueillies en pied de verse (verse 105, verse 201, verse TMS) sont relativement élevées mais variables (valeurs correspondant à des prélèvements ponctuels réalisés à des périodes différentes, ces variations de teneurs sont aussi fonction des temps de contact).

Tableau 3-6 : Analyses séparées des eaux transitant par le site de Bellezane (données AREVA NC [2], [5], [13])

Eau collectée	Dates	pH	²²⁶ Ra phase dissoute Bq.L ⁻¹	²²⁶ Ra MES Bq.L ⁻¹	²³⁸ U phase dissoute Bq.L ⁻¹	²³⁸ U MES Bq.L ⁻¹	Sulfates eau brute mg.L ⁻¹
Conduite de rejet de Montmassacrot	2003-2006 26/02/03	6,86 6,7	0,28 0,58	0,04	2,27 1,61	0,74	749 762
Bassin de pied de verse de la MCO105	29/09/93 Moyenne nov- déc 2002 26/02/03	4,6 4,5 4,4	0,25 0,23 0,31		9,41 8,01 8,15		720 1303
Buse sortie B100	29/09/93 Moyenne nov- déc 2002 26/02/03	4,4 5,8 5,3	0,56 0,60		4,71 2,60		1355 334
Buse sortie BD200	Moyenne nov- déc 2002 26/02/03	6,8 6,6	1,16 0,69		13,89 12,84		 383
Bassin de pied de verse TMS	29/09/93 Moyenne mars 95, juin 96, sept 2005	5,8 6,1	0,21 0,13		4,2 2,93		453
Bassin n° 1 des verses MCO201N	sept-00	3,8	0,33		<0,62		749
Ruissellement SE atelier TMS	nov-96	6,4	0,25		<1,24		107
Ruissellement MCO70	sept-05	6,3	0,20		0,16		

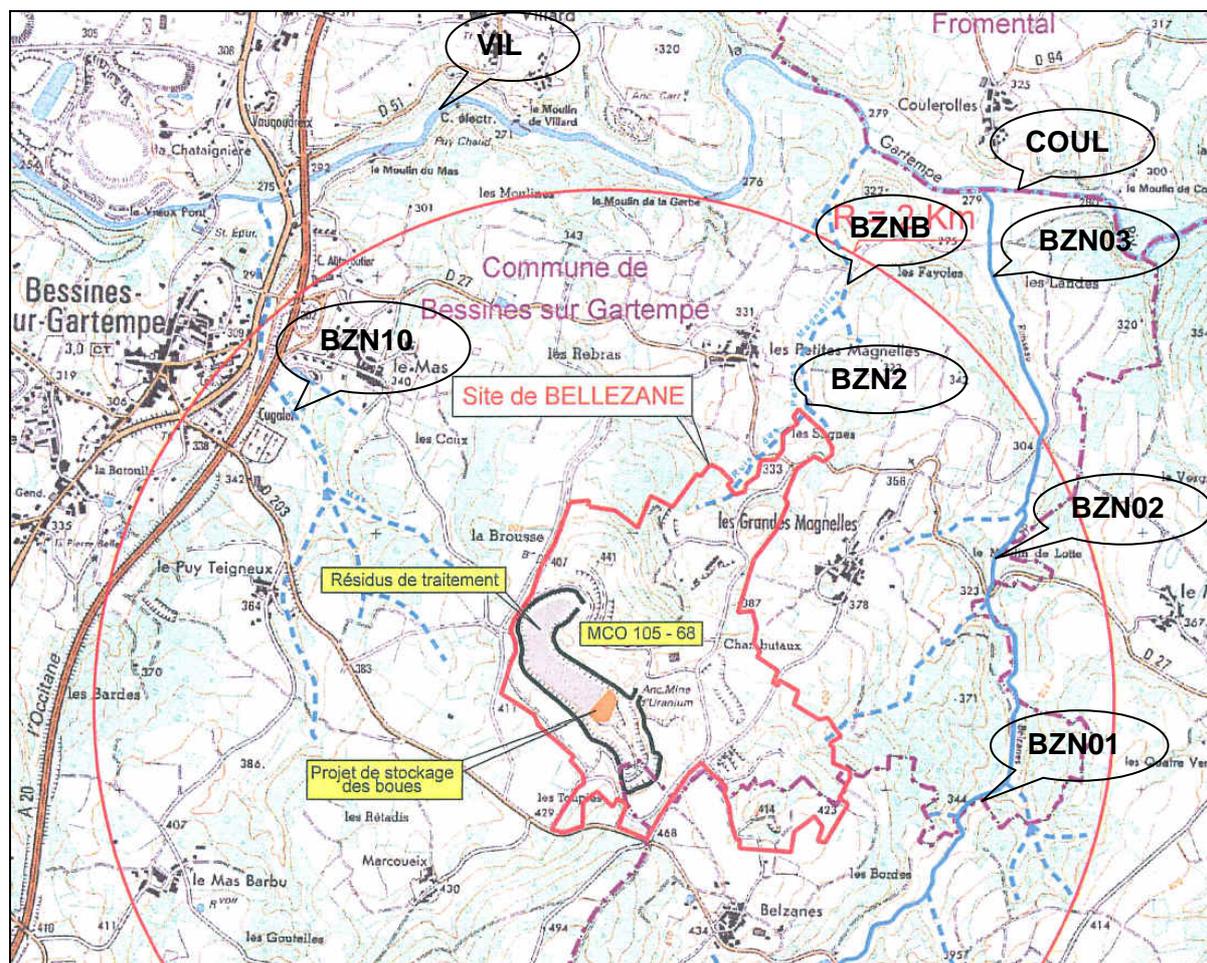
MES : matières en suspension

3.3.4.2 Résultats de surveillance dans l'environnement

Les résultats de surveillance analysés ci-après concernent le ruisseau des Petites Magnelles dans lequel est rejeté l'ensemble des eaux collectées, mais également les divers cours d'eau potentiellement sous influence du site compte tenu de la topographie et de la géologie du secteur (cf. § 3.3.1). C'est en particulier le cas des ruisseaux de Belzanes et du Mas situés en contrebas du stockage de Bellezane.

La Gartempe, rivière qui reçoit les eaux de l'ensemble des ruisseaux précédents et donne donc une information sur l'influence globale du site, est également prise en compte.

Les principaux points de surveillance d'eaux superficielles par AREVA NC, en application de l'arrêté préfectoral du 3 avril 1997 [19], apparaissent sur la Figure 3-15.



Echelle : 10cm = 2,9km

Figure 3-15 : Points de la surveillance des eaux de surface autour du site de Bellezane (d'après AREVA NC [14])

3.3.4.2.1 Le ruisseau des Petites Magnelles

Comme indiqué précédemment, l'ensemble des eaux collectées sur le site de Bellezane est acheminé vers la station de traitement. En fonction de leur qualité, elles y sont traitées ou directement déversées dans les bassins de décantation avant rejet. Le rejet s'effectue dans le ruisseau des Petites Magnelles au nord est du site. Au point de rejet, le débit du ruisseau est du même ordre de grandeur voire inférieur à celui issu du site. Le BDE [1] rappelle que la station de traitement a pris en charge, outre les eaux du site de Bellezane, les eaux du stockage de résidus de Montmassacrot de 1987 à 2003 et celles de l'ancienne MCO de Puy Teigneux de 1993 jusqu'en juin 2002. Les eaux du site de Montmassacrot sont toujours remontées sur Bellezane et rejetées via les

bassins. Le BDE précise que le débit moyen de rejet qui était alors de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ n'est plus que de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ en 2003.

Le ruisseau fait l'objet d'un suivi réglementaire à fréquence mensuelle pour le pH, le radium 226, l'uranium 238 et les sulfates. Les prélèvements sont effectués quelques centaines de mètres en aval du rejet en un point pour lequel le mélange des eaux est considéré complet (BZNB).

Le chapitre 7 du BDE [1] rapporte que le traitement est (ou a été) justifié par la charge en radium 226 de la phase dissoute des eaux de Bellezane et de Montmassacrot (respectivement 0,87 et 0,73 $\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ en moyenne sur la période 1994-2003) et la charge en uranium des eaux de Bellezane (1,65 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en moyenne sur 1994-2003). A dater de mars 2003, l'activité en radium 226 dans les eaux de la B100, de la verse 105 et de Montmassacrot étant inférieure à 0,74 $\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ et la dilution suffisante, le traitement a été suspendu.

Les moyennes annuelles des activités en radium 226 et uranium 238 mentionnées dans le BDE pour la fraction dissoute du rejet BZN2 et le milieu naturel après dilution (BZNB) sont reportées dans le Tableau 3-7. Ce tableau a été complété par les valeurs mesurées dans les Petites Magnelles à l'amont du point de rejet par AREVA NC et figurant dans les fichiers de suivi [2].

Tableau 3-7 : Activités moyennes annuelles en radium 226 et teneurs en uranium 238 dans la phase dissoute du rejet et du milieu récepteur avant et après dilution

Phase dissoute		1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
²²⁶ Ra (Bq.L ⁻¹)	Petites Magnelles amont	0,26	0,05	0,14	0,05						
	Rejet	0,06	0,06	0,08	0,07	0,07	0,07	0,06	0,05	0,04	0,05
	Petites Magnelles aval	0,12	0,11	0,10	0,09	0,12	0,12	0,10	0,09	0,06	0,06
U (mg.L ⁻¹)	Petites Magnelles amont	1,22	0,61	0,82	<0,10						
	Rejet	0,81	0,83	1,02	1,04	0,84	0,63	0,40	0,31	0,43	0,30
	Petites Magnelles aval	0,43	0,40	0,39	0,37	0,49	0,31	0,22	0,18	0,20	0,15

Aucune conclusion n'est tirée par AREVA NC de ces résultats dans le BDE.

La surveillance annuelle de l'eau des Petites Magnelles en amont du rejet a été arrêtée en 1997. De plus, s'agissant d'un contrôle annuel ponctuel, l'influence effective du rejet sur la qualité des eaux du ruisseau des Petites-Magnelles est de ce fait délicate à apprécier. Toutefois, pour ce qui concerne le radium 226, les valeurs obtenues montrent clairement que le ruisseau des Petites Magnelles en aval du rejet présente des activités supérieures à celles mesurées dans le rejet (voir également la Figure 3-16).

Ces résultats montrent clairement l'existence d'une influence du site en amont de ce ruisseau. Ce constat est important à explorer dans l'optique de rechercher l'incidence de rejets diffus en provenance des résidus. Il est renforcé par l'analyse des mesures de pH et de la teneur en sulfates indiquées respectivement sur la Figure 3-17 et la Figure 3-18, toutes deux établies à partir des données de surveillance complètes transmises par AREVA NC [2].

Le pH du ruisseau est en effet légèrement acide alors que le rejet est ramené à un pH neutre à légèrement basique après traitement ; cela est confirmé par les mesures de suivi annuel de 1982 à 1997 dans les Petites Magnelles en amont du rejet, qui indique un pH de 6,5 en moyenne, avec 2 valeurs à 5,0 et 5,9. Les teneurs en sulfates, bien qu'inférieures à celles du

rejet, en sont parfois très proches et fluctuent de manière importante, elles sont en moyenne pour la période 2003-2006 de 270 mg.L^{-1} , soit l'équivalent des 2/3 du rejet. Pour ces deux derniers paramètres, les variations présentent par ailleurs une cyclicité qui semble pouvoir être reliée aux variations pluviométriques. Elles pourraient ainsi être attribuables au lessivage de verses à stériles situées en amont du rejet.

C'est l'interprétation qui est retenue par AREVA NC dans le bilan établi en 2003 [12] et que tendent à confirmer les observations faites lors de la mission sur site effectuée en septembre 2006 par un représentant de l'IRSN et un représentant du GEP. Une éventuelle contribution d'écoulements en provenance du stockage ne peut cependant être définitivement écartée sur la base des seules données disponibles.

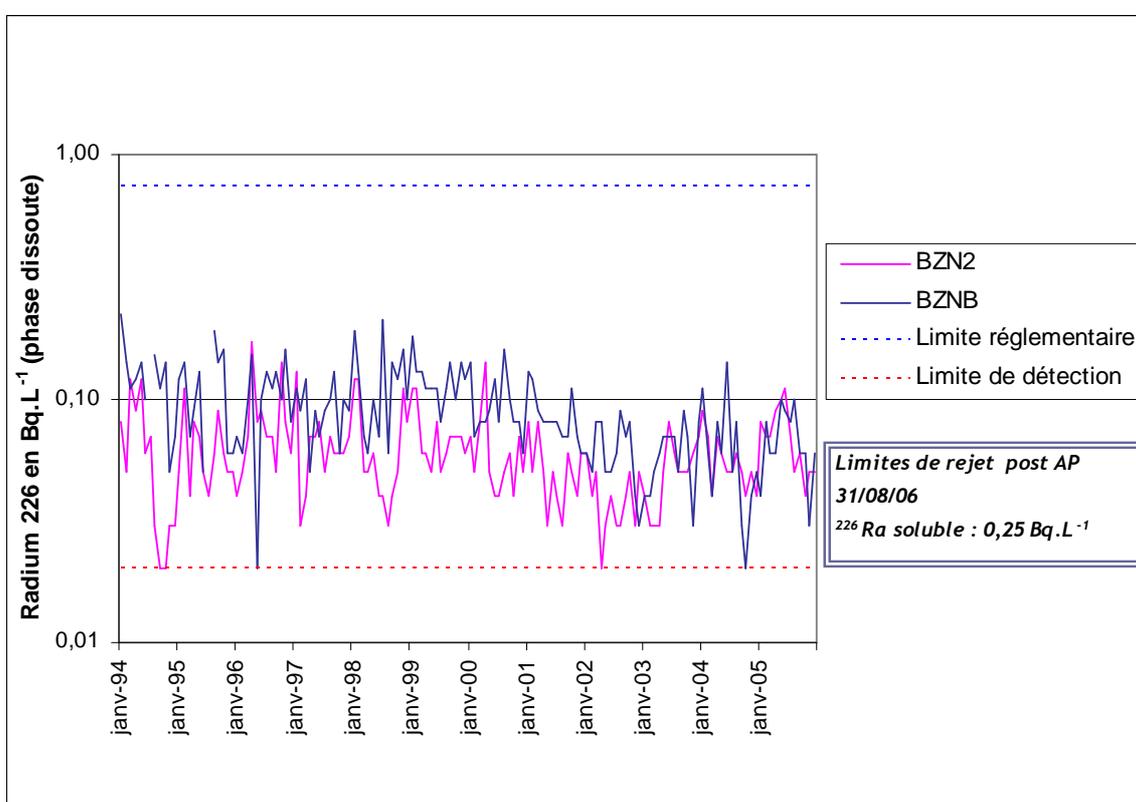


Figure 3-16 : Evolution de l'activité en radium 226 du rejet et du ruisseau des Petites Magnelles en aval du site (phase dissoute)

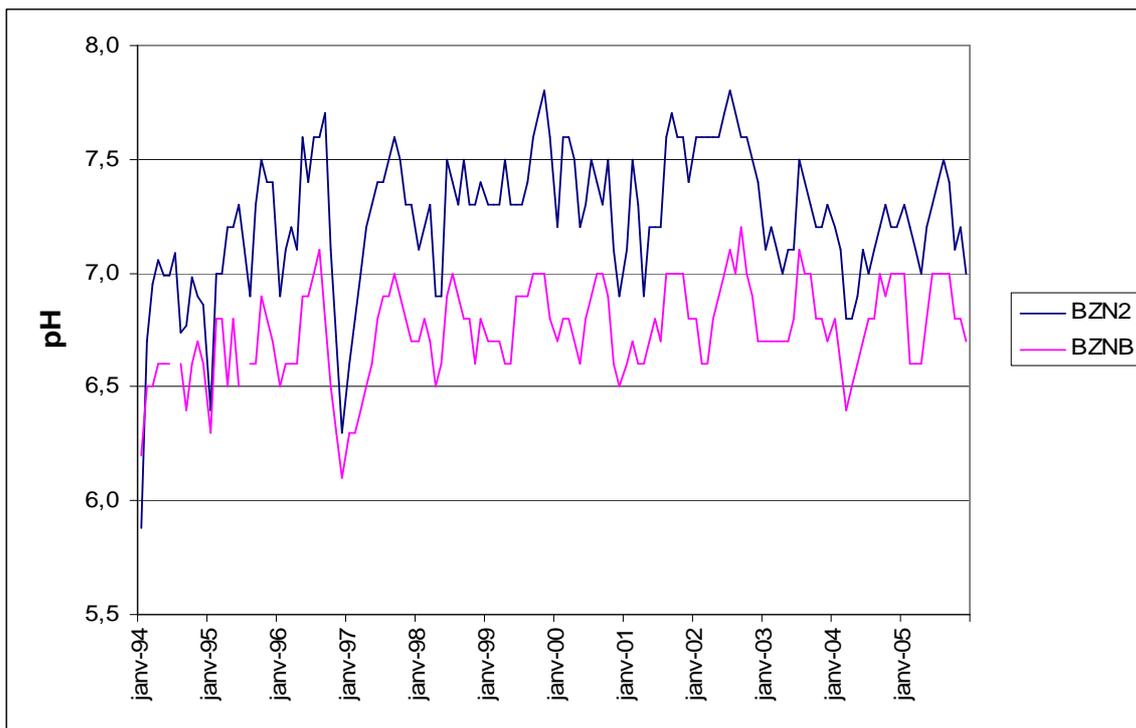


Figure 3-17 : Evolution du pH du rejet et du ruisseau des Petites Magnelles en aval du site

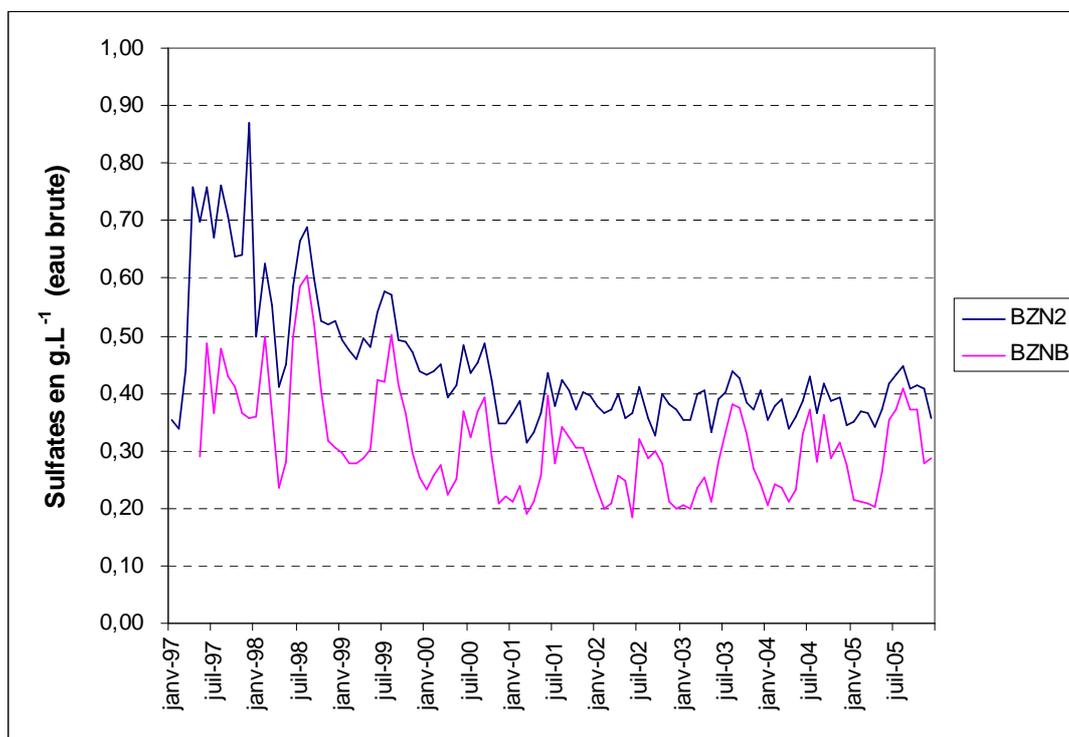


Figure 3-18 : Evolution des teneurs en sulfates du rejet et du ruisseau des Petites Magnelles en aval du site

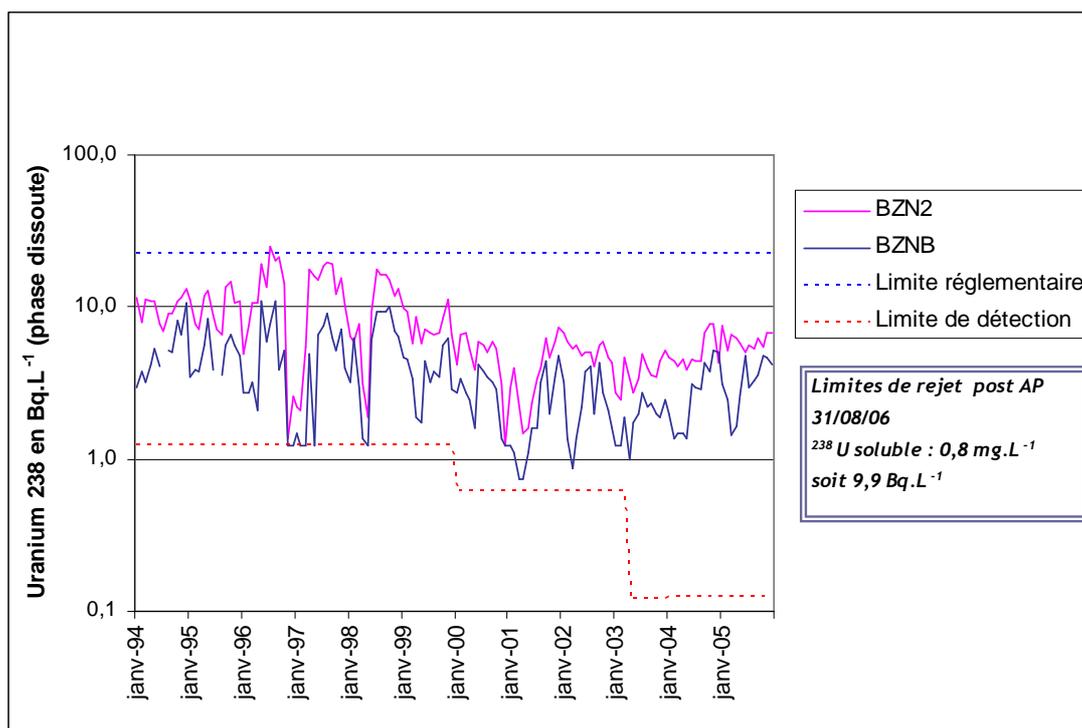


Figure 3-19 : Evolution de l'activité en uranium 238 du rejet et du ruisseau des Petites Magnelles en aval du site (phase dissoute)

D'une manière plus générale, l'analyse des activités en radium 226 et uranium présentées par AREVA NC (cf. Figure 3-16 et Figure 3-19 tracées à partir des données transmises), traduit une légère tendance à la décroissance sur la période considérée (passage sous $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$ pour le radium 226 et de l'ordre de $200 \mu\text{g.L}^{-1}$ soit $2,5 \text{ Bq.L}^{-1}$ pour l'uranium 238).

Pour le radium 226, l'activité moyenne observée sur 1994-2003 dans la phase dissoute est de $0,09 \text{ Bq.L}^{-1}$ dans le ruisseau des Petites Magnelles. Cette valeur est supérieure à celles (de l'ordre de $0,02 \text{ Bq.L}^{-1}$) mesurées sur la Gartempe à Coulerolles en amont de tous les sites, et donc a priori hors influence minière, et aux valeurs représentatives des valeurs naturelles rencontrées dans la région (cf. § 4 Le Bassin Versant du Ritord). L'écart, qui traduit une influence évidente du site, reste cependant d'ampleur relativement limitée au vu du suivi effectué. Pour rappel, les activités les plus faibles mesurées dans l'environnement de Bellezane en radium 226 sont de l'ordre de $0,05 \text{ Bq.L}^{-1}$ dans l'eau du puits ES55.

Pour ce qui est de l'uranium, une comparaison avec les teneurs caractéristiques de la partie amont de la Gartempe n'est pas possible faute de disposer de mesures représentatives. La comparaison avec des mesures extraites de données obtenues au cours d'études effectuées dans la région (cf. § 4 Le Bassin Versant du Ritord) suggère toutefois une influence significative avec des activités en uranium 238 supérieures de plus de deux ordres de grandeur à celles caractéristiques d'un milieu hors influence minière. Pour illustration, AREVA NC ayant fortement abaissé ses limites de détection pour l'uranium en 2006, il apparaît que l'eau de la Gartempe à Coulerolles, en amont de tous les

sites, contient environ $1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ en uranium (moyenne sur le 1^{er} trimestre 2006). Par ailleurs, les activités les plus faibles teneurs en uranium mesurées dans l'environnement de Bellezane sont aussi de l'ordre de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau du puits ES55 pour la même période.

Il est à noter que les résultats précédents ne concernent que la phase dissoute. Le radium 226 et l'uranium présents sur la phase particulaire font également l'objet d'analyses dans le cadre de la surveillance effectuée par AREVA NC mais les résultats n'ont pas été repris dans le BDE. Dans le bilan 1997-2002 [12], AREVA NC en fait état et annonce une modification de la sortie du bassin de rejet par surverse en vue de mieux retenir les matières en suspension.

Sur la base de l'exploitation des résultats transmis, il apparaît que la fraction dissoute représente 40% en moyenne de l'activité du rejet pour le radium 226 et 60 % de celle du cours d'eau après dilution. Pour l'uranium, la fraction dissoute est plus proche des 80% de l'activité totale.

D'une manière plus générale, la considération des débits respectifs du rejet et du cours d'eau récepteur (les Petites Magnelles) conduit à souligner la faible dilution intervenant à l'aval immédiat du site et donc l'influence immédiate et dominante de celui-ci sur la qualité des eaux de surface dans ce secteur. Le débit actuel du rejet de Bellezane est ainsi en moyenne de $60 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$; le débit du ruisseau des Petites Magnelles est équivalent voire inférieur. Le débit de la Gartempe est lui nettement supérieur et vaut en moyenne $8,4 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ soit $30\,000 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ au point de confluence (mesure de débit à Folles légèrement en amont). Bien que les débits de la Gartempe soient assez variables (5 à $30 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), cette rivière apporte une contribution essentielle à la dilution des rejets.

3.3.4.2.2 Le ruisseau de Belzanes

Compte tenu de sa position, le ruisseau de Belzanes reçoit des eaux de ruissellement en provenance du site de Bellezane et en particulier celles issues de la MCO 201. En amont, il est déjà sous l'influence du site du Puy de l'Age.

Dans son bilan 1997-2002 AREVA NC se proposait de reprofiler le talus de la verse 201 de façon à éviter la stagnation des eaux et ainsi d'abaisser le taux des sulfates. Lors de l'expertise, AREVA NC a indiqué par oral que c'était chose faite.

Les données de surveillance transmises par AREVA NC (cf. Figure 3-20), couvrent la période 1982-1997. A partir de cette date, la surveillance a été arrêtée compte tenu du faible niveau de concentrations mesurées (activités en radium 226 inférieures à $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$ et mesures inférieures à la limite de détection de l'uranium, à l'époque, $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$). Bien que justifié, cet arrêt de la surveillance ne permet pas de contribuer à l'évaluation de l'incidence éventuelle du réennoyage des travaux miniers et de l'aménagement du stockage de résidus dans la MCO 105-68.

Compte tenu de l'évolution des teneurs en sulfates relevée au niveau de la source 67 situé dans le même secteur (cf. § 3.3.3.6), l'acquisition de données supplémentaires s'avèrerait pourtant utile. Ces données pourraient également permettre de mettre en évidence ou d'écarter la possibilité d'écoulements d'eaux souterraines en provenance du site et présentant un marquage significatif.

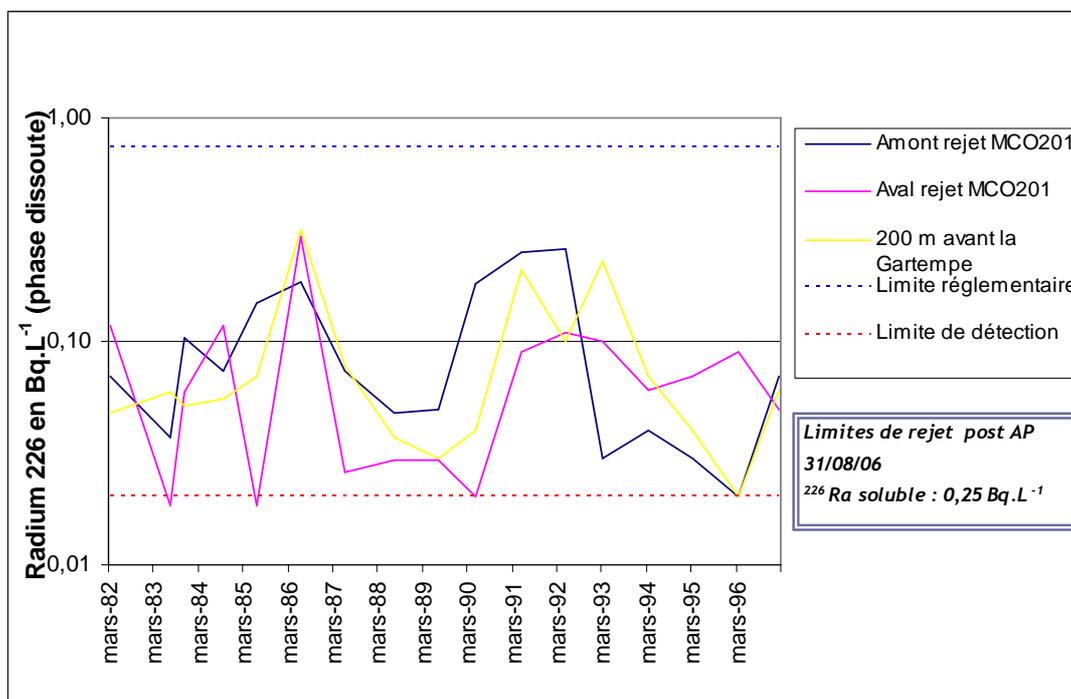


Figure 3-20 : Evolution de l'activité en radium 226 du ruisseau de Belzanes (phase dissoute)

3.3.4.2.3 Le ruisseau du Mas

Le ruisseau du Mas recueille les eaux de la MCO de Puy Teigneux et est situé en aval hydraulique des sites de Montmassacrot et de la partie ouest du site de Bellezane, tout au moins en ce qui concerne l'écoulement superficiel.

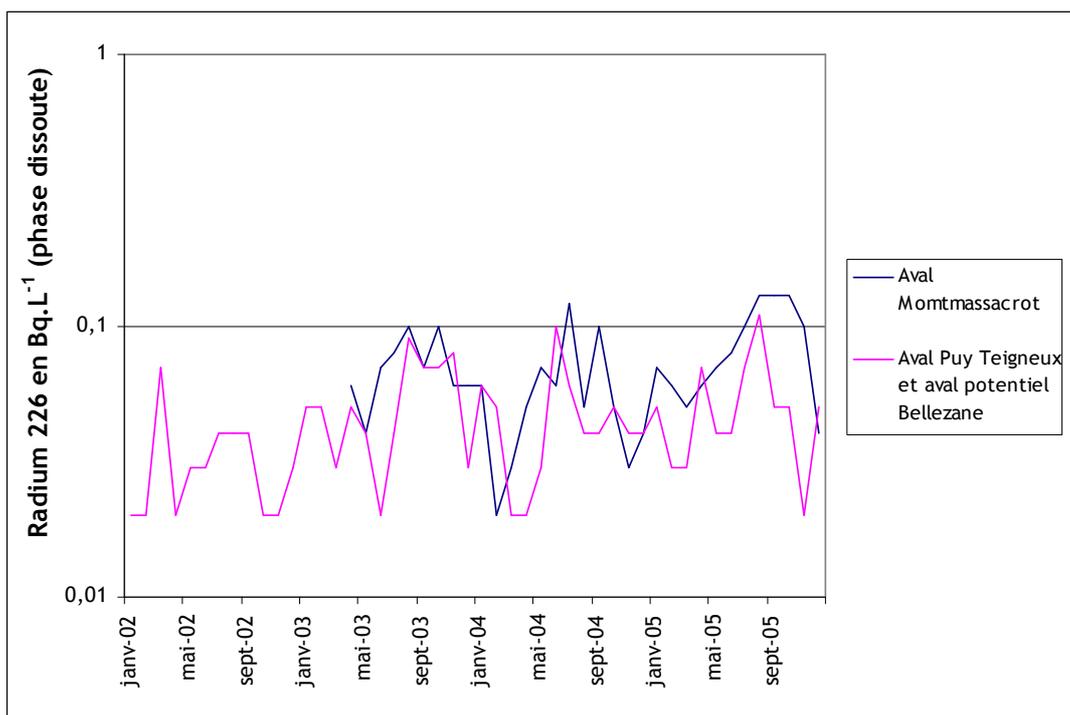


Figure 3-21 : Evolution de l'activité en radium 226 du ruisseau du Mas (phase dissoute)

Avant 2002, les eaux de la MCO de Puy Teigneux étaient amenées à la station de traitement des eaux du site de Bellezane, ces eaux sont actuellement rejetées directement dans le ruisseau du Mas. Suite à ce rejet direct dans l'environnement, un suivi de la qualité des eaux a été mis en place. Les mesures correspondantes transmises par AREVA NC (cf. Figure 3-21) mettent en évidence une incidence relativement limitée des différents rejets sur les activités en radium 226, les valeurs restant en général inférieures à $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$, c'est-à-dire relativement proche de celles mesurées dans la Gartempe en amont de la division minière de la Cruzille. Comme pour le ruisseau de Bellezane, les résultats obtenus pour l'uranium sont non significatifs pour la limite de détection associée aux mesures ($0,1 \text{ mg.L}^{-1}$).

3.3.4.2.4 La Gartempe

La Gartempe reçoit l'eau du ruisseau des Petites Magnelles environ 1 km après le rejet de Bellezane. Le Tableau 3-8 présente les résultats des mesures effectuées par AREVA NC à l'amont et à l'aval du confluent du ruisseau des Petites Magnelles.

Tableau 3-8 : Résultats du suivi radiologique de l'eau de la Gartempe de 1994 à 2003

Phase dissoute	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
226Ra (Bq.L ⁻¹) Gartempe amont à Coulerolles	0,02	0,02	0,04	0,05	0,04	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02
226Ra (Bq.L ⁻¹) Gartempe aval à Villard	0,02	0,02	0,03	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02
Uranium (mg.L ⁻¹) Gartempe amont à Coulerolles	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,05	<0,05	<0,05	<0,01
Uranium (mg.L ⁻¹) Gartempe aval à Villard	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,05	<0,05	<0,05	<0,01

Ces résultats suggèrent l'absence d'influence du site de Bellezane sur l'activité en radium 226. Pour l'uranium les valeurs inférieures à la limite de détection ne permettent pas d'apprécier l'influence avec précision. En complétant les données du BDE par les résultats de surveillance détaillée transmis par AREVA NC [2], seule une légère augmentation des sulfates peut finalement être relevée, la concentration moyenne sur 10 ans passant de 5 à 6 mg.L⁻¹. La limite de détection ayant été notablement abaissée par AREVA pour l'uranium en 2006, les résultats du premier trimestre 2006 montrent un très léger effet de l'amont vers l'aval : passage de la teneur en uranium de la Gartempe de 1,5 à 3 µg.L⁻¹ entre Coulerolles et Villard encadrant les rejets de Puy de l'Age et Bellezane.

Ces constatations, largement dues à l'effet de dilution apportée par la Gartempe (30 000 m³.h⁻¹), traduisent l'absence d'impact significatif du site sur les teneurs en radium 226 des eaux de surface au-delà d'une distance de quelques km.

3.3.5 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

A l'issue de l'analyse des documents transmis par AREVA NC, l'IRSN note en premier lieu que la conception du stockage de Bellezane repose sur la maîtrise des écoulements, et la collecte et le traitement des eaux susceptibles d'entrer en contact avec les résidus et non sur un objectif de confinement total via la mise en place de barrières étanches. Le dispositif est ainsi conçu pour permettre le drainage du système depuis deux galeries, l'une subhorizontale (B100) recoupant la partie haute du stockage et collectant notamment les eaux de ruissellement, l'autre (BD200) reliée aux travaux miniers souterrains sous-jacents dont elle constitue le point de surverse.

L'IRSN note que la configuration générale du site et du stockage et en particulier les cotes topographiques respectives des parements de la mine à ciel ouvert dans laquelle sont déposés les résidus et des exutoires des deux galeries constituent des conditions favorables à l'efficacité du dispositif de collecte des eaux.

L'IRSN note également que les éléments de bilan produits par AREVA NC tendent globalement à confirmer cette efficacité. Ils conduisent cependant aussi à envisager l'existence de rejets diffus non contrôlés (débit de fuite).

L'IRSN considère que l'existence de tels rejets diffus est effectivement probable. Il confirme toutefois que ceux-ci ne devraient représenter qu'une faible part des flux transitant par le système et souligne qu'une estimation plus précise n'est pas accessible sur la base des données disponibles à ce jour.

L'IRSN note que l'analyse des résultats de surveillance des cours d'eau et des eaux souterraines met en évidence une incidence du site sur la qualité chimique et radiologique. Celle-ci reste cependant limitée géographiquement et dans son ampleur. L'IRSN souligne que l'exploitation des mesures disponibles ne permet pas aujourd'hui de discriminer l'impact du stockage de celui des stériles ou des travaux miniers souterrains, ni même, de façon plus générale, l'impact du site de Bellezane de celui des sites voisins.

Selon l'IRSN, le constat précédent ne remet pas en cause l'adéquation du stockage mais justifie par contre un effort supplémentaire afin, d'une part, de progresser dans la compréhension du fonctionnement du système et, d'autre part, pour renforcer la crédibilité de la surveillance des impacts du stockage et plus généralement du site sur la qualité des eaux souterraines.

Pour ce qui concerne la compréhension du fonctionnement du système, l'IRSN insiste sur l'importance de s'assurer d'une part de l'efficacité du drainage des travaux miniers souterrains par la galerie BD200, et d'autre part de l'efficacité du drainage du stockage de résidus vers les travaux miniers souterrains situés sous la mine à ciel ouvert MCO105. Il juge pour cela nécessaire de compléter le dispositif de surveillance piézométrique afin de disposer d'une connaissance plus précise des écoulements et de leurs évolutions saisonnières. Il recommande ainsi :

- la réalisation de forages au droit du stockage et leur équipement afin de disposer d'une connaissance et d'un suivi des hauteurs d'eau dans les résidus (en distinguant ceux stockés dans les MCO 68 et 105) et dans la ceinture de stériles qui surmonte la dalle bétonnée séparant le stockage des travaux souterrains ;
- d'intégrer au réseau de suivi piézométrique les forages qui recoupent les anciens ouvrages souterrains après en avoir effectué la vérification et l'équipement.

Pour ce qui concerne la surveillance des eaux souterraines, l'IRSN recommande la réalisation d'une étude géochimique de terrain afin de déterminer pour chacun des écoulements mis en évidence dans le secteur, l'origine des éventuels marquages et en particulier la part attribuable au stockage de résidus. Cette étude devra en particulier reposer sur la caractérisation préalable des différentes origines d'eaux utiles pour l'interprétation des mesures. Les prélèvements effectués devront permettre d'appréhender le fonctionnement hydraulique du système en période de basses eaux et en période de hautes eaux.

En complément de l'étude précédente, l'IRSN juge nécessaire de préciser l'origine des eaux prélevées depuis le piézomètre ES61. Dans la mesure où il est confirmé que ce piézomètre intercepte un filon de lamprophyre, l'IRSN recommande par ailleurs d'effectuer un échantillonnage et une analyse spécifique des eaux circulant dans ce filon, s'il s'avère suffisamment producteur.

3.4 EFFICACITE DE LA COUVERTURE A LIMITER LES IMPACTS PAR LA VOIE AIR

3.4.1 CARACTERISTIQUES GENERALES ET FONCTIONS DE LA COUVERTURE

3.4.1.1 La couverture et sa mise en place

Comme indiqué au § 1.2, le stockage de résidus miniers de Bellezane est aménagé dans d'anciennes mines à ciel ouvert. Le stockage comprend deux parties séparées par une digue : la MCO 68, au nord, constitue la partie supérieure, la MCO 105, au sud, la partie basse. La partie basse du stockage est encadrée par les parements de l'ancienne MCO qui surplombent la couverture de plus de 50 m.

Le dépôt des résidus de lixiviation dynamique a été effectué par déversement à partir de camions depuis la partie NO pour la fosse 68 et depuis une plateforme aménagée dans la partie nord-ouest de la MCO 105 (appelée aujourd'hui « belvédère ») pour la fosse 105. Dans le cas de la fosse 105, cette première couche de résidus a été complétée par une couche de résidus issus du traitement par lixiviation statique (cf. § 1.2).

La couverture finale est constituée de 250 000 m³ de stériles miniers de granulométrie [0-1000] mm provisoirement stockés en verse à proximité (verse 105). Les plus gros blocs ont été disposés sur les résidus, la partie supérieure, destinée à être compactée, étant constituée de stériles de granulométrie plus fine. Le réaménagement s'est fait simultanément pour les MCO 68 et 105 à compter de fin 1995.

Les stériles ont été répartis sur la surface des résidus avec une topographie en pente légère vers le point de sortie B100. Cette pente est de 5% sur la MCO 68 ; elle correspond à la pente naturelle obtenue à l'issue du déversement des stériles et a été maintenue après réaménagement du fait de la mise en place des stériles sur une épaisseur uniforme de 2 mètres. Au niveau de la 105, on distingue deux pentes : une pente prononcée de 10% dans la partie amont de la fosse puis un aplanissement à 5% dans la partie aval. Le remblayage avec des stériles s'est fait avec une épaisseur uniforme de 2 mètres sur les 2/3 amont de la fosse 105 puis, dans la zone aval, un remblayage pouvant atteindre 12 mètres d'épaisseur à l'extrémité sud-est. Cette épaisseur a permis de rattraper le niveau de la galerie B100 située à la cote 360 mNGF. L'ensemble du stockage a été recouvert d'une couche de 10-20 cm environ de terre végétale dont l'unique but est de permettre l'enracinement de végétaux.

Il est à noter que, entre la fin du remplissage de la fosse 68 et le réaménagement de celle-ci, c'est une lame d'eau formée en amont de la digue par les précipitations qui permettait d'assurer une « protection » radiologique en contribuant à l'atténuation du rayonnement gamma et de l'émission

de radon associé aux résidus. Compte tenu du système de drainage mis en place au fond de la MCO 105 (cf. § 3.2) la stagnation d'eau au dessus des résidus est par contre, restée limitée sur la partie correspondante du stockage.

Les principales caractéristiques mentionnées précédemment sont reprises de manière schématique sur la Figure 3-23.

3.4.1.2 Fonctions attendues

AREVA NC précise dans le BDE, que la couverture est supposée jouer un rôle de protection à la fois géomécanique et radiologique. Ses fonctions consistent à limiter les risques d'intrusion, d'érosion et de dispersion des produits stockés ainsi que les risques liés aux transferts par le vecteur air.

Le rôle de la couverture peut être décliné en 4 fonctions que sont :

Concernant le rôle de protection géomécanique :

- l'isolement des résidus

L'exploitant précise que le risque d'intrusion évoqué correspond à l'éventualité d'utilisation de matériaux du site par des personnes du public. L'intrusion d'animaux fouisseurs est jugée plus improbable en raison de l'épaisseur de la couverture et de sa nature (empierrement compacté).

Concernant le rôle de protection radiologique :

- la constitution d'une barrière contre l'envol des poussières ;
- la constitution d'une barrière de protection vis-à-vis de l'exposition externe ;
- la constitution d'une barrière vis-à-vis de la diffusion du radon.



Figure 3-22 : Vue du stockage de résidus (MCO 68 et MCO 105) après réaménagement (juin 2006)

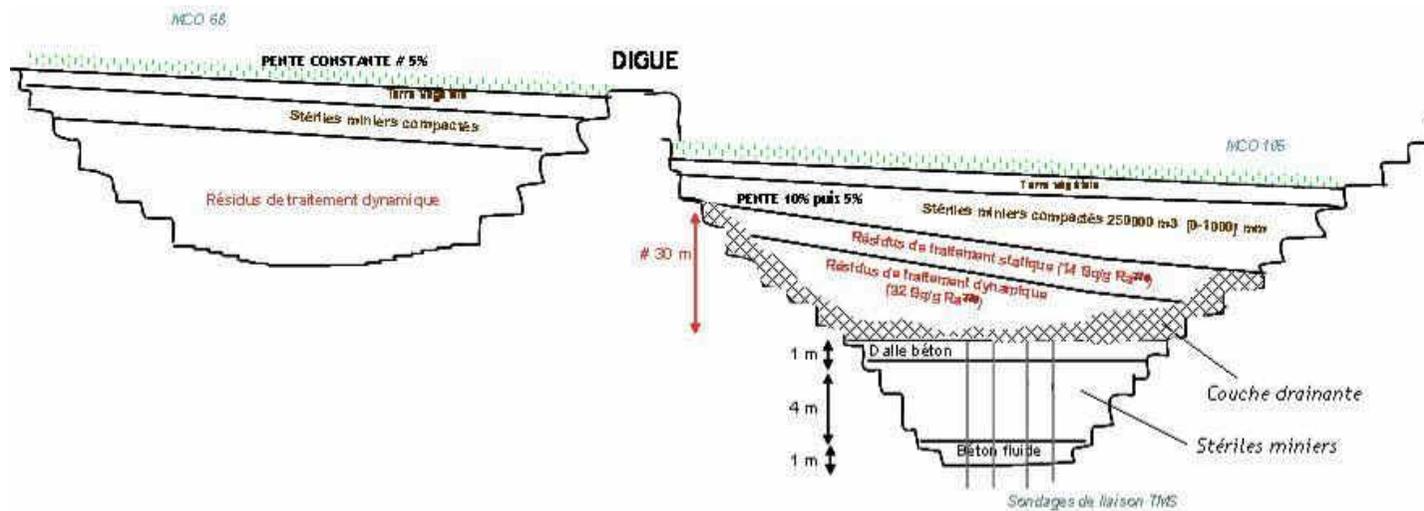


Figure 3-23 : Schéma conceptuel du stockage de résidus de Bellezane dans la MCO 105-68

3.4.2 DOCUMENTS ANALYSES ET DEMARCHE DE L'EXPERTISE

3.4.2.1 Commentaires préliminaires

Il est à noter que les informations descriptives indiquées au § 3.4.1.1 ne constituent pas un simple résumé du contenu du BDE mais correspondent à la synthèse effectuée par l'IRSN à partir du BDE, de plusieurs documents complémentaires [21] ; [22] ; [23] ainsi que des précisions communiquées oralement par AREVA NC au cours de l'instruction.

Des différences notables de caractéristiques à l'échelle du stockage, en particulier entre la partie constituée par la MCO 105 et celle constituée par la MCO 68, sont à souligner. Ces différences concernent notamment : l'épaisseur de la couverture, la présence de résidus de lixiviation statique, la position encaissée ou non avec influence de parements granitiques, la topographie, l'existence ou non d'un système de drainage en fond de fosse... Ces divers éléments ne sont pas explicitement discutés dans le BDE ni dans les principaux autres documents analysés, qui se focalisent généralement sur la MCO 105. Pourtant, de telles informations apparaissent essentielles pour apprécier l'efficacité globale de la couverture

Il est également à noter que la conception et la réalisation de la couverture ont été largement déterminées par des contraintes pratiques liées à l'état initial du site et à la possibilité de réutilisation des matériaux extraits (stériles). Les procédés de mise en œuvre sont généralement peu détaillés dans les documents analysés. Peu d'information sont par ailleurs disponibles quant aux caractéristiques de dimensionnement de la couverture (comme, par exemple, la porosité, la perméabilité, l'état de saturation, les caractéristiques radiologiques...) telles qu'elles ont pu être fixées *a priori* ou obtenues *a posteriori*. Des essais de dimensionnement ont toutefois été réalisés au préalable à la mise en place des couvertures qui ont permis de définir l'épaisseur et le niveau de compactage. Ils n'ont pas abouti à une contrainte en termes de grandeurs caractéristiques des propriétés physiques (perméabilités, porosité, teneur en eau...). Une évaluation de leur bon fonctionnement et de leur efficacité vis-à-vis de l'impact sur la qualité radiologique de l'air est par ailleurs proposée par AREVA NC essentiellement au travers de l'exploitation des résultats de la surveillance.

Ce sont ces deux éléments d'appréciation (dimensionnement et surveillance) qui sont détaillés et analysés dans la suite du chapitre.

3.4.2.2 Documents analysés

Comme indiqué précédemment, les principales données disponibles et exploitées pour les besoins de l'expertise sont :

- des données dites de dimensionnement, c'est-à-dire des résultats d'essais *in situ* réalisés en 1991 - 1992 qui ont conduit AREVA NC à retenir une épaisseur minimale de la couche de

stériles à mettre en place sur les résidus du stockage pour en garantir l'efficacité vis-à-vis de l'émanation de radon et du rayonnement gamma ;

- des données issues de la surveillance radiologique de l'air au niveau du site, de son environnement proche et du milieu naturel non impacté. Ces résultats sont utilisés par AREVA NC pour justifier, *a posteriori*, l'efficacité de la couverture mais également pour caractériser l'impact sur l'air et l'impact dosimétrique.

Ces données sont décrites dans le BDE ainsi que dans trois documents complémentaires transmis par AREVA NC. Il s'agit :

Pour l'analyse du dimensionnement, de deux rapports d'Algade :

- Influence du recouvrement des résidus de traitement de l'usine SIMO de Bessines par des stériles miniers Site de Montmassacrot - Algade, Avril 1992 GPMU/10.6 [22] ;
- Influence de recouvrement des résidus par des stériles miniers Site de Montmassacrot - Algade, Juin 1993 [23].

Pour l'analyse des résultats de la surveillance, du rapport :

- Evaluation de l'efficacité des dispositifs limitant l'impact de l'ancien site minier de Bellezane. Bilan sur six années de surveillance 1997-2002 - AREVA [12].

Par ailleurs, tous les résultats de la surveillance de la qualité de l'air détaillés sous format informatique [21] ont également été utilisés en complément.

3.4.2.3 Objectifs et démarche de l'expertise

La partie de l'expertise relative à la couverture du stockage de résidus, objet du présent chapitre, vise à évaluer l'efficacité des fonctions qui lui sont attribuées sur la base des études effectuées par AREVA NC et des données contenues dans les divers documents analysés.

De façon plus précise, l'évaluation de l'efficacité des fonctions de la couverture proposée ci-après ne porte en réalité que sur le rôle de protection radiologique. Pour ce qui concerne le rôle de protection géomécanique, l'IRSN a considéré en première analyse que l'isolement des résidus vis-à-vis des risques d'intrusion était assuré de fait compte tenu de la nature du stockage et de la couverture et ne justifiait pas d'examen détaillé à ce stade de l'expertise. La pérennité de cette fonction mériterait néanmoins d'être considérée dans le cadre de l'évaluation des impacts à long terme du stockage conformément à la doctrine formulée par la direction de la prévention des pollutions et des risques [24].

Pour ce qui concerne le rôle de protection radiologique, les trois fonctions mentionnées au § 3.4.1.2 ont été abordées. Pour chacune, l'examen a consisté à apprécier, qualitativement et, dans la

mesure du possible, quantitativement, le degré d'efficacité de la couverture ainsi que la pertinence et la robustesse des éléments utilisés pour établir cette efficacité. A chaque fois que possible, l'examen a également conduit à s'interroger sur l'impact résiduel associé au stockage de résidus et sur la possibilité de le dissocier de l'impact attribuable soit au fond naturel, soit aux autres sources d'exposition radiologiques associées à l'activité minière. Il permet ainsi de mettre en perspective le degré de connaissance de l'efficacité de la couverture et les enjeux et les contraintes associées à l'estimation de l'impact dosimétrique ajouté.

L'examen précédent a été mené successivement sur la base des études de dimensionnement (§ 3.4.3) puis sur la base des résultats de surveillance (§ 3.4.4).

3.4.3 ETUDES DE DIMENSIONNEMENT DE LA COUVERTURE

3.4.3.1 Objectif des études et contenu du BDE

L'objectif des études de dimensionnement était de déterminer des caractéristiques à respecter lors de la réalisation de la couverture pour limiter l'impact des résidus sur la qualité radiologique de l'air à des niveaux acceptables.

Dans le but de déterminer les caractéristiques de la couverture de stériles, AREVA NC a mis en œuvre en 1991 et 1992 des tests *in situ* reposant sur la réalisation de planches d'essai. Celles-ci consistaient en la mise en place d'une couche de stériles, de caractéristiques variables, au dessus de résidus. Cette couche de stériles, de granulométrie [0-700] mm, pouvaient être d'épaisseur variable et avoir subi un compactage ou non. L'atténuation du flux d'émission de radon 222, l'atténuation du rayonnement gamma, l'évolution de la perméabilité superficielle ainsi que l'aptitude au compactage des matériaux utilisés étaient testés par le biais de mesures radiométriques et géotechniques.

Ces études, effectuées par la société ALGADE, sont évoquées dans le BDE au chapitre 10 « Mesures prises pour réduire les impacts ». Sur la base des résultats obtenus, AREVA NC présente les conclusions suivantes concernant le dimensionnement de la couverture du stockage :

- 1,5 m de stériles compactés permettent de limiter le flux de radon à des teneurs identiques à celles mesurées autour de sites miniers français. Les flux sur résidus ont été évalués à $6-7.10^6 \text{ at.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ contre $5.10^4 \text{ at.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ après mise en place de la couverture ce qui correspond à une baisse de plus de 95% ;
- une épaisseur de 1 mètre de stériles suffit à réduire le débit de photons émanant des résidus de 87%. Par contre, l'ajout d'une épaisseur supplémentaire de 0,5 mètre de stériles ne modifie pas significativement le débit gamma ;
- le compactage joue un rôle sur la perméabilité superficielle avec une diminution d'un facteur 4 à 10 de la perméabilité des résidus, ainsi que sur la densité des matériaux (accroissement d'environ 9%).

Les informations fournies dans le BDE en appui de ces conclusions sont très synthétiques et insuffisamment développées pour en permettre l'analyse critique. L'IRSN a, de ce fait, élargi son champ d'investigation aux détails fournis par les deux rapports techniques d'Algade [22] ; [23].

3.4.3.2 Contenu des rapports complémentaires

Les études effectuées par Algade ont été menées essentiellement sur le site et les résidus de Montmassacrot. Les résultats sont toutefois considérés par AREVA NC comme extrapolables au contexte du site de Bellezane. En effet, l'exploitant mentionne que les résidus stockés à Bellezane sont identiques à ceux stockés à Montmassacrot car ils sont tous issus de l'usine SIMO de Bessines. Le dépôt de Bellezane n'a fait que succéder chronologiquement à celui de Montmassacrot une fois la capacité d'accueil de ce dernier atteinte, le procédé de traitement des minerais à l'usine SIMO de BESSINES restant le même tout au long de la période concernée. Par ailleurs, les stériles miniers utilisés en couverture pour la réalisation des planches d'essais de Montmassacrot proviennent de la verse 105 d'où ont été prélevés les produits de recouvrement des résidus de Bellezane.

Les études ont été menées en deux étapes, chacune faisant l'objet d'un rapport.

Le premier [22], daté de 1992, propose une analyse comparative de résultats de mesures de flux de radon, débits de photon et débits de dose effectuées en 1991 et considérées représentatives de 4 types d'environnements. Les débits de dose sont exprimés en nGy.h^{-1} et ont été mesurés trimestriellement à l'aide de dosimètres thermoluminescents (DTL). Les débits de photons sont évalués en impulsions par seconde. L'émission de radon est quant à elle quantifiée par le biais de mesures de flux exprimés en $\text{at.m}^{-2}.\text{sec}^{-1}$. Les environnements considérés sont :

- Environnement dit « de sites miniers français »

Algade présente les valeurs moyenne, maximale et minimale d'un ensemble de données dont le détail n'est pas fourni (102 valeurs par paramètre) mais qui correspondent *a priori* aux résultats de surveillance acquis sur les divers sites miniers d'uranium en France ;

- Environnement proche de Montmassacrot

Il s'agit de valeurs issues d'une campagne de mesures effectuées dans un rayon de 250 mètres au nord et au sud du site de Montmassacrot (20 mesures par paramètre) ;

- Résidus recouverts d'un mètre de stériles

Il s'agit de l'analyse de valeurs mesurées directement sur le stockage de résidus de Montmassacrot après remblayage partiel avec une épaisseur de 1 m de stériles (32 mesures par paramètre). Algade précise que ces stériles ont été mis en place sans compactage mais qu'ils ont pu subir des tassements ;

- Résidus avant recouvrement (ou résidus bruts)

Il s'agit de valeurs mesurées sur des résidus bruts mis en verse au niveau du SIB et destinés à remblayer les fosses du site de Bellezane (27 mesures par paramètre) sauf pour les débits de dose qui sont mesurés au niveau d'un bassin SIMO situé en Vendée.

Le second [23], daté de 1993, expose les résultats de mesures de flux de radon 222 effectuées sur des planches d'essai disposées sur des zones de stockage de résidus déjà recouvertes d'une épaisseur de 1 m de stériles et ayant donné lieu à des premières mesures en 1991 restituées dans le rapport Algade de 1992 [22]. L'objectif de ces planches d'essai est d'évaluer l'influence d'une couverture supplémentaire de stériles sur l'atténuation des flux de radon 222.

Les deux planches d'essai - A et B - mises en place sont schématisées à la Figure 3-24. A chaque planche sont associées deux campagnes de mesure : des mesures avant recouvrement par une épaisseur supplémentaire de stériles et des mesures après mise en place d'une épaisseur supplémentaire de 50 cm. La couche de 1 mètre de stériles mise en place sans compactage en 1991 est préalablement compactée.

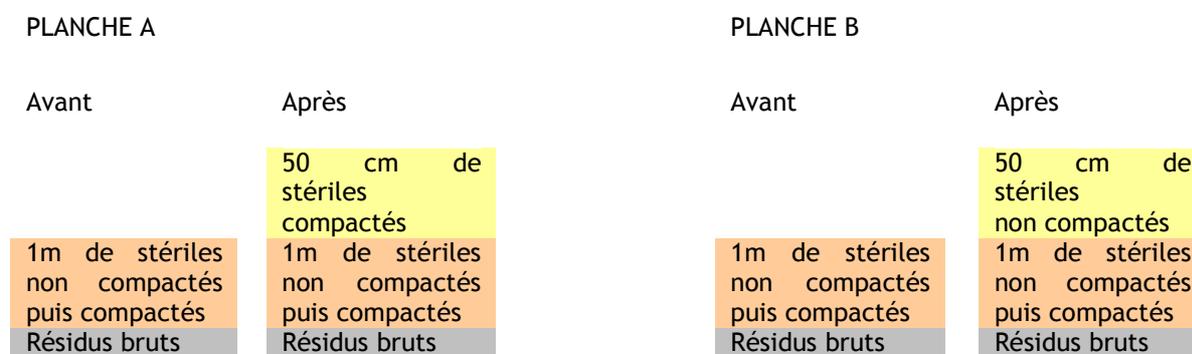


Figure 3-24 : Description schématique des planches d'essai A et B (d'après Algade, 1992)

3.4.3.3 Analyse des résultats relatifs au rayonnement gamma

Les mesures de débit de dose et de débit de photons obtenus à l'issue de la première étape de l'étude sont indiquées sur les Figure 3-25 et Figure 3-26. Comme l'illustrent ces figures, la mise en place de 1 mètre de stériles non compactés permet de réduire très significativement le débit de dose induit par les résidus (diminution de 2 740 nGy.h⁻¹ à 570 nGy.h⁻¹, soit de 79% en moyenne) ainsi que le débit de photons (baisse de 87% en moyenne).

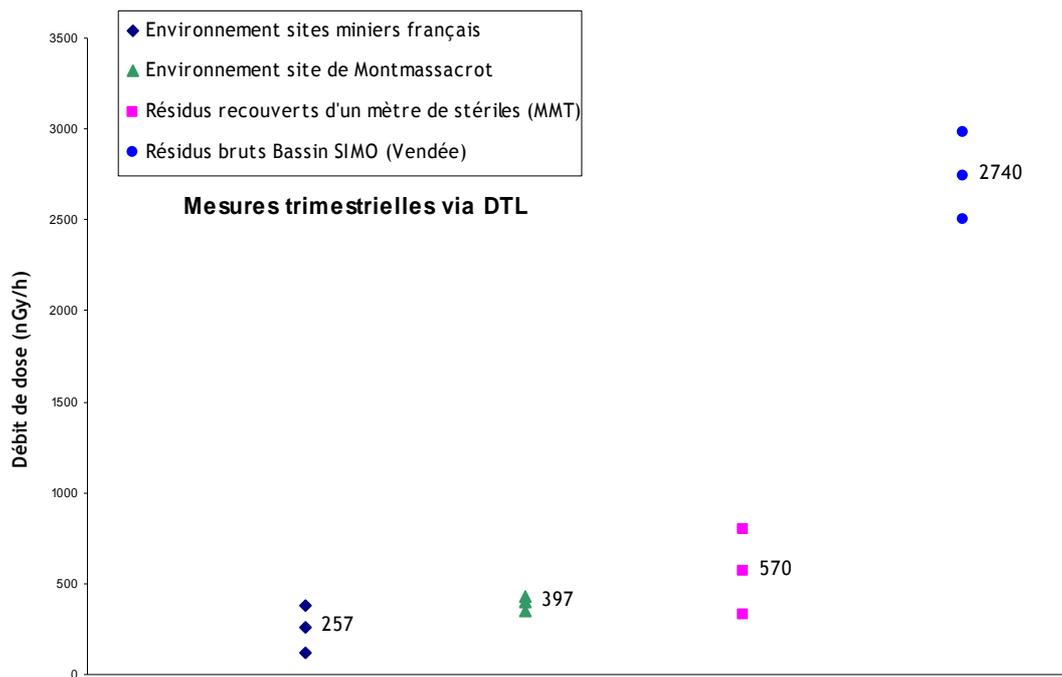


Figure 3-25 : Gamme de variation des débits de dose pour différents environnements (d'après Algade, 1992)

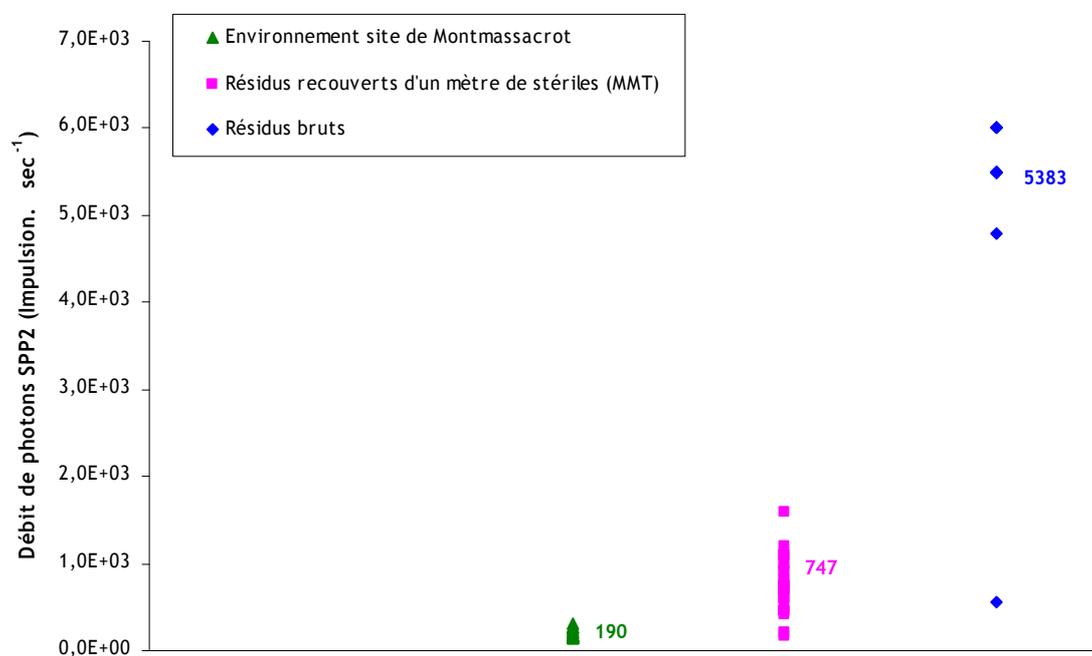


Figure 3-26 : Gamme de variation des débits de photons pour différents environnements (d'après Algade, 1992)

En complément du constat précédent, on peut noter que les résultats des mesures sur résidus bruts sont très homogènes (variation de l'ordre² de 10%). Au contraire, les résidus recouverts d'un mètre de stériles présentent une hétérogénéité (de 79 à 114% d'écart observé pour les débits de photons, 40% pour les débits de dose) dont l'origine est délicate à interpréter sur la seule base des données disponibles mais peut être révélatrice de variabilité des caractéristiques radiologiques des stériles mis en place. Sur la base des valeurs extrêmes rapportées³, l'efficacité de la couverture peut être estimée entre 70 et 96% pour la réduction du débit de photons et à 68% au minimum pour le débit de dose.

Les variations du débit de dose apparaissent également très marquées pour l'environnement des sites miniers français (50%). Elles sont bien moindres pour l'environnement du site de Montmassacrot (10%). Dans les deux cas, la pertinence et la représentativité des valeurs mentionnées sont délicates à apprécier faute de disposer d'une description précise des contextes dans lesquels les mesures ont été acquises. La nature exacte des environnements considérés comme représentatifs des sites miniers français n'est ainsi pas mentionnée et il est fort probable que ces environnements correspondent à des conditions géologiques et environnementales relativement variées dont certaines sont très différentes de celles du site de Bellezane et dont d'autres sont susceptibles de traduire l'incidence des activités minières. Compte tenu du manque de précisions sur l'origine de ces données, l'utilisation de ces jeux de valeurs en tant que référence dans le processus d'évaluation de l'efficacité de la couverture n'est envisageable qu'à titre indicatif.

3.4.3.4 Analyse des résultats relatifs au radon

La Figure 3-27 représente les valeurs de flux de radon 222 mesurés lors de la première partie de l'étude, entre juillet 1991 et mars 1992, dans l'environnement du site de Montmassacrot, sur les résidus recouverts de 1 mètre de stériles et sur les résidus bruts, ainsi que les valeurs dites représentatives de l'« environnement des sites miniers français ».

Cette figure met en évidence une grande dispersion des flux de radon sur résidus bruts dont certains apparaissent particulièrement bas, inférieurs aux valeurs relevées pour les trois autres environnements. Ces valeurs basses ne sont *a priori* pas retenues par Algade pour calculer le flux moyen de radon et donc estimer l'efficacité de la couverture sans qu'une justification ou une interprétation ne soit proposée. Sur la base d'une moyenne de flux de radon de $6,5 \cdot 10^6 \text{ at} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$, Algade estime ainsi la réduction liée à la couverture à 87%. Sur la base de l'ensemble des valeurs mentionnées dans le rapport pour les résidus bruts, cette réduction peut-être estimée égale à 67%. De manière plus générale, compte tenu de la gamme de variation des flux de radon obtenus sur les résidus recouverts et de la comparaison de celle-ci avec la gamme de variation des mêmes flux

² Abstraction faite d'une valeur aberrante de 550 impulsions par seconde considérée comme une erreur probable de retranscription, l'essentiel des valeurs étant à 5500 impulsions par seconde.

³ Valeur minimale pour les résidus bruts et valeur maximale pour les résidus recouverts

obtenus sur les résidus bruts, le bénéfice de la couverture est difficile à apprécier et plus encore à quantifier.

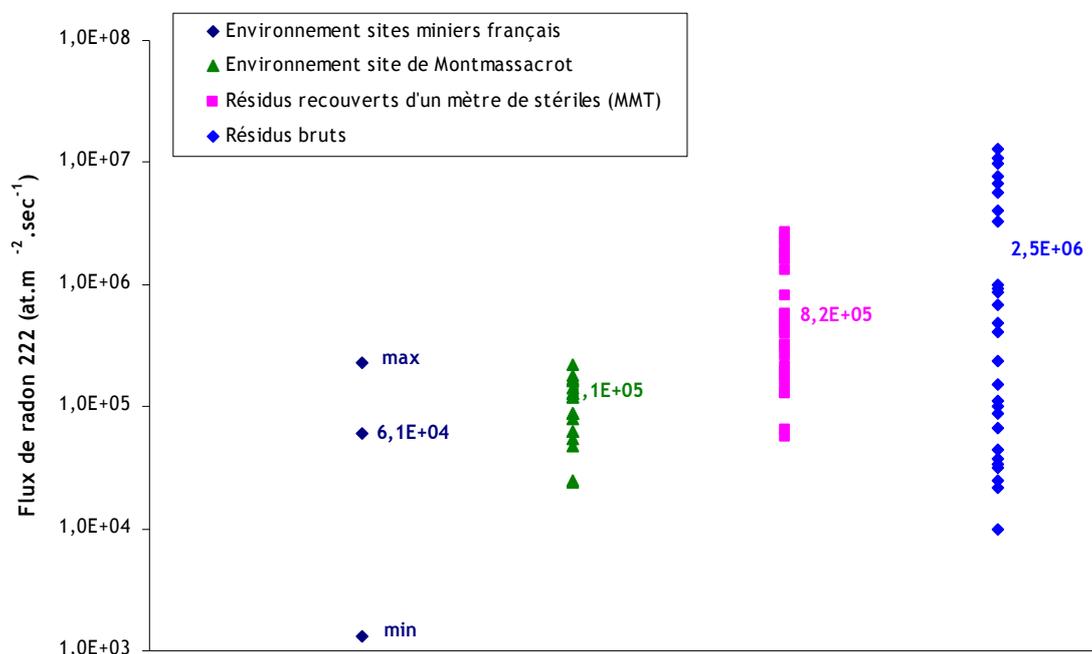


Figure 3-27 : Gamme de variation des flux de radon 222 pour différents environnements (d'après Algade, 1992)

Les résultats des mesures de flux de radon 222 obtenus lors de la seconde partie de l'étude à partir des planches d'essai, sont présentés dans le rapport [23] sous forme de valeurs moyenne, minimale et maximale (cf. Tableau 3-9). Les résultats obtenus avant mise en place de la couche de stériles supplémentaire peuvent être comparés aux mesures réalisées en 1991 au même endroit mais avant compactage de la couche de 1 mètre déjà en place (cf. [22] et Figure 3-27).

Tableau 3-9 : Flux de radon mesurés au cours des tests sur planches d'essai (d'après Algade, 1993)

	Valeurs mesurées en 1991 (résidus + 1 m de stériles non compactés) (Algade, 1992 [22])	PLANCHES D'ESSAI			
		PLANCHE A		PLANCHE B	
		Avant	Après	Avant	Après
Flux de Rn 222 (at.m ⁻² .s ⁻¹)		7 mesures	10 mesures	7 mesures	6 mesures
Moyenne	8,2.10 ⁵	4,6.10 ⁵	5,1.10 ⁴	8,0.10 ⁵	2,0.10 ⁵
Min	5,7.10 ⁴	1,1.10 ⁵	1,0.10 ⁴	3,2.10 ⁵	3,1.10 ⁴
Max	2,7.10 ⁶	8,9.10 ⁵	1,4.10 ⁵	1,6.10 ⁶	4,6.10 ⁵

L'ajout de 50 cm de stériles permet de réduire le flux de radon 222 de 89% dans le cas A avec compactage et de 75% dans le cas B sans compactage. Le rapport souligne que les flux de radon mesurés au niveau de la planche B ne sont pas évalués de façon précise du fait du dépôt en vrac de la couche de stériles, laquelle présente vraisemblablement de grandes hétérogénéités.

On peut noter que les mesures de flux de radon 222 sur les résidus recouverts de 1 mètre de stériles non compactés sont constants en moyenne entre les mesures effectuées en 1991-1992 et celles effectuées à l'occasion de la réalisation des planches d'essai. Dans le cas de la planche A, les valeurs sont cependant légèrement plus faibles.

Les différences entre les flux de radon moyens des planches A et B avant recouvrement sont justifiées par Algade par le fait que le premier mètre de stériles, qui n'a pas fait l'objet d'un compactage initial, a pu subir des tassements variables. Ces écarts seraient donc la résultante d'hétérogénéités de la couverture. Les variations significatives de flux de radon observées au niveau des résidus bruts laissent néanmoins penser que ce qui est observé au niveau de la première couche de stériles est également le reflet de l'hétérogénéité des flux au niveau des résidus. Cette hétérogénéité ne trouve pas d'explication dans les différents documents d'AREVA NC et les valeurs de flux sur résidus bruts apparaissent étonnantes.

3.4.3.5 Conclusions sur les études de dimensionnement

A l'issue de l'analyse des études de surveillance, l'IRSN note que les résultats obtenus mettent en évidence l'atténuation indéniable des débits de dose gamma et des flux de radon obtenue par la mise en place d'une couverture de stériles sur les résidus de traitement. Cette atténuation apparaît significative même pour une épaisseur réduite de stériles (1 mètre) en ce qui concerne le rayonnement gamma. Une épaisseur plus importante et un compactage des résidus apparaissent par contre nécessaires pour abaisser les flux de radon de façon plus sensible et homogène.

L'IRSN note toutefois que les diverses informations transmises ne permettent pas une évaluation quantitative fiable de l'efficacité apportée par une couverture de caractéristiques données ; elles n'aboutissent pas non plus à définir l'épaisseur de couverture au-delà de laquelle le rajout de stériles n'apporterait aucun bénéfice supplémentaire, ni à fixer les paramètres à atteindre lors du compactage.

Les rapports d'essai s'avèrent en effet trop succincts et les éléments d'interprétation trop sommaires. Ainsi, la forte variabilité des flux de radon mise en évidence lors des mesures sur résidus bruts aurait mérité une discussion spécifique compte tenu de son incidence sur l'estimation de l'efficacité du recouvrement. De la même manière, l'utilisation systématique de valeurs

moyennes et l'absence de définition et de prise en compte des incertitudes et de la variabilité spatiale des mesures fragilisent la crédibilité des interprétations quantitatives des résultats.

L'IRSN considère également que le rôle des principaux paramètres potentiellement influents est insuffisamment discuté. Ainsi, les flux de radon sont en particulier contraints par la perméabilité, la porosité et l'état de saturation des stériles de couverture et résidus eux-mêmes. Ces paramètres auraient mérité d'être suivis lors des mesures effectués et pris en compte dans l'interprétation des résultats et dans le choix des paramètres de dimensionnement.

Pour ce qui concerne le rayonnement gamma, une épaisseur relativement limitée de stériles doit permettre une atténuation quasi-totale des débits de dose dus aux résidus. Il aurait été de ce fait pertinent d'utiliser comme référence ou objectif à atteindre les débits de dose gamma caractéristiques d'une couche homogène de stériles seuls. Des mesures complémentaires en ce sens auraient été utiles à l'occasion des études. En complément, une étude sur la base d'une modélisation simple des configurations étudiées aurait permis de valider l'interprétation des mesures expérimentales, de fixer une épaisseur minimale à atteindre et finalement de renforcer la démonstration.

Au-delà des divers commentaires précédents, l'IRSN note que, en pratique, dans le cas du stockage de Bellezane, la couverture de stériles mise en place est d'une épaisseur minimale de 2 m et atteint 12 mètres sur certaines zones de la MCO 105. Sur la base des résultats des études de dimensionnement analysées, de telles épaisseurs sont indéniablement suffisantes pour ramener à un niveau négligeable la contribution des résidus au débit de dose gamma en surface.

Elles sont également de nature à abaisser de façon sensible les flux de radon. Les éléments disponibles dans les études de dimensionnement ne permettent toutefois pas de conclure de la même façon que dans le cas du rayonnement gamma au caractère négligeable de la contribution résiduelle des résidus, compte tenu en particulier de la variabilité spatiale des caractéristiques de la couverture, de la présence probable d'hétérogénéité et des incertitudes sur le degré de saturation en eau de la couverture et des résidus sur certaines zones du stockage (MCO 68 ; cf. § 3.2.2).

3.4.4 RESULTATS DE LA SURVEILLANCE

3.4.4.1 Principaux éléments disponibles et rappel de la démarche d'expertise

En complément de l'examen des études de dimensionnement (cf. § 3.4.3), l'IRSN a basé son expertise de l'efficacité de la couverture sur l'analyse des données de surveillance disponibles dans le BDE et les différents documents complémentaires transmis par AREVA NC. Comme déjà indiqué au § 3.4.2.3, cette analyse a pour objectif d'apprécier qualitativement l'incidence de la mise en

place de la couverture mais s'efforce également d'en quantifier les bénéfices dans le but d'être en mesure d'évaluer l'impact résiduel associé au stockage de résidus et de le dissocier, dans la mesure du possible, de l'impact attribuable soit au fond naturel, soit aux autres sources d'exposition radiologiques potentielles associées à l'activité minière. L'objectif est de replacer la problématique de l'efficacité de la couverture dans le contexte de l'estimation de l'impact dosimétrique ajouté. L'analyse s'est également attachée à prendre en compte l'évolution dans le temps des résultats de surveillance, dans une optique prospective mais également afin d'évaluer le degré de compréhension et de maîtrise des mécanismes en jeu et des principaux paramètres influents.

Les éléments d'information relatifs à l'impact sur la qualité de l'air du site de Bellezane et du stockage de résidus en particulier sont présentés par AREVA NC au paragraphe 7.2 du BDE. Ils reposent sur l'analyse des résultats de surveillance de la qualité radiologique de l'air, laquelle met en jeu différentes stations de mesure implantées sur les sites et dans les villages situés dans l'environnement proche. En complément de ces mesures et pour faire face à l'absence de données relatives aux sites avant tout travaux dites « point zéro », AREVA NC a mis en place un système de mesures dans le milieu naturel. La localisation des stations correspondantes a fait l'objet de réévaluation en 2002 pour s'assurer de la bonne représentativité des contrôles par rapport au fond géochimique naturel concerné. Les caractéristiques de ce réseau de surveillance et l'emplacement des différentes stations sont rappelés au § 3.4.4.2.

En préalable au BDE, AREVA NC avait déjà rédigé un premier bilan de la surveillance sur 6 années de suivi (1997-2002) [12] en réponse à l'arrêté du préfet de Haute-Vienne n°97-21 complété par l'arrêté préfectoral n°97-98. Ces arrêtés fixent la surveillance à mettre en place sur le site de Bellezane et ses alentours dans le but d'évaluer l'efficacité des recouvrements des résidus d'une part et de caractériser l'évolution de ces recouvrements d'autre part. Le bilan présente successivement l'évolution des données de débit de dose ($\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$), d'EAP Radon 222 et d'EAP Radon 220 ($\text{nJ}\cdot\text{m}^{-3}$) de janvier 1997 à octobre 2002 pour les stations situées sur le site de Bellezane (105, 68 et carreau) et dans les villages voisins (Belezanes, Grandes Magnelles, Petites Magnelles et PuyTeigneux) (cf. localisation au § 3.4.4.2).

L'ensemble des informations précédentes ainsi que les résultats de surveillance détaillés fournis par AREVA NC sous format informatique [21] ont été exploitées par l'IRSN. L'analyse a ainsi porté sur l'examen successif de l'activité volumique des poussières, des débits de dose et des flux de radon, mesurés sur le site lui-même, dans l'environnement proche et sur les stations considérées par AREVA NC comme représentatives du milieu naturel. L'examen tient compte des différentes phases d'activité identifiées que sont : la phase avant stockage de résidus dans les fosses 68 et 105 (*i.e.* avant 1989), la phase pendant laquelle les résidus ont été stockés (1989-1993), la phase de réaménagement du site (1994-1996) et enfin, la phase de surveillance du site réaménagé (depuis 1996).

3.4.4.2 Présentation du réseau de surveillance autour du site de Bellezane

3.4.4.2.1 Types de mesures

3 types d'appareillages 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 nGy.h^{-1} (piégeage des électrons émis, chauffage pour relargage, émission de lumière). Analyses trimestrielles 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 nJ.m^{-3} (comptage des traces des particules alpha sur le film). Analyses mensuelles ;
- des dosimètres de prélèvement continu qui mesurent l'activité volumique des émetteurs alpha à vie longue contenus dans les poussières exprimée en mBq.m^{-3} . Analyses mensuelles.

3.4.4.2.2 Positionnement des appareils

Le positionnement des appareillages est tel que la mesure correspond à une exposition à hauteur des voies respiratoires d'individus adulte (soit 1,50 m du sol). Par ailleurs, l'emplacement des stations a été déterminé par AREVA NC de manière à donner une image moyenne de l'exposition des groupes de population concernés et ne cherche de ce fait pas à tenir compte de l'existence d'éventuels points chauds.

3.4.4.2.3 Stations autour de Bellezane

Les stations permettant d'assurer le suivi du stockage de résidus de Bellezane sont localisées :

- sur le site, au niveau du stockage de résidus (BZN-68 et BZN-105) ;
- sur le site, à proximité du stockage (BZN carreau) ;
- au niveau des villages supposés les plus exposés c'est-à-dire les plus proches⁴ du site : Villages de Belzanes, Les petites Magnelles, Les Grandes Magnelles, Puyteigneux.

3.4.4.2.4 Stations « milieu naturel »

AREVA NC a effectué un suivi dosimétrique de zones considérées comme géologiquement comparable au site mais en dehors de tout influence minière ; il s'agit des points dits de « référence milieu naturel » (Chateauponsac, Chanteranne, Morterolles-sur-Semme jusqu'en 2002 et actuellement Malabard, Népoulas et Jeanmeyrat). Les points de contrôle du milieu naturel suivis jusqu'en 2002 (Chateauponsac, Chanteranne et Morterolles-sur-Semme) ont été abandonnés car jugés par AREVA NC, comme non représentatifs géologiquement du site.

⁴ Le village de Montmassacrot est proche du site de Bellezane mais il est le village potentiellement le plus influencé par le stockage de résidus de Montmassacrot situé à proximité.

Dans le cas des mesures d'EAP, les concentrations en radon sont naturellement très variables. Elles sont en particulier influencées par la situation des stations de mesure vis-à-vis de l'exposition aux vents. Ce constat amène à distinguer des emplacements en fond de vallée, à flanc de coteau ou en position sommitale.

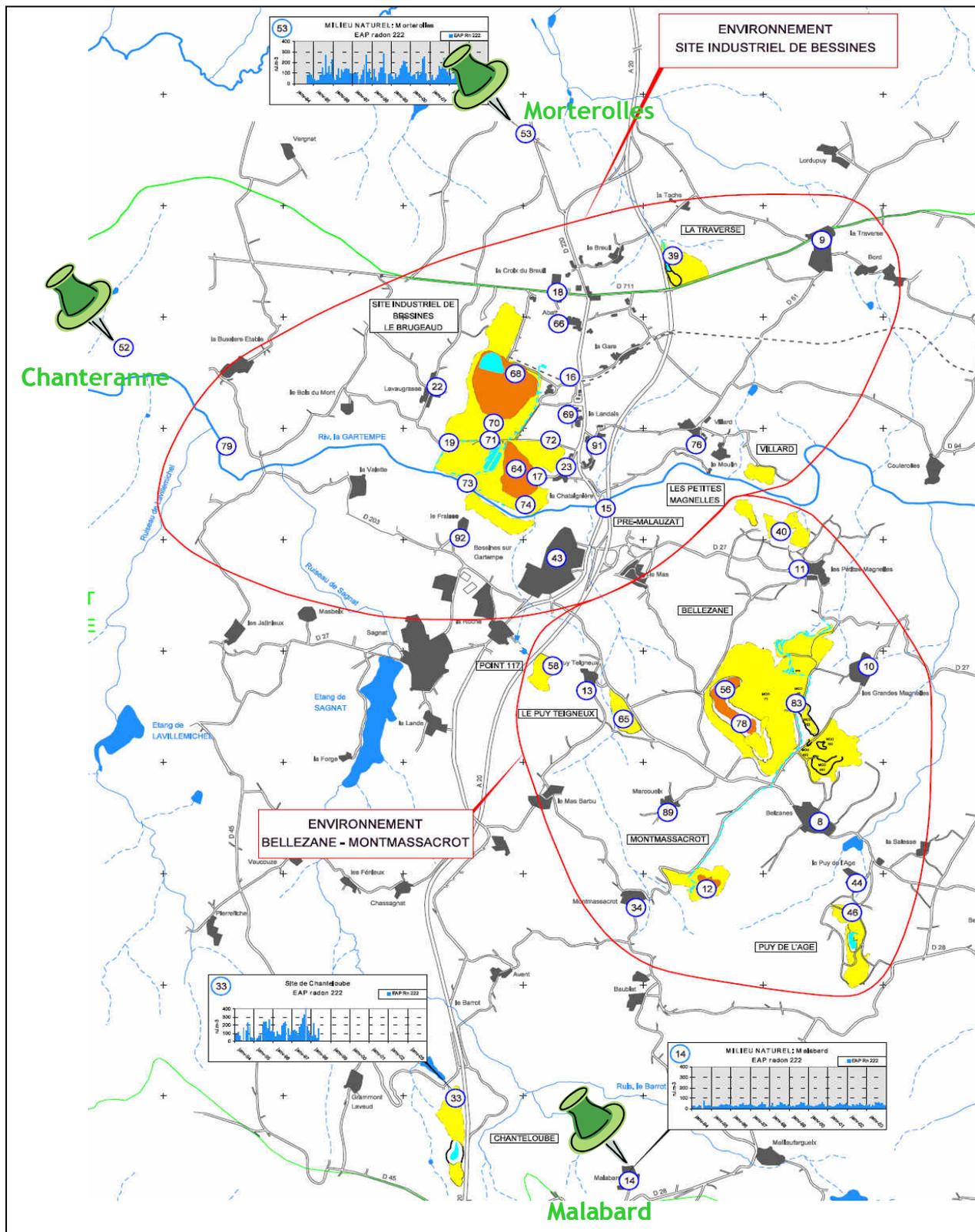
Les données issues des stations « milieu naturel » sont utilisées par AREVA NC comme valeurs de référence pour juger de l'impact attribuable aux activités minières. Elles constituent des paramètres clefs pour l'appréciation de l'efficacité de la couverture et l'évaluation des impacts radiologiques sur l'air.

Dans son document de synthèse en date du 15/6/2006 [26], la CRIIRAD portait un avis très critique sur la méthode de détermination de l'exposition naturelle de référence par AREVA NC. En particulier, elle jugeait le choix des stations non justifié et leur nombre trop faible (deux stations Rilhac Rancon et Malabard). Bien que le BDE ne mentionne pas les argumentaires précis qui ont conduit au choix de ces stations, l'IRSN note qu'aujourd'hui, AREVA NC dispose d'un échantillon plus étendu de données dites « milieu naturel ». La station de Rilhac Rancon, qui selon la CRIIRAD avait révélé des teneurs en radon particulièrement élevées, assimilant ce village à un point chaud, n'a pas été retenue dans le BDE comme station représentative du milieu naturel.

3.4.4.2.5 Synthèse des mesures disponibles

Les mesures effectuées sur chaque site et les périodes correspondantes sont présentées dans les Tableau 3-1 à Tableau 3-12. Sont également mentionnés les numéros des points de contrôle figurant sur les cartes de localisation fournies par l'exploitant et, quand disponibles, les positions sommitale (PS), flanc de coteau (FC) et fond de vallée (FV) des appareils de mesure. Les points qui ne font plus l'objet d'un suivi à l'heure actuelle apparaissent en italique.

La localisation des principaux points de contrôle est reportée sur la Figure 3-28.



Echelle : 10cm = 5km

Figure 3-28 : Points de contrôle de la qualité radiologique de l'air sur le site de Bellezane-Montmassacrot et aux alentours (source = BDE, AREVA NC, 2004)

Tableau 3-10 : Données de la surveillance concernant le milieu naturel

	EAP Rn222 (nJ.m ⁻³)	EAP Rn220 (nJ.m ⁻³)	EAVL (mBq.m ⁻³)	Débit de dose (nGy.h ⁻¹)
Malabard (pt 14) PS	depuis 01/90	depuis 08/90	depuis 01/90	depuis 03/90
Népoulas (pt 45) FC	depuis 01/94	depuis 01/94	depuis 01/94	depuis 03/94
Jeanmeyrat (pt 95) FV	depuis 04/03	depuis 04/03	depuis 04/03	depuis 06/03
Chateauponsac (pt 80) FV	12/96 à 12/03	12/96 à 12/03	12/96 à 12/03	03/97 à 12/03
Chanteranne (pt 52) FV	09/94 à 03/03	09/94 à 03/03	09/94 à 03/03	12/94 à 03/03
Morteroles-sur-Semme (pt 53) FC	09/94 à 03/03	09/94 à 03/03	09/94 à 03/03	12/94 à 03/03

Tableau 3-11 : Données de la surveillance concernant les villages dans l'environnement du site de Bellezane

	EAP Rn222 (nJ.m ⁻³)	EAP Rn220 (nJ.m ⁻³)	EAVL (mBq.m ⁻³)	Débit de dose (nGy.h ⁻¹)
Belzanes (pt 8) PS	depuis 01/88	depuis 08/90	depuis 02/90	depuis 03/88
Grandes Magnelles (pt 10)	depuis 01/88	depuis 08/90	depuis 01/90	depuis 03/88
Petites Magnelles (pt 11) FC	depuis 01/90	depuis 08/90	depuis 01/90	depuis 03/90
Puyteigneux (pt 13)	depuis 12/88	depuis 08/90	depuis 01/90	depuis 03/89

Tableau 3-12 : Données de la surveillance concernant le stockage de résidus de Bellezane et l'environnement proche

	EAP Rn222 (nJ.m ⁻³)	EAP Rn220 (nJ.m ⁻³)	EAVL (mBq.m ⁻³)	Débit de dose (nGy.h ⁻¹)
Bellezane Carreau (pt 83) FC	depuis 01/88	depuis 08/90	depuis 01/90	depuis 03/88
Bellezane 105 (pt 78) FV	depuis 11/96	depuis 11/96	depuis 11/96	depuis 09/91
Bellezane 68 FC				
- MCO68N (sur résidus en place)	11/94 à 11/95	11/94 à 11/95	11/94 à 11/95	12/94 à 12/95
- MCO68 (pt 56)	depuis 11/96	depuis 11/96	depuis 11/96	depuis 12/96

3.4.4.3 Activités volumiques des émetteurs alpha à vie longue contenus dans les poussières

AREVA NC indique dans le BDE que, depuis le réaménagement des sites, les activités volumiques alpha des poussières sont demeurées constamment inférieures à la limite de détection de 1 mBq.m⁻³ dans toute la Division Minière de la Crouzille. Ceci amène l'exploitant à qualifier de nul l'impact des

anciens sites miniers sur la qualité de l'air d'un point de vue des poussières contenant des émetteurs alpha à vie longue.

Compte tenu de l'absence de toute donnée significative sur le plan de la mesure (activité volumique mesurée inférieure à la limite de détection pour tous les points de contrôle), l'IRSN ne peut que constater que la qualité de l'air en termes d'activité alpha contenue dans les poussières est maintenue à un niveau bas et que l'influence éventuelle du stockage, si elle existe, est donc faible. Ce résultat est cohérent avec l'appréciation qualitative de la situation : du fait de la présence d'une couverture d'épaisseur significative recouvrant le stockage et des teneurs en eau probablement élevée des résidus, la présence de poussières contaminées par les résidus eux-mêmes semble très improbable.

L'IRSN note toutefois que les limites de détection des mesures effectuées pour le compte d'AREVA NC sont relativement élevées. En supposant une concentration effective de l'air en activité alpha total égale à $0,5 \text{ mBq.m}^{-3}$ et si on admet que les poussières proviennent uniquement du minerai, on obtient une dose efficace engagée par inhalation de l'ordre⁵ de $0,06 \text{ mSv.an}^{-1}$ (soit 6% de la limite de dose ajoutée de 1 mSv.an^{-1} fixée par la réglementation) pour les hypothèses d'exposition habituellement retenues dans les évaluations d'impact radiologique autour des sites miniers (cf. [24]) et la teneur en activité alpha des minerais et le coefficient de dose correspondant à ceux proposés dans [25]. Le degré de précision des mesures entache de ce fait directement la précision avec laquelle il sera possible d'estimer l'exposition ajoutée reçue par les groupes de population autour des sites. A noter qu'en 2006, la limite de détection des mesures d'activité volumique des émetteurs alpha à vie longue dans les poussières de minerais a été abaissée à $0,3 \text{ mBq.m}^{-3}$.

⁵ Les hypothèses retenues sont : un coefficient de dose de $1,4\text{E-}05 \text{ Sv.Bq}^{-1}$ en alpha total dans des poussières de minerai ; un débit respiratoire journalier moyen défini pour un adulte ayant une activité légère pendant 16 heures par jour et 8 heures de repos) de 16 L.min^{-1} (soit $8\ 322 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$)

3.4.4.4 Débit de dose

3.4.4.4.1 Contenu du BDE

AREVA NC présente dans le BDE une analyse globale pour l'ensemble des sites concernés par le bilan. Cette analyse est basée sur l'évolution des valeurs moyennes annuelles de 1994 à 2003 pour trois types d'environnement évoqués précédemment à propos des études de dimensionnement effectuées par Algade : milieu naturel, environnement des sites et sites eux-mêmes. Est également présentée une comparaison des valeurs moyennes mesurées sur les sites avec résidus et sans résidus. Les résultats correspondants sont rappelés à la Figure 3-29.

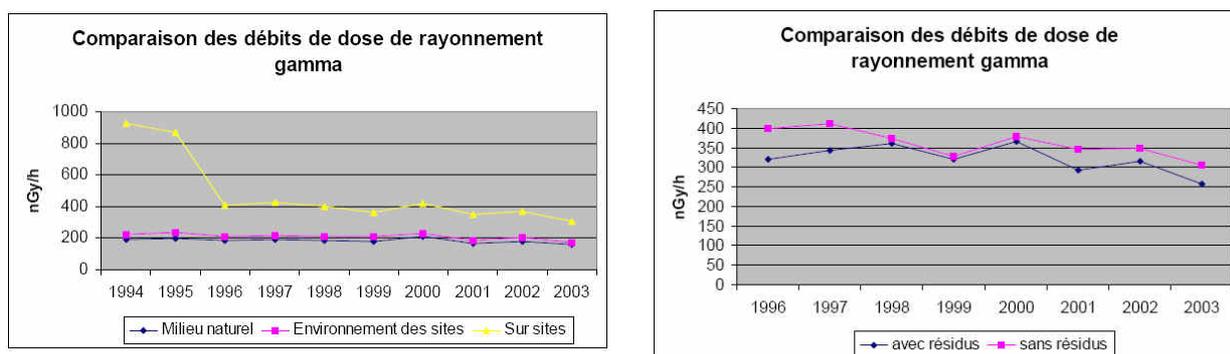


Figure 3-29 : Comparaison des débits de dose de rayonnement gamma (extrait du BDE)

Ces valeurs moyennes amènent AREVA NC à tirer trois constats ou enseignements :

- Les valeurs des débits de dose sur site sont supérieures d'un facteur 2 aux valeurs mesurées dans leur environnement (de l'ordre de 400 nGy.h^{-1} sur site, 200 nGy.h^{-1} dans leur environnement ou au niveau des stations choisies comme référence milieu naturel). Cet écart est interprété par l'exploitant comme résultant essentiellement de l'absence de couvert végétal sur site ;
- Les débits de dose ont significativement baissé à partir de 1996, date à laquelle les réaménagements des sites et en particulier, la couverture des stockages de résidus est achevée. L'exploitant souligne sur la base de ce constat l'efficacité des couvertures mises en place en particulier sur le stockage de Bellezane, la chute drastique des débits de dose mesurés sur le site ayant largement contribué à la baisse des valeurs moyennes.
- Depuis 1996, les débits de dose mesurés sur site sont similaires qu'il y ait ou non présence de résidus (cf. Figure 3-29 droite). Ceci conduit AREVA NC à conclure qu'il n'y a pas d'influence des résidus sur ce paramètre.

L'IRSN considère que, bien que les éléments d'analyse et les interprétations précédentes soient intéressants et permettent de fournir une première appréciation générale des niveaux de débits de dose externe mesurés sur et autour des sites, ils ne permettent ni de conclure à l'absence d'impact, ni de juger des conditions locales spécifiques à chaque site et en particulier au site de Bellezane. Ils

ne permettent pas non plus de donner un avis sur le degré d'efficacité de la couverture du stockage de Bellezane au-delà du simple constat que cette couverture a indéniablement permis d'abaisser les niveaux mesurés sur le site.

Pour ce qui est des enseignements particuliers indiqués dans le BDE, l'IRSN note que si une incidence du couvert végétal est envisageable, il reste très probable qu'une partie significative du surcroît de débit de dose mis en évidence sur la Figure 3-29 est attribuable aux divers matériaux laissés sur place à l'issue de l'exploitation minières (verses à stériles et divers points et zones marqués sur et autour des sites en particulier). A titre d'éclairage, l'IRSN souligne à ce sujet que le surcroît de débit de dose (évalué à environ 200 nGy.h^{-1}) correspondrait à une dose efficace ajoutée de $0,08 \text{ mSv.an}^{-1}$ pour un temps de résidence de 400 h sur le site.

Afin de compléter les éléments précédents, l'IRSN a mené une analyse plus fine en repartant des données brutes transmises par AREVA NC. Les résultats de cette analyse, présentés ci-après abordent tour à tour les mesures considérées par AREVA NC comme représentatives du milieu naturel non influencé, les mesures effectuées sur le site de Bellezane et les mesures effectuées dans les villages avoisinants.

3.4.4.4.2 Résultats de la surveillance du milieu naturel

La Figure 3-30 présente l'évolution du débit de dose mesuré au niveau des stations « milieu naturel » identifiées par AREVA NC. La localisation des points les plus proches du site de Bellezane est présentée à la Figure 3-28.

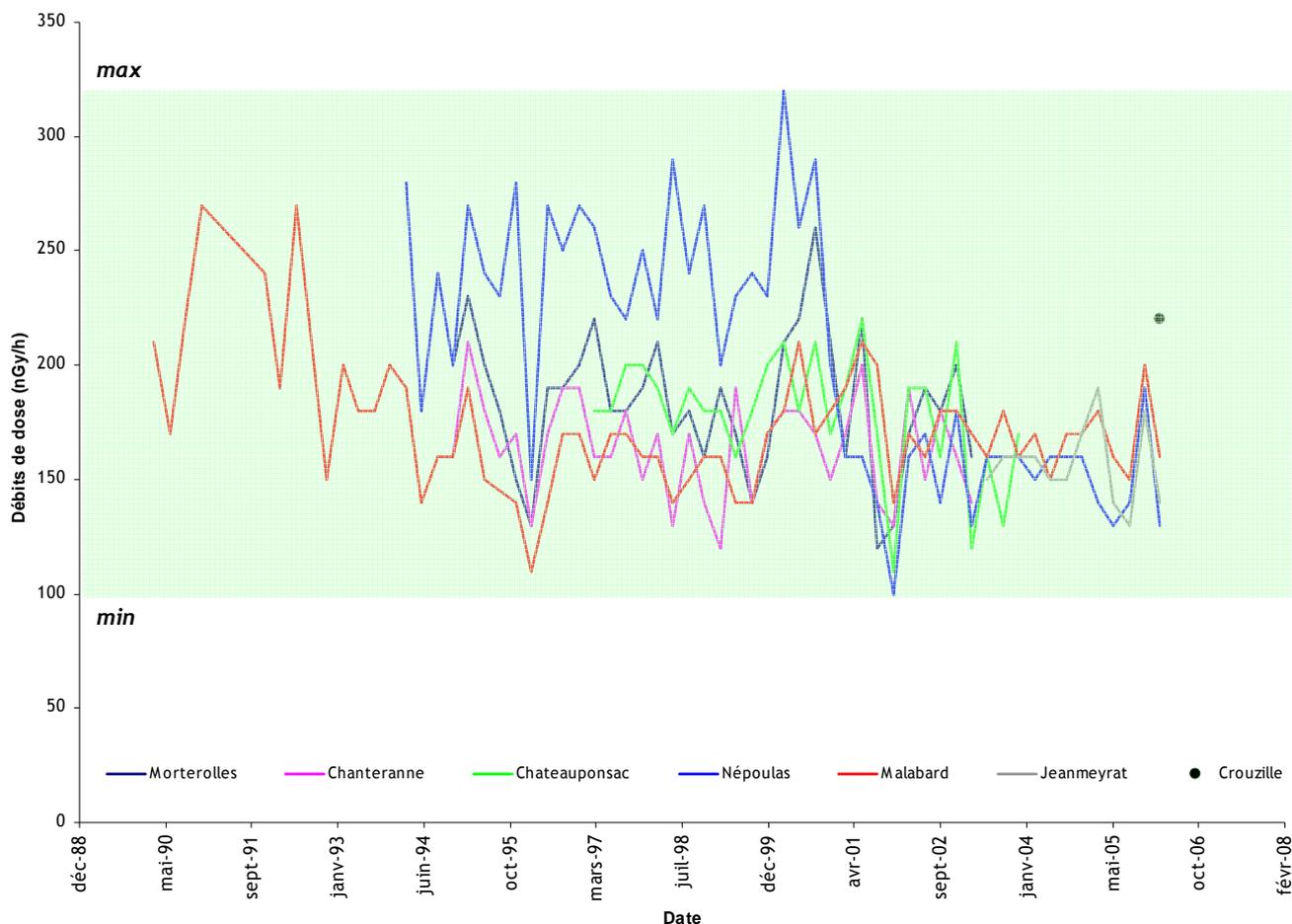


Figure 3-30 : Evolution des débits de dose mesurés au niveau des points de contrôle du milieu naturel considérés dans le BDE

Les valeurs de débit de dose pour le milieu dit « naturel » s'avèrent remarquablement homogènes pour l'ensemble des stations et s'établissent en moyenne au environ de 150-200 nGy.h⁻¹. Elles présentent toutefois des fluctuations marquées dans l'intervalle [100-320] nGy.h⁻¹ (cf. Figure 3-30) pour la période antérieure à 2001. A partir⁶ de 2001, ces fluctuations sont d'amplitude bien moindre. Ces observations sont valables quel que soit le point de contrôle du milieu naturel.

L'IRSN note que la variabilité des débits de dose et sa brusque réduction sont *a priori* surprenantes et difficiles à interpréter. Les débits de dose dépendent en effet essentiellement des caractéristiques radiologiques et de la géométrie des différentes sources de rayonnement présentes autour de la station de mesure (les sols à l'aplomb et autour de cette station en particulier). A moins de réaménagements conséquents de l'espace environnant, les valeurs mesurées ont donc peu de raison de varier, si ce n'est du fait de la précision de la technique de mesure.

⁶ date qui correspond également à la fin définitive de l'exploitation des mines dans la région

AREVA NC a précisé, au cours de l'instruction, que des plans compteurs avaient été réalisés en 2000 avec pour objectif de déterminer l'emplacement des DTL de sorte qu'ils fournissent des résultats les plus représentatifs possibles des niveaux d'exposition moyens, tout en respectant une distance appropriée par rapport aux murs des habitations (précaution non respectée *a priori* antérieurement). Les DTL ont été déplacés en conséquence en 2001 ce qui peut, tout au moins en partie, justifier les écarts entre les fluctuations de débits de dose avant et après cette date.

Gamme de valeurs représentative du milieu naturel

Etant donné les fluctuations mentionnées ci-avant, il apparaît peu pertinent de retenir, comme valeur de référence, la valeur moyenne des débits de dose mesurés. Le choix d'une gamme de variation semble plus justifié. Sur la base des données disponibles transmises par AREVA NC, une gamme de débits de dose comprise entre 100 et 320 nGy.h⁻¹ pourrait être retenue en première approximation. En restreignant raisonnablement les données à celles acquises postérieurement à 2001, cette gamme pourrait être réduite à **100-210 nGy.h⁻¹**.

Impact du changement de stations de contrôle du milieu naturel

Comme indiqué précédemment, les stations de Morterolles, Chanteranne et Chateauponsac ont cessé de faire l'objet d'un suivi depuis 2002. Sur la Figure 3-31, l'IRSN note que globalement, les valeurs moyennes des débits de dose mesurés sur les stations « actuelles » et les stations abandonnées sont similaires (184 contre 175 nGy.h⁻¹), de même pour la gamme de variation. L'IRSN note ainsi que la modification du choix des stations, si elle se justifie sur le principe, ne modifie pas les conclusions basées sur le précédent référentiel.

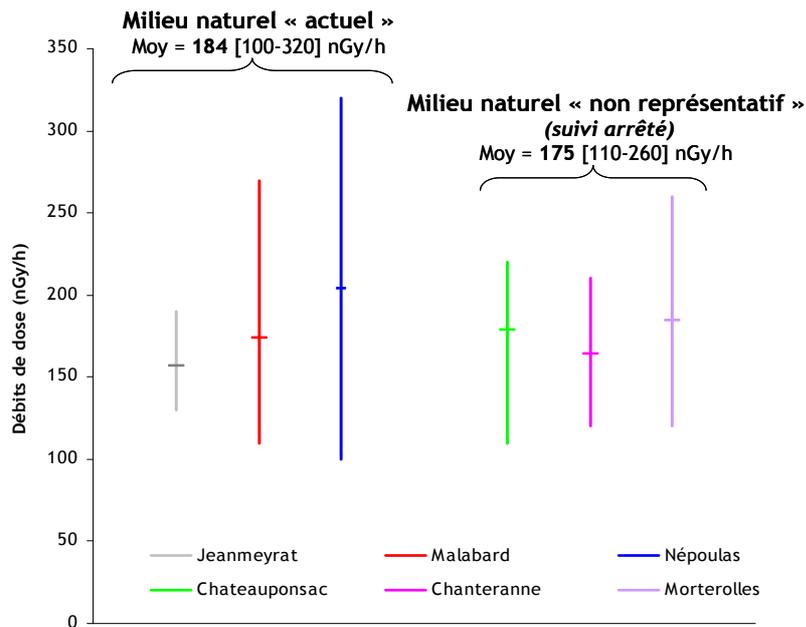
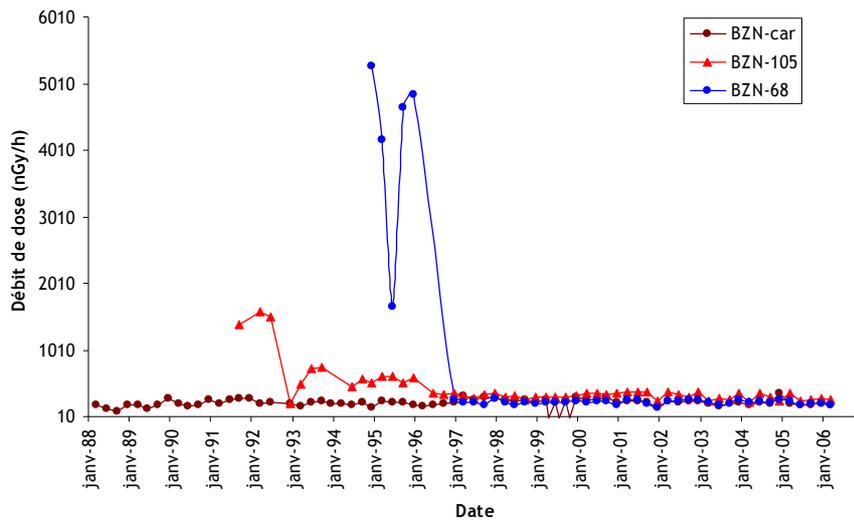


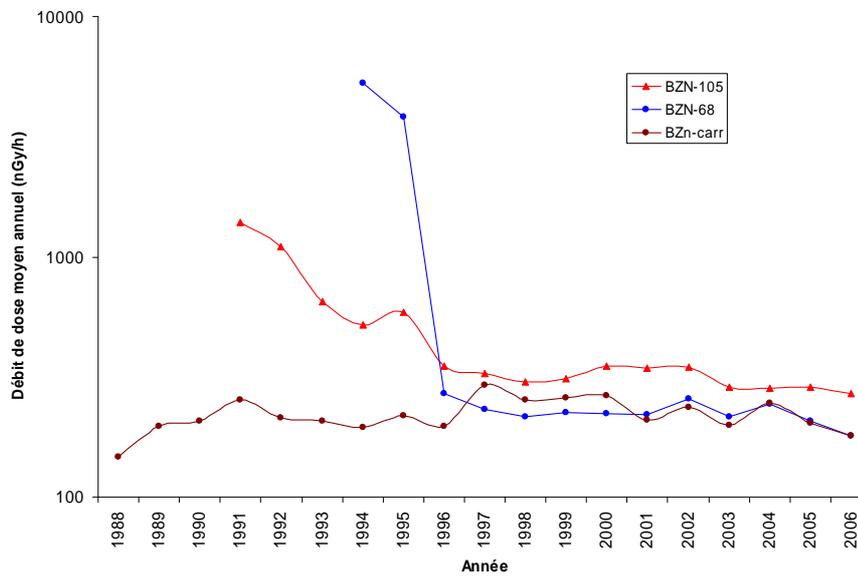
Figure 3-31 : Valeurs moyenne, minimale et maximale des débits de dose mesurés au niveau des points de contrôle du milieu naturel mentionnés dans le BDE

3.4.4.4.3 Résultats de la surveillance sur le site de Bellezane

La Figure 3-32 présente l'évolution des débits de dose mesurés au niveau des trois points de contrôle sur site (BZN 105 sur la MCO 105, BZN 68 sur la MCO 68 et BZN car au niveau de l'ancien carreau minier) en considérant la totalité des valeurs disponibles (courbe de gauche) et sur la base des valeurs moyennes annuelles (courbe du bas).



Valeurs brutes



Valeurs moyennes annuelles

Figure 3-32 : Evolution du débit de dose au niveau des points de contrôle sur le site de Bellezane

Le Tableau 3-13 synthétise les valeurs moyennes, les écarts type et les nombres de mesures disponibles pour chaque période identifiée : avant stockage de résidus, pendant le stockage de résidus, après stockage de résidus (phase de réaménagement) et post-réaménagement. Ce tableau permet de comparer les jeux de valeurs entre eux et notamment les valeurs moyennes et écart type associés tout en tenant compte de la représentativité des moyennes du fait du nombre de mesures disponibles.

Tableau 3-13 : Eléments statistiques des débits de dose mesurés sur site

Débits de dose (nGy.h ⁻¹)			BZN-car	BZN-105	BZN-68
< 1989	Ante stockage	moyenne	148		
		Valeur mars 1988	190		
		écart type	51		
		nombre de valeurs	4	0	0
1989-1993	Stockage de résidus	moyenne	216	951	
		écart type	44	543	
		nombre de valeurs	19	7	0
1994-1996	Phase de réaménagement	moyenne	203	496	3478*
		écart type	29	112	2027
		nombre de valeurs	12	10	6
> 1996	Post réaménagement	moyenne	240	314	225
		écart type	45	45	32
		nombre de valeurs	39	37	37
		Valeur mars 2006	180	270	180

* le dosimètre contrôlé de novembre 1994 à novembre 1995 n'avait pas la même localisation que le dosimètre contrôlé postérieurement (communication AREVA NC)

CARREAU

Les débits de dose au niveau du carreau font apparaître une augmentation sensible au moment de l'ouverture du stockage (passage de 148 à 216 nGy.h⁻¹ en moyenne) puis un maintien à un niveau relativement constant sur toute la période d'exploitation et de réaménagement. Si l'on admet une incertitude sur la mesure de l'ordre de 20% (valeur indiquée par AREVA NC au cours de l'expertise et jugée cohérente par l'IRSN compte tenu de son expérience au niveau de la métrologie), cette augmentation ne peut être toutefois considérée significative en particulier du fait du peu de valeurs disponibles pour la période antérieure à l'ouverture du stockage. Compte tenu de la distance entre le stockage et la station de mesure considérée et de la topographie du site (écran naturel constitué par les parements de la MCO et le massif lui-même), il apparaît par ailleurs très improbable qu'une fois déposés dans la zone de stockage, les résidus puissent entraîner une augmentation significative des débits de dose mesurés sur le carreau. De ce fait, l'interprétation des fluctuations constatées, et en particulier l'augmentation mise en évidence au moment de la création du stockage si elle est effective, est a priori plutôt à rechercher dans les divers aménagements effectués sur le secteur et en particulier la mise en verse, le remodelage ou le déplacement de stériles ou minerais pauvres sur et à coté du carreau.

MCO 68 et MCO 105

Le premier constat qui ressort de l'analyse des données du Tableau 3-13 est le faible niveau de débit de dose mesurée sur la MCO 105 en cours de réaménagement (496 nGy.h⁻¹ en moyenne) mais également durant le remblayage des fosses avec des résidus (951 nGy.h⁻¹ en moyenne). Au cours de

ces périodes, les mesures disponibles sont en effet censées correspondre à des mesures sur résidus bruts. C'est le cas pour la MCO 68 ($3\,478\text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ en moyenne entre 1994 et 1996). A défaut de connaître la localisation précise du dosimètre de contrôle BZN-105, les faibles niveaux mesurés suggèrent clairement que celui-ci devait être disposé en bordure de la zone de stockage elle-même et n'est de ce fait pas représentatif des résidus bruts. Leur utilisation pour évaluer l'influence de la couverture est de ce fait délicate.

Sur la MCO 68, l'effet de la couverture se manifeste par une réduction du débit de dose de plus de 90% en moyenne entre les périodes de mise en place de la couverture et post-réaménagement. Les débits de dose deviennent ainsi équivalents aux débits de dose mesurés sur le carreau. Ce pourcentage est supérieur à ce qui a été obtenu au cours des tests de dimensionnement (cf. § 3.4.3), probablement du fait d'une couche de stériles plus importante (2 mètres contre 1 à 1,5 mètres). Les ordres de grandeur sont tout à fait cohérents.

L'IRSN note cependant que les mesures sur résidus en place dans la MCO 68 induisent des débits de dose allant jusqu'à deux fois les valeurs mesurées au cours des tests de dimensionnement (cf. § 3.4.3.3 : $1\,660$ à $5\,270\text{ nG}\cdot\text{h}^{-1}$ avec une moyenne à $3\,478\text{ nG}\cdot\text{h}^{-1}$ contre $2\,500$ à $2\,980\text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ avec une moyenne à $2\,740\text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$).

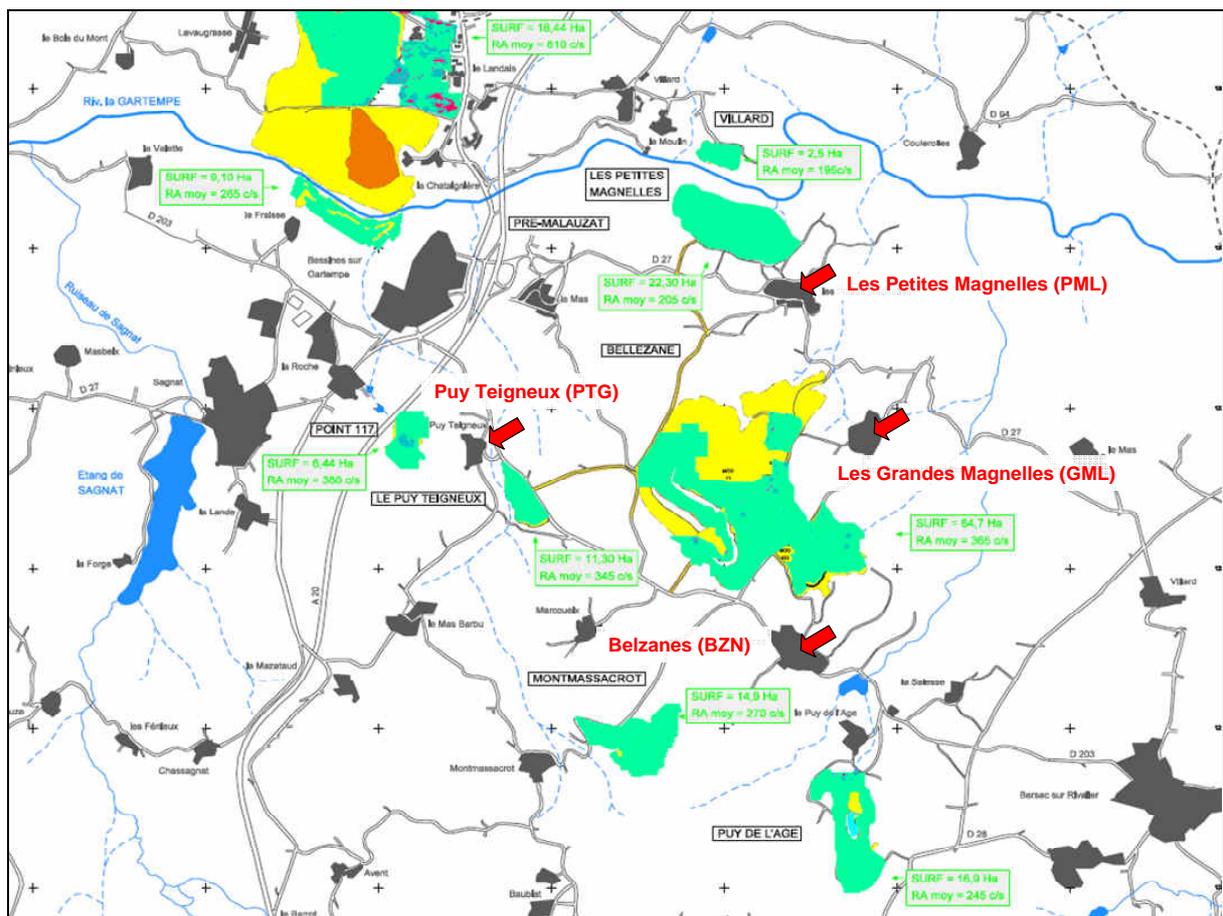
Après 1996, c'est-à-dire post-réaménagement, les débits de dose s'établissent globalement dans la gamme de variation du débit de dose retenue pour le milieu naturel ($100\text{-}320\text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$). Ils demeurent supérieurs sur la MCO 105 par rapport à la MCO 68 avec un écart moyen de $90\text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ (compris entre 10 et $180\text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$) sur la période 1997-2006. En restreignant la gamme de variation du milieu naturel aux valeurs observées à compter de 2001 au niveau des stations actuelles (Jeanmeyrat, Népoulas et Malabard), soit $[100\text{-}210]\text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$, cette différence conduit à retenir l'existence d'un impact mesurable sur la MCO 105. Celui-ci est attribué par AREVA NC à la configuration du site et à l'exposition supplémentaire associée aux parements de la MCO. Si cette influence est probable, l'influence des caractéristiques radiologiques des stériles peut également être invoquée. L'IRSN note que l'interprétation de ce surcroît d'exposition pourrait être confortée par la prise en compte de la variabilité du rayonnement gamma à l'échelle du stockage soit au travers de l'exploitation des plans compteurs existants, soit via la réalisation d'une cartographie des débits de dose. Le recours à des outils de modélisation de l'exposition externe permettrait également d'évaluer l'ordre de grandeur attribuable aux parements de la MCO et ainsi de conforter l'hypothèse retenue par AREVA NC.

Comme signalé au § 3.4.1.1, l'étude du concept de stockage et de sa couverture montre que le contenu de la fosse 105 présente des disparités qui n'existent pas dans la fosse 68 : une couche supplémentaire de résidus de lixiviation statique et une épaisseur de stériles variables, allant de 2 mètres comme dans la fosse 68, à 12 mètres. Cette configuration peut induire une variabilité du débit de dose, en particulier dans le cas où la contribution des résidus ne serait pas négligeable. Le choix de l'emplacement du dosimètre pourrait dans ce cas influencer sur le résultat de mesure et ainsi

nécessiter une justification ou une discussion spécifique. Ce commentaire justifie là encore de se baser sur les résultats de plans compteurs existants mais également sur les résultats de campagnes dédiées de cartographies de débits de dose sur le site.

Commentaire à propos des plans compteur

Comme indiqué dans le BDE, des plans compteurs radiométriques ont été réalisés sur l'ensemble des sites à l'issue des travaux de réaménagement. La radiométrie est exprimée en chocs par seconde (SPP2). Pour le site de Bellezane, AREVA NC indique dans le BDE une radiométrie moyenne de 365 chocs par seconde (SPP2) pour 64,70 hectares découpés en mailles de 10 mètres (cf. Figure 3-33).



Echelle : 10cm = 4,6km

Figure 3-33 : Résultats des plans compteurs effectués par AREVA NC après réaménagement du site (source : BDE)

La seule indication de cette valeur moyenne sur la zone concernée est insuffisante pour mettre en évidence d'éventuels points chauds ou discuter de l'homogénéité du rayonnement gamma à la surface du stockage et ainsi juger de la pertinence de la localisation du dosimètre de la MCO 105 et donc de la représentativité des mesures obtenues.

Les résultats détaillés des plans compteurs concernés n'ont pu être examinés dans le cadre de l'expertise. Leur analyse devrait permettre de fournir des éléments de réponse aux questions soulevées notamment au § 3.4.4.4.3.

3.4.4.4.4 Résultats de surveillance de l'environnement proche

Les résultats des mesures effectuées dans les quatre villages les plus proches ont été analysés à savoir les villages de Belzanes (BZN), des Grandes Magnelles (GML), des Petites Magnelles (PML) et de Puy Teigneux (PTG) (cf. Figure 3-28).

L'évolution des débits de dose en fonction de la phase d'activité est illustrée sur la Figure 3-34. Les éléments statistiques sont regroupés au Tableau 3-14.

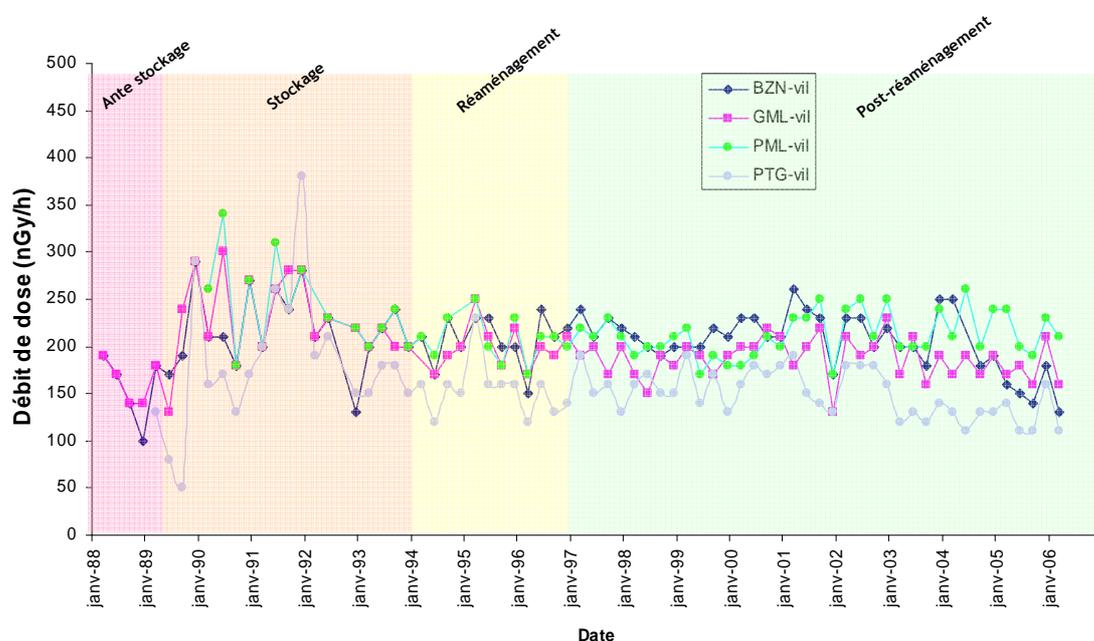


Figure 3-34 : Evolution du débit de dose au niveau des villages proches du site de Bellezane

Ce graphe appelle les commentaires suivants :

- Si l'on tient compte d'une incertitude de 20%, on peut dire que les valeurs de débits de dose au niveau des villages de Bellezane, les Petites Magnelles, les Grandes Magnelles et Puy Teigneux sont proches et statistiquement non différentes ;
- Avant 1994, des fluctuations plus marquées associées à une tendance à l'augmentation sont notées. Bien que de moindre ampleur, elles suscitent le même questionnement que celui évoqué au § 3.4.4.4.2.

Tableau 3-14 : Eléments statistiques des débits de dose au niveau des villages voisins du site

Débits de dose (nGy.h ⁻¹)			BZN-vill	GML-vil	PML-vil	PTG-vil
< 1989	Ante stockage	Moyenne	150	160		
		<i>Valeur mars 1988</i>	<i>190</i>	<i>190</i>		
		écart type	39	24		
		nombre de valeurs	4	4	0	0
1989-1993	Stockage de résidus	Moyenne	216	226	242	183
		écart type	40	44	46	74
		nombre de valeurs	19	19	14	19
1994-1996	Phase de réaménagement	Moyenne	208	199	207	154
		écart type	26	23	23	29
		nombre de valeurs	12	11	11	12
> 1996	Post réaménagement	Moyenne	206	187	212	149
		écart type	31	21	24	25
		nombre de valeurs	36	37	37	37
		<i>Valeur mars 2006</i>	<i>130</i>	<i>160</i>	<i>210</i>	<i>110</i>

Globalement, les valeurs moyennes demeurent dans la gamme de variation estimée [100-320] nGy.h⁻¹. Si l'on restreint la gamme de variation du milieu naturel à celle établie sur la base des données post-2001 (100-210 nGy.h⁻¹), il apparaît que le village des Petites Magnelles présente des débits de dose légèrement plus élevés. Les valeurs extrêmes du débit de dose aux Petites Magnelles sont mesurées pendant la période de stockage de résidus (min = 170 nGy.h⁻¹ ; max = 340 nGy.h⁻¹) ce qui pourrait signifier qu'il y a eu une incidence des travaux de stockage sur le débit de dose dans le village. Compte tenu des niveaux mesurés, cette incidence reste cependant très hypothétique et de faible ampleur.

Depuis la fin des travaux de réaménagement, l'ensemble des débits de dose au niveau des villages fluctue peu avec des écarts types identiques quelle que soit la localisation et des débits de dose légèrement plus élevés au niveau des Petites Magnelles. Cette spécificité est interprétée par AREVA NC comme résultant d'un bruit de fond naturel plus élevé sur ce secteur. Elle peut toutefois être également due à la présence de marquages localisés à proximité de la station de mesure ou à sa position par rapport aux verses à stériles présentes dans le secteur. Une reconnaissance radiométrique autour du point de mesure et une identification des sources potentielles présentes à proximité pourrait conforter l'hypothèse d'un bruit de fond plus important.

Les moyennes mesurées à Bellezane et aux Grandes Magnelles en 2006 semblent indiquer la persistance de valeurs plus élevées du débit de dose après le réaménagement comparativement aux moyennes obtenues avant stockage. Cette observation doit être relativisée par la faible représentativité des moyennes « ante stockage » qui ne sont basées que sur un nombre très limité de valeurs (4) et également par la prise en compte de valeurs basses du débit de dose mesurée en mars 2006, inférieure à la valeur mesurée en mars 1988. Si toutefois il est confirmé que les débits

de dose demeurent plus élevés post-réaménagement dans ces deux villages, l'accroissement du paramètre n'est pas censé induire un accroissement significatif de la dose d'exposition.

3.4.4.5 Flux de radon

3.4.4.5.1 Contenu du BDE

De la même façon que pour les débits de dose (cf. § 3.4.4.4.1), le BDE présente une analyse de l'évolution des valeurs moyennes annuelles entre 1994 et 2003 pour le milieu naturel, l'environnement des sites et les sites eux-mêmes ainsi qu'une comparaison des valeurs moyennes mesurées sur les sites accueillant un stockage de résidus et sur ceux n'en accueillant pas. Les résultats correspondant sont reportés sur la Figure 3-35.

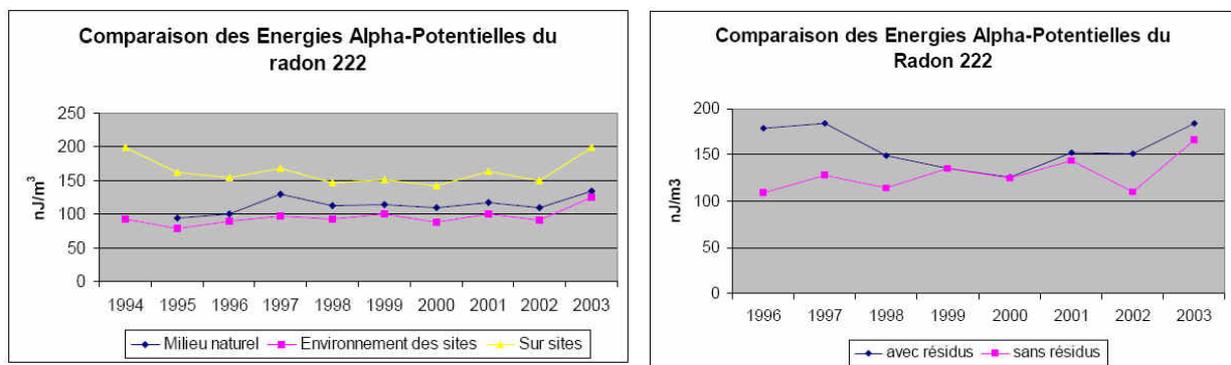


Figure 3-35 : Comparaison des EAP radon 222 (extrait du BDE)

L'interprétation de ces valeurs moyennes conduit AREVA NC à constater que :

- les valeurs d'EAP radon 222 sur site sont supérieures d'un facteur 1,5 aux valeurs mesurées dans leur environnement et le milieu de référence hors influence. Cet écart est justifié, là encore, comme résultant de l'absence de couvert végétal sur site ;
- les courbes ne mettent pas en évidence de baisse significative de l'EAP au moment du réaménagement du stockage (1996) au niveau des villages avoisinants. AREVA NC en conclut à l'origine naturelle des niveaux d'EAP mesurés dans ces villages ;
- les courbes mettent en évidence une augmentation notable de l'EAP Rn222 en 2003 pour l'ensemble des types d'environnement, y compris le milieu naturel. AREVA NC justifie cette augmentation par les conditions climatiques (temps particulièrement chauds et secs) qui ont favorisé la stagnation du radon au niveau du sol et contribué à désaturer les sols et donc à favoriser l'émanation de radon ;
- les valeurs obtenues sur les sites ne comportant pas de stockage de résidus ne présentent pas d'écart significatif avec celles mesurées sur les sites comportant un stockage de résidus (cf. Figure 3-35 droite). AREVA NC conclut de ce fait à l'absence d'influence des résidus.

Comme dans le cas des débits de dose, l'IRSN considère que les courbes présentées dans le BDE ne permettent pas de proposer une interprétation argumentée des résultats de la surveillance et qu'il est indispensable de procéder à une analyse spécifique tenant compte plus explicitement des spécificités de chaque site. Pour les besoins de la partie de l'expertise relative au stockage de résidus de Bellezane objet du présent chapitre, l'IRSN est donc reparti des données brutes transmises par AREVA NC. Les résultats de l'analyse effectuée sur cette base sont présentés ci-après successivement pour le milieu naturel, le site de Bellezane lui-même puis son environnement proche.

Pour ce qui concerne les interprétations particulières mentionnées dans le BDE et rappelées ci-avant, l'IRSN note que le surcroît de radon mesuré sur les sites est significatif et ne peut être réduit à la seule conséquence d'une différence de couvert végétal. L'impact des activités minières sur les teneurs en radon dans l'environnement sont en effet très vraisemblables. La nature et l'ampleur des travaux et aménagements effectués sur les sites a en effet conduit à intensifier la fracturation des massifs exploités et à laisser en surface des quantités importantes de roches (stériles). Indépendamment de l'impact éventuel des résidus stockés sur certains sites, ces perturbations de l'environnement initial favorisent une augmentation du potentiel d'exhalation du radon et donc des valeurs d'EAP. L'augmentation d'EAP correspondante peut être estimée à 50 nJ.m^{-3} en moyenne pour l'ensemble des sites considérés d'après les données fournies dans le BDE (cf. Figure 3-35). On peut noter que, sur la base d'une hypothèse d'une exposition annuelle de 400 heures et en utilisant le facteur de conversion définie pour l'intérieur des habitations de $1,1 \text{ mSv.h}^{-1}.\text{mJ}^{-1}.\text{m}^3$, qui est une valeur surestimée pour une évaluation à l'extérieur d'habitations, la dose efficace ajoutée reçue par les populations résidant autour des sites correspondant à cette surexposition de 50 nJ.m^{-3} est d'environ $0,022 \text{ mSv.an}^{-1}$ soit 2,2% de la dose annuelle réglementaire.

L'IRSN note également que l'absence de variation constatée lors du réaménagement des stockages au niveau des villages avoisinant indique effectivement l'absence d'impact généralisé et significatif de ces stockages sur les teneurs en radon dans les zones surveillées. Toutefois, ce constat ne permet pas de conclure au caractère naturel des valeurs d'EAP mesurés dans ces villages. Comme évoqué précédemment, d'autres sources, non modifiées lors des réaménagements des stockages, peuvent contribuer à l'augmentation des niveaux naturels.

3.4.4.5.2 Résultats de surveillance du milieu naturel

La Figure 3-36 présente les résultats de mesure d'EAP au niveau des points de contrôle du milieu naturel en distinguant les valeurs correspondant à des dosimètres en position sommitale (Malabard), en flanc de coteau (Népoulas et antérieurement Morterolles sur Semme) et en fond de vallée (Jeanmeyrat et antérieurement Chateauponsac et Chanteranne).

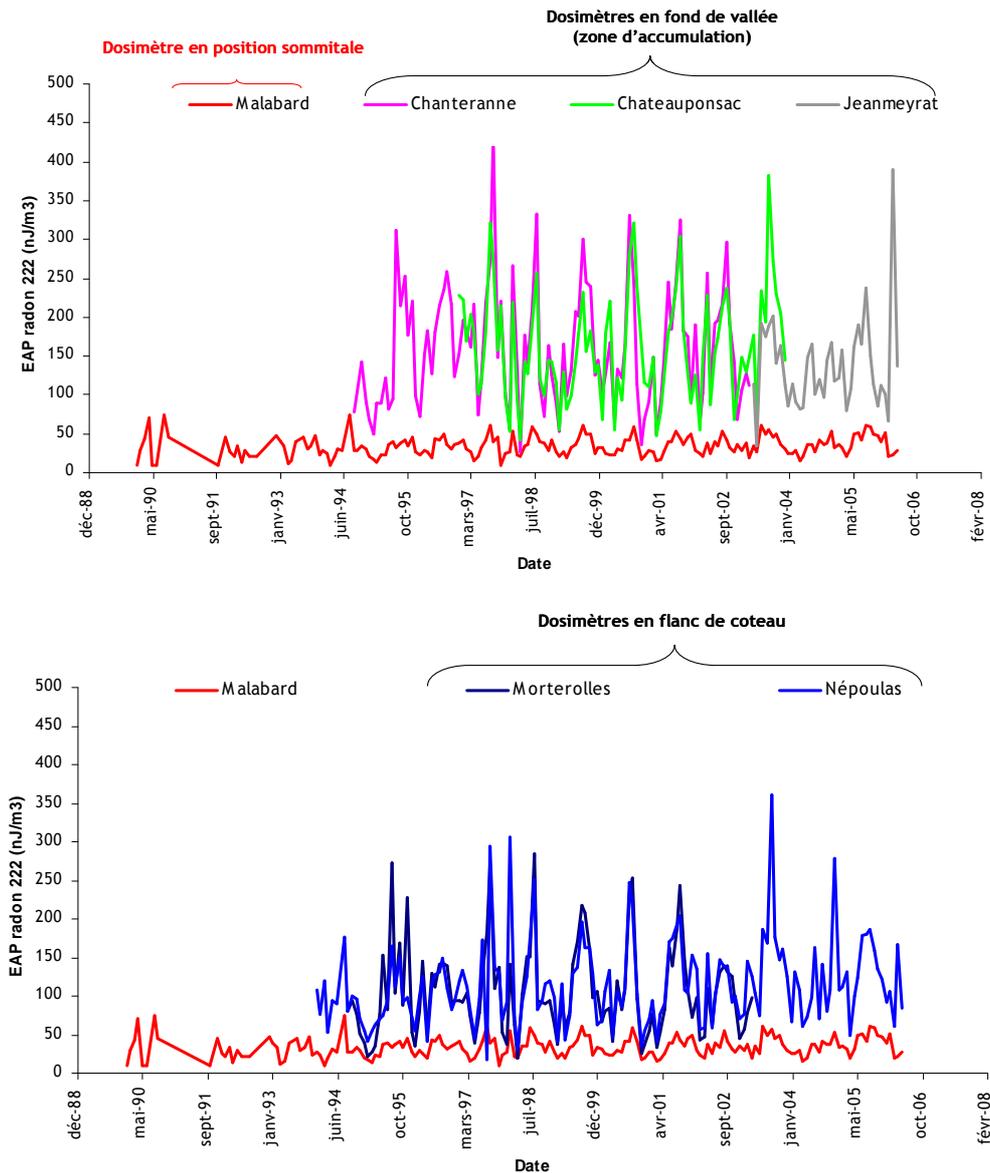


Figure 3-36 : Evolution des EAP radon 222 mesurées au niveau des points de contrôle du milieu naturel considérés dans le BDE - Distinction en fonction de la position du dosimètre (sommitale, flanc de coteau, fond de vallée)

Analyse des fluctuations

L'EAP est un paramètre qui fluctue de manière importante. Ces fluctuations sont liées à la forte dépendance du paramètre aux conditions climatiques (vent, sécheresse, turbulence, taux de saturation en eau...). La topographie joue également un rôle essentiel puisqu'elle peut dans certains cas, favoriser la stagnation du radon. Cette observation est très bien illustrée sur la Figure 3-36 et la Figure 3-37 qui synthétisent, en fonction des topographies, les gammes de variation de l'EAP établies à partir des moyennes des données mesurées à chaque station de contrôle du milieu naturel (actuelles et passées).

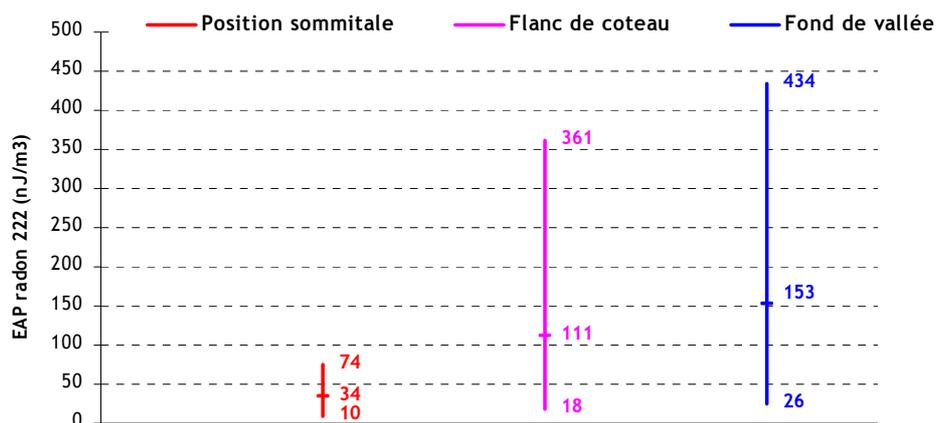


Figure 3-37 : Valeurs minimale, maximale et moyenne des EAP radon 222 mesurées aux niveaux des points de contrôle du milieu naturel

On note qu'en position très aérée, étant donné l'absence de tout phénomène d'accumulation, l'EAP est faible et peu fluctuante. Par contre, dans les zones de plus ou moins grande accumulation, l'EAP est relativement fluctuante car très dépendante des facteurs susceptibles de l'influencer comme les conditions météorologiques (taux d'humidité, pression, vent...).

Cette influence prépondérante des conditions météorologiques est confirmée par la forte corrélation entre les courbes d'EAP des stations correspondant à une même position topographique.

A l'exception du point de contrôle en milieu très ventilé (Malabard), l'EAP peut varier, selon sa situation topographique, de plus d'un ordre de grandeur. Les écarts entre les valeurs mesurées par les dosimètres situés en flanc de coteau ou en fond de vallée sont négligeables et statistiquement non significatifs si l'on retient une incertitude approximative (mais non précisée par l'exploitant) de 20 %.

Impact du changement de stations de contrôle du milieu naturel

La Figure 3-38 présente la gamme de variation de l'EAP pour chaque station de contrôle en distinguant les stations actuellement utilisées et celles aujourd'hui abandonnées.

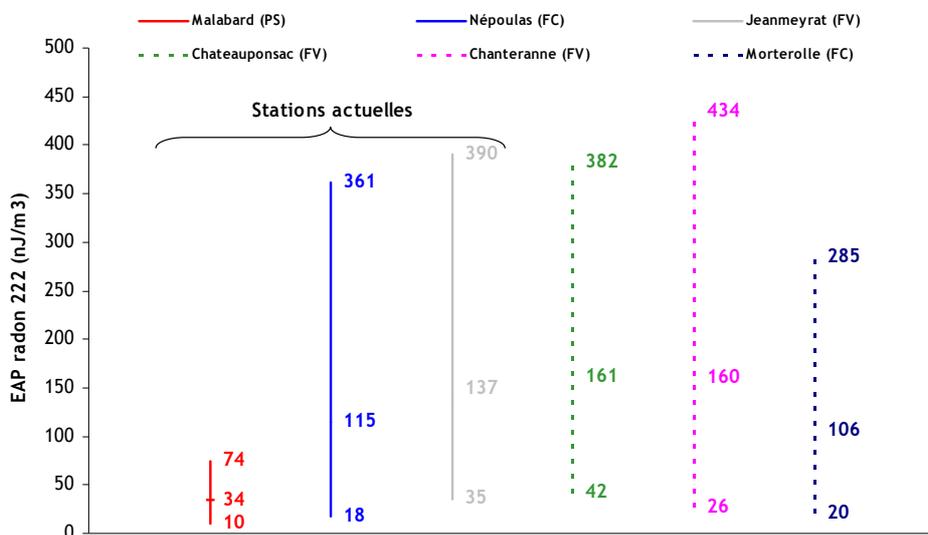


Figure 3-38 : Valeurs minimale, maximale et moyenne des EAP radon 222 mesurées aux niveaux des points de contrôle du milieu naturel (comparaison stations actuelles et passées)

La Figure 3-38 ne met pas en évidence de différences majeures entre les EAP mesurées avant 2002 au niveau des points de contrôle considérés non représentatifs et ceux suivis depuis 2002. La gamme de variation pour une position en flanc de coteau est légèrement plus étendue pour la station actuelle que pour les stations passées ; c'est l'inverse en ce qui concerne la gamme de variation pour la position en fond de vallée.

Proposition d'une gamme de valeurs représentative du milieu naturel

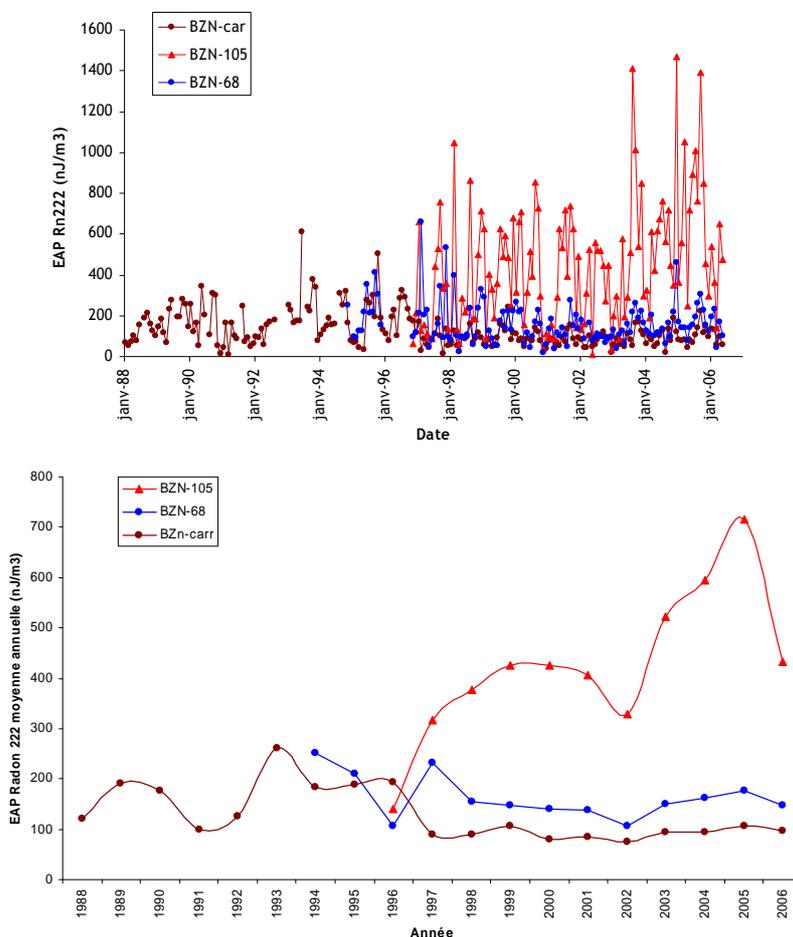
Etant donné les fluctuations significatives du paramètre, le choix d'une gamme de variation semble plus pertinent que retenir une valeur unique.

Sur la base de l'ensemble des valeurs mesurées, que ce soit avant ou après 2002, la gamme d'EAP proposée en première approximation est la suivante :

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

3.4.4.5.3 Résultats de surveillance sur le site de Bellezane

La Figure 3-39 présente l'évolution des EAP radon 222 au niveau des trois points de contrôle en place sur le site de Bellezane (BZN105, BZN68 et BZN car). La même évolution établie à partir des moyennes annuelles est également fournie (Figure 3-39 bas).



Evolution des moyennes annuelles

Figure 3-39 : Evolution de l'EAP Rn222 mesurée sur le site de Bellezane

Le Tableau 3-15 synthétise les valeurs moyennes, les écarts types et les nombres de mesures disponibles pour chaque période identifiée : avant stockage de résidus, pendant le stockage de résidus, après stockage de résidus (phase de réaménagement) et post-réaménagement.

CARREAU

Les fluctuations de l'EAP sont relativement prononcées durant les phases « stockage » et « réaménagement ». Post réaménagement (>1996), on observe une tendance au retour aux valeurs ante stockage (1989) avec des fluctuations d'amplitude plus faible. Les valeurs mesurées depuis le réaménagement sont comprises dans la fourchette basse de la gamme de variation du milieu naturel pour une position en flanc de coteau. Ces résultats ne mettent pas en évidence d'impact au niveau du carreau dont les EAP sont comparables aux valeurs caractéristiques du milieu naturel.

L'augmentation de l'EAP entre 1989 et 1996 signale une possible influence des opérations de stockage des résidus sur les teneurs de radon mesurées au niveau du carreau. Compte tenu de l'activité importante sur le site à cette époque, l'influence d'autres sources de radon (aéragé des mines, présence de tas de minerais...) est toutefois envisageable.

Tableau 3-15 : Eléments statistiques des EAP mesurées sur site

EAP Radon 222 (nJ.m ⁻³)			BZN-car (flanc de coteau)	BZN-105 (fond de vallée)	BZN-68 (flanc de coteau)
< 1989	Ante stockage	moyenne	120		
		<i>Valeur Janvier 1988</i>	<i>68</i>		
		écart type	52		
		nombre de valeurs	11	0	0
1989-1993	Stockage de résidus	moyenne	174		
		écart type	110		
		nombre de valeurs	51	0	0
1994-1996	Phase de Réaménagement	moyenne	189	139	211*
		écart type	101	105	103
		nombre de valeurs	34	2	14
> 1996	Post réaménagement	moyenne	91	456	156
		<i>Valeur Mai 2006</i>	<i>60</i>	<i>473</i>	<i>100</i>
		écart type	43	300	100
		nombre de valeurs	113	113	112

* le dosimètre contrôlé de novembre 1994 à novembre 1995 était placé sur les résidus. Il n'avait pas la même localisation que le dosimètre contrôlé postérieurement (communication AREVA NC)

MCO 68 et MCO 105

L'analyse des données du Tableau 3-15 montre en premier lieu les limites de l'exploitation des chroniques de mesures fournies par le réseau de surveillance compte tenu du déplacement des stations de mesure à l'occasion des aménagements successifs des zones concernées. Le biais induit par ces déplacements est particulièrement flagrant dans le cas des mesures effectuées sur la MCO 105. Celles-ci conduisent en effet à suggérer une augmentation notable des valeurs d'EAP mesurées au moment de la mise en place de la couverture ce qui est évidemment paradoxal.

L'absence de traçabilité des changements effectués et des localisations successives des appareils de mesure rend l'interprétation délicate. L'explication la plus probable, confirmée lors de l'instruction par les représentants d'AREVA NC, est la localisation du dosimètre non pas sur les zones de stockage des résidus mais à distance de celle-ci pendant la période d'exploitation.

Pour ce qui concerne la station associée à la MCO 68, les valeurs faibles constatées avant réaménagement sont pour partie dues aux raisons évoquées précédemment mais également à la présence d'une lame d'eau au dessus des résidus du fait du moindre drainage de cette partie du stockage. Comme le confirment les valeurs d'EAP obtenues, cette lame d'eau jouait un rôle efficace d'écran vis-à-vis de l'émanation de radon. La mise en place ultérieure de la couverture n'a ainsi eu qu'une incidence réduite sur les valeurs d'EAP mesurées sur la zone.

Après réaménagement, un écart significatif est mis en évidence entre les EAP mesurées sur la MCO 105 et la MCO 68. Cet écart est justifié par AREVA NC par les différences de situation topographie des deux zones : fond de vallée pour MCO 105 et flanc de coteau pour MCO 68. Cet écart est cependant significativement plus élevé que l'écart des EAP mesurées dans le milieu naturel pour les deux types de situations (EAP moyenne de 153 nJ.m^{-3} en fond de vallée et de 111 nJ.m^{-3} à flanc de coteau) (cf. § 3.4.4.5.2). L'effet d'encaissement est cependant suffisamment prononcé sur cette partie du stockage pour rendre cette interprétation probable.

Les niveaux mesurés sur la MCO 68 après réaménagement se situent dans la gamme de valeurs caractéristique des stations représentatives du milieu naturel. Ils restent cependant supérieurs à ceux mesurés sur le carreau de 55 nJ.m^{-3} en moyenne sur la période 1997-2006.

3.4.4.5.4 Résultats de surveillance de l'environnement proche

L'évolution des EAP au niveau des quatre villages les plus proches (Bellezanes (BZN), Grandes Magnelles (GML), Petites Magnelles (PML) et Puy Teigneux (PTG) ; cf. localisation sur la Figure 3-28) en fonction de la phase d'activité sur le site est illustrée sur la Figure 3-40. Les éléments statistiques sont regroupés au Tableau 3-16.

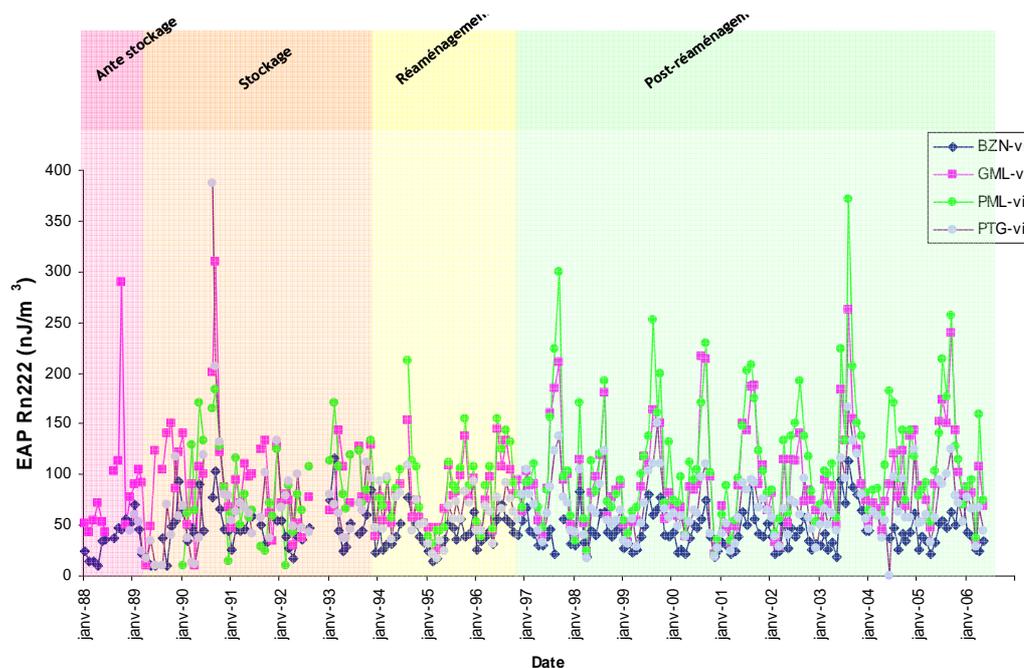


Figure 3-40 : Evolution de l'EAP radon 222 au niveau des villages proches du site de Bellezane

Tableau 3-16 : Eléments statistiques des EAP mesurées au niveau des villages avoisinants

EAP Radon 222 (nJ.m ⁻³)			BZN-vill (position sommitale)	GML-vil	PML-vil (flanc de coteau)	PTG-vil
< 1989	Ante stockage	Moyenne	34	86		44
		<i>Valeur Décembre⁷ 1988</i>	<i>52</i>	<i>77</i>		<i>44</i>
		écart type	16	72		
		Nombre de valeurs	11	11	0	1
1989-1993	Stockage de résidus	Moyenne	48	94	87	71
		écart type	23	50	45	59
		Nombre de valeurs	50	50	40	50
1994-1996	Phase de réaménagement	Moyenne	42	79	89	62
		écart type	14	31	40	23
		Nombre de valeurs	35	35	35	35
> 1996	Post réaménagement	Moyenne	44	96	113	68
		<i>Valeur Mai 2006</i>	<i>34</i>	<i>69</i>	<i>74</i>	<i>44</i>
		écart type	19	49	60	30
		Nombre de valeurs	108	113	113	113

⁷ On relève 25 nJ.m⁻³ à BZN-vill et 51 nJ.m⁻³ à GML-vill respectivement en janvier 1988

Les mesures au niveau du village de Bellezane sont les plus faibles ce qui se justifie par la position sommitale du dosimètre. Les valeurs d'EAP sont constantes quelle que soit la période, aux fluctuations naturelles près.

Au niveau du village des Petites Magnelles, il n'y a pas de différences significatives entre les EAP pendant la phase de stockage et après. Des valeurs légèrement plus élevées sont observées en moyenne depuis 1996 mais, compte tenu de l'écart type lui aussi plus élevé, cette différence ne peut être considérée comme représentative.

3.4.4.6 Conclusions sur les résultats de surveillance

A partir de l'analyse des différents éléments précédents, **l'IRSN considère que les données de surveillance contribuent globalement à valider l'efficacité de la couverture.** Ainsi, après la fin des travaux de réaménagement du site en 1996, les débits de dose et les valeurs d'EAP obtenues par AREVA NC sur les stations de surveillance disposées sur le site et dans les villages alentour reviennent à des niveaux globalement similaires à ceux relevés sur les stations choisies comme représentatives du milieu naturel hors influence. **Seules les mesures effectuées sur la MCO 105 et, dans une moindre mesure, au village des Petites Magnelles se distinguent par des niveaux légèrement plus élevés.** Ces niveaux sont interprétés par AREVA NC comme la conséquence de la situation topographique dans le cas de la MCO 105 (brassage d'air limité du fait de l'encaissement et incidence du rayonnement associé aux parements de la MCO) et d'une activité naturelle plus élevée pour le village des Petites Magnelles.

L'IRSN considère toutefois que la nature des données disponibles limite fortement les interprétations et enseignements qu'il est possible de tirer de l'analyse des résultats de surveillance. Ainsi, la localisation de certaines stations de surveillance apparaît avoir évolué au cours du temps induisant ainsi une évolution sensible du contexte de la mesure. Cette évolution rend l'interprétation des chroniques de valeurs délicate, en particulier pour les stations de surveillance situées sur les MCO 68 et 105. La représentativité spatiale des résultats de ces stations est également difficile à apprécier faute d'une justification de leur emplacement au regard de la variabilité des caractéristiques de la couverture.

L'IRSN estime également que certaines évolutions mises en évidence par les résultats de surveillance suscitent des interrogations et mériteraient d'être davantage commentées et interprétées afin de démontrer la maîtrise des mécanismes en jeu et renforcer ainsi la confiance dans le dispositif de surveillance et de maîtrise des impacts.

De manière générale et comme déjà indiqué au § 3.4.3.5, l'IRSN considèrerait utile de compléter l'exploitation des données de surveillance par une discussion plus approfondie des mécanismes physiques en jeu, notamment au travers de calculs simples à l'aide d'outils de modélisation. Ainsi, pour ce qui concerne les débits de dose, l'estimation théorique de la

contribution des parements de la MCO au débit de dose gamma mesuré au niveau de la station de surveillance permettrait de valider définitivement l'hypothèse formulée par AREVA NC. De la même manière, la recherche d'éventuelles sources de rayonnement gamma (marquages localisés ou zones anciennement exploitées) en regard de la station de surveillance permettrait de conforter l'hypothèse d'un fond naturel plus élevé dans le secteur. Enfin, pour ce qui concerne les flux de radon au travers de la couverture, une meilleure connaissance de l'hétérogénéité des paramètres influents à l'échelle du stockage permettrait de conforter la représentativité des résultats de surveillance. La mise en place d'un suivi piézométrique du stockage, recommandé au § 1.1.2, pourrait en particulier être mis à profit pour évaluer l'éventuelle influence du taux de saturation des résidus sur les concentrations en radon.

3.4.5 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'IRSN note que l'exploitant a mis en place au dessus des résidus stockés à Bellezane une épaisseur de stériles compactés comprise entre 2 et 12 mètres. Compte tenu des caractéristiques de cette couverture et au vu, d'une part des résultats de planches d'essais réalisées pour son dimensionnement et, d'autre part des résultats du réseau de surveillance de l'environnement sur et autour du site, l'IRSN juge indéniable l'effet d'atténuation des débits de dose et des taux d'exhalation de radon imputables aux résidus.

L'IRSN considère toutefois les éléments développés par AREVA NC insuffisants pour quantifier avec précision la performance effective de la couverture. Il note en particulier que ceux fournis dans le BDE reposent essentiellement sur l'exploitation de données moyennes, ne tiennent pas compte des spécificités du site et se basent sur la comparaison avec des valeurs caractéristiques du milieu naturel dont la représentativité est difficile à apprécier.

L'IRSN considère ainsi nécessaire de renforcer l'effort d'interprétation des résultats de mesure de manière à mieux cerner les paramètres influant et les mécanismes en jeu et contribuer ainsi à mieux connaître l'impact résiduel des résidus et à apprécier l'utilité et, le cas échéant, les possibilités de l'abaisser encore. Au-delà, il devrait permettre une estimation plus fiable et mieux fondée de l'impact dosimétrique ajoutée auquel sont soumises les populations environnantes. Cet aspect sera abordé plus en détail par l'IRSN lors des prochaines étapes de l'analyse.

Dans le cas des débits de dose, l'IRSN note ainsi que les fluctuations mises en évidence par analyse des chroniques de mesure nécessitent d'être mieux comprises pour apprécier la part réellement attribuable aux mécanismes naturels. Dans cet objectif, l'IRSN souligne l'utilité de compléter les données de surveillance par une approche théorique (utilisant notamment la modélisation) et si nécessaire l'acquisition de données de référence supplémentaires.

Dans le cas du radon, l'IRSN souligne la possible influence du degré de saturation des résidus sur les fluctuations des taux d'exhalation au travers de la couverture et souligne la nécessité de disposer d'éléments d'évaluation sur ce point, notamment pour ce qui concerne la partie du stockage située dans la MCO68. En lien avec la recommandation relative à la réalisation de piézomètres au droit du stockage formulée au § 3.3.5, l'IRSN recommande la mise en place d'un suivi parallèle de la hauteur d'eau dans les résidus et des mesures de radon (EAP) sur la couverture. De la même manière que pour les débits de dose, il souligne également l'intérêt de compléter les données de surveillance par l'utilisation d'outils de modélisation.

Au-delà des remarques précédentes, l'IRSN souligne l'importance à accorder aux conditions d'évolution à long-terme du stockage et de sa couverture. Il note toutefois que, dans le cas particulier de Bellezane, les caractéristiques du site constituent des éléments favorables en limitant notamment fortement les possibilités d'érosion de la couverture et de mise à nu des résidus.

4 LE BASSIN VERSANT DU RITORD

Le présent chapitre s'intéresse à l'analyse des impacts environnementaux induits par l'exploitation des ressources uranifères au niveau du bassin versant du Ritord. L'impact environnemental est traité successivement sous les trois aspects suivants : l'impact sur les eaux, l'impact sur les sédiments et l'impact sur la faune et la flore (impact écologique).

La majorité des informations relatives à ces aspects est consignée dans le chapitre 7 du BDE. Le travail de tierce expertise effectué par l'IRSN s'est également basé sur des documents complémentaires transmis par AREVA NC en cours d'instruction afin de compléter, préciser ou justifier les informations présentées dans le BDE (références [27 à [46]). Par ailleurs, pour les besoins de son analyse, l'IRSN s'est également largement appuyé sur les références [47] et [48].

La présente partie du rapport examine successivement :

- les sources potentielles de contamination radioactive associées à l'exploitation uranifère sur le bassin versant du Ritord et leur importance relative ;
- l'évaluation et le suivi de la qualité des eaux et des sédiments. Pour ce qui concerne les eaux, l'analyse conduit à distinguer les eaux collectées sur les divers sites et regroupées vers les points de rejet, les eaux rejetées dans le milieu naturel après traitement éventuel et les eaux des cours d'eau récepteurs en amont et en aval des points de rejet. L'analyse effectuée conduit notamment à émettre des commentaires sur la pertinence des techniques de réduction des impacts envisagées par l'exploitant ;
- l'évaluation et le suivi de l'impact écologique.

La Figure 4-1 présente le bassin versant du Ritord. Une représentation plus détaillée est fournie dans les figures numérotées Figure 4-2 à Figure 4-4.

4.1 SOURCES DE CONTAMINATION POTENTIELLE A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT DU RITORD

Comme indiqué au § 2.1, les principales sources susceptibles de conduire à un marquage de l'environnement sont : les anciens ouvrages miniers, les matériaux mis en verse et les résidus et autres déchets. Dans le cas spécifique du bassin versant du Ritord, les résidus et déchets concernés se limitent principalement à la fraction sableuse des résidus de traitement de minerais obtenue par cyclonage et utilisée en remblayage hydraulique de certains ouvrages souterrains, et à divers déchets de démantèlement des sites. Pour ce qui concerne le site de Fanay, l'inventaire de l'ANDRA (fiche LIM6) mentionne également le stockage de fûts vides compactés ayant contenu de l'uranothorianite provenant du démantèlement de l'usine du Bouchet.

L'objectif du présent chapitre est d'examiner l'inventaire et la nature des différentes sources susceptibles d'exercer un impact sur le bassin versant du Ritord et d'identifier les principales. L'examen consiste ainsi à vérifier que l'inventaire et le suivi des sources avérées ou potentielles sont correctement effectués et présentés par AREVA NC dans le BDE et à établir ou confirmer une hiérarchie en fonction de l'importance des rejets et des impacts associés.

4.1.1 CONTENU DU BDE ET POSITION D'AREVA NC

Dans le chapitre consacré à l'évaluation de l'impact environnemental (chapitre 7) du BDE, AREVA NC présente successivement les différents rejets liquides intervenant le long du Ritord du fait de la présence d'anciens sites miniers.

Les sites miniers à l'origine de ces rejets sont regroupés dans le Tableau 4-1, de l'amont hydraulique du bassin versant vers l'aval hydraulique. Leur localisation géographique par rapport à la délimitation du bassin versant est indiquée sur la Figure 4-1.

Tableau 4-1 : Sources dans le bassin versant du Ritord

Site	Nature des travaux	Tonnes d'U produit	Teneur moyenne minerais (‰)	Tonnes de RH	STE
Gorces- Saignedresse	MCO + TMS	352	1,3	10 681	Non
Le Fraisse	MCO + TMS	1077	1,3	37 286	Oui
Saint Sylvestre	TMS	304	1,7	25 246	Oui
Fanay-Augères	MCO + TMS	3312	1,5	449 178	Oui
Borderie	MCO + TMS	691	2,3	14 572	Non
Silord	TMS	220	2,1	0	Oui
Vénachat	MCO + TMS	748	1,4	0	Non

MCO = mine à ciel ouvert RH = remblayage hydraulique avec la fraction sableuse des résidus
TMS = travaux miniers souterrains STE = station de traitement des eaux en fonctionnement

4.1.1.1 Cas particulier des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse

Les sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse sont majoritairement localisés dans le bassin versant de la Couze situé au Nord de celui du Ritord (Figure 4-2). Les eaux collectées sur ces sites sont canalisées et rejetées dans la Couze après traitement en ce qui concerne le Fraisse. Néanmoins, une partie des installations minières est susceptible de contribuer à l'impact environnemental sur le bassin versant du Ritord, via des rejets non canalisés liés notamment au ruissellement sur les anciennes emprises minières et en particulier certaines verses à stériles.

Pour vérifier l'absence d'impact des deux sites précédents, AREVA NC réalise régulièrement des prélèvements dans l'étang du Gouillet et ses ruisseaux d'alimentation (Guimbelet et Saint Sylvestre). Les résultats de ces analyses sont reportés dans le Tableau 4-2. Il est à noter que l'étang du Gouillet constitue l'une des ressources exploitées pour l'alimentation en eau potable de la ville de Limoges et constitue donc un enjeu particulier.

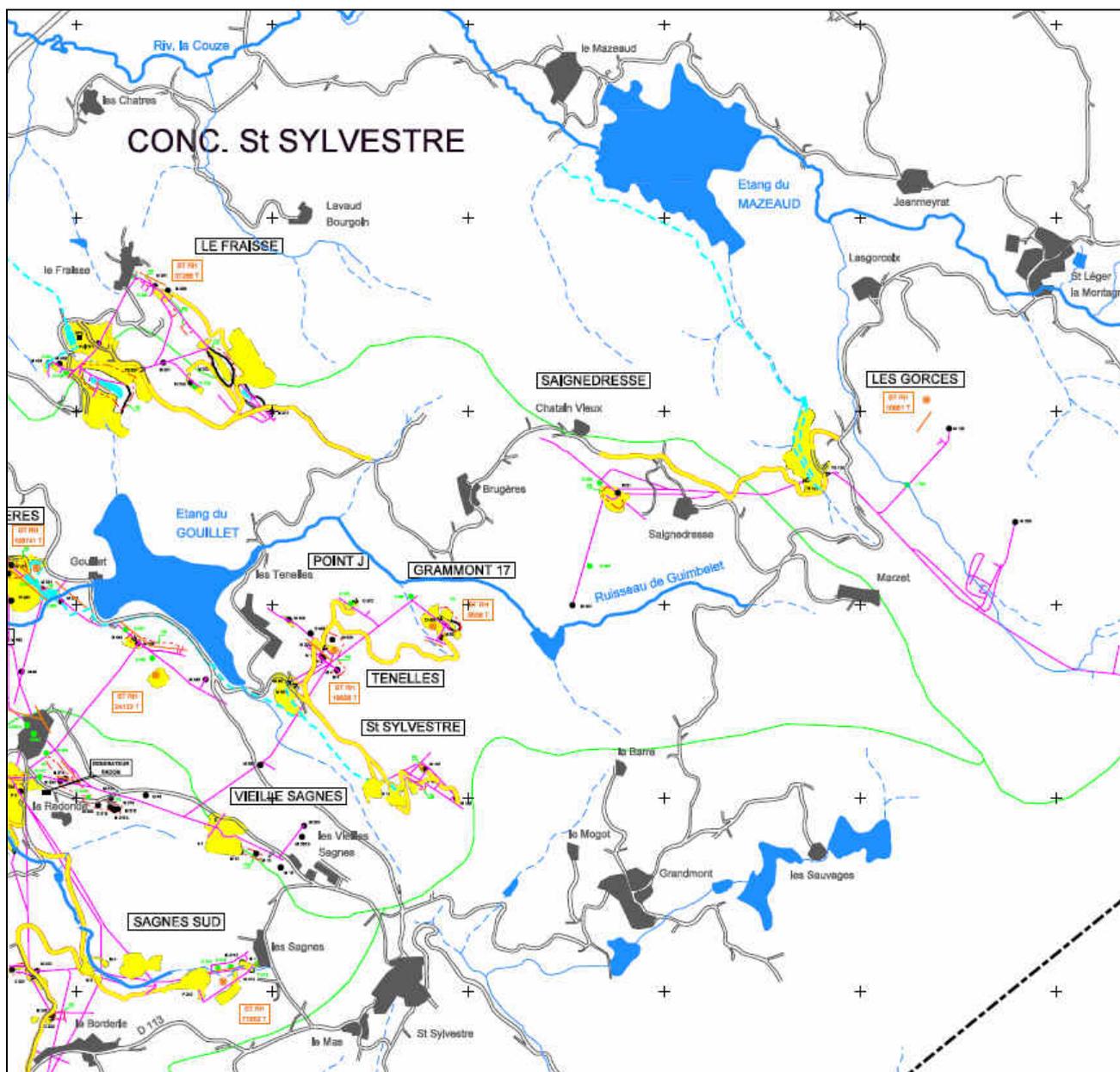
Sur la base des résultats précédents AREVA NC conclut à l'absence d'impact et les rejets des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse ne sont par conséquent pas pris en compte dans l'analyse des impacts environnementaux sur le bassin versant du Ritord présentée dans le BDE.

Tableau 4-2 : Activités (Bq.L⁻¹) en ²²⁶Ra dissous et ²³⁸U dissous mesurées en aval des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse (d'après [21])

	Ruisseau du Guimbelet (Point GUIMA)		Ruisseau de St Sylvestre (Point STSYL)		Etang du Gouillet (Point GOUO)	
	²²⁶ Ra dis.	²³⁸ U dis.	²²⁶ Ra dis.	²³⁸ U dis.	²²⁶ Ra dis.	²³⁸ U dis.
1994			0,02 ^a	<1,24 ^a		
1995			<0,02 ^a	<1,24 ^a		
1996			<0,02 ^a	<1,24 ^a		
1997			0,02 ^a	<1,24 ^a		
1998						
1999			0,03 ^b	<1,24 ^b	0,05 ^c	<1,24 ^c
2000	0,04 ^a	<0,62 ^a	0,05 ^b	<1,24 ^b	0,05 ^c	<0,62 ^c
2001	0,06 ^a	<0,62 ^a	<0,04 ^b	<0,62 ^b	<0,03 ^c	<0,62 ^c
2002	<0,02 ^a	<0,62 ^a	0,03 ^b	<0,62 ^b	<0,02 ^c	<0,62 ^c
2003	0,02 ^a	<0,62 ^a	<0,02 ^b	<0,43 ^b	<0,02 ^c	<0,25 ^c

Cases grisées : pas d'analyse

a : mesures annuelles ; b : moyenne de mesures semestrielles ; c : moyenne de mesures mensuelles



- Limite de bassin versant entre la Couze au Nord et le Ritord au Sud
- Travaux miniers souterrains
- - - Canalisations
- Verse à stériles

Echelle : 12cm = 4km

Figure 4-2 : Localisation des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse (d'après BDE - plan n°3, AREVA NC, 2004)

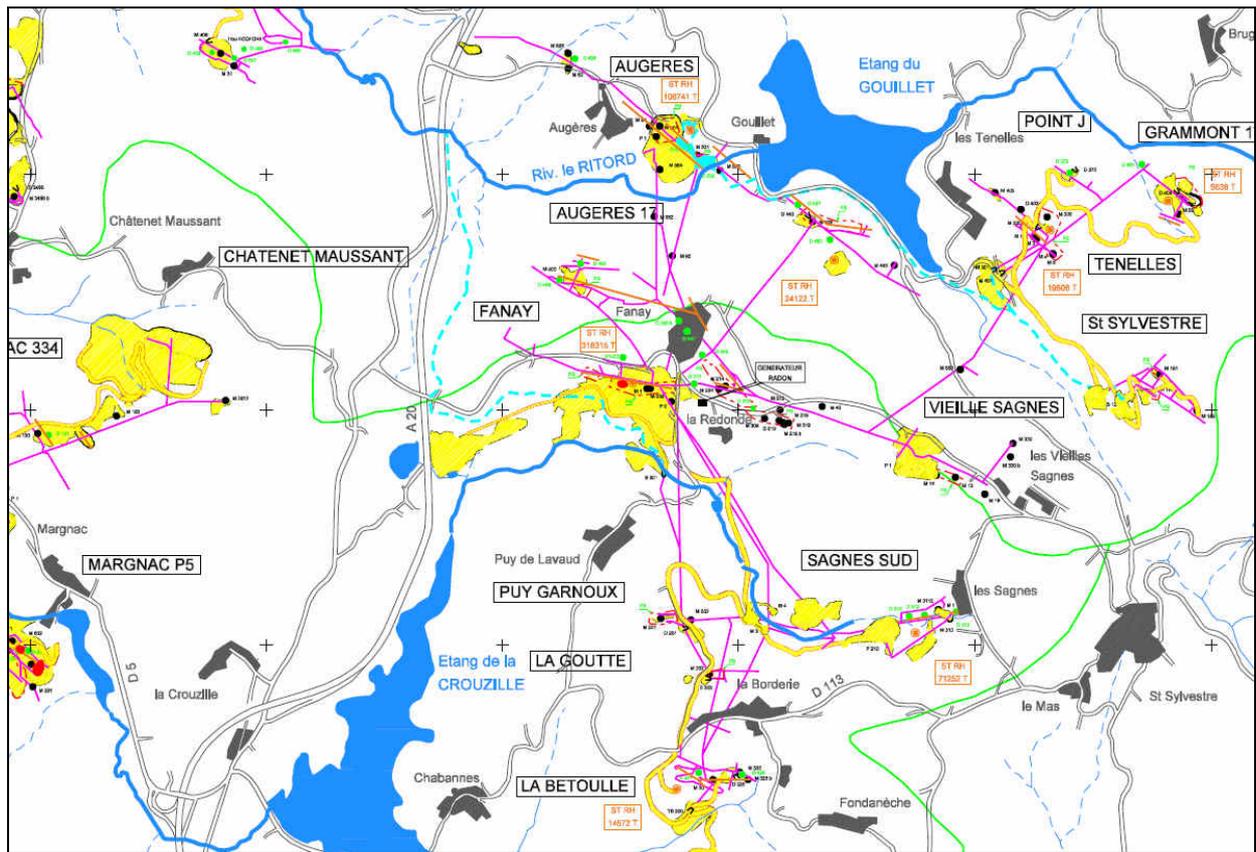
4.1.1.2 Sites de Saint Sylvestre, Fanay-Augères et la Borderie

La Figure 4-3 permet de localiser les sites de Saint Sylvestre, Fanay-Augères et la Borderie ainsi que leurs exutoires respectifs.

Les eaux collectées sur le quartier de Saint Sylvestre, entièrement situé dans le bassin versant du Ritord, sont canalisées et regroupées pour être rejetées en aval de l'étang du Gouillet (utilisé par la ville de Limoges comme ressource pour l'alimentation en eau potable). Jusqu'en novembre 2002, elles étaient rejetées directement dans le Ritord. Depuis cette date, elles sont dirigées vers la station de traitement des eaux de Fanay-Augères.

Une partie des installations du site de Fanay-Augères est localisée dans le bassin versant du Vincou situé au Sud de celui du Ritord mais le principal point de surverse des eaux de noyage des travaux miniers souterrains est situé, lui, en bordure du Ritord, au niveau de la station de traitement des eaux d'Augères.

Le site de la Borderie (Puy Garnoux, la Goutte et la Betoulle) est quant à lui entièrement implanté dans le bassin versant topographique du Vincou. Le point de surverse des eaux de noyage de ces travaux miniers souterrains se trouve à proximité du ruisseau des Sagnes, en amont de l'étang de la Crouzille. L'étang de la Crouzille constituant l'une des retenues artificielles utilisées pour l'alimentation en eau potable de la ville de Limoges, les eaux collectées sur ce site ont été détournées, via une canalisation, vers le ruisseau du Ritord. Le rejet s'effectue sans traitement au niveau du passage du cours d'eau sous l'autoroute A20 (cf. Figure 4-3).



- ↑ N
- (green) Limite de bassin versant entre le Ritord au Nord et le Vincou au Sud
- - - (cyan) Travaux miniers souterrains
- (yellow) Canalisations
- (yellow) Verse à stériles

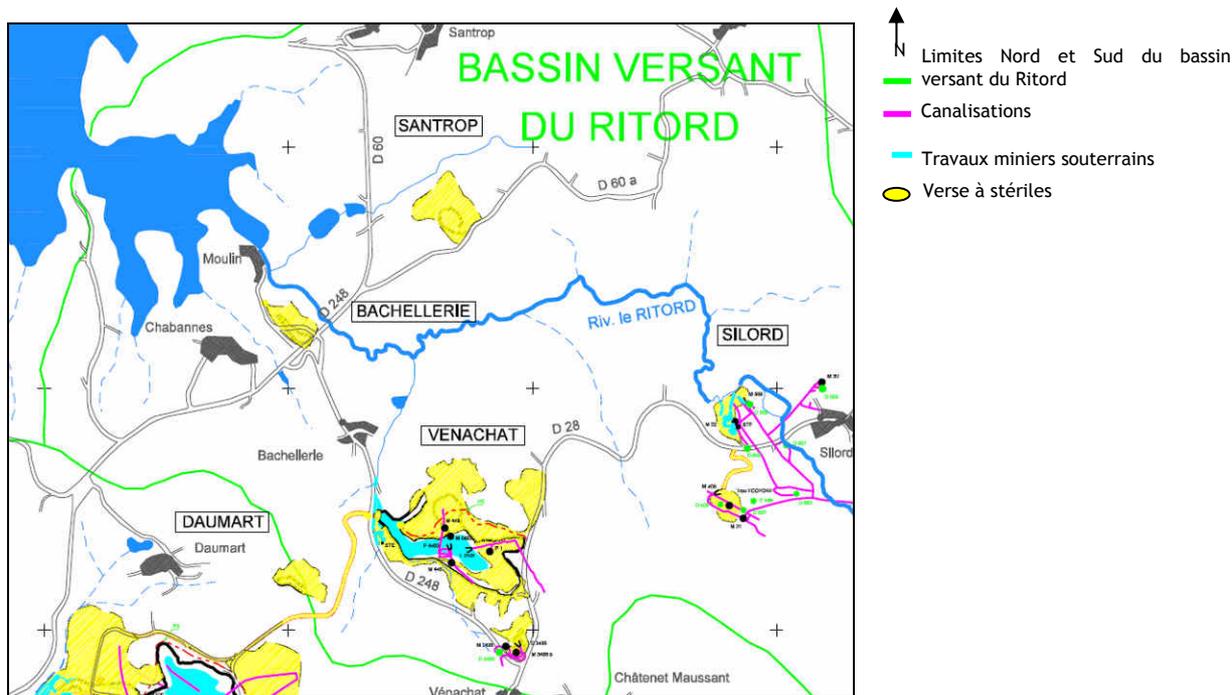
Echelle : 10cm = 3,2km

Figure 4-3 : Localisation des sites de St Sylvestre, Fanay-Augères et la Borderie (Puy Garnoux + la Goutte + la Betoulle) (d'après BDE - plan n°3, AREVA NC, 2004)

4.1.1.3 Sites de Silord et Vénachat

Les sites de Silord et de Vénachat (Figure 4-4) sont intégralement localisés dans le bassin versant du Ritord. L'exutoire des eaux de surverse des travaux miniers souterrains de Silord est situé en bordure du Ritord. Ces eaux sont traitées avant d'être rejetées dans ce même cours d'eau.

Les eaux rejetées à partir du site de Vénachat correspondent aux eaux de débordement du plan d'eau formé dans la MCO lors de la remontée des eaux dans les travaux miniers suite à l'arrêt des pompages en 1994. Ces eaux de débordements ont initialement été traitées dans une station aujourd'hui arrêtée mais encore maintenue opérationnelle. Depuis décembre 1999, elles sont rejetées directement dans un petit ruisseau à faible débit, dans le Ritord.



Echelle : 8cm = 2,5km

Figure 4-4 : Localisation des sites de Silord et Vénachat (d'après BDE - plan n°3, AREVA NC, 2004)

4.1.2 INVENTAIRE DES SOURCES POTENTIELLES DE CONTAMINATION

D'une manière générale, l'IRSN note que l'inventaire des sources potentielles de contamination de l'environnement dans le bassin versant du Ritord est correctement effectué et présenté par AREVA NC dans le BDE.

Sur la base des chiffres disponibles en termes de production d'uranium (Tableau 4-1), l'IRSN considère indéniable que le secteur de Fanay-Augères constitue le principal contributeur à l'impact sur le bassin versant du Ritord.

L'exploitation du secteur a ainsi représenté plus de 60% de la production d'uranium dans le bassin versant du Ritord. En première approche, on peut considérer qu'il accueille une proportion équivalente des stériles présents sur le bassin et des anciens ouvrages souterrains aujourd'hui ennoyés. Par ailleurs, il accueille plus de 80% des sables de résidus cyclonnés utilisés en remblayage hydraulique. Enfin, il est également à noter qu'une partie significative des eaux collectées sur d'autres secteurs du bassin (Tenelles-Saint Sylvestre depuis novembre 2002) est aujourd'hui acheminée vers le site de Fanay-Augères pour être traitée puis rejetée au niveau de la station d'Augères.

L'IRSN note que la prédominance de la contribution du site de Fanay-Augères et en particulier des rejets de la station de traitement d'Augères à l'impact des activités minières sur le bassin versant

du Ritord, est attestée par les résultats de l'analyse de la qualité radiologique des eaux de rejets et de l'évolution de la qualité radiologique des eaux du Ritord le long de son cours. Ce point est développé dans les sections 4.2.3 et 4.2.4.

Concernant les sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse, AREVA NC conclut à l'absence d'impact sur le bassin versant du Ritord sur la base des résultats des analyses conduites sur les eaux (activités en dessous de la limite de détection pour l'uranium 238 et de l'ordre de 0,02 à 0,05 Bq.L⁻¹ pour le radium). L'IRSN note que les valeurs obtenues sont effectivement faibles et permettent d'écarter l'hypothèse d'un impact important des deux sites considérés. A défaut de disposer de mesures antérieures au début de l'exploitation des gisements ou représentatives d'un niveau de référence hors influence et compte tenu de la limite de détection élevée des mesures en uranium, il est cependant difficile de statuer définitivement sur l'absence totale d'influence des sites miniers sur l'étang du Gouillet et l'amont du bassin versant.

Afin d'approfondir cette question, l'IRSN a complété l'analyse des données du BDE par l'exploitation de résultats de mesures effectuées par des laboratoires indépendants d'AREVA NC (dont l'IRSN) sur les eaux de l'étang du Gouillet ainsi que par la comparaison des niveaux obtenus sur l'étang du Gouillet avec ceux obtenus sur des cours d'eau et étangs en amont des sites miniers [50].

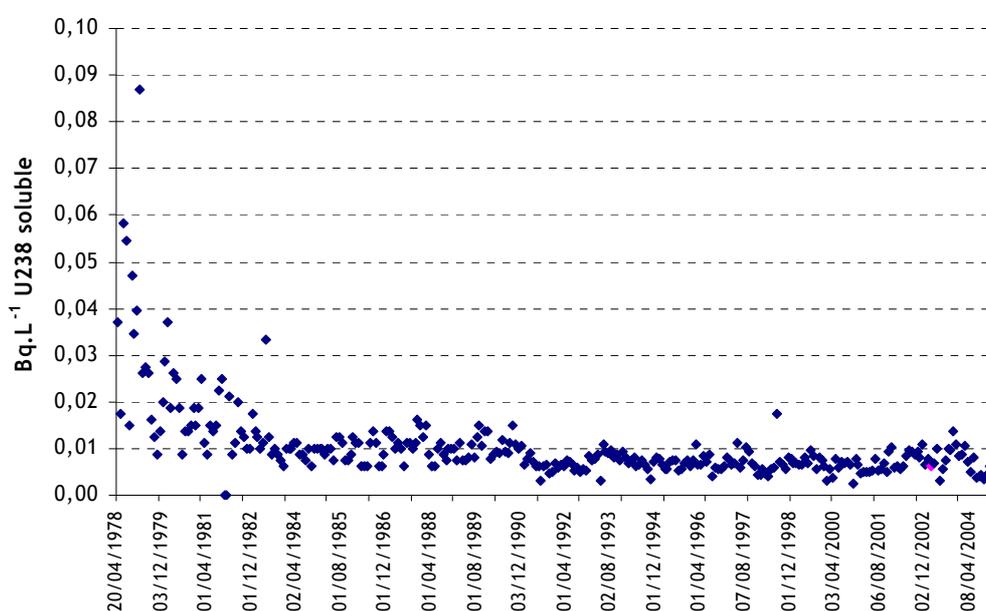


Figure 4-5 : Evolution de l'activité en uranium 238 mesurée mensuellement dans l'étang du Gouillet au point R5 58 GOU (d'après mesures IRSN et OPRI, surveillance de l'environnement)

L'exploitation de ces données complémentaires est détaillée dans les sections 4.2.3.2 et 4.2.4.3.

Elle souligne en premier lieu que la limite de détection de la méthode utilisée par AREVA NC pour doser l'uranium (0,62 à 1,24 Bq.L⁻¹), bien qu'adaptée à la norme de rejet, est nettement supérieure à l'activité mesurée en amont des installations minières (0,003 à 0,03 Bq.L⁻¹), et s'avère de ce fait inappropriée à la mise en évidence d'une éventuelle incidence des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse.

Elle tend également à confirmer l'absence d'impact significatif actuel pour le radium 226 mais également pour l'uranium 238. Pour les deux radionucléides, les résultats d'analyses se situent en effet dans la fourchette de ceux obtenus pour des sites hors influence minière (même si elles sont plutôt dans la partie haute pour l'uranium).

La chronique des mesures effectuées par l'IRSN (antérieurement à 2002 par l'OPRI) suggère toutefois l'existence d'une incidence historique des sites miniers sur l'étang du Gouillet compte tenu de la forte diminution mise en évidence dans la première période couverte. Ainsi, si les teneurs en uranium sont actuellement dans la fourchette de celles attribuables au milieu naturel, elles atteignaient des valeurs supérieures de près d'un ordre de grandeur en 1978-1980 (cf. Figure 4-5 et § 4.2.4.3).

Au cours de l'expertise, les discussions menées avec les représentants d'AREVA NC et la consultation des différents dossiers, ont permis de confirmer que les sites ont bien eu une incidence historique sur l'étang. Antérieurement à juillet 1981, les eaux du quartier de Saint-Sylvestre ainsi que celles des niveaux supérieurs du quartier de Tenelles étaient en effet rejetées directement dans l'étang du Gouillet sans traitement préalable. A compter de cette date, une canalisation permettant de contourner l'étang a été mise en place. Les eaux issues de ces quartiers sont désormais, et ce depuis novembre 2002, traitées par la station d'Augères avant rejet.

L'existence de ce marquage historique (traces) rend en toute rigueur délicate l'utilisation des résultats des mesures effectuées dans l'étang du Gouillet comme valeurs de référence.

4.1.3 REJETS DIFFUS ET INCIDENCES LOCALES DE SITES DE FAIBLE EXTENSION

Des données issues du paragraphe 4.4.5 et du plan n°3 du BDE ont été reprises par l'IRSN pour compléter le bilan des sources du bassin versant du Ritord. Comme on peut le constater sur la Figure 4-4, il existe deux sites supplémentaires localisés au nord du site de Vénachat qui ne sont pas identifiés comme source de contamination potentielle dans le BDE. Il s'agit des sites de Bachellerie et de Santrop correspondant chacun à une mine à ciel ouvert de petite dimension ayant conduit à la production de 65 et 26 tonnes d'uranium respectivement. Ces mines à ciel ouvert ont été comblées et réaménagées ; aucun point de résurgence alimenté par ces mines n'a été identifié à l'issue des réaménagements. L'obligation de surveillance environnementale a été levée en 1998 par des arrêtés préfectoraux.

Comme dans le cas des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraise, ces sites peuvent être à l'origine de rejets diffus liés par exemple au ruissellement sur les verses et anciennes surfaces soumises à exploitation. Compte tenu de leur localisation en aval des rejets des principaux sites mais également de leur faible importance, l'incidence de ces rejets sur la qualité des eaux du Ritord peut être effectivement, selon l'IRSN, considérée comme *a priori* négligeable devant celle des rejets identifiés et faisant l'objet d'un suivi.

D'une manière plus générale, la présence de rejets diffus (*i.e.* rejets non collectés et par conséquent, non contrôlés) pose la question de l'existence d'impacts locaux à proximité immédiate des sources, le long des écoulements reliant celles-ci au lit du Ritord. Ces impacts peuvent prendre la forme de marquages de parcelles et de petits rus à l'aval de verses à stériles ou de résurgences naturelles collectant des eaux ayant transité par d'anciens ouvrages miniers (dénommées exutoires aveugles dans le BDE). L'identification et l'évaluation de l'extension de ce type de marquage dépassent le cadre de la présente tierce expertise relative au bassin versant du Ritord ; elle nécessiterait de mener une analyse à une échelle plus locale. Cette question est par contre abordée à propos de l'hydrogéologie du site de Bellezane (cf. § 3.2) où elle s'inscrit dans le cadre de l'analyse du fonctionnement hydraulique du stockage de résidus.

4.2 IMPACT SUR LA QUALITE DES EAUX ET DES SEDIMENTS

A la suite de l'analyse des principales sources de contamination potentielle, la présente section traite des données relatives à la qualité des eaux et des sédiments disponibles le long du cours d'eau du Ritord. Compte tenu des conclusions précédentes sur l'importance particulière du secteur de Fanay-Augères et des rejets de la station d'Augères, l'analyse s'est tout particulièrement portée sur l'impact des sites concernés.

Après un bref rappel des exigences réglementaires applicables au niveau du Ritord, les différents paragraphes ci-après abordent successivement les données relatives aux eaux collectées et rejetées, aux eaux du Ritord puis celles relatives aux sédiments. Au préalable, le paragraphe 4.2.2 précise la définition des différents types d'eau collectés.

4.2.1 DISPOSITIONS REGLEMENTAIRES PARTICULIERES APPLICABLES AU RITORD

Les exigences réglementaires générales applicables aux contrôles des rejets et à la surveillance des sites miniers sont principalement définies ou dérivées du code minier et plus précisément du RGIE (règlement général des industries extractives) (cf. § 2.2).

En plus de ces exigences générales, des dispositions particulières éventuellement plus contraignantes ou complètes peuvent être établies dans les arrêtés applicables à chacun des sites. Pour ce qui concerne le bassin versant du Ritord, c'est en particulier le cas au travers de l'arrêté préfectoral n°2003-2552 du 31/12/2003. Celui-ci établit des exigences spécifiques relatives à :

- l'activité alpha dans l'eau du Ritord à proximité de son embouchure dans le lac de Saint Pardoux qui doit être inférieure à 300 mBq.L^{-1} en moyenne annuelle déterminée sur les résultats d'échantillons filtrés. Les mesures doivent être effectuées à échéance mensuelle et porter sur les échantillons filtrés et non filtrés.
- les sédiments qui doivent faire l'objet d'un contrôle annuel de leur teneur en uranium. Les analyses concernent les sédiments déposés sur le fond du Ritord, au point 20 « RIT » et sur le fond du Lac de Saint Pardoux à proximité de l'embouchure du Ritord en 3 points distincts dénommés SED-RIT 1 (correspondant à l'emplacement du piège à sédiment du CEMRAD), SED-RIT 2 et SED-RIT 3 (respectivement en rive gauche et droite du piège) .

L'arrêté précise que, dans le cas où ces teneurs excèderaient⁸ $3\,700 \text{ Bq U.kg}_{\text{sec}}^{-1}$, AREVA NC devrait :

- répondre aux prescriptions d'un arrêté complémentaire s'il s'agit des sédiments du Ritord ;
- apporter une assistance technique et financière lors de la vidange de la retenue s'il s'agit des sédiments du Lac de Saint-Pardoux.

4.2.2 LES DIFFERENTS TYPES D'EAU CONSIDERES

L'impact potentiel des sites à l'échelle d'un bassin versant résulte des transferts d'eaux 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 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 liaisons, créées par AREVA NC, avec des travaux miniers.

Ces eaux peuvent être collectées par des drains, fossés ou canalisations puis regroupées vers des points de rejets. Ils constituent alors des rejets contrôlés. Ces rejets peuvent être soumis ou non à un traitement préalable. Dans tous les cas, ils font l'objet d'un contrôle de leur qualité. Sur la base de cette description, 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. Les premières sont dénommées « eaux collectées », les secondes « eaux rejetées ». La différence de caractéristiques entre ces deux types d'eau en un même point traduit l'efficacité des traitements.

⁸ L'isotope de l'uranium considéré par l'arrêté, bien que non mentionné explicitement, est l'uranium 238

Outre les rejets contrôlés, il existe des rejets dits diffus déjà évoqués au § 4.1.3. Ces rejets, qui correspondent à des écoulements naturels non collectés, ne sont pas identifiés ni donc contrôlés de manière spécifique. L'ensemble de ces eaux étant intercepté par le Ritord, leur incidence éventuelle peut toutefois être évaluée au travers du suivi de la qualité des eaux de ce ruisseau le long de son cours. Les eaux du Ritord constituent le troisième type d'eau évoqué par la suite.

Les eaux collectées sur les sites miniers puis rejetées dans le bassin versant atteignent le milieu naturel en 5 exutoires présentés dans le paragraphe précédent, à savoir de l'amont vers l'aval :

- St Sylvestre - non traité jusqu'en décembre 2002. Depuis cette date les eaux de Saint Sylvestre sont dirigées vers la station de traitement d'Augères ;
- Augères - traité ;
- Borderie - non traité ;
- Silord - traité ;
- Vénachat - traité jusqu'en décembre 1999.

AREVA NC a choisi de présenter, dans les tableaux et le texte, uniquement les moyennes annuelles des activités en ^{238}U et ^{226}Ra dissous Ceci permet d'établir des comparaisons sur la base des limites de rejet fixées conformément aux limites imposées par le décret 90-222 [17] et exprimées en concentrations moyennes annuelles (cf. § 2). Ces limites concernent le radium 226 particulaire et dissous et l'uranium 238 dissous. Sont également présentées dans le BDE, les concentrations moyennes annuelles en aluminium, fer et manganèse ainsi que des données ponctuelles en ces mêmes éléments et en baryum au niveau d'Augères et de Silord.

Le suivi mensuel de l'activité en uranium 238 dissous et radium 226 dissous dans les eaux collectées et les rejets apparaît dans le BDE sous forme graphique (cf. plans n°5 et n°6). Dans le cadre de la tierce expertise, AREVA NC a transmis à l'IRSN la base de données du suivi mensuel des eaux de la division minière de la Crouzille. Cette base de données [2] constitue la principale source d'informations exploitée pour cette partie de la tierce expertise.

L'arrêté préfectoral n° 2003-2552 du 31/12/2003 impose également un suivi en alpha total. Les résultats du suivi de ce paramètre sont intégrés dans cette base de données.

4.2.3 EAUX COLLECTÉES ET REJETÉES

4.2.3.1 Contenu du BDE et position d'AREVA NC

Le Figure 4-6 présente les résultats des analyses d'activité en uranium 238 et radium 226 dissous sur un échantillon prélevé mensuellement constitué des eaux collectées sur les divers sites et

regroupées avant rejet. Les résultats correspondent aux analyses effectuées sur les eaux arrivant vers chacun des 5 points de rejet mentionnés précédemment avant traitement éventuel.

Dans le BDE, la composition radiologique en uranium et radium des eaux collectées et dirigées vers les points de rejet n'est discutée qu'en regard des références réglementaires soit l'équivalent de $22,3 \text{ Bq.L}^{-1}$ en ^{238}U et $0,37$ ou $0,74 \text{ Bq.L}^{-1}$ en ^{226}Ra dissous selon qu'il y a ou non un traitement (cf. § 2.2).

De la comparaison des activités mesurées et des seuils réglementaires proposée sur la Figure 4-6, il ressort que la teneur en uranium des eaux collectées se situe systématiquement en dessous (souvent de près d'un ordre de grandeur) du niveau de $1,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (ou $22,3 \text{ Bq.L}^{-1}$) nécessitant le recours à un traitement. Seuls les résultats obtenus en 1994 sur les eaux d'Augères excèdent cette valeur. En revanche en ce qui concerne le radium, l'activité des eaux est proche (Borderie, Vénachat) ou supérieure (Saint Sylvestre, Silord et Augères) au seuil réglementaire de $0,74 \text{ Bq.L}^{-1}$ et impose de ce fait le recours à un traitement avant rejet dans l'environnement.

De ce fait, AREVA NC a mis en place des traitements visant principalement à diminuer l'activité du radium dans la fraction soluble. Le principe retenu est une insolubilisation suivie d'une décantation dans les bassins des stations. Ces traitements sont actuellement effectifs pour les eaux collectées sur les sites de Saint Sylvestre et d'Augères et regroupés au niveau de la station d'Augères, et pour les eaux collectées sur le site de Silord et regroupées au niveau de la station de traitement de Silord. Un traitement comparable a également été appliqué sur les eaux regroupées sur la station de Vénachat jusqu'en décembre 1999.

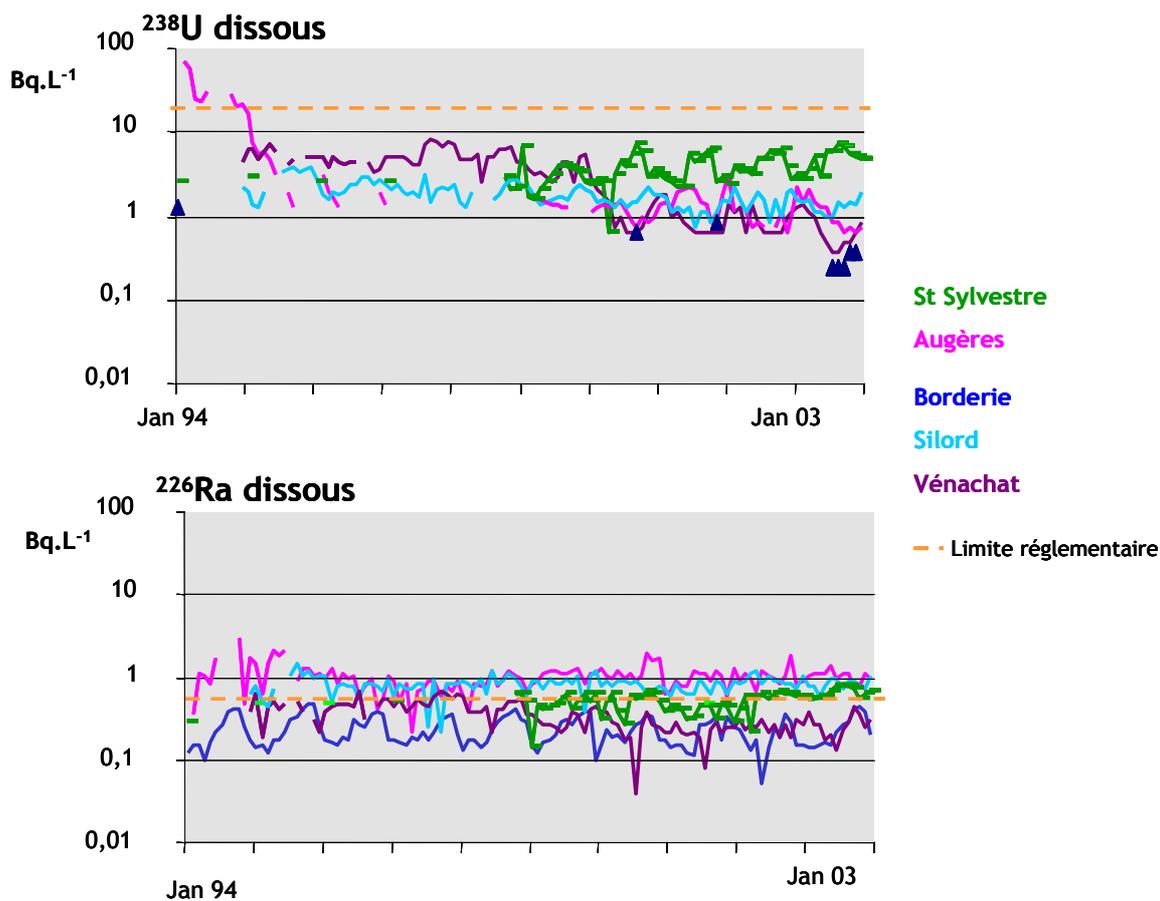


Figure 4-6 : Activités en ^{238}U et ^{226}Ra dissous dans les eaux collectées et dirigées vers le point de rejet (prélèvement et mesure mensuels)

La Figure 4-7 présente les résultats des analyses d'activité en uranium 238 et radium 226 dissous effectuées sur un échantillon d'eau prélevé mensuellement dans les rejets.

Sur la base des activités mesurées dans les rejets, dans le ruisseau du Ritord en aval de chaque point de rejet et dans les eaux collectées sur les différents sites, AREVA NC conclut que :

- le rejet principal est celui d'Augères ;
- le traitement est particulièrement efficace pour le radium.

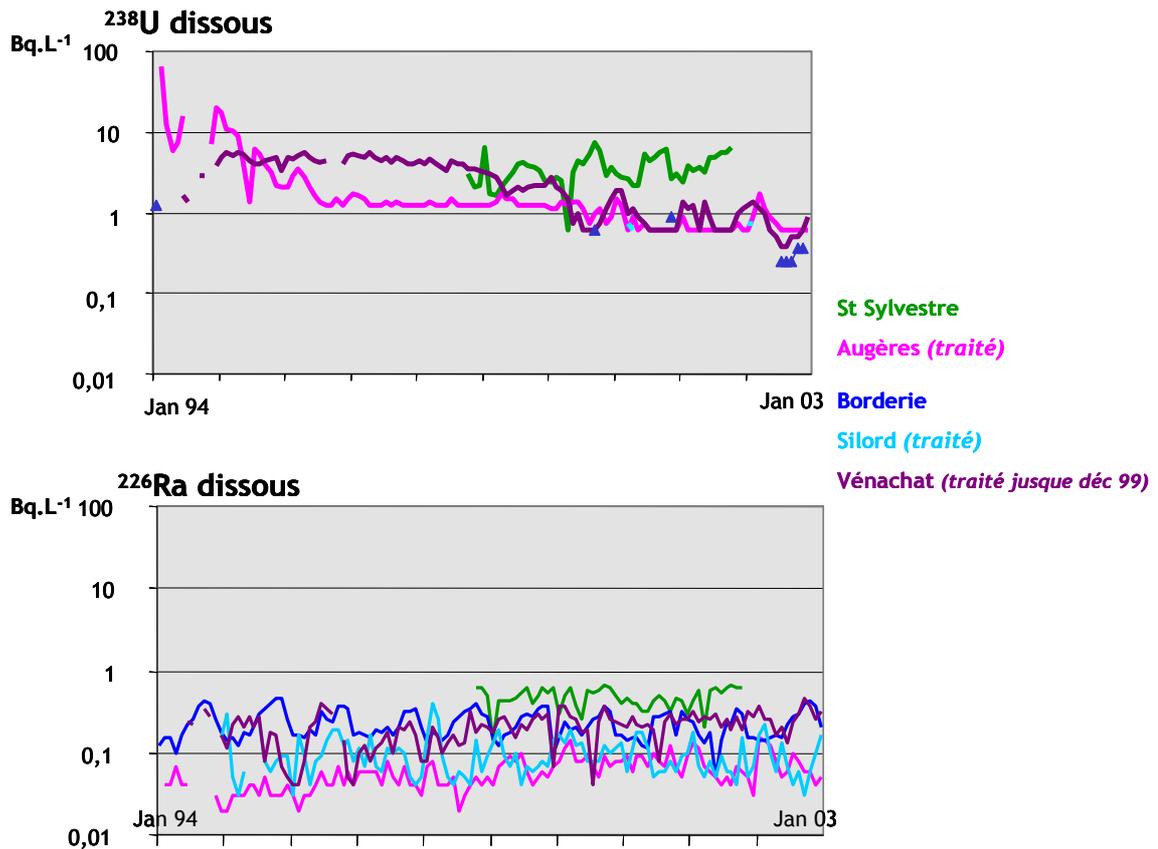


Figure 4-7 : Activités mensuelles en ²³⁸U et ²²⁶Ra dissous dans les rejets

4.2.3.2 Efficacité des stations de traitement

Pour illustrer et commenter la position d'AREVA NC, l'IRSN a choisi de représenter graphiquement les flux d'uranium et de radium dissous effectivement rejetés dans le ruisseau du Ritord ainsi que les activités (U et Ra) en entrée et sortie de station de traitement des eaux. Ces données, issues de l'exploitation des informations transmises par AREVA NC sous la forme de valeurs mensuelles, sont présentées sur la Figure 4-8 et la Figure 4-9 respectivement.

Ces données montrent que les flux d'uranium et de radium dissous en provenance de la station d'Augères représentent de l'ordre de 80% et 45% respectivement des flux totaux rejetés dans le ruisseau du Ritord. Ces chiffres confirment la conclusion d'AREVA NC selon laquelle : « le rejet d'Augères est le principal rejet sur le cours du Ritord ».

Ces données indiquent également un net déséquilibre entre les flux de radium et d'uranium. En effet, le flux moyen total mensuel de radium (14 998 257 Bq.mois⁻¹) est environ trente fois plus faible que celui d'uranium (498 490 305 Bq.mois⁻¹). Il est à noter que cet écart reflète l'écart entre les exigences fixées par la réglementation minière pour le traitement et les rejets de ces deux radionucléides (0,74 Bq.L⁻¹ pour le ²²⁶Ra et 22,3 Bq.L⁻¹ pour le ²³⁸U).

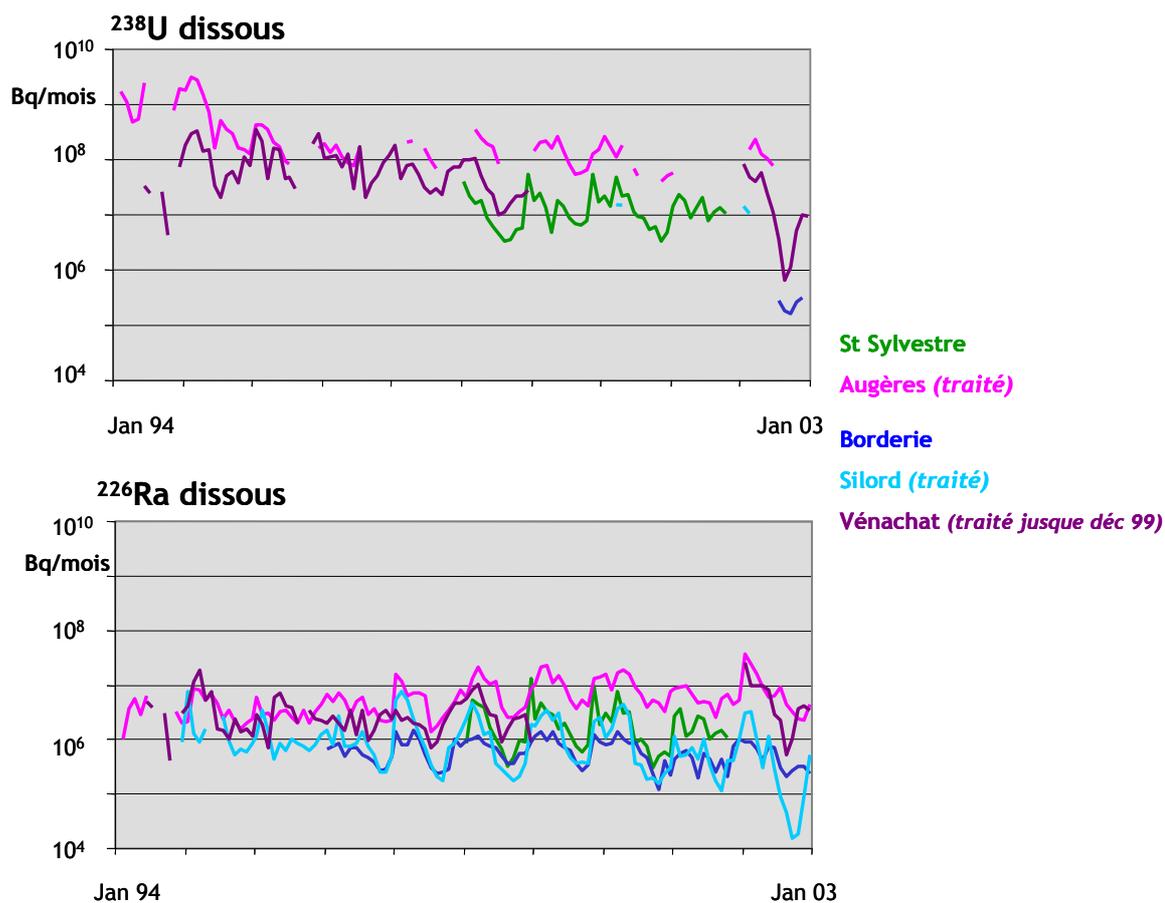


Figure 4-8 : Flux mensuels en ^{238}U et ^{226}Ra dissous vers le Ritord associés aux différents rejets

L'analyse de l'activité en ^{238}U et en ^{226}Ra dissous en entrée et sortie des stations de traitement confirme la position d'AREVA NC comme quoi «le traitement est particulièrement efficace pour le radium». En effet le rendement d'insolubilisation est de l'ordre de 30% pour l'uranium et de 90% pour le radium ce qui correspond à une diminution d'environ un ordre de grandeur de l'activité en ^{226}Ra dissous entre l'entrée (eaux collectées) et la sortie (rejet) des stations de traitement.

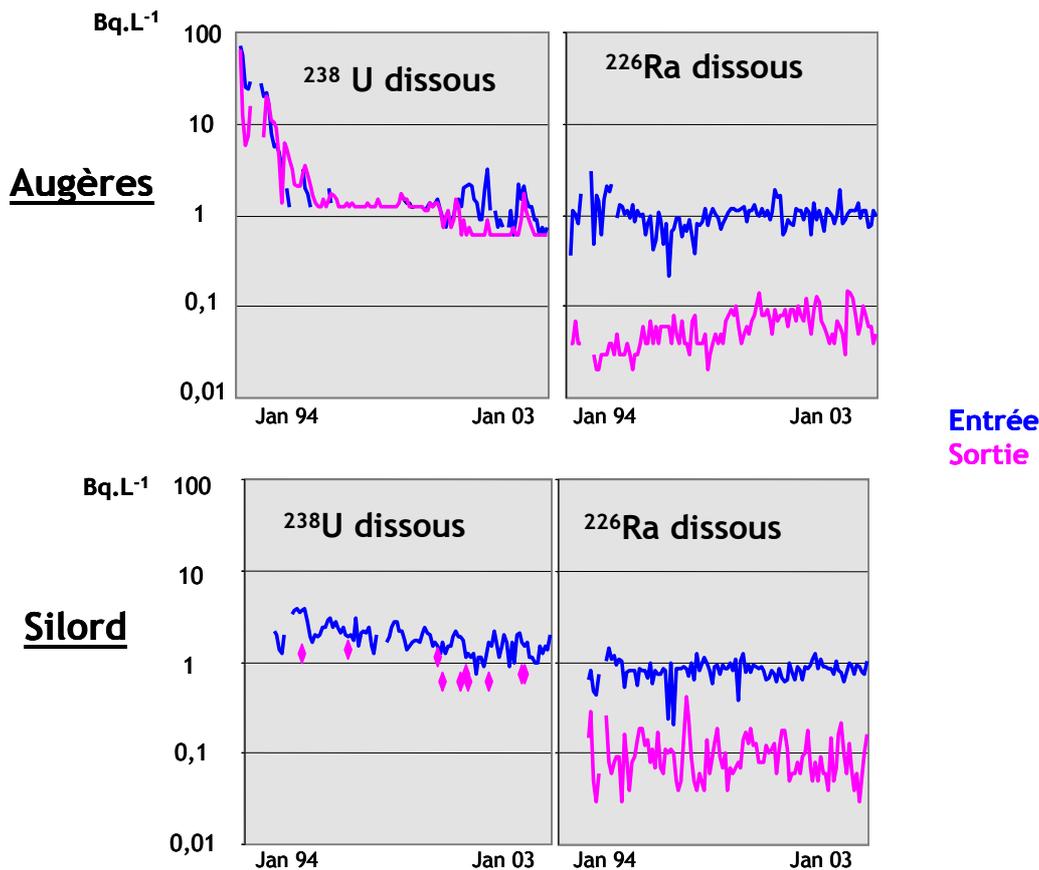


Figure 4-9 : Activités mensuelles en ^{238}U et ^{226}Ra dissous en entrée et sortie des stations de traitement d'Augères et Silord entre janvier 1994 et janvier 2003

4.2.3.3 Incidence de la radioactivité fixée sur les particules

Dans les eaux naturelles, on distingue la fraction soluble de la fraction particulaire. Par convention il est admis que les particules retenues lors du passage sur un filtre de porosité $0,45\ \mu\text{m}$ constituent la fraction particulaire, le complément représentant la fraction dissoute.

Dans le BDE, AREVA NC se limite à présenter les résultats relatifs à la teneur en radium et uranium dissous. En complément de ce suivi, AREVA NC effectue également, mais de manière plus ou moins régulière selon les points de prélèvement, des analyses en uranium et radium de la fraction particulaire. Les résultats correspondant ont été transmis à l'IRSN dans le cadre de la présente tierce expertise [2]. C'est donc sur la base de ces valeurs, non présentées dans le BDE, que les conséquences de la non prise en compte de la fraction particulaire sont discutées.

4.2.3.3.1 Analyse de la fraction particulaire du radium

La première conséquence associée à la prise en compte de la seule fraction soluble est une estimation incomplète de la quantité totale de radionucléides rejetés par les sites vers le Ritord.

Au travers de la Figure 4-10 qui présente l'évolution du rapport (activité mensuelle dans la fraction soluble/activité mensuelle totale) du ^{238}U et du ^{226}Ra dans les eaux collectées et les rejets sur la période de référence du BDE (1994-2003), il est possible de quantifier l'importance relative de la fraction particulaire non prise en compte dans les données de surveillance indiquées dans le BDE.

Eaux collectées

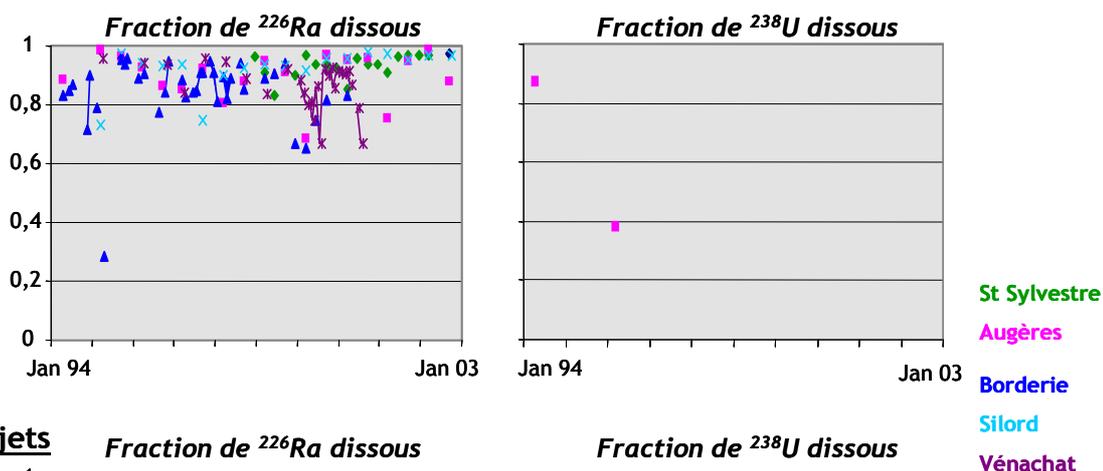


Figure 4-10 : Evolution temporelle du rapport (dissous/total) pour le ^{226}Ra et le ^{238}U dans les eaux collectées et les rejets

Dans toutes les eaux collectées, il apparaît clairement que le ^{226}Ra est majoritairement présent sous forme dissoute. Le ^{226}Ra présent dans la fraction particulaire ne représente que 10% du ^{226}Ra total. Pour ce qui concerne l'uranium, bien que le suivi soit effectué à la même fréquence que pour le radium, les données exploitables sont beaucoup plus rares. En effet, l'analyse des fractions particulaire et soluble conduit, dans la plupart des cas, à des valeurs inférieures à la limite de détection (souvent de l'ordre⁹ de $0,62 \text{ Bq.L}^{-1}$ soit $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$).

⁹ La limite de détection pour les mesures d'uranium présentées par AREVA NC a été progressivement ramenée de $0,1$ à $0,01 \text{ Bq.L}^{-1}$ ce qui reste encore près d'un ordre de grandeur au dessus des valeurs fréquemment rencontrées hors influence minière

Seules les eaux collectées sur les divers sites et arrivant à Augères, Silord et Vénachat font, ou ont fait, l'objet d'un traitement. Pour les autres points, la part relative des fractions solubles et particulaires des radionucléides dans les eaux rejetées est donc identique à celle des eaux collectées, les deux types d'eau étant alors identiques.

Les données en ^{226}Ra indiquent une nette diminution de la proportion de radium dissous entre l'entrée (eaux collectées) et la sortie (rejet) des stations d'Augères et de Silord. En effet dans les rejets de ces deux stations, en moyenne 60% du radium est présent sous forme particulaire contre 10% en entrée. Dans le cas de Vénachat, on observe que la proportion de radium dissous dans les eaux en entrée et en sortie de station évolue peu. Cette différence est difficile à interprétée sur la base des informations analysées. Elle pourrait être au moins partiellement liée aux caractéristiques du site de Vénachat dont les eaux sont issues du débordement d'une mine à ciel ouvert noyée, mais aussi à la nature des traitements mis en œuvre.

Pour ce qui concerne l'uranium dans les rejets, en raison de la limite de détection déjà évoquée, les données exploitables sont à nouveau très rares. Comme pour les eaux collectées, il est par conséquent difficile de conclure quant à la distribution de cet élément dans les rejets.

Ainsi, pour le ^{226}Ra , l'activité des eaux collectées est sous estimée d'environ 10% lorsque l'on ne prend en compte que la fraction dissoute. Cet écart est comparable à la précision ou l'incertitude des résultats de mesure disponibles. Dans ce cas, la mesure de radium dissous peut ainsi être considérée comme une indication correcte de la charge totale en radium des eaux et le fait de négliger la fraction particulaire n'apparaît donc pas comme un biais majeur. En revanche, **dans les rejets traités et en particulier dans ceux des stations d'Augères et de Silord, la quantité de radium rejetée est sous estimée de 60% à 70% si l'on ne prend en considération que la fraction dissoute.** De ce fait, l'importance relative du rejet d'Augères par rapport aux autres rejets, déterminée sur la base des données présentées par AREVA NC dans le bilan décennal se trouve accrue dans la même proportion si l'on s'intéresse aux quantités totales rejetées. Le rejet de la station d'Augères représente ainsi 45% de la totalité des rejets de ^{226}Ra dissous (hypothèse de rejet de la forme dissoute retenue dans le BDE) tandis qu'il s'élève à 68% lorsque l'on tient compte des flux de ^{226}Ra total (dissous et particulaire).

4.2.3.3.2 Incidence sur l'analyse de l'efficacité des stations de traitement

En continuité des commentaires précédents, la non prise en compte de la fraction particulaire conduit également à une estimation partielle de l'efficacité globale du traitement appliqué dans les stations.

La Figure 4-11 reprend, pour les stations d'Augères et de Silord, l'activité en ^{226}Ra mesurée à pas de temps mensuel dans la fraction soluble entre 1994 et 2003 en entrée et sortie de station (cf. Figure 4-9). Elle présente également les activités en ^{226}Ra total correspondantes. Alors que les résultats présentés à la Figure 4-9 permettent d'évaluer l'efficacité du traitement d'insolubilisation, les analyses conduites sur le radium total permettent d'évaluer l'efficacité globale du traitement c'est-à-dire l'insolubilisation et la décantation.

L'activité en ^{238}U dans la fraction particulaire étant systématiquement inférieure à la limite de détection ($0,62 \text{ Bq.L}^{-1}$ ou $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$), il n'a pas été possible de recalculer l'activité totale dans les eaux collectées et les rejets. De ce fait, l'IRSN ne dispose pas de données permettant d'évaluer l'efficacité du traitement pour cet élément.

Pour ce qui concerne le ^{226}Ra , la grande efficacité du traitement vis-à-vis de l'insolubilisation a déjà été mise en avant dans le paragraphe 4.2.3.2. Ce rendement a été évalué autour de 90%. Si l'on s'intéresse maintenant à l'efficacité globale du traitement, le rendement n'est plus que de l'ordre de 70%.

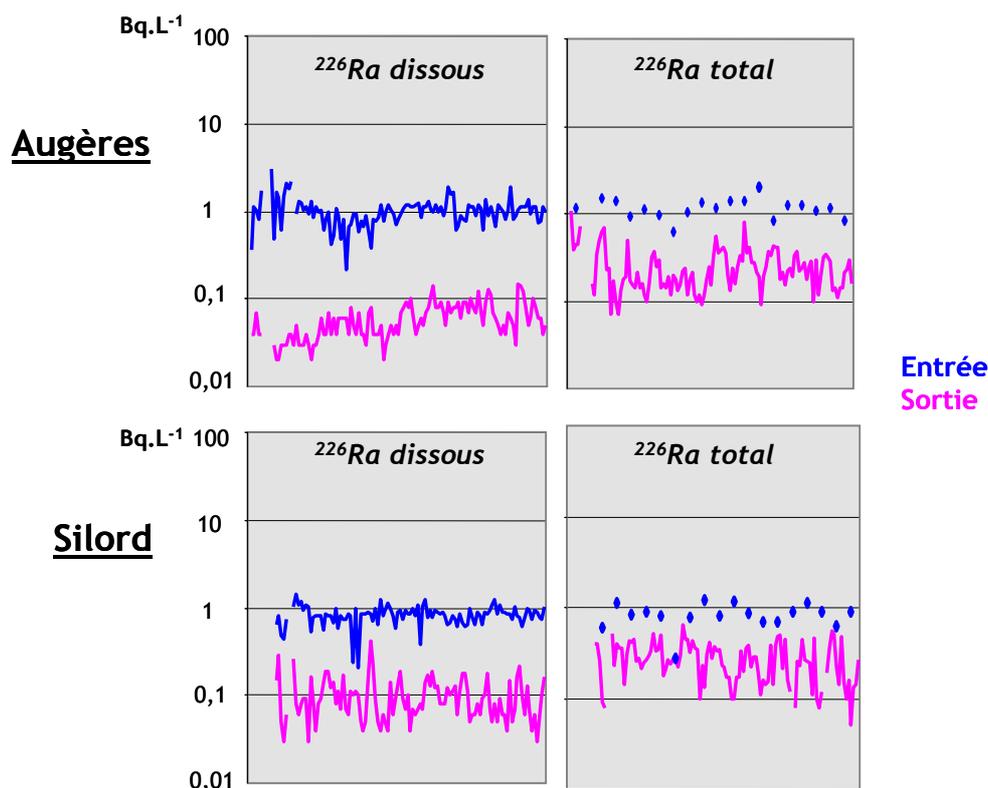


Figure 4-11 : Activités mensuelles en ^{226}Ra dissous et total déterminées en entrée et sortie de station de traitement sur la période 1994-2003

En conclusion, il est possible de dire que le traitement mis en place dans les stations d'Augères et Silord favorise la formation de particules « anthropiques » (au sens où elles sont formées au

cours d'un processus industriel de traitement des eaux) qui fixent efficacement le radium mais dont la décantation n'est pas optimale. A partir des données précédentes, on peut ainsi estimer que 20% en moyenne des particules formées échappent à la décantation. Ce constat, ainsi que le caractère dimensionnant des rejets en ^{226}Ra mentionné au § 4.2.3.2 compte tenu des exigences réglementaires, conduit à rechercher des modifications du processus de traitement dans le sens d'une amélioration de la décantation. Comme évoqué plus en détail au § 4.2.5, ce point a été étudié par AREVA NC et des travaux sont en cours pour améliorer la décantation. .

4.2.3.3.3 Une incidence possible sur la dilution et la reconcentration dans l'environnement

La troisième conséquence associée à l'exclusion de la fraction particulaire est une difficulté à appréhender l'impact environnemental associé aux rejets.

La forme physique sous laquelle se trouvent les radionucléides constitue un paramètre important dans le contrôle du devenir des radionucléides dans l'environnement.

De manière générale, le transfert des radionucléides associés à la fraction soluble va être contrôlé principalement par le facteur dilution. Sous l'effet de cette dilution, le marquage des eaux (et par conséquent le marquage potentiel de l'environnement) va s'estomper progressivement au fur et à mesure du cheminement vers l'aval. Ce scénario est évidemment conditionné par le maintien en phase dissoute des radionucléides concernés tout au long de leur parcours. De ce point de vue, la relative homogénéité des eaux superficielles et des conditions chimiques (pH, Eh, température, ...) à l'échelle du bassin versant du Ritord constitue un facteur plutôt favorable. Il doit toutefois être noté que ce contexte favorable peut être remis en cause par la présence de particules présentant de fortes capacités de fixation vis-à-vis des radioéléments rejetés.

La fraction particulaire est, au contraire, beaucoup plus sujette à des processus de rétention et de reconcentration dans le bassin versant, notamment au niveau des retenues d'eau naturelles ou artificielles. En effet, le faible niveau d'énergie hydrodynamique qui y règne favorise la décantation des particules et des éléments qui y sont associés. Ainsi les radionucléides rejetés sous forme particulaire sont susceptibles de s'accumuler dans les sédiments des retenues en aval des rejets et ainsi contribuer à l'apparition de concentrations en radioactivité importantes.

Les questions relatives à l'impact environnemental potentiel de la radioactivité de ces sédiments montrent qu'il est délicat de fonder le suivi des rejets sur la phase dissoute uniquement en négligeant *a priori* l'incidence de la phase particulaire.

L'accumulation de radionucléides dans les sédiments du lac de Saint Pardoux au niveau de l'anse de Chabannes, en aval des rejets sur le Ritord et la décision de curage justifiée par les concentrations

mesurées en uranium constituent une illustration concrète de cette problématique. Si l'origine minière de ce marquage semble désormais admise, les processus ayant conduit à sa mise en place constituent encore un sujet de discussion. Ce point est développé en détail au § 4.2.5. Selon l'IRSN, la compréhension des phénomènes mis en jeu doit constituer un élément à part entière de la réflexion engagée par AREVA NC pour définir les techniques à mettre en œuvre afin de diminuer l'impact de ces sites et en particulier afin de limiter, dans le futur, le dépôt de particules radiologiquement marquées dans la retenue de Saint Pardoux. Comme cela sera précisé au § 4.2.5, l'analyse quantitative de la fraction particulaire, tant dans les rejets que dans le milieu naturel, constitue un élément indispensable à ce travail selon l'IRSN.

4.2.3.4 Evolution de la qualité radiologique des eaux et perspective d'arrêt du traitement

La Figure 4-12 présente l'évolution des activités mensuelles en ^{238}U et ^{226}Ra dissous dans les eaux collectées et regroupées vers chacun des 5 points de rejet. Les dates d'ennoyage des travaux miniers souterrains (TMS) sur chacun des secteurs concernés sont indiquées entre parenthèses dans la légende.

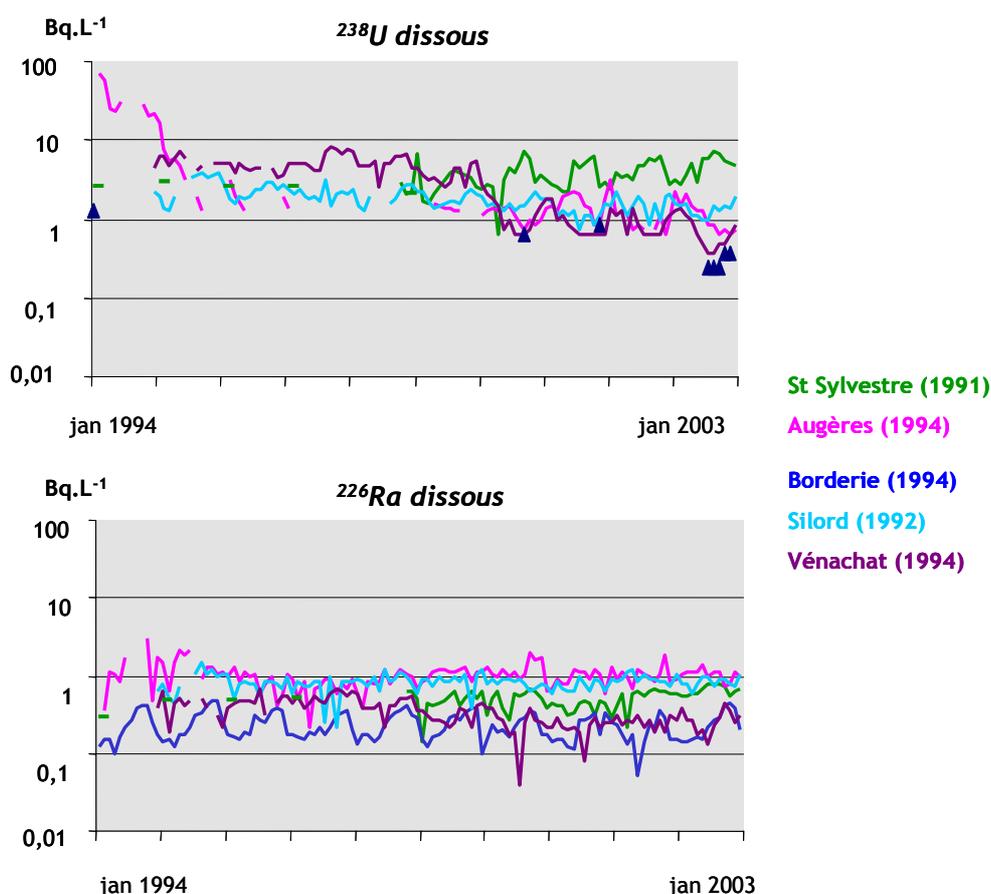


Figure 4-12 : Evolution temporelle des activités en ^{238}U et ^{226}Ra dissous des eaux collectées.

Les données en ^{238}U dissous indiquent, qu'au niveau des installations d'Augères :

- l'ennoyage des TMS coïncident avec les activités maximales relevées sur la période de référence du BDE (1994-2003) ;
- dans les mois qui suivent l'ennoyage, le niveau d'activité diminue progressivement passant de 70 Bq.L^{-1} à 20 Bq.L^{-1} au cours de la première année et de 20 Bq.L^{-1} à 1 Bq.L^{-1} au cours de la seconde ;
- depuis 1996, le niveau d'activité de l'uranium 238 dissous semble stabilisé autour de 1 Bq.L^{-1} .

Dans le BDE, AREVA NC justifie les plus fortes valeurs d'activité en ^{238}U dissous constatées au moment de l'ennoyage des travaux miniers par l' « entraînement de poussières de minerais » qui correspond au lessivage de fines particules (taille inférieure à $0,45 \mu\text{m}$) dans les galeries.

L'IRSN note que la teneur en ^{238}U dissous dans le rejet d'Augères présente une évolution similaire à celle observée sur le site de Bellezane (cf.§ 3.3). Cette évolution (et en particulier le pic initial associé à la remise en eau des secteurs miniers) n'est par contre pas observable pour les autres rejets compte tenu de l'absence de données exploitables aux dates concernées. Le cas du site de la Borderie est particulier car les eaux rejetées proviennent non pas de l'ennoyage de travaux miniers souterrains mais de la collecte des eaux infiltrées dans les quartiers supérieurs. Les données antérieures à 1994 sont par ailleurs trop ponctuelles pour être exploitables en regard de leur évolution dans le temps. Pour les autres sites, le suivi débute un à trois ans après les opérations d'ennoyage. Sur la base des données disponibles, seule la phase «plateau» est observée pour ces sites. Le niveau auquel celui-ci s'établit varie légèrement d'un site à l'autre mais reste de l'ordre du Bq.L^{-1} .

A l'inverse de ce qui est observé pour l'uranium sur le site d'Augères, l'activité en ^{226}Ra dissous est relativement stable au cours du temps. Cela témoigne de processus différents conduisant à l'augmentation de la teneur en uranium et en radium dans l'eau lors de l'ennoyage des mines. En effet, sur la période étudiée, le niveau d'activité du ^{226}Ra dissous est relativement stable pour chacun des points objets d'un suivi. Il est établi autour de 1 Bq.L^{-1} pour les eaux collectées sur Augères et Silord.

La différence de comportement entre l'uranium et le radium résulte de leurs propriétés chimiques. Ainsi, l'évolution des conditions d'oxydo-réduction du milieu modifie fortement la solubilité de l'uranium. En conditions oxydantes (situation lors de l'exploitation et de la phase de noyage), l'uranium se trouve à l'état VI, forme sous laquelle il est le plus soluble. Avec l'établissement progressif de conditions réductrices propres aux eaux souterraines profondes, l'uranium passe à l'état IV dans lequel il est moins soluble. Les fortes teneurs en uranium lors de la phase de noyage

correspondent par conséquent au lessivage de l'uranium présent sous forme de phase oxydée à la surface des galeries et dans les parties les plus perméables de l'encaissant granitique. Du fait d'une part de la diminution du stock d'uranium facilement lessivable et d'autre part du passage progressif en conditions réductrices, la situation évolue vers une stabilisation de la teneur en uranium dans les eaux collectées. Le radium ne présentant pas ce fort contraste de solubilité en fonction des conditions d'oxydo-réduction du milieu, l'évolution de ses teneurs est beaucoup moins marquée.

Au-delà des évolutions caractéristiques de la phase transitoire caractéristique de la remise en eaux des secteurs miniers, l'enseignement essentiel de l'analyse des chroniques des teneurs en ^{238}U et ^{226}Ra dissous des eaux collectées est leur apparente stabilité depuis le milieu des années 90. **L'absence de toute évolution significative à la baisse de la qualité des rejets d'une part et l'incompatibilité des teneurs en ^{226}Ra dissous avec les exigences fixées par la réglementation actuelle d'autre part, soulèvent la question délicate d'une pérennisation (sans perspective d'interruption) des dispositifs de traitement actuellement.** Ces dispositifs sans être d'une technicité ni d'une lourdeur extraordinaires, nécessitent le maintien de moyens opérationnels et d'une maintenance minimale. Les évolutions apportées aux caractéristiques des traitements dans les années récentes et celles encore envisagées actuellement montrent par ailleurs que celles-ci ne sont toujours pas stabilisées et éprouvées et qu'un effort d'optimisation se poursuit.

Ces différents constats et éléments de réflexion mènent finalement à s'interroger sur :

- **les perspectives d'amélioration de la qualité actuelle des eaux collectées, à la fois du fait de processus naturels encore en cours et via des dispositions techniques s'il en existe d'envisageables ;**
- **la pertinence de maintenir des dispositifs de traitement des eaux du type de ceux actuellement en fonctionnement sur les sites à très long-terme et la possibilité de recourir à des dispositifs plus légers dits « passifs » ;**
- **à défaut, l'acceptabilité de rejeter directement les eaux collectées compte tenu des impacts connus et attendus ; ce choix impliquerait au préalable une véritable évaluation circonstanciée des impacts à moyen et long terme notamment sur le plan écologique.**

Les questions précédentes constituent des questions générales et justifient une réflexion spécifique qui dépasse largement le cadre de l'expertise de l'IRSN sur le bassin versant du Ritord. Celles-ci n'étant pas abordées par AREVA NC dans son BDE, elles ne font pas l'objet d'un développement particulier dans le présent rapport. Elles pourront toutefois être abordées à nouveau lors des prochaines étapes de la tierce expertise en fonction de leur pertinence pour le traitement des prochains sujets abordés. Ces questions figurent par ailleurs aux nombres de celles identifiées par le GEP dans le cadre de ses travaux actuels.

4.2.4 EAUX DU RITORD

4.2.4.1 Contenu du BDE et position d'AREVA NC

La Figure 4-13 permet de localiser les différents points de rejet et de contrôle identifiés sur le bassin versant du Ritord.

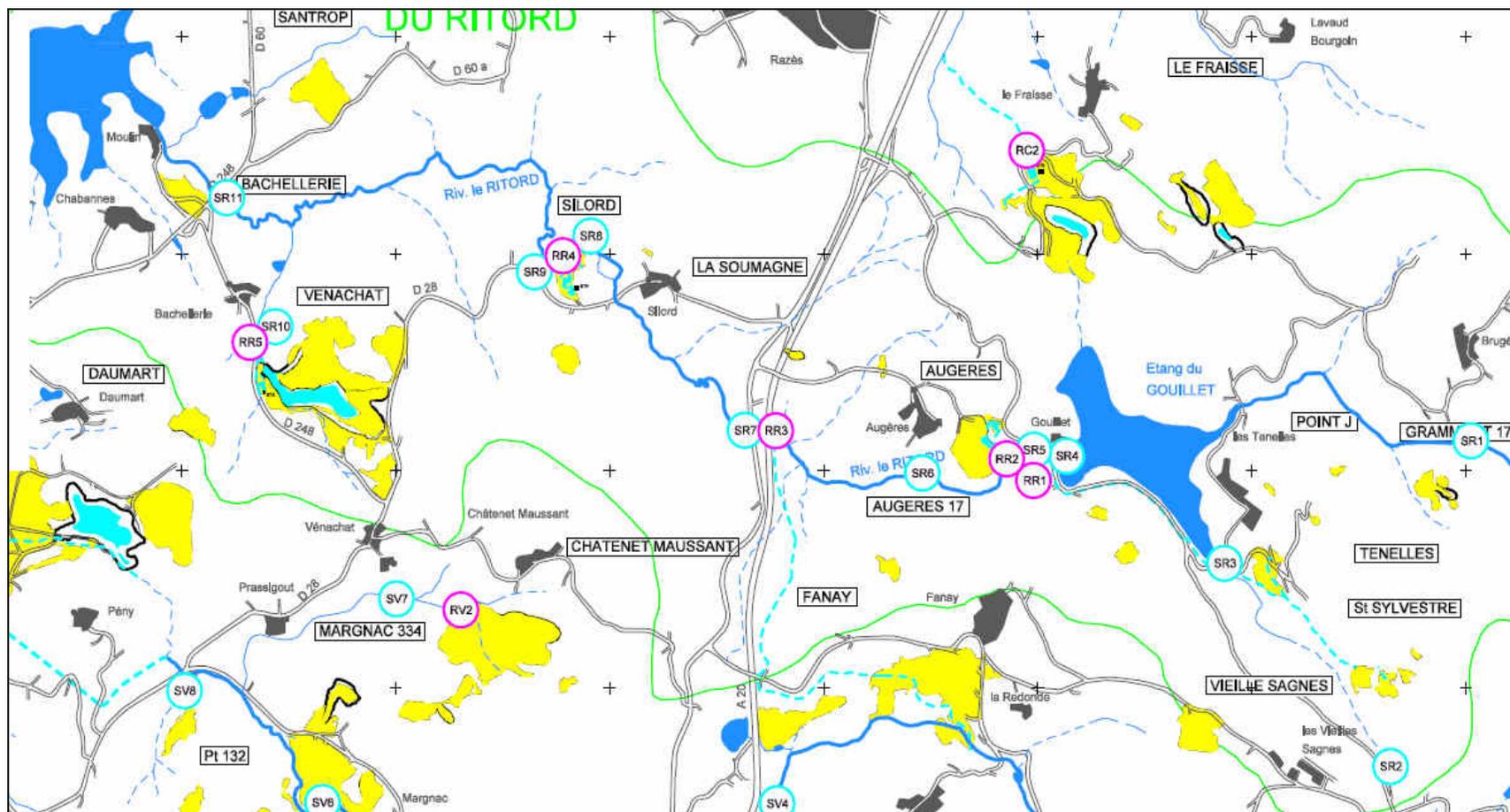
La nomenclature utilisée est celle définie par AREVA NC. Les rejets sont notés «RR» pour Rejet Ritord suivi d'un numéro croissant de l'amont vers l'aval. La correspondance entre la nomenclature utilisée jusqu'alors dans le présent rapport et celle utilisée par AREVA NC est la suivante :

- RR1 : Rejet Saint Sylvestre
- RR2 : Rejet Augères
- RR3 : Rejet Borderie
- RR4 : Rejet Silord
- RR5 : Rejet Vénachat

En ce qui concerne les points de contrôle dans l'environnement, ceux-ci sont notés «SR» (pour Surveillance Ritord) suivi d'un numéro croissant de l'amont vers l'aval. Ainsi, les points SR1 à SR4 sont situés en amont du premier rejet identifié dans le Ritord (RR1- Saint Sylvestre). Le point SR5 est situé juste en aval du rejet de Saint Sylvestre, le point SR6 en aval de celui d'Augères, SR7 en aval de celui de la Borderie, SR8 et SR9, respectivement en amont et aval immédiat de Silord, SR10 en aval de Vénachat sur le ruisseau de Vénachat majoritairement alimenté par le rejet, SR11 sur le Ritord en aval de sa confluence avec le ruisseau de Vénachat et juste avant l'arrivée du ruisseau du Ritord dans le lac de Saint Pardoux.

La Figure 4-14 présente les résultats du suivi environnemental réalisé par AREVA NC en amont et en aval des installations minières. Les paramètres analysés sont identiques à ceux étudiés dans les eaux collectées et les rejets à savoir, l'activité en uranium 238 et en radium 226 dans la fraction soluble.

Dans le BDE, AREVA NC ne relève pas d'évolution majeure de l'activité en ^{238}U et ^{226}Ra entre l'amont et l'aval des différents rejets et conclut que l'impact des rejets sur la qualité radiologique des eaux du Ritord est très faible.



SR Point de contrôle dans l'environnement
 RR Point de rejet dans l'environnement

Echelle : 10cm = 3,1km

Figure 4-13 : Localisation des points de surveillance de l'environnement par rapport aux rejets dans le bassin versant du Ritord (d'après BDE, plan n°8)

4.2.4.2 Evolution temporelle et évolution de l'amont vers l'aval

La Figure 4-14 présente les activités (Bq.L^{-1}) en ^{238}U et ^{226}Ra mesurées sur un prélèvement mensuel d'eau du Ritord et de ses affluents en amont et en aval des rejets miniers dans le cadre du suivi environnemental assuré par AREVA NC.

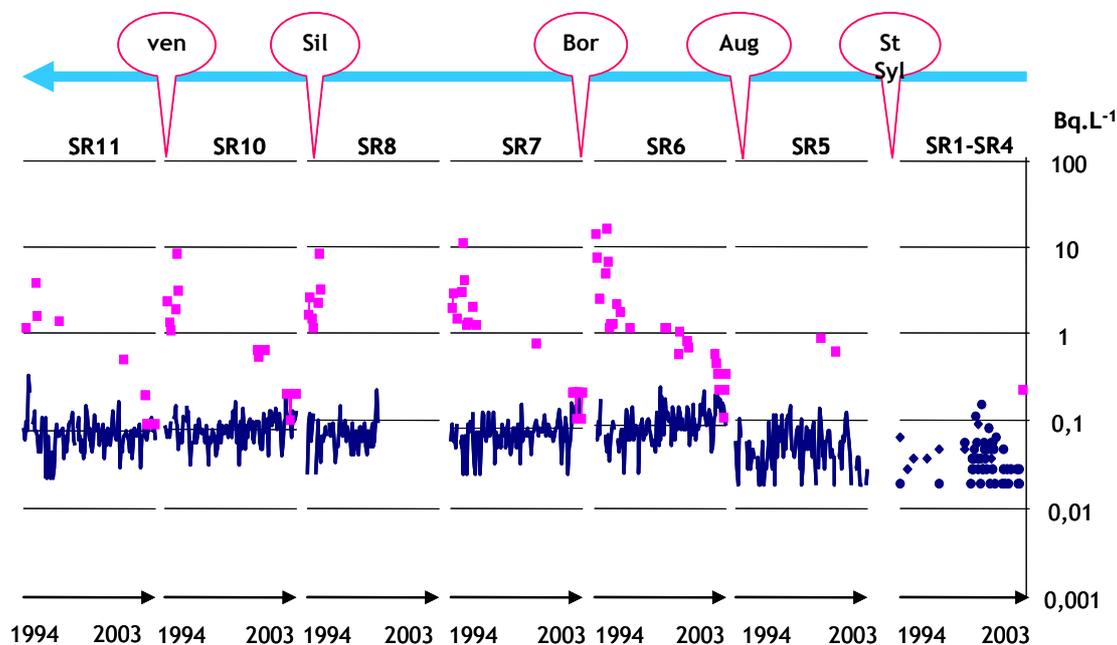


Figure 4-14 : Activités mensuelles (en Bq.L^{-1}) du ^{226}Ra (bleu) et du ^{238}U (rose) dissous mesurées dans le cours d'eau récepteur en amont et en aval des rejets miniers du bassin versant du Ritord

Comme l'indique la Figure 4-14, l'activité en ^{226}Ra est effectivement relativement stable dans le temps et dans l'espace. Le profil d'uranium est légèrement différent dans la mesure où, entre 1994 et 2003, son niveau d'activité dans les eaux du ruisseau du Ritord diminue de manière significative passant de 10 à $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$. Néanmoins, de manière analogue à ce qui est observé pour le ^{226}Ra , à une date donnée, le niveau d'activité de l'uranium ne varie que peu de l'amont vers l'aval du cours d'eau.

Analysés plus en détail, les profils fournis par la Figure 4-14 présentent cependant certaines caractéristiques particulières à savoir :

- un niveau d'activité en uranium historiquement supérieur à celui du radium mais qui tend aujourd'hui à s'en rapprocher ;
- une diminution sensible de l'activité en uranium entre 1994 et 2003 ;
- une augmentation notable de l'activité en radium à l'aval du site d'Augères.

Pour ce qui concerne les deux premiers points, les commentaires mentionnés au § 4.2.3.4 ont souligné que les évolutions au cours du temps étaient clairement caractéristiques de la remise en eaux des secteurs miniers et s'expliquaient par les caractéristiques chimiques respectives de l'uranium et du radium. Les évolutions de la qualité des eaux du Ritord sont ainsi la manifestation indéniable de l'incidence des rejets des sites. Pour ce qui concerne l'uranium, il est possible de dire que celle-ci a joué *a minima* sur 2 ordres de grandeur (différence entre les teneurs maximales constatées en 1994 et les teneurs actuelles).

Pour ce qui concerne le troisième point, les évolutions de qualité des eaux du Ritord le long de son cours soulignent également l'incidence des sites miniers et démontre le rôle prépondérant joué par les rejets de la station d'Augères déjà évoqué au § 4.1.2. Leur incidence se traduit par une élévation des teneurs en radium des eaux du Ritord d'un facteur proche d'un ordre de grandeur entre l'amont et l'aval du site de Fanay-Augères (point RR5). Celles-ci restent ensuite stables et proches de 0,1 Bq.L⁻¹ jusqu'au lac de Saint Pardoux.

4.2.4.3 Appréciation de l'impact en fonction de niveaux de référence

Comme indiqué dans la section précédente, l'analyse des chroniques temporelles et des variations de teneurs le long du cours du Ritord permet de mettre en évidence l'influence notable d'une part des périodes de réennoyage, d'autre part des rejets de la station d'Augères. En complément de l'appréciation relative de ces variations temporelle et spatiale, la présente section vise à quantifier l'élévation des teneurs en uranium et radium par rapport à celles attribuables au fond naturel. Une attention particulière est donnée à l'évaluation de l'incidence des rejets sur la spéciation physique (phase dissoute/phase particulaire).

Dans le BDE, AREVA NC considère les points de contrôle SR1 à SR4 (cf. Figure 4-13) comme niveaux de référence pour le milieu non impacté. L'IRSN note que le choix de ces résultats de mesure comme valeurs de référence est sujet à caution compte tenu de la localisation des points concernés sous l'influence potentielle des sites de Gorges-Saignedresse et du Fraisse. Comme indiqué au § 4.1, ces sites sont majoritairement situés dans le bassin versant de la Couze mais ont un impact potentiel sur celui du Ritord. L'IRSN a donc recherché dans la bibliographie des données sur la composition radiologique des eaux hors de toute influence potentielle des sites miniers. L'influence des sites de Gorges-Saignedresse et du Fraisse s'exerçant très en amont sur le bassin versant du Ritord (amont de l'étang du Gouillet), la recherche de points de référence a du être élargie en dehors des limites de celui-ci.

Les valeurs retenues sont issues des références :

- [47] dans laquelle six prélèvements ponctuels (2002) ont été effectués en amont des sites miniers. Elle présente également les résultats d'un suivi mensuel de l'activité en ²³⁸U et ²²⁶Ra dans les fractions soluble et particulaire de l'eau de l'étang du Gouillet ;

- [48] dans laquelle les résultats de l'analyse de la teneur en uranium de l'eau de l'étang de Beaune sont publiés.

Le Tableau 4-3 présente les résultats des analyses fournies par les références précédentes dans le réseau hydrologique hors influence des sites miniers.

Il est à noter que les discussions initiées au sein du GEP ont conduit à identifier deux petits bassins versants susceptibles de constituer de bonnes références pour l'étude de milieux naturels hors influence, il s'agit des bassins de la Bazine et de La Glayeule, affluents du Vincou. Le cours d'eau Le Rivalier, affluent de l'Ardour confluant avec la Gartempe en amont du Pont Gibus, est également suggéré comme pouvant servir de référence. Une première approche du contexte géologique correspondant à ces ruisseaux confirme l'intérêt de poursuivre la réflexion sur le Rivalier, pour le secteur de Bellezane (cf. § 3.2), et la Glayeulle, pour celui du Ritord. Une recherche plus approfondie concernant ces ruisseaux et les données de surveillance éventuellement disponibles devrait être engagée dans le but d'améliorer l'état des connaissances de milieux de référence pour l'étude de l'impact des sites miniers de la Division de la Cruzille.

Tableau 4-3 : Activités en ^{238}U et ^{226}Ra en amont des sites miniers

Site	source	^{238}U (Bq.L ⁻¹)		^{226}Ra (Bq.L ⁻¹)	
		Dissous	Particulaire	Dissous	Particulaire
Vienne à Limoges	[47]	0,005 ± 0,002	0,007 ± 0,001	0,0029 ± 0,0002	0,0077 ± 0,0001
Etang des Sauvages		0,002 ± 0,001	< 1	0,004 ± 0,001	0,0005 ± 0,0001
Gartempe à Folle		0,003 ± 0,002	0,014 ± 0,002	0,0012 ± 0,0001	0,0121 ± 0,003
Couze		0,006 ± 0,002	0,006 ± 0,002	0,0067 ± 0,0002	0,0071 ± 0,0003
Ruisseau des Dauges		0,008 ± 0,002	0,007 ± 0,002	0,0118 ± 0,0004	0,0172 ± 0,0004
Gartempe à Rancon		0,010 ± 0,002	0,020 ± 0,002	0,0029 ± 0,002	0,0131 ± 0,0004
Etang de Beaune	[48]	0,007			

La Figure 4-15 présente les activités en ^{238}U et ^{226}Ra dissous dans l'étang du Gouillet rapportées dans le BDE et dans la référence [47]. L'activité particulaire de ces radionucléides n'étant pas mentionnée par AREVA NC, les valeurs publiées dans [47] n'ont pas été reportées sur le graphique. Selon cette référence, l'activité de l'uranium dans la fraction dissoute représente entre 65 et 90% de l'activité totale en ^{238}U . Pour le ^{226}Ra , la distribution entre les fractions dissoute et particulaire est beaucoup plus variable, la proportion de radium dissous s'échelonnant entre 25 et 95%.

Sur la base des données consignées dans le Tableau 4-3 et la Figure 4-15, il apparaît que l'activité en ^{238}U dissous est de l'ordre de 0,01 Bq.L⁻¹ en amont des rejets miniers. L'activité en ^{226}Ra dissous est très variable, elle est comprise entre 0,001 et 0,02 Bq.L⁻¹.

Dans le ruisseau du Ritord, en aval des rejets miniers, l'activité en ^{238}U dissous est systématiquement supérieure à 0,1 Bq.L⁻¹ et a atteint en 1994, au moment de l'ennoyage des mines, des valeurs de

l'ordre de 10 Bq.L⁻¹ (Figure 4-14 confirmé par Figure 4-18). Entre 2001 et 2003, cette activité est passée de 1 à 0,1 Bq.L⁻¹. L'augmentation de l'activité en uranium dissous *a priori* attribuable aux sites miniers est donc au minimum d'un ordre de grandeur. Les données récentes acquises par AREVA NC dans les eaux du Ritord indiquent que la situation n'a que peu évolué depuis 2003.

L'activité en ²²⁶Ra dissous à l'aval des rejets miniers varie entre 0,02 et 0,41 Bq.L⁻¹ mais reste en moyenne de l'ordre de 0,1 Bq.L⁻¹ en aval d'Augères (Figure 4-14). L'augmentation de l'activité en radium dissous *a priori* attribuable aux sites miniers est par conséquent d'environ un ordre de grandeur.

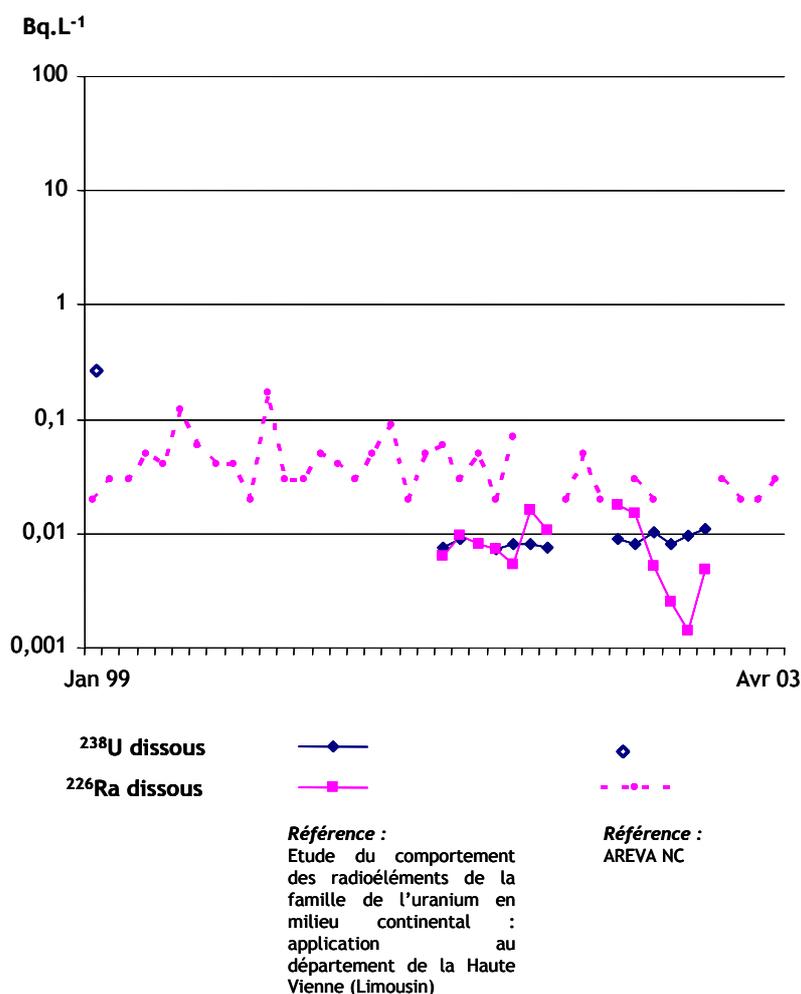
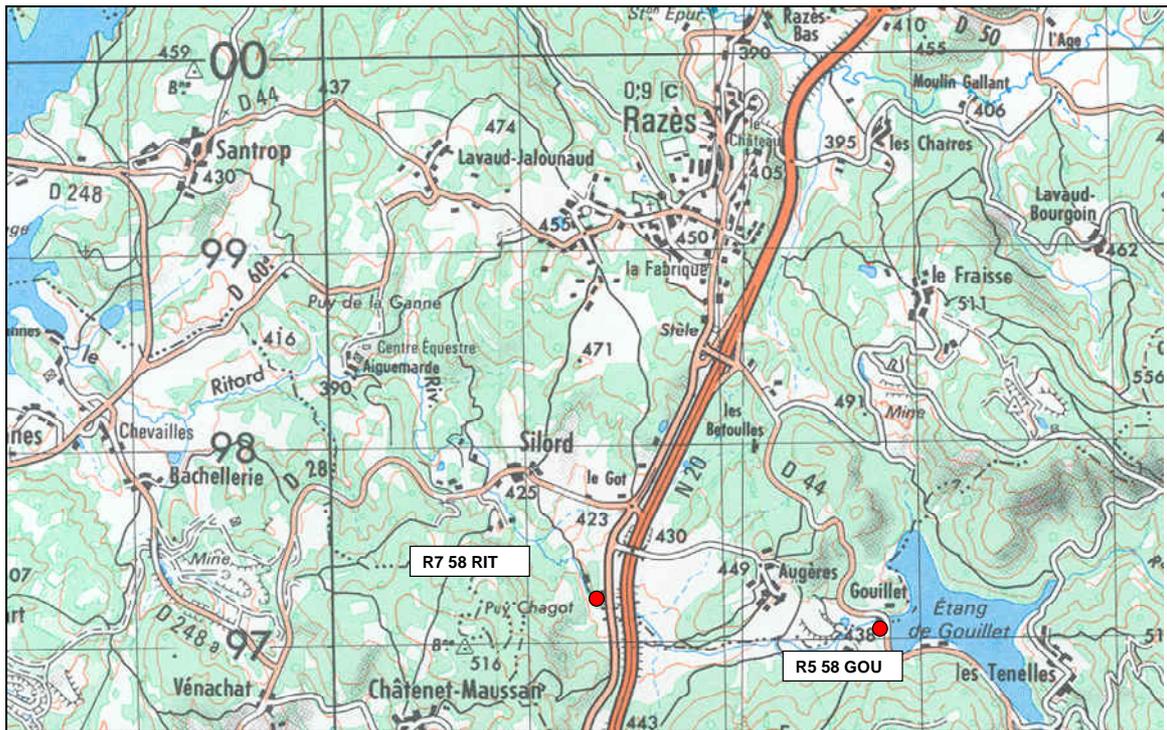


Figure 4-15 : Activités (Bq.L⁻¹) en ²³⁸U et ²²⁶Ra dissous déterminées dans l'étang du Gouillet

Ces activités peuvent être comparées aux résultats des analyses effectuées par l'IRSN (et anciennement l'OPRI) dans le cadre de la surveillance de l'environnement [50] et déjà mentionnés pour partie au § 4.1.2. Deux points de contrôle sur le Ritord sont contrôlés. Il s'agit du point R5 58 GOU, en aval hydraulique de l'étang du Gouillet et du point R7 58 RIT sur le Ritord à Razès¹⁰ (cf. Figure 4-16).

¹⁰ Ce point est situé en aval du point RR3, à proximité immédiate de celui-ci.



Echelle : 10cm = 3,8km

Figure 4-16 : Localisation des points de contrôle de l'environnement au niveau du Ritord et de l'étang du Gouillet dans le cadre de la surveillance effectuée par l'IRSN

Les Figure 4-17 et Figure 4-18 fournissent l'évolution de la teneur en radium 226 dissous et uranium 238 dissous au niveau de l'étang du Gouillet et du Ritord à Razès mesurée depuis 1986 (analyse sur échantillons mensuels). Il est à noter que concernant les teneurs en radium 226 au niveau de l'étang du Gouillet, celles-ci sont considérées comme non significatives, c'est-à-dire inférieures à la limite de détection (valeurs en bleu toutes inférieures à la limite de détection).

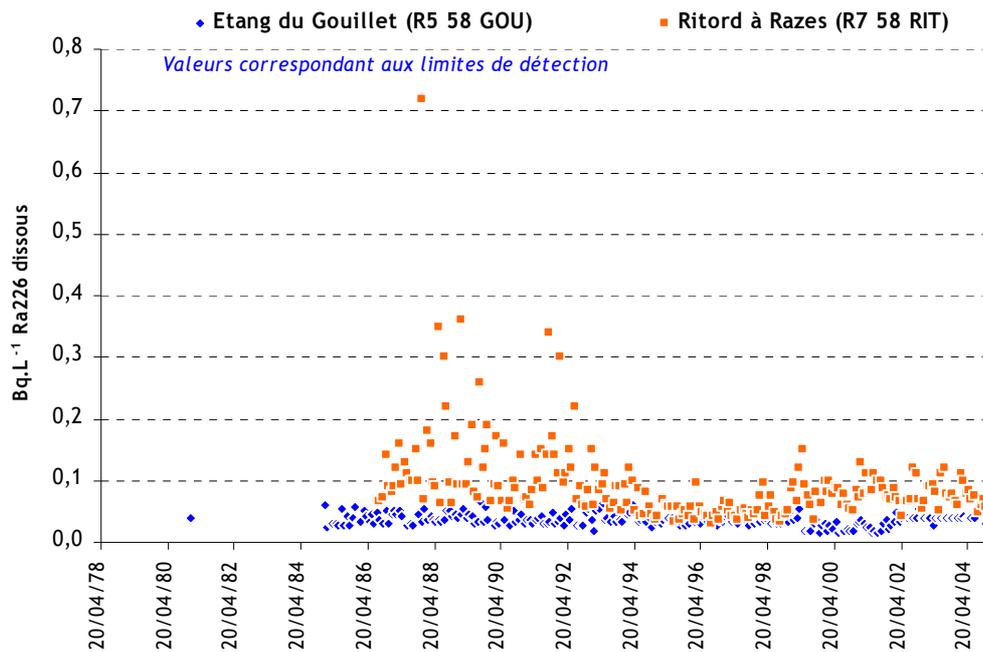


Figure 4-17 : Evolution de l'activité en radium 226 dissous au niveau des points de contrôle surveillés par l'IRSN à l'étang du Gouillet et au Ritord à Razes (analyses sur échantillons prélevés mensuellement)

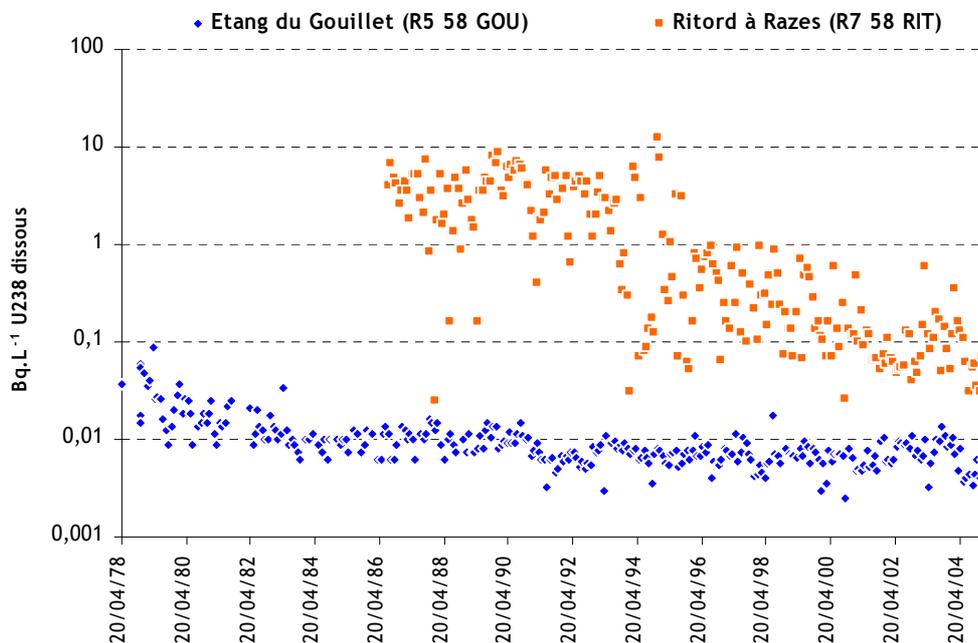


Figure 4-18 : Evolution de l'activité en uranium 238 dissous au niveau des points de contrôle surveillés par l'IRSN à l'étang du Gouillet et au Ritord à Razes (analyses sur échantillons prélevés mensuellement)

Ces données confirment les observations faites précédemment. Si les teneurs élevées mises en évidence dans les années 1990 ont significativement chuté, il n'en demeure pas moins que les activités

en uranium 238 dissous et radium 226 dissous sont plus élevées au niveau du Ritord qu'au niveau du Gouillet. Il persiste une différence d'un ordre de grandeur environ entre les teneurs en uranium dissous dans le Ritord au point R7 58 RIT et dans l'étang du Gouillet au point R5 58 GOU. Concernant le radium dissous, des valeurs non significatives sont relevées au niveau de l'étang du Gouillet ; elles sont inférieures à 0,2 Bq.L⁻¹ dans le Ritord au point surveillé par l'IRSN.

Par ailleurs, comme déjà mentionné au § 4.1.2, la courbe de la Figure 4-18 relative à l'étang du Gouillet montre une diminution significative des teneurs en uranium 238 depuis le début de la période considérée (1978-1980) jusqu'à la période actuelle. Cette tendance s'explique par l'impact historique de l'activité minière résultant des rejets directs effectués dans l'étang du Gouillet avant juillet 1981.

4.2.5 SEDIMENTS DU RITORD ET DU LAC DE SAINT PARDoux

4.2.5.1 Contenu du BDE et position d'AREVA NC

La Figure 4-19 présente les valeurs moyennées sur toute la période de suivi¹¹ des activités (Bq.kg⁻¹) en ²³⁸U, ²²⁶Ra et ²¹⁰Pb mesurées dans les sédiments du Ritord et du lac de Saint Pardoux dans le cadre de la surveillance environnementale assurée par AREVA NC.

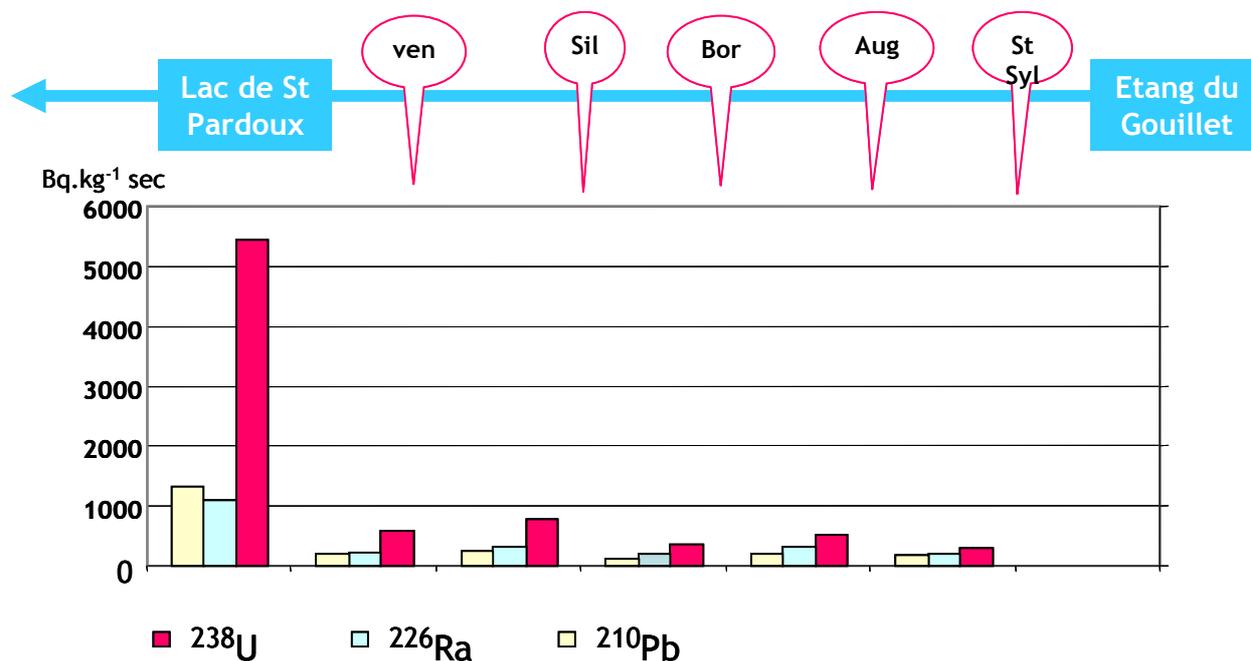


Figure 4-19 : Moyennes sur toute la période de suivi des activités (Bq.kg⁻¹ matière sèche) en ²³⁸U, ²²⁶Ra et ²¹⁰Pb mesurées dans les sédiments du Ritord en aval des rejets miniers et dans le lac de St Pardoux au niveau de l'arrivée du Ritord.

Sur la base des données précédentes, AREVA NC relève que :

¹¹ La comparaison de valeurs moyennées sur une période de suivi est à utiliser avec précaution puisque selon le point de contrôle, il peut y avoir eu plusieurs lieux de prélèvement, d'une part et d'autre part, le nombre de données prises en compte dans la moyenne peut être différent suivant la disponibilité.

- la composition radiologique des sédiments du Ritord est relativement homogène ;
- la teneur en radionucléides dans les sédiments du lac de Saint Pardoux prélevés au niveau de l'arrivée du Ritord dans le lac est nettement plus élevée que dans ceux du Ritord et présente un net déséquilibre en comparaison des sédiments du Ritord.

AREVA NC en conclut que l'impact des rejets sur la qualité radiologique des sédiments du Ritord est faible et se concentre essentiellement dans les sédiments qui se déposent au débouché du Ritord dans le lac de Saint Pardoux.

Dans le chapitre 11 du BDE consacré aux mesures envisagées pour réduire les impacts, et sur la base des conclusions de l'étude [27], AREVA NC décrit, de la manière suivante, les processus conduisant au marquage des sédiments lacustres : *«la distribution de l'uranium présent en solution lors du mélange des eaux d'exhaure avec les eaux naturelles se fait de la manière suivante : une très faible partie de l'uranium reste en solution sous forme de complexes (...), l'autre partie va s'adsorber sur les particules argileuses présentes dans les eaux du Ritord (70 à 95%)...L'uranium adsorbé peut se déplacer (remise en fonction du redox, pH) et de nouveau s'adsorber sur d'autres phases minérales ou amorphes. Quant au radium, il est un élément constitutif de particules de tailles variables (...). La présence de traitement ou non des eaux d'exhaure influence la taille de ces particules. (...) Le lac de Saint Pardoux apparaît donc comme un piège naturel efficace à travers deux aspects :*

- *la baisse brutale de l'énergie du milieu et la sédimentation ;*
- *la présence de processus biologiques favorisant la réduction (sulfato-réduction) qui stabilisent ou reconcentrent l'uranium dans certains niveaux de sédiments...».*

Sur la base de ces conclusions, et pour réduire l'apport de radioéléments dans le plan d'eau, AREVA NC propose, dans le BDE, deux solutions techniques :

- « Création d'un plan d'eau de 7 hectares en amont du lac de Saint Pardoux par élévation d'un merlon en travers du Ritord. Cette retenue de faible profondeur (2 mètres environ), située sur une zone de replat existante, pourrait s'appuyer sur le remblai routier de la départementale D248. La maîtrise foncière de plus de 8 hectares serait à acquérir par AREVA NC.
- Aménagement localisé dans le lac de Saint Pardoux, à la sortie de l'anse de Chabannes. Cet ouvrage destiné à contenir les sédiments radiologiquement marqués dans l'anse, serait constitué d'un merlon immergé de 6 mètres maximum de hauteur qui assurerait une liaison hydraulique libre de 2 mètres de hauteur. ».

Depuis la rédaction du BDE en 2004, la réflexion sur les solutions techniques permettant de réduire les impacts a évolué. D'après les informations communiquées à l'IRSN dans le cadre de la présente expertise, la solution finalement retenue par AREVA NC consiste en la mise en place d'un bassin de décantation supplémentaire sur la station de traitement d'Augères.

4.2.5.2 Appréciation de l'impact en fonction de niveaux de référence

Dans le BDE, AREVA NC ne mentionne aucun résultat d'analyse de sédiments de ruisseau ou de sédiments lacustres en amont des rejets miniers, dans le bassin versant du Ritord. Quelques analyses des sédiments du ruisseau du Guimbelet, en amont de l'étang du Gouillet, sont toutefois mentionnées dans le suivi environnemental d'AREVA NC (cf. [2], Tableau 4-4) et correspondent à des échantillons prélevés annuellement.

Tableau 4-4 : Composition radiologique des sédiments du ruisseau du Guimbelet (d'après [2])

	^{238}U (Bq.kg ⁻¹ matière sèche)	^{226}Ra (Bq.kg ⁻¹ matière sèche)	^{210}Pb (Bq.kg ⁻¹ matière sèche)
GUIM A (2001)	62	130	100
GUIM A (2002)	87	110	70
GUIM (2001)	111	170	180
GUIM (2002)	148	130	140
Moyenne	102	135	123

Des données complémentaires sur la composition radiologique des sédiments de l'étang du Gouillet sont par ailleurs fournies dans [47]. Le Tableau 4-5 présente les valeurs correspondantes ; elles sont relatives à des sédiments de surface au niveau de :

- l'arrivée des trois ruisseaux d'alimentation de la retenue de l'étang du Gouillet (St Sylvestre, Nord et Guimbelet) ;
- la digue de la retenue, c'est-à-dire au point le plus en aval de l'étang.

Tableau 4-5 : Activités (Bq.kg⁻¹ matière sèche) mesurées dans les sédiments de surface de l'étang du Gouillet (d'après [47])

	^{238}U		^{226}Ra		^{210}Pb	
St Sylvestre	1 148	± 35	667	± 19	1317	± 50
Nord	649	± 34	548	± 21	1084	± 54
Guimbelet	822	± 34	819	± 23	1642	± 57
Digue	756	± 23	646	± 9	1074	± 25
Moyenne	843		670		1279	

En dehors des limites du bassin versant du Ritord, des données utilisables pour établir une référence hors influence des sites miniers ont été mentionnées par la CRIIRAD dans sa note 06-41 faisant état de remarques sur le projet de stockage de boues et sédiments contaminés sur le site de Bellezane [48]. Ces données sont rappelées dans le Tableau 4-6.

Tableau 4-6 : Activités mesurées dans les sédiments de la Gartempe en amont des installations minières (d'après [48])

	^{238}U (Bq.kg ⁻¹ matière sèche)	^{226}Ra (Bq.kg ⁻¹ matière sèche)
Gartempe le moulin Neuf	73	60
Gartempe le moulin du Sault	43	39
Gartempe le moulin de Coulerolles	119	116

Les niveaux d'activité mentionnés par la CRIIRAD sont comparables à ceux rencontrés dans les ruisseaux d'alimentation de l'étang du Gouillet mais nettement plus faibles que ceux de l'étang lui-même.

Les valeurs moyennes sur toute la période de suivi des activités en ^{238}U , ^{226}Ra et ^{210}Pb mesurées dans les sédiments du ruisseau du Guimbelet et les sédiments de surface de l'étang du Gouillet sont reportées sur la Figure 4-20. Celle-ci reprend également les activités publiées par AREVA NC dans les sédiments du Ritord et du lac de Saint Pardoux (Figure 4-19).

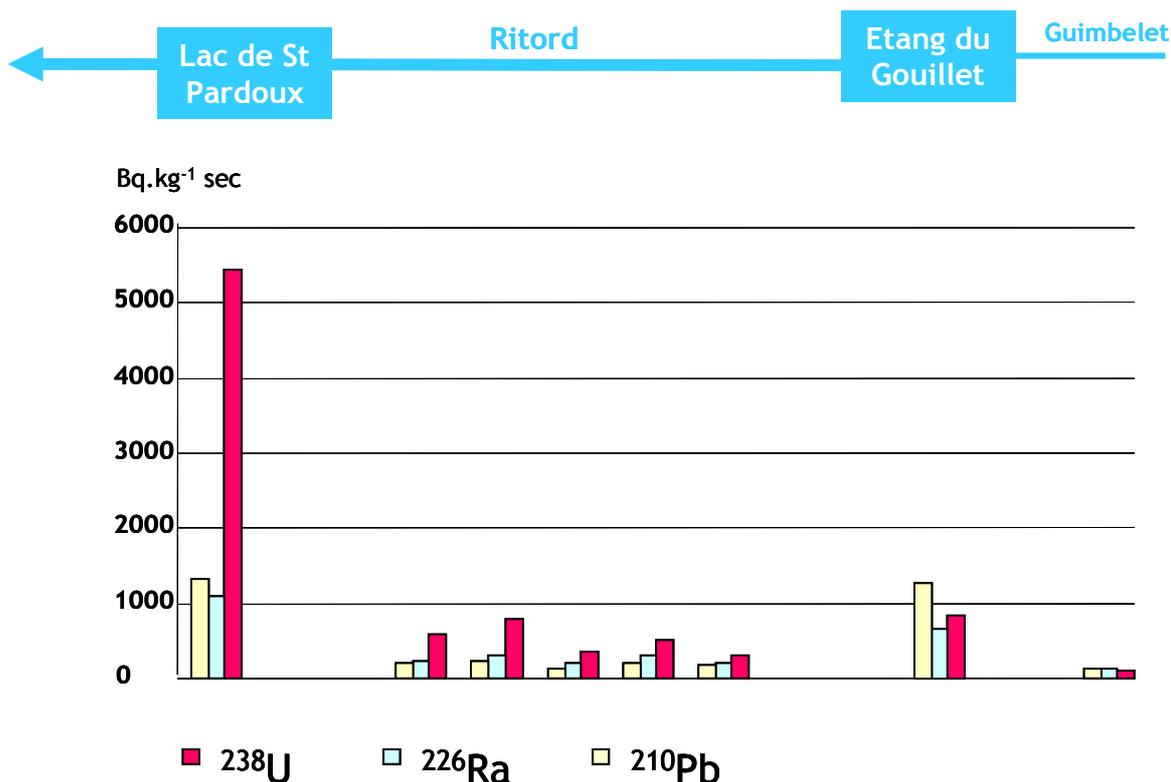


Figure 4-20 : Composition radiologique moyenne sur toute la période de suivi des sédiments de ruisseau et de retenue en amont et en aval des rejets miniers

La Figure 4-20 montre, qu'en amont comme en aval des rejets miniers, la teneur en radionucléides des sédiments d'étang est supérieure en moyenne à celle des sédiments de ruisseau.

En ce qui concerne le niveau de marquage en uranium, l'IRSN note que l'accroissement de la charge des sédiments du Lac de Saint Pardoux peut être, localement, significativement plus élevé que celui mentionné sur la Figure 4-20. AREVA NC retient en effet comme valeurs les résultats obtenus dans le cadre du suivi environnemental (de l'ordre de 5 000 Bq.kg⁻¹ en U). Ceux-ci sont inférieurs à ceux obtenus sur des prélèvements de sédiments de surface et de carottes sédimentaires effectués lors de la dernière vidange décennale qui s'est tenue en 1998-1999 (20 000 Bq.kg⁻¹ mentionnés au chapitre 11 du BDE ; 25 000 Bq.kg⁻¹ en ²³⁸U mesurées dans une carotte à 15 cm de l'interface eau/sédiment selon des informations complémentaires).

La Figure 4-20 indique également de façon nette que la composition radiologique du sédiment du lac de Saint Pardoux est significativement différente de celle du sédiment de l'étang du Gouillet. Les différences se situent au niveau :

- des activités massiques qui 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 ²¹⁰Pb est, quant à elle, du même ordre de grandeur dans les deux retenues ;
- de la signature radiologique (rapports d'activité entre l'uranium et ses descendants) comme le montre le Tableau 4-7.

Tableau 4-7 : Signatures radiologiques des sédiments de l'étang du Gouillet et du Lac de Saint Pardoux

	Gouillet	St Pardoux
²²⁶ Ra/ ²³⁸ U	0,92	0,2
²¹⁰ Pb/ ²²⁶ Ra	1,9	1,2

L'IRSN constate que la signature radiologique des sédiments du lac de Saint Pardoux se différencie de façon assez nette de celle des particules «naturelles» de l'étang du Gouillet. Elle s'apparente par contre à celle caractéristique des particules rejetées par la station d'Augères (²²⁶Ra/²³⁸U = 0,11 d'après les données mentionnées dans l'étude [27]). Cette observation conduit à s'interroger sur la contribution éventuellement significative de cette station de traitement sur la production des particules qui se déposent à l'arrivée du Ritord dans le lac de Saint Pardoux. Ce point fait l'objet de la section suivante qui aborde la question des processus de marquage des sédiments.

En complément des données de caractérisation radiologique discutées ci-avant, la Figure 4-21, issue de l'étude SOGREAH [28], présente les résultats d'analyses de la granulométrie des sédiments du Ritord et du lac de Saint Pardoux. Les profils «GOU-A», «VEN-B» et «Sil-B» correspondent respectivement aux sédiments prélevés dans le ruisseau de Saint Sylvestre, dans le Ritord en aval du rejet de Vénachat et en aval du rejet de Silord. L'étude précise, qu'en raison d'un apport anthropique de sable, la distribution granulométrique observée dans l'échantillon SP1-1 n'est pas représentative du sédiment de la retenue. Les distributions obtenues sur les deux autres échantillons mettent en évidence le phénomène de tri granulométrique qui s'opère de l'amont (SP2-3) vers l'aval (SP2-4) d'une retenue. Ce graphique met également en évidence la différence de granulométrie entre le sédiment du Ritord

composé à 90% de sable [27] et le sédiment du lac de Saint Pardoux constitué de particules plus fines. Cette différence de granulométrie est tout à fait classique entre un ruisseau et un lac.

L'étude [27] rappelle que les radionucléides sont majoritairement associés à la fraction fine du sédiment. Par exemple, dans les sédiments du Ritord en aval du rejet de Vénachat, l'activité massique de l'uranium des particules de taille inférieure à 100 μm (1,2% de la masse totale des particules de l'échantillon brut) est de l'ordre de 2 700 Bq.kg^{-1} alors qu'elle n'est que de 700 Bq.kg^{-1} dans l'échantillon brut. Ainsi, 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. Les différences d'activité observées entre les sédiments de l'étang du Gouillet et ceux du Ritord résultent ainsi probablement d'une hétérogénéité de composition granulométrique, les sédiments d'étang étant plus riches en particules fines présentant de grande surface d'adsorption pour les radionucléides.

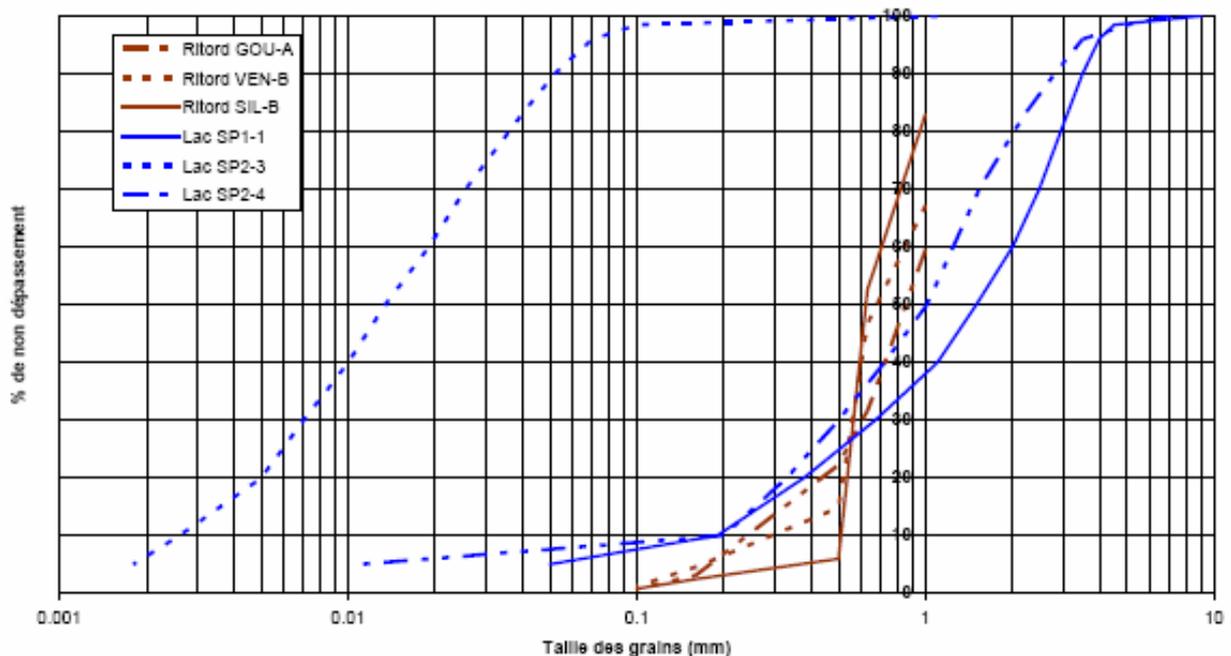


Figure 4-21 : Granulométrie des sédiments du Ritord et du lac de St Pardoux (d'après [28])

4.2.5.3 Processus de marquage des sédiments

Comme indiqué précédemment à propos de la Figure 4-20, les sédiments du lac de Saint Pardoux sont marqués en uranium 238 et dans une moindre mesure en radium 226. En ce qui concerne le radium, AREVA NC n'explique pas clairement le processus de marquage. Pour l'uranium, sur la base des conclusions du CREGU (cf. § 4.2.5.1), AREVA NC mentionne que l'uranium rejeté sous forme soluble se fixe rapidement sur les argiles transportées dans le Ritord et que ces particules se déposent lorsqu'elles atteignent la retenue.

Pour ce qui concerne le radium, l'analyse présentée à la section 4.2.3.3.2 a montré que le traitement d'insolubilisation est efficace mais que la décantation n'est actuellement pas optimale. Cela se traduit au niveau de la station d'Augères, qui constitue le rejet principal à l'échelle du bassin versant du Ritord, par un rejet dans lequel 80% du radium est associé à des particules de taille supérieure à 0,45 µm. Une étude communiquée par AREVA NC dans le cadre de la présente expertise [46] indique toutefois que 50% du radium rejeté sous forme particulaire repasse en solution dans les eaux du Ritord ce qui tendrait à limiter l'apport de radium particulaire dans le lac de Saint Pardoux.

Dans le cas de l'uranium, l'étude [46] semble indiquer une fixation de l'uranium rejeté sous forme dissoute sur la fraction particulaire dans les eaux du Ritord. Selon AREVA NC ces données valident l'importance du processus de fixation de l'uranium dissous sur les argiles transportées dans le Ritord. L'IRSN note que plus de 90% des particules qui constituent le sédiment du lac de Saint Pardoux ont une taille supérieure à 1 µm (cf. Figure 4-21). Les argiles mentionnées dans l'étude [27] comme responsables des processus de fixation ont une taille beaucoup plus petite, de l'ordre de 0,1 µm (100 nm) ; elles correspondent à une classe granulométrique très peu représentée dans les sédiments déposés au niveau du delta du Ritord. De plus, sur la base de la définition conventionnelle des fractions solubles et particulaires, ces argiles sont en réalité constitutives de la fraction dite soluble (<0,45 µm) et sont généralement désignées sous le terme de colloïdes. Cela amène l'IRSN à s'interroger sur la contribution réelle apportée par le processus de fixation sur les argiles naturelles transportées par le Ritord sur les teneurs en uranium constatées dans les sédiments de l'anse de Chabannes.

L'IRSN note par ailleurs que l'étude conjointe CREGU/CEMRAD/LSCE [27], indique que le changement de traitement est susceptible de modifier significativement la distribution de l'uranium entre les fractions particulaire et soluble du rejet : *«Quant à la spéciation de l'U, elle est modifiée : l'adsorption sur des particules plus grossières est favorisée. Des essais réalisés au SEPA en août 2001 ont montré que la floculation et la décantation sont moins efficaces à pH 6,5 qu'à pH 7,5-8. Avant mars 2001, l'uranium rejeté était presque totalement porté par la fraction < 2,5 kD, sans doute sous forme complexée. Avec l'arrêt de la soude, 2/3 de l'U rejeté sont désormais portés par des particules de taille > 0,45 µm, sans doute des floes peu stables dans le milieu naturel.»* Les conclusions de cette étude et la méconnaissance du devenir effectif des particules mentionnées renforcent pour l'IRSN les interrogations émises précédemment et à envisager une possible contribution des rejets particulaires des stations au marquage sédimentaire du lac de Saint-Pardoux.

L'IRSN considère finalement que, s'il est indéniable que le processus retenu par AREVA NC dans le BDE joue un rôle dans le transfert de l'uranium dans l'eau du Ritord et contribue au marquage des sédiments déposés à l'entrée du lac de Saint Pardoux, il n'est pas acquis que celui-ci permette d'expliquer à lui seul les niveaux d'activité mesurés. Pour l'IRSN, un second processus potentiellement important doit également être envisagé. Celui-ci repose sur la formation d'uranium et de radium sous forme particulaire directement au niveau des stations de traitement et sur le transport de ces particules par le Ritord puis leur sédimentation dans l'anse de Chabannes. Comme l'ont souligné les discussions engagées sur le sujet avec les membres du GEP,

l'existence simultanée de ces deux mécanismes peut être considérée aujourd'hui comme acquise grâce notamment aux nombreuses études menées depuis 1998 (voir [27] en particulier). L'importance respective de chacun dans les conditions de traitement actuelles s'avère par contre plus délicate à évaluer. Cette importance est par ailleurs *a priori* modifiée par l'évolution des traitements comme indiqué ci-avant.

Dans le contexte de la mise en place de solutions techniques visant à minimiser les apports à la source, ce point constitue, selon l'IRSN, un paramètre essentiel pour juger de la pertinence des choix qui pourront être mis en œuvre (cf. § 4.2.5.4). L'IRSN considère que les données acquises par AREVA NC dans le cadre de la surveillance réglementaire de ses sites ne constituent pas des bases pleinement suffisantes pour guider et justifier les choix ou anticiper leur efficacité dans la mesure où elle ne permettent pas par exemple d'apprécier l'impact réel des rejets des stations de traitement sur le marquage sédimentaire.

L'IRSN souligne que cette question revêt une importance toute particulière dans le contexte des opérations de curage décidées pour le lac de Saint Pardoux ou, de manière plus générale, compte tenu des dispositions prévues dans l'arrêté préfectoral du 31 décembre 2003 à propos de la gestion des sédiments dépassant une teneur de $3\,700\text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{238}U . Ces dispositions nécessitent d'anticiper la reconstitution éventuelle de marquages significatifs au débouché du Ritord à l'issue du curage et, le cas échéant de réfléchir aux dispositions envisageables pour les prévenir. L'IRSN indique que si, en moyenne, les teneurs dans les sédiments respectent les exigences précédemment mentionnées, il n'est pas exclu que ponctuellement, des activités en ^{238}U supérieures à la valeur de $3\,700\text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{238}U fixée par le préfet de Haute-Vienne, soient mises en évidence. C'est d'ailleurs ce que semble suggérer les résultats d'analyses récentes sollicitées par le Conseil Général et transmises à titre informatif par un membre du GEP au cours des discussions initiées par l'IRSN sur le sujet.

L'ensemble des constats précédents amènent l'IRSN à recommander la mise en place d'une étude complémentaire qui fait suite aux travaux déjà réalisés en 2001 par le CREGU avant le changement de traitement en 2001, visant à tracer les rejets et à analyser la distribution des radionucléides (^{238}U , ^{226}Ra en priorité) entre les fractions solubles et particulaires (au minimum) dans :

- le Ritord en amont et en aval des rejets ;
- les rejets et en priorité dans celui d'Augères ;
- le lac de Saint Pardoux au niveau de l'anse de Chabannes.

Cette proposition a été présentée et discutée au cours des réunions organisées sur le sujet avec certains membres du groupe d'expertise pluraliste. Elle rejoint la démarche engagée en 2001 dans le cadre de l'étude conjointement menée par le CREGU, le CEMRAD et le LSCE [27]. L'IRSN précise que pour être exploitables, les données radiologiques devront être complétées par :

- des analyses de particules en cours de sédimentation dans le lac de Saint Pardoux ;
- des mesures de charges particulaires aux différents points de mesure ;

- des mesures débitométriques ;
- l'analyse des principaux paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité, sulfates, chlorures...).

Afin d'intégrer la variabilité temporelle des paramètres évoqués ci-dessus, il semble indispensable de planifier ce travail sur plusieurs mois couvrant les quatre saisons et de s'assurer de conditions de traitement stables sur cette période. Dans la mesure où l'aménagement d'un nouveau bassin de décantation sur la station d'Augères semble être décidé (cf. § 4.2.5.4), l'IRSN considère qu'il serait préférable d'attendre un fonctionnement stabilisé de la station avant la réalisation de l'étude.

4.2.5.4 Evaluation des solutions de réduction des apports

Dans le chapitre 11 du bilan décennal environnemental, AREVA NC propose deux solutions de réduction des apports :

- la création d'un plan d'eau sur le cours du Ritord en amont du lac de Saint Pardoux favorisant le dépôt des particules marquées dans cette zone ;
- la mise en place d'un merlon immergé dans l'anse de Chabannes du lac de Saint Pardoux visant à limiter la progression des sédiments marqués dans la retenue et à faciliter leur récupération éventuelle.

A l'issue de plusieurs consultations, notamment le conseil général, en charge de la gestion du lac de Saint Pardoux, et des associations de pêcheurs, ces deux solutions ont été abandonnées. La proposition actuelle d'AREVA NC consiste en la création d'un bassin de décantation supplémentaire au niveau de la station de traitement d'Augères. Ce bassin aura l'avantage de permettre une décantation supplémentaire des particules déjà présentes mais également des complexes formés lors du traitement chimique des eaux avec du sulfate d'alumine. Il illustre de ce fait l'axe d'amélioration engagé par AREVA NC.

A ce jour, l'IRSN ne dispose pas des conclusions de ce travail et ne peut de ce fait émettre un avis définitif. Néanmoins, l'IRSN note que les données transmises par AREVA NC mettent clairement en avant l'utilité d'améliorer la décantation des particules porteuses de radium avant rejet dans l'environnement mais ne dispose pas des données nécessaires pour se prononcer sur l'efficacité de cette solution.

En ce qui concerne l'uranium, qui se trouve au cœur des préoccupations actuelles relatives au marquage environnemental dans le lac de Saint Pardoux, l'IRSN note que l'amélioration des conditions de décantation (via la mise en place d'un bassin supplémentaire en amont du rejet) n'aura une influence bénéfique que si les particules à l'origine des marquages sédimentaires existent et peuvent décanter dès la station de traitement. L'IRSN souligne que cette hypothèse n'est pas celle retenue par AREVA NC dans les divers documents transmis. Toutefois, l'IRSN note également que lors de l'expertise, AREVA NC a indiqué avoir pris des initiatives en vue d'un abaissement des concentrations

d'uranium dissous dans les rejets via l'utilisation de sulfate d'alumine lors du traitement des eaux. Cette modification du traitement est de nature à accroître la part d'uranium présent dans la fraction particulaire des eaux de rejet et peut donc éventuellement justifier une plus grande efficacité de la décantation. L'IRSN juge toutefois qu'il lui aurait paru plus pertinent de disposer d'une connaissance précise et fiable du processus majoritaire d'acquisition du marquage afin d'opter pour la solution d'amélioration la plus adaptée compte tenu des différents objectifs visés (abaissement des rejets en radium, diminution des teneurs en uranium des sédiments), des contraintes environnementales au sens large (impact de la création d'un nouveau plan d'eau par exemple) et des priorités accordés à ces différents facteurs.

Si le mécanisme d'adsorption de l'uranium dissous sur les particules du Ritord apparaît comme effectivement prédominant à l'issue de l'étude proposée au § 4.2.5.3 et si par ailleurs les mesures effectuées sur les sédiments en cours de déposition conduisent à envisager la possibilité d'un dépassement de la valeur de $3\,700\text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{238}U , l'IRSN signale qu'à moins de faire évoluer cette valeur, des mesures pour abaisser encore les rejets d'uranium dissous ou prévenir la sédimentation des particules dans le lac de Saint Pardoux devront être envisagées.

4.2.6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

D'une manière générale, l'analyse des informations contenues dans le BDE et des données complémentaires fournies par AREVA NC soulignent, selon l'IRSN, le rôle prépondérant joué par le site de Fanay-Augères et la station d'Augères en termes de rejets dans l'environnement à l'échelle du bassin versant du Ritord. Elle amène par ailleurs au constat général d'un marquage de faible ampleur des eaux superficielles et d'un marquage plus significatif en uranium des sédiments déposés dans l'anse de Chabannes à l'arrivée dans le lac du Saint-Pardoux.

Au-delà de ce constat général, 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.

En premier lieu, l'IRSN note ainsi que la valeur de $1,8\text{ mg.L}^{-1}$ (ou $22,3\text{ Bq.L}^{-1}$), mentionnée par le code minier (RGIE) pour les concentrations en uranium dans les eaux et largement reprise dans les divers arrêtés préfectoraux actuellement en vigueur, est supérieure de plusieurs ordres de grandeur aux teneurs naturelles mesurées hors influence des activités minières (plutôt de l'ordre $0,1$ à $0,01\text{ Bq.L}^{-1}$). L'IRSN souligne que cet écart a longtemps conduit l'exploitant à se contenter d'une limite de détection élevée qui rend l'historique des mesures de concentrations en uranium dans l'eau difficilement exploitables. Les valeurs disponibles ne permettent en particulier ni la mise en évidence d'évolutions temporelles, ni la mise en évidence d'une augmentation des teneurs entre l'amont et l'aval d'un rejet. L'IRSN note toutefois que cette difficulté a déjà été prise en compte par AREVA NC et est en grande partie levée grâce à l'amélioration progressive des techniques de mesure mises en œuvre.

En second lieu, l'IRSN constate que le suivi des paramètres des eaux se limite en général à la mesure des concentrations en radium et uranium dans la phase dissoute. A partir de l'exploitation des quelques données disponibles, l'IRSN souligne que la prise en compte des concentrations associées à la phase particulaire s'avère pourtant importante et conduit notamment à revoir sensiblement à la baisse l'efficacité des stations de traitement. Ainsi, pour ce qui concerne les rejets en radium, les procédés utilisés conduisent à une diminution significative des concentrations en radium dissous mais contrebalancée par une augmentation des quantités de radium fixées sur la fraction particulaire. L'examen des diverses données disponibles montre qu'une partie significative de cette fraction est rejetée dans l'environnement faute d'avoir décanté dans les bassins des stations de traitement.

Pour ce qui concerne l'uranium, l'IRSN constate que le même type d'analyse est rendu difficile du fait du peu de données significatives disponibles déjà mentionné. Compte tenu du marquage constaté à l'entrée du lac de Saint Pardoux, ce point revêt pourtant une importance forte. L'IRSN rappelle en effet que si le marquage résulte en partie de dépôts historiques, des interrogations demeurent sur les niveaux de concentrations associés aux dépôts actuels et sur leur évolution dans le temps en regard de la valeur de $3\,700\text{ Bq.kg}^{-1}$ mentionnée dans l'arrêté du préfet de Haute-Vienne en date du 31 décembre 2003.

De ce point de vue, l'IRSN souligne l'utilité de comprendre les mécanismes en jeu ; cette compréhension apparaît en particulier indispensable pour anticiper les évolutions en cours et choisir les solutions de réduction des impacts les plus efficaces. Dans cet objectif, l'IRSN considère qu'un élément clé est la compréhension de l'origine des sédiments marqués et en particulier de la contribution des particules rejetées par la station de traitement Augères. Les diverses études menées sur la question conduisent en effet à envisager deux processus principaux pour expliquer le marquage sédimentaire. Le premier repose sur la formation d'uranium sous forme particulaire directement au niveau des stations de traitement et sur le transfert de ces particules le long du Ritord jusqu'à l'anse de Chabannes où les conditions hydrodynamiques entraînent leur sédimentation. Le second repose sur la présence d'uranium essentiellement sous forme dissoute en sortie des stations et sur la fixation de celui-ci sur des particules naturelles charriées par les eaux du Ritord au cours du parcours jusqu'au lac de Saint Pardoux. Si les processus sont aujourd'hui bien connus, leur importance relative reste par contre insuffisamment maîtrisée. La connaissance du processus prédominant conditionne pourtant l'efficacité attendue des mesures prévues par AREVA NC pour améliorer la décantation dans les bassins de la station d'Augères.

Compte tenu des différents commentaires précédents, l'IRSN recommande la réalisation d'une campagne d'analyses destinée à quantifier la distribution de l'uranium entre la phase dissoute et la phase particulaire, dans les eaux rejetées par la station d'Augères et dans les eaux du Ritord en amont et en aval du point de rejet. D'une manière plus générale, l'IRSN considère également utile de prévoir l'analyse systématique des concentrations en radium et uranium dissous et particulaires sur les échantillons d'eau prélevés dans le cadre de la surveillance des sites.

Une meilleure connaissance des caractéristiques d'eaux voisines de celles des eaux du Ritord mais non influencées par les activités minières devrait par ailleurs faire l'objet de recherches plus approfondies dans le but d'acquérir des données de référence pour le milieu naturel susceptibles d'être utilisées à des fins comparatives. Au vu des premiers échanges engagés sur le sujet avec certains membres du GEP, le bassin versant de la Glayeulle pourrait en particulier constituer une référence pertinente, sous réserve de la vérification préalable que les caractéristiques de son fond géochimique et plus généralement de son contexte géologique sont compatibles avec celles des sites étudiés.

4.3 IMPACT ECOLOGIQUE

4.3.1 ELEMENTS FOURNIS DANS LE BDE

4.3.1.1 Contenu du BDE et position d'AREVA NC

L'évaluation de l'impact écologique des sites miniers sur le bassin versant du Ritord proposé par AREVA NC dans le BDE repose principalement sur les résultats de mesures effectuées dans des végétaux aquatiques prélevés le long du cours d'eau.

Ces données sont présentées dans le chapitre 7 du BDE, au paragraphe relatif à l'impact sur la qualité radiologique des eaux de surface sous forme d'un tableau récapitulatif, et détaillées sur le plan 11 fourni en annexe. Ce tableau, reproduit ci-après, fournit la valeur moyenne des activités massiques en ^{238}U , ^{226}Ra et ^{210}Pb , exprimées en Bq.kg^{-1} végétal frais, pour la période 1994-2001, en 6 points de contrôle répartis le long du ruisseau du Ritord et de Saint Sylvestre. Ces lieux de prélèvement correspondent aux points d'échantillonnage des sédiments. Les végétaux analysés sont des joncs, des iris ou des herbes aquatiques.

Tableau 4-8 : Moyenne des activités massiques des joncs prélevés dans le Ritord pour la période 1994-2001 (Bq.kg^{-1} végétal frais) (source BDE, AREVA NC, 2004)

	U 238	Ra 226	Pb 210
St Sylvestre (StSyl55.7) : 1999-2001	2,2	38,6	3,8
Augères (Rit55.2) : 1994-1998	2,3	4,5	4,0
Anc. RN20 (Rit55.3) : 1994-2001	9,4	10,8	5,2
Aval Silord (Rit55.4) : 1994-2001	3,1	6,4	8,1
Bachelierie (Rit55.6) : 1994-2001	7,3	8,6	4,9
Ru Vénachat (Ven55.5) : 1994-2001	10,7	5,2	6,0

Les activités moyennes varient de 2,2 à 10,7 Bq.kg^{-1} végétal frais pour l'uranium 238, de 4,5 à 38,6 Bq.kg^{-1} végétal frais pour le radium 226 et de 3,8 à 8,1 Bq.kg^{-1} végétal frais pour le plomb 210. AREVA NC conclut le paragraphe par : « ces activités sont du même ordre de grandeur pour tous les points de prélèvements ».

4.3.1.2 Commentaires de l'IRSN

L'IRSN note que 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 mais sont trop succincts et leur analyse insuffisamment développée et conclusive pour valoir démonstration de l'absence d'effet sur les écosystèmes.

L'approche se limite à un seul type de composantes biologiques (flore aquatique) et à un nombre restreint d'espèces (joncs, iris et herbes). Le suivi ne donne en particulier aucune indication en ce qui concerne la faune et en particulier la faune aquatique. Le choix de ces espèces et des lieux de prélèvement ne repose par ailleurs sur aucun argumentaire ni aucune méthodologie explicite ; sa pertinence est de ce fait difficile à apprécier.

L'interprétation des résultats de mesures proposée dans le texte principal du BDE se limite à une simple comparaison des valeurs moyennes des concentrations en ^{238}U , ^{226}Ra et ^{210}Pb calculées sur une période de durée significative (> 5 ans). Elle ne tient aucun compte des fluctuations inter-annuelles, ni de l'incidence de l'espèce à laquelle correspondent chacun des résultats (iris, joncs et herbes peuvent se succéder sur une même station). Elle ne repose pas non plus clairement sur la définition de valeurs de référence c'est-à-dire caractéristiques de la même composante située hors influence et permettant de mettre en évidence une augmentation éventuelle des concentrations du fait de la présence des sites miniers. La démarche n'aborde pas non plus la question des effets potentiels associés à l'exposition des composantes biologiques de l'écosystème aux concentrations mesurées dans les milieux (eau, sédiments).

L'IRSN souligne que la CRIIRAD a mené des travaux selon une démarche assez similaire sur différents secteurs dont le bassin versant du Ritord à l'amont et à l'aval de l'étang du Gouillet (cf. [49]). Celle-ci reposait également sur le choix d'une espèce particulière, en l'occurrence une mousse aquatique (fontinale), sur la réalisation de mesures en plusieurs points le long d'un cours d'eau et sur une simple comparaison des valeurs obtenues entre elles. Elle conduit la CRIIRAD à des résultats et des conclusions très différentes de ceux obtenus par AREVA NC¹², illustrant ainsi la relative fragilité de l'approche et au final son inaptitude à fournir une appréciation objective de l'impact. Faute de mettre en œuvre une démarche formalisée et reconnue, fondée sur l'évaluation des effets en lien avec l'exposition, **les données produites par AREVA NC dans le BDE** apparaissent ainsi pouvoir être facilement remises en cause par une campagne de mesures ayant pour cible d'autres espèces, voire d'autres composantes biologiques, dont les capacités de bioconcentration sont plus élevées. Elles ne constituent pas pour l'IRSN une base suffisante pour juger de l'impact écologique éventuellement associé aux élévations de concentrations en radioactivité des eaux et des sédiments mises en évidence sur le bassin versant du Ritord (cf. sections 4.2.4.3 et 4.2.5.2).

¹² La CRIIRAD mentionne des valeurs d'activité en uranium 238 plus de 30 fois entre supérieures à la valeur choisie comme référence à 100 mètres à l'aval de l'étang du Gouillet et de 70 à 100 fois supérieures à l'aval de la station d'Augères

4.3.2 ELEMENTS COMPLEMENTAIRES ANALYSES

4.3.2.1 Préambule

Compte tenu de l'insuffisance des données relatives à l'évaluation de l'impact écologique au cours de l'instruction du BDE et afin de ne pas s'arrêter au constat indiqué précédemment, l'IRSN a demandé à AREVA NC de lui faire connaître d'éventuels éléments d'information complémentaires à partir desquels approfondir l'analyse. C'est ainsi que le champ de l'expertise a été élargi à une étude réalisée en 2005 par la société canadienne de conseil en environnement SENES Consultant Limited. Celle-ci est relative à « L'effet des concentrations de radioactivité dans le lac de Saint Pardoux sur le gardon et d'autres espèces piscicoles » [32].

Comme cela a été précisé par AREVA NC, le travail répond à des objectifs très spécifiques. Il s'inscrit en effet dans le cadre du contentieux juridique opposant deux associations à AREVA NC et a été réalisé sur des échéances relativement courtes et en fonction de questions particulières. Ce contexte explique les orientations prises par le consultant en matière de choix de données qui se veulent correspondre à une période et une zone géographique bien précises. L'étude n'a ainsi pas pour vocation d'aborder de manière globale et complète la question de l'impact écologique à l'échelle du bassin versant du Ritord. Elle vise plutôt à apprécier si un effet sur la santé des poissons du lac de Saint Pardoux ayant pour cause les anciennes activités minières peut-être suspecté sur la zone et pour la période particulière objets visés par la procédure judiciaire.

En dépit des limitations mentionnées précédemment, l'IRSN a jugé l'étude suffisamment intéressante et pertinente pour décider de la prendre en compte dans le cadre de son expertise. Elle constitue en effet un exemple pratique de démarche d'évaluation d'impact écologique appliqué au contexte des sites miniers, allant bien au-delà des éléments contenus dans le BDE. Indépendamment de ses conclusions pratiques sur les populations de poissons du lac de Saint Pardoux, elle constitue donc une base intéressante pour aborder les questions méthodologiques associées à l'évaluation de ce type d'impact. Les principaux commentaires émis par l'IRSN à l'issue de l'analyse du rapport SENES figurent au § 4.3.2.3. Ils sont complétés au § 4.3.3 par la définition d'éléments de démarche qui pourraient être mis en œuvre pour compléter l'approche conformément aux pratiques définies dans le cadre de travaux européens récents (programme ERICA notamment [51]).

Il est à noter qu'en complément de l'étude SENES [32], les représentants d'AREVA NC ont fait part d'éléments d'information permettant selon eux d'établir un constat tout à fait satisfaisant sur l'état des populations sur le secteur. Ces éléments d'information concernent des données de terrain sur les populations de poissons du lac de Saint Pardoux issues des analyses et comptages réalisés lors de la vidange décennale de 1998. Selon les appréciations orales formulées par AREVA NC, ces données montrent que les populations de poissons sont saines et que leurs abondances relatives se situent dans la moyenne de celles recensées dans les plans d'eau de catégorie identique et ce, en dépit d'un excès de prédateurs. Ce constat serait partagé par les associations de pêcheurs. Ainsi, les différentes espèces de poissons semblent se développer favorablement, consolidant ainsi la thèse du fonctionnement

normal des fonctions de reproduction des différentes espèces et de la chaîne alimentaire de l'ensemble de l'écosystème.

L'IRSN note que ce type d'information mériterait d'être formalisé et mieux exploité par AREVA NC. Il devrait en particulier être pris en compte dans le cadre de l'étude de la mise en place d'un suivi écologique (cf. § 4.3.3.4). L'exploitation des données qui seront recueillies au cours de la vidange en cours (novembre 2006) pourrait permettre de confirmer ces constats.

4.3.2.2 Contenu de l'étude SENES

L'incidence des activités minières a été considérée par SENES d'un point de vue radiologique avec la prise en compte des radionucléides de la famille de l'uranium 238 et d'un point de vue chimique avec l'uranium en tant que métal lourd.

Pour les aspects radiologiques, SENES Consultants a choisi de conduire une analyse d'exposition des populations de quelques espèces de poissons pour balayer les différents modes de vie et donc d'exposition des espèces piscicoles de l'écosystème lacustre (gardon, chevaine, perche, poisson-chat, sandre, ablette, black-bass). Pour chaque espèce, les débits de dose auxquels les individus sont potentiellement exposés sont calculés en prenant en compte toutes les voies d'exposition possibles (eau, sédiment, alimentation). Ces valeurs sont ensuite comparées à une valeur guide dite sans effets issue des revues critiques des connaissances en matières d'effets liés à des expositions aiguë ou chronique aux rayonnements ionisants (IAEA 1992; UNSCEAR 1996).

Sur la base des débits de dose les plus élevés estimés pour le chevaine, avec $12,5 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ en 1990 et $1,2 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ en 2001, et en considérant la valeur guide considérée comme sans effet, SENES conclut à l'absence d'impact des anciennes activités minière sur la reproduction des peuplements piscicoles.

Pour les aspects chimiques, l'étude est réalisée selon la méthode dite canadienne, reposant sur la comparaison directe de la concentration pondérale de l'uranium mesurée ou calculée dans l'eau avec la concentration conduisant à 25 % d'effet de catégorie sublétales (*e.g.* croissance, reproduction) lors d'exposition chronique d'une espèce donnée en laboratoire. Les concentrations en uranium total de l'eau du lac de Saint-Pardoux calculées par SENES valent $89 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en 1990 et $6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2001. Sur la base de la valeur acceptable retenue par le consultant, celui-ci considère qu'il n'y a pas d'impact dû au caractère chimique des anciennes activités minières.

4.3.2.3 Commentaires de l'IRSN

Aspects radiologiques. La principale critique à émettre sur l'approche mise en œuvre réside dans les choix et hypothèses retenues sans justification autre que la disponibilité des données d'entrée. Ceci se concrétise par une étude limitée à deux années seulement à partir de valeurs moyennes annuelles (sans détails fournis sur le nombre de mesures) et de calculs produits sur la base de nombreuses hypothèses, dont la justification est souvent insuffisante.

Les données historiques sont très peu utilisées, la justification sous-jacente étant de disposer de données indépendantes de celles acquises par l'exploitant. Ceci impose de travailler à partir d'une approche mixte mesures/calculs pour générer un jeu adéquat de données d'entrée. Ni la précision, ni la gamme de variation des données d'expositions ne sont exploitées. L'évaluation se limite à une

analyse ponctuelle dans le temps (deux années, une valeur par année) et dans l'espace (une station, ST PAR O). Ces limites, dont il a été dit en préambule (§ 4.3.2.1) qu'elles résultent pour une large part du contexte et des objectifs particuliers de l'étude, restreignent de façon forte la portée effective des conclusions tirées.

Les données de mesure exploitées (eau, sédiments, poissons) concernent trois radionucléides de la famille de l'U-238 (U-238, Ra-226, Pb-210) ; sur la base d'hypothèses d'équilibre père-fils et en prenant en compte les périodes physiques de décroissance, les concentrations des autres produits de la chaîne de l'U-238 sont calculés. L'IRSN note que cette hypothèse acceptable en première approche peut cependant induire une sous-évaluation de la dose. Ainsi, même avec une concentration dans l'eau très faible, l'U-235, et plus particulièrement certains de ses descendants présentant un facteur de concentration à l'équilibre eau-poisson élevé (Ra-223, Po-215 et Po-211), peuvent contribuer significativement à la dose interne alpha. Un calcul détaillé devrait donc prendre en compte les radionucléides concernés.

Aucune donnée concernant une zone de référence hors influence des activités minières n'est exploitée, ni à titre de comparaison, ni pour appliquer une approche de type risque «ajouté» parfaitement adaptée pour les stressseurs d'origine naturelle tels ceux issus d'activités minières. Cette analyse comparée (zone de référence-zone sous influence) doit être effectuée tant pour l'analyse des expositions que pour l'analyse des effets, notamment dans le cadre d'un suivi écologique. Là encore, les objectifs particuliers assignés à l'étude (cf. § 4.3.2.1) peuvent expliquer les choix effectués.

L'évaluation de l'impact est réalisée par comparaison avec une valeur guide générique pour la faune aquatique en général alors que l'objet de la protection est défini beaucoup plus précisément et demanderait donc un critère spécifique aux espèces considérées.

La comparaison directe entre les valeurs calculées par SENES et les valeurs sans effet est délicate sachant que : la première fait référence à un débit de dose total (bruit de fond naturel et incrément de débit de dose lié aux rejets miniers) ; et la seconde correspond à un débit de dose ajouté au bruit de fond. Une analyse des expositions des peuplements piscicoles pour une zone écologiquement similaire à celle du lac de Saint-Pardoux mais située hors influence serait en ce sens indispensable.

Aspects chimiques. Les commentaires de l'IRSN relatifs au choix des données d'entrée (utilisation pauvre des données historiques, pas de station de référence) formulées ci-avant à propos des aspects radiologiques sont également valables. S'y ajoutent un commentaire relatif à l'utilisation de la méthode canadienne pour déterminer les valeurs sans effet. Cette dernière fait référence à des données d'écotoxicité critique et des règles d'extrapolation différentes de celles préconisées pour la méthode européenne (EC25 vs. EC10 ou NOEC ; facteur d'extrapolation aigu/chronique et inter-espèce de 10 vs. 100). Par ailleurs, la recherche bibliographique n'est pas exhaustive pour les données d'écotoxicité aiguë et aucune référence en matière de données d'écotoxicité chronique pour les poissons n'est utilisée. Enfin, l'examen d'un effet potentiel direct sur une communauté donnée doit

être complété par celui de la possibilité d'occurrence d'un effet indirect sur ses ressources trophiques (e.g. producteurs primaires et invertébrés).

Finalement, l'IRSN souligne l'acquis indéniable que constitue l'étude confiée à SENES par AREVA NC. Bien que la portée de cette étude soit limitée par les contraintes imposées par le contexte dans lequel elle a été initiée, elle constitue, dans ses objectifs et dans sa méthode, une première approche vers une véritable évaluation des risques à l'environnement et va en cela bien au-delà de la surveillance des différents compartiments le composant, telle que décrite dans le BDE.

L'IRSN relève néanmoins différents biais dans l'évaluation menée par SENES et propose de les lever en intégrant les avancées faites récemment au niveau européen mais également international, en matière d'évaluation du risque à l'environnement. Ces biais portent à la fois sur la méthodologie mais également sur les processus de sélection des données. Les éléments autour desquels construire une nouvelle étape de la démarche sont précisés au § 4.3.3.

4.3.3 VERS UNE EVALUATION PLUS ROBUSTE

Partant du constat que l'évaluation des impacts écologiques étaient au centre d'une forte attente exprimée par certaines associations locales et nationales et que les éléments disponibles à ce jour étaient insuffisants pour y répondre pleinement, l'IRSN a jugé utile de définir les bases d'une approche qu'il serait utile de mettre en œuvre pour aborder la question d'une manière rigoureuse et crédibiliser ainsi l'analyse des impacts proposée par AREVA NC. La démarche proposée se fonde principalement sur les récentes avancées européennes et internationales en matière d'évaluation d'impact sur l'environnement. Elle est complétée par des recommandations relatives à la surveillance écologique destinée à renforcer la stratégie de surveillance actuellement en place autour des sites.

4.3.3.1 Avancées méthodologiques dans le domaine de l'impact environnemental

En Europe, la méthode traditionnelle pour la démonstration de l'occurrence d'un risque avéré pour l'environnement en liaison avec le rejet ou la présence d'un polluant dans un écosystème donné, est basée sur quatre composantes :

- (1) l'identification des dangers par un inventaire quantitatif des substances présentes dans les rejets en fonction des modalités d'émission ;
- (2) l'analyse des effets par un examen critique des relations dose (concentration) - effets associées à chaque substance avec détermination des concentrations prévues sans effet (PNEC, Predicted No Effect Concentration) ;
- (3) l'analyse des voies d'exposition par le calcul ou la mesure des concentrations auxquelles un compartiment de l'écosystème est ou peut être exposé (PEC, Predicted Environmental Concentration) ;
- (4) la caractérisation du risque, calculé par exemple pour sa plus simple expression par le rapport PEC/PNEC [53].

Cette méthode couramment utilisée pour les substances chimiques «conventionnelles», n'a jamais été appliquée aux substances radioactives, ces dernières n'étant mentionnées explicitement dans aucun des documents officiels relatifs aux substances chimiques (e.g. le guide technique européen ou Technical Guidance Document [53], la Directive Cadre sur l'Eau). Face à cette lacune, les développements en cours de finalisation dans le cadre du projet européen ERICA vont permettre à l'échéance de février 2007 la mise en place, à l'échelle européenne, d'une méthode d'évaluation du risque écologique adaptée aux radionucléides. Ces développements ont été motivés par l'évolution de la radioprotection de l'environnement au plan international dont témoignent notamment les travaux et groupes de travail récemment mis en place dans le cadre de la CIPR, l'AIEA ou l'UNSCEAR [56].

La méthode est dite graduée et se décompose en 3 étapes principales et une étape préliminaire, l'évaluation pouvant s'arrêter après l'étape n° 1 :

- L'étape préliminaire consiste en la situation du problème posé et des objectifs de l'évaluation ;
- L'étape 1 correspond à un exercice dite de « screening » où chaque couple (radionucléide, composante de l'écosystème) est passé en revue pour calculer l'indice de risque associé. ;
- L'étape 2 n'est mise en œuvre que si un risque est avéré lors de l'étape 1. Elle consiste en une évaluation générique identique à celle de l'étape 1 avec un raffinement pour l'analyse des expositions ;
- L'étape 3 propose d'utiliser des données site spécifiques et des méthodes probabilistes pour calculer le risque ([51], [52]). Elle correspond à une évaluation du risque détaillée.

L'étape préliminaire revient à établir un modèle conceptuel décrivant les liens entre la source d'émission et les différents récepteurs écologiques pour les principaux niveaux d'organisation (écosystème, communauté, population, individu). Si ces liens existent, il convient d'établir les correspondances entre les composantes écologiques à protéger et les moyens qu'il est possible de mettre en œuvre dans le cadre d'un suivi écologique pour appréhender les effets sur ces composantes (indice de biodiversité d'une communauté d'invertébrés benthiques par exemple). Ce modèle est décrit de manière plus ou moins raffinée selon l'étape de l'approche graduée.

Les deux premières étapes (1 et 2) utilisent la notion de Predicted No-Effect Dose Rate (PNEDR, équivalente à la PNEC employée pour les substances chimiques [53]). Cette valeur est exprimée en Gy ou en Gy par unité de temps et est dérivée des connaissances sur les effets des radionucléides sur les organismes non humains.

Pour l'analyse des expositions au cours de laquelle sont quantifiées toutes les voies d'exposition retenues au sein du modèle conceptuel pour les toxiques d'intérêt, l'hypothèse d'équilibre est retenue en première approche (étapes 1 et 2) ; elle peut être raffinée en étape 3 en prenant en compte les échelles de temps et d'espace. Les étapes 1 à 3 sont enchaînées si nécessaire (*i.e.* si l'indice de risque est supérieur à 1). Les valeurs benchmarks (PNEDR) sont sélectionnées de manière adéquate en

fonction de l'étape : critères génériques en étapes 1 et 2 puis critères spécifiques au contexte d'étude en étape 3.

4.3.3.2 Avantages de l'utilisation d'une telle méthode

Le principal avantage tiré de l'application d'une telle méthode est que, en première étape de screening en particulier, elle 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.

Cette méthode présente également l'intérêt de prendre en compte la notion de détriment (il s'agit bien d'estimer un risque intégrant exposition et effet) qui n'apparaît pas dans l'évaluation classique basée sur des comparaisons de concentrations entre compartiments.

Par contre, cette méthode vise l'évaluation de l'impact ajouté, ce qui nécessite la définition et la connaissance de valeurs du bruit de fond naturel. Ce type de données fait généralement défaut ou, du moins, est complexe à reconstituer dans le contexte des sites miniers.

4.3.3.3 Perspectives de mise en application de la méthode européenne

L'IRSN souligne l'intérêt de prolonger l'étude SENES par une étude respectant plus fidèlement les approches les plus récentes en matière d'évaluation de l'impact et du risque écologique. Dans le cadre de la mise en œuvre d'une approche graduée telle celle développée au niveau européen, l'IRSN recommande de conduire une première phase dite de screening. Celle-ci vise à utiliser les données historiques et des modèles simples d'évaluation d'exposition pour des organismes de référence ; la comparaison des résultats obtenus avec des valeurs dites sans effet permet de juger de la nécessité de mener une évaluation plus détaillée.

Pour les substances radioactives ou non potentiellement rejetées par les activités minières passées et actuelles, les séries chronologiques à pas de temps annuel des données issues du suivi de qualité des eaux et des sédiments le cas échéant (physico-chimie et radioactivité) pourraient être utilisées en première approche pour réaliser un screening de tous les écosystèmes potentiellement sous influence (étape 1), afin de prioriser les sites demandant éventuellement une évaluation de risque détaillée (étapes 2 et 3). Ce screening peut s'effectuer selon la méthode des risques ajoutés produite par le RIVM [54], c'est-à-dire en prenant en compte les conditions d'exposition naturelle à partir de données obtenues pour des écosystèmes de référence (hors influence).

Dans le cadre des échanges intervenus entre l'IRSN et les membres du GEP, l'IRSN a 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 1, dans la mesure où AREVA NC se chargeait de fournir l'ensemble des données disponibles nécessaires à l'évaluation.

4.3.3.4 Éléments pour une stratégie de surveillance écologique adaptée et robuste

Globalement, les éléments fournis par AREVA NC dans le BDE quant à l'impact environnemental lié aux rejets liquides de toute nature sont limités à l'analyse des données de concentration dans certaines des composantes des écosystèmes aquatiques récepteurs (eau, sédiment, végétaux). Ce type de surveillance correspond à une surveillance des expositions, adaptée pour évaluer le marquage de l'environnement. Par contre, elle ne permet pas d'évaluer un éventuel effet des radionucléides sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Les techniques permettant de détecter de tels effets constituent la surveillance écologique (ou surveillance des effets). Cette dernière, combinée à la surveillance radiologique (surveillance des expositions), permet d'établir le cas échéant une relation de causalité entre les éventuels effets observés et l'exposition. **Surveillance radiologique et surveillance écologique constituent ainsi les bases d'une surveillance environnementale dont l'objectif est d'évaluer le risque à l'environnement.**

En complément ou en parallèle de l'évaluation de l'impact écologique selon la méthode décrite précédemment, c'est ce type de surveillance dont l'IRSN recommande la mise en place. Il est à noter qu'il s'inscrit pleinement dans la logique des arguments oraux apportés par AREVA NC dans le cadre de l'instruction et mentionnés au § 4.3.2.1 (constat du bon état des populations de poissons sur la base de comptage).

La surveillance écologique, basée sur l'analyse biologique des hydrosystèmes de surface (cours d'eau, lacs, étang...) est complémentaire à l'étude physico-chimique de ces mêmes systèmes qui consiste à identifier la nature des substances polluantes et à en mesurer les teneurs. L'analyse biologique permet d'évaluer les impacts de ces 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'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) 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.). Intégrant la sensibilité des groupes d'organismes et leur biodiversité, il mesure à la fois la qualité de l'eau (notamment vis-à-vis des matières organiques) et la qualité du milieu (qualité et diversité des habitats). Appliquée comparativement, par exemple en amont et en aval d'un rejet, cette méthode fournit une évaluation de l'incidence locale d'une perturbation sur le milieu récepteur. 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 [55].
- L'Indice Biologique des Diatomées (IBD) 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», mis en place en 2000 sur la base des travaux du Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, du Conseil Supérieur de la Pêche et des Agences de l'eau, 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.

4.3.4 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'analyse effectuée par l'IRSN a d'abord reposé sur les informations contenues dans le BDE. Celles-ci concernent les résultats d'analyses radiologiques effectuées principalement sur des végétaux aquatiques (iris, joncs et herbes). Les résultats de ces analyses conduisent AREVA NC à considérer les valeurs comparables à celles attribuables au bruit de fond naturel et l'impact négligeable.

L'IRSN considère que le choix des espèces et des lieux de prélèvement ne reposent pas sur une stratégie d'échantillonnage clairement définie et justifiée. L'appréciation de leur représentativité est, de ce point de vue, délicate. L'interprétation proposée par AREVA NC ne repose par ailleurs que sur une simple comparaison entre résultats de mesure et ne fait pas appel à l'évaluation des effets des concentrations mesurées sur les espèces ou les écosystèmes concernés. Elle ne permet donc pas, du point de vue de l'IRSN, de donner une appréciation objective de l'impact.

Dans le cadre de l'instruction, l'IRSN note toutefois qu'en complément des informations contenues dans le BDE, AREVA NC a transmis une étude relative à « l'effet des concentrations de radioactivité dans le lac de Saint Pardoux sur les populations de gardons et d'autres espèces piscicoles ». L'IRSN considère que cette étude constitue une contribution utile et une première initiative intéressante en vue d'évaluer l'impact des activités minières sur l'environnement. Dans le détail, le contexte particulier dans lequel l'étude a été engagée et les objectifs spécifiques qui lui ont été assignés limitent l'interprétation qui peut être faite des résultats. L'approche adoptée n'apparaît par ailleurs pas pleinement conforme aux pratiques européennes les plus récentes dans le domaine et les résultats produits ne permettent pas de conclure sur l'existence ou l'absence d'impact sur les espèces considérées.

L'IRSN recommande par conséquent de poursuivre l'effort engagé par la mise en œuvre d'une approche graduée et, en premier lieu, par la réalisation d'une étape dite de screening consistant à estimer le risque associé aux rejets et à la présence de substances radioactives sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes exposés. Cette approche pourrait être accompagnée de la définition et de la mise en place d'une stratégie de surveillance écologique.

Cette recommandation pourrait être étendue aux espèces chimiques et en particulier aux sulfates et au baryum.

5 CONCLUSION GENERALE

A l'issue de la 1^{ère} partie de son analyse du BDE, l'IRSN a examiné d'une part les informations relatives au stockage de résidus sur le site de Bellezane, d'autre part celles relatives à l'impact environnemental des exploitations minières à l'échelle du bassin versant du Ritord.

Il est à noter que les principales conclusions et recommandations ci-après ont fait l'objet de discussions entre l'IRSN et les membres du GEP à l'occasion des diverses réunions organisées depuis la mise en place effective du groupe d'expertise fin juin 2006. Elles prennent ainsi en compte les commentaires formulés dans ce cadre. Certains points ayant fait l'objet d'un approfondissement particulier, les conclusions et recommandations peuvent être considérées comme le résultat d'une réflexion commune du GEP et de l'IRSN.

STOCKAGE DE BELLEZANE

Maîtrise des impacts associés à la voie eau

Pour ce qui concerne le stockage de Bellezane, l'analyse a d'abord porté sur la maîtrise des impacts associés aux transferts par l'eau. Cette analyse s'est, pour une large part, effectuée sur la base de l'expertise remise par le BURGEAP en juin 2006.

L'analyse de l'IRSN conduit en premier lieu à souligner les spécificités du dispositif de stockage des résidus : celui-ci ne repose pas sur la mise en place de barrières imperméables mais plutôt sur l'efficacité de la collecte des eaux ayant circulé au contact des résidus et sur le traitement de celles-ci avant rejet. L'IRSN note que l'efficacité du dispositif se trouve ainsi conditionnée, d'une part par l'efficacité du drainage des eaux du stockage aménagé dans la MCO 105-68 vers les travaux miniers sous-jacents, et d'autre part par l'efficacité du drainage des travaux miniers par la galerie BD200.

L'IRSN considère de manière générale que la configuration du site et son aménagement constituent de ce point de vue des éléments favorables. Il considère toutefois que des interrogations subsistent sur certains aspects (communication hydraulique entre la MCO68 et les TMS, pertes de charge le long du réseau de drainage des eaux, rôle des filons de lamprophyre). L'IRSN souligne par ailleurs que l'existence d'écoulements diffus échappant au système de collecte des eaux paraît inévitable. De manière générale, l'IRSN note que la contribution des résidus au marquage des eaux est difficile à mettre en évidence du fait des multiples sources influençant la qualité des eaux sur le secteur (surverse des TMS, lessivage des verses à stériles en particulier)

Les constats précédents justifient de compléter le suivi et la surveillance du site de manière :

- à confirmer le schéma d'écoulement hydraulique aux travers des ouvrages. Ce point nécessite de disposer de mesures de niveau piézométriques dans les travaux miniers souterrains, mais également dans les résidus eux-mêmes ;
- à rechercher dans l'environnement du site, l'incidence du stockage et en particulier des écoulements diffus qui lui sont potentiellement associés. Ce point nécessite la réalisation d'une étude géochimique destinée à déterminer les origines des diverses émergences observées. Il justifie également d'étudier de manière approfondie l'origine des eaux prélevées depuis le piézomètre ES61 ; dans la mesure où il est confirmé que ce piézomètre intercepte un filon de lamprophyre, il apparaît également nécessaire d'effectuer un échantillonnage et une analyse spécifique des eaux circulant dans ce filon, s'il s'avère suffisamment producteur.

L'ensemble des conclusions et recommandations formulées par l'IRSN sur cette partie de l'analyse sont détaillées au § 3.3.5.

Maîtrise des impacts associés à la voie air

Toujours à propos du stockage de Bellezane, l'analyse s'est poursuivie par l'examen de l'efficacité de la couverture de stériles mises en place sur les résidus. En complément du contenu du BDE, elle s'est fondée principalement sur les résultats des études de dimensionnement et sur l'ensemble des données de surveillance transmis par AREVA NC.

A l'issue de cette analyse, l'IRSN considère que les caractéristiques de la couverture, et en particulier son épaisseur, garantissent une atténuation très significative de la contribution des résidus au rayonnement gamma et à l'émission de radon. Il apparaît ainsi probable que les débits de dose mesurés sont 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, compte tenu en particulier de la plus faible épaisseur de recouvrement sur la MCO68 (2 m) et de la méconnaissance de la cote piézométrique.

D'une manière générale, l'IRSN note que les données disponibles sont insuffisantes pour quantifier avec précision la performance effective de la couverture. Certaines évolutions mises en évidence par les résultats de surveillance suscitent par ailleurs des interrogations et mériteraient d'être davantage commentées et interprétées afin de démontrer la maîtrise des mécanismes en jeu et renforcer ainsi la confiance dans le dispositif de surveillance et de maîtrise des impacts. Il apparaît donc nécessaire de renforcer l'effort d'interprétation des résultats de mesure de manière à identifier les paramètres les plus influents et contribuer ainsi à mieux connaître l'impact résiduel des résidus et à apprécier l'utilité et, le cas échéant, les possibilités de l'abaisser encore.

Dans cet objectif, l'IRSN souligne l'utilité de compléter les données de surveillance par une approche théorique (utilisant notamment la modélisation) et si nécessaire l'acquisition de données

de référence supplémentaires. En lien avec la recommandation relative à la réalisation de piézomètres au droit du stockage, l'IRSN recommande ainsi la mise en place d'un suivi parallèle de la hauteur d'eau dans les résidus et des mesures de radon.

L'ensemble des conclusions et recommandations formulées par l'IRSN sur cette partie de l'analyse est détaillé au § 3.4.5.

BASSIN VERSANT DU RITORD

Impact sur la qualité des eaux et des sédiments

Pour ce qui concerne le bassin versant du Ritord, l'analyse a d'abord porté sur l'impact des sites sur la qualité des eaux et des sédiments. En complément du contenu du BDE, elle s'est fondée principalement sur l'ensemble des données de surveillance transmises par AREVA NC ainsi que sur des études réalisées sur le secteur par plusieurs laboratoires universitaires.

D'une manière générale, l'analyse souligne le rôle prépondérant joué par les rejets de la station d'Augères. Elle amène par ailleurs au constat général d'un marquage de faible ampleur des eaux superficielles et d'un marquage plus significatif des sédiments déposés dans l'anse de Chabannes à l'arrivée dans le lac du Saint Pardoux.

L'IRSN note toutefois à nouveau que les données de surveillance acquises par l'exploitant sont généralement insuffisantes pour appréhender l'impact de manière complète et ne permettent à nouveau pas d'identifier clairement les principaux mécanismes en jeu et les paramètres les plus influents. L'IRSN note ainsi que les possibilités d'interprétation des mesures d'uranium sont extrêmement limitées compte tenu des limites de détection élevées qui leur sont associées. Un effort récent d'AREVA NC est toutefois à signaler pour améliorer ce point. L'IRSN note également que les données se limitent pour la plupart à la phase dissoute. La connaissance des rejets sous forme particulières s'avère pourtant indispensable pour appréhender les impacts dans leur globalité. C'est tout particulièrement vrai pour le bassin versant du Ritord compte tenu des marquages significatifs observés en aval des sites, à l'arrivée dans le lac de Saint Pardoux.

De ce point de vue, l'IRSN souligne l'utilité de comprendre les mécanismes en jeu afin d'anticiper les évolutions en cours et de choisir les solutions de réduction des impacts les plus efficaces. A ce sujet, l'IRSN note que les diverses études disponibles conduisent à envisager deux processus principaux pour expliquer le marquage sédimentaire. L'un implique principalement les rejets d'uranium sous forme particulière, l'autre sous forme dissoute. La nature du processus prédominant, conditionne donc fortement le choix des solutions de réduction des impacts.

Les commentaires précédents justifient, selon l'IRSN, la réalisation d'une campagne d'analyses destinée à quantifier la distribution de l'uranium entre la phase dissoute et la phase particulière,

dans les eaux rejetées par la station d'Augères et dans les eaux du Ritord en amont et en aval du point de rejet. Ils justifient également de généraliser l'analyse systématique des concentrations en radium et uranium dissous et particulaires dans le cadre de la surveillance des sites.

L'IRSN recommande par ailleurs de rechercher des données de référence représentatives du milieu naturel hors influence minière et susceptibles d'être utilisées à des fins comparatives pour juger de l'impact des sites sur la qualité des eaux. Au vu des premiers échanges engagés sur le sujet avec certains membres du GEP, le bassin versant de la Glayeulle pourrait en particulier constituer une référence pertinente, sous réserve de la vérification préalable que les caractéristiques de son fond géochimique et plus généralement de son contexte géologique sont compatibles avec celles des sites étudiés.

L'ensemble des conclusions et recommandations formulées par l'IRSN sur cette partie de l'analyse sont détaillées au § 4.2.6.

Impact sur les écosystèmes

L'analyse de l'impact environnemental des sites miniers sur le bassin versant du Ritord a ensuite abordé l'examen des incidences sur les écosystèmes. Elle s'est fondée d'une part sur le contenu du BDE et d'autre part sur les résultats d'une étude effectuée à la demande d'AREVA NC par le cabinet SENES.

L'IRSN considère que les données de surveillance mentionnées dans le BDE ne permettent pas de donner une appréciation objective de l'impact écologique et ne permettent en particulier pas d'apprécier les éventuels effets des concentrations mesurées dans l'environnement sur les écosystèmes. L'IRSN note que de ce point de vue, l'étude SENES constitue un complément utile et une première initiative intéressante. L'étude est toutefois trop restreinte et ses objectifs trop ciblés pour conduire à des conclusions sur l'existence d'impact. L'approche adoptée n'est par ailleurs pas pleinement conforme aux pratiques européennes les plus récentes dans le domaine.

L'IRSN recommande par conséquent de poursuivre l'effort engagé par la mise en œuvre d'une approche graduée. Cette approche pourrait être accompagnée de la définition et de la mise en place d'une stratégie de surveillance écologique.

L'ensemble des conclusions et recommandations formulées par l'IRSN sur cette partie de l'analyse sont détaillées au § 4.3.4.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1 : Quantité de minerai extrait à Bellezane et uranium produit	18
Tableau 3-2 : Résidus de traitement du Brugeaud : moyenne des valeurs mesurées sur 39 strates exprimées en Bq.kg ⁻¹ de masse sèche (source : BDE page 67 et COGEMA 1994)	24
Tableau 3-3 : Analyse granulométrique sur 6 échantillons de résidus dont l'activité en ²²⁶ Ra est très différenciée (source : BDE page 69 et [4])	24
Tableau 3-4 : Composition chimique des résidus de traitement mesurée sur le sondage du Brugeaud (source : BDE page 69 et [4])	25
Tableau 3-5 : Ordre de grandeur des principaux éléments constituant les résidus miniers de traitement (source IRSN [11]).....	25
Tableau 3-6 : Analyses séparées des eaux transitant par le site de Bellezane (données AREVA NC [2], [5], [13])	60
Tableau 3-7 : Activités moyennes annuelles en radium 226 et teneurs en uranium 238 dans la phase dissoute du rejet et du milieu récepteur avant et après dilution	63
Tableau 3-8 : Résultats du suivi radiologique de l'eau de la Gartempe de 1994 à 2003.....	70
Tableau 3-9 : Flux de radon mesurés au cours des tests sur planches d'essai (d'après Algade, 1993) ..	83
Tableau 3-10 : Données de la surveillance concernant le milieu naturel	90
Tableau 3-11 : Données de la surveillance concernant les villages dans l'environnement du site de Bellezane.....	90
Tableau 3-12 : Données de la surveillance concernant le stockage de résidus de Bellezane et l'environnement proche	90
Tableau 3-13 : Eléments statistiques des débits de dose mesurés sur site	98
Tableau 3-14 : Eléments statistiques des débits de dose au niveau des villages voisins du site	102
Tableau 3-15 : Eléments statistiques des EAP mesurées sur site	109
Tableau 3-16 : Eléments statistiques des EAP mesurées au niveau des villages avoisinants	111
Tableau 4-1 : Sources dans le bassin versant du Ritord	117
Tableau 4-2 : Activités (Bq.L ⁻¹) en ²²⁶ Ra dissous et ²³⁸ U dissous mesurées en aval des sites de Gorges-Saignedresse et du Fraisse (d'après [21]).....	118
Tableau 4-3 : Activités en ²³⁸ U et ²²⁶ Ra en amont des sites miniers.....	144
Tableau 4-4 : Composition radiologique des sédiments du ruisseau du Guimbelet (d'après [2]).....	150
Tableau 4-5 : Activités (Bq.kg ⁻¹ matière sèche) mesurées dans les sédiments de surface de l'étang du Gouillet (d'après [47])	150
Tableau 4-6 : Activités mesurées dans les sédiments de la Gartempe en amont des installations minières (d'après [48])	151
Tableau 4-7 : Signatures radiologiques des sédiments de l'étang du Gouillet et du Lac de Saint Pardoux	152
Tableau 4-8 : Moyenne des activités massiques des joncs prélevés dans le Ritord pour la période 1994-2001 (Bq.kg ⁻¹ végétal frais) (source BDE, AREVA NC, 2004).....	159

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1 : Localisation des sites miniers et des concessions de la division minière de la Cruzille (d'après BDE - figure n° 1, AREVA NC, 2004)	12
Figure 3-1 : Situation du site minier de Bellezane (d'après BDE - plan 1)	16
Figure 3-2 : Localisation des MCO du site de Bellezane et du premier niveau de galeries TMS (d'après BDE - plan 3).....	18
Figure 3-3 : Implantation géographique du site de Bellezane (d'après AREVA NC octobre 2005 [14]) ..	30
Figure 3-4 : Coupe NO-SE de la MCO 122 - Emplacement des sables de remblayage hydraulique au niveau du chantier D222 (d'après l'étude d'impact AREVA NC 1987 [3]).....	32
Figure 3-5 : Coupe schématique NE-SO du site de Bellezane - Principaux axes de drainage et de circulation des eaux.....	33
Figure 3-6 : Points de surveillance des eaux autour du site de Bellezane (d'après AREVA NC octobre 2005 [14])	41
Figure 3-7 : Niveau piézométrique en perspective avec la teneur en sulfates de l'eau des piézomètres ES61 et ES62	43
Figure 3-8 : Activité en radium 226 de l'eau des piézomètres ES60, ES61 et ES62 (phase dissoute)	46
Figure 3-9 : Teneur en sulfates de l'eau des piézomètres ES60, ES61 et ES62	46
Figure 3-10 : Activité du radium 226 dans la phase dissoute et dans les MES de l'eau de la source 67 et teneur en sulfates	48
Figure 3-11 : Evolution du radium 226 des eaux non traitées en fonction du niveau d'eau des TMS	55
Figure 3-12 : Evolution de l'uranium 238 des eaux non traitées en fonction du niveau d'eau des TMS.	56
Figure 3-13 : Teneurs en sulfates des eaux non traitées.....	57
Figure 3-14 : Suivi du pH des eaux du site	58
Figure 3-15 : Points de la surveillance des eaux de surface autour du site de Bellezane (d'après AREVA NC [14]).....	61
Figure 3-16 : Evolution de l'activité en radium 226 du rejet et du ruisseau des Petites Magnelles en aval du site (phase dissoute)	64
Figure 3-17 : Evolution du pH du rejet et du ruisseau des Petites Magnelles en aval du site.....	65
Figure 3-18 : Evolution des teneurs en sulfates du rejet et du ruisseau des Petites Magnelles en aval du site	65
Figure 3-19 : Evolution de l'activité en uranium 238 du rejet et du ruisseau des Petites Magnelles en aval du site (phase dissoute).....	66
Figure 3-20 : Evolution de l'activité en radium 226 du ruisseau de Belzanes (phase dissoute).....	68
Figure 3-21 : Evolution de l'activité en radium 226 du ruisseau du Mas (phase dissoute).....	69
Figure 3-22 : Vue du stockage de résidus (MCO 68 et MCO 105) après réaménagement (juin 2006).....	75
Figure 3-23 : Schéma conceptuel du stockage de résidus de Bellezane dans la MCO 105-68	75
Figure 3-24 : Description schématique des planches d'essai A et B (d'après Algade, 1992)	80
Figure 3-25 : Gamme de variation des débits de dose pour différents environnements (d'après Algade, 1992).....	81

Figure 3-26 : Gamme de variation des débits de photons pour différents environnements (d'après Algade, 1992).....	81
Figure 3-27 : Gamme de variation des flux de radon 222 pour différents environnements (d'après Algade, 1992).....	83
Figure 3-28 : Points de contrôle de la qualité radiologique de l'air sur le site de Bellezane-Montmassacrot et aux alentours (source = BDE, AREVA NC, 2004)	89
Figure 3-29 : Comparaison des débits de dose de rayonnement gamma (extrait du BDE).....	92
Figure 3-30 : Evolution des débits de dose mesurés au niveau des points de contrôle du milieu naturel considérés dans le BDE.....	94
Figure 3-31 : Valeurs moyenne, minimale et maximale des débits de dose mesurés au niveau des points de contrôle du milieu naturel mentionnés dans le BDE	96
Figure 3-32 : Evolution du débit de dose au niveau des points de contrôle sur le site de Bellezane	97
Figure 3-33 : Résultats des plans compteurs effectués par AREVA NC après réaménagement du site (source : BDE)	100
Figure 3-34 : Evolution du débit de dose au niveau des villages proches du site de Bellezane.....	101
Figure 3-35 : Comparaison des EAP radon 222 (extrait du BDE)	103
Figure 3-36 : Evolution des EAP radon 222 mesurées au niveau des points de contrôle du milieu naturel considérés dans le BDE - Distinction en fonction de la position du dosimètre (sommitale, flanc de coteau, fond de vallée)	105
Figure 3-37 : Valeurs minimale, maximale et moyenne des EAP radon 222 mesurées aux niveaux des points de contrôle du milieu naturel	106
Figure 3-38 : Valeurs minimale, maximale et moyenne des EAP radon 222 mesurées aux niveaux des points de contrôle du milieu naturel (comparaison stations actuelles et passées)	107
Figure 3-39 : Evolution de l'EAP Rn222 mesurée sur le site de Bellezane	108
Figure 3-40 : Evolution de l'EAP radon 222 au niveau des villages proches du site de Bellezane.....	111
Figure 4-1 : Bassin versant du Ritord (d'après BDE - plan n°3, AREVA NC, 2004).....	116
Figure 4-2 : Localisation des sites de Gorces-Saignedresse et du Fraisse (d'après BDE - plan n°3, AREVA NC, 2004).....	119
Figure 4-3 : Localisation des sites de St Sylvestre, Fanay-Augères et la Borderie (Puy Garnoux + la Goutte + la Betoulle) (d'après BDE - plan n°3, AREVA NC, 2004).....	121
Figure 4-4 : Localisation des sites de Silord et Vénachat (d'après BDE - plan n°3, AREVA NC, 2004) ..	122
Figure 4-5 : Evolution de l'activité en uranium 238 mesurée mensuellement dans l'étang du Gouillet au point R5 58 GOU (d'après mesures IRSN et OPRI, surveillance de l'environnement)	123
Figure 4-6 : Activités en ²³⁸ U et ²²⁶ Ra dissous dans les eaux collectées et dirigées vers le point de rejet (prélèvement et mesure mensuels).....	129
Figure 4-7 : Activités mensuelles en ²³⁸ U et ²²⁶ Ra dissous dans les rejets	130
Figure 4-8 : Flux mensuels en ²³⁸ U et ²²⁶ Ra dissous vers le Ritord associés aux différents rejets	131
Figure 4-9 : Activités mensuelles en ²³⁸ U et ²²⁶ Ra dissous en entrée et sortie des stations de traitement d'Augères et Silord entre janvier 1994 et janvier 2003	132
Figure 4-10 : Evolution temporelle du rapport (dissous/total) pour le ²²⁶ Ra et le ²³⁸ U dans les eaux collectées et les rejets	133

Figure 4-11 : Activités mensuelles en ^{226}Ra dissous et total déterminées en entrée et sortie de station de traitement sur la période 1994-2003	135
Figure 4-12 : Evolution temporelle des activités en ^{238}U et ^{226}Ra dissous des eaux collectées.	137
Figure 4-13 : Localisation des points de surveillance de l'environnement par rapport aux rejets dans le bassin versant du Ritord (d'après BDE, plan n° 8)	141
Figure 4-14 : Activités mensuelles (en Bq.L^{-1}) du ^{226}Ra (bleu) et du ^{238}U (rose) dissous mesurées dans le cours d'eau récepteur en amont et en aval des rejets miniers du bassin versant du Ritord	142
Figure 4-15 : Activités (Bq.L^{-1}) en ^{238}U et ^{226}Ra dissous déterminées dans l'étang du Gouillet	145
Figure 4-16 : Localisation des points de contrôle de l'environnement au niveau du Ritord et de l'étang du Gouillet dans le cadre de la surveillance effectuée par l'IRSN.....	146
Figure 4-17 : Evolution de l'activité en radium 226 dissous au niveau des points de contrôle surveillés par l'IRSN à l'étang du Gouillet et au Ritord à Razes (analyses sur échantillons prélevés mensuellement).....	147
Figure 4-18 : Evolution de l'activité en uranium 238 dissous au niveau des points de contrôle surveillés par l'IRSN à l'étang du Gouillet et au Ritord à Razes (analyses sur échantillons prélevés mensuellement).....	147
Figure 4-19 : Moyennes sur toute la période de suivi des activités (Bq.kg^{-1} matière sèche) en ^{238}U , ^{226}Ra et ^{210}Pb mesurées dans les sédiments du Ritord en aval des rejets miniers et dans le lac de St Pardoux au niveau de l'arrivée du Ritord.....	148
Figure 4-20 : Composition radiologique moyenne sur toute la période de suivi des sédiments de ruisseau et de retenue en amont et en aval des rejets miniers	151
Figure 4-21 : Granulométrie des sédiments du Ritord et du lac de St Pardoux (d'après [28]).....	153

LISTE DES REFERENCES

- [1] AREVA NC - Bilan décennal environnemental 1994-2003, décembre 2004
- [2] AREVA NC - Fichiers Excel des résultats de suivi eaux et sédiments 1991-2006
- [3] COGEMA - Etude d'impact de demande d'autorisation pour le stockage des résidus solides de la SIMO dans les MCO 105-122-201, avril 1987
- [4] J. Thiry - Mobilité du radium - Etude sur la lixiviation du radium 226 des résidus de traitement de minerais d'uranium et des boues de la mine du Cellier - COGEMA/SEPA LAB-JT/EG - 94/095, février 1994
- [5] ANTEA - Site minier de Bellezane - Bessines sur Gartempe (87) - Etude hydrogéologique A00259, mai 1994
- [6] COGEMA - Bellezane - Projet de réaménagement, juin 1994
- [7] COGEMA - Dossier d'arrêt définitif des travaux miniers - Site de Bellezane, janvier 1996
- [8] S. Somot, M. Pagel, J. Thiry - Spéciation du radium dans les résidus de traitement acide du minerai d'uranium de l'Ecarpière (Vendée, France) C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre et des planètes / Earth & Planetary Sciences 1997, 325, 111-118
- [9] M. Cathelineau et al. - Evaluation des teneurs en éléments des eaux mises en contact avec les stériles miniers - Rapport de synthèse des travaux 1995-96 - CREGU, janvier 1997
- [10] J. Thiry - Caractérisation des boues de traitement des eaux d'exhaure - Rapport technique M7 - COGEMA/SEPA Bessines - Réf. LAB-JT/EG - 97/024, janvier 1997
- [11] F. Goldschmidt et al. Résidus de traitement de minerai d'uranium - L'uranium de l'environnement à l'homme - EDP Sciences, 2001
- [12] AREVA NC - Evaluation de l'efficacité des dispositifs limitant l'impact de l'ancien site minier de Bellezane- Bilan sur 6 années de surveillance 1997-2002
- [13] AREVA NC -Audit technique du traitement des eaux de Bellezane - Réf. LAB-JC/EG - 2003/328 du 12 mai 2003
- [14] AREVA NC - Demande d'autorisation de stockage de boues de curages de station de traitement des eaux d'exhaure minière et de sédiments de curages d'étangs déposée auprès de la préfecture de la Haute-Vienne le 21 décembre 2005
- [15] BURGEAP - Site de Bellezane - Expertise hydrogéologique et préconisations pour le site de stockage de sédiments et de boues RTr0046a/A16523/CTrZ060381 du 29/05/2006
- [16] COGEMA - Contrôle de l'environnement sur les divisions minières de la COGEMA - Année 1982, année 1986
- [17] Décret n°90-222 du 9 mars 1990 complétant le règlement général des industries extractives
- [18] Arrêté préfectoral du 17/11/1988 relatif au stockage des résidus de traitement sur la MCO 105-68 du site de Bellezane

- [19] Arrêté préfectoral 97-98 du 03/04/1997 relatif au réaménagement du site de stockage de Bellezane
- [20] 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
- [21] Fichiers sous format excel rassemblant les résultats de la surveillance radiologique de l'air 1989-2006
- [22] Algade - Influence du recouvrement des résidus de traitement de l'usine SIMO de Bessines par des stériles miniers Site de Montmassacrot - GPMU/10.6,1992
- [23] Algade -Influence de recouvrement des résidus par des stériles miniers Site de Montmassacrot, 1993
- [24] IRSN - Méthode d'évaluation de l'impact des sites de stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium. DPRE/SERGD 01-53, 2001
- [25] IRSN - Avis de l'IRSN sur l'évaluation par COGEMA de l'impact radiologique en 2001 du site minier du Bernardan (Jouac, Haute-Vienne). DPRE/SERGD 03-19, 2003
- [26] CRIIRAD - Etudes radioécologiques sur la division minière de la Crouzille. Synthèse, 1994
- [27] CREGU CEMRAD LSCE - Etude de la spéciation et des modes de transport de l'uranium en milieu naturel sur le secteur du «Ritord», juin 2002
- [28] SOGREAH - Etude de piégeage destinée à diminuer les apports en sédiments radiologiquement marqués dans le lac de Saint-Pardoux à l'arrivée du ruisseau le Ritord - rapport d'étude n° 3-17 00148, juin 2004
- [29] COGEMA - Audit technique du traitement des eaux du Fraisse, juillet 2003
- [30] COGEMA - Audit technique du traitement des eaux du SIB, janvier 2004
- [31] COGEMA - Traitement passif des effluents de sites réaménagés. Essais pilotes sur le ruisseau des Sagnes, octobre 2003
- [32] SENES Effet des concentrations de radioactivité dans le Lac de Saint Pardoux sur le gardon et d'autres espèces piscicoles, SENES Consultants Limited, Ontario (US), juin 2005
- [33] COGEMA - Dossier d'abandon partiel : site de Santrop, avril 1994
- [34] COGEMA - Dossier d'abandon partiel : site de Bachellerie, mars 1994
- [35] COGEMA - Dossier d'arrêt définitif des travaux miniers : site de Vénachat, juillet 2000
- [36] COGEMA - Audit technique du traitement des eaux de Silord, octobre 2003
- [37] COGEMA - Traitement physico-chimique d'une eau faiblement uranifère. Essais laboratoire sur les eaux du site d'Augères, mars 2001
- [38] COGEMA - Optimisation du traitement sur la station d'Augères, mai 2002
- [39] Lac de Saint Pardoux. Situation radiologique des sédiments de fond. (pré vidange 2006) 1^{ère} série d'analyses

- [40] Lac de Saint Pardoux. Situation radiologique des sédiments de fond. (pré vidange 2006). 2^{ème} série d'analyses
- [41] COGEMA - Demande de délaisement de travaux Silord du 27/12/1989
- [42] COGEMA - Déclaration d'arrêt définitif des travaux miniers. FANAY, mars 1997
- [43] COGEMA - Traitement des eaux des sites miniers réaménagés -Rapport de stage de Géraldine Sarret, 1994
- [44] AREVA NC - Proposition d'amélioration de la qualité des eaux de l'étang de la Cruzille et impact prévisible sur la rivière Vincou, janvier 2005
- [45] Laboratoire de Géologie régionale et Appliquée Limoges - Circulation des eaux en milieu fissuré. Exemple du granite de Saint-Sylvestre
- [46] Influence et comportement du radium sur la qualité des eaux du Ritord. Etude de l'uranium (document non référencé)
- [47] C. Cazala - Etude du comportement des radioéléments de la famille de l'uranium en milieu continental : application au département de la Haute-Vienne (Limousin). Thèse de l'université de Paris VI, 2003
- [48] Remarques sur le projet COGEMA-AREVA de stockage de boues et sédiments contaminés sur le site de Bellezane (Haute-Vienne). Note CRIIRAD n°06-41, juin 2006
- [49] Document de travail CRIIRAD N°04-26 V2 intitulé « assistance à la ville de Limoges pour la préparation du dossier soumis à enquête publique concernant les retenues de la Cruzille et du Gouillet », 2004
- [50] OPRI puis IRSN - Données de surveillance des eaux, (fichiers excel 1978-2005)
- [51] ERICA - Overview of Ecological Risk Characterization Methodology. Delivrable 4b, European Commission, 6th Framework, 2005a
- [52] ERICA - Ecological Risk Characterization : a, interim method for the ERICA Integrated Approach. Delivrable 4a, European Commission, 6th Framework, 2005b
- [53] EC - Technical Guidance Document in support of Commission Directive 97/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, 2003
- [54] RIVM - Guidance document on deriving environmental risk limits, National Institute of Public Health and the Environment, 2001
- [55] Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse - Indice biologique global adapté aux grands cours d'eau et aux rivières profondes (I.B.G.A.) - protocole expérimental. 44 p, 1997
- [56] IRSN - Radioprotection de l'environnement : synthèse et perspectives. Rapport IRSN 2005-56-Fr, 2006