

**ENSP**

ÉCOLE NATIONALE DE  
LA SANTÉ PUBLIQUE

**RENNES**

---

**Ingénieur du Génie Sanitaire**

**Promotion 2002**

---

**Evaluation de l'impact sanitaire consécutif à la  
pollution des eaux par les activités d'extraction et  
de traitement de l'uranium en Haute-Vienne**

---

Présenté par :

**Nicolas GRENETIER**

Ingénieur chimiste ENSCR

Lieu de stage :

**DDASS de la Haute-Vienne**

Accompagnant professionnel :

**Jean JAOUEN**

Référent pédagogique :

**Jean CARRE**

**L'Ecole Nationale de la Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.**

---

# Remerciements

---

En premier lieu, je remercie Monsieur Jean Jaouen, IGS à la DDASS de la Haute-Vienne, pour m'avoir proposé ce sujet de mémoire et pour sa disponibilité, son expérience qu'il m'a faite partagée et les conseils avisés qu'il m'a prodigués.

J'adresse également mes remerciements à l'ensemble du personnel du service santé-environnement qui, par sa sympathie et sa bonne humeur, a aussi contribué au bon déroulement de mon stage.

Je tiens à remercier vivement toutes les personnes qui m'ont conseillé dans la conduite de mon étude ou qui m'ont fourni de la documentation, tout particulièrement :

Docteur Philippe Pirard, de l'InVS,  
Monsieur Daniel Rivière, IGS à la CIRE du Centre-Ouest,  
Madame Dominique Salamanca, MISP à la CIRE d'Ile-de-France,  
Monsieur Jean-Michel Martin, documentaliste à l'IRSN,  
Professeur Jean-Louis Decossas, du CEMRAD,  
Madame Anne Royer, ingénieur au CEMRAD,  
Madame Marie Cruzoulon, ingénieur de la Ville de Limoges,  
Monsieur Jean-Paul Denardou, statisticien à la DRASS,  
le personnel de l'ORS.

Enfin, je remercie les professeurs de l'ENSP qui m'ont conseillé lors de la préparation de ce stage.

---

## Résumé

---

Du milieu jusqu'à la fin du XX<sup>ème</sup> siècle, plusieurs milliers de tonnes d'uranium ont été extraits du sol de la Haute-Vienne, faisant de ce département le premier producteur d'uranium en France. Ces activités n'ont pas été sans conséquence pour l'environnement. En particulier, l'eau est un compartiment environnemental très vulnérable car plusieurs facteurs de pollution sont susceptibles de libérer dans l'environnement des radionucléides de la chaîne de  $^{238}\text{U}$  longtemps après la fin des activités minières. Plusieurs résultats montrent notamment que les eaux servant à la fabrication d'eau potable de la Ville de Limoges, 140 000 habitants, et d'un syndicat alimentant 22 communes et 20 000 habitants, ainsi que les eaux de loisirs du lac de Saint-Pardoux ont des activités anormalement élevées. Une évaluation quantitative des risques sanitaires liés à la pollution des eaux par les activités minières en Haute-Vienne a été conduite. Les résultats de cette évaluation font apparaître pour les risques radiologiques que le  $^{226}\text{Ra}$ , dans l'hypothèse jugée la plus réaliste, est la composante principale de la dose efficace ; de plus, les doses efficaces annuelles respectent les normes de radioprotection et les recommandations de l'OMS relatives à la qualité radiologique de l'eau de boisson. Le risque de leucémie, les risques relatifs à la baignade et les risques relatifs à la toxicité chimique sont jugés négligeables tandis que les risques cumulés sur 20 ans – de 1981 à 2001 – de décès par cancer par consommation d'eau de boisson et les risques relatifs à la consommation de poissons sont plus élevés. En outre, une étude épidémiologique ne serait pas pertinente car elle manquerait vraisemblablement de puissance. Les résultats de cette évaluation devraient aider les gestionnaires de risque dans la prise de décision et renseigner le public.

---

## Abstract

---

### **Health impact assessment resulting from water pollution by the activities of extraction and treatment of uranium in the department of Haute-Vienne**

From the middle to the end of the twentieth century, several thousands tons of uranium have been extracted from the ground of the French department of Haute-Vienne. These activities have not been without any environmental consequences. Water is an environmental compartment particularly vulnerable because several polluting factors may release radionuclides from  $^{238}\text{U}$  chain a long time after the end of the mining activities. It has been shown that water used for drinking water fabrication for the City of Limoges, 140 000 inhabitants, and for a group of 22 communes with 20 000 inhabitants and leisure water of Saint-Pardoux lake have activities which are unusually high. A health risk quantitative assessment has been carried out. The results show for radiological risk that  $^{226}\text{Ra}$  is, in the most realistic hypothesis, the main responsible for the annual effective dose ; moreover, the annual effective dose are lower than the radioprotection standards and the WHO's recommendations of 0.1 mSv per year in drinking water. The results also show that it would not be pertinent to carry out an epidemiological study because of a lack of statistical power.

---

# Sommaire

---

<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
<b>1 - LES ACTIVITES MINIERES DE LA HAUTE-VIENNE ET SES CONSEQUENCES SUR LA QUALITE DES EAUX .....</b>	<b>2</b>
<b>1.1 Historique des activites minieres.....</b>	<b>2</b>
<b>1.2 Quels risques pour l'environnement ? .....</b>	<b>4</b>
1.2.1 Facteurs de pollution momentanée .....	4
1.2.2 Facteurs de pollution pérenne .....	5
<b>1.3 La pollution des eaux.....</b>	<b>8</b>
1.3.1 Sources de pollution des eaux .....	8
1.3.2 Réduction de la pollution .....	8
<b>1.4 La situation en Haute-Vienne .....</b>	<b>10</b>
1.4.1 Réaménagement des sites.....	10
1.4.2 Rejets d'eaux d'exhaure .....	11
1.4.3 Traitement du minerai et stockage des résidus .....	11
1.4.4 Surveillance de l'environnement .....	12
<b>1.5 De l'environnement à l'homme .....</b>	<b>13</b>
1.5.1 Les voies d'exposition de l'homme.....	13
1.5.2 Les radioéléments concernés .....	14
<b>2 - LA RADIOPROTECTION ET L'EVALUATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE. 17</b>	<b>17</b>
<b>2.1 Le système et l'organisation de la radioprotection.....</b>	<b>17</b>
2.1.1 Les organismes internationaux .....	17
2.1.2 Les organismes français.....	18
2.1.3 Les trois principes de la radioprotection.....	18
<b>2.2 L'évaluation des risques radiologiques.....</b>	<b>19</b>
2.2.1 Les risques radiologiques .....	19
2.2.2 Le modèle de la CIPR .....	20
<b>2.3 La réglementation française et son évolution.....</b>	<b>24</b>
2.3.1 En matière de radioprotection .....	24
2.3.2 En matière de qualité radiologique des eaux de boissons .....	25
<b>3 - IMPACT DES ACTIVITES MINIERES SUR LA QUALITE RADIOLOGIQUE DES EAUX DE LA HAUTE-VIENNE .....</b>	<b>30</b>
<b>3.1 Impact sur la qualité radiologique des eaux de boisson.....</b>	<b>30</b>
3.1.1 Réseau de surveillance .....	30

3.1.2	Impact sur les ressources en eau potable d'origine souterraine .....	31
3.1.3	Impact sur les ressources du SIDEPA de la Gartempe .....	31
3.1.4	Impact sur les ressources de la Ville de Limoges.....	32
<b>3.2</b>	<b>Impact sur la qualité radiologique des eaux de boisson.....</b>	<b>38</b>
3.2.1	Le Lac de Saint-Pardoux.....	38
3.2.2	L'impact des activités minières.....	39
<b>3.3</b>	<b>Conclusion .....</b>	<b>40</b>
<b>4</b>	<b>EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE CONSECUTIF A LA POLLUTION DES EAUX PAR LES ACTIVITES MINIERES.....</b>	<b>42</b>
<b>4.1</b>	<b>Remarques préliminaires.....</b>	<b>42</b>
<b>4.2</b>	<b>Evaluation des risques.....</b>	<b>42</b>
4.2.1	Identification des dangers.....	42
4.2.2	Relations dose-réponse.....	45
4.2.3	Evaluation des expositions .....	46
4.2.4	Caractérisation des risques.....	49
<b>4.3</b>	<b>Faisabilité d'une enquête épidémiologique.....</b>	<b>55</b>
4.3.1	Pertinence d'une enquête épidémiologique .....	55
4.3.2	Hypothèses .....	55
4.3.3	Risque de cancers dans la cohorte lié à l'exposition à l'eau potable de Limoges	56
<b>5</b>	<b>DISCUSSION DES RESULTATS ET COMMENTAIRES .....</b>	<b>58</b>
<b>5.1</b>	<b>Les limites de cette évaluation des risques.....</b>	<b>58</b>
5.1.1	Durée de l'exposition .....	58
5.1.2	Calculs de dose.....	58
5.1.3	Autres voies d'exposition .....	59
<b>5.2</b>	<b>Discussion des risques calculés.....</b>	<b>59</b>
5.2.1	Qu'est ce qu'un risque acceptable ? .....	59
5.2.2	Le modèle de l'acceptabilité du risque .....	60
5.2.3	Vers la gestion du risque .....	60
<b>5.3</b>	<b>Données de mortalité en Haute-Vienne .....</b>	<b>61</b>
<b>5.4</b>	<b>Comparaison avec d'autres types d'irradiations.....</b>	<b>62</b>
5.4.1	Les irradiations médicales .....	62
5.4.2	Les irradiations environnementales .....	62
	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>64</b>

---

## Liste des sigles utilisés

---

AEN	Agence pour l'Energie Nucléaire
AEP	Alimentation en Eau Potable
AFSSA	Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments
AIEA	Agence Internationale de l'Energie Atomique
ALARA	As Low As Reasonably Achievable
ANDRA	Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs
ASN	Autorité de Sûreté Nucléaire
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BCCN	Bureau de Contrôle des Chaudières Nucléaires
BEIR	Biological Effects of Ionizing Radiation
BIT	Bureau International du Travail
BSS	Basic Safety Standards
CEA	Commissariat à l'Energie Atomique
CEEA	Communauté Européenne de l'Energie Atomique (Euratom)
CEESAM	Centre d'Etudes et de Suivi des Anciennes Activités Minières
CEMRAD	Centre d'Etude, de Métrologie des Rayonnements nucléaires et de Dosimétrie
CEPN	Centre d'Etude sur l'Evaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire
CIPR	Commission Internationale de Protection Radiologique
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CIRE	Cellule Inter-Régionale d'Epidémiologie
CMA	Concentrations Maximales Admissibles
COGEMA	COmpagnie GÉNérale des MATières nucléaires
CRII-RAD	Commission de Recherche et d'Informations Indépendantes sur la Radioactivité
DGSNR	Direction Générale de la Sûreté nucléaire et de la Radioprotection
DDASS	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DIN	Division des Installations Nucléaires
DJA	Dose Journalière Admissible
DJE	Dose Journalière d'Exposition
DRASS	Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales
DTI	Dose Totale Indicative
ENSCR	Ecole Nationale supérieure de Chimie de Rennes
ERA	Excès de risque absolu
FAO	Food and Agriculture Organization
IGS	Ingénieur du Génie Sanitaire
INSEE	Institut National de la Statistique et des Études Économiques
IPSN	Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire
IRPA	International RadioProtection Association
IRSN	Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
LAI	Limites Annuelles d'Incorporation

LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
LSS	Life Span Study
MISP	Médecin Inspecteur de Santé Publique
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NRPB	National Radiological Protection Board
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economiques
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONU	Organisation des Nations Unies
OPS	Organisation Panaméricaine de la Santé
OPRI	Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants
ORS	Observatoire Régionale de Santé
QD	Coefficient de Danger
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (institut national de santé public et de l'environnement des Pays-Bas)
RfD	Dose de Référence
SEPA	Services d'Etudes de Procédés et Analyses
SIDEP	Syndicat Intercommunal de Distribution d'Eau Potable
SIMO	Société Industrielle des Minerais de l'Ouest
SMJ	Société des Mines de Jouac
TAETA	Taux Annuel d'Exposition Totale Ajoutée
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
USEPA	United States Environmental Protection Agency

## INTRODUCTION

Dans le champ de la santé environnementale, les domaines ayant attiré à la radioactivité tels que les déchets radioactifs, les centrales nucléaires, la radioactivité naturelle ou encore le radon dans l'habitat, sont parmi ceux qui suscitent dans la population le plus d'interrogations, de discussions et surtout de divergences. Entre ceux qui estiment que la vie sur Terre s'est épanouie avec la radioactivité, présente partout naturellement dans le monde, et que par conséquent celle-ci ne peut être néfaste à la santé humaine et qu'elle est plutôt un bienfait – n'est-elle pas d'ailleurs utilisée à des fins médicales ? – et ceux qui dispensent des discours extrêmement alarmistes, il est difficile de se forger sur ce sujet une opinion proche de la réalité et dépourvue de subjectivité. Phénomène physique régi par des mécanismes uniquement connus des spécialistes, la radioactivité est en effet souvent mal perçue et mal abordée par le public.

En Haute-Vienne, cette situation est accentuée. Depuis les années cinquante, l'uranium de son sous-sol est extrait massivement, ce qui place ce département en première position pour la production du précieux métal. Par manque de rentabilité, les activités d'extraction et de traitement du minerai se sont arrêtées en 2001, un demi-siècle après avoir débutées. Partagée d'une part entre la manne financière et économique offerte par l'exploitation minière et d'autre part par la dégradation possible de son environnement engendrée par ces activités, la population de la Haute-Vienne s'est aussi trouvée confrontée à des crises : depuis le titre provocateur de Libération en 1979 "De l'uranium dans le pastis de Limoges" qui pointait déjà du doigt le risque de pollution radioactive de l'eau potable de Limoges jusqu'à la découverte en 1998 de vases radioactives au fond du lac de Saint-Pardoux, pôle touristique important du département, en passant par les fortes teneurs en radon dans certaines écoles et l'entreposage d'uranium appauvri à Bessines, les "affaires" sont succédées.

Dans ce contexte difficile, la ligne directrice de ce mémoire est l'évaluation quantitative des risques sanitaires liés à l'utilisation des eaux de boisson et de loisirs en Haute-Vienne et introduits par les activités minières, en s'appuyant sur des méthodes reconnues par les organismes internationaux. Elle doit ainsi permettre de fournir aux protagonistes concernés par la gestion de ces risques des arguments pertinents, incontestables, objectifs et basés uniquement sur des considérations sanitaires. Trois principaux objectifs sont recherchés dans ce mémoire. Le premier, basé essentiellement sur des recherches bibliographiques, concerne l'identification des facteurs de pollution des eaux créés par les activités minières et des éléments dont les caractéristiques physico-chimiques leur confèrent la mobilité nécessaire pour rejoindre les eaux de surface. Le deuxième est l'identification des eaux concernées par la pollution consécutive aux activités minières afin de déterminer les populations exposées ; cela nécessite l'étude des travaux effectués sur la radiologie des eaux de surface de la Haute-Vienne et l'étude des résultats d'analyses disponibles à la DDASS. Enfin, l'objectif principal est l'application de la démarche d'évaluation des risques afin de calculer un impact sanitaire. De plus, la deuxième partie du mémoire fait le point sur la méthode d'évaluation du risque radiologique et sur la réglementation et les résultats obtenus seront analysés et commentés dans la cinquième partie.

Il est conseillé au lecteur non spécialiste en matière de radioactivité de se reporter à l'annexe 1 qui rappelle quelques notions essentielles.

# 1 - LES ACTIVITES MINIERES DE LA HAUTE-VIENNE ET SES CONSEQUENCES SUR LA QUALITE DES EAUX

## 1.1 HISTORIQUE DES ACTIVITES MINIERES

Depuis sa découverte en 1789 jusqu'au début du XX<sup>ème</sup> siècle, l'uranium a été utilisé comme colorant et comme vernis dans la céramique et la verrerie. Entre le début du siècle et la fin des années trente, il a été considéré comme un rebut de la production du radium, utilisé pour des applications médicales et pour fabriquer des instruments et des cadrans de montres luminescents. L'uranium n'a commencé à être exploité en grande quantité qu'après la découverte de la fission nucléaire en 1938.

Ainsi a pu démarrer l'industrie de l'uranium, la dernière née des industries minières, tant en France que dans le monde. Le développement de cette activité date des lendemains de la seconde guerre mondiale, avec notamment comme événement "stratégique" d'importance la signature le 18 octobre 1945 de l'ordonnance de création du Commissariat à l'Energie Atomique par le Général de Gaulle. Plusieurs raisons dont la guerre froide et la crainte d'un affrontement est-ouest poussent le gouvernement français à acquérir le pouvoir nucléaire à des fins militaires mais aussi civiles avec la production d'électricité (cf. annexe 2). L'industrie de l'extraction de l'uranium, dont le développement a été particulièrement rapide, a vu en France son apogée dans les années 80 avant de s'éteindre à la fin du XX<sup>ème</sup> siècle : à Jouac, en Haute-Vienne, la dernière mine d'uranium française s'est arrêtée de fonctionner en mai 2001.

La découverte des minerais d'uranium en Haute-Vienne et plus particulièrement dans la région au nord de Limoges remonte en fait au 21 vendémiaire de l'an XII (octobre 1804). Ce n'est cependant qu'à la fin de la seconde guerre mondiale que l'industrie de l'uranium prend son envol.

En 1947, le CEA entreprend l'étude des pegmatites du Limousin. Une première mission de prospection découvre de la chalcopite<sup>1</sup> dans la carrière de pegmatite de Chabannes, près de l'étang de la Crouzille, et une association autunite<sup>2</sup> – chalcopite dans les quartz aurifères de Beaune-les-Mines. Elle signale également des indices d'autunite et de "produits jaunes" dans le fossé de la route d'Ambazac à la Crouzille, vers la pointe sud-est de l'étang de la Crouzille. C'est cette dernière découverte qui motive la mise en place d'une mission de prospection plus importante en 1948.

En octobre 1948, cette seconde mission entreprend la prospection de la région comprise entre Ambazac, Saint-Sylvestre, Razès et Compreignac. Le 25 novembre, la pechblendé<sup>3</sup> massive est découverte près de l'étang de la Crouzille. Dès janvier 1949, la reconnaissance du gisement commence par une série de sondages et le creusement de tranchées. Le 30 avril 1949, la mission du CEA est dissoute et le 1<sup>er</sup> mai 1949 naît la Division Minière de la Crouzille. Le 9 décembre 1950, le permis d'exploitation pour uranium de Saint-Sylvestre est institué au profit du CEA et la mine Henriette constitue la première mine d'uranium française. Ce gisement est exploité jusqu'en juillet 1958 après

---

<sup>1</sup> Chalcopite :  $\text{Cu}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 8-12 \text{H}_2\text{O}$ .

<sup>2</sup> Autunite :  $\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 10-12 \text{H}_2\text{O}$ .

<sup>3</sup> Pechblendé : formule chimique comprise entre  $\text{UO}_2$  et  $\text{UO}_3$ .

avoir fourni près de 140 tonnes d'uranium avec du minerai à haute teneur. Traité à l'usine du Bouchet dans l'Essonne, cet uranium alimente pendant quatre ans les premières piles atomiques françaises, à l'exception la toute première.

La fermeture du puits Henriette ne compromet pas l'avenir de la Division Minière de la Crouzille qui s'annonce prometteur grâce aux nombreuses découvertes et aux travaux d'exploitation déjà bien avancés à Fanay, aux Sagnes, Margnac ou encore au Brugeaud. Les sièges du Brugeaud, de Fanay-les Sagnes, de Margnac, du Fraisse-les Gorces et plus tard de Bellezane font de la Division Minière de la Crouzille le plus important district uranifère français (cf. tableau 1). L'exploitation est effectuée en mines à ciel ouvert pour la partie superficielle et par travaux miniers souterrains pour la partie profonde.

**Tableau 1 : les sièges miniers de la Division Minière de la Crouzille**

<b>Siège</b>	<b>Commune</b>	<b>Dates d'exploitation</b>	<b>Production en t d'U</b>
le Brugeaud	Bessines/Gartempe	1955-1972	2 200
Fanay-les Sagnes	Saint-Sylvestre	1953-1992	4 551
Marnac	Compreignac	1953-1995	10 191
le Fraisse-les Gorces	Razès, Saint-Léger-la-Montagne	1966-1969, 1977-1988	1 428
Bellezane	Bersac/Rivalier, Bessines/Gartempe	1975-1995	4 053
MCO*			2 206

\* Pour l'exploitation de tout ce qui n'appartenait pas à l'emprise des cinq sièges a été créée une unité d'exploitation non localisée appelée "siège MCO" car la plupart de ces travaux relevait de la méthode des mines à ciel ouvert.

En 1956, la décision est prise de construire une usine de traitement sur le site du Brugeaud sur la commune de Bessines. En attendant l'achèvement de cette usine, les minerais de la Crouzille sont expédiés par voie ferrée à l'usine de Gueugnon. L'usine SIMO de Bessines est mise en route en juin 1958 ; elle s'arrête en juillet 1993 après 35 ans de service ininterrompu et plus de 27 000 tonnes d'uranium produites.

Le développement des exploitations et la production évoluent au fil des événements politiques et économiques. Les mines d'uranium subissent une première récession dans les années soixante en raison d'une surproduction et du retard pris dans les programmes d'installation des centrales nucléaires. En 1973, le premier choc pétrolier relance la prospection et la production. En 1976, le CEA cède à sa filiale COGEMA l'exploitation de ses mines métropolitaines. Le 29 mars 1979, l'accident de la centrale nucléaire de Three-Mile Island aux Etats-Unis provoque un ralentissement général des programmes de construction des centrales nucléaires. Face à la crise, les progrès techniques en matière traitement, l'amélioration des méthodes d'exploitation et les restructurations permettent à l'industrie minière française de faire face jusque vers 1988, date à laquelle la fermeture des principales exploitations est programmée. La Division Minière de la Crouzille ferme en 1995 [1].

En mai 2001, la dernière mine d'uranium française, celle de la Société des Mines de Jouac, du groupe COGEMA, exploitant le gisement du Bernardan découvert en 1970 dans le nord de la Haute-Vienne, ferme à son tour. De 1978 à 1987, l'extraction du minerai s'est faite dans une mine à ciel ouvert et s'est poursuivie à plus de 400 mètres de profondeur par travaux miniers souterrains. La bonne teneur du minerai, 6 kg d'uranium/tonne, a expliqué le maintien en activité de cette mine. Le traitement du minerai est effectué dans une usine située à proximité de la mine ; près de 9 500 tonnes d'uranium ont été produites à l'usine de traitement du minerai de Jouac.

L'annexe 3 est une carte situant les principaux lieux des exploitations minières en Haute-Vienne et l'annexe 4 indique les régimes juridiques applicables aux sites miniers.

Désormais, l'approvisionnement de la France est assuré par les mines d'Australie, du Niger, du Gabon et du Canada.

Actuellement, l'Etablissement de Bessines a remplacé la Division Minière de la Crouzille. Une centaine de personnes y travaillent, réparties sur trois entités : le SEPA ou Service d'Etudes de Procédés et Analyses, l'entreposage d'uranium appauvri et le CEESAM ou Centre d'Etude et de Suivi des Anciennes Activités Minières, dont le rôle est de gérer tous les sites français arrêtés [2].

## **1.2 QUELS RISQUES POUR L'ENVIRONNEMENT ?**

L'exploitation minière n'est pas sans conséquence sur l'environnement. Il est cependant pertinent de distinguer les facteurs de pollution cessant de relarguer des polluants après la fin de l'exploitation de la mine, des facteurs de pollution induisant des rejets dans l'environnement à long terme et dont les effets continueront plusieurs années, voire des siècles, après le réaménagement du site minier. L'extraction de l'uranium étant une activité terminée dans le département de la Haute-Vienne, il est donc logique de s'intéresser davantage aux sources de pollution ayant des conséquences à long terme, d'autant plus que celles-ci ont un impact important sur les eaux (cf. 1.4).

### **1.2.1 Facteurs de pollution momentanée**

On appelle ici facteur de pollution momentanée toute source de pollution qui cesse de libérer des contaminants dans l'environnement avec la fin de l'exploitation.

L'arrêt de l'exploitation entraîne la disparition de plusieurs sources de pollution de l'eau et de l'air. Or, l'environnement peut se rétablir de la plupart des impacts immédiats de l'activité minière après la cessation d'activité car les polluants se dispersent alors jusqu'à ce que leurs effets deviennent négligeables, comparativement au niveau naturel. De plus, la réhabilitation des secteurs perturbés par l'aménagement des sites limite considérablement l'impact visuel et les dangers potentiels pour le public liés principalement au creusement de galeries souterraines. Etant donné les avantages économiques liés à l'exploitation minière, ces impacts environnementaux à relativement court terme peuvent être plus facilement tolérés par la population locale [3].

Pendant l'exploitation minière, les émissions atmosphériques ont pour origine les tirs d'explosifs, le concassage et le transport des minerais et la production du concentré d'uranium. Les poussières radioactives et le radon sont les polluants principaux de ces rejets [4]. C'est à proximité des puits de retour d'air des travaux miniers souterrains que les concentrations en radon et en poussières radioactives sont les plus fortes. En effet, afin de protéger les mineurs, l'air vicié des galeries souterraines est évacué à la surface à l'aide de ventilateurs par l'intermédiaire de ces puits.

Les effluents liquides provenant des usines de traitement du minerai sont rejetés dans le milieu naturel. Malgré le traitement, il subsiste des contaminants résiduels, notamment des radionucléides comme l'uranium et le radium, mais aussi d'autres métaux connexes.

Enfin, la recherche de gisements a entraîné le creusement de trous de forage et de carottage tandis que le creusement de galeries souterraines et de mines à ciel ouvert a provoqué un impact visuel et un danger potentiel pour le public. Lors du réaménagement, les forages sont obturés et les sites sont mis en sécurité par des remblais et des comblements avec des stériles miniers et revégétalisés.

## **1.2.2 Facteurs de pollution pérenne**

Malgré les réaménagements réalisés afin de réduire la nuisance potentielle des sites lorsque l'exploitation des mines est terminée, des effets de l'activité humaine continuent à se faire ressentir car des contaminants continuent à être relargués dans l'environnement. En effet, du fait de l'exploitation minière, l'uranium résiduel et ses descendants (cf. 1.5.2.1) sont plus mobiles et sont susceptibles d'être relâchés et de s'accumuler dans l'environnement, constituant ainsi une source potentielle de radionucléides dont la demi-vie, très longue, pourrait donner lieu à des expositions des populations actuelles et futures.

Ces impacts à long terme sont associés à l'exhaure des mines, aux stériles et aux résidus de traitement des minerais.

### **1.2.2.1 L'exhaure des mines**

L'exhaure consiste à extraire et évacuer l'eau parvenant dans des excavations souterraines des sites miniers pour les maintenir hors d'eau. En Haute-Vienne, l'alimentation des mines souterraines est assurée très majoritairement par les eaux de surface s'infiltrant à la faveur des travaux miniers car l'environnement granitique constitue un milieu peu perméable : les venues d'eau liées à des fissures ou à des plans de failles sont rares et le plus souvent à débit peu important. Afin de limiter la contamination radiologique éventuelle de ces eaux d'exhaure, celles-ci sont pompées et rejetées dans le milieu naturel. Ces rejets d'eaux d'exhaure doivent évidemment se poursuivre après la fin de l'exploitation minière. Il est toutefois constaté une diminution des teneurs en radioéléments de ces rejets après la fermeture des mines et, quelques années après l'arrêt de l'exploitation, la radioactivité est proche de celle du bruit de fond naturel.

En Haute-Vienne, le choix s'est souvent porté sur le noyage des mines souterraines ; les eaux d'exhaure sont alors les eaux atteignant la cote de débordement et elles sont rejetées directement vers le bassin de réception.

### **1.2.2.2 Les stériles**

L'extraction du minerai d'uranium dans les mines souterraines ou à ciel ouvert constitue la première étape importante du cycle du combustible. Dans le cas des mines à ciel ouvert, la partie stérile de la roche est décapée ; dans le cas des mines souterraines où le minerai se trouve plus en profondeur, des galeries sont creusées. Dans les deux cas, l'exploitation conduit à l'excavation de roches stériles dont l'activité massique est de l'ordre de 3 Bq/g [5].

On différencie les stériles francs provenant de la roche encaissante du gisement et les stériles de sélectivité résultant d'un tri radiométrique effectué en cours d'exploitation par les mineurs. Les stériles

francs ne dépassent généralement pas 0,005 % d'uranium tandis que les stériles de sélectivité ont une teneur en uranium comprise entre 0,005 et 0,03 %. A titre de comparaison, les teneurs en uranium des granites du Limousin varient entre 0,001 et 0,01 % [6]. Même si les teneurs en uranium de ces roches sont relativement faibles, elles peuvent cependant être à la source de problèmes environnementaux.

En fait, les stériles correspondent à des blocs souvent plus radioactifs que les roches normales mais dont la teneur en uranium est insuffisante pour que l'extraction soit rentable. Selon le décret n° 90-222 du 9 mars 1990 complétant le règlement général des industries extractives institué par le décret n° 80-331 du 7 mai 1980, les dépôts de minerais ayant une teneur inférieure à 0,03 % ne nécessitent pas de plan de gestion précisant les dispositions prises pour limiter, pendant la période d'exploitation et après son arrêt définitif, les transferts de radionucléides vers la populations. Ainsi, durant l'exploitation, les stériles sont stockés en tas, appelés verses, sur le terrain naturel, à proximité de leur lieu d'extraction ou utilisés en remblais d'anciens travaux miniers. Ils sont aussi utilisés lors du réaménagement des sites.

Or, les précipitations lessivent les polluants facilement solubles de ces amas de stériles. Les principaux contaminants sont les radionucléides provenant de l'uranium mais aussi parfois des métaux lourds – arsenic, nickel, etc. Si les stériles contiennent également des minéraux sulfurés, leur exposition à l'oxygène et à l'eau provoquent la formation d'acides qui accélèrent la libération des métaux lourds et des radionucléides des amas de stériles. Ce phénomène, très fréquent au Canada, est appelé drainage minier acide et a pour effet de polluer le bassin hydrographique entourant immédiatement le site des amas de stériles. Pour éviter le drainage minier acide, il faut éviter le contact des stériles avec l'oxygène ; c'est pourquoi les verses doivent être enfouies dans un sol adéquat ou submergées dans l'eau, comme cela a été déjà été effectué au Canada [3].

Pour produire une tonne de minerai, il a été manipulé 9 tonnes de stériles dans les exploitations à ciel ouvert et 0,65 tonne dans les exploitations souterraines. Au total, en Haute-Vienne, ce sont donc plusieurs dizaines de millions de tonnes de stériles qui ont été extraites.

Il est à noter que, parfois, en Haute-Vienne, ces stériles ont été utilisés à l'insu de COGEMA comme matériau de construction, ce qui peut poser des problèmes radiologiques et sanitaires.

### 1.2.2.3 Le traitement des minerais et les stockages de résidus engendrés

Les résidus correspondent au minerai uranifère tel qu'il se présente après que l'uranium ait été extrait et traité. Il existe deux types de traitement selon la teneur en uranium du minerai [5] qui aboutissent à la formation de deux types de résidu (cf. tableau 2) :

- pour les minerais pauvres, le traitement est dit statique ou de lixiviation en tas : les blocs de minerais sont disposés en tas sur une surface étanche et arrosés d'une solution acide qui dissout l'uranium contenu et est récupérée à fin de précipitation de l'uranium ;
- pour les minerais de bonne qualité, le procédé est dit dynamique : le minerai est concassé, puis broyé pour obtenir un sable fin qui, mélangé à de l'eau, donne une pulpe soumise à une attaque chimique, acide ou basique selon les cas. La solution liquide est séparée du sable qui constitue le résidu de traitement. L'uranium présent dans cette solution est ensuite précipité sous forme

d'uranate de magnésie, de soude, d'ammonium ou sous forme de peroxyde d'uranium. Ce précipité, le yellow cake, une fois séché est appelé concentré marchand et contient entre 70 et 75 % d'uranium.

En Haute-Vienne, il a été fait usage de la lixiviation en tas sur plusieurs sites [1] et deux usines de traitement des minerais ont été en fonctionnement, générant à la fois des résidus solides et des effluents liquides.

**Tableau 2 : Caractéristiques des résidus de traitement des minerais, d'après [6]**

	<b>Résidu obtenu après traitement statique</b>	<b>Résidu obtenu après traitement dynamique</b>
<b>Teneur du minerai en uranium</b>	< 0,06 %	> 0,06 %
<b>Uranium résiduel présent dans les résidus après traitement</b>	40 % de l'uranium de départ	3 % de l'uranium de départ
<b>Granulométrie</b>	Blocs bruts ou calibrés	Sables argileux < 500 µm
<b>Activité massique (Bq/g)</b>	Entre 6 et 251	Entre 109 et 657

Les résidus comprennent non seulement une petite quantité d'uranium non extrait mais surtout tous les radioéléments de la chaîne de désintégration de  $^{238}\text{U}$ , à partir du  $^{230}\text{Th}$  (cf. 1.5.2.1). De ce fait, l'extraction de l'uranium ne retire que 20 à 25 % de la radioactivité initiale tout en augmentant considérablement la dangerosité du matériau : les produits radioactifs sont initialement bloqués en profondeur, prisonniers de la gangue minérale ; une fois la roche extraite et broyée, ils deviennent au contraire particulièrement mobiles.

D'autre part, dans les stockages de résidus de traitement, le radium présent, au cours de sa décroissance radioactive, génère du radon ; cependant, la mise en place d'une couverture adéquate permet de réduire considérablement les émissions de radon : moins d'un mètre de couverture argileuse peu perméable et saturée en eau constitue un écran pratiquement total à la migration du radon. De même, l'exploitation minière et l'accumulation à la surface du sol de déchets miniers et même de stériles peut être à l'origine d'une augmentation du rayonnement  $\gamma$  sur les sites miniers. Cependant, le réaménagement des sites et notamment la mise en place d'une couverture et la revégétalisation diminue considérablement cette irradiation externe à la surface du sol [7].

Ainsi, le réaménagement des sites diminue essentiellement l'émanation de radon et l'irradiation externe. Même si le recouvrement par un matériau étanche réduit l'infiltration d'eaux météoriques, l'éventualité d'une contamination à long terme par migration des métaux toxiques ou radioactifs dans les eaux, souterraines ou de surface, représente le véritable problème.

De plus, le stockage des résidus de traitement du minerai est une opération définitive, qui doit être analysé sur le très long terme [6]. Il se pose alors le problème de la pérennité à l'échelle séculaire des performances des couvertures des résidus.

Les résidus de traitement des minerais sont classés dans la catégorie des déchets radioactifs à très faible activité par l'ANDRA. Il existe en Haute-Vienne plusieurs sites de stockage de ces résidus [8] (cf. 1.3.3.3).

## 1.3 LA POLLUTION DES EAUX

Les facteurs de pollution pérenne favorisent donc la mobilité des contaminants et leur mise en solution. De ce fait, l'eau est un compartiment environnemental particulièrement sensible à la pollution liée à l'exploitation minière.

### 1.3.1 Sources de pollution des eaux

Sur un site minier, les sources de pollution des eaux sont multiples ; elles peuvent avoir pour origine :

- les eaux d'exhaure pompées et rejetées dans des cours d'eau ;
- le ruissellement sur les mines à ciel ouvert et les verses à stériles, polluant les eaux oxygénées de surface ;
- la percolation dans les résidus, dégradant les eaux de drainage des résidus miniers stockés ;
- les effluents des usines de traitement des minerais d'uranium, polluant le cours d'eau récepteur.

Les trois premières sources de pollution des eaux ont donc un potentiel polluant à long terme, c'est-à-dire qu'elles sont susceptibles de relâcher des contaminants même après le réaménagement du site minier.

### 1.3.2 Réduction de la pollution

Le décret n° 90-222 du 9 mars 1990 indique que 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 deux tâches essentielles pour réduire au minimum l'impact d'un site minier sont effectivement d'une part la collecte de toutes les eaux, d'autre part leur traitement [6].

#### 1.3.2.1 La collecte



**Figure 1 : Collecte des eaux sur le site de Montmassacrot, Haute-Vienne**

Les eaux météoriques, au contact des mines, des stériles ou des résidus mais aussi les eaux d'attaque restant au contact des résidus au moment de leur stockage peuvent se charger en métaux toxiques ou radioactifs ; ceux-ci peuvent alors être entraînés hors du site et s'accumuler dans l'environnement en rejoignant des eaux souterraines et de surface ou en s'infiltrant dans le sol. Pour éviter cela, la collecte des eaux sur un site minier est donc, dans un premier temps, nécessaire (cf. figure 1).

Concernant les anciens travaux miniers souterrains, les eaux d'exhaure doivent être pompées. Des fossés collecteurs et des bassins de récupération permettent de collecter et de contrôler les eaux de ruissellement des verses à stériles, des mines à ciel ouvert et des sites de stockage des résidus de traitement.

### 1.3.2.2 Le traitement

L'ensemble des eaux collectées est donc souvent acide et chargé en radioéléments, radium et uranium notamment. Avant rejet dans le milieu naturel, les eaux sont généralement neutralisées et additionnées de chlorure de baryum de manière à ce que le radium copécipite avec le sulfate de baryum. La figure 2 montre une station de traitement des eaux collectées sur un site minier.



**Figure 2 : Station de traitement des rejets d'Augères, Haute-Vienne**

Ce traitement crée donc des boues contenant du radium et il ne permet pas d'éliminer totalement les radionucléides des eaux. Par conséquent, l'apport total de ces contaminants dans l'environnement peut demeurer considérable si des volumes d'eau importants sont rejetés. D'autre part, ce traitement accroît la salinité des eaux traitées ; cependant, il est évident qu'une salinité accrue est moins néfaste que des concentrations élevées en radionucléides [3].

Les normes de rejet sont précisées dans le décret n° 90-222 du 9 mars 1990 :

- les eaux dont la teneur en  $^{226}\text{Ra}$  soluble est supérieure à  $3\,700\text{ Bq/m}^3$  doivent faire l'objet d'un traitement d'insolubilisation ;
- les eaux dont la teneur en  $^{226}\text{Ra}$  soluble est comprise entre 740 et  $3\,700\text{ Bq/m}^3$  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 de l'eau ;
- les eaux dont la teneur en  $^{226}\text{Ra}$  soluble est inférieure à  $740\text{ Bq/m}^3$  peuvent être rejetées sans traitement compte tenu des caractéristiques du milieu récepteur, sous réserve d'un avis favorable du service chargé de la police de l'eau.

La circulaire d'application du 9 mars 1990 donne les valeurs suivantes pour les concentrations moyennes annuelles en substances radioactives des rejets :

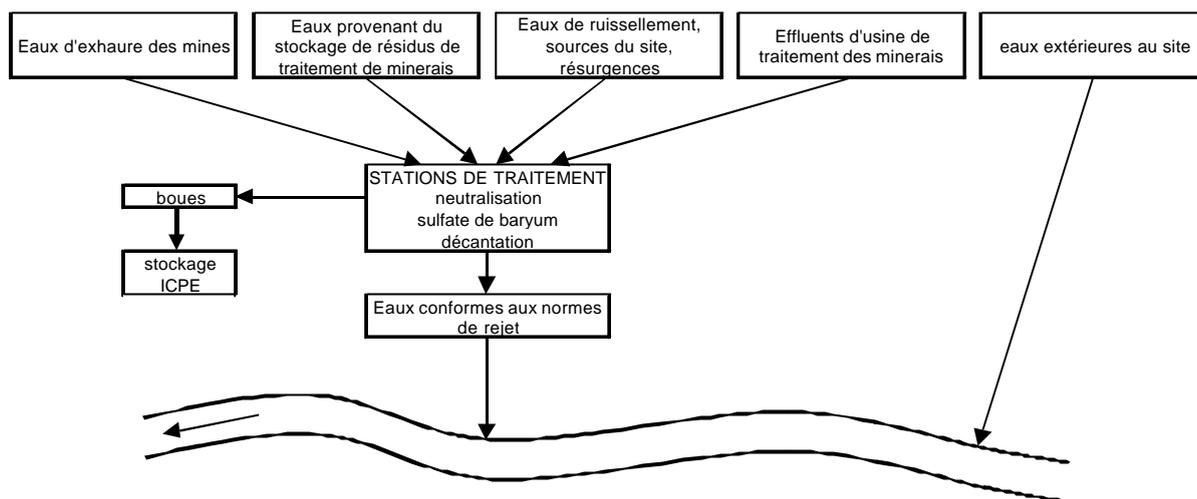
- $370\text{ Bq/mL}$  pour le  $^{226}\text{Ra}$  soluble ;
- $3,7\text{ Bq/m}^3$  pour le  $^{226}\text{Ra}$  insoluble ;
- $1\,800\text{ mg/m}^3$  pour l' $^{238}\text{U}$  soluble.

Les autorisations de rejets sont fixées par arrêtés préfectoraux.

### 1.3.2.3 Synthèse

La figure 3 présente d'une manière simplifiée la circulation des eaux sur un site minier comportant des mines souterraines et à ciel ouvert, une usine de traitement du minerai et un site de stockage des résidus de traitement du minerai.

A titre d'exemple, le schéma de traitement des eaux du complexe minier de Jouac au moment de l'exploitation de la mine et du fonctionnement de l'usine de traitement est fourni en annexe 5.



**Figure 3 : Schéma simplifié de circulation des eaux sur un site minier**

## 1.4 LA SITUATION EN HAUTE-VIENNE

Du fait de ses activités minières au cours de la seconde partie du vingtième siècle, le département de la Haute-Vienne est évidemment concerné par l'impact environnemental des activités d'extraction d'uranium et de traitement du minerai.

### 1.4.1 Réaménagement des sites

Les activités minières étant terminées, les sites sont actuellement réhabilités ou en phase de réhabilitation. Le réaménagement des sites miniers et industriels vise prioritairement à supprimer tout risque pour la sécurité publique, supprimer tout risque pour la salubrité publique, rétablir un équilibre écologique et favoriser la réutilisation des sites pour de nouvelles activités [1]. Le réaménagement des sites, tel que le remblaiement des puits ou les techniques de couverture des stockages de résidus de traitement, n'est pas l'objet de ce mémoire.

Pour la Division Minière de la Crouzille, l'ensemble des travaux miniers souterrains, soit une douzaine de puits, quatre-vingt montages et quarante entrées de galeries et descenderies sont aujourd'hui mis en sécurité. Les mines à ciel ouvert ont été noyées et les installations industrielles, notamment l'usine SIMO de traitement du minerai, ont été démantelées. Les mines de Jouac sont, quant à elles, en phase de réaménagement : le démantèlement de l'usine a eu lieu au cours du premier semestre 2002, la couverture du stockage des résidus de traitement, la mise en eau de la mine à ciel ouvert et la construction d'une unité de gestion et de traitement des eaux sont en cours.

## 1.4.2 Rejets d'eaux d'exhaure



**Figure 4 : Rejets d'eaux d'exhaure traitées provenant des sites de Margnac et de Pény, Haute-Vienne**

Les rejets d'eaux d'exhaure (cf. figure 4) et d'eaux de ruissellement dans le milieu naturel sont au nombre de seize : quinze pour la Division Minière de la Crouzille et un pour la Société des Mines de Jouac. Neuf seulement de ces rejets subissent un traitement dans l'une des six stations de traitement : neutralisation, traitement au chlorure de baryum, décantation. Les caractéristiques de ces rejets sont présentées en annexe 6 et leur localisation est indiqué sur les cartes des annexes 7 et 8.

En Haute-Vienne, les eaux d'exhaure, avant rejet dans le milieu naturel, contiennent généralement quelques dixièmes ou centaines de  $\mu\text{g/L}$  d'uranium et l'activité en  $^{226}\text{Ra}$  est généralement de quelques dixièmes de  $\text{Bq/L}$  alors que le bruit de fond naturel ne dépasse pas quelques  $\mu\text{g/L}$  en uranium et quelques centièmes de  $\text{Bq/L}$  en  $^{226}\text{Ra}$ . Les activités en  $^{232}\text{Th}$  et en  $^{230}\text{Th}$  dans ces eaux sont en revanche très proches des valeurs du bruit de fond naturel.

## 1.4.3 Traitement du minerai et stockage des résidus

Le traitement du minerai a été une part importante des activités minières en Haute-Vienne.

Concernant le traitement statique des minerais pauvres, il en a été fait usage à la Division Minière de la Crouzille de 1964 à 1993 ; 1 001 tonnes d'uranium ont ainsi été récupérées par noyage derrière serrement de la mine du Brugeaud après achèvement de son exploitation normale pour récupérer une partie de l'uranium des auréoles des anciens dépilages desserrés ou éboulés, par arrosage sur aire étanche de tas constitués de produits non franchement stériles extraits de chantiers à ciels ouverts, par lixiviation des verses à stériles de la découverte du Brugeaud. Concernant le site de Jouac, des installations expérimentales de lixiviation en tas y étaient situées de 1978 à 1987.

Pour traiter les minerais plus riches, deux usines ont été installées : à Bessines et à Jouac, rejetant ainsi pendant de nombreuses années leurs effluents respectivement dans la Gartempe et la Benaize. Le fonctionnement de l'usine SIMO de 1958 à 1993 à Bessines était le suivant : après concassage et broyage du minerai, celui-ci subit une attaque à l'acide sulfurique. La pulpe de broyage obtenue est ensuite dirigée vers des filtres à bande ; après cette séparation solide-liquide, le résidu, appelé gâteau, est lavé à l'eau tandis que le filtrat est clarifié puis traité pour obtenir du diuranate d'ammonium à 75 % d'uranium. Les résidus de traitement des minerais sont repulpés et cyclonés et les sables sont utilisés en partie pour le remblayage des travaux miniers souterrains et jusqu'en 1986 pour la confection des digues de stockage de Lavagrausse et du Brugeaud ; à partir de 1986, les résidus sont transportés par camions et stockés dans les fosses des mines à ciel ouvert de Montmassacrot puis de Bellezane [1]. L'usine de Jouac, fonctionnant sur le même principe, par attaque à l'acide sulfurique, a été exploitée entre 1979 et septembre 2001.

**Tableau 3 : Sites de stockage des résidus miniers de la Haute-Vienne**

Site	Dates de stockage	Matériaux	Provenances	Masses (tonnes)
<b>Bellezane</b>	1987 – 1993	Résidus (trait. dynamique)	Usine SIMO	1 514 000
		Résidus (trait. statique)	Site SIMO	42 000
<b>Brugeaud</b> mine à ciel ouvert	1978 – 1987	Résidus (trait. dynamique)	Usine SIMO	5 776 000
	1973 – 1978	Résidus (trait. dynamique)	Usine du Bouchet*	6 000
		Démantèlement Résidus (trait. statique)	Usine SIMO Verse du Brugeaud	1 512 000
<b>Brugeaud</b> verse à stériles	1968 – 1989	Résidus (trait. statique)	Site SIMO	5 253 000
	1973 – 1978	Démantèlement	Usine du Bouchet	16 790 (terre et gravats) 1 900 (ferrailles)
		1968 – 1971	18 048 fûts de déchets divers	Pierrelatte
<b>Jouac</b>	1979 – 2001	Résidus (trait. dynamique)	Usine de Jouac	} 1 709 000
		Résidus (trait. statique)	Site de Jouac	
		Boues de trait. des eaux	Jouac, Bertholène**	
<b>Lavaugrasse</b>	1958 – 1977	Résidus (trait. dynamique)	Usine SIMO	5 678 000
	1973 – 1978	Résidus (trait. dynamique)	Usine du Bouchet*	3 500
		Résidus (trait. statique)	Site SIMO	554 000
		Résidus (trait. statique)	Verse du Brugeaud	1 253 000
<b>Montmassacrot</b>	1986 – 1990	Résidus (trait. dynamique)	Usine SIMO	737 000

\* dans l'Essonne

\*\* dans l'Aveyron

Le tableau 3 présente les six sites de stockage des résidus miniers de la Haute-Vienne, dans lesquels les résidus de traitements statiques servent parfois de couverture. A Lavaugrasse, un dépôt de résidus de traitement du minerai était situé dans un bassin de 25 ha réalisé à flanc de coteau à partir d'une digue construite avec les plus gros résidus. En 1994, COGEMA a commencé le réaménagement du bassin qui a été vidangé. D'autre part, notons qu'une mine à ciel ouvert de Fanay contient 40 tonnes de fûts écrasés, acheminés du Bouchet en 1971 et ayant contenu de l'uranothorianite tandis que dans les verses à stériles de Margnac ont été entreposées de 1975 à 1989 4 226 tonnes de fûts écrasés en provenance de Comhurex à Malvésy près de Narbonne, qui reçoit des uranates notamment du Gabon, du Niger et d'Afrique du sud.

#### 1.4.4 Surveillance de l'environnement

Le décret n° 90-222 du 9 mars 1990 fixe les conditions de l'évaluation de l'impact radiologique des sites, les limites de concentrations moyennes en radionucléides des rejets gazeux, poussières et liquides (cf. 1.3.2.2), ainsi que les principes de surveillance. Il introduit la notion d'exposition ajoutée ou taux annuel d'exposition totale ajoutée TAETA, qui correspond à la différence entre l'exposition due au site lors de l'exploitation ou après réaménagement et l'exposition initiale du site avant son exploitation. Le principe du calcul du TAETA sont détaillé en annexe 9.

Avec l'arrêt des exploitations, une amélioration de la qualité radiologique est observée sur la plupart des sites. Ainsi, après examen du bilan portant sur plusieurs années de surveillance de l'air et de l'eau, des arrêtés préfectoraux ont autorisé COGEMA à s'affranchir de ce type de contrôle sur plusieurs sites en Haute-Vienne [2].

Ces résultats semblent montrer pour ces sites un retour à l'équilibre naturel. Cependant, le réaménagement des sites, notamment ceux concernés par le stockage des résidus de traitement du minerai, est une opération définitive qui doit dès lors être analysée sur le très long terme. En conséquence, le problème de la pérennité des performances des installations telles que les

couverture des résidus, les installations de drainage ou les dispositifs de traitement des eaux se pose. En outre, la modélisation de la mobilité des radionucléides est actuellement largement insuffisante. L'allègement des servitudes de contrôle et de traitement des eaux doit donc être effectué très précautionneusement.

## 1.5 DE L'ENVIRONNEMENT A L'HOMME

### 1.5.1 Les voies d'exposition de l'homme

Les contaminants issus des activités minières et rejetés dans l'environnement peuvent migrer d'un compartiment environnemental à l'autre en fonction de phénomènes physico-chimiques plus ou moins complexes. Dans le département de la Haute-Vienne, ces contaminants sont les radioéléments de la chaîne de l'<sup>238</sup>U ; en effet, les teneurs en métaux toxiques non radioactifs, tels que le cadmium et l'arsenic, ne dépassent pas celles du bruit de fond naturel.

Les radionucléides rejetés sont donc susceptibles de se retrouver successivement dans l'air ambiant, sur le sol ou encore dans les eaux de surface. Les compartiments de l'environnement concernés diffèrent selon qu'il s'agit de rejets dans l'atmosphère ou de rejets dans le milieu aquatique.

Ainsi, les radionucléides rejetés dans l'atmosphère vont se déposer sur le sol et sont susceptibles de se concentrer plus ou moins dans les différentes cultures. L'annexe 10 fournit à titre informatif des coefficients de transfert sol-végétaux. Pour l'uranium, ces facteurs sont extrêmement faibles et aucun effet sanitaire observable n'est susceptible d'en résulter [9].

De même, les radionucléides rejetés en milieu aquatique vont se retrouver dans les poissons, les algues, les mollusques ou les crustacés, ainsi que dans les sédiments marins. De plus, l'eau puisée pour l'irrigation peut contaminer le sol et les cultures.

**Tableau 4 : Voies et vecteurs principaux d'exposition des hommes aux rayonnements ionisants**

<b>Voies d'exposition</b>	<b>Vecteurs d'exposition principaux</b>
Air / Homme	Inhalation de poussières radioactives
Air / Plante / Homme	Plantes comestibles contaminés après dépôt de poussières radioactives
Air / Plante / Animal / Homme	Animaux (viande, abats ou lait) nourris de plantes contaminées après dépôt de poussières radioactives
Eau / Homme	Eau de boisson contaminée. Immersion (baignade)
Eau / Plante / Homme	Plantes comestibles irriguées avec de l'eau contaminée
Eau / Animal / Homme	Animaux abreuvés avec de l'eau contaminée
Eau / Poisson / Homme	Poissons pêchés dans des eaux contaminées
Eau / Plante / Animal / Homme	Animaux nourris de plantes irriguées avec de l'eau contaminée
Sol / Plante / Homme	Plantes comestibles poussant dans un sol contaminé. Bois contaminé utilisé comme matériau de construction
Sol / Plante / Animal / Homme	Animaux nourris de plantes poussant dans un sol contaminé
Sol / Air / Homme	Inhalation de poussières contaminées remises en suspension (vent)
Sol / Animal / Homme	Animaux avant ingérés de la terre contaminée (en ruminant ou par déficiences minérales)
Sol / Air / Plante / Homme	Plantes contaminées après remise en suspension puis dépôt de poussières radioactives
Sol / Homme	Ingestion accidentelle de terre (bacs à sable pour bébés, plantes mal lavées...). Utilisation de matériaux de construction contaminés

Par transferts successifs, les radionucléides peuvent finir par atteindre les populations qui seront plus ou moins exposées en fonction de leurs habitudes de vie et en particulier de leurs habitudes alimentaires [10]. Les principales voies d'exposition de l'homme sont :

- l'ingestion de produits contenant des radionucléides ;
- l'inhalation de radioactivité présente dans l'air ambiant ;
- l'exposition externe par des radionucléides présents dans l'environnement direct des individus.

Le tableau 4 est une synthèse des principales façons dont l'homme peut être exposés aux radioéléments présents dans l'environnement.

Il apparaît immédiatement que les populations concernées par une exposition aux radioéléments diffèrent selon la voie d'exposition mise en jeu. Par exemple, dans le cas d'anciens sites d'extraction d'uranium et de traitement du minerai, l'inhalation de radioéléments ou l'ingestion accidentelle de terre contaminée concerne essentiellement les personnes résidant à proximités des sites ; en Haute-Vienne, cette population n'est pas desservie par de l'eau contaminée, ce qui n'est pas le cas d'autres populations plus éloignées des sites miniers.

**Tableau 5 : Contribution à la dose des principales voies d'exposition en phase d'exploitation et après réaménagement, à proximité d'un site de stockage de résidus de traitement, d'après [5]**

Voies d'exposition	Phase d'exploitation	Après réaménagement
Exposition externe	50 à 60 %	Négligeable
Exposition interne par inhalation de radon	30 à 40 %	Négligeable
Exposition interne par ingestion	10 à 20 %	Prépondérante

De plus, les voies d'exposition d'une population peuvent évoluer au cours du temps. Ainsi, comme le montre le tableau 5, à proximité d'un site de stockage des résidus de traitement, l'exposition

interne par ingestion est minoritaire lors de la phase d'exploitation et devient prépondérante après réaménagement [5].

## 1.5.2 Les radioéléments concernés

Les radioéléments retrouvés dans l'environnement du fait des activités minières en Haute-Vienne proviennent de la chaîne de  $^{238}\text{U}$ . Les radioéléments de la chaîne de  $^{235}\text{U}$  et du  $^{232}\text{Th}$ , présents dans le sous-sol de la Haute-Vienne en quantité plus faible, sont retrouvés autour des anciens sites miniers à des teneurs comparables à celle du bruit de fond naturel. Les teneurs en métaux lourds non radioactifs ne sont pas anormales.

### 1.5.2.1 La chaîne de $^{238}\text{U}$

L'uranium présent dans le sous-sol subit une série de désintégrations en cascade, donnant naissance à des éléments descendants. Ce phénomène est appelé filiation radioactive. La chaîne de désintégration de  $^{238}\text{U}$  est présentée sur la figure 5.

La chaîne de  $^{238}\text{U}$  passe par des radionucléides ayant des périodes radioactives et des propriétés physico-chimiques très différentes. Elle s'achève avec la formation du  $^{206}\text{Pb}$  qui n'est pas radioactif. Les radioéléments à vie courte, à l'exception du gaz radon Rn, sont peu importants sur le plan radiotoxique, du fait de coefficients de dose négligeables (cf. annexe 10) et leur toxicité chimique est

prise en compte dans la toxicité des éléments pères à vie longue. L'évaluation des risques sanitaires étant l'objectif final de ce travail, on s'intéressera donc ici uniquement à  $^{238}\text{U}$ , à  $^{234}\text{U}$ , au  $^{230}\text{Th}$ , au  $^{222}\text{Rn}$ , au  $^{210}\text{Pb}$  et au  $^{210}\text{Po}$ .

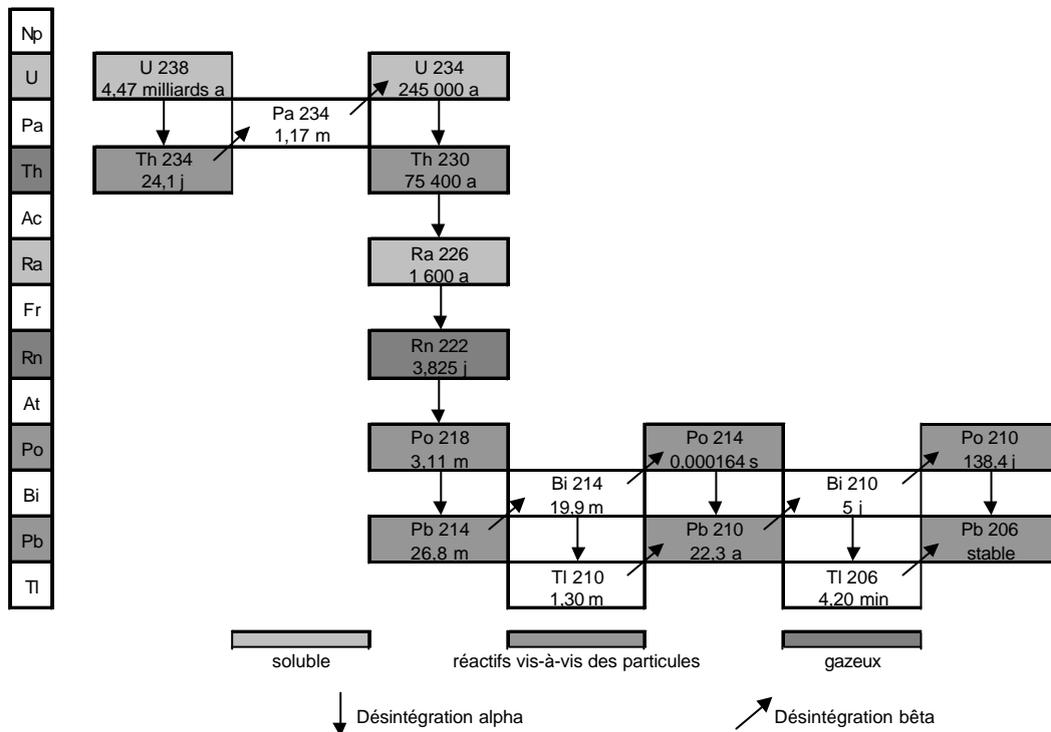


Figure 5 : Chaîne de désintégration de  $^{238}\text{U}$

### 1.5.2.2 Mobilité et comportement dans l'eau des radioéléments

Dans le cas de rejets dans les cours d'eau d'effluents contaminés collectés sur un site minier, plusieurs cas sont à considérer. La fraction soluble de la radioactivité peut être transférée au milieu vivant, c'est-à-dire les plantes et les poissons, mais peut aussi être entraînée au loin dans le cours d'eau. Les éléments insolubles vont se déposer sur les sédiments. Enfin, la fraction en suspension contribue à la fois au transfert vers le milieu vivant et au dépôt sur les sédiments de fond [11]. Ainsi, pour connaître les compartiments dans lesquels les radioéléments s'accumulent, il est nécessaire de s'intéresser à leur mobilité et leur comportement dans l'eau.

La mobilité et le comportement dans l'eau des radioéléments dépend de leurs propriétés physico-chimiques. Un moyen d'évaluer la mobilité est l'utilisation des valeurs des coefficients de partage,  $K_d$ , qui constituent des mesures directes de la partition d'un contaminant entre les phases solide et aqueuse. Cependant, ces valeurs de  $K_d$  ne sont pas uniquement fonction du radioélément : elles varient également avec la composition chimique des phases solide et aqueuse. Pour l'uranium, le thorium et le plomb, des valeurs calculées par l'USEPA sont données en annexe 11 [12].

#### L'uranium

Les conditions d'oxydo-réduction sont importantes dans le transport et le dépôt d'uranium. L'uranium peut exister à cinq états d'oxydation : + II, + III, + IV, + V et + VI, mais seuls les états + IV et +VI sont suffisamment stables pour être pris en compte. Les formes oxydées de l'uranium, c'est-à-dire l'état +

VI, notamment  $\text{UO}_2^{2+}$ , sont relativement solubles et peuvent être extraites de la roche et migrer dans l'environnement. La réduction de l'uranium à l'état + VI, soluble, à l'état + IV, insoluble, qui peut se produire en conditions anaérobiques sous une action microbiologique, réduit la mobilité de l'uranium [13]. En outre, la mobilité de l'uranium dans le sol est liée à des mécanismes d'adsorption, de chimisorption, d'échange d'ions et les valeurs de  $K_d$  varient de six ordres de grandeur en fonction de la composition chimique des phases aqueuse et solide. Cependant, la valeur du  $K_d$  est habituellement de l'ordre de 10 mL/g [5].

### **Le thorium**

Du fait de sa faible solubilité dans l'eau, le thorium rejeté sous forme  $\text{ThO}_2$  dans les eaux de surface est présent dans les particules en suspension et les sédiments. D'autres ions thorium solubles sont hydrolysés à des pH inférieurs à 5, formant le précipité  $\text{Th}(\text{OH})_4$  et des complexes anioniques thorium-hydroxyde tels que  $\text{Th}(\text{OH})_2^{2+}$ ,  $\text{Th}_2(\text{OH})_2^{6+}$ ,  $\text{Th}_3(\text{OH})_5^{7+}$ , qui sont adsorbés par la matière particulaire. De ce fait, la mobilité du thorium est très faible et la concentration de thorium soluble dans l'eau est limitée à proximité des sites miniers. Toutefois, la présence d'anions ou de ligands, tels que  $\text{CO}_3^{2-}$  et des matières humiques, formant avec le thorium des complexes solubles augmentent la mobilité du thorium dans l'eau et le sol [14].

### **Le radium**

Le radium dans l'eau existe essentiellement sous la forme d'ion divalent,  $\text{Ra}^{2+}$ . La solubilité des sels de radium dans l'eau augmente généralement avec les pH élevés. Les solubilités du sulfate et du carbonate de radium sont faibles tandis que le nitrate, le chlorure et l'iodure de radium sont très solubles dans l'eau. Cependant, la concentration dans l'eau du radium est habituellement sous le contrôle de phénomènes d'adsorption-désorption, dépendant du pH, aux interfaces solide-liquide et sous le contrôle de phénomènes de dissolution et de coprécipitation des minéraux contenant du radium. Par exemple, la propriété de coprécipitation du radium avec du sulfate de baryum est utilisée à des fins de traitement des eaux collectées sur un site minier. Ces phénomènes réduisent significativement la migration du radium qui est susceptible d'être adsorbé rapidement par les sols et les sédiments [15]. Cela se traduit par une valeur élevée du  $K_d$  du radium, généralement de l'ordre de 1 000 mL/g. Malgré cela, une petite fraction du radium peut être entraînée sous forme de sel soluble [5].

### **Le plomb**

Dans le sol, le plomb est fortement retenu et migre peu : il est lié électrostatiquement et chimiquement à la matière organique mais, bien qu'il ne soit pas sujet à lixiviation, il peut rejoindre les eaux de surface par érosion des particules du sol contenant du plomb. La quantité de plomb restant dans les eaux de surface dépend du pH de l'eau et des sels dissous qu'elle contient. Pour un pH supérieur à 5,4, la solubilité totale du plomb est d'environ 30  $\mu\text{g/L}$  pour une eau dure et 500  $\mu\text{g/L}$  pour une eau douce. Dans la plupart des cas, la concentration en plomb dissous est faible car le plomb forme des composés avec les anions de l'eau tels que les hydroxydes, carbonates, sulfates et phosphates qui sont peu solubles dans l'eau et précipitent dans la colonne d'eau. Ainsi, une part significative du plomb dans les eaux de surface est insoluble [16]. Au final, du fait de sa faible mobilité dans les sols

et de sa faible solubilité dans l'eau, il est peu probable de rencontrer de fortes quantités de plomb dans les eaux à proximité d'un site minier.

#### **Le polonium**

Le comportement dans l'eau et la mobilité du polonium ont été peu étudiés. Dans l'eau, il est essentiellement sous forme particulaire.

#### **Le radon**

Le radon, gazeux, est susceptible de s'échapper du grain minéral suivant le mécanisme d'émanation. Les atomes atteignent la surface du grain par dissolution, diffusion ou, principalement, par recul direct : l'énergie de recul acquise par l'atome de radon lors de sa formation lui permet de parcourir une distance qui dépend de la nature du matériau traversé. Seuls les atomes formés dans le grain à une profondeur inférieure à la distance de recul dans le solide sont susceptibles d'atteindre un pore, par lequel ils émanent [5]. Dans l'eau, le radon est relativement peu soluble :  $230 \text{ cm}^3/\text{L}$  à  $20^\circ\text{C}$  [17] et il n'est pas présent dans les eaux de surface.

## 2 - LA RADIOPROTECTION ET L'EVALUATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE

### 2.1 LE SYSTEME ET L'ORGANISATION DE LA RADIOPROTECTION

La radioprotection désigne l'ensemble des mesures et des moyens mis en œuvre pour protéger le public et les travailleurs contre les rayonnements. Les règles de radioprotection en vigueur dans les différents états sont relativement homogènes car elles sont conformes à des standards établis préalablement au niveau international.

#### 2.1.1 Les organismes internationaux

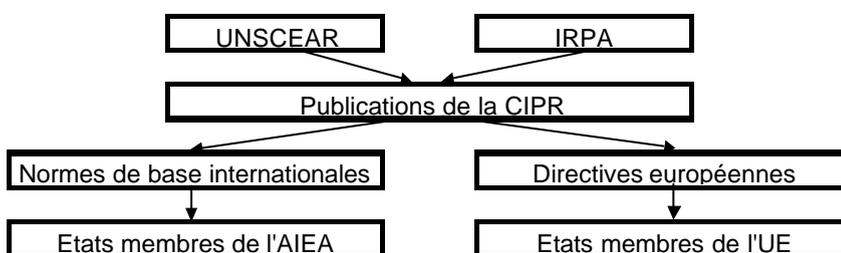


Figure 6 : L'organisation de la radioprotection

L'organisation de la radioprotection est schématisée sur la figure 6.

L'UNSCEAR, organisme créé en 1955, est le Comité Scientifique des Nations Unies sur les Effets des Rayonnements Ionisants.

Il évalue les niveaux de rayonnement auxquels la population mondiale est ou pourrait être exposée du fait des sources naturelles ou artificielles, et évalue les conséquences des doses sur la santé humaine. Ses rapports font le point sur l'état des connaissances scientifiques.

L'IRPA ou Association Internationale de Radioprotection est un réseau international constitué par une quarantaine d'associations nationales de radioprotection. L'un de ses rôles est de faire bénéficier à la CIPR du retour d'expérience des professionnels de la radioprotection afin de simplifier la présentation de son système de protection radiologique. En France, le CEPN ou Centre d'Etude sur l'Evaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire est membre de l'IRPA.

La CIPR ou Commission Internationale de Protection Radiologique, organisation non gouvernementale créée en 1928, composée d'experts de plusieurs disciplines comme la biologie, la physique ou la radioprotection, provenant du monde entier, publie régulièrement des recommandations sur la protection des travailleurs et du public contre les rayonnements ionisants. Dans ses recommandations, qui tiennent compte de l'état des connaissances scientifiques et techniques mais aussi sociales, économiques ou autres, la CIPR évalue le risque radiologique et indique comment le gérer. Elle s'adresse aux agences réglementaires. Les dernières recommandations générales de la CIPR font l'objet de sa publication n°60 de 1990 [18].

L'AIEA ou Agence Internationale de l'Energie Atomique, avec le concours de la FAO, l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, du BIT, le Bureau International du Travail, de l'AEN, Agence de l'OCDE pour l'Energie Nucléaire, de l'Organisation Mondiale de la Santé et de son

office régional Organisation Panaméricaine de la Santé, l'OPS, publie et révisé régulièrement, sous forme de recommandations, des Normes de Base Internationales ou BSS : Basic Safety Standards, dont les plus récentes, les BSS n° 115, datent de 1996. Elles prennent en compte les recommandations de la CIPR 60 [18] et définissent "les conditions requises pour la protection des êtres humains dans toutes les activités impliquant l'exposition aux rayonnements."

Au sein de l'Union Européenne, le Conseil des Ministres adopte des normes de radioprotection sur proposition de la CEEA, Communauté Européenne de l'Energie Atomique ou Euratom. La Directive du Conseil 96/29/Euratom du 13 mai 1996 fixant "les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants" a repris la plupart des éléments de la CIPR 60 et s'impose à tous les états membres.

### **2.1.2 Les organismes français**

Conformément aux recommandations internationales, la réglementation française fixe des limites admissibles pour les doses de radioactivité auxquelles peuvent être exposés les travailleurs et la population.

Le paysage de la radioprotection en France a été modifié à la suite de la parution des décrets du 22 février 2002. Ceux-ci ont créé l'IRSN, Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, par fusion de l'OPRI, Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants, et de l'IPSN, Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire. Ces décrets ont également créé la DGSNR, Direction Générale de la Sûreté Nucléaire et de la Radioprotection.

L'ASN, Autorité de Sûreté Nucléaire, placée sous l'autorité conjointe de plusieurs ministères, est chargée du contrôle technique et réglementaire de la sûreté nucléaire et de la radioprotection. Elle est responsable de la définition et de la mise en œuvre de la politique de contrôle en matière de sûreté nucléaire et de la radioprotection. Composée de la DGSNR, du BCCN, Bureau de Contrôle des Chaudières Nucléaires, et des huit DIN, Divisions des Installations Nucléaires, elle recourt à l'expertise d'appuis techniques extérieurs, notamment de l'IRSN, et sollicite les avis et les recommandations de groupes d'experts, provenant d'horizons scientifiques et techniques diversifiés.

### **2.1.3 Les trois principes de la radioprotection**

Les dernières recommandations de la CIPR [18], datant de 1990, s'articulent autour de trois principes qui traduisent la position éthique en matière de radioprotection, en particulier l'attitude de prudence en ce qui concerne les effets aux faibles doses :

- le principe de justification : les pratiques utilisant les rayonnements ionisants doivent apporter plus d'avantages que d'inconvénients ;
- le principe d'optimisation : les expositions doivent être maintenues aussi basses que raisonnablement possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux. Ce principe est également appelé principe ALARA : "as low as reasonably achievable" ;
- le principe de limitation des doses individuelles : les expositions individuelles doivent être maintenues en dessous des limites réglementaires (cf. 2.3).

## 2.2 L'EVALUATION DES RISQUES RADIOLOGIQUES

### 2.2.1 Les risques radiologiques

Très schématiquement, l'interaction des rayonnements ionisants avec le corps humain se traduit par des dommages au niveau cellulaire ou au niveau des organes et des tissus traversés par les rayonnements. Les risques sur la santé sont fonction de l'énergie déposée dans le corps humain et de la durée d'exposition. Ces risques sont de deux types : déterministes ou stochastiques.

#### 2.2.1.1 Les risques déterministes

Lorsque l'énergie déposée dans les organes ou les tissus dépasse certains seuils, les rayonnements ionisants entraînent la mort de nombreuses cellules dans les organes ou tissus exposés et peuvent induire des effets sur la santé d'autant plus précoces que la mortalité cellulaire est rapide et importante. Ces effets sont dits obligatoires ou déterministes et ils présentent les caractéristiques suivantes :

- existence d'un seuil au-dessus duquel les lésions sont observées chez tous les sujets ;
- pour un même effet, tous les individus d'une même espèce n'ont pas exactement le même seuil ;
- la gravité du dommage augmente avec la dose ;
- les effets sont généralement très précoces.

Ces effets sont bien connus ; il s'agit par exemple, pour les effets apparaissant dans les jours ou semaines suivant une telle irradiation, de brûlures cutanées après irradiation de la peau, d'aplasie médullaire due à la destruction du tissu fabricant les cellules sanguines, si l'ensemble du corps a été irradié. De plus, les expositions très élevées, c'est-à-dire de l'ordre de quelques Gy, d'une grande partie du corps peuvent conduire au décès dans les semaines qui suivent l'exposition. Ces effets s'expriment dans des plages de dose de l'ordre de 0,5 à quelques Gy, aux organes ou au corps entier, pour une exposition de courte durée [19].

#### 2.2.1.2 Les risques stochastiques

Parmi les lésions induites au niveau cellulaire par les rayonnements ionisants, certaines ne peuvent pas être complètement réparées. Il persiste alors une lésion dans le matériel génétique de la cellule qui peut conduire, au cours de la multiplication des cellules, à des mutations cellulaires. Celles-ci peuvent entraîner l'apparition d'effets héréditaires ou induire des transformations des cellules qui, plusieurs années après l'exposition, peuvent engendrer des cancers survenant de façon aléatoire dans la population exposée [19]. Ces effets, appelés stochastiques ou aléatoires, ont les caractéristiques suivantes :

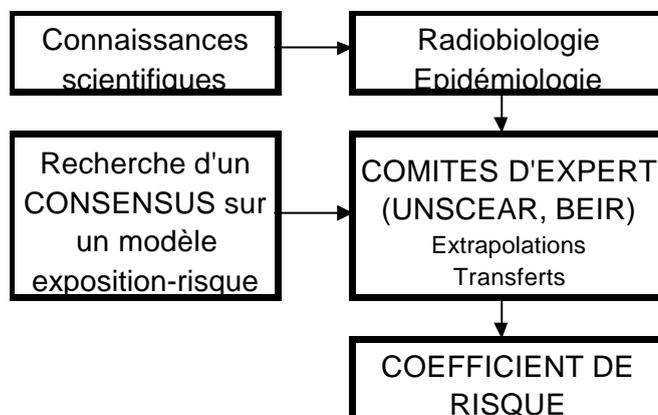
- ils sont aléatoires : ils n'apparaissent que chez certains individus ;
- la probabilité d'apparition augmente avec la dose ;
- la gravité est indépendante de la dose : ils sont dits "effets en tout ou rien" ;
- ils sont non spécifiques des rayonnements ionisants ;

- ils sont tardifs : 5 à 10 ans pour les leucémies, 20 à 50 ans pour les autres cancers.

A l'exception de situations accidentelles qui impliquent des expositions à fortes doses et leurs conséquences déterministes, le domaine de la radioactivité concerne les expositions à de faibles doses pour lesquelles ne se pose que le problème de l'induction des phénomènes stochastiques. Afin de déterminer le risque encouru lors de telles expositions, il convient de définir des relations dose-effet. La suite de ce rapport ne concerne que des expositions aux rayonnements ionisants à de faibles doses.

### 2.2.1.3 La construction du risque radiologique

C'est à partir des travaux de l'UNSCEAR, créé en 1955 pour répondre à l'inquiétude internationale concernant les effets potentiels des retombées radioactives des essais nucléaires de l'époque, qu'il a été possible de quantifier la relation entre l'exposition et le risque.



Par ailleurs, depuis les années 1970, l'Académie des Sciences des Etats-Unis a formé un comité ad hoc pour étudier les effets biologiques des rayonnements ionisants, le BEIR qui propose aussi régulièrement des évaluations concernant le risque radiologique. L'UNSCEAR comme le BEIR procèdent à des synthèses exhaustives et critiques de tous les travaux publiés dans le monde en épidémiologie et en radiobiologie pour aboutir à un consensus (cf. figure 7) sur l'évaluation du risque aux faibles doses.

**Figure 7 : Construction du risque radiologique**

Le modèle exposition-risque issu du consensus repose essentiellement sur des données épidémiologiques, notamment la cohorte, appelée Life Span Study, des survivants des bombardements d'Hiroshima et de Nagasaki [20, 21]. Le lecteur peut se reporter à l'annexe 12 pour connaître de manière plus détaillée l'apport de l'épidémiologie dans l'évaluation du risque radiologique.

## 2.2.2 Le modèle de la CIPR

Concernant l'évaluation des risques stochastiques, le modèle de la publication 60 de la CIPR [18], datant de 1990, est internationalement reconnu et fait figure de référence. Ce modèle utilise la notion de détriment sanitaire.

### 2.2.2.1 Le concept du détriment

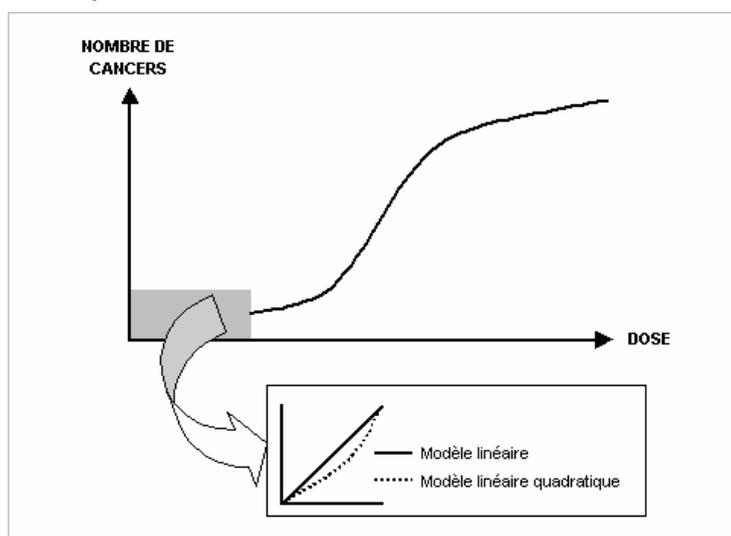
Basé sur la mortalité et la morbidité, le détriment est défini comme la nuisance totale qu'un groupe exposé et ses descendants subirait suite à une exposition à une source de radiations. Elle prend donc en compte la mortalité mais aussi les autres effets délétères des rayonnements comme l'apparition de

cancers mortels radioinduits dans tous les organes exposés, la réduction de l'espérance de vie en moyenne pour chaque type de cancer, la survenue de cancers non mortels, l'apparition de maladies héréditaires graves dans toutes les générations futures de l'individu irradié. Le détriment est agrégatif : il peut être sommé pour un même individu ou au sein d'un groupe d'individus exposés. Evaluer le détriment revient donc à quantifier une combinaison de la probabilité d'apparition d'un effet sanitaire et de la gravité de cet effet.

### 2.2.2.2 Les bases du modèle de l'évaluation du risque cancérigène

Afin d'établir la relations dose-effet du risque cancérigène, des extrapolations à partir des études épidémiologiques, notamment de la cohorte LSS, ont été nécessaires ; ces extrapolations comportent un certain nombre d'incertitudes.

#### Extrapolation aux faibles doses



**Figure 8 : Modèles d'extrapolation aux faibles doses**

Dans la LSS, au-dessous d'un sievert, les fluctuations existant autour de la fréquence naturelle de cancers ne permettent pas de mettre en évidence avec certitude une relation dose-effet ; les effets doivent être extrapolés aux faibles doses. Pour cela, les hypothèses les plus pessimistes ont été retenues : à toute dose correspond un effet et l'effet est proportionnel à la dose. Cette attitude de prudence conduit certainement à surestimer le risque d'un facteur 2.

Pour limiter cette surestimation, le modèle linéaire utilisé auparavant pour l'extrapolation de la relation dose-effet aux faibles doses est remplacé dans la CIPR 60 par un modèle linéaire quadratique (cf. figure 8).

#### Extrapolation à faible débit de dose

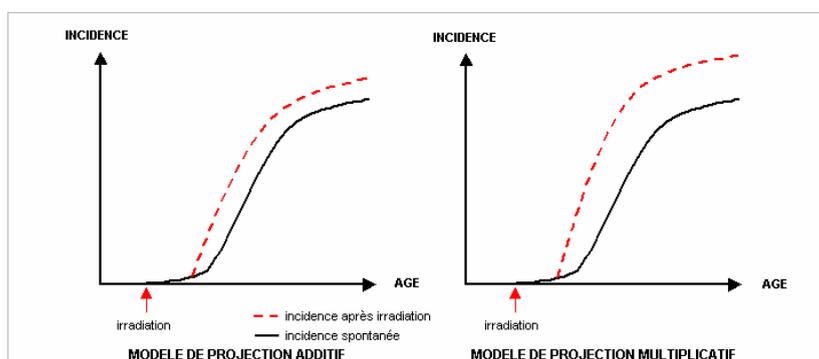
L'exposition du public ou des travailleurs est en général du type faible débit de dose ; or, l'exposition à Hiroshima et Nagasaki est de type fort débit de dose. Les résultats expérimentaux mettent en évidence un facteur de réduction du risque se situant entre 2 et 10 quand on passe de fort débit à faible débit. Dans un souci de prudence, le facteur de réduction retenu est de 2.

#### Extrapolation sur l'ensemble de la vie

Pour les survivants d'Hiroshima et de Nagasaki, le nombre de cancers qui apparaîtront dans les années à venir doit être estimé.

Après avoir retenu un modèle additif dans lequel le risque excédentaire reste constant et indépendant de l'incidence spontanée du cancer considéré dans sa publication 26 de 1977, la CIPR a choisi d'adopter le modèle multiplicatif, plus défavorable :

le risque est un facteur constant du aux de cancers ; ce taux augmentant avec l'âge, il est observé une augmentation croissante du nombre de cancers (cf. figure 9).



**Figure 9 : Modèles de projection**

### 2.2.2.3 Les bases du modèle de l'évaluation du risque génétique

Concernant les effets génétiques, les enquêtes épidémiologiques n'ont rien mis en évidence ; les estimations du risque génétique ont donc été extrapolées à partir de données d'expérimentation animale.

### 2.2.2.4 Quantification du risque stochastique

L'épidémiologie ne permettant pas de conclure quant à l'existence d'un seuil de dose au-dessous duquel il n'y a plus d'effet lié à l'exposition aux rayonnements ionisants, par prudence et dans une optique de protection, il existe un consensus international pour considérer que toute exposition aux rayonnements ionisants, quel que soit son niveau, est susceptible d'induire une effet à l'échelle d'une population. Cette hypothèse d'une relation linéaire sans seuil est notamment celle retenue par la CIPR.

Les facteurs de risque obtenus en 1990 sont donnés dans le tableau 6. Etant donné que l'estimation de la durée de vie perdue due aux cancers mortels est différente selon que l'on considère des personnes du public, susceptibles d'être irradiée à tout âge, ou des travailleurs, population d'adultes, la CIPR 60 donne des facteurs de risque différents pour les travailleurs et pour les personnes du public.

**Tableau 6 : Facteurs de risque relatifs aux effets stochastiques selon la CIPR 60**

Population exposée	Cancers mortels	Cancers non mortels	Effets héréditaires graves	Total
Travailleurs adultes	$4,0.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$	$0,8.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$	$0,8.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$	$5,6.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$
Populations entières	$5,0.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$	$1,0.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$	$1,3.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$	$7,3.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$

### 2.2.2.5 Les grandeurs utilisées

#### La dose équivalente

La probabilité d'apparition d'effets stochastiques dépend non seulement de la dose absorbée, mais aussi du type et de l'énergie du rayonnement. Cela est pris en compte en pondérant la dose absorbée par un facteur lié à la qualité de la radiation, appelé facteur de pondération pour les rayonnements. La dose équivalente dans un tissu ou un organe est donnée par l'expression :

$$H_T = \sum_R D_{T,R} \times W_R$$

avec  $H_T$  : dose équivalente à l'organe ou au tissu T ;

$D_{T,R}$  : dose absorbée moyenne dans l'organe ou le tissu T, due au rayonnement R ;

$W_R$  : facteur de pondération pour le rayonnement R.

#### La dose efficace

La relation entre la probabilité d'apparition d'effets stochastiques et la dose équivalente dépend de l'organe ou du tissu irradié. La dose efficace exprime la combinaison de différentes doses délivrées à plusieurs tissus différents de façon à obtenir une corrélation simple avec la totalité des effets stochastiques. On utilise pour cela un facteur de pondération dans les tissus, reflétant la radiosensibilité de l'organe ou du tissu considéré. La dose efficace est donnée par l'expression :

$$E = \sum_T H_T \times W_T$$

avec  $E$  : dose efficace ;

$H_T$  : dose équivalente à l'organe ou au tissu T ;

$W_T$  : facteur de pondération pour le tissu ou l'organe T.

#### Les doses engagées

Pour gérer la dosimétrie d'un individu à un instant donné, il est nécessaire de prendre en compte les doses qu'il recevra inéluctablement dans le futur du fait de ses incorporations antérieures : après incorporation dans l'organisme d'une substance radioactive, il y a une période durant laquelle cette substance donne naissance à des doses équivalentes dans les différents tissus de l'organisme, à des débits de dose équivalente qui varient. A tout instant, le débit de dose équivalente est proportionnel à l'activité subsistant dans le tissu.

La dose équivalente engagée  $H_T(\tau)$  dans l'organe ou le tissu T pendant le temps  $\tau$  est l'intégrale du débit de dose équivalente pendant le temps  $\tau$ .

La dose efficace engagée est obtenue à l'aide de l'expression suivante :

$$E(\tau) = \sum_T H_T(\tau) \times W_T$$

avec  $E(\tau)$  : dose efficace engagée pendant le temps  $\tau$ .

$H_T(\tau)$  : dose équivalente engagée à l'organe ou au tissu T pendant le temps  $\tau$ .

$W_T$  : facteur de pondération pour l'organe ou le tissu T.

Si le temps  $\tau$  n'est pas précisé, la CIPR recommande de calculer la dose efficace engagée sur une durée à partir de l'incorporation égale à 50 ans pour les adultes et jusqu'à l'âge de 70 ans pour les enfants.

### 2.2.2.6 Conclusion

L'utilisation d'une relation linéaire sans seuil est sujette à une vive controverse ; en France, elle est notamment contestée par l'Académie des Sciences [22] et l'Académie de Médecine [23]. Quelques éléments de cette controverse sont fournis en annexe 13. Cependant, devant l'impossibilité de démontrer de manière irrécusable actuellement l'absence ou l'existence d'un seuil pour les faibles niveaux d'exposition et au vu du critère de commodité en matière de gestion du risque, l'utilisation de la relation dose-effet recommandée par la CIPR constitue une attitude prudente et est un exercice intéressant qui permet de se faire une idée du niveau de risque relatif qui est en jeu pour les diverses expositions.

D'autre part, la relation dose-effet permet de définir des valeurs limites de l'exposition et de choisir au mieux les moyens de protection. Elle est conçue comme un outil de gestion des risques par les institutions internationales [20]. Les recommandations de la CIPR n'ont aucun caractère obligatoire mais font référence sur le plan international, en raison de leur valeur scientifique et de leur approche prudente des problèmes de radioprotection. De ce fait, elles ont servi de guide pour l'établissement des réglementations adoptées par de grands organismes internationaux, tels que l'ONU et l'OMS, et aux réglementations nationales.

## 2.3 LA REGLEMENTATION FRANÇAISE ET SON EVOLUTION

### 2.3.1 En matière de radioprotection

#### 2.3.1.1 La directive 96/29/Euratom du Conseil du 13 mai 1996

En tenant compte de l'évolution des connaissances en matière de radioprotection, reflétée par la CIPR 60 [18], la directive 96/29/Euratom du Conseil du 13 mai 1996 fixe les normes de base relatives à la protection sanitaire des travailleurs et de la population contre les dangers résultant des rayonnements ionisants en vue de leur application uniforme par les états membres. Elle ne s'applique ni à l'exposition au radon dans les habitations, ni au niveau naturel de rayonnement.

La directive reprend les principes instaurés par la CIPR de justification, d'optimisation et de limitation de dose pour les pratiques et fixe des limites de dose pour les personnes du public et les travailleurs. Le tableau 7 présente les limites de dose pour les personnes du public.

**Tableau 7 : Limites de dose pour les personnes du public d'après la directive 96/29/Euratom**

Limite de dose efficace en moyenne sur 5 années consécutives	1 mSv par an
Limite de dose équivalente pour le cristallin	15 mSv par an
Limite de dose équivalente pour 1 cm <sup>2</sup> de peau	50 mSv par an

Ce texte propose donc un abaissement de la limite annuelle d'exposition du public aux rayonnements ionisants<sup>4</sup>.

D'autre part, si elles ne s'appliquent pas au niveau naturel de rayonnement, les dispositions de cette directive sont applicables en revanche aux activités professionnelles au cours desquelles la présence de sources naturelles de rayonnements entraînent une augmentation notable de l'exposition des travailleurs ou des personnes du public, non négligeable du point de vue de la protection contre les rayonnements, notamment :

- les activités professionnelles pendant lesquelles les travailleurs et les personnes du public sont exposés sur des lieux de travail tels que les établissements thermaux, les grottes, les mines, les lieux de travail souterrains et les lieux de travail en surface dans des zones déterminées ;
- les activités professionnelles impliquant l'emploi ou le stockage de matières, non des radionucléides, provoquant une augmentation notable de l'exposition des travailleurs et des personnes du public ;
- les activités professionnelles entraînant la production de résidus, non considérés habituellement comme radioactifs, mais qui contiennent naturellement des radionucléides provoquant une augmentation notable de l'exposition des personnes du public et des travailleurs ;
- l'exploitation d'avions.

On parle alors de "radioactivité naturelle renforcée" [24]. La radioactivité provenant des sites miniers entre parfaitement dans ce cadre.

### 2.3.1.2 La réglementation française

Au niveau national, le décret n° 2001-215 du 8 mars 2001 modifie le décret du 20 juin 1966 et prend en compte certaines dispositions de la directive Euratom de 1996. En particulier, la somme des doses efficaces reçues par une personne du public ne doit pas dépasser 1 mSv par an ; les limites de dose équivalente pour les personnes du public pour le cristallin et pour la peau sont celles de la directive Euratom : respectivement 15 mSv par an et 50 mSv par an par cm<sup>2</sup> de peau.

Cet abaissement des limites de dose a été confirmé par le décret n° 2002-460 du 4 avril 2002 relatif à la protection générale des personnes contre les dangers des rayonnements ionisants, qui transcrit en droit national la directive 96/29/Euratom et abroge le décret du 20 juin 1966 modifié. D'autre part, ce décret instaure la création d'un réseau national de mesures de la radioactivité dans l'environnement.

## 2.3.2 En matière de qualité radiologique des eaux de boissons

L'historique de la réglementation applicable en matière de qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine fait apparaître des changements de notions, s'accompagnant de fortes variations des valeurs à ne pas dépasser. Cela tend à montrer les difficultés, notamment analytiques, que pose la mise en œuvre d'un contrôle radiologique des eaux. En outre, ces hésitations n'ont pas

---

<sup>4</sup> Décret n°88-521 du 18 avril 1988 : pour les personnes du public, l'équivalent de dose maximal reçu en profondeur au cours d'une année ne doit pas dépasser 5 mSv pour l'exposition externe ; pour l'exposition interne, l'activité incorporée annuellement ne doit pas dépasser des limites, appelées limites annuelles d'incorporations établies pour chaque radionucléide (cf. 2..3.2.2).

facilité la gestion des situations pouvant potentiellement constituées un danger environnemental et sanitaire.

### 2.3.2.1 1966 : les Concentrations Maximales Admissibles

Le décret n° 66-450 du 20 juin 1966, dans son annexe IV, fixe la CMA ou Concentration Maximale Admissible en Ci/m<sup>3</sup> d'un radioélément identifié dans l'eau de boisson ou d'un mélange de radioéléments non identifiés. Le tableau 8 présente les CMA de quelques radioéléments pour les personnes du public.

**Tableau 8 : Concentrations Maximales Admissibles de quelques radioéléments et pour un mélange de radionucléides non identifiés pour les personnes du public, fixées par le décret du 20 juin 1966**

Elément	CMA (Ci/m <sup>3</sup> )	CMA (Bq/L)**
<b>Plomb 210 forme soluble</b>	1.10 <sup>-3</sup>	37 000
<b>Plomb 210 forme insoluble</b>	1.10 <sup>-2</sup>	370 000
<b>Radium 226 forme soluble</b>	1.10 <sup>-6</sup>	37
<b>Radium 226 insoluble</b>	3.10 <sup>-3</sup>	111 000
<b>Uranium 238 forme soluble*</b>	6.10 <sup>-5</sup>	2 220
<b>Uranium 238 forme insoluble*</b>	4.10 <sup>-3</sup>	148 000
<b>Mélange quelconque d'émetteurs a, b, g</b>	1.10 <sup>-6</sup>	37

\* les valeurs données pour l'uranium tiennent compte à la fois de la toxicité chimique de cet élément et de la toxicité radioactive de ses différents isotopes

\*\* 1 Ci = 3,7.10<sup>10</sup> Bq

Pour les mélanges dont la composition quantitative est connue, l'inégalité suivante doit être respectée :

$$\sum_i \frac{C_i}{CMA_i} \leq 1$$

avec  $C_i$  : activité volumique du radionucléide  $i$  ;

$CMA_i$  : concentration maximale admissible du radionucléide  $i$  correspondant;

Pour les mélanges dont seule la composition qualitative est connue, la somme des activités volumiques des constituants du mélange ne doit pas dépasser la valeur de la plus faible des CMA des divers radioéléments présents dans le mélange. Dans le cas où les activités volumiques de certains éléments sont connues, on pourra appliquer la formule précédente, du cas des mélanges de composition qualitative connue, en adoptant comme CMA pour l'ensemble des éléments dont les activités volumiques propres sont inconnues la plus faible des CMA de ces éléments.

### 2.3.2.2 1988 : les Limites Annuelles d'Incorporation

Le décret du n° 88-521 du 18 avril 1988 modifiant le décret du 20 juin 1966 introduit la notion de LAI ou Limites Annuelles de d'Incorporation en remplacement des CMA. Ces LAI ne constituent pas au sens strict des normes de potabilité ; cependant, les LAI par ingestion peuvent être utilisées à des fins de limitation de la concentration moyenne annuelle en radioéléments dans l'eau de boisson. D'autre part, il est précisé que les activités incorporées ne doivent pas dépassées les 6/10<sup>èmes</sup> des LAI au cours de trois mois consécutifs. Pour les personnes du public, le tableau 9 présente les LAI par ingestion à ne pas dépasser pour quelques radionucléides.

**Tableau 9 : Limites Annuelles d'Incorporation par ingestion pour quelques radionucléides pour les personnes du public et les concentrations moyennes annuelles maximales en découlant pour l'eau de boisson avec l'hypothèse d'une consommation de 730 L/an**

Elément	LAI (Bq)	Concentration moyenne annuelle maximale dans l'eau de boisson (Bq/L)
Plomb 210	$2.10^3$	2,7
Radium 226	$7.10^3$	9,6
Uranium 238 forme soluble	$5.10^4$	68,5

Bien qu'elles ne soient pas spécifiques à l'eau de boisson, les LAI aboutissent donc à des conditions plus sévères que les CMA établies en 1966.

Concernant les mélanges de radionucléides, plusieurs cas se présentent :

- si la composition du mélange n'est pas connue, mais si l'on peut exclure avec certitude la présence de certains radionucléides, on utilise les plus sévères de valeurs fixées pour les radionucléides pouvant être présents ;
- si la composition détaillée du mélange n'est pas connue, mais si les radionucléides ont été identifiées, on utilise les plus sévères des valeurs fixées pour les radionucléides présents ;
- en présence d'un mélange de composition connue de plusieurs radionucléides, la condition suivante doit être satisfaite :

$$\sum_i \frac{I_i}{L_i} \leq 1$$

avec  $I_i$  : activité incorporée en 12 ou 3 mois consécutifs pour le radionucléide  $i$  ;

$L_i$  : limite annuelle ou trimestrielle d'incorporation du composé  $i$ .

Ces LAI disparaissent à leur tour de la réglementation française par l'intermédiaire du décret n° 2001-215 du 8 mars 2001 modifiant le décret du 20 juin 1966. De ce fait, à partir de mars 2001 et dans l'attente de l'entrée en vigueur de nouveaux textes, aucun texte en France ne régit la qualité radiologique des eaux de boisson.

### 2.3.2.3 L'élaboration d'une nouvelle réglementation

#### Les recommandations de l'OMS

Dans l'édition des directives de qualité pour l'eau de boisson de 1994 [25], l'OMS précise la stratégie d'évaluation de la qualité radiologique de l'eau de boisson.

Le niveau de référence recommandé pour la dose efficace engagée attribuable à la consommation d'eau de boisson pendant un an est de 0,1 mSv. Sachant qu'à l'échelle mondiale, l'exposition moyenne de l'homme aux rayonnements de source naturelle est de 2,4 mSv par an, ce niveau de référence représente moins de 5 % de la dose efficace moyenne attribuable annuellement au rayonnement de fond naturel. Au-dessous de ce niveau de référence, l'eau est propre à la consommation humaine et aucune mesure visant à réduire la radioactivité n'est nécessaire. Le tableau 10 donne des exemples de concentrations de radionucléides correspondant à la dose de référence de 0,1 mSv/an.

**Tableau 10 : Activité volumique de divers radionucléides dans l'eau de boisson correspondant à une dose de 0,1 mSv pour une année de consommation, d'après [25]**

Radionucléide	Facteur de conversion de dose (Sv/Bq)	Valeur théorique arrondie (Bq/L)
Tritium	$1,8 \cdot 10^{-11}$	7 800
Radium 226	$2,2 \cdot 10^{-7}$	1
Thorium 232	$1,8 \cdot 10^{-6}$	0,1
Uranium 238	$3,6 \cdot 10^{-8}$	4

En pratique, les valeurs guides recommandées pour l'activité volumique sont les suivantes :

0,1 Bq/L pour l'activité  $\alpha$  globale

1 Bq/L pour l'activité  $\beta$  globale

Le choix de ces valeurs est justifié par le fait que si certains radionucléides – thorium 232, radium 228, plomb 210, ... – sont responsables à eux seuls d'une activité  $\alpha$  globale de 0,1 Bq/L ou d'une activité  $\beta$  globale de 1 Bq/L, la dose de référence de 0,1 mSv par an (cf. tableau 11) serait effectivement dépassée mais ces radionucléides ne représentent généralement qu'une petite fraction de l'activité globale.

**Tableau 11 : Exemples de doses résultant d'un an de consommation d'eau de boisson contenant l'un des émetteurs a ou b indiqués, avec respectivement une activité volumique de 0,1 Bq/L ou 1 Bq/L, d'après [25]**

Emetteur a (0,1 Bq/L)	Dose (mSv)	Emetteur b (1 Bq/L)	Dose (mSv)
Radium 226	0,016	Strontium 90	0,020
Thorium 232	0,130	Plomb 210	0,95
Uranium 238	0,003	Radium 228	0,20

En cas de dépassement des valeurs guides recommandées, il faut identifier les radionucléides responsables et mesurer l'activité volumique de chacun d'entre eux. A partir de ces données, il faut ensuite estimer une dose pour chaque radionucléide et déterminer la somme de ces doses. Si l'inégalité suivante est respectée, aucune autre mesure ne s'impose :

$$\sum_i \frac{C_i}{RC_i} \leq 1$$

avec  $C_i$  : activité volumique du radionucléide  $i$  ;

$RC_i$  : activité volumique de référence du radionucléide  $i$  correspondant à une dose efficace engagée de 0,1 mSv/an pour une consommation d'eau de 2 L/jour.

La stratégie d'évaluation recommandée par l'OMS figure en annexe 25.

### La directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998

Il s'agit de la première directive européenne à fixer des critères de qualité radiologique pour les eaux destinées à la consommation humaine. Elle introduit deux indicateurs de qualité des eaux destinées à la consommation humaine : le tritium et la Dose Totale Indicative (cf. tableau 12).

**Tableau 12 : Paramètres indicateurs de radioactivité de la directive 98/83/CE**

Paramètre	Valeur paramétrique	Unité
Tritium	100	Bq/L
Dose Totale Indicative	0,10	mSv/an

Pour les indicateurs de qualité, et contrairement aux paramètres microbiologiques et chimiques définis dans cette directive, la directive précise que les états membres examinent si ce non-respect présente un risque pour la santé des personnes ; ils prennent des mesures correctives pour rétablir la qualité

des eaux lorsque cela est nécessaire pour protéger la santé des personnes. Les indicateurs constituent en fait des valeurs d'enquête qui entraînent des mesures correctives si cela s'avère nécessaire ; ce ne sont pas stricto sensu des seuils de potabilité [24].

La présence de tritium à un niveau de 100 Bq/L, faible mais significatif sur le plan de la mesure, traduit une contamination de la ressource ; il doit donc être considéré comme un indicateur susceptible de révéler la présence d'autres radioéléments artificiels. La valeur de 100 Bq/L retenue, qui doit être comparée avec la valeur sanitaire de 7 800 Bq/L de l'OMS, apporte une contribution très faible à l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants : pour une consommation quotidienne de 2 litres, une activité en tritium de 100 Bq/L de l'eau conduit à une exposition annuelle de 1,3  $\mu$ Sv, soit un millième de la dose efficace retenue par la réglementation pour assurer la protection de la population. Le calcul de la DTI exclut la prise en compte du tritium, du potassium 40, du radon et des produits résultant de la désintégration du radon. Sur la base des recommandations de l'OMS, la directive propose une valeur paramétrique de 0,1 mSv, soit 10 % de la dose efficace retenue par la réglementation pour assurer la protection de la population.

#### **Le décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001**

Ce décret abroge et remplace le décret n° 89-3 du 3 janvier 1989 modifié qui définissait le régime des eaux destinées à la consommation humaine. Ce décret de 1989 ne comportait aucune disposition relative à la qualité radiologique.

Conformément à la directive 98/83/CE, le décret du 20 décembre 2001 a retenu comme indicateurs de radioactivité la DTI et le tritium, avec comme références de qualité respectivement 0,10 mSv/an et 100 Bq/L. Les références de qualité sont des valeurs indicatives établies à des fins de suivi des installations de production et de distribution d'eau et d'évaluation de risques pour la santé des personnes. Elles sont applicables à compter du 25 décembre 2003.

D'autre part, un arrêté du ministre chargé de la santé, pris après avis de l'AFSSA, détermine les radionucléides à prendre en compte pour le calcul de la DTI et les méthodes utilisées pour ce calcul. Cet arrêté définissant la stratégie d'analyse des paramètres radiologiques de l'eau de consommation est à l'état de projet et devrait être élaboré avant la fin de l'année 2002. Les projets de stratégie analytique et d'arrêté figurent respectivement en annexes 15 et 16.

### **3 - IMPACT DES ACTIVITES MINIERES SUR LA QUALITE RADIOLOGIQUE DES EAUX DE LA HAUTE-VIENNE**

Nous avons vu dans la première partie que l'eau constitue un compartiment environnemental susceptible d'être contaminé par des éléments radioactifs longtemps après la fin de l'exploitation minière. Après la description du modèle d'évaluation des risques de la CIPR et des réglementations qui en découlent, cette nouvelle partie a pour objectif de faire la synthèse des connaissances sur les impacts des activités minières sur les eaux de boisson et de baignade dans le département de la Haute-Vienne afin de déterminer les populations exposées en vue de l'évaluation des risques.

#### **3.1 IMPACT SUR LA QUALITE RADIOLOGIQUE DES EAUX DE BOISSON**

##### **3.1.1 Réseau de surveillance**

Outre un contrôle régulier des paramètres physico-chimiques et bactériologiques de l'eau destinée à la consommation humaine, une surveillance de la radioactivité s'opère également en Haute-Vienne. Pour cela, un réseau de surveillance a été mis en place. Celui-ci s'appuie sur des analyses fréquentes réalisées par l'OPRI sur :

- des échantillons reconstitués à partir de prélèvements journaliers, pour les eaux destinées à la consommation de la population de Limoges et du Syndicat Intercommunal de Distribution d'Eau Potable de la Gartempe. Les analyses effectuées sont les mesures des activités  $\alpha$  et  $\beta$  totales, de l'activité du  $^{226}\text{Ra}$ , des concentrations en potassium et en uranium ;
- les eaux des cours d'eau et retenues qui reçoivent des rejets de mines ou d'usines de traitement et qui sont utilisées pour la fabrication des eaux alimentaires. Les analyses effectuées sont d'une part sur l'eau filtrée, les mesures des activités  $\alpha$  et  $\beta$  totales, de l'activité du  $^{226}\text{Ra}$ , des concentrations en potassium et en uranium, d'autre part sur le résidu de filtration, les mesures du poids de résidu sec, de l'activité  $\beta$  totale et de la concentration en uranium.

L'annexe 17 présente la localisation des points de prélèvement.

Cette surveillance régulière est complétée par des analyses de la radioactivité des eaux de captage souterrains situés dans les zones uranifères à l'occasion de la mise en service de ces derniers.

Ainsi, cette surveillance analytique a pour objectif de caractériser l'état de ces eaux par la concentration et l'évolution d'agents radiologiques en vue de décrire la situation, mesurer des tendances, alerter en vue d'une intervention précoce, évaluer les risques en caractérisant le milieu et les expositions, améliorer la connaissance du milieu et de son évolution pour piloter et adapter les moyens de prévention, évaluer les décisions, actions, programmes, s'assurer du respect des règles fixées, notamment réglementaires, et informer le public et les décideurs.

### **3.1.2 Impact sur les ressources en eau potable d'origine souterraine**

La majorité des communes situées dans la zone proche des activités minières sont alimentées par de l'eau d'origine souterraine provenant de captages situés eux aussi dans cette zone. Les analyses de ces eaux souterraines montrent une faible radioactivité et la présence de celle-ci n'est pas liée aux activités minières mais au sous-sol naturellement radioactif.

Les communes alimentées par des eaux souterraines sont donc exclues de l'évaluation des risques.

### **3.1.3 Impact sur les ressources du SIDEP de la Gartempe**

#### **3.1.3.1 La ressource en eau potable du Syndicat**

L'eau utilisée par le SIDEP est pompée dans la Gartempe, sur la commune de Saint-Ouen-sur-Gartempe. La filière de traitement de cette station, exploitée par la CGE, est tout à fait classique pour le traitement d'eaux de surface : préoxydation, coagulation, floculation, décantation, filtration, ozonation, recarbonatation, chloration.

#### **3.1.3.2 La population desservie**

Le SIDEP de la Gartempe alimente 22 communes situées dans le nord ouest du département autour du Dorat ; ces communes totalisent environ 20 000 habitants. Les principales communes concernées sont Bellac qui compte 4 600 habitants, le Dorat et Magnac-Laval qui comptent chacune 2 000 habitants.

#### **3.1.3.3 L'impact des activités minières**

A proximité de Bessines-sur-Gartempe, le secteur du Brugeaud, au nord de la Gartempe, a été exploité de 1955 à 1967 tandis que le secteur de Bellezane, au sud de la Gartempe, a été exploité de 1975 à 1992, par travaux miniers souterrains et mines à ciel ouvert.

De plus, en amont du pompage du SIDEP sur la Gartempe, il existe plusieurs rejets liés aux activités minières et susceptibles d'affecter la qualité radiologique de la rivière. En effet, la Gartempe reçoit les eaux de ruissellement non traitées provenant des anciennes mines à ciel ouvert du Puy de l'Age avec un débit moyen de 100 m<sup>3</sup>/h et des Petites Magnelles. Elle reçoit également après traitement les eaux d'exhaure et de ruissellement provenant des sites du Puy Teigneux, Montmassacrot et de Bellezane avec un débit moyen de 70 m<sup>3</sup>/h ainsi que les eaux d'exhaure traitées du site du Brugeaud avec un débit moyen 150 m<sup>3</sup>/h. Plusieurs de ces sites, Montmassacrot, Bellezane, le Brugeaud, sont des sites de stockage des résidus de traitement du minerai ; c'est pourquoi ces eaux doivent faire l'objet d'une surveillance particulièrement attentive. La collecte des eaux sur le site du Brugeaud, comportant d'anciennes mines à ciel ouvert et souterraines et accueillant maintenant le stockage des résidus de traitement du minerai, doit être performante car il est très près de la Gartempe ; de ce fait, le risque que des eaux de ruissellement se chargeant sur ce site en radioéléments atteigne la Gartempe doit

être pris en compte. D'autre part, de 1958 à 1993, les rejets de l'usine SIMO de traitement du minerais sont effectués dans la Gartempe.

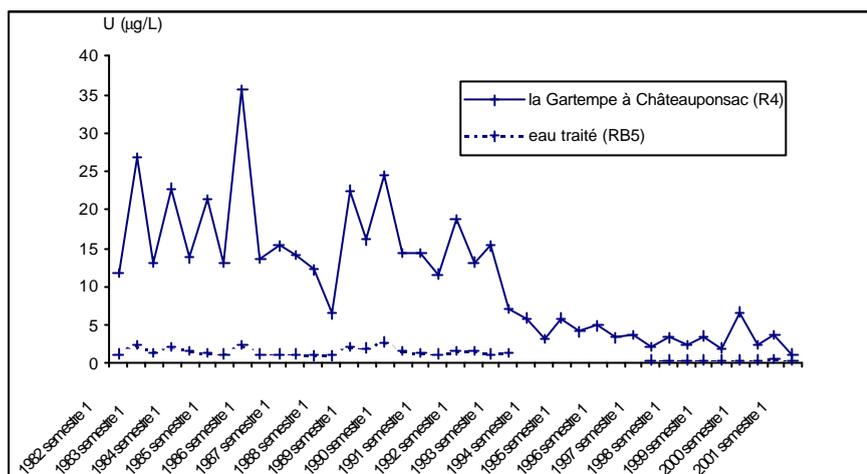


Figure 11 : Evolution de la teneur en uranium total (dissous et particulaire) dans la Gartempe à Châteauponsac et dans l'eau traitée du SIDEP

Les analyses d'eau montrent des teneurs particulièrement élevées en uranium dans la Gartempe au niveau de Châteauponsac tandis que l'activité du  $^{226}\text{Ra}$  est toujours faible. On constate une nette décroissance des concentrations en uranium à partir de 1993, date à laquelle l'usine SIMO a cessé de fonctionner. Ces concentrations élevées avant

1993 dans la Gartempe se traduisent par des concentrations plus fortes dans l'eau traitée du SIDEP avant 1993. Entre 1993 et 1997, toutes les concentrations en uranium mesurées dans l'eau potable sont inférieures au seuil de détection de 1 µg/L. Après 1997, date à laquelle l'OPRI a abaissé son seuil de détection, les concentrations ne dépassent pas quelques dixièmes de µg/L (cf. figure 11).

Ainsi, le réseau de surveillance a permis de mettre en évidence de manière indéniable un apport en uranium dans l'eau de boisson du SIDEP du fait des activités minières, notamment du fait des rejets de l'usine SIMO.

### 3.1.4 Impact sur les ressources de la Ville de Limoges

#### 3.1.4.1 Les ressources en eau potable de Limoges

La Ville de Limoges est alimentée en grande majorité par des eaux superficielles provenant de quatre étangs situés au nord de Limoges (cf. tableau 13) : étangs de Beaune-les-Mines, de la Cruzille, de Gouillet et l'étang du Mazeaud également appelé étang de la Pierre Millier. Ce dernier assure actuellement pour près de la moitié du volume d'eau d'alimentation de Limoges. Du fait de la vulnérabilité des sources et de leurs drains et du mauvais état général de leurs captages et de leurs conduites, la cessation d'exploitation des sources a été retenue.

Tableau 13 : Provenance de l'eau d'alimentation de Limoges d'après [26]

	Volume annuel moyen prélevé (m <sup>3</sup> )		Pourcentage de l'alimentation de Limoges	
	1999	2002-2003	1999	2002-2003
<b>Etang de Beaune-les-Mines</b>	4 680	7 920	13 %	22 %
<b>Etang de la Cruzille</b>	13 320	3 600	37 %	10 %
<b>Etang de Gouillet</b>	2 880	4 680	8 %	13 %
<b>Etang du Mazeaud</b>	10 800	19 800	30 %	55 %
<b>Sources</b>	4 320	0	12 %	0 %

La qualité de ces eaux de surface est bonne ; elles se caractérisent par un pH acide, une très faible minéralisation, la présence de matière organique en quantité relativement élevée, la présence de certains métaux et oligo-éléments tels que le fer, le manganèse, l'arsenic, la présence de très faibles teneurs de nitrates et de sulfates et l'absence de nitrites, de pesticides, de micropolluants d'origine industrielle à l'exception d'hydrocarbures provenant de la route. De plus, se pose le problème pour certaines retenues, notamment pour l'étang de la Crouzille, de la radioactivité.

Ces problèmes de radioactivité ont un impact direct sur le schéma directeur d'AEP de la Ville de Limoges. Pour l'année 2001, la DDASS a évalué l'apport de l'étang de la Crouzille en radioactivité dans l'eau utilisée pour la fabrication de l'eau de boisson de Limoges à environ 60 %, alors que le volume prélevé avait déjà été abaissé à 14 % du volume prélevé total. L'abandon des sources et la réduction du pompage dans l'étang de la Crouzille impliquent un bilan hydraulique très incertain pour Limoges [26]. Pour faire face à ce problème, la mise en service d'un prélèvement dans la Vienne est envisagée, mais en attendant, le dispositif actuel est très vulnérable aux années sèches.

De plus, la préfecture et la Ville de Limoges souhaitent achever l'établissement des périmètres de protection en ce qui concerne les retenues. Actuellement, seule la procédure concernant le périmètre de l'étang du Mazeaud est terminée. Pour les autres étangs, les instructions techniques doivent être soumises à enquête publique mais les problèmes de radioactivité retardent, pour l'étang de la Crouzille, l'enquête publique.

L'ensemble des eaux pompées est amené à la station de Limoges-la Bastide où elles subissent le traitement suivant : préoxydation, coagulation, floculation, décantation, filtration, ozonation, recarbonatation, chloration. Une étude de la Faculté des Sciences de Limoges [27] s'est intéressée au comportement du radium et de l'uranium dans la filière de traitement des eaux. L' $^{238}\text{U}$ , majoritairement sous forme colloïdale et particulaire, est éliminé à 85-90 % tandis que le traitement du  $^{226}\text{Ra}$ , majoritairement sous forme dissoute, est négligeable, voire nul.

#### 3.1.4.2 La population desservie

La Ville de Limoges, 134 000 habitants, assure elle-même par régie directe l'exploitation des installations de distribution de l'eau potable. D'autre part, cette régie est chargée par concession du fonctionnement du service des eaux de 8 communes périphériques : Bonnac-la-Côte : 1 200 habitants, Chaptelat : 1 500 habitants, Nieul : 1 350 habitants, Peyrilhac : 1 100 habitants, Saint-Gence : 1 500 habitants, Saint-Jouvent : 1 400 habitants, Thouron : 400 habitants et Veyrac : 1 500 habitants.

Les ressources en eau potable de Limoges alimentent en totalité Limoges, mais aussi Chaptelat et, en partie, Bonnac-la-Côte. Le nombre d'habitants alimentés par les ressources en eau potable de Limoges est approximativement de 140 000. De plus, des apports en eau provenant de ces ressources sont effectués vers Saint-Jouvent, Thouron, Peyrilhac ainsi que vers les communes du Syndicat d'AEP de la Haute-Glane : Veyrac, Saint-Gence et Nieul. D'autre part, il existe des interconnexions avec les réseaux de Couzeix, 6 600 habitants, et du Syndicat Vienne-Briance-Gorre : 41 communes, près de 80 000 habitants desservies.

### 3.1.4.3 L'impact des activités minières

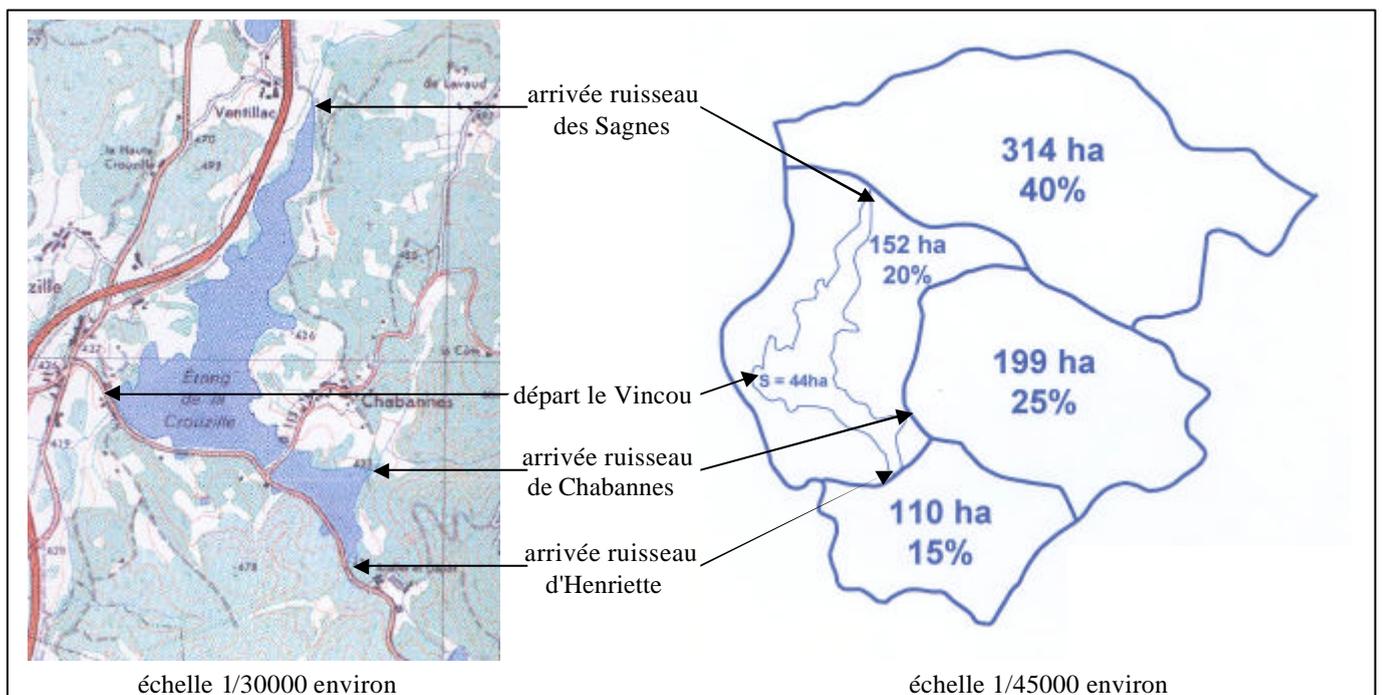
#### Etang de Beaune-les-Mines

Cet réserve d'eaux brutes de 27,5 ha ne subit pas de rejets liés à l'exploitation minière. En outre, elle se situe dans une zone moins concernée par l'extraction d'uranium, au sud des sites d'exploitation.

#### Etang de la Crouzille

L'étang de la Crouzille, d'une quarantaine d'hectares, est dans une situation géographique vis-à-vis des sites d'exploitation d'uranium nettement moins favorable que celle de l'étang de Beaune-les-Mines. Il est alimenté au nord-est par le ruisseau des Sagnes et au sud-est par deux ruisseaux, les ruisseaux de Chabannes et d'Henriette. L'évacuation de l'étang se fait par le Vincou (cf. figure 11). L'annexe 18 indique les mines et les galeries présentes sur le bassin versant de cet étang. Cette retenue est actuellement celle qui suscite le plus d'inquiétude vis-à-vis de la radioactivité, ce qui a entraîné une diminution du volume prélevé dans cet étang.

Jusqu'en 1985, le ruisseau des Sagnes a reçu les eaux d'exhaure non traitées des sites miniers de Fanay et la Borderie. Ces eaux sont depuis 1985 canalisées et rejetées dans le Ritord, en amont de l'étang de Gouillet, mais en aval du lac de Saint-Pardoux.



**Figure 11 : Cartes des ruisseaux et des bassins versants alimentant l'étang de la Crouzille**

Si les cours d'eau d'alimentation ne reçoivent plus depuis plusieurs années de rejet, en revanche leur bassin versant comprend des zones de travaux miniers :

- le ruisseau des Sagnes : ce ruisseau est responsable de 40 % des apports au plan d'eau. Il est sous l'influence de plusieurs anciens travaux miniers, notamment les mines des Sagnes, à la source du cours d'eau et les mines de Fanay ; ces mines ont été exploitées par travaux souterrains et à ciel ouvert à Fanay dès les années cinquante jusqu'au début des années quatre-vingt-dix ;

- le ruisseau de Chabannes : ce ruisseau, alimentant pour 25 % l'étang de la Crouzille, est dans une situation moins défavorable que le ruisseau des Sagnes, même si d'anciennes mines – la Betouille, la Goutte, Puy Garnoux, exploitées par travaux souterrains essentiellement des années soixante-dix à 1990 – se trouvent sur son bassin versant ;
- le ruisseau d'Henriette : responsable de 15 % des apports en eau de l'étang, il traverse le site des travaux, notamment une verse à stériles de la première mine d'uranium française, la mine souterraine Henriette, exploitée de 1950 à 1958. Le réaménagement de ce site a conduit à l'inondation de la galerie et au busage étanche du ruisseau sur le site.

Des travaux pour le compte de la Ville de Limoges et de la DDASS ont été réalisées sur cet étang afin d'évaluer l'impact des activités minières sur la qualité radiologique de cette ressource en eau afin d'étudier les sédiments aux arrivées des ruisseaux d'alimentation [28] et les transferts eaux ⇔ sédiments dans l'étang [27].

L'étude des sédiments montrent en surface des niveaux d'activité radiologique élevés pour la chaîne de  $^{238}\text{U}$  alors que les niveaux des chaînes du  $^{232}\text{Th}$  et  $^{235}\text{U}$  sont faibles. Les niveaux sont particulièrement élevés à l'arrivée des ruisseaux des Sagnes et d'Henriette. De plus, à l'arrivée de ces deux ruisseaux, il est observé un déséquilibre séculaire de la chaîne de  $^{238}\text{U}$  qui n'est pas naturel : les descendants de  $^{238}\text{U}$ , bien que présents à des teneurs assez élevées sont en très net déficit par rapport à la tête de chaîne et, sur un certain nombre de points, le  $^{210}\text{Pb}$  est en très net excès par rapport au  $^{226}\text{Ra}$ . Le principe de l'équilibre séculaire est expliqué en annexe 19. Un résumé plus détaillé de cet étude est fourni en annexe 20.

**Tableau 14 : Activités en  $^{238}\text{U}$  et en  $^{226}\text{Ra}$  à l'arrivée des ruisseaux dans l'étang de la Crouzille, d'après [27]**

	Uranium 238 (mBq/L)	Radium 226 (mBq/L)
Ruisseau des Sagnes	534	258
Ruisseau de Chabannes	24	21
Ruisseau d'Henriette	290	164

L'étude des radioéléments dans l'eau confirme le rôle des ruisseaux des Sagnes et d'Henriette dans l'apport de radioactivité.

C'est la chaîne de  $^{238}\text{U}$  qui est responsable de la présence de radioéléments ; si l'uranium arrive dans l'étang essentiellement lié aux colloïdes, le radium y pénètre sous forme majoritairement soluble [27].

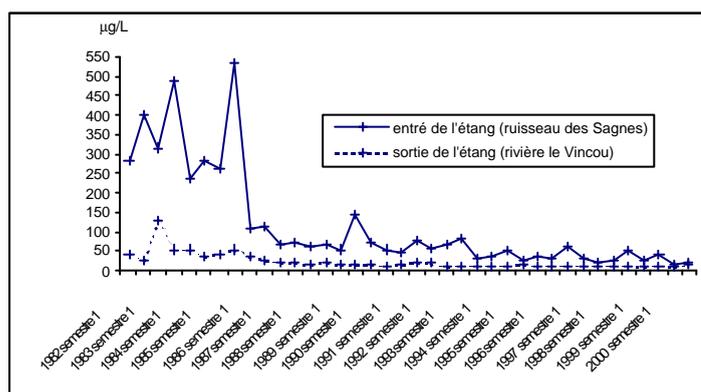
Si les analyses dans l'étang concernant l'arrivée du ruisseau de Chabannes indiquent un faible marquage radiologique, les arrivées des ruisseaux des Sagnes et d'Henriette méritent une plus grande attention (cf. tableau 14). Des séries d'analyses présentée en annexe 21 ont permis de mettre en évidence deux points, l'un sur le ruisseau des Sagnes, l'autre sur le ruisseau d'Henriette, où l'apport de radioéléments dans l'eau est particulièrement important.

Concernant le ruisseau des Sagnes, il s'agit d'une zone tourbeuse située à proximité de l'arrivée du ruisseau dans l'étang qui serait à l'origine des fortes concentrations en radioéléments ; les sédiments de ce marécage sont marqués radiologiquement. Le marécage passe alternativement d'un niveau haut à un niveau bas. Sous eaux et donc sous conditions réductrices, les métaux se fixent sur les sédiments alors qu'en période de basses eaux qui correspond à des conditions oxydantes, les métaux sont libérés. Pour traiter ce problème, il est envisagé de dévier le cours d'eau des Sagnes, en amont

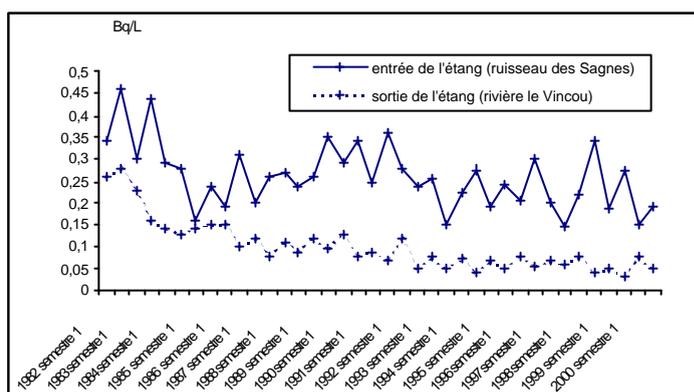
de l'étang de la Cruzille, pour éviter le marécage et de traiter passivement la tourbière en emmurant les eaux chargées en uranium par un merlon afin de noyer la zone.

Le ruisseau d'Henriette passe sur la verse de l'ancienne mine Henriette ; les analyses d'eau font ressortir un marquage radiologique plus important à l'aval de la verse qu'à son amont. L'enrichissement en radioéléments par des écoulements collatéraux a lieu au bas de la verse, sous le passage de la départementale 5, entre le regard situé en bas de la verse et la sortie de la buse étanche canalisant le ruisseau sur la verse (cf. annexe 21). Actuellement, la solution envisagée est le compactage de la verse afin d'obtenir une perméabilité de l'ordre de  $10^{-7}$  m/s. Si cette mesure s'avère insuffisante, d'autres devraient être mises en place.

Les analyses effectuées dans le cadre du réseau de surveillance de la qualité radiologique des eaux de consommation montrent une amélioration continue de la qualité des eaux des eaux en entrée et en sortie de l'étang de la Cruzille (cf. figures 12 et 13). De plus, le détournement en 1985 des rejets des sites de Fanay et la Borderie a conduit immédiatement à une amélioration très nette de la qualité des eaux en entrée et en sortie de l'étang ; notamment les teneurs en uranium ont baissé fortement. Cela met en exergue de manière indéniable l'importance des rejets d'eaux d'exhaure sur la qualité radiologique du milieu récepteur.



**Figure 12 : Evolution de la teneur en uranium total (dissous et particulaire) en entrée et en sortie de l'étang de la Cruzille**



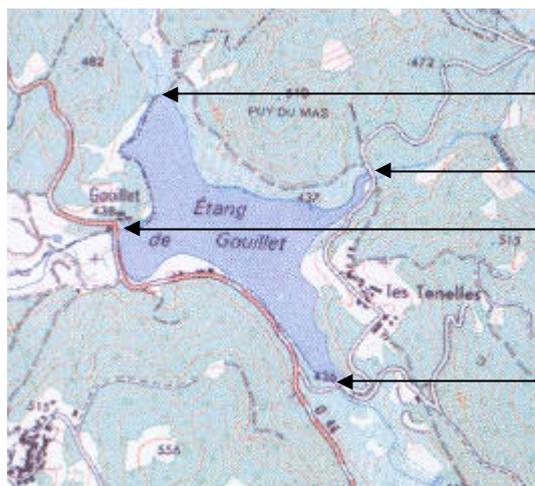
**Figure 13 : Evolution de l'activité en radium en entrée et en sortie de l'étang de la Cruzille**

Enfin, signalons que les mesures de débit d'équivalent de dose  $\gamma$  autour de l'étang et au-dessus de l'eau donnent des résultats voisins de ceux obtenus habituellement dans la région.

En conclusion sur l'étang de la Cruzille, concernant l'origine des radioéléments et les apports dans l'étang de la Cruzille, il est évident que l'environnement minier n'est pas étranger aux phénomènes observés. Deux ruisseaux, ceux des Sagnes et d'Henriette, sont particulièrement concernés tandis que le ruisseau de Chabannes possède un marquage radiologique quasiment normal pour la région.

### Etang de Gouillet

Les trois arrivées principales de l'étang de Gouillet, d'une surface d'une trentaine d'hectares, se font par le nord par un ruisseau appelé ruisseau Nord, le sud par le ruisseau Sud et l'est avec le ruisseau du Guimbelet. L'évacuation de l'étang se fait par le ruisseau du Ritord (cf. figure 14).



arrivée ruisseau Nord  
arrivée ruisseau du Guimbelet  
départ le Ritord  
arrivée ruisseau Sud

Figure 14 : L'étang de Gouillet (échelle 1/25000 environ)

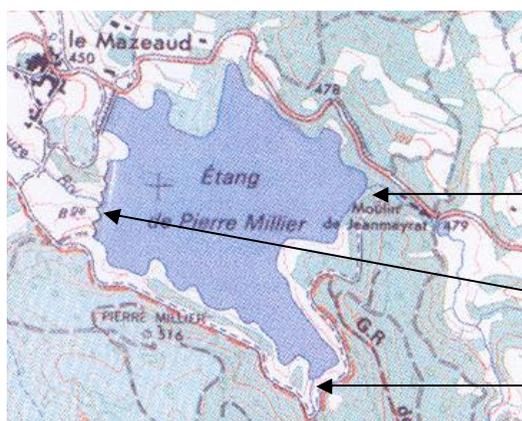
Le ruisseau Nord n'est pas sous l'influence de travaux miniers. En revanche, le ruisseau du Guimbelet s'écoule à proximité des sites appelés Point J et Grammont 17, où l'extraction a été effectuée par travaux souterrains et à ciel ouvert essentiellement pendant les années soixante-dix et quatre-vingt, tandis que les sites des Tenelles, de Saint-Sylvestre et des Vieilles Sagnes, exploités dès les années cinquante et jusqu'aux années quatre-vingt, se situent sur le bassin versant du ruisseau Sud. D'autre part, au sud de l'étang, des travaux miniers souterrains importants ont eu lieu. L'annexe 18 indique les travaux miniers effectués sur le bassin versant de l'étang.

L'étang de Gouillet ne reçoit actuellement plus de rejets liés aux exploitations minières. Cependant, jusqu'en 1982, les eaux d'exhaure non traitées du site minier de Saint-Sylvestre et des Tenelles, exploité par travaux miniers souterrains dès les années cinquante jusqu'à la fin des années quatre-vingt, ont été déversées dans la retenue. En 1982, ces eaux ont été canalisées et détournées en aval de l'étang.

L'analyse des sédiments aux arrivées des trois ruisseaux d'alimentation a été effectuée par la Faculté des Sciences de Limoges, pour le compte de la Ville de Limoges et de la DDASS [29]. Les conclusions de cette étude font ressortir une situation plutôt satisfaisant et bien meilleure qu'à l'étang de la Crouzille : les activités en surface des sédiments dans l'étang de Gouillet sont beaucoup plus faibles. L'annexe 20 donne de manière plus détaillée les résultats de cette étude.

En outre, depuis 1982, les analyses du réseau de surveillance radiologique des eaux potables n'ont jamais fait pas apparaître en sortie de l'étang de Gouillet de marquage radiologique important.

### Etang du Mazeaud



arrivée la Couze  
arrivée la Couze  
arrivée ruisseau du Marzet

La retenue du Mazeaud, dont la surface du plan d'eau est de 43 ha, est alimentée par la rivière la Couze et le ruisseau du Marzet. A sa sortie de l'étang du

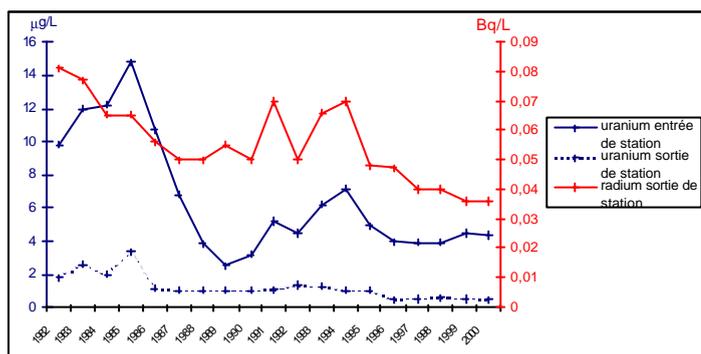
Figure 15 : L'étang du Mazeaud (échelle 1/25000 environ)

Mazeaud, la Couze rejoint le lac de Saint-Pardoux (cf. figure 15).

La situation géographique de cette retenue est moins défavorable que celle de l'étang de la Cruzille. Cependant, le ruisseau du Marzet s'écoule à proximité du site minier des Gorces-Saignedresse. L'extraction sur ce site a essentiellement été effectuée par travaux souterrains entre 1977 et 1991.

Au sujet de l'étang du Mazeaud, principale ressource en eau de Limoges, il faut noter que les rejets des eaux d'exhaure du site des Gorces-Saignedresse se sont déversés de 1996 à 2001 dans le Marzet qui se jette ensuite dans la réserve du Mazeaud. En 2001, ces rejets ont été canalisés et envoyés dans la Couze en aval de l'étang du Mazeaud.

#### 3.1.4.4 Qualité radiologique des eaux à la station d'AEP de Limoges



**Figure 16 : Evolution des teneurs en uranium (dissous et particulaire) en entrée et sortie de station et de l'activité en radium en sortie de station**

La qualité radiologique des eaux en entrée et en sortie de la station de traitement a favorablement évolué entre 1982 et 2000 (cf. figure 16). On remarque notamment une forte diminution des teneurs en entrée de station en uranium à partir de 1985. Une explication de cette baisse pourrait être l'amélioration de la qualité de l'étang de la Cruzille, du fait de l'arrêt des rejets d'eaux d'exhaure de Fanay – la Borderie.

## 3.2 IMPACT SUR LA QUALITE RADIOLOGIQUE DES EAUX DE BOISSON

### 3.2.1 Le Lac de Saint-Pardoux

Implanté depuis juillet 1977, date de son inauguration, le lac de Saint-Pardoux a participé au développement touristique du nord de la Haute-Vienne. Il est la propriété du Conseil Général. Situé à 30 km au nord de Limoges, à 24 km de Bellac et à seulement 4 km de l'autoroute A20, il constitue un pôle attractif pour Limoges, la population locale et les touristes étrangers. D'une superficie de 330 hectares et d'une capacité de 22,6 millions de m<sup>3</sup>, le lac propose de nombreuses activités de loisir comme la baignade sur les sites de Chabannes, Santrop et Fréaudour mais aussi le nautisme sur la base nautique de Chabannes, la pêche ou la promenade à pied ou à VTT.

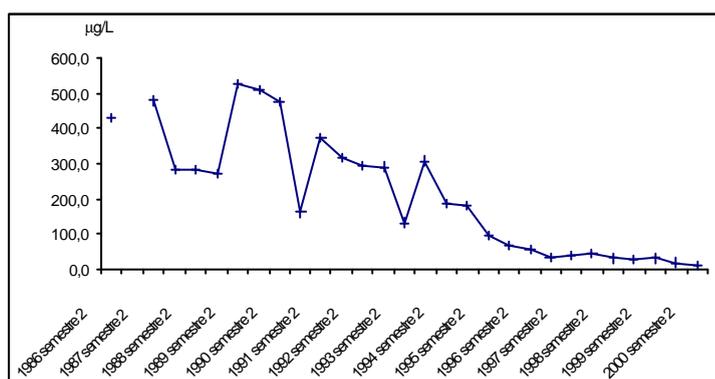
Un gîte et trois campings sont situés sur les bords du lac. Selon les maître-nageurs en charge de la surveillance des plages, le lac accueille quotidiennement en juillet et août 2 000 visiteurs en semaine, 4 000 visiteurs le dimanche et 7 000 visiteurs le 14 juillet et le 15 août.

Le lac de Saint-Pardoux est situé dans un resserrement de la vallée de la Couze, taillée dans du granite massif et peu altérable, à proximité d'une zone uranifère exploitée pendant plusieurs décennies par COGEMA. Il est alimenté par deux cours d'eau : la Couze, en provenance de l'étang du Mazeaud, et le Ritord, en provenance de l'étang de Gouillet (cf. figure 17).



lac et les trois plages ont des niveaux d'activité beaucoup plus faibles et la chaîne de  $^{235}\text{U}$  est à l'équilibre séculaire comme c'est le cas dans la plupart des milieux naturels non perturbés. De plus, les profils des carottages semblent indiquer que l'uranium arrive au Moulin de Chabannes majoritairement sous forme particulaire et se dépose à l'arrivée dans le lac. Ainsi, on peut dire que les sédiments incriminés sont à l'image des activités minières passées, plus par dépôt des radioéléments véhiculés par les particules entraînées par le Ritord que par l'uranium dissous dans les eaux qui se fixerait dans les vases. L'annexe 22 présente de manière plus détaillée les résultats de l'étude des sédiments du lac de Saint-Pardoux.

Les analyses des eaux montrent que les valeurs d'activité volumique de  $^{238}\text{U}$  et du  $^{226}\text{Ra}$  sont très supérieures dans le Ritord à celles du bruit de fond naturel. En outre, les niveaux en  $^{238}\text{U}$  et dans une moindre mesure en  $^{226}\text{Ra}$  et en  $^{210}\text{Pb}$  augmentent sensiblement entre le Ritord en sortie de l'étang de Gouillet et le Ritord à l'arrivée dans le lac de Saint-Pardoux. De plus, les analyses le long du Ritord mettent en évidence l'importance des rejets, notamment celui du site d'Augères, sur les teneurs en uranium dans le ruisseau. Enfin, la chaîne de  $^{238}\text{U}$  est en net déséquilibre dans le ruisseau alors qu'elle est à l'équilibre en amont dans l'étang de Gouillet. Les détails de ces analyses des eaux sont présentés en annexe 23.



**Figure 18 : Evolution de la teneur en uranium (dissous et particulaire) sur le Ritord en aval des rejets de Fanay-la Borderie (données du 1<sup>er</sup> semestre 1986 manquantes)**

Dans le cadre du contrôle de la radioactivité des eaux destinées à la consommation humaine, des analyses sont effectuées sur le Ritord en aval des rejets de Fanay-la Borderie depuis le second semestre 1986. Ces analyses font ressortir une forte diminution des teneurs en uranium dans l'eau du Ritord notamment depuis 1991 (cf. figure 18). Cela peut traduire une meilleure qualité des

eaux rejetées dans le ruisseau. Toutefois, les teneurs dans le Ritord à la sortie de l'étang de Gouillet sont environ 10 fois plus faibles que celles atteintes actuellement en aval des rejets de Fany.

Des mesures de dosimétrie  $\gamma$  ont aussi été effectuées. Lorsque le lac est plein, le débit d'équivalent de dose autour du lac est comparable à celui observé dans la région. Lorsque le site est à sec, l'augmentation du débit d'équivalent de dose est nette, mais les niveaux observés restent similaires par exemple à ceux observés en divers points de Limoges.

### 3.3 CONCLUSION

L'impact des activités minières sur la qualité radiologique des eaux du département est net. En effet, les rejets d'eaux d'exhaure et les rejets de l'usine SIMO de Bessines ont conduit à la dégradation des eaux d'alimentation de Limoges et du SIDEPA de la Gartempe et des eaux de loisir du lac de Saint-Pardoux. Si la situation est depuis plusieurs années en voie d'amélioration, plusieurs points noirs

subsistent cependant. En particulier, l'étang de la Crouzille, réserve d'eau de la Ville de Limoges, reçoit du ruisseau des Sagnes et d'Henriette des eaux contaminées en radioéléments. L'efficacité des mesures prises n'est à pas l'heure actuelle prouvée mais la volonté affichée par les principaux protagonistes, notamment COGEMA et la Ville de Limoges dans le cadre de la mise en place des périmètres de protection, pour résoudre ce problème semble de bonne augure. Quant au lac de Saint-Pardoux, son cours d'eau d'alimentation le Ritord reçoit de nombreux rejets d'eaux d'exhaure dont les radioéléments se retrouvent notamment dans les sédiments du lac. Dans le nord-ouest du département, l'avenir doit être envisagé plus sereinement du fait de l'arrêt des rejets de l'usine SIMO de traitement du minerai, principale source de contamination des eaux pompées par le SIDEP de la Gartempe.

Enfin, il faut noter que les étangs fixent partiellement la radioactivité, le transfert global de radioactivité ayant lieu essentiellement dans le sens eau-sédiments. En effet, des essais de lixiviation sur des sédiments de l'étang de la Crouzille ont montré que les échanges des sédiments vers l'eau sont négligeables : la fraction désorbée ou remise en suspension est toujours extrêmement faible bien que les essais effectués, correspondant à la norme française XP X31-210 – essais de lixiviation, n'aient rien à voir avec les conditions réelles sur site et favorisent largement les échanges [27]. Ainsi, les sédiments des étangs concentrent la radioactivité, déchargeant donc les eaux d'une partie de leur radioactivité, mais il semble que les préoccupations vis-à-vis de ces sédiments soient mises pour le moment au second plan.

## **4 - EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE CONSECUTIF A LA POLLUTION DES EAUX PAR LES ACTIVITES MINIERES**

### **4.1 REMARQUES PRELIMINAIRES**

L'évaluation de l'impact sanitaire consiste à dérouler la démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires afin d'estimer un nombre d'évènements sanitaires. Elle ne constitue pas une étude épidémiologique qui consisterait à compter des évènements sanitaires. Cette évaluation, qui repose sur des connaissances scientifiques disponibles sur les liens quantitatifs entre des expositions à des composés et leurs effets sur la santé humaine, reste théorique et ne démontre nullement un lien de causalité entre les activités minières et leurs conséquences sanitaires puisque les pathologies ne sont pas spécifiques des polluants émis par les activités minières.

Malgré cela, l'évaluation de l'impact sanitaire permet d'apporter des éléments d'appréciation en matière de décisions relatives à la gestion des anciens sites miniers et des éléments vis-à-vis de la pertinence à engager une enquête épidémiologique.

Le choix de se limiter à l'impact sanitaire consécutif à la pollution des eaux se justifie pleinement pour plusieurs raisons : comme nous l'avons vu dans la première partie, l'eau est un compartiment environnemental particulièrement vulnérable et dans lequel il est susceptible de s'accumuler des radioéléments longtemps après la fin des activités minières ; la population exposée par la voie eau n'est pas forcément exposée par les autres voies d'exposition ; enfin, les données existantes pour la voie eau, notamment grâce au réseau de surveillance de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine en Haute-Vienne, permettent de dérouler la démarche d'évaluation des risques convenablement pour le vecteur eau, ce qui n'est pas le cas des autres voies d'exposition aux polluants émis par les activités minières.

### **4.2 EVALUATION DES RISQUES**

#### **4.2.1 Identification des dangers**

##### **4.2.1.1 Sélection des éléments à considérer**

Dans cette première étape de la démarche d'évaluation des risques, il convient d'établir la liste des substances et des agents dangereux libérés par les activités minières et qui peuvent rejoindre les eaux de consommation et de loisirs de la Haute-Vienne. Cette liste ne doit donc comporter que des substances et des agents que l'on retrouve en quantité supérieure au bruit de fond naturel du fait des activités minières et qui présentent un danger pour la santé.

Comme nous l'avons vu auparavant, ce sont les éléments de la chaîne de  $^{238}\text{U}$  qui sont présents en quantité anormale du fait des activités minières dans certaines eaux du département. En effet, les

analyses n'ont pas mis en évidence d'excès ni pour les teneurs des éléments des chaînes de  $^{235}\text{U}$  et du  $^{232}\text{Th}$  ni pour les métaux lourds non radioactifs.

La capacité des éléments de la chaîne du  $^{238}\text{U}$  présentant un danger sanitaire, c'est-à-dire les éléments à vie longue et le radon, à rejoindre les eaux a été discuté dans le paragraphe 1.5.2.2. L'uranium, dont les formes oxydées sont relativement solubles, a été mis en évidence par le réseau de surveillance radiologique et par les études de la Faculté des Sciences de Limoges dans les eaux du département à des teneurs inhabituelles du fait des activités minières. Il en est de même pour le  $^{226}\text{Ra}$ , bien que cet élément soit moins mobile. En revanche, le thorium, faiblement soluble et mobile, a été mesuré par la Faculté des Sciences à des teneurs tout à fait compatibles avec le niveau naturel ; le thorium est donc exclu de cette évaluation des risques. Enfin, le  $^{210}\text{Pb}$  et le  $^{210}\text{Po}$  ont été peu recherchés dans l'eau ; bien que faiblement solubles dans l'eau, par prudence, ces éléments sont donc pris en compte. On peut toutefois penser que ces éléments, présents essentiellement sous forme particulaire, précipitent dans les étangs et sont éliminés dans la filière de traitement et, pour ces deux raisons, ne se retrouvent qu'en très faible quantité dans l'eau potable.

Il convient ensuite d'identifier le potentiel dangereux des radioéléments sélectionnés. Ceux-ci émettent des particules  $\alpha$  ou  $\beta$  par contamination interne et sont donc, selon le CIRC, cancérigènes pour l'homme. Ils possèdent en outre une toxicité chimique propre à chaque élément.

#### 4.2.1.2 L'uranium

La plupart des informations sur la toxicité de l'uranium proviennent d'expérimentations animales et d'études in vitro. Les études épidémiologiques se rapportant aux mineurs d'uranium n'ont qu'un intérêt limité car l'exposition principale est une exposition au radon et à ses descendants et non pas à l'uranium. Les sources les plus intéressantes de mise en évidence des effets sur la santé humaine proviennent d'études sur des individus travaillant dans des usines d'enrichissement de l'uranium pour une utilisation militaire ou pour les réacteurs nucléaires. Cependant, dans ces études, la principale voie d'exposition à l'uranium est l'inhalation de poussières contenant de l'uranium [31].

La majeure partie, plus de 95 %, de l'uranium pénétrant dans l'organisme n'est pas absorbée et s'élimine dans les fèces. Environ 67 % de l'uranium sanguin est filtré par les reins et excrété dans les urines dans les 24 heures. Le tube digestif absorbe entre 0,2 et 2,0 % de l'uranium présent dans l'eau et les aliments. Les composés solubles de ce métal sont plus facilement absorbés que les composés insolubles [32].

L'uranium est à la fois potentiellement chimiotoxique et radiotoxique. De nombreuses expérimentations sur des animaux ayant subi des expositions chroniques par ingestion ou par inhalation montrent que les effets les plus importants sont observés au niveau des reins, avec atrophie tubulaire et amincissement du cortex rénal [33]. De même, des études à long terme portant sur des professionnels exposés à l'uranium ont signalé certains troubles de la fonction rénale [32]. Kurtio et al. [34] et Zamora et al. [35] rapportent que des ingestions chroniques d'uranium contenu dans l'eau potable altèrent la fonction rénale humaine.

En ce qui concerne la radiotoxicité des composés solubles d'uranium, les doses sont principalement reçues par les reins et le squelette. Cependant, des doses significatives au plan radiologique, de

l'ordre d'une centaine de mSv, ne peuvent être obtenues que pour des incorporations conséquentes [33].

Il existe une population plus sensible à une exposition à l'uranium. Les raisons de cet accroissement de sensibilité incluent des considérations génétiques, l'âge, des problèmes de santé comme une fonction rénale défaillante ou un ulcère de l'estomac, la nutrition et l'exposition à d'autres toxiques tels que la fumée de cigarettes. Ces paramètres réduisent la détoxification et l'excrétion de l'uranium ou compromettent le fonctionnements des organes cibles de l'uranium [13].

#### 4.2.1.3 Le radium

Les données sur le potentiel dangereux du radium et de ses descendants à vie courte proviennent d'observations sur l'homme, en particulier chez quatre groupes de personnes : les femmes qui, dans les années vingt, peignaient les cadrans lumineux ingéraient du  $^{226}\text{Ra}$  et du  $^{228}\text{Ra}$  en portant leur pinceau aux lèvres ou à la langue ; les utilisateurs dans les années vingt de Radithor, panacée revigorante qui s'était répandue aux Etats-Unis ; les patients traités au  $^{224}\text{Ra}$  et aux sels de radium ; les radiochimistes du début du siècle.

Après ingestion, la majorité du radium quitte le corps naturellement par l'urine et les fèces mais une petite quantité de radium se lie aux os. De l'étude des populations citées précédemment, en particulier des peintres de cadrans lumineux, il est apparu qu'une exposition chronique au radium par ingestion peut causer non seulement des anémies mais aussi des cancers : sarcomes osseux, carcinomes des sinus périmaxillaires, détérioration des tissus du squelette [15]. Ces cancers apparaissent entre 5 et plus de 50 ans après la première exposition au radium. En outre, en 1974, Lyman et al. [36] ont rapporté une association entre l'incidence des leucémies humaines et la contamination au radium de l'eau souterraine. Notons que le  $^{226}\text{Ra}$ , tout comme le  $^{228}\text{Ra}$  et le  $^{224}\text{Ra}$ , est classé dans le groupe 1 – cancérogène pour l'homme – par le CIRC.

Les effets d'une exposition au radium par voie cutanée ne sont pas documentés.

Les enfants et les adolescents semblent être une population davantage sensible aux effets potentiels d'une exposition au radium [15].

#### 4.2.1.4 Le plomb

Les informations sur le potentiel dangereux du plomb proviennent d'études sur des travailleurs, notamment du domaine de la production de plomb et de la fabrication de batteries. De nombreuses expérimentations animales sont également disponibles.

Seul 10 % du plomb ingéré est absorbé par le tractus gastro-intestinal. Le plomb absorbé passe dans la circulation sanguine qui distribue le métal dans différents organes et tissus où il est temporairement fixé et accumulé, échangé et éventuellement excrété. Le plomb absorbé peut perturber de nombreux métabolismes. Dans les expositions à des niveaux élevés, les principaux organes touchés sont le système sanguin, ce qui entraîne une inhibition de la synthèse de l'hémoglobine et une anémie, le système nerveux, entraînant une encéphalopathie chronique, des troubles neurologiques et psychomoteurs et le système rénal, provoquant des néphropathies et une altération progressive de la

fonction rénale. D'autres effets peu spécifiques peuvent aussi se manifester au cours d'exposition à long terme et à bas niveau sur les systèmes cardiovasculaires et nerveux [37]. Le plomb est classé dans la catégorie cancérigène possible pour l'homme par le CIRC. De plus, une exposition chronique aux isotopes radioactifs du plomb, tels que le  $^{210}\text{Pb}$ , est susceptible de déclencher le cancer.

Les effets d'une exposition au plomb par voie cutanée ne sont pas documentés [16].

Les enfants en bas âge, chez qui le taux d'absorption peut atteindre 50 %, sont plus sensibles à une exposition au plomb.

#### 4.2.1.5 Le polonium

Les effets du polonium sur la santé ne sont pas documentés. Cependant, du fait de la radioactivité inhérente à certains isotopes du polonium, notamment le  $^{210}\text{Po}$ , une exposition orale ou cutanée au polonium est par conséquent susceptible de causer le cancer.

### 4.2.2 Relations dose-réponse

#### 4.2.2.1 Risque non cancérigène

Les relations dose-réponse liées au risque non cancérigène sont des relations avec seuil. Ce risque est associé à la toxicité chimique des éléments.

Pour l'uranium, des valeurs toxicologiques par voie orale dérivées de données d'expérimentation animale sont fournies par plusieurs organismes. En 1989, l'USEPA obtient une dose de référence RfD, c'est-à-dire une estimation de la dose quotidienne pour laquelle il est probable de n'avoir aucun effet pendant la vie entière, de 0,003 mg/kg/jour. Plus récemment, en 1999, l'ATSDR donne un niveau de risque minimal pour une exposition temporaire de 0,0021 mg/kg/jour et précise que cette valeur est suffisamment protectrice pour pouvoir être utilisée pour une exposition chronique. Mais la valeur utilisée par la suite est celle, plus conservatrice, de l'OMS, qui a retenu en 1998 la Dose Journalière Admissible de 0,0006 mg/kg/jour, valeur qui a été abaissée en 2001 à 0,0005 mg/kg/jour. Les facteurs d'incertitude pour ce calcul sont de 3 pour le passage de la LOAEL à la NOAEL, 3 pour l'extrapolation de l'animal à l'homme et 10 pour la variabilité humaine, soit un total de 90 [32].

Pour le plomb, le RIVM, qui est l'institut national de santé publique et de l'environnement des Pays-Bas, obtient en 1999, pour les effets sur le développement et le système nerveux central, la valeur de DJA de 0,0036 mg/kg/jour. Cette valeur a été dérivée de données humaines. Précisons que l'ATSDR estime qu'il y a trop d'incertitudes concernant le seuil d'effets pour estimer un niveau de risque minimal.

Pour le radium et le polonium, il n'existe pas de valeurs toxicologiques mais le risque cancérigène semble plus important.

#### 4.2.2.2 Risque cancérigène

Le risque cancérigène par voie orale, pour chacun des éléments retenus pour l'évaluation des risques, correspond au risque radiologique.

Le modèle de référence pour l'évaluation du risque radiologique est celui de la CIPR 60 [18] qui est présenté en détail dans la deuxième partie de ce mémoire. Rappelons que ce modèle fait appel à une relation linéaire sans seuil et que le facteur de risque de cancer mortel pour les personnes du public est de  $5.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ .

En ce qui concerne le risque de leucémie, plusieurs modèles existent. Dans cette étude, c'est un modèle calculant un excès de risque absolu qui a été choisi car il ne nécessite pas la connaissance des taux d'incidence de base. Nous utiliserons donc par la suite le modèle de Preston dérivé du suivi de l'incidence des cancers dans la LSS, qui est un modèle linéaire sans seuil recommandé par l'UNSCEAR [38]. Le modèle de Preston, à appliquer avec un temps de latence de deux ans, s'écrit de la manière suivante :

$$\text{ERA} = a (D + 0,79 D^2) \exp(-b(t-25))$$

avec ERA : excès de risque absolu par Sv pour 10 000 personnes-années ;

D : dose à la moelle en Sv ;

t : temps depuis l'exposition ;

a et b sont des coefficients dont la valeur est donnée dans le tableau 15.

**Tableau 15 : Valeurs des coefficients a et b dans le modèle de Preston**

	âge à l'exposition					
	hommes			femmes		
	< 20 ans	20 - 39 ans	> 40 ans	< 20 ans	20 - 39 ans	> 40 ans
a	0,33	0,48	1,31	0,66	0,97	2,64
b	0,17	0,13	0,07	0,07	0,03	-0,03

#### 4.2.3 Evaluation des expositions

##### 4.2.3.1 Populations exposées

La population concernée par l'impact sanitaire des activités minières sur les eaux destinées à la consommation humaines sont la population de Limoges d'une part et la population alimentée par le SIDEP de la Gartempe d'autre part. Le dénombrement de ces populations est effectué à l'aide des données des recensements de l'INSEE [39], disponibles en annexe 24.

La population concernée par l'impact sanitaire des activités minières sur les eaux de loisirs sont les baigneurs du lac de Saint-Pardoux. En juillet et août, le nombre de visiteurs est estimé à 2 000 en semaine, 4 000 le dimanche et 7 000 le 14 juillet et le 15 août.

##### 4.2.3.2 Estimation des doses

###### Modèles d'estimation des doses

Il s'agit de décrire dans ce paragraphe les modèles d'estimation des doses individuelles associées à l'ensemble des voies d'exposition du public. Dans le cas du risque radiologique lié aux eaux et

introduit par les activités minières, les voies d'expositions sont au nombre de deux : l'exposition externe par immersion dans l'eau et l'exposition interne par ingestion.

Les modèles du calcul de dose pour le risque radiologique sont les suivants :

- pour l'exposition externe par immersion, la dose annuelle individuelle pour chaque radionucléide s'écrit :

$$D_{imm}(i,n) = A(i,n) \times T \times C_{imm}(i)$$

- avec  $D_{imm}$  : dose annuelle en Sv par immersion ;  
 $A$  : activité du radionucléide dans l'eau en Bq/m<sup>3</sup> ;  
 $T$  : temps d'immersion en s ;  
 $C_{imm}$  : coefficient de dose par exposition externe par immersion en Sv.m<sup>3</sup>/Bq.s ;  
 $i$  : radionucléide considéré ;  
 $n$  : année considérée.

Les coefficients utilisés  $C_{imm}$  provient de données élaborées par l'USEPA [40] et sont présentés en annexe 10.

- pour l'exposition interne par ingestion, la dose annuelle pour un individu de la classe d'âge  $a$  et pour chaque radionucléide s'écrit :

$$D_{ing}(a,i,n) = A(i,n) \times C_{ing}(i,a)$$

- avec  $D_{ing}$  : dose annuelle en Sv par ingestion  
 $A$  : activité ingérée en Bq ;  
 $C_{ing}$  : coefficient de dose par ingestion en Sv/Bq ;  
 $i$  : radionucléide considéré ;  
 $n$  : année considérée ;  
 $a$  : classe d'âge considérée.

En ce qui concerne les coefficients de dose par ingestion, deux cas de calcul sont effectués. D'une part, le calcul en dose efficace engagée ; pour cela, les coefficient utilisés sont ceux issus de la directive Euratom 96/29. D'autre part, le calcul en dose efficace ou en dose à un organe – moelle osseuse, surface des os par exemple – reçue chaque année du fait des incorporations de l'année et des années antérieures ; pour cela, les coefficients utilisés sont ceux de la CIPR [41].

### **Hypothèses et données utilisées pour le calcul des activités**

Pour les eaux de boisson, le calcul des activités est réalisé à l'aide des mesures de l'activité du <sup>226</sup>Ra et de la teneur en uranium en sortie des stations de traitement effectuées dans le cadre réseau de surveillance de la qualité radiologique. Il a été possible de remonter jusqu'aux valeurs mesurées en 1981. Il faut préciser que, par mesure de prudence, certaines valeurs inférieures au seuil de mesure ont été prises égales à ce seuil. Les moyennes annuelles sont reportées dans le tableau 16. Le passage des teneurs en uranium en µg/L aux activités en Bq/L de I<sup>238</sup>U et de I<sup>234</sup>U est explicité en annexe 25.

Pour évaluer l'impact sanitaire lié aux activités minières, il est nécessaire de soustraire à ces valeurs annuelles les valeurs du bruit de fond naturel. Celui-ci a été estimé à l'aide des mesures obtenues sur le bassin hydrographique en amont des rejets en tenant compte pour l'uranium de l'efficacité de la

filrière de traitement. Les valeurs retenues pour le bruit de fond naturel sont de 0,2 µg/L et de 0,02 Bq/L pour le <sup>226</sup>Ra.

**Tableau 16 : Moyennes annuelles de l'activité en radium et de la teneur en uranium de 1981 à 2001 en sortie des stations de traitement de Limoges et du SIDEP de la Gartempe**

	SIDEP		Limoges	
	URANIUM µg/l	RADIUM 226 Bq/l	URANIUM µg/l	RADIUM 226 Bq/l
1981	1,25	0,050	2,65	0,074
1982	1,80	0,031	1,77	0,081
1983	1,70	0,050	2,54	0,077
1984	1,48	0,050	1,96	0,065
1985	1,76	0,050	3,30	0,065
1986	1,13	0,050	1,14	0,056
1987	1,05	0,050	1,03	0,050
1988	1,54	0,050	1,00	0,050
1989	2,42	0,050	1,00	0,055
1990	1,52	0,050	1,04	0,050
1991	1,60	0,050	1,07	0,070
1992	1,42	0,050	1,32	0,050
1993	1,14	0,050	1,25	0,066
1994	1,00	0,050	1,01	0,070
1995	1,00	0,050	1,00	0,048
1996	1,00	0,050	0,47	0,047
1997	0,37	0,034	0,54	0,040
1998	0,41	0,035	0,58	0,040
1999	0,46	0,029	0,51	0,036
2000	0,48	0,023	0,42	0,036
2001	0,38	0,026	0,40	0,035

Un des problèmes qui se pose est que tous les radioéléments à vie longue de la chaîne de l'<sup>238</sup>U susceptibles d'être présents ne sont pas mesurés. Si des études ont permis de montrer que le <sup>230</sup>Th est présent à des teneurs comparables à celles du bruit de fond naturel, les données concernant le <sup>210</sup>Pb et le <sup>210</sup>Po sont insuffisantes pour pouvoir éliminer ces radioéléments de l'évaluation des risques. Une étude en cours sur le lac de Saint-Pardoux tendrait à montrer que l'activité du <sup>210</sup>Pb est environ le tiers de celle du <sup>226</sup>Ra. L'activité du <sup>210</sup>Po qui, comme le <sup>210</sup>Pb, est présent majoritairement sous forme particulaire, est prise égale à celle du <sup>210</sup>Pb, à défaut d'avoir de valeurs propres à ce radionucléide. Cependant, le comportement de ces deux radionucléides dans la filière de traitement est inconnu. Deux hypothèses ont donc été formulées : la première, dite hypothèse haute, prenant en compte le <sup>238</sup>U, le <sup>234</sup>U, le <sup>226</sup>Ra, le <sup>210</sup>Pb et le <sup>210</sup>Po, la seconde, dite hypothèse basse, prenant en compte uniquement le <sup>238</sup>U, le <sup>234</sup>U et le <sup>226</sup>Ra. Cette seconde hypothèse est certainement plus réaliste car le <sup>210</sup>Po et le <sup>210</sup>Pb, très majoritairement présents sous forme particulaire, devraient être facilement éliminés dans les stations de traitement. Cependant quelques dixièmes Bq/L d'activité volumique en <sup>210</sup>Pb et en <sup>210</sup>Po correspondent à d'infimes quantités en masse volumique et ces faibles teneurs ne garantissent pas l'efficacité du traitement.

En outre, les consommations d'eau quotidiennes et annuelles ont été estimées en fonction de l'âge (cf. tableau 17). Il a été fait l'hypothèse que ces consommations sont valables pour toute la population ; ce raisonnement peut être contesté car il est vrai qu'une partie de la population ne boit pas l'eau du robinet mais, pour cette population, faire l'hypothèse d'une consommation nulle d'eau du robinet aurait conduit à une sous-évaluation du risque car tout le monde utilise une quantité non négligeable d'eau du robinet, par exemple pour la cuisson des aliments, et en consomme donc par ce biais.

**Tableau 17 : Estimation des consommations quotidiennes et annuelles d'eau du robinet en fonction de l'âge**

	< 1 an	1 - 2 ans	3 - 7 ans	8 - 12 ans	13 - 17 ans	18 ans et +
L/jour	0	1	1,5	2	2	2
L/an	0	365	547,5	547,5	730	730

Pour le lac de Saint-Pardoux, des mesures sur les eaux de baignade ont été effectuées en mai 1996. La teneur moyenne en uranium était de 0,003 mg/L et l'activité en radium était inférieure à 0,1 Bq/L. A chaque baignade, le volume absorbé est estimé à 100 mL d'eau.

#### **Hypothèses concernant les durées d'immersion**

Pour le calcul de l'exposition externe par immersion, il a été fait l'hypothèse conservatrice pour l'eau du robinet d'un bain de 30 minutes chaque jour de l'année pour tout individu quel que soit son âge et, pour les eaux de loisirs, d'une baignade d'une durée d'une heure pour tout individu quel que soit son âge.

### **4.2.4 Caractérisation des risques**

#### **4.2.4.1 Risque non cancérigène**

L'évaluation du risque non cancérigène ne prend en compte que l'exposition interne par ingestion. Elle consiste à calculer des coefficients de dangers QD qui sont égaux aux rapports des doses journalières d'exposition DJE liés aux activités minières sur les Doses Journalières Admissibles DJA (cf. 4.2.2.1).

Pour le plomb, seul est pris en compte l'isotope  $^{210}\text{Pb}$ , les autres isotopes radioactifs ayant une durée de vie courte et le plomb stable étant présent à des concentrations normales. L'activité du  $^{210}\text{Pb}$  est prise égale au tiers de celle du  $^{226}\text{Ra}$ , ce qui aboutit à des teneurs en masse volumique extrêmement faibles.

Calcul des DJA pour un individu de 70 kg : DJA(U) = 0,035 mg/j

DJA (Pb) = 0,21 mg/j

Calcul des DJE les plus défavorables : DJE (U) = 0,0062 mg/j (adulte à Limoges en 1985)

DJE (Pb) = voisin de 0 dans tous les cas

Calcul des QD les plus défavorables : QD (U) = 0,18 (adulte à Limoges en 1985)

QD (Pb) = 0 dans tous les cas

Un QD inférieur à 1 signifie que la population exposée est théoriquement hors de danger. En Haute-Vienne, le risque chimique lié aux activités minières et par le vecteur eau du robinet est donc nul. Cependant, la dose en uranium ingérée du fait des activités minières était au début des années quatre-vingt suffisamment importante pour approcher uniquement par la voie eau la DJA de l'uranium par ingestion. En 2001 à Limoges, le QD lié aux activités minières n'est plus que de l'ordre de  $10^{-2}$ .

#### 4.2.4.2 Risque cancérogène

##### Risques liés aux eaux destinées à l'alimentation humaine

###### Doses efficaces annuelles

Dans un premier temps, des calculs de dose efficace ont été effectués pour chaque année entre 1981 et 2001 à Limoges en appliquant les deux hypothèses décrites précédemment (cf. 4.2.3.2). Dans les deux cas, la dose maximale est atteinte en 1985 : 13,8  $\mu\text{Sv}$  pour l'hypothèse basse et 41,9  $\mu\text{Sv}$  pour l'hypothèse haute pour les adultes. La tendance est à une baisse des doses efficaces annuelles (cf. figure 19) et en 2001 celles-ci sont de 3,2  $\mu\text{Sv}$  pour l'hypothèse basse et 10,1  $\mu\text{Sv}$  pour l'hypothèse haute.

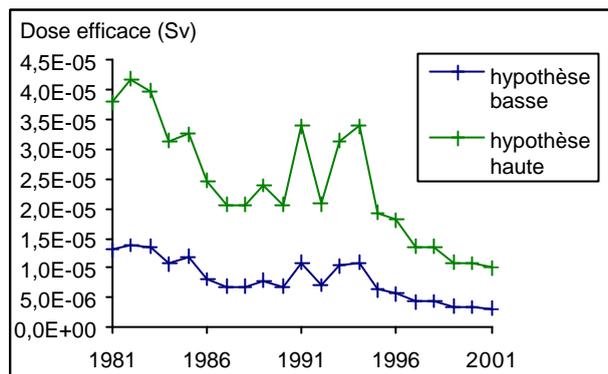


Figure 19 : Evolution de la dose efficace pour l'adulte

En détaillant l'influence de chaque radionucléide par ingestion et l'influence de l'exposition externe par immersion, il apparaît que, pour l'hypothèse haute (cf. figure 20), la dose est essentiellement due au  $^{226}\text{Ra}$ , au  $^{210}\text{Po}$  et au  $^{210}\text{Pb}$  et que, pour l'hypothèse basse (cf. figure 21), la dose est due majoritairement au  $^{226}\text{Ra}$ . Dans les deux cas, l'exposition externe est complètement négligeable.

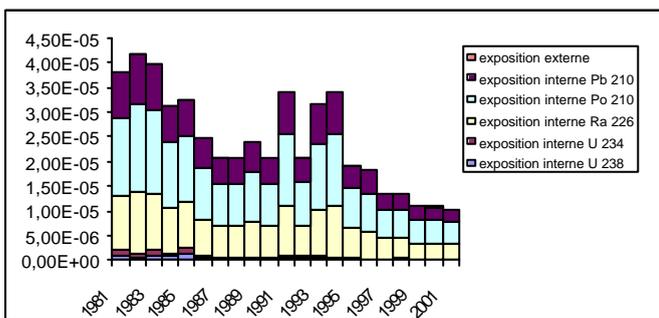


Figure 20 : Evolution de la dose efficace annuelle en Sv pour l'adulte en utilisant l'hypothèse haute

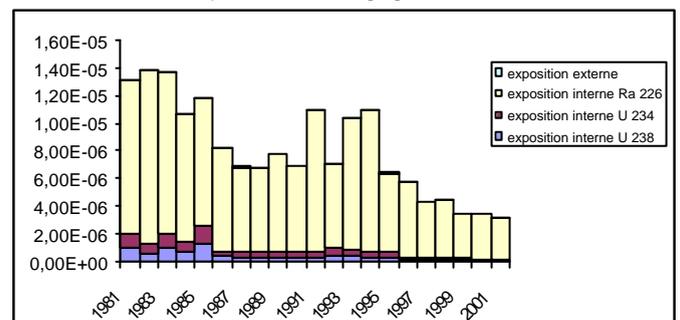


Figure 21 : Evolution de la dose efficace annuelle en Sv pour l'adulte en utilisant l'hypothèse basse

Pour le SIDEP, où les teneurs, notamment en radium, sont plus faibles qu'à Limoges, les doses efficaces sont sensiblement plus petites : le maximum est atteint en 1989 avec 21,8  $\mu\text{Sv}$  pour l'hypothèse haute et 8,0  $\mu\text{Sv}$  pour l'hypothèse basse.

En appliquant le coefficient de la CIPR 60, il est possible de déterminer les risques individuels sur la vie entière de décès par cancer et hémopathie maligne. L'annexe 26 donne ce risque pour la population de Limoges, pour chaque catégorie d'âge et pour chaque année entre 1981 et 2001. Le risque le plus fort est atteint en 1982 pour les enfants de 1 et 2 ans avec un risque individuel de

$5,76.10^{-6}$  pour l'hypothèse haute et de  $1,16.10^{-6}$  pour l'hypothèse basse. Chez l'adulte, ce risque est de l'ordre de  $10^{-7}$  pour l'hypothèse basse, qui semble plus réaliste, et il a été divisé par 4 entre 1981 et 2001.

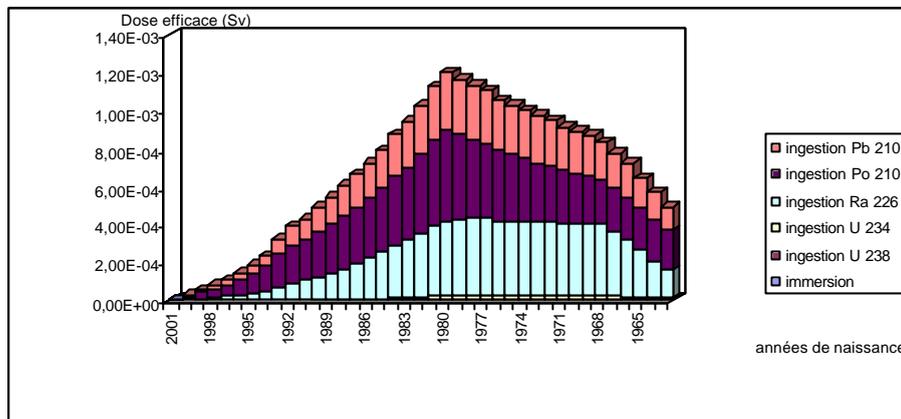
Il est également possible de calculer un risque collectif correspondant au nombre de décès attendus par cancers et hémopathies malignes, en multipliant les risques individuels par classe d'âge par le nombre d'individus dans la classe d'âge correspondante et en sommant les risques collectifs de toutes les classes d'âge. Le tableau 18 présente les résultats de ce risque collectif pour la population de Limoges pour les trois années du recensement ayant eu lieu pendant la période étudiée. Pour le SIDEP, le risque individuel est faible et la population desservie est plus faible, donc le risque collectif, non calculé, aurait été plus faible qu'à Limoges.

	Hypothèse basse	Hypothèse haute
1982	0,14	0,80
1990	0,06	0,38
1999	0,03	0,09

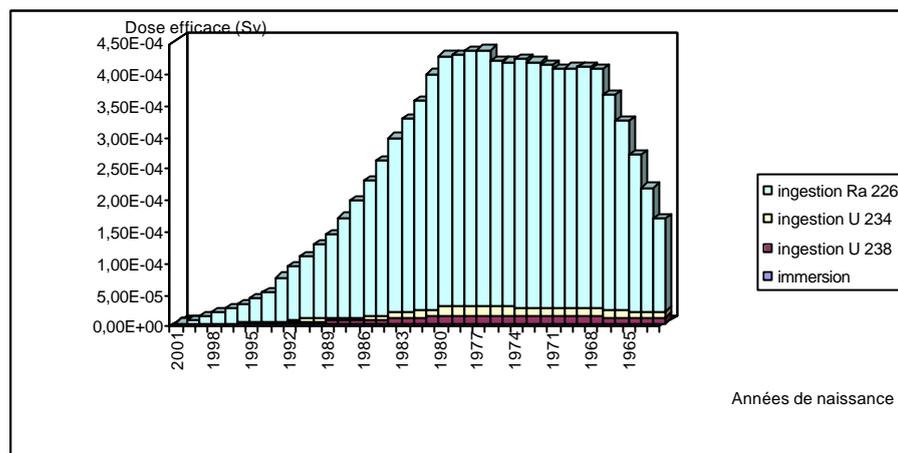
**Figure 18 : Risques collectifs annuels de décès par cancers et hémopathies malignes en 1982, 1990 et 1999 du fait de la pollution de l'eau potable de Limoges par les activités minières**

#### Doses efficaces cumulées

Ces risques calculés à partir de doses efficaces annuelles, s'ils fournissent des indications sur l'évolution du risque, ne sont pas représentatifs des risques encourus par la population. En effet, pour les personnes résidant plusieurs années dans les zones concernées, les risques individuels annuels se cumulent. Les doses efficaces cumulées pour les habitants ayant toujours résidé à Limoges entre 1981 et 2001 calculées avec l'hypothèse haute et l'hypothèse basse figurent respectivement sur les figures 22 et 23. De ces graphiques, il ressort que la dose efficace liée à l'exposition externe par immersion est négligeable ; les ingestions d'uranium sont également très faibles, même dans l'hypothèse basse dans laquelle seules les ingestions de  $^{226}\text{Ra}$  sont prises en compte en plus de l'exposition externe et des ingestions d'uranium. La population recevant les plus fortes doses du fait de la consommation d'eau potable à Limoges entre 1981 et 2001 sont les gens nés en 1979 pour l'hypothèse haute avec 1,17 mSv et les gens nés en 1979 pour l'hypothèse basse avec 0,43 mSv. En appliquant à ces valeurs le coefficient de la CIPR 60, on obtient un risque individuel de décès par cancer et hémopathie maligne de  $5,85.10^{-5}$  pour l'hypothèse haute pour les gens nés en 1979 et  $2,17.10^{-5}$  pour l'hypothèse basse pour les gens nés en 1978. Ne connaissant pas la population ayant toujours résidé entre 1981 et 2001 à Limoges, il n'est pas possible de calculer un risque collectif. La façon la plus compréhensible d'exprimer ces résultats est la suivante : avec l'hypothèse haute pour les gens nés en 1979, il est attendu 1 décès pour 17 000 individus du fait des radionucléides introduits par les activités minières dans l'eau potable consommée à Limoges entre 1981 et 2001 ; avec l'hypothèse basse pour les gens nés en 1978, il est attendu 1 décès pour 46 000 individus. Les résultats chiffrés de ces calculs sont fournis en annexe 27, de même que les résultats et les graphiques pour les gens desservies par le SIDEP et dont le risque est plus faible qu'à Limoges.



**Figure 22 : Doses efficaces cumulées calculées avec l'hypothèse haute du fait des radionucléides introduits par les activités minières dans l'eau potable consommée à Limoges entre 1981 et 2001 en fonction de l'année de naissance**



**Figure 23 : Doses efficaces cumulées calculées avec l'hypothèse basse du fait des radionucléides introduits par les activités minières dans l'eau potable consommée à Limoges entre 1981 et 2001 en fonction de l'année de naissance**

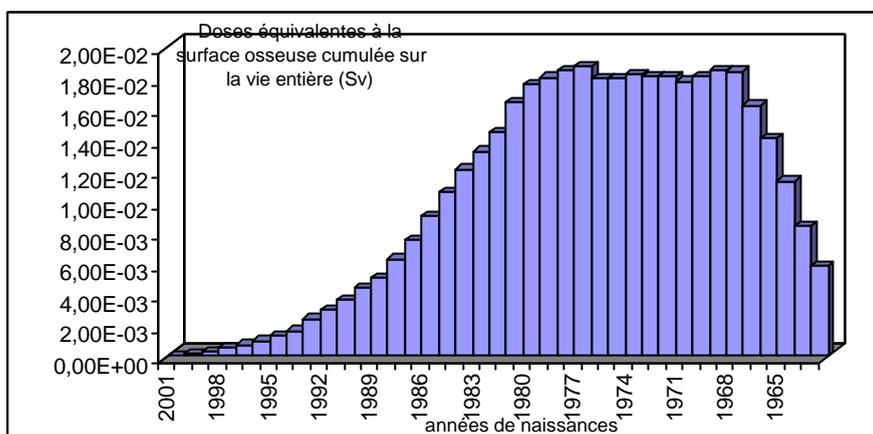
De plus, plutôt que de travailler avec des doses efficaces qui expriment les combinaisons des différentes doses délivrées à plusieurs tissus différents et dont le but est d'obtenir une corrélation simple avec l'ensemble des risques, il serait préférable d'utiliser des doses équivalentes aux organes afin de tenir compte du tropisme des éléments. Par la suite, afin de respecter les contraintes temporelles qui me sont imposées pour la réalisation de ce mémoire, les calculs ne seront effectués qu'avec l'hypothèse basse, jugée plus réaliste, et uniquement pour la population de Limoges, pour laquelle le risque est le plus fort ; de plus, les doses apportées par l'exposition externe et par l'ingestion d'uranium seront négligées.

#### Doses équivalentes cumulées à la surface osseuse

Les coefficients de dose équivalente aux organes du  $^{226}\text{Ra}$  sont les plus élevés pour la surface des os, ce qui caractérise le tropisme osseux de ce radionucléide. C'est pourquoi, il a été calculé les doses à la surface osseuse afin d'évaluer le risque de cancer des os. Ces coefficients varient selon les âges et le nombre d'années après ingestion et sont destinés à estimer des doses cumulées.

Puisque le risque de cancer a un temps de latence long, il a été calculé le risque sur la vie entière, en utilisant les coefficients de dose équivalente à la surface des os 30 ans après l'ingestion. En effet, la dose apportée annuellement 30 ans après l'ingestion est négligeable. La figure 24 présente sous forme graphique les doses obtenues et les données chiffrées détaillées sous fournies en annexe 28.

Ce sont les gens nés entre 1968 et 1979 qui reçoivent les doses les plus fortes, voisines de 18 mSv, du fait du  $^{226}\text{Ra}$  introduit par les activités minières dans l'eau potable consommée à Limoges entre 1981 et 2001. Le risque sur la vie entière de décès par cancer des os est calculée en appliquant le facteur de risque de décès de  $5.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$  et le facteur de pondération pour la surface des os de 1 %. On obtient alors pour les gens nés entre 1968 et 1979 et ayant résidé à Limoges entre 1981 et 2001 un risque de  $9.10^{-6}$ , ce qui est équivalent à 1 décès par cancer des os pour 110 000 habitants.



**Figure 24 : Doses équivalentes à la surface osseuse cumulée du fait du  $^{226}\text{Ra}$  introduit par les activités minières dans l'eau potable consommée à Limoges entre 1981 et 2001 en fonction de l'année de naissance**

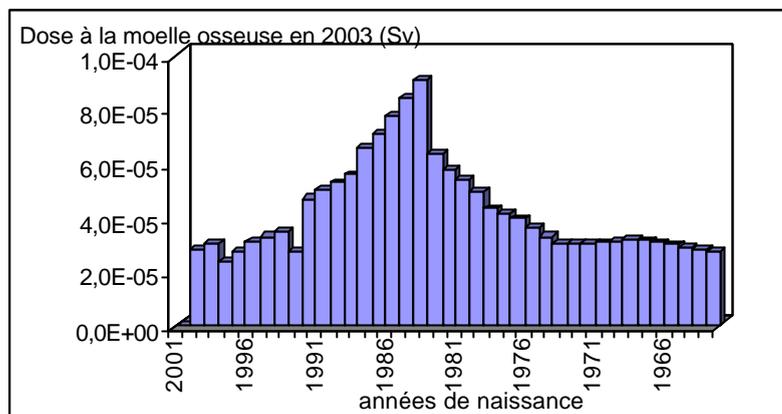
#### Doses équivalentes cumulées à la moelle osseuse

Les rayonnements ionisants sont un des seuls facteurs de risque clairement identifiés pour ce type de pathologie. C'est pourquoi il a été choisi d'étudier les doses délivrées à la moelle osseuse, à l'origine de ce type de pathologie. De plus, le temps de latence des leucémies est plus faible que celle des cancers solides.

Pour estimer la dose délivrée par an après l'ingestion, il est nécessaire d'interpoler les valeurs de coefficients de doses cumulée à différents âges. Le principe est de soustraire le coefficient de dose cumulée l'année  $n-1$  à l'année  $n$ . Par exemple, pour un adulte, le coefficient de dose 1 an après l'ingestion est de  $2,1.10^{-7} \text{ Sv/Bq}$ ; 5 ans après l'ingestion, ce coefficient est de  $5,3.10^{-7} \text{ Sv/Bq}$ . Chaque année, le coefficient de dose reçue 1 an, 2 ans, 3 ans, 4 ans et 5 ans après l'ingestion vaut :

$$(5,3.10^{-7} - 2,1.10^{-7}) / 4 = 8.10^{-8}$$

De cette manière, il a été calculé la dose à la moelle en 2003 liée à la présence de  $^{226}\text{Ra}$  dans l'eau potable de Limoges entre 1981 et 2001. Contrairement aux calculs précédents, les doses de  $^{226}\text{Ra}$  proviennent non seulement de la contamination liée aux activités minières mais aussi du bruit de fond naturel. Les résultats détaillés de ces calculs de doses sont en annexe 29. Les doses, pour les individus nés avant 2000 sont comprises en  $25 \mu\text{Sv}$  et  $90 \mu\text{Sv}$ , le maximum étant atteint pour les gens nés en 1984 (cf. figure 25).



**Figure 25 : Doses équivalentes à la moelle osseuse en 2003 du fait du  $^{226}\text{Ra}$  présent dans l'eau potable consommée à Limoges entre 1981 et 2001 en fonction de l'année de naissance**

Le modèle de calcul de l'excès de risque absolu de Preston propose un temps de latence de 2 ans après l'exposition ; de plus, selon ce modèle, le risque devient nul 25 ans après l'exposition. L'annexe 30 présente les risques pour une personne-année en 2005, 2010, 2015 et 2020 d'incidence de leucémie en fonction de l'année de naissance du fait de la dose incorporée en 2003 liée à la consommation d'eau potable à Limoges entre 1981 et 2001. Ces risques sont extrêmement faibles ; en théorie, il faudrait cumuler les risques résultant des doses incorporées de chaque année de vie mais le calcul pour 2003 montre qu'il est tout à fait improbable que le risque individuel total pour l'ensemble des années de vie ne dépasse  $10^{-10}$ . En outre, l'évolution du risque décroît avec le temps sauf pour les femmes exposées à plus de 40 ans pour lesquelles une augmentation, toutefois très limitée, du risque avec le temps est constatée (cf. annexe 30). Cette augmentation s'explique par le signe négatif du paramètre b dans la formule du modèle de Preston (cf. 4.2.2.2).

### Risques liés aux eaux de loisirs

Seul le lac de Saint-Pardoux est concerné par ce risque. Notons d'abord que l'exposition externe par le sable des plages du lac n'est pas prise en compte car ce sable, rapporté du lit de la Vienne, a une radioactivité inférieure à la radioactivité du sol de la région de Saint-Pardoux. Seules la baignade et la consommation de poissons provenant du lac seront évaluées.

Pour la baignade, les hypothèses suivantes sont effectuées : chaque baignade dure une heure durant laquelle 100 mL d'eau sont abordés. L'activité du  $^{226}\text{Ra}$  étant inférieure au seuil de détection, elle sera prise, par précaution, égale à ce seuil de 0,1 Bq/L et les activités du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^{210}\text{Po}$  seront prises égales au tiers de celle du  $^{226}\text{Ra}$ . En appliquant ces hypothèses conservatrices, pour une baignade, la dose liée à l'immersion est de  $2.10^{-13}$  Sv et la dose efficace liée est inférieure à 0,01  $\mu\text{Sv}$  pour un adulte et de 0,16  $\mu\text{Sv}$  pour un enfant de moins de 1 an pour lequel les coefficients de dose sont plus élevés. Le risque par baignade est de décès par cancer ou par hémopathie maligne est de  $5.10^{-10}$  pour un adulte, soit 1 décès pour plus de 2 milliards de baignades et de  $8,2.10^{-9}$  pour un enfant de moins de 1 an, soit 1 décès pour plus de 1 milliard de baignades. Le risque de baignade est donc négligeable.

Pour la consommation de poissons, une étude de la CRII-RAD [42] a relevé en 1998 des concentrations allant jusqu'à 86 Bq/kg de chaire fraîche pour  $^{238}\text{U}$ , 23 Bq/kg de chaire fraîche pour le  $^{226}\text{Ra}$  et 8,7 Bq/kg de chaire fraîche pour le  $^{210}\text{Pb}$ . Les teneurs en  $^{230}\text{Th}$  et en  $^{210}\text{Po}$  n'ont pas été mesurées. La dose efficace ingérée pour une consommation de 1 kg est de 16  $\mu\text{Sv}$  pour un adulte et

de 40  $\mu\text{Sv}$  pour un enfant de 3 à 7 ans, soit, en appliquant le coefficient de la CIPR 60, un risque de respectivement  $8.10^{-7}$  et de  $2.10^{-6}$  de décès par cancer ou par hémopathie maligne du fait de la consommation de poisson.

### **4.3 FAISABILITE D'UNE ENQUETE EPIDEMIOLOGIQUE**

#### **4.3.1 Pertinence d'une enquête épidémiologique**

Dans l'état actuel des outils techniques et des connaissances scientifiques disponibles, une étude épidémiologique peut être appréhendée par sa capacité à mettre en évidence un excès de risque de pathologie donnée. Une estimation préalable par une démarche d'évaluation quantitative des risques permet d'apprécier dans quelle mesure une étude épidémiologique, qui consiste non pas à estimer mais à compter des événements sanitaires, pourrait avoir la puissance statistique nécessaire pour objectiver d'éventuels effets sanitaires.

#### **4.3.2 Hypothèses**

##### **4.3.2.1 Hypothèses démographiques**

Une étude de type cohorte est la méthodologie la mieux adaptée. La population étudiée dans cette étude de cohorte est la population née à Limoges entre 1981 et 2001 et ayant toujours résidé à Limoges jusqu'en 2001. Les hypothèses démographiques sont les suivantes : 1 500 enfants naissent chaque année à Limoges et le taux de départ de la ville et de décès est de 2 % par an. Avec ces hypothèses, la population suivie compte 25 925 individus (cf. tableau 19).

##### **4.3.2.2 Choix de l'indicateur d'effet**

L'indicateur d'effet choisi est l'ensemble des cancers. L'épidémiologie de l'ensemble des cancers est, d'une certaine façon, plus facile que celle d'un cancer spécifique, du fait de la présence d'un plus grand nombre de cas. Cela signifie que la précision statistique des études basées sur l'ensemble des cancers devrait être plus forte. Cependant, l'hétérogénéité entre les différents types de cancers, qui peuvent avoir des étiologies très différentes, contrebalance l'affirmation précédente. Quoi qu'il en soit, les résultats obtenus précédemment avec la leucémie, très faibles, ne pouvait pas permettre le choix de cette pathologie comme indicateur d'effet malgré le fait que les rayonnements ionisants soient l'un des seuls facteurs de risque connus pour la leucémie. Le cancer des os aurait peut-être pu être choisi du fait du tropisme osseux du  $^{226}\text{Ra}$ , mais le risque est probablement trop faible pour permettre une étude épidémiologique.

#### 4.3.2.3 Décès attendus hors exposition

Compte tenu du délai de latence d'apparition de la plupart des cancers, une étude épidémiologique s'intéressant à ce risque nécessiterait un suivi de cohorte sur la vie entière, 70 ans étant la convention. Ainsi, le nombre de personnes-années de suivi est de  $70 \times 25\,925 = 1\,814\,750$ .

Le taux de mortalité de référence par cancers est de 245,8 décès pour 100 000 habitants et par an, pris sur la base des données issues du rapport du ministère de la santé sur l'incidence et la mortalité des cancers en France en 1995 [43]. Ainsi, hors exposition, le nombre de décès attendus dans la cohorte est de  $1\,814\,750 \times 245,8 / 100\,000 = 4\,461$ .

Il faudrait observer au moins 4 593 décès, soit 132 en excès par cancer dans la cohorte pour pouvoir conclure statistiquement avec un niveau de confiance de 95 % à une mortalité plus élevée, ce qui correspond à un risque relatif de 1,03.

Il est à noter que ce calcul est effectué sur la base de données récentes de mortalité par cancer. Une étude de cohorte sur la vie entière nécessiterait de prendre en compte l'évolution de la mortalité de cette maladie du fait de l'évolution des modes de vie, de l'effet éventuel des politiques de prévention et des évolutions thérapeutiques [44].

### 4.3.3 Risque de cancers dans la cohorte lié à l'exposition à l'eau potable de Limoges

#### 4.3.3.1 Calcul de la dose efficace

Pour le calcul de la dose efficace, seul le  $^{226}\text{Ra}$  est pris en compte, la dose apportée par l'uranium étant négligeable et la présence d'autres radioéléments,  $^{210}\text{Pb}$  et  $^{210}\text{Po}$ , étant très incertaine. Les apports de  $^{226}\text{Ra}$  dans l'eau de boisson proviennent des activités minières et du bruit de fond naturel qui n'est pas soustrait dans cette partie.

La méthode utilisée pour le calcul des doses efficaces est celle décrite pour le calcul des doses à la moelle osseuse dans le paragraphe 4.2.4.2, par interpolation les valeurs de coefficients de doses efficaces cumulées (cf. annexe 10) à différents âges. Les doses annuelles devenant négligeables 30 ans après l'exposition, elles ont été calculées pour chaque année jusqu'en 2031, puis sommées. Le coefficient de la CIPR 60 de  $5 \cdot 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$  est ensuite appliqué pour chaque année de naissance, ce qui permet d'obtenir le risque individuel par année de naissance. Ce risque individuel par année de naissance est ensuite multiplié par le nombre d'individus de la cohorte nés dans l'année et le risque collectif par année de naissance est sommé pour toutes les années de 1981 à 2001. En effectuant ce calcul, le nombre de décès par cancers attendus par l'exposition à la radioactivité de l'eau de Limoges dans la cohorte est de 0,68 (cf. tableau 19).

Le tableau 19 permet de s'apercevoir également que, pour les générations les plus jeunes de cette cohorte, le risque individuel dû à la dose reçue de la naissance jusqu'en 2003 est très faible par rapport à la dose qu'ils recevront dans les années futures à cause de l'exposition entre l'année leur naissance et 2001.

**Tableau 19 : Calcul du risque collectif vie entière pour la cohorte**

Année de naissance	Risque individuel du aux incorporations jusqu'en 2003	Risque individuel du aux incorporations sur la vie entière	Nombre d'individus	Risque collectif vie entière
1981	2,26E-05	2,81E-05	1001	0,028
1982	2,11E-05	2,65E-05	1021	0,027
1983	1,95E-05	2,51E-05	1042	0,026
1984	1,84E-05	2,52E-05	1063	0,027
1985	1,74E-05	2,63E-05	1085	0,029
1986	1,57E-05	2,76E-05	1107	0,031
1987	1,41E-05	2,88E-05	1130	0,033
1988	1,28E-05	2,97E-05	1153	0,034
1989	1,14E-05	3,00E-05	1177	0,035
1990	1,02E-05	2,97E-05	1201	0,036
1991	8,80E-06	2,88E-05	1225	0,035
1992	7,81E-06	2,84E-05	1250	0,036
1993	6,57E-06	2,80E-05	1276	0,036
1994	5,42E-06	2,49E-05	1302	0,032
1995	4,31E-06	2,49E-05	1329	0,033
1996	3,59E-06	2,44E-05	1356	0,033
1997	3,00E-06	2,44E-05	1384	0,034
1998	2,42E-06	2,44E-05	1412	0,034
1999	2,02E-06	2,39E-05	1441	0,034
2000	1,70E-06	2,32E-05	1470	0,034
2001	9,05E-07	2,21E-05	1500	0,033
total			25925	<b>0,68</b>

#### 4.3.3.2 Pertinence d'une enquête épidémiologique

L'évaluation du risque conclue que moins d'un décès par cancer dans la cohorte attribuable à l'exposition devrait être observée. Dans l'hypothèse où le modèle utilisé sous-estimerait l'excès de risque, ces sous-estimations du risque devraient être d'un facteur supérieur ou égal à  $132/0,68 = 194$  pour que l'étude épidémiologique envisagée et réalisée dans des conditions optimales puisse mettre en évidence un excès significatif de décès par cancers.

Le résultat de cette étude ne permet pas de penser qu'un risque de décès par cancer attribuable au <sup>226</sup>Ra dans l'eau de Limoges entre 1981 et 2001 puisse être détectable par une étude épidémiologique définie avec les conditions du paragraphe 4.3.3.

## 5 - DISCUSSION DES RESULTATS ET COMMENTAIRES

### 5.1 LES LIMITES DE CETTE EVALUATION DES RISQUE

A la fois limitée par des contraintes de temps et par la qualité des données utilisées pour le calcul des doses, cette évaluation est soumise à quelques approximations.

#### 5.1.1 Durée de l'exposition

Dans cette étude, seules les concentrations dans l'eau potable entre 1981 et 2001 ont été utilisées. Or, les activités minières sont bien antérieures à 1981 et, depuis 1981, une amélioration continue de la qualité est observée. Cela laisse supposer que la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine à Limoges et dans les communes desservies par le SIDEP était depuis les années soixante ou soixante-dix jusqu'en 1980 de moins bonne qualité que pendant la période étudiée.

Cette approximation est importante car les risques individuels pour les gens nés en 1980 et avant ainsi les risques collectifs sont sous-évalués. Elle explique également la forme en cloche des graphiques représentant les doses reçues en fonction des années de naissance. Il est plus probable qu'après 1981 on devrait observer un plateau au lieu d'avoir une diminution des doses.

#### 5.1.2 Calculs de dose

##### 5.1.2.1 Approximations liées au seuil de mesures analytiques

Plusieurs résultats des analyses du réseau de surveillance de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine sont inférieurs au seuil de détection. Par mesure de prudence, les mesures ont été prises égales à ce seuil ou estimées de manière conservatrice afin de ne pas sous-estimer le risque. certaines de cette approximation pourrait même conduire à une surestimation importante.

##### 5.1.2.2 Incertitudes sur le comportement du $^{210}\text{Pb}$ et du $^{210}\text{Po}$

Le  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^{210}\text{Po}$  sont, dans les eaux très majoritairement, sous forme particulaire. Il est très probable qu'après traitement ces radioéléments soient éliminés de l'eau potable. Des études sur l'efficacité de la filière de traitement permettraient d'invalider l'une ou l'autre des hypothèses – présence ou absence du  $^{210}\text{Po}$  et du  $^{210}\text{Pb}$  – et de valider l'autre.

##### 5.1.2.3 Incertitudes des modèles

Le modèle de la publication 60 de la CIPR, bien qu'internationalement reconnu, est de plus en plus controversé (cf. annexe 13). Notamment, l'hypothèse d'une relation linéaire sans seuil est de plus en

plus soumise à de vives critiques. L'amélioration de la connaissance, qu'elle provienne des études épidémiologiques ou des études cellulaires in vitro, devrait dans les prochaines années permettre d'affiner les évaluations de risque. Pour le moment, au vu des incertitudes sur l'existence ou non d'un seuil, le principe de précaution impose d'utiliser le modèle le plus conservateur, c'est-à-dire l'absence de seuil.

Pour le calcul du risque de leucémies, il existe des modèles qui proposent un calcul de risque pour les expositions in utero. Dans ce mémoire, l'exposition in utero n'a pas été prise en compte mais, au vu des résultats de l'exposition ex utero, il est peu probable qu'elle ait une influence sur le risque.

#### 5.1.2.4 Estimation du bruit de fond

L'objectif de cette étude était de calculer l'impact des activités minières. Or, le sous-sol de la région concernée est naturellement riche en uranium et les eaux contiennent naturellement de la radioactivité. Ce bruit de fond a été naturel a été estimé à partir d'analyses en amont des rejets. Cependant, du fait des différences géologiques des lits des cours d'eau, il peut exister des variations notables de bruit de fond entre les ruisseaux.

### 5.1.3 Autres voies d'exposition

Seule la voie eau a été prise en compte dans cette évaluation. Cela est justifié par le fait que la population exposée aux risques inhérents aux activités minières est uniquement exposée par la voie eau et que, inversement, la population exposée par les autres voies, n'est pas exposée par la voie eau.

Une évaluation globale de l'impact sanitaire des activités minières pour les personnes du public devrait prendre en compte les autres voies d'exposition, qui concernent les gens vivant à proximité des sites miniers lorsque l'extraction minière battait son plein. Depuis la fin des activités, ce risque est aujourd'hui probablement très faible. Des études, de la CRII-RAD notamment [45], ont essayé d'estimer la contamination par voie atmosphérique et sur la chaîne alimentaire, mais elles se heurtent au problème de l'évaluation du bruit de fond. Ici, cela peut conduire à une sous-estimation du bruit de fond et par conséquent à une surestimation de l'impact des activités minières.

## 5.2 DISCUSSION DES RISQUES CALCULES

### 5.2.1 Qu'est ce qu'un risque acceptable ?

A partir de quel risque, individuel ou collectif, les autorités concernées aurait-elle obligation de mettre en œuvre des mesures de maîtrise et de réduction ? L'USEPA l'a fixé entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  pour le risque individuel cancérigène sur une vie entière ; les Pays-Bas ont retenu le seuil de  $10^{-4}$  [46].

A titre de comparaison pour le lecteur peu habitué à manipuler des valeurs de risque, le tableau 20 donne des valeurs annuelles de risque de décès pour différentes activités. On s'aperçoit que certains risques très sérieux – fumer, conduire par exemple – sont pris délibérément. La différence de ces

risques avec le risque radiologique lié aux activités minières est que ce dernier est imposé aux personnes par des décisions collectives modifiant le cadre de vie.

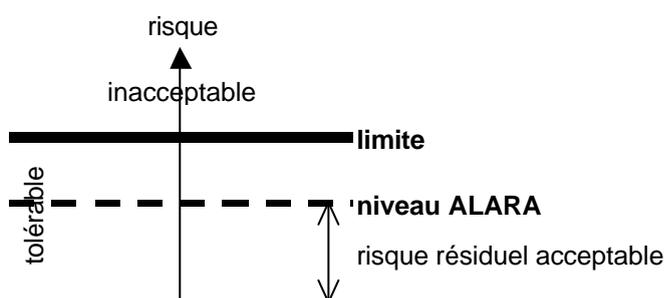
**Tableau 20 : Exemple de risques individuels annuels estimés de décès**

Activité	Risque annuel de décès
Fumer 10 cigarettes par jour	$2,5 \cdot 10^{-3}$
Tous accidents confondus	$5 \cdot 10^{-4}$
Conduite automobile (16 000 km/an)	$2 \cdot 10^{-4}$
Travail dans l'industrie	$3 \cdot 10^{-5}$
Désastre naturel	$2 \cdot 10^{-5}$
Atteinte par la foudre	$1 \cdot 10^{-6}$

Finalement, le choix de la valeur de mesures de contrôle ou de réduction est-il vraiment affaire de loi ? Car la perception social d'un risque, même erronée, ne doit pas être sous-estimée et les préoccupations qui sous-tendent cette perception du risque ne peuvent être réduites par un discours purement technique et rationnel, même s'il est bien fondé. Cela est particulièrement vrai pour le risque radiologique lié à des activités industrielles pour lequel le modèle de l'acceptabilité du risque doit être appliqué.

### 5.2.2 Le modèle de l'acceptabilité du risque

Dans le modèle de l'acceptabilité du risque (cf. figure 26), la limite fait la séparation entre le risque acceptable et le risque tolérable ; cependant, le risque tolérable ne signifie pas obligatoirement que le risque est acceptable : c'est le niveau ALARA, résultant d'un consensus à une situation donnée et à un moment donné, qui donne le niveau de risque acceptable. Le consensus doit être obtenu entre l'exploitant, les représentants de l'état et des collectivités locales et les associations de citoyen. La question qui se pose maintenant est de savoir si, en Haute-Vienne, ce débat pour obtenir le risque acceptable a toujours eu lieu.



**Figure 26 : Le modèle de l'acceptabilité du risque**

### 5.2.3 Vers la gestion du risque

Un des principes essentielles est la dualité entre l'évaluation et la gestion des risques : autrement dit, pour éviter toute complication ou tout conflit d'intérêt, l'évaluateur et le gestionnaire des risques doivent

être différents. Il semble cependant opportun d'écrire dans ce paragraphe les conclusions évidentes découlant de l'évaluation.

Les risques chimiques sont essentiellement liés à la présence d'uranium. Ils semblent toutefois être nuls ici.

Les risques radiologiques résultant de la consommation d'eau potable sont liés essentiellement à la présence de <sup>226</sup>Ra. Ils doivent être mis en parallèle avec les limites de dose imposées par la réglementation en matière de radioprotection d'autant plus que la radioactivité inhérente aux activités minières entre complètement dans le cadre de la radioactivité naturelle renforcée, notion introduite en 1996 dans la réglementation européenne. On rappelle que, selon la réglementation, la radioprotection impose de respecter la limite de dose efficace de 1 mSv/an. Pour l'eau potable, la dose efficace annuelle ne doit pas dépasser 0,1 mSv. Dans l'hypothèse la plus conservatrice et pour l'année la plus défavorable, la dose efficace annuelle associée aux activités minières est de 0,04 mSv à Limoges. En revanche, pour les enfants, la dose efficace de 0,1 mSv est dépassée certaines années mais uniquement avec l'hypothèse haute. De plus, le risque radiologique est lié à une exposition chronique sur de nombreuses années ; c'est pourquoi, la dose prise en référence est généralement celle des adultes.

Les risques associés à la consommation de poissons pêchés dans le lac de Saint-Pardoux peuvent devenir importants en cas de fortes consommations. Les pêcheurs devraient être informés de ces risques.

En revanche, le risque de leucémie par consommation d'eau potable est écarté tout comme les risques associés à la baignade dans le lac de Saint-Pardoux.

### 5.3 DONNEES DE MORTALITE EN HAUTE-VIENNE

Les données de mortalité en Haute-Vienne de 1995 à 1999 font apparaître un excès de cas de leucémies chez la femme. Le SMR, calculé par la méthode la standardisation indirecte est de 1,88. Une étude la mortalité par classe d'âge laisse apparaître qu'il s'agit de la mortalité des femmes de plus de 65 ans qui est en excès (cf. tableau 21).

**Tableau 21 : Données de mortalités par leucémies chez la femme, en Haute-Vienne**

	Population féminine totale	Population féminine de 65 à 74 ans	Population féminine de 75 à 84 ans	Population féminine de 85 à 94 ans
Population Haute-Vienne	164262	17038	9868	3546
Nombre de décès	104	29	24	29
IC 95% de l'espérance du nombre de cas observé - loi de Poisson	[85,82-126,04]	[19,42-41,65]	[15,38-35,71]	[19,42-41,65]
Nombre de cas attendus en Haute-Vienne	56,1	13,5	16,6	11,1
Population France	30101269	2888197	1871586	930853
Nombre de décès	2223	457	630	583
Taux mortalité pour 100 000 PA	7,39	15,82	33,66	62,63

Cependant, au vu de l'évaluation des risques, cet excès de mortalité ne peut en aucun cas être expliqué par la pollution des eaux de la Haute-Vienne par les activités minières.

## 5.4 COMPARAISON AVEC D'AUTRES TYPES D'IRRADIATIONS

La dose annuelle absorbée du fait des activités minières par le vecteur eau peut, à titre comparatif, être mis en parallèle avec des doses liés à d'autres irradiations.

### 5.4.1 Les irradiations médicales

L'utilisation des rayonnements ionisants en médecine est de loin la source d'exposition de la population la plus importante parmi l'ensemble des expositions introduites par les activités humaines. Les différentes catégories d'exposition sont liées à l'utilisation des rayonnements pour le diagnostic, la radiologie interventionnelle ou la radiothérapie. Cependant, dans ce domaine, l'utilisation des rayonnements conduit généralement à un bénéfice direct pour les patients exposés.

La dose annuelle moyenne est de 1,1 mSv mais il existe une grande variabilité selon les individus.

### 5.4.2 Les irradiations environnementales

#### 5.4.2.1 D'origine naturelle

Rappelons qu'en moyenne, l'irradiation naturelle est responsable de 2,4 mSv par an, mais cette irradiation varie selon les régions. En Haute-Vienne, elle avoisine 6 mSv [46].

L'irradiation naturelle est liée à l'ingestion de radioéléments naturels par les aliments, au rayonnement  $\gamma$  et au radon. En France, on estime que l'ingestion de radionucléides naturels dans l'alimentation apporte une dose de 0,2 mSv.

En Haute-Vienne, une campagne de 52 mesures du rayonnement  $\gamma$  dans les habitations a permis d'obtenir un débit de dose de 106,5 nSv/h, avec une valeur minimale de 56 nSv/h, une valeur maximale de 178 nSv/h et un écart-type de 25 nSv/h. Ce débit de dose est composé de deux composantes : le débit de dose  $\gamma$  d'origine tellurique est évalué à 79 nSv/h et le débit de dose d'origine cosmique est évalué à 27,5 nSv/h. En faisant les hypothèses qu'un français passe entre 85 et 95 % de son temps dans les habitations, que les débits de dose apportés par les rayonnements d'origine cosmique sont les mêmes à l'extérieur et à l'intérieur des bâtiments, que les débits de dose  $\gamma$  d'origine tellurique à l'extérieur des bâtiments sont en moyenne inférieurs de 20 % aux débits de dose externe à l'intérieur, la dose moyenne annuelle apportée par les rayonnements d'origine cosmique et les rayonnements  $\gamma$  d'origine tellurique est estimée à 0,92 mSv.

La campagne de mesures de radon dans l'habitat en Haute-Vienne, comportant 237 mesures, a abouti à une moyenne de 204 Bq/m<sup>3</sup>, avec des valeurs extrêmes allant de 12 à 4 687 Bq/m<sup>3</sup> et un écart-type de 403 Bq/m<sup>3</sup>. En appliquant le modèle de la CIPR 65 [47] et en considérant qu'un français passe 80 % de son temps en habitat intérieur, le nombre de décès attribuables au radon pour 10 000 habitants est de 178,2 (cf. figure 27).

L'impact sanitaire des irradiations environnementales d'origine naturelle est semblable donc nettement plus élevé que l'impact sanitaire consécutif à la pollution des eaux par les activités minières.

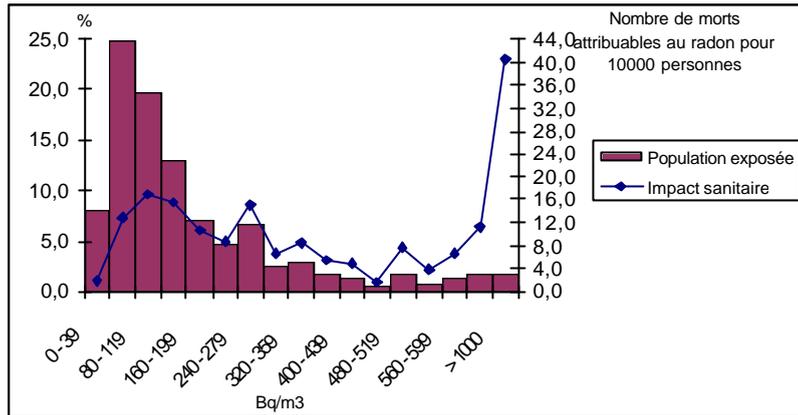


Figure 26 : Evaluation de l'impact sanitaire lié au radon dans l'habitat en Haute-Vienne

#### 5.4.2.2 D'origine anthropique

Les irradiations environnementales d'origine anthropique proviennent des retombées des essais atomiques, des retombées de l'accident de Tchernobyl et de l'impact des rejets des installations nucléaires qui sont responsables en moyenne pour la France de doses annuelles de respectivement 0,02 mSv, 0,01 mSv et 0,00001 mSv. Les doses efficaces associées à la pollution des eaux par les activités minières ont à Limoges un ordre de grandeur comparable à ce type d'irradiations.

## CONCLUSION

Ce mémoire a été l'occasion de faire le bilan sur les pollutions engendrées par l'extraction de l'uranium et le traitement du minerai. Certaines sources de pollution méritent une plus grande attention car elles sont susceptibles d'apporter à l'environnement des polluants longtemps après la fin de l'exploitation minière et du réaménagement des sites. C'est le cas des eaux d'exhaure des mines, des eaux météoriques ruisselant sur les versants à stériles et des eaux de drainage des sites de stockage des résidus de traitement du minerai. De par la nature de ces sources de pollution, les eaux de surface, qui reçoivent aussi les rejets d'effluents des usines de traitement du minerai, constituent un compartiment environnemental particulièrement vulnérable.

En Haute-Vienne, la pollution des eaux par les activités minières est clairement mise en évidence, par l'analyse du réseau de surveillance de la qualité radiologique des eaux de boisson et par des études ponctuelles spécifiques, sur certains étangs et cours d'eau. Les eaux de la Gartempe, servant au SIDEP à la fabrication de l'eau potable, les eaux des étangs servant à la fabrication de l'eau potable de la Ville de Limoges et les eaux de loisirs du lac de Saint-Pardoux ont reçu et reçoivent encore dans certains cas des radioéléments de la chaîne de l'<sup>238</sup>U provenant de ces activités.

Dans le cadre de la radioactivité naturelle renforcée, notion introduite en 1996 dans la réglementation européenne, la radioactivité provenant des sites miniers doit être prise en compte dans les mesures de radioprotection. L'évaluation de l'impact sanitaire consécutif à la pollution des eaux par les activités minières permet de s'apercevoir que la réglementation en matière de radioprotection ainsi que les recommandations de l'OMS en matière de qualité radiologique de l'eau potable, reprises dans la réglementation nationale, sont respectées. Le <sup>226</sup>Ra est, dans l'hypothèse jugée la plus réaliste, le principal responsable de la dose efficace tandis que l'uranium exerce surtout une toxicité chimique plutôt que radiologique. De plus, si le risque de leucémie, les risques liés à la toxicité chimique et les risques liés à la baignade sont écartés à l'issue de cette évaluation, les résultats au sujet du risque de cancers par la consommation d'eau potable à Limoges et dans les communes desservies par le SIDEP et par la consommation de poissons pêchés dans le lac de Saint-Pardoux seront discutés, malgré le respect des réglementations, l'amélioration continue de la qualité depuis 1981 et la comparaison avec l'impact sanitaire lié à la radioactivité naturelle, supérieur à celui lié aux activités minières.

En effet, dans le domaine de la radioactivité, le respect des normes n'est pas suffisant : par le passé, la transparence en matière de radioactivité n'a pas été totale, comme par exemple après l'accident de Tchernobyl, et cela a provoqué une méfiance de la part de la population. C'est pourquoi, les critères de rejets à des niveaux tolérables de radioéléments dans l'environnement doivent être élaborés en accord avec la population qui doit être informée à tout moment des décisions en matière de radioprotection. De plus, la radioactivité est vue par la population comme un phénomène complexe, réservé aux spécialistes. L'enseignement comme toute autre discipline scientifique de la radioactivité, quasiment inexistant en milieu scolaire, ne permettrait-il pas à la population de mieux appréhender ce phénomène et d'élever la qualité du débat public en matière de radioprotection ?

---

## Bibliographie

---

- [1] Bavoux, B. et Guiollard, P.-C., *L'uranium de la Crouzille*. Fichous ; Pierre-Christian Guiollard Auteur - Editeur, 1998, 198 p.
- [2] COGEMA - Etablissement de Bessines, La lettre de la Crouzille n°21, mai 2002
- [3] Agence canadienne d'évaluation environnementale, Commission conjointe fédérale des projets d'exploitation de mines d'uranium dans le nord de la Saskatchewan - Synthèse des observations, novembre 1997
- [4] COGEMA - Direction de la communication, Le Groupe COGEMA et le développement durable, septembre 2001
- [5] Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Rapport sur les conséquences des installations de stockage des déchets nucléaires sur la santé publique et l'environnement, mars 2000
- [6] Peres, J.-M. et Goldschmidt, Résidus miniers et radon, in *Le radon de l'environnement à l'homme*. Edité par Métivier, H. et Robé M.-C., Les Ulis ; EDP Sciences, Collection IPSN, 1998, 235-252
- [7] Bassot, S., Peres, J.-M., Ferry, C., Goldschmidt, F., Kerouanton, D. et Robé, M.-C., Impact des stockages de résidus de traitement de minerais d'uranium, in *Rapport scientifique et technique 2000*. Edité par Mission Communication IPSN, 2001, 199-205
- [8] Le Bars, Y., Rapport de la mission sur la méthodologie de l'inventaire des déchets radioactifs, mai 2000
- [9] Commission européenne, Avis du groupe d'experts établi conformément à l'article 31 du traité Euratom – Uranium appauvri, mars 2001
- [10] Lochard, J., Schneider, T., Crouail, P., Heriard-Dubreuil, G., Gadbois, S. et Oudiz, A., Rapport CEPN n°269 : le groupe radioécologie Nord-Cotentin, une expérience originale d'expertise pluraliste, novembre 2000
- [11] IPSN, FNSEA et CNIEL, *Agriculture, environnement et nucléaire : comment réagir en cas d'accident*. Fontenay-aux-Roses ; Mission Communication IPSN, Collection IPSN, 1994, 105 p.
- [12] US Environmental Protection Agency et US Department of Energy, Understanding variation in partition coefficient,  $K_d$ , values - Volume 2 : review of geochemistry and available  $K_d$  values for cadmium, cesium, chromium, lead, plutonium, radon, strontium, thorium, tritium ( $^3\text{H}$ ), and uranium, août 1999
- [13] U.S. Department of Health and Human Services, Toxicological profile for uranium, septembre 1999
- [14] ATSDR et US Public Health Service, Toxicological profile for thorium, octobre 1990
- [15] ATSDR et US Public Health Service, Toxicological profile for radium, décembre 1990
- [16] U.S. Department of Health and Human Services, Toxicological profile for lead, juillet 1999
- [17] ATSDR et US Public Health Service, Toxicological profile for radon, décembre 1990

- [18] CIPR, *Recommandations 1990 de la Commission Internationale de Protection Radiologique*. Oxford ; Pergamon Press, 1993
- [19] Boisson, P., Huet, P. et Mingasson, J., Mission collégiale de concertation granite - Rapport à Madame la ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement, à Monsieur le ministre de la recherche, à Monsieur le secrétaire d'Etat auprès du ministre de l'économie, des finances et de l'industrie, chargé de l'industrie, juin 2000
- [20] Verger, P., Hubert, P. et Bard, D., L'évaluation des effets des faibles doses de rayonnements ionisants : apport de l'épidémiologie. *Revue de l'ACOMEN*, 1998, **4** (4) ; 287-297
- [21] Masse, R., Cancérogénèse et rayonnements ionisants : remise en question d'idées reçues et importance des découvertes récentes en radiobiologie, in *Exposition au radon dans les habitations : évaluation et gestion du risque*. Edité par Bard, D., Société Française de Santé Publique, Collection Santé et Société n°8, 2000, 35-57
- [22] Académie des Sciences, *Problèmes liés aux effets des faibles doses des radiations ionisantes (rapport de l'Académie des Sciences n°34)*. Paris ; Edition Lavoisier Tec et Doc, 1995, 120 p.
- [23] Thé, G. (de), Communiqué sur la radioprotection, *Bull. Acad. Natle Med.*, 2000, **184**, 1571-1573
- [24] Guido, I. (de), La radioactivité naturelle dans les eaux de consommation, Ecole Nationale de la Santé Publique, mémoire d'Ingénieur du Génie Sanitaire, 2000
- [25] OMS, *Directives de qualité pour l'eau de boisson*. Deuxième édition, Volume 1 : recommandations, Genève ; OMS, 1994, 202 p.
- [26] Ville de Limoges, Schéma directeur d'alimentation en eau Potable, juin 2002
- [27] CEMRAD et C2M-IRCOM, Etang de la Crouzille – Radioéléments dans l'eau : transferts eau ↔ sédiments, octobre 2001
- [28] CEMRAD et C2M-IRCOM, Etang de la Crouzille – Analyse des sédiments aux arrivées des trois ruisseaux d'alimentation, juin 2000
- [29] CEMRAD et C2M-IRCOM, Etang du Gouillet – Analyse des sédiments aux arrivées des trois ruisseaux d'alimentation, juillet 2001
- [30] CEMRAD et C2M-IRCOM, Analyse spectrométrique des radioéléments présents sur le site du lac de saint-pardoux – Travaux du comité technique pour le lac de Saint-Pardoux, septembre 1999
- [31] Fulco, C. E., Liverman, C. T. et Sox H. C., *Gulf war and health. Vol 1 : depleted uranium, sarin, pyridostigmine bromide, vaccines*. Washington DC ; National Academy press, 2000
- [32] OMS, Depleted uranium : sources, exposure and health effects, WHO/SDE/PHE01.1, avril 2001
- [33] IPSN, Etat des connaissances sur les risques potentiels associés à l'uranium appauvri utilisé dans les armes, rapport DPHD/2001-01, février 2001
- [34] Kurttio, P., Auvinen, A., Salonen, L., Saha, H., Pekkanen, J., Makelainen, I., Vaisanen, S. B., Pentilla, I. M. et Komulainen, H., Renal effects of uranium in drinking water. *Environ. Health Perspect*, 2002, **110** (4) ; 337-342
- [35] Zamora, M. L., Tracy, B. L.; Zielinski, J. M., Meyerhof, D. P. et Moss, M. A., Chronic ingestion of uranium in drinking water : a study of kidney bioeffects in humans. *Toxicol. Sci.*, 1998 ; **43** (1), 68-77

- [36] Lyman G. H., Lyman, C. G. et Johnson, W., Association of leukemia with radium groundwater contamination. *JAMA*, 1985, 254 (5) ; 621-626
- [37] Ministère de la santé Publique et de l'Assurance Maladie – Direction Générale de la santé, *La diagonale des métaux : études sur la teneur en métaux dans l'alimentation*. Le Rheu ; ADHEB, 1995, 31 p.
- [38] UNSCEAR, *1994 report to the General Assembly with scientific annexes : sources and effects of ionizing radiation*. New York ; United Nations, 1994
- [39] INSEE, CD ROM Communes... Profils 87 – 700 indicateurs par commune, INSEE, 2000
- [40] Eckerman, K. F. et Ryman, J. C., *External exposure of radionuclides in air, water and soil*,.Federal guidance Report 12, Washington DC ; USEPA, 1993
- [41] CIPR, CD ROM The ICRP database of dose coefficients : workers and members of the public version 1.0, Pergamon, 1998
- [42] CRII-RAD, Compte-rendu de mesures n° 99-17 : analyses par spectrométrie gamma de poissons prélevés en avril 1999 en aval du lac de Saint-Pardoux (Haute-Vienne), juillet 1999
- [43] FRANCIM – Ministère de l'Emploi et de la solidarité, *Le cancer en france : incidence et mortalité. Situation en 1995, évolution entre 1975 et 1995*. La documentation française, 1995
- [44] InVS, Pertinence d'une étude épidémiologique pour estimer les conséquences sanitaire de la contamination par du radium de la halte garderie située au 12 rue Chomel (Paris 7<sup>ème</sup>), décembre 2000
- [45] CRII-RAD, Etudes radioécologiques sur la Division Minière de la Crouzille. 2<sup>ème</sup> volume : contamination par voie atmosphérique, contrôle de la chaîne alimentaire, mars 1994
- [46] Zmirou, D., Bard, D., Dab, W., Hubert, P., Potelon, J.-L. et Quénel, P., *Quels risques pour notre santé*. Paris ; Syros, 2000, 235 p.
- [47] CIPR, *ICRP publication 65 – Protection against radon at home. A report task group of atomic radiations. Sources and effects of ionizing radiations*. Oxford ; Pergamon Press, 1993

---

## Quelques sites Internet

---

Informations sur les mines :

- sites industriels COGEMA en France : [www.cogema.fr/cogema/fr/connaitre/sites/sites\\_france.htm](http://www.cogema.fr/cogema/fr/connaitre/sites/sites_france.htm)
- mines de Jouac : [apella.ac-limoges.fr/col-fabre-sulpice/francais/clg/travail\\_eleve/smj/sommaire.htm](http://apella.ac-limoges.fr/col-fabre-sulpice/francais/clg/travail_eleve/smj/sommaire.htm)
- histoire des mines d'uranium françaises : [www.geopolis-fr.com/doss.html](http://www.geopolis-fr.com/doss.html)

Vases radioactives de Saint-Pardoux :

- revue de presse : [www.fauvet.net/sf/Limousin/Saint-Pardoux/index.shtml](http://www.fauvet.net/sf/Limousin/Saint-Pardoux/index.shtml)

Des sites d'information sur la radioactivité et la radioprotection :

- IEER (Institute for Energy and Environmental Research) : [www.ieer.org](http://www.ieer.org)
- [laradioactivite.com](http://laradioactivite.com)

Les organismes étrangers et internationaux intervenant en radioprotection :

- l'AIEA : [www.iaea.org](http://www.iaea.org)
- la CIPR : [www.icrp.org](http://www.icrp.org)
- l'OMS : [www.who.org/peh/Radiation/radindex.htm](http://www.who.org/peh/Radiation/radindex.htm)
- l'UNSCEAR : [www.unscear.org](http://www.unscear.org)
- le NRPB : [www.nrpb.org](http://www.nrpb.org)

Les organismes français intervenant en radioprotection :

- l'ASN : [www.asn.gouv.fr](http://www.asn.gouv.fr)
- l'IRSN : [www.irsn.org](http://www.irsn.org)

Les industriels :

- AREVA : [www.arevagroup.com](http://www.arevagroup.com)
- COGEMA : [www.cogema.fr](http://www.cogema.fr)
- CEA : [www.cea.fr](http://www.cea.fr)

Les sociétés savantes et associations à but non lucratif :

- le CEPN : [www.cepn.asso.fr](http://www.cepn.asso.fr)
- la SFEN (Société Française de l'ENergie atomique) : [www.sfen.org](http://www.sfen.org)
- la SFRP (Société Française de RadioProtection) : [www.sfrp.asso.fr](http://www.sfrp.asso.fr)
- l'ANS (American Nuclear Society) : [www.ans.org](http://www.ans.org)

Les associations écologistes intervenues en Haute-Vienne :

- la CRIIRAD (Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité) : [www.criirad.com](http://www.criirad.com)

- l'ADEPAL (Association de Défense de l'Environnement du PAys Limousin) : [www.ifrance.com/vert-et-bleu](http://www.ifrance.com/vert-et-bleu)

La démarche d'évaluation des risques :

- le RESE : [www.intranet.sante.gouv.fr/resosd/rese/santenv/index.htm](http://www.intranet.sante.gouv.fr/resosd/rese/santenv/index.htm)

Les données toxicologiques :

- l'USEPA : [www.epa.gov](http://www.epa.gov)

- l'OMS : [www.who.int/en](http://www.who.int/en)

- l'ATSDR : [www.atsdr.cdc.gov](http://www.atsdr.cdc.gov)

- base de données TERA : [www.tera.org](http://www.tera.org)

Recherche bibliographique sur les effets sanitaires

- MEDLINE : [www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi](http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi)

---

## Liste des annexes

---

Annexe 1 – Quelques notions essentielles au sujet de la radioactivité	p. 71
Annexe 2 – Présentation succincte de l'uranium	p. 72
Annexe 3 – Carte des communes de la Haute-Vienne et localisation des principaux lieux d'activité minière	p. 73
Annexe 4 – Régime juridique des sites miniers	p. 74
Annexe 5 – Ancien schéma du traitement des eaux du complexe minier de Jouac	p. 75
Annexe 6 – Rejets d'eaux d'exhaure des mines en Haute-Vienne	p. 76
Annexe 7 – Carte des rejets liés aux activités minières sur le secteur de Saint-Pardoux	p. 78
Annexe 8 – Carte des rejets liés aux activités minières sur le secteur de Bessines et de Jouac	p. 79
Annexe 9 – Calcul du TAETA	p. 80
Annexe 10 – Coefficients de transfert et de dose	p. 81
Annexe 11 – Estimations des valeurs de $K_d$	p. 82
Annexe 12 – L'apport de l'épidémiologie dans l'évaluation du risque radiologique	p. 83
Annexe 13 – Quelques éléments de controverse autour de la relation linéaire sans seuil	p. 87
Annexe 14 – Stratégie analytique de la qualité radiologique de l'eau de boisson selon les recommandations de l'OMS de 1994	
Annexe 15 – Projet pour la France concernant de stratégie analytique de la qualité radiologique de l'eau de boisson	p. 90 p. 91
Annexe 16 – Projet d'arrêté	p. 94
Annexe 17 – Localisation des points de prélèvement réguliers du réseau de surveillance de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine en Haute-Vienne	
Annexe 18 – Plan de localisation des travaux miniers à proximité des étangs de la Crouzille et de Gouillet	p. 97 p. 98
Annexe 19 – Equilibre séculaire	p. 99
Annexe 20 – Etude des sédiments dans l'étang de la Crouzille et l'étang de Gouillet	p. 100
Annexe 21 – Analyses d'eau étang de la Crouzille	p. 101
Annexe 22 – Etude des sédiments du lac de Saint-Pardoux	p. 103
Annexe 23 – Analyse d'eau dans le Ritord	p. 105
Annexe 24 – Données démographiques utilisées	p. 106
Annexe 25 – Formule de conversion masse-activité	p. 107
Annexe 26 – Risque de décès par cancer ou hémopathie maligne pour les habitants de Limoges consécutivement à la consommation d'eau par année et par catégorie d'âge	p. 108
Annexe 27 – Risque de décès par cancer ou hémopathie maligne pour les habitants de Limoges et les habitants desservis par le SIDEP consécutivement à une consommation d'eau entre 1981 et 2001	p. 109
Annexe 28 – Doses équivalentes à la surface osseuse cumulées sur la vie entière du fait de la consommation d'eau potable à Limoges entre 1981 et 2001	p. 111
Annexe 29 – Doses équivalentes à la moelle osseuse en 2003 du fait de la consommation d'eau potable à Limoges entre 1981 et 2001	p. 112
Annexe 30 – Evolution du risque d'incidence de leucémie du fait de la dose équivalente à la moelle osseuse en 2003 consécutive à la consommation d'eau potable à Limoges entre 1981 et 2001	p. 113

# Annexe 1 – Quelques notions essentielles au sujet de la radioactivité

## Qu'est-ce que la radioactivité ?

La matière est faite d'atomes, la plupart du temps assemblés en molécules. Parmi les atomes, certains sont stables, tandis que d'autres ont des noyaux qui se transforment en noyaux ayant d'autres propriétés en émettant spontanément des rayonnements. La stabilité ou l'instabilité d'un noyau résulte de la compétition entre les forces attractives et répulsives présentes en son sein.

## Les différents types de rayonnements ionisants

En se désintégrant, un noyau radioactif peut émettre différents types de rayonnements :

- le rayonnement  $\alpha$  qui résulte de l'instabilité liée à un trop grand nombre de nucléons. Le noyau recherche la stabilité en émettant un noyau d'hélium. Ce rayonnement est très peu pénétrant, une feuille de papier suffit à les arrêter ;
- le rayonnement  $\beta$  qui résulte de l'instabilité liée à un déséquilibre entre les nombres de protons et de neutrons. Le proton se transforme alors en un neutron ou inversement, avec émission d'un électron ou positon. Ce rayonnement est peu pénétrant, quelques mètres d'air ou quelques millimètres de métal suffisent à l'arrêter ;
- le rayonnement  $\gamma$  qui est une simple désexcitation du noyau, de même nature que l'émission de lumière ou de rayons X par les atomes. Ce rayonnement est très pénétrant, plusieurs dizaines de centimètres de plomb ou de mètres de béton sont nécessaires pour les arrêter.

## Caractérisation d'une source radioactive

Une source radioactive est caractérisée par 2 paramètres indépendants :

- son activité : c'est le nombre de désintégrations qui se produisent par unité de temps. Elle est proportionnelle au nombre d'atomes radioactifs présents ;
- sa période : c'est la durée au bout de laquelle son activité a diminué de moitié. C'est une propriété des atomes de la source.

## Les unités en radioprotection

L'activité d'une source radioactive se mesure en becquerels Bq, qui représente une désintégration par seconde. Pour caractériser une source radioactive, on utilise généralement le nombre de becquerels par unité de volume ou de masse : Bq/kg, Bq/m<sup>3</sup>, Bq/L.

Les rayonnements ionisants cèdent de l'énergie à la matière qu'ils traversent. La grandeur utilisée pour mesurer la quantité d'énergie absorbée est le gray Gy qui correspond à un joule par kilogramme de matière. On utilise également le débit de dose absorbée en Gy/h, qui correspond à la quantité d'énergie reçue par la matière irradiée par unité de masse et par unité de temps.

Lorsque la matière traversée est un organisme vivant, la dose absorbée par le tissu ou l'organe est la dose équivalente qui s'exprime en sievert Sv. Le dégât biologique subit par un tissu vivant irradié par unité de temps est le débit de dose équivalente et s'exprime en sievert par heure Sv/h.

Pour connaître les effets de la radioactivité sur la santé, le lecteur se reportera au paragraphe 2.2.1 du corps du mémoire.

## Annexe 2 – Présentation succincte de l'uranium

L'uranium est un métal (symbole U) de numéro atomique  $Z = 92$  (son noyau possède 92 protons). A l'état naturel, il est formé de trois isotopes, associés dans les proportions suivantes :

$^{238}\text{U}$  dont le noyau contient 146 neutrons, présent à 99,3 %

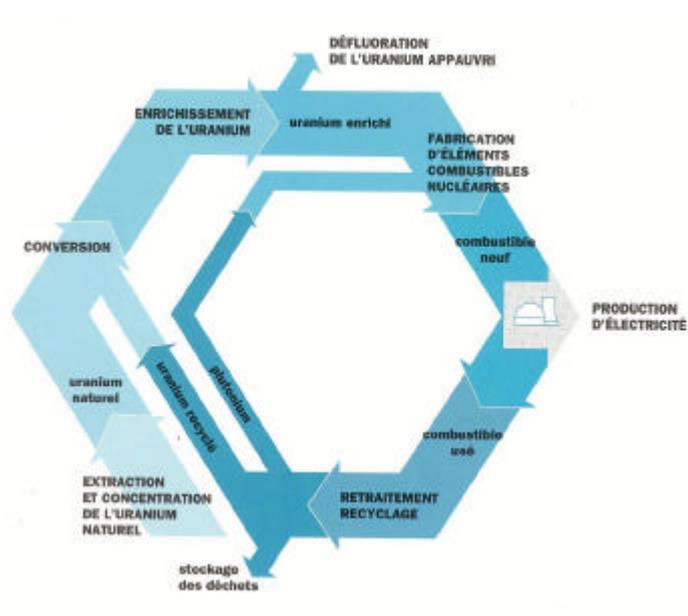
$^{235}\text{U}$  dont le noyau contient 143 neutrons, présent à 0,7 %

$^{234}\text{U}$  dont le noyau contient 142 neutrons, présent à l'état de traces (0,005 %)

L'uranium existe partout à l'état naturel dans les sols et les roches, en particulier celles de type granitique. Sa concentration dans la croûte terrestre est en moyenne de 2 à 3 mg/kg, dans l'eau de mer d'environ 3,3 µg/L. Certains granites ont des teneurs qui peuvent atteindre 10 mg/kg.

Les utilisations de l'uranium sont essentiellement de deux types :

- comme métal lourd (par exemple : matériaux de quilles de bateaux, d'ailes et de gouvernails d'avions) ;
- comme combustible dans les centrales nucléaires, source d'énergie en raison de la propriété fondamentale de l'isotope  $^{235}\text{U}$  d'être fissile (c'est le seul élément naturel à avoir cette propriété) : soumis à un bombardement de neutrons, il fissionne en donnant naissance d'une part à deux nouveaux noyaux produits de fission et des neutrons et d'autre part en produisant de l'énergie. Les neutrons créés sont utilisés pour amorcer une réaction en chaîne de telle sorte que l'énergie produite le soit en continu. C'est donc l' $^{235}\text{U}$  qui est le combustible nucléaire. C'est pourquoi, l'uranium extrait doit être enrichi.



Cycle de l'uranium

## Annexe 3 – Carte des communes de la Haute-Vienne et localisation des principaux lieux d'activité minière



Carte des communes de la  
Haute-Vienne et localisation de  
la Division Minière de la  
Crouzille et de la Société des  
Mines de Jouac (échelle  
1/350000 environ)

- |   |  |  |
|---|--|--|
| <p><b>..égende</b></p> <p><b>Ressources en eau</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="color: blue;">■</span> Lac de St Pardoux (baignade)</li> <li><span style="color: blue;">●</span> Retenues servant à l'alimentation en eau potable de Limoges</li> <li>1 étang du Mazeaud</li> <li>2 étang de Gouillet</li> <li>3 étang de la Crouzille</li> <li>4 étang de Beaune</li> </ul> | <p><b>Division minière de la Crouzille</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="color: green;">■</span> Ancien emplacement de l'usine SIMO</li> <li><span style="color: green;">▲</span> Sièges miniers</li> <li>1 siège du Brugeaud</li> <li>2 siège de Bellezane</li> <li>3 siège du Fraisse-les Gorces</li> <li>4 siège de Fanay-les Sagnes</li> <li>5 siège de Margnac</li> </ul> | <p><b>Société des Mines de Jouac</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="color: grey;">■</span> Ancien emplacement de l'usine</li> <li><span style="color: grey;">▲</span> Ancien emplacement des mines</li> </ul> |
|---|--|--|

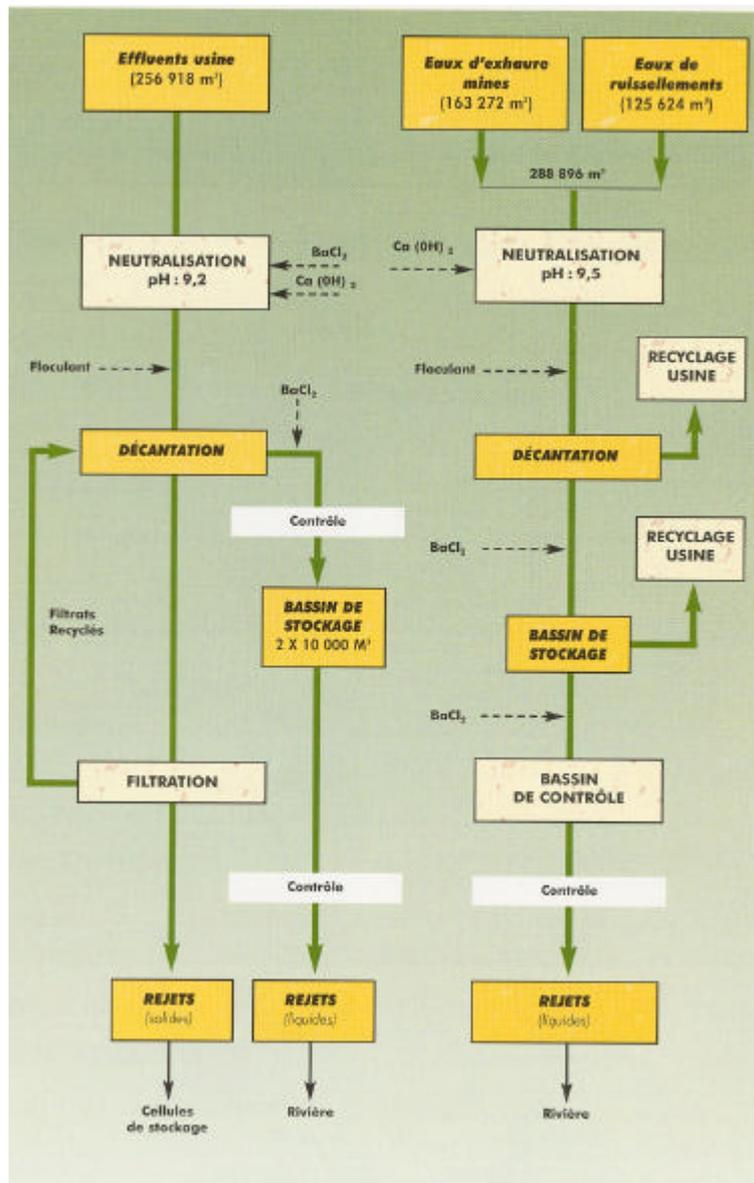
## Annexe 4 – Régime juridique des sites miniers

Les installations de traitement du minerai et de stockage des résidus de traitement du minerai sont des installations classées pour la protection de l'environnement. Après démantèlement total ou partiel, les installations de traitement peuvent théoriquement être réutilisées pour de nouvelles activités. Les sites de stockage des résidus sont soumis à des servitudes et restent sous la responsabilité de l'exploitant qui doit rendre compte de leur surveillance.

### Régimes juridiques relatifs aux minerais d'uranium

	Sites miniers	Usines de traitement	Stockage de résidus de traitement
<b>régime juridique</b>	Code minier Décret du 9 mai 1995 Décrets 89-502 du 13 juillet 1989 Décrets 90-222 du 9 mars 1990	ICPE Loi n° 76-663 du 19 juillet 1976	
<b>Autorisation de création</b>	Concession par décret en Conseil d'Etat après étude d'impact environnemental et enquête publique	Arrêté préfectoral Après étude d'impact environnemental et enquête publique	
<b>Après l'exploitation</b>	Retour dans le domaine public	Nouvelles activités possibles éventuellement	Responsabilité pérenne de l'exploitant et servitudes

## Annexe 5 – Ancien schéma du traitement des eaux du complexe minier de Jouac



## Annexe 6 – Rejets d'eaux d'exhaure des mines en Haute-Vienne

### Caractéristiques des rejets liés aux activités minières en Haute -Vienne

	Rejet n° 1	Rejet n° 2	Rejet n° 3	Rejet n° 4	Rejet n° 5	Rejet n° 6	Rejet n° 7	Rejet n° 8
<b>Lieu</b>	Le Puy de l'Age	Le Puy Teigneux	Montmassacrot	En aval de la station de Bellezane, au bord de la D27 dans un ruisseau se jetant perpendiculairement à la Gartempe	Les Petites Magnelles	Site industriel de Bessines	Déviations du rejet dans une canalisation enterrée en aval de l'étang du Mazeau	En aval de la station de traitement du Fraisie
<b>Origine</b>	Ancienne MCO noyée	MCO et galeries souterraines du Puy Teigneux	MCO remblayée de résidus de traitement et galeries souterraines	Eaux provenant des sites de Puy Teigneux, Montmassacrot et Bellezane	Ruissellement provenant de la MCO	Site minier du Brugeaud-Bessines MCO et galeries souterraines	Site minier des Gorges-Saignedresse	MCO et galeries souterraines du Fraisie
<b>Milieu récepteur</b>	Ruisseau de Bellezane puis Gartempe	La Gartempe	La Gartempe	La Gartempe	La Gartempe	La Gartempe	La Couze	La Couze
<b>N°</b>	R1 PDL 3	R2 PUYT 1	R3 MMT 1	R4 BZN 2	R5 PML 3	R6 SIMO 2	R7 GRS 3	R8 FRS 2
<b>Nature</b>	Eau de la MCO noyée	Eaux d'exhaure	Eaux d'exhaure et eaux de ruissellement de la MCO	Eaux d'exhaure traitées	Eaux de ruissellement	Eaux d'exhaure traitées	Eaux d'exhaure non traitées	Eaux d'exhaure traitées
<b>Station de traitement</b>	Non	Eaux pompées puis traitées à la station de Bellezane	Eaux pompées puis traitées à la station de Bellezane	Oui	Non	Oui	Non	Oui
<b>Débit (m<sup>3</sup>/h)</b>	Moyen : 100 Max : 300		Moyen : 1 à 2 Max : 8	Moyen : 70 Max : 300	Moyen : 5 Max : 10 (en exploitation)	Moyen : 150 Max : 300	Moyen : 20 Max : 50	Moyen : 40 Max : 150

MCO : Mine à ciel ouvert

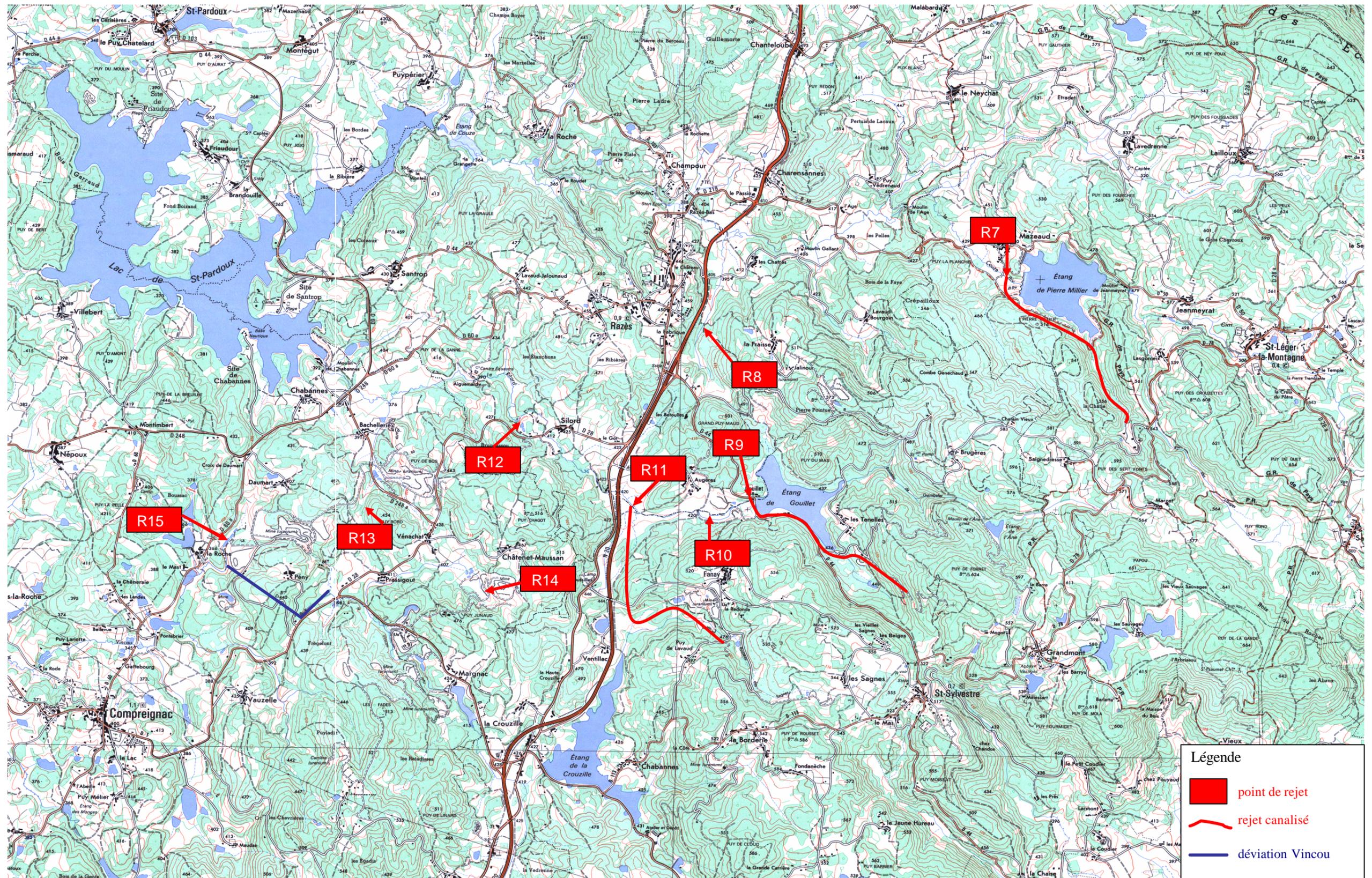
**Caractéristiques des rejets liés aux activités minières en Haute-Vienne (suite)**

	<b>Rejet n° 9</b>	<b>Rejet n° 10</b>	<b>Rejet n° 11</b>	<b>Rejet n° 12</b>	<b>Rejet n° 13</b>	<b>Rejet n° 14</b>	<b>Rejet n° 15</b>	<b>Rejet n° 16</b>
<b>Lieu</b>	Rejet de Saint-Sylvestre-canalisation pour rejet en aval de l'étang de Gouillet	En aval de l'étang de Gouillet	Rejet de Fanay-la Borderie-canalisation pour rejet à côté de l'A20	Silord	Ruisseau affluent du Ritord à Vénachat	Ruisseau affluent du Vincou près de la MCO de châtenet-Maussan	En aval de la station de traitement de Pény	Etang du Cherbois
<b>Origine</b>	Sites miniers de Saint-Sylvestre et des Tenelles	Site minier d'Augères	Sites miniers de Fanay et de la Borderie	Petit site minier de Silord	MCO noyée de Vénachat	Site minier de Châtenet-Maussan	Sites miniers de Margnac et de Pény	Complexe minier du Bernardan-Cherbois (Jouac)
<b>Milieu récepteur</b>	Le Ritord	Le Ritord	Le Ritord	Le Ritord	Le Ritord	Le Vincou	Le Vincou	La Benaize
<b>N°</b>	R9 STSYL 3	R10 AUG 2	R11 BOR 3	R12 SIL 2	R13 VEN B	R14 CTM	R15 PEN2	
<b>Nature</b>	Eaux d'exhaure non traitées	Eaux d'exhaure traitées	Eaux d'exhaure non traitées	Eaux d'exhaure traitées	Eaux d'exhaure non traitées	Eaux de ruissellement de la MCO	Eaux d'exhaure traitées	Eaux d'exhaure et de ruissellement traitées
<b>Station de traitement</b>	Non	Oui	Non	Oui	Oui mais pas en activité	Non	Oui	Oui
<b>Débit (m<sup>3</sup>/h)</b>	Quelques m <sup>3</sup> /h	Moyen : 150 Max : 700	Moyen : 10 Max : 40	Moyen : 30 Max : 55	Moyen : 25 Max : 150	Très faible	Moyen : 130 Max : 440	

MCO : Mine à ciel ouvert

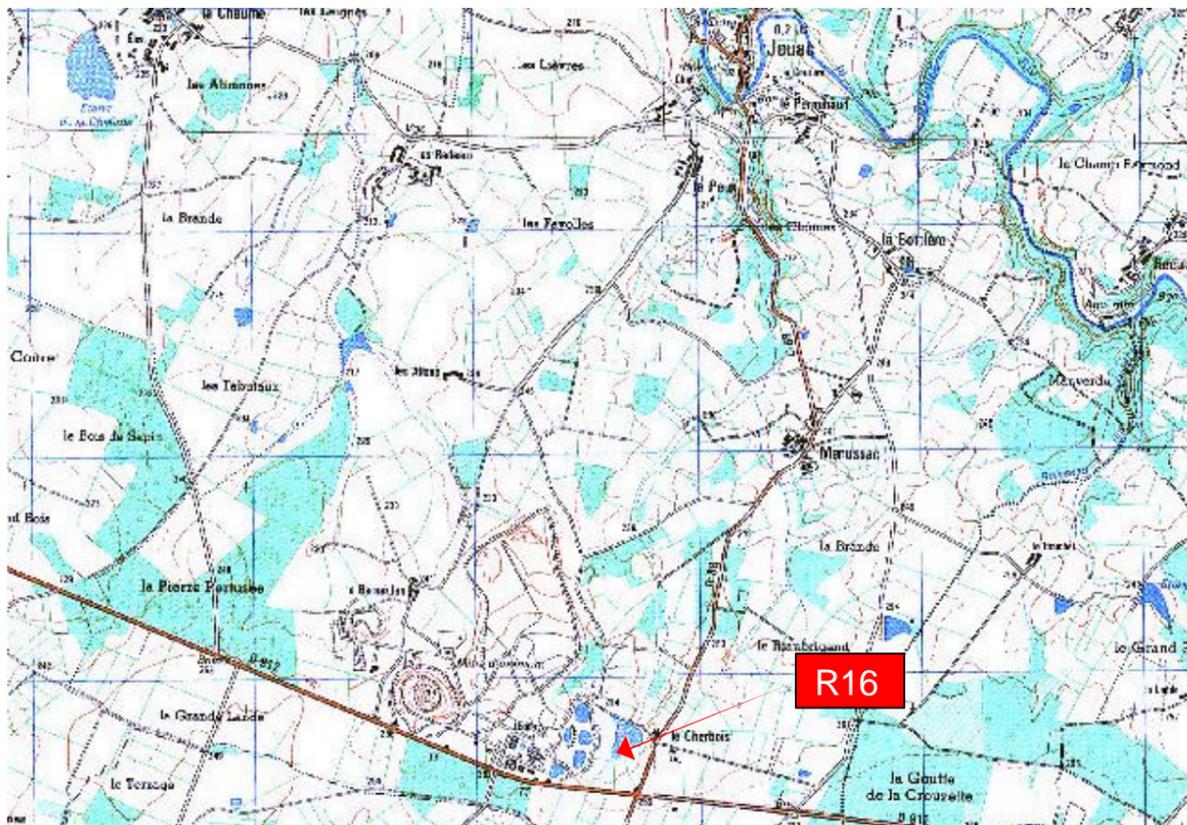


## Annexe 7 – Carte des rejets liés aux activités minières sur le secteur de Saint-Pardoux

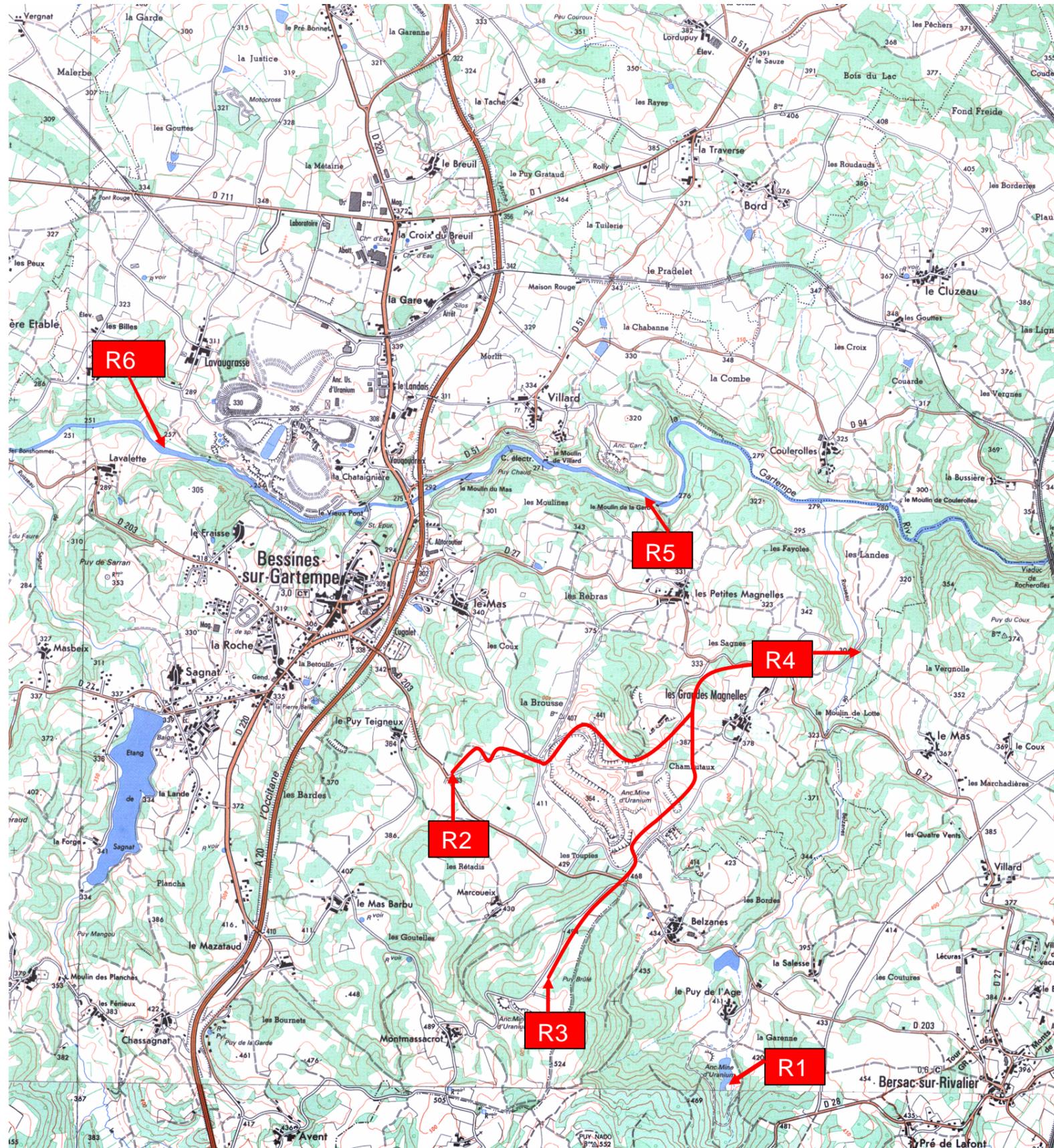
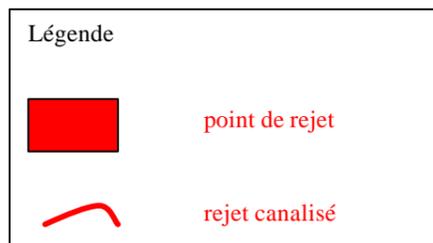


Echelle 1/35000 environ

## Annexe 8 – Cartes des rejets liés aux activités minières sur le secteur de Bessines et de Jouac



Carte des rejets sur le secteur de Jouac (échelle 1/30000 environ)



Carte des rejets sur le secteur de Bessines (échelle 1/30000 environ)

## Annexe 9 – Calcul du TAETA

Par le décret n° 99-222, l'évaluation de l'impact sanitaire des mines et des usines de traitement du minerais d'uranium fait intervenir un indicateur appelé Taux Annuel d'Exposition Total Ajoutée. Cet indicateur est égal à la somme de toutes les contributions à l'exposition ajoutées par rapport à la radioactivité naturelle et rapportée à leur limite naturelle. L'impact radiologique sur l'environnement est considéré comme nul si l'indicateur du TAETA est inférieur à 1. La formule de calcul est la suivante :

$$\text{TAETA} = \text{TAET}_{\text{final}} - \text{TAET}_{\text{initial}}$$

$$\text{avec TAET} = (\text{exposition externe}/5 \text{ mSv}) + (\text{poussières d}^{238}\text{U}/170 \text{ Bq}) + (\text{EAP }^{222}\text{Rn}/2 \text{ mJ}) + (\text{EAP }^{220}\text{Rn}/6 \text{ mJ}) + (\text{poussières uranate}/3 \text{ kBq}) + (\text{Ra ingéré}/7 \text{ kBq}) + (\text{U ingéré}/2 \text{ g})$$

EAP signifie énergie alpha potentielle.

Le mode de calcul et la notion même de TAETA font l'objet d'une controverse. En effet, cet indicateur fait référence à un groupe critique d'une part et à l'exposition naturelle d'autre part. Or ces deux notions sont sujettes à interprétation.

La définition du groupe critique ou groupe de référence est toujours difficile en matière de radioprotection. Deux thèses s'affrontent, celle du réalisme et celle du pessimisme. Dans le cas des sites de stockage de résidus miniers dont l'activité sous-jacente s'exprime à très long terme, il faut faire référence à des situations défavorables de construction d'habitation sur les sites de stockage eux même.

La référence à la radioactivité naturelle prête également à interprétations diverses. La CRII-RAD a montré sur la Division Minière de la Crouzille par des mesures de radon pratiquées sur des cercles concentriques autour de l'usine de Bessines que des variations peuvent être très grandes et entraîner une minoration ou une majoration de l'activité ajoutée.

## Annexe 10 – Coefficients de transfert et de dose

Coefficients de transfert (Bq/kg de végétal par Bq/kg de sol)

	légumes-feuilles	légumes-racines	légumes-fruits
$^{238}\text{U}$	$6,6.10^{-4}$	$2,2.10^{-3}$	$1,0.10^{-4}$
$^{234}\text{U}$	$6,6.10^{-4}$	$2,2.10^{-3}$	$1,0.10^{-4}$
$^{226}\text{Ra}$	$3,9.10^{-3}$	$1,8.10^{-3}$	$3,7.10^{-4}$
$^{210}\text{Pb}$	$8,0.10^{-4}$	$3,2.10^{-3}$	$1,0.10^{-2}$
$^{210}\text{Po}$	$9,6.10^{-5}$	$5,0.10^{-3}$	$1,0.10^{-2}$

Coefficients de dose efficace par exposition externe par immersion ( $\text{Sv.m}^3/\text{Bq.s}$ )

$^{238}\text{U}$	$7,95.10^{-21}$
$^{234}\text{U}$	$1,75.10^{-20}$
$^{226}\text{Ra}$	$6,95.10^{-19}$
$^{210}\text{Pb}$	$1,31.10^{-19}$
$^{210}\text{Po}$	$9,03.10^{-22}$

Coefficients de dose efficace par ingestion ( $\text{Sv/Bq}$ )

âge	< 1 an	1-2 ans	3-7 ans	8-12 ans	13-17 ans	> 17 ans
$^{238}\text{U}$	$3,4.10^{-7}$	$1,2.10^{-7}$	$8,0.10^{-8}$	$6,8.10^{-8}$	$6,7.10^{-8}$	$4,5.10^{-8}$
$^{234}\text{U}$	$3,7.10^{-7}$	$1,3.10^{-7}$	$8,8.10^{-8}$	$7,4.10^{-8}$	$7,4.10^{-8}$	$4,9.10^{-8}$
$^{226}\text{Ra}$	$4,7.10^{-6}$	$9,6.10^{-7}$	$6,2.10^{-7}$	$8,0.10^{-7}$	$1,5.10^{-6}$	$2,8.10^{-7}$
$^{210}\text{Pb}$	$8,4.10^{-6}$	$3,6.10^{-6}$	$2,2.10^{-6}$	$1,9.10^{-6}$	$1,9.10^{-6}$	$6,9.10^{-7}$
$^{210}\text{Po}$	$2,6.10^{-5}$	$8,8.10^{-6}$	$4,4.10^{-6}$	$2,6.10^{-6}$	$1,6.10^{-6}$	$1,2.10^{-6}$

Coefficients de dose équivalente par ingestion du  $^{226}\text{Ra}$  ( $\text{Sv/Bq}$ ) pour l'adulte

temps après ingestion	1 an	5 ans	10 ans	20 ans	30 ans
surface osseuse	$1,9.10^{-6}$	$4,7.10^{-6}$	$6,9.10^{-6}$	$9,3.10^{-6}$	$1,1.10^{-5}$
moelle osseuse	$2,1.10^{-7}$	$5,3.10^{-7}$	$7,2.10^{-7}$	$8,4.10^{-7}$	$8,6.10^{-7}$
dose efficace	$6,5.10^{-8}$	$1,4.10^{-7}$	$2,0.10^{-7}$	$2,4.10^{-7}$	$2,6.10^{-7}$

## Annexe 11 – Estimations des valeurs de $K_d$

### Uranium

pH	3	4	5	6	7	8	9	10
$K_d$ minimum (mg/L)	<1	0,4	25	100	63	0,4	<1	<1
$K_d$ minimum (mg/L)	32	$5 \cdot 10^3$	$1,6 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^6$	$6,3 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^5$	$7,9 \cdot 10^3$	5

### Thorium

pH	3-5		5-8		8-10	
Th dissous (mol/L)	$<10^{-2,6}$	$>10^{-2,6}$	$<10^{-9}$	$>10^{-9}$	$<10^{-9}$	$>10^{-9}$
$K_d$ minimum (mg/L)	62	$3 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^5$	20	$3 \cdot 10^5$
$K_d$ minimum (mg/L)	$6,2 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^5$

### Plomb

Concentration ( $\mu\text{g/L}$ ) de Pb à l'équilibre	$K_d$ (mg/L)	pH du sol		
		4,0-6,3	6,4-8,7	8,8-11,0
0,1-0,9	minimum	940	4 360	11 520
	maximum	8 650	23 270	44 580
1,0-9,9	minimum	420	1 950	5 160
	maximum	4 000	10 760	20 620
10-99,9	minimum	190	900	2380
	maximum	1 850	4 970	9 530
100-200	minimum	150	710	1 880
	maximum	860	2 300	4 410

## **Annexe 12 – L'apport de l'épidémiologie dans l'évaluation du risque radiologique**

### **L'épidémiologie incontournable dans l'évaluation des risques radiologiques**

Le suivi de population humaine est la seule base valable pour définir le facteur de risque. En effet, les études cellulaires in vitro et l'expérimentation animale se révèlent être directement inexploitable. Les résultats obtenus par les études cellulaires in vitro ne peuvent être directement extrapolés à l'homme en raison de l'existence au niveau de l'organisme de phénomènes régulateurs aptes à reconnaître et à éliminer les cellules anormales. Cependant, outre des renseignements concernant la cancérogenèse, ces études fournissent des données utilisables dans les domaines de la réparation enzymatique des lésions de l'ADN, des réarrangements chromosomiques et des effets de la nature du rayonnement et du débit de dose. L'expérimentation animale permet l'acquisition de données quantitatives dans des cas où il n'existe pas de données humaines. Les résultats obtenus montrent une grande diversité de relations dose-effet selon les lignées animales et les tumeurs considérées, ce qui rend difficile l'extrapolation à l'homme ; la majeure partie des résultats à une forme de relation de type linéaire quadratique.

L'épidémiologie est une discipline consacrée d'une part à l'étude de la fréquence et de la répartition des maladies et des états de santé et d'autre part à la recherche des facteurs qui les déterminent. Formalisée au début des années cinquante, les premières techniques décrites, en rapport avec la relation entre la consommation de tabac et le cancer du poumon, ont été rapidement au domaine des rayonnements ionisants pour l'étude de la santé des survivant d'Hiroshima et de Nagasaki, des médecins radiologues et des enfants exposés in utero lors d'examens de radiodiagnostic.

Toutefois, la mise en évidence incontestable de cancers radio-induits n'a pas suivi de plus de 5 ans la découverte des rayons X et de la radioactivité, Frieben décrivant en 1902 la survenue de cancers de la peau sur radiodermite. Deux décennies plus tard, les leucémies des radiologues étaient un souci évident justifiant que soient édictées par la CIPR les recommandations concernant les premières limites professionnelles d'exposition qui devaient les faire disparaître. Dès cette période, l'attention du monde biologique et médical a été attiré par les conséquences de l'irradiation des tissus et on trouve, en particulier, au début des années vingt, les premières mises en garde médicale contre l'utilisation du radium, panacée revigorante qui s'était répandue largement aux Etats-Unis avec le Radithor. On commençait en effet alors à décrire chez les jeunes femmes miniaturistes des cadrans lumineux "The radium jaw" des ostéomyélites du maxillaire préluant de peu les cancers de l'os identifiés plus tard. Cette attention n'a pas évité le drame du thorotrast, constitué d'oxyde de thorium et administré le plus souvent par voie sanguine pour l'exploration des vaisseaux ou le bilan des traumatismes de guerre. Utilisé jusque dans les années cinquante chez plus de 50 000 patients identifiés en Europe et au Japon, le thorotrast a provoqué des cancers du foie et d'autres tissus, dont la plèvre et le péritoine. En milieu professionnel, la trace de l'induction de cancers consécutive à l'exposition aux rayonnements peut être remontée jusqu'en 1879 où Harting et Hesse décrivent un "lymphosarcome des ganglions

bronchiques" chez près de 75 % des mineurs du Schneeberg ; le radon fut identifié comme agent causal en 1924.

### **Méthodes et objectifs de l'épidémiologie**

Il existe trois types courants d'études épidémiologiques. Les enquêtes cas-témoins comparent les expositions de gens qui ont une certaine maladie avec celles des gens qui ne sont pas atteints. Les études de cohorte examinent les différences de taux de morbidité ou de mortalité entre des populations exposées et non exposées. Les études écologiques étudient la morbidité ou la mortalité pour une population vivant dans une aire géographique donnée, en se basant sur des mesures moyennes d'exposition. Dans toutes les études épidémiologiques, il est important que les populations étudiées soient ajustées en fonction de facteurs tels que l'âge, le sexe et les habitudes de vie, comme par exemple la consommation de tabac, qui peuvent influencer grandement sur les taux de morbidité et de mortalité.

Les principaux objectifs de l'épidémiologie des rayonnements ionisants sont la surveillance, la recherche étiologique et la quantification des risques. La surveillance vise la détection d'éventuels excès de maladies dans les populations exposés, par exemple chez les travailleurs du nucléaire et chez les gens habitants autour des sites nucléaires. Il est alors procédé à un comptage ou à l'enregistrement de façon continue et selon des méthodes standardisées des cas de maladies survenant dans une population. La recherche étiologique correspond à la recherche d'un lien causal entre un facteur de risque et un effet. La quantification des risques vise à décrire la relation entre niveaux d'exposition et niveaux de risque sur les populations étudiées, c'est-à-dire à produire des relations dose-effet. La recherche étiologique et la quantification des risques font appel aux études analytiques : études de cohorte et cas-témoins.

### **Forces et faiblesses de l'épidémiologie**

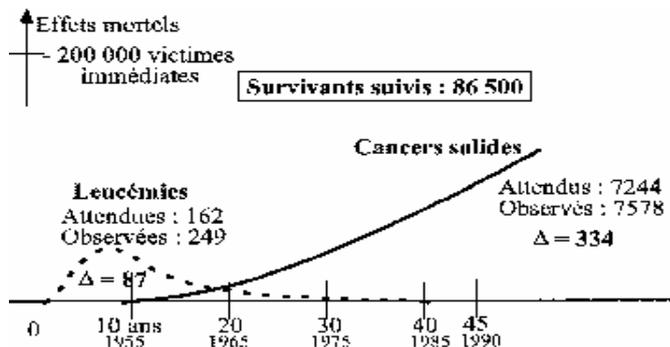
Comme toute discipline scientifique, l'épidémiologie a ses propres limites et ses points forts qui se retrouvent lorsqu'elle est appliquée aux rayonnements ionisant. La première limite tient au caractère de science de l'observation de l'épidémiologie dans laquelle l'expérimentation n'est pratiquement pas possible pour des raisons éthiques évidentes. Pour les rayonnements ionisants, les effets étudiés ne sont pas spécifiques et les conditions d'observation rendent difficiles le contrôle de l'ensemble des facteurs pouvant modifier les risques. Le pouvoir de détection ou la puissance statistique des études constitue une deuxième limite potentielle. Pour qu'un excès de risque soit reconnu comme significatif, il faut qu'il dépasse les variations associées à l'aléa statistique du bruit de fond. D'autres complications peuvent opacifier les résultats des études : la difficulté de suivi des individus sur de longues périodes, notamment pour des affections ayant un temps de latence s'étendant sur plusieurs décennies ; des diagnostics erronés ou une cause de mort insuffisamment établie ; la méconnaissance des effets synergiques entre plusieurs agents nocifs ; la difficulté de séparer les populations exposées des non-exposées.

Malgré ces limites, l'épidémiologie est un outil privilégié dans l'identification et l'estimation des risques parce qu'elle porte directement sur les populations humaines qu'il s'agit de protéger et les résultats épidémiologiques prennent le pas sur des résultats fondamentaux ou expérimentaux.

## Données épidémiologiques

Les données pertinentes utilisées pour l'évaluation des risques proviennent de différentes cohortes choisies en fonction de la qualité des données acquises : paramètres physiques d'exposition, fiabilité du recueil des données épidémiologiques et durée du suivi épidémiologique. Elle sont annuellement remises à jour par l'UNSCEAR.

La cohorte de référence est celle des survivants des bombardements d'Hiroshima et de Nagasaki d'août 1945 : plus de 86 500 patients ont pu faire l'objet d'une reconstitution dosimétrique individuelle. Cette cohorte, dite LSS pour Life Span Study, est essentiellement composée de patients faiblement exposés, 0,3 Gy en moyenne délivrés instantanément, c'est-à-dire à très fort débit de dose.



### Excès de cancers dans la LSS

Il est important de considérer d'autres populations exposés à des niveaux et des débits de dose différents pour vérifier les estimations résultant des analyses de la LSS et les extrapolations effectuées à partir de ces extrapolations.

De très nombreuses observations médicales diagnostiques ou thérapeutiques permettent d'établir qu'aucun tissu ni organe n'échappe au risque cancérogène radio-induit. Certains groupes humains sont identifiés comme particulièrement sensibles : les fœtus, les enfants pour les tumeurs de la thyroïde, du pancréas et du système nerveux central et enfin des sous-groupes comme ceux suivis après radiothérapie et souffrant de diverses affections génétiques.

Les expositions professionnelles apportent des informations complémentaires, en particulier sur les risques de cancer imputables à l'exposition interne : radon, radium, plutonium, thorium notamment. Les études sur le risque de cancers après exposition professionnelle aux rayonnements ionisants sont précisées dans le tableau suivant.

Les leucémies sont apparues en excès dès 1948 et l'excès de cancers solides n'est perceptible que 5 à 10 ans après les bombardements. En outre, sur l'ensemble des cancers observés, 49 % des leucémies sont attribuables aux rayonnements ionisants contre seulement 7 % des cancers solides.

### Etudes sur le risque de cancers après exposition professionnelle aux rayonnements ionisants

Etude	Cancers en excès	commentaires
Radiologues pionniers	Leucémie, peau	Doses fractionnées, cumulées jusqu'à 1 Gy. pas d'estimation précise des doses.
Radiologues techniciens	Aucun, à ce jour	Doses moyennes faibles de nos jours. Doutes sur le cancer du sein. Etudes en cours.
Peintres de cadrans lumineux	Ostéosarcomes, sarcomes des sinus	Doses moyennes de l'os de 17 Gy. Faible risque de leucémies. Radon cause vraisemblable des sarcomes des sinus.
Travailleurs du nucléaires	Leucémies possibles	Résultats récents sur analyses conjointes suggèrent un excès de risque de leucémies à des doses de 0,4 Gy ou plus.
Travailleurs des installations navales nucléaires	Aucun	Très faibles doses.
Travailleurs du plutonium	Poumon possible	Nombre de travailleurs et doses faibles, sauf pour l'usine Mayak russe.
Mineurs d'uranium	Poumon, pas d'autre site	Relation dose-effet linéaire sur 11 études.
Liquidateurs de Tchernobyl	Pas d'excès pour le moment	Peu d'études pour le moment, mais recul encore insuffisant.
Equipages de vols transcontinentaux	sein, prostate et leucémies possibles	Doses annuelles pouvant dépasser 5 mSv. Pour cancer du sein, nécessité d'évaluer d'autres facteurs de risque.

Les expositions environnementales ont complétés les connaissances dans deux domaines importants : la susceptibilité de l'enfant à l'induction de tumeurs de la thyroïde par les iodes radioactifs et l'importance des leucémies en tant que signe d'alerte pour les populations exposés de manière chronique à un mélange de radionucléides comparables à celui des déchets radioactifs. Les études sur le risque de cancers après exposition environnementale aux rayonnements ionisants sont précisées dans le tableau suivant.

### Etudes sur le risque de cancers après exposition environnementale aux rayonnements ionisants

Etude	Cancers en excès	commentaires
Radon domestique	Evaluation du cancer du poumon	Résultats actuels compatibles avec les extrapolations à partir des études des mineurs
Installations nucléaires	Leucémies de l'enfant non confirmées	Excès détectés dans études géographiques. Lien avec rayonnements ionisants non confirmé avec les études étiologiques. effet de l'irradiation paternelle préconceptionnelle non confirmé
Retombées des essais nucléaires	Thyroïde	Excès de cancers de la thyroïde chez les habitants des îles Marshall. Expositions élevées à Semipalatinsk à étudier
Zones à rayonnement naturel élevé	Pas d'excès de cancer observé et confirmé	faibles expositions et sévères limites des études géographiques.
Tchernobyl	Cancer de la thyroïde chez l'enfant confirmé, pas de leucémies	Doses moyennes à la thyroïde importantes. Pas de quantification de risque disponible actuellement. Recul encore insuffisant pour les leucémies.

## **Annexe 13 – Quelques éléments de controverse autour de la relation linéaire sans seuil**

### **Le point de vue de l'Académie des Sciences**

Dès 1989, l'Académie des Sciences a exprimé des réserves sur la légitimité de l'extrapolation linéaire sans seuil lorsqu'il s'agit de prévoir dans une population les conséquences éventuelles de faibles expositions aux rayonnements ionisants. La question s'est à nouveau posée avec les recommandations de la publication 60 de la CIPR d'abaisser les normes édictées précédemment et acceptées comme guide pour l'organisation de la radioprotection.

Le rapport n°34 de l'Académie des Sciences, datant de 1995, conclue que, du point de vue épidémiologique, le constat d'absence d'effet cancérigène pour des doses inférieures à 200 mSv et la réévaluation des données issues d'Hiroshima et de Nagasaki conduisent à réviser la méthodologie des études à poursuivre, pour une appréciation plus exacte des effets des faibles doses. En particulier, l'influence du débit de dose doit être prise en compte.

De plus, les progrès de la biologie cellulaire et moléculaire ont permis de montrer que l'extrapolation des fortes aux faibles doses retenue par la CIPR dans les années soixante, faute de données directes, n'est pas en conformité avec les données actuelles. La connaissance des mécanismes biologiques complexes impliqués dans la répartition des lésions de l'ADN et dans la cancérogenèse devrait éclairer le débat de manière irrécusable.

Seule une petite minorité des membres du groupe de travail de l'Académie des Sciences approuve, à des degrés divers, les propositions d'extrême prudence de la CIPR.

Selon Roland Masse, président honoraire de l'OPRI et membre du Comité d'Application de l'Académie des Sciences, il est "difficile d'accepter pour plausible et légitime la relation linéaire sans seuil et on doit constater sa faillite en tant qu'instrument de gestion consensuelle du risque pour la société."

### **Le point de vue de l'Académie de Médecine**

Dans un avis de 1999, l'Académie de Médecine rappelle que, depuis les origines, la vie s'est développée dans un bain de rayonnements ionisants auxquels elle s'est adaptée. L'exposition annuelle de l'homme aux sources naturels de rayonnement varie généralement entre 1 et 10 mSv, mais peut atteindre 100 mSv dans certaines régions. Les êtres vivants sont dotés de mécanismes puissants de réparation de l'ADN qui expliquent que la vie ait pu s'épanouir dans cet environnement. A l'irradiation naturelle s'est ajoutée, depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, une irradiation médicale diagnostique allant de moins de 1 à plus de 20 mSv par an. Enfin, depuis les années cinquante, il faut ajouter des irradiations d'origine industrielle, correspondant à une exposition de quelques centièmes de mSv par an.

Or, il n'existe aucune différence dans les effets biologiques selon que les rayonnements ionisants sont émis par des radioéléments naturels ou produits par l'homme. Seuls comptent : la dose, la nature du rayonnement : photons ou particules, le débit de dose.

Pour l'Académie de Médecine, l'utilisation d'une relation linéaire sans seuil pour estimer la nocivité éventuelle des faibles doses, dont la validité est actuellement contestée par la connaissance du processus de cancérogenèse, a légitimé l'idée que toute dose de radioéléments, si faible fut-elle, était

nuisible. Or, les spécialistes mondiaux réunis lors de la conférence de Wingspread aux Etats-Unis ont conclu qu'un effet nuisible n'était constaté que pour des doses annuelles supérieures à 100 mSv et le directeur de la radioprotection à l'AIEA a estimé que, pour des doses annuelles inférieures à 10 mSv, aucune intervention n'était justifiée.

D'autres organismes, comme la Health Physic Association, société savante consacrée à la radioprotection, et l'American Nuclear Society, organisation des professionnels de l'industrie et de l'ingénierie nucléaire, ont émis des réserves quant à l'utilisation d'une relation linéaire sans seuil pour évaluer les effets sanitaires des faibles doses.

### **Les zones à haut niveau de radioactivité naturelle**

Il existe dans le monde des régions où le niveau de radioactivité naturelle est élevée, c'est-à-dire entraînant pour la population locale une dose efficace individuelle supérieure à 5 mSv par an, soit au moins deux fois la dose moyenne annuelle mondiale de 2,4 mSv déterminée par l'UNSCEAR. Ces zones peuvent être des zones à forte concentration en radon, des régions de sources thermales, comme en Iran ou en Autriche, des zones riches en monazite<sup>5</sup>, comme la ville de Mangalore en Inde, des grandes villes situées en altitude à forte exposition aux rayonnements cosmiques, comme Mexico ou La Paz, etc.

Seules quelques-unes de ces zones ont fait l'objet d'études au sein de la population. Globalement, les études effectuées ne mettent pas en évidence une modification des indicateurs de l'état de santé. En particulier, elles ne montrent pas d'augmentation de la fréquence de cancers, voire enregistrent une fréquence plus faible que celle des populations témoins. Certaines de ces études indiquent une augmentation de la fréquence des aberrations chromosomiques dans les lymphocytes circulants pour les populations résidant dans ces zones. Les études chinoises effectuées dans le Yangjiang, zone riche en monazite montrent une tendance à un renforcement des fonctions immunitaires chez les habitants.

Certains auteurs interprètent l'absence d'augmentation du risque comme un argument de remise en cause de la validité de l'hypothèse d'une relation linéaire sans seuil. Les résultats, en apparence contradictoire, sont aussi quelquefois interprétés comme les indicateurs d'un effet d'hormésis, c'est-à-dire d'un effet bénéfique supérieur au détrimement potentiel, attribuable à l'exposition chronique à un faible niveau de rayonnements ionisants. Cependant, du fait de la nature de ces études épidémiologiques, de type écologique, qui ne s'appuie que sur des corrélations vagues entre des expositions supposées à partir de données géographiques, des facteurs associées imparfaitement contrôlés et des taux globaux de cancers, les résultats doivent être analysés avec prudence. Cette pratique est même condamnée globalement par toutes les écoles d'épidémiologie en raison des biais incontrôlables qui y sont introduits. Cela fait dire à certains scientifiques que ces études ne semblent donc pas de nature à permettre une remise en cause de l'hypothèse d'une relation linéaire sans seuil aux faibles doses et débits de dose. Ce débat sur les études des zones à haut niveau de radioactivité naturelle est significatif des incertitudes et de la controverse autour de la relation linéaire sans seuil.

### **Les arguments en faveur de la relation linéaire sans seuil**

Malgré tout, pour des besoins de gestion du risque, la réglementation internationale considère actuellement que l'extrapolation linéaire est suffisamment probable pour servir de base à la fixation des limites d'exposition autorisée.

Plusieurs arguments sont avancés pour soutenir ce point de vue :

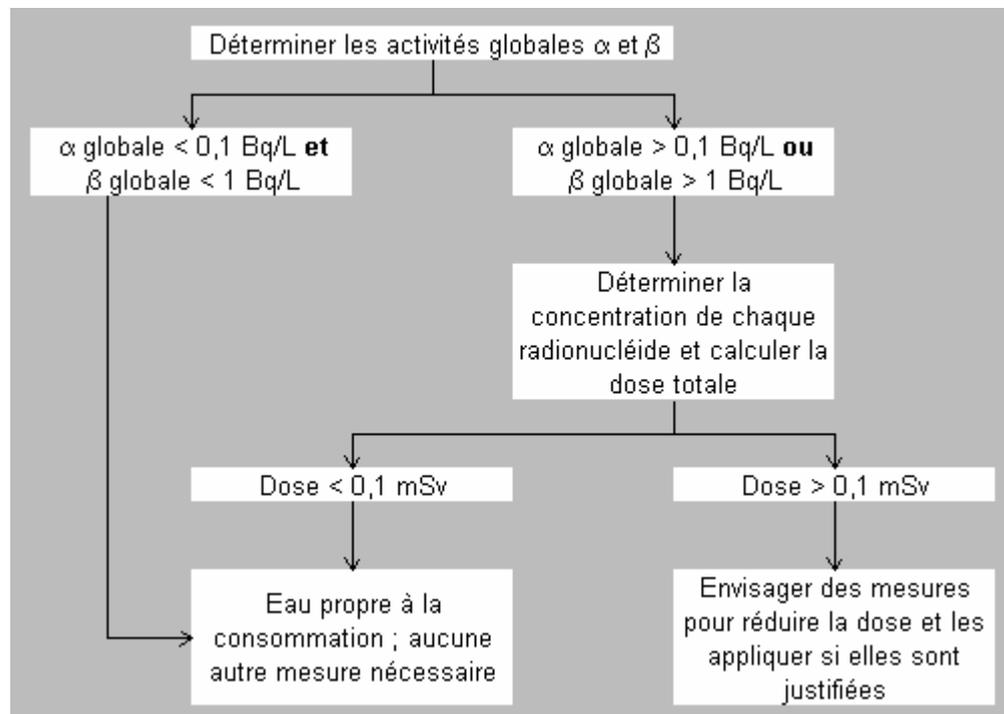
- on observe des cancers en excès chez l'homme à partir d'une exposition à faible dose, 10 mSv, chez le fœtus ;
- la relation dose-effet issue des renseignements de la cohorte des survivants d'Hiroshima et Nagasaki ne se distingue pas d'une relation linéaire pour les tumeurs des tissus et des organes ;
- le cancer résultant de la prolifération de cellules ayant subi des mutations, il est admis que ces mutations sont le résultat direct des lésions aléatoires induites proportionnellement à la dose absorbée ;
- les cancers sont des proliférations clonales : une seule cellule suffit à la production du cancer.

En outre, la relation linéaire sans seuil facilite grandement le cumul des doses et la gestion du risque.

---

<sup>5</sup> La monazite contient une quantité importante, jusqu'à 10 %, des descendants du <sup>232</sup>Th et à un degré moindre des descendants de <sup>238</sup>U.

## Annexe 14 – Stratégie analytique de la qualité radiologique de l'eau de boisson selon les recommandations de l'OMS de 1994



## **Annexe 15 – Projet pour la France concernant de stratégie analytique de la qualité radiologique de l'eau de boisson**

Etant donnée la liberté laissée aux Etats membres par la directive 98/83/CE pour la stratégie analytique des paramètres radiologiques de l'eau de boisson, plusieurs possibilités sont envisageables.

En France, le projet d'arrêté (annexe 16) s'inspire des recommandations de l'OMS, en faisant appel aux valeurs de criblage de 0,1 Bq/L et 1 Bq/L respectivement pour l'activité  $\alpha$  totale et l'activité  $\beta$  totale. Il précise que la DTI correspond à la dose engagée résultant d'une incorporation, pendant un an, de tous les radionucléides naturels et artificiels détectés dans une distribution d'eau, à l'exclusion du radon 222 et de ses descendants à vie courte (polonium 218, plomb 214, astate 218, bismuth 214, polonium 214, thallium 210). Le calcul de dose est effectué pour des adultes sur la base d'une consommation de 730 litres d'eau par an.

La stratégie proposée est une stratégie en deux temps (cf. figure) :

➤ d'abord, une analyse radiologique de référence (analyse radiologique contenue dans le dossier de demande d'autorisation de distribution ou première analyse radiologique réalisée dans le cadre des programmes de vérification de la qualité des eaux) ; celle-ci comporte :

- la mesure des activités  $\alpha$  et  $\beta$  globales ;
- la mesure de l'uranium, du radium 226, du polonium 210 et du plomb 210 ;
- la mesure du tritium.

Lorsque l'une ou l'autre des activités  $\alpha$  et  $\beta$  globales dépassent les valeurs seuils de 0,1 Bq/L et 1 Bq/L ou lorsque l'activité en tritium dépasse 100 Bq/L, il est procédé à l'identification et à la quantification des radionucléides artificiels (carbone 14, strontium 90, radionucléides émetteurs de rayonnements  $\gamma$ , en particulier le cobalt 60, iode 131, le césium 134 et le césium 137 et les radionucléides émetteurs de rayonnement  $\alpha$ , en particulier le plutonium 238, le plutonium 239, le plutonium 240 et l'américium 241).

➤ ensuite, des analyses radiologiques périodiques, destinées à vérifier périodiquement la qualité des eaux produites et distribuées et dont le contenu varie en fonction du résultat de l'analyse radiologique de référence :

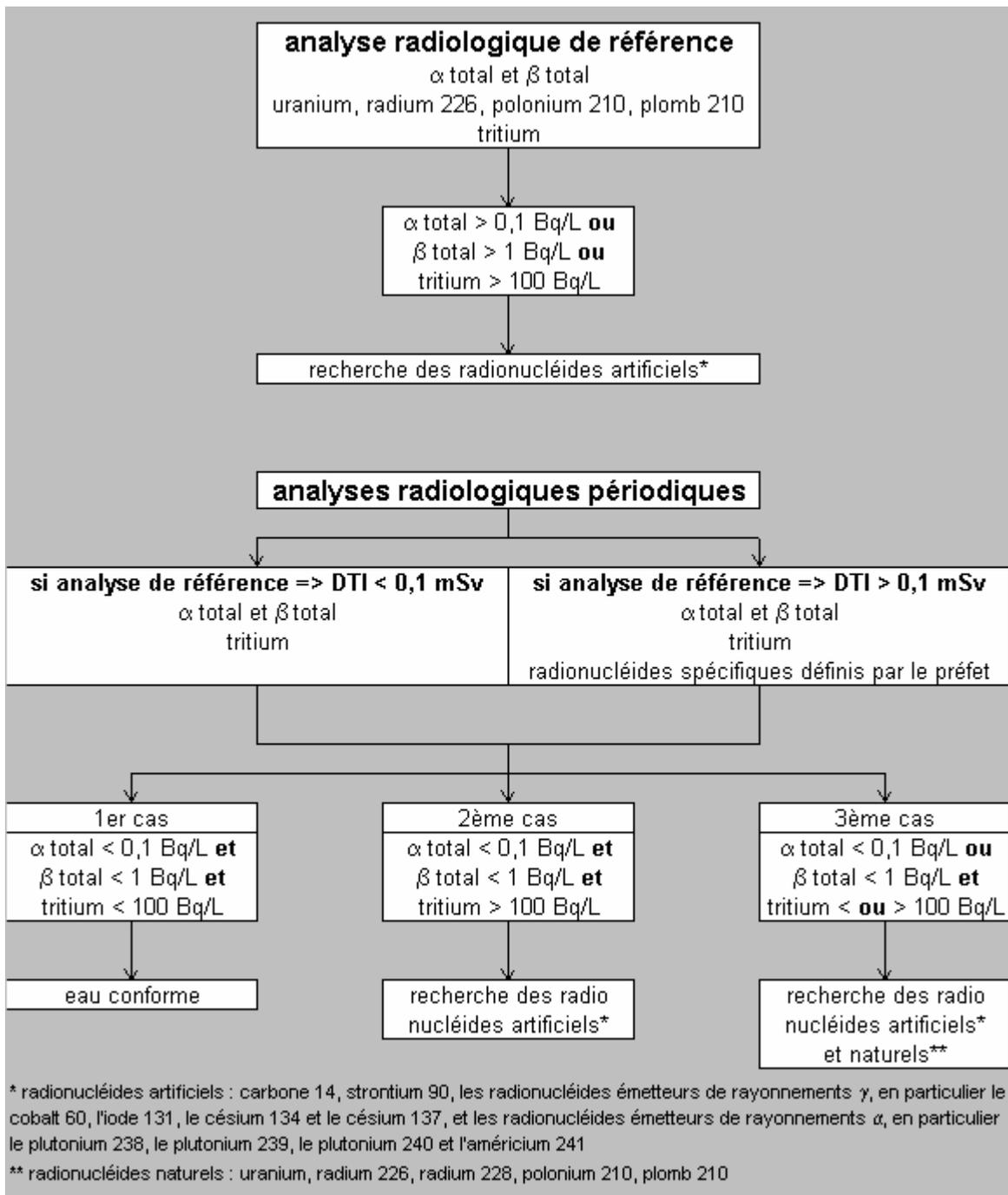
- au vu du résultat de l'analyse radiologique de référence, la DTI est inférieure à 0,1 mSv: les analyses radiologiques périodiques comportent alors la mesure des activités  $\alpha$  et  $\beta$  globales et la mesure du tritium ;
- au vu du résultat de l'analyse radiologique de référence, la DTI est supérieure à 0,1 mSv: les analyses radiologiques périodiques comportent alors la mesure des activités  $\alpha$  et  $\beta$  globales et la mesure du tritium, ainsi que la mesure de radionucléides spécifiques définis par le préfet.

Lorsqu'une analyse périodique révèle une activité  $\alpha$  globale ou  $\beta$  globale supérieure respectivement aux valeurs seuils de 0,1 Bq/L et 1 Bq/L, il est procédé immédiatement à l'identification et à la quantification des radionucléides naturels (uranium, radium 226, radium 228, polonium 210 et plomb 210) et des radionucléides artificiels cités précédemment.

Lorsque une analyse périodique révèle une concentration en tritium supérieure à 100 Bq/L, il est procédé immédiatement à la recherche de la présence éventuelle des radionucléides artificiels cités précédemment.

Les prélèvements nécessaires aux mesures peuvent être réalisés à l'embouteillage dans le cas des eaux conditionnées et en sortie de station de traitement ou en un point représentatif du réseau public de distribution dans le cas des eaux d'adduction publique.

Notons que, indépendamment de ce projet d'arrêté, il existe un projet de recommandation concernant le radon dans l'eau potable.



**Projet français de stratégie analytique de la qualité radiologique de l'eau de boisson**

## Annexe 16 – Projet d'arrêté

### ARRETE N°01-ZZZ DU XX/XX/2001 FIXANT LES MODALITES DE CONTROLE DE LA QUALITE RADIOLOGIQUE DES EAUX DESTINEES A LA CONSOMMATION HUMAINE

#### **Le ministre délégué à la santé,**

Vu le décret n° 01-yyy du yy/YY/2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine , ... et notamment son article 16,

Vu le décret n°66-450 du 20 juin 1966 modifié relatif aux principes généraux de protection contre les rayonnements ionisants,

Vu l'avis de l'agence française de sécurité sanitaire des aliments

#### **Arrête :**

#### **Article 1<sup>er</sup> -Domaine d'application**

Le présent arrêté fixe les modalités de contrôle de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine et, en particulier, il définit les radionucléides à prendre en compte pour le calcul de la dose totale indicative (DTI) figurant en annexe I2 tableau I2-3 du décret ci-dessus mentionné et les méthodes utilisées pour ce calcul.

Au sens du présent arrêté, on entend par :

1°) « analyse radiologique de référence », l'analyse radiologique comportant les éléments mentionnés aux articles 3 et 5, contenue dans le dossier de la demande d'autorisation de distribution mentionnée à l'article 6.II.1 du décret du ..... ou la première analyse radiologique réalisée dans le cadre des programmes de vérification de la qualité des eaux prévus à l'article 12 de ce décret.

2°) « analyses radiologiques périodiques », les analyses radiologiques comportant les éléments mentionnés aux articles 4 et 5 et destinées à vérifier périodiquement la qualité des eaux produites et distribuées, selon les fréquences mentionnées en annexe II du décret .....

#### **Article 2 – Calcul de la dose totale indicative**

1. La dose totale indicative (DTI) correspond à la dose efficace engagée résultant d'une incorporation, pendant un an, de tous les radionucléides naturels et artificiels détectés dans une distribution d'eau, à l'exclusion du radon et de ses descendants à vie courte figurant en annexe du présent arrêté.

2. Le calcul de dose (DTI) est effectué pour des adultes sur la base d'une consommation de 730 litres d'eau par an.

3. Les coefficients de dose utilisés pour permettre de calculer la dose (DTI) à partir de l'activité mesurée, exprimés en Sv/Bq, sont ceux mentionnés dans l'arrêté d'application de l'article 17 du décret n°66-450 du décret du 20 juin 1966 modifié.

### **Article 3 – Analyse radiologique de référence**

L'analyse radiologique de référence définie à l'article 1<sup>er</sup> du présent arrêté comporte :

- la mesure des activités alpha et bêta globales,
- la mesures de l'uranium, du radium 226, du polonium 210 et du plomb 210,
- la mesure du tritium.

Lorsque l'une ou l'autre des activités alpha et bêta globales dépasse les valeurs seuils de 0,1 Bq/L et 1 Bq/L, ou lorsque l'activité en tritium dépasse 100 Bq/L, il est procédé à l'identification et à la quantification des radionucléides artificiels mentionnés à l'article 5.

### **Article 4 – Analyses radiologiques périodiques**

4.1. Au vu des résultats de l'analyse radiologique de référence, lorsque la dose totale indicative (DTI) est inférieure à 0,1 millisievert, les analyses radiologiques comportent la mesure des activités alpha et bêta globales, et la mesure du tritium.

Au vu des résultats de l'analyse radiologique de référence, lorsque la dose totale indicative est supérieure à 0,1 millisievert, outre la mesure des activités alpha et bêta globales et la mesure du tritium, les analyses radiologiques comportent la mesure des radionucléides spécifiques définis par le préfet en application du 4° de l'article 14 du décret susvisé.

4.2. Lorsqu'une analyse périodique révèle une activité globale alpha ou bêta supérieure respectivement aux valeurs seuils de 0,1 Bq/L ou 1 Bq/L, il est procédé immédiatement à l'identification et à la quantification des radionucléides mentionnés à l'article 5. Si la concentration en tritium dépasse le niveau de référence de 100 Bq/l, il est procédé immédiatement à la recherche de la présence éventuelle des radionucléides artificiels mentionnés à l'article 5.

### **Article 5 – Radionucléides spécifiques**

Selon les caractéristiques naturelles de la ressource exploitée et de la présence éventuelle à proximité d'installations susceptibles de rejeter des radionucléides artificiels, il est procédé à la recherche, selon le cas, du ou des éléments suivants:

- a) pour la radioactivité naturelle : l'uranium, le radium 226, le radium 228, le polonium 210 et le plomb 210 ;
- b) pour la radioactivité artificielle : le carbone 14, le strontium 90, les radionucléides émetteurs de rayonnements gamma, en particulier le cobalt 60, l'iode 131, le césium 134 et le césium 137, et les radionucléides émetteurs de rayonnements alpha, en particulier le plutonium 238, le plutonium 239, le plutonium 240 et l'américium 241.

### **Article 6 – Points de prélèvement**

Les prélèvements d'échantillons nécessaires à la mesure du tritium, des activités alpha et bêta globales, ainsi que, le cas échéant, des concentrations en radionucléides naturels et artificiels mentionnés à l'article 4, peuvent être réalisés :

- à l'embouteillage, dans le cas des eaux conditionnées,
- en sortie de station de traitement d'eau ou en point représentatif du réseau public de distribution dans le cas des eaux d'adduction publique.

### **Article 7 - Abrogation**

L'arrêté du 7 septembre 1967 relatif ..... est abrogé.

### **Article 8 - Exécution**

Le Directeur Général de la santé est chargé de l'exécution du présent arrêté qui sera publié au journal officiel de la République française.

Fait à PARIS, le

Pour le ministre délégué à la santé

## **ANNEXE**

### **Liste des descendants à vie courte non pris en compte dans la calcul de la Dose Totale Indicative**

Radon 222

Polonium 218

Plomb 214

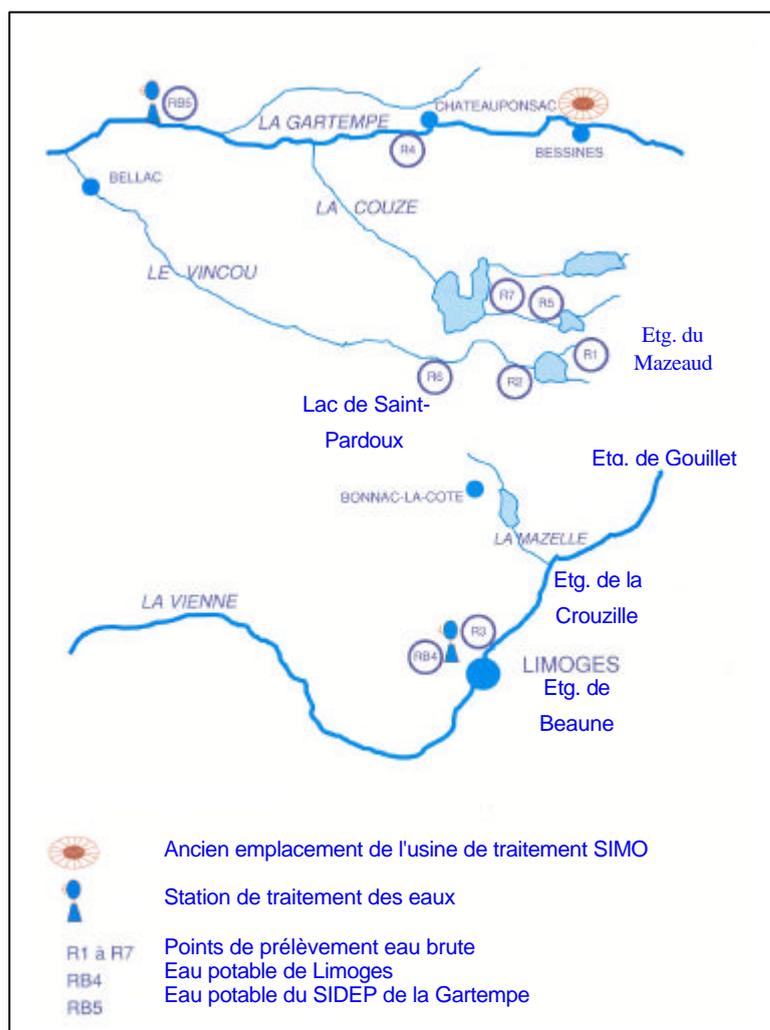
Astate 218

Bismuth 214

Polonium 214

Thallium 210

## Annexe 17 – Localisation des points de prélèvement réguliers du réseau de surveillance de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine en Haute-Vienne



**Recueil de l'échantillon reconstitué à la station de traitement et de pompage du SIDEP de la Gartempe au point RB5**



**Prélèvement de l'agent de la DDASS dans le Ritord au point R7**

### Localisation des points de prélèvement et fréquence des analyses

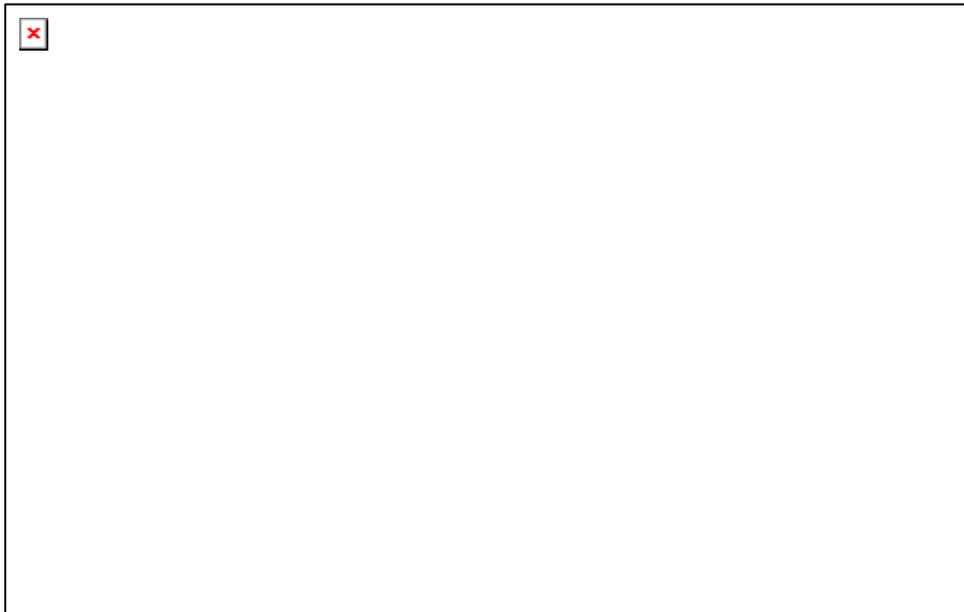
Appellation	Localisation du point de prélèvement	Fréquence des analyses
RB4	Sortie station de traitement de Limoges	Mensuelle
RB5	Sortie station de traitement du SIDEP de la Gartempe	Mensuelle
1	Les Sagnes entrée étang de la Couzille	Mensuelle
2	Le Vincou sortie étang de la Couzille	Mensuelle
3	Entrée station de traitement de Limoges	Mensuelle
4	La Gartempe à Châteauponsac	Bimensuelle
5	Sortie étang de Gouillet	Mensuelle
6	Le Vincou en aval des mines de Margnac	Trimestrielle
7	Le Ritord en aval des rejets de Fanay	Mensuelle



## Annexe 19 – Equilibre séculaire

Lorsque la période du radionucléide père est très nettement supérieure à celle des fils, les activités des différents fils se mettent à l'équilibre avec celle de père. Cet équilibre, dit séculaire, est obtenu après un temps égal à environ 10 fois la période du fils dont la période est la plus longue – pour la chaîne de  $^{238}\text{U}$ , il s'agit du  $^{234}\text{U}$  avec une période de 246 000 ans.

L'équilibre radioactif séculaire met environ deux millions d'années à s'établir au sein de la filiation de  $^{238}\text{U}$  (cf. figure). Les activités des descendants sont alors devenues toutes égales à celle de  $^{238}\text{U}$ . Il suffit de quelques mois aux deux premiers descendants, le  $^{234}\text{Th}$  et le  $^{234}\text{Pa}$ , pour atteindre cet équilibre car leur période est courte. Il faut beaucoup plus de temps pour les descendants suivants,  $^{234}\text{U}$  et le  $^{230}\text{Th}$ , dont les périodes sont de 246 000 ans et 75 000 ans. Le radium et le radon qui viennent ensuite ont des périodes beaucoup plus courtes. Ils atteignent l'équilibre en même temps que le thorium. Deux millions d'années ne représentent qu'un bref instant pour  $^{238}\text{U}$  dont la période est de 4,5 milliards d'années ; ainsi, l'activité du noyau père n'a pas eu le temps de diminuer.



### Mise à l'équilibre séculaire de la chaîne de $^{238}\text{U}$

En Haute-Vienne, l'équilibre séculaire est actuellement atteint. Il est cependant rompu pour la chaîne de  $^{238}\text{U}$  dans les sédiments de certains étangs et cours d'eau de la Haute-Vienne ayant reçu des rejets liés aux activités minières : généralement,  $^{238}\text{U}$  est en large excès par rapport au  $^{210}\text{Pb}$ , lui-même en excès par rapport au  $^{226}\text{Ra}$ .

## Annexe 20 – Etude des sédiments dans l'étang de la Crouzille et l'étang de Gouillet

### Etang de la Crouzille

Des prélèvements de surface ont été effectués. Un point situé dans une prairie jouxtant l'étang a servi de témoin des niveaux de radioactivité existant dans le sol avant la mise en eau. En ce point, des niveaux de radioactivité très faibles ont été observés : 200 et 90 Bq/kg de matière sèche respectivement pour la chaîne de  $^{238}\text{U}$  et du  $^{232}\text{Th}$ . Notons également que ce point est à l'équilibre séculaire.

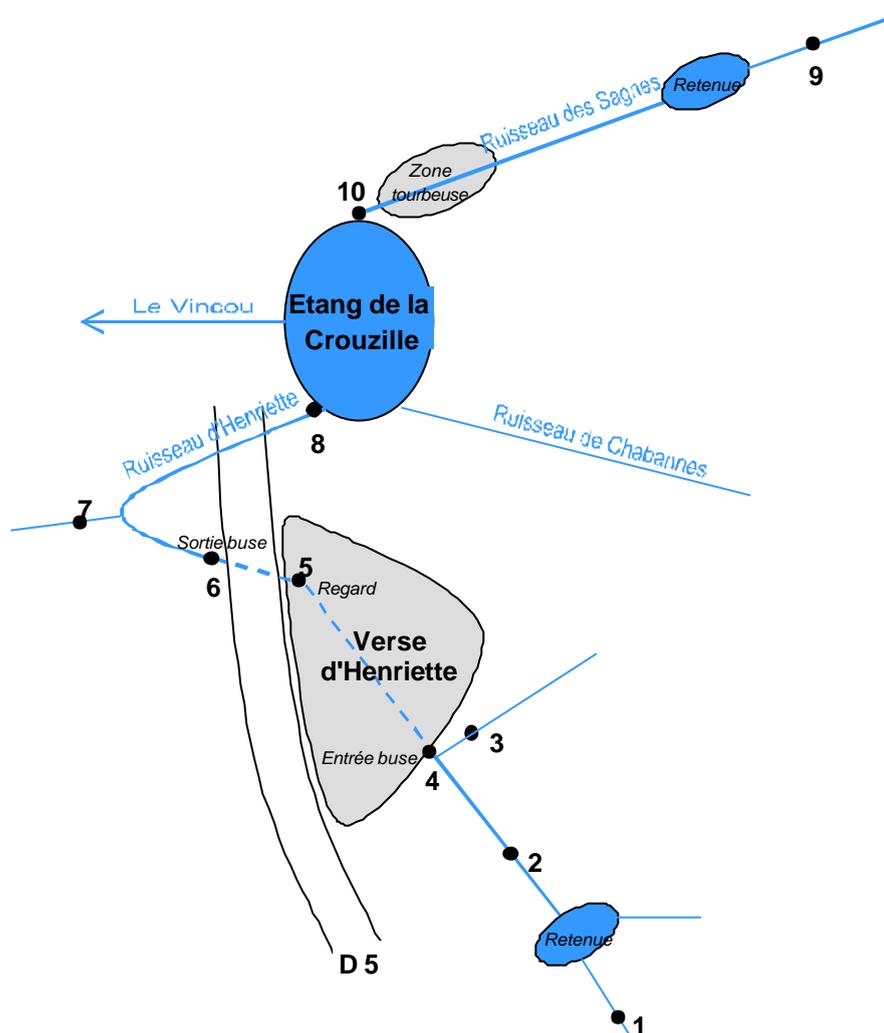
En comparaison avec le point de référence, les prélèvements des sédiments en surface à l'arrivée des cours d'eau donnent des niveaux élevés pour les éléments de la chaîne de l'uranium 238 ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  ont été analysés) et faibles pour les autres éléments ( $^{232}\text{Th}$ ,  $^{235}\text{U}$ ). Le niveau moyen d'activité en  $^{238}\text{U}$  est de 14 000 Bq/kg de matière sèche à l'arrivée du ruisseau des Sagnes, 12 000 Bq/kg de matière sèche à l'arrivée du ruisseau d'Henriette et 2 000 Bq/kg de matière sèche à l'arrivée du ruisseau de Chabannes. En milieu d'étang, le niveau moyen d'activité en  $^{238}\text{U}$  est de 17 000 Bq/kg de matière sèche. On note également un déséquilibre séculaire pour la chaîne de l'uranium 238 (la chaîne du thorium 232 est à l'équilibre) : les descendants de  $^{238}\text{U}$ , bien que présents à des teneurs assez élevées à l'arrivée des ruisseaux des Sagnes et d'Henriette et en milieu d'étang, sont en très net déficit par rapport à la tête de chaîne et, sur un certain nombre de points,  $^{210}\text{Pb}$  est en très net excès par rapport au  $^{226}\text{Ra}$ .

A l'arrivée des ruisseaux, les profils des carottes sont caractérisés par une décroissance rapide des teneurs en profondeur des trois radioéléments ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ) analysés de la chaîne de l'uranium 238. Après une dizaine de centimètres, les carottes ont une activité inférieure à 1 500 Bq/kg de matière sèche, teneur assez banale dans la région.

### Etang de Gouillet

Des prélèvements de sédiments ont été effectués sur les trois arrivées. L'activité en surface est essentiellement due à la chaîne de  $^{238}\text{U}$ . Aux arrivées des ruisseaux, les activités en surface sont faibles en comparaison avec les résultats obtenus à l'étang de la Crouzille : en moyenne pour  $^{238}\text{U}$  environ 1 100, 600 et 800 Bq/kg de matière sèche respectivement pour les ruisseaux Sud, Nord et Guimbelet ; ces valeurs sont toutefois nettement supérieures aux valeurs obtenues sur des prélèvements témoins situés au voisinage des arrivées des ruisseaux (200 Bq/kg et 100 Bq/kg de matière sèche respectivement pour la chaîne de  $^{238}\text{U}$  et du  $^{232}\text{Th}$  et équilibre séculaire pour ces deux chaînes). Certains points sont à l'équilibre, d'autres ne le sont pas.

## Annexe 21 – Analyses d'eau étang de la Crouzille



**Schéma simplifié indiquant la position des points de prélèvement pour les analyses d'eau le long des ruisseaux alimentant l'étang de la Crouzille**

Si les analyses concernant le ruisseau de Chabannes indiquent un faible marquage radiologique, les ruisseaux des Sagnes et d'Henriette méritent une plus grande attention, comme l'indique le tableau suivant.

**Activités en  $^{238}\text{U}$  et en  $^{226}\text{Ra}$  à l'arrivée des ruisseaux dans l'étang de la Crouzille (CEMRAD - faculté des Sciences de Limoges, juin-juillet 2001)**

	Uranium 238 (mBq/L)	Radium 226 (mBq/L)
<b>Ruisseau des Sagnes</b>	534	258
<b>Ruisseau de Chabannes</b>	24	21
<b>Ruisseau d'Henriette</b>	290	164

Dans le cas du ruisseau des Sagnes, aucune arrivée nette de radioéléments entre les points 9 (source) et 10 (arrivée dans l'étang) de la figure ci-dessus n'a été repérée. De nombreux ruissellements sont visibles tout le long du chemin longeant le carreau de la mine de Fanay. D'autre

part, les teneurs au point 9, sous l'influence du secteur minier des Sagnes, sont déjà un peu élevées : 30 mBq/L pour l'<sup>238</sup>U et 61 mBq/L pour le <sup>226</sup>Ra. Selon COGEMA, c'est à partir de la zone tourbeuse indiquée sur la figure ci-dessus que le ruisseau se charge en radionucléides : les sédiments de ce marécage sont marqués radiologiquement. Le marécage passe alternativement d'un niveau haut à un niveau bas. sous eaux (conditions réductrices), les métaux se fixent sur les sédiments alors qu'en période de basses eaux (conditions oxydantes), les métaux sont libérés.

Pour le ruisseau d'Henriette, les analyses d'eau font ressortir un marquage radiologique plus important à l'aval de la verse qu'à son amont. L'enrichissement en radioéléments par des écoulements collatéraux a lieu sous le passage de la départementale 5, entre le regard situé en bas de la verse et la sortie de la buse (points 5 et 6 de la figure).

Les résultats analytiques des différentes études sont regroupées dans les tableaux suivants.

#### Résultats des analyses en 2001 de la faculté des sciences de Limoges (CEMRAD)

Date	Point	Uranium 238 (mBq/L)	Radium 226 (mBq/L)
04/07/01	1	4,9 +/- 0,7	6,9 +/- 1,7
04/07/01	2	10,1 +/- 1,0	10,5 +/- 1,5
04/07/01	8	290 +/- 11	164 +/- 4

#### Résultats des analyses en 2002 de la COGEMA

Date	Point	pH	Uranium (mg/L)	Radium (Bq/L)
14/02/02	2	6,2	Sol. : < 2,5 Insol. : < 2,5	Sol. : 0,02 Insol. : 0,02
18/02/02	2	6,1	< 2,5	0,03
26/02/02	2	5,8	< 2,5	< 0,02
26/03/02	2	5,5	< 2,5	0,02
18/02/02	3	6,1	< 2,5	0,05
18/02/02	4	6,2	< 2,5	0,05
26/03/02	4	5,9	< 2,5	< 0,02
18/02/02	5	6,2	< 2,5	0,03
26/03/02	5	5,9	< 2,5	0,03
14/02/02	6	6,2	Sol. : 8,8 Insol. : 31	Sol. : 0,06 Insol. : 0,11
18/02/02	6	6,2	16,4	0,05
26/02/02	6	5,7	44	0,15
26/03/02	6	5,8	24,6	0,13
26/03/02	7	5,8	< 2,5	< 0,02
26/03/02	8	5,8	20,6	0,08

#### Résultats des analyses en 2002 de la faculté des sciences de Limoges (CEMRAD)

Date	Point	Uranium 238 (mBq/L)	Uranium 234 (mBq/L)	Radium 226 (mBq/L)	Observations
28/02/02	4	303 +/- 15	323 +/- 16	38 +/- 4	Période de fortes précipitations
15/04/02	4	29,4 +/- 1,9	28,9 +/- 1,9	-	
28/02/02	6	757 +/- 27	796 +/- 28	185 +/- 37	Période de fortes précipitations
15/04/02	6	231 +/- 9	252 +/- 10	-	
28/02/02	Arrivées latérales	25 +/- 2	22 +/- 2	11,7 +/- 2,3	Période de fortes précipitations
28/02/02	8	605 +/- 29	650 +/- 31	133 +/- 27	Période de fortes précipitations

## Annexe 22 – Etude des sédiments du lac de Saint-Pardoux

Concernant la présence d'uranium dans les sédiments, deux hypothèses ont été avancées :

- l'une mettant en cause un phénomène géochimique classique : les éléments dissous arrivants dans le lac s'accumulent dans les vases du fait du caractère réducteur des matières organiques en décomposition. Cette hypothèse a été présentée et soutenue par les représentants de COGEMA ;
- l'autre est qu'il s'agit plutôt d'un simple dépôt des matières en suspension à l'arrivée dans l'étang.

Ces deux hypothèses mettent en cause des phénomènes différents : dans le premier cas, il s'agit de la fraction dissoute de l'uranium véhiculée par l'eau des ruisseaux qui entre en compte ; dans le second cas, ce sont les particules qui fixent et véhiculent l'uranium dans l'eau. Une combinaison des deux hypothèses n'est pas à exclure.

### Description des profils

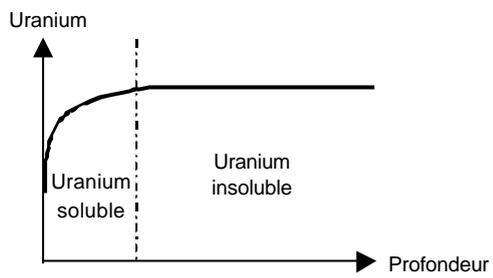
Les profils de carottes montrant une décroissance en profondeur sur les premiers centimètres plaident plutôt pour l'hypothèse d'un dépôt de matières en suspension. Ces profils sont fréquemment rencontrés dans les étangs de la Haute-Vienne.

Il est en revanche moins évident de différencier un profil géochimique classique dans des sédiments en milieu réducteur d'un profil chronologique (cf. figure ci-dessous). Ces deux types de profil ne correspondent pourtant pas à la même hypothèse.

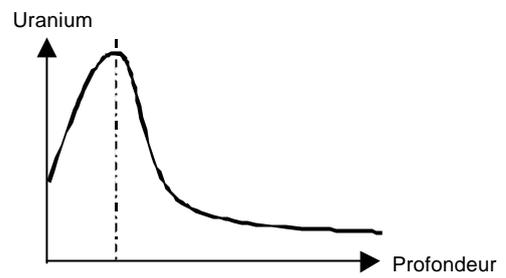
Le profil géochimique correspond à la première hypothèse : la zone superficielle de vase est en contact avec une eau riche en uranium. C'est un milieu oxydant riche en uranium sous sa forme  $U^{6+}$ . En subsurface, la minéralisation de la matière organique consomme des électrons et le milieu devient réducteur ; dans un tel milieu, l'uranium des eaux interstitielles est réduit à l'état  $U^{4+}$  qui est une forme insoluble. Le profil se caractérise donc par une augmentation de la teneur en uranium dans la zone superficielle jusqu'à fixation complète de l'uranium. La teneur en uranium devient alors quasiment constante.

Dans certains cas, des profils présentant un maximum sont retrouvés dans les sédiments de certains plans d'eau de la Haute-Vienne. Dans l'hypothèse d'un profil géochimique, l'existence de ce maximum ne pourrait s'expliquer que par une migration d'eau interstitielle oxydante, scénario extrêmement peu probable. D'autre part, lorsque qu'un profil en  $^{238}U$  présente un maximum, il en est de même pour les profils en  $^{226}Ra$ ,  $^{210}Pb$  du même point de prélèvement. Or, ces radioéléments sont chimiquement très différents : si l'uranium a un comportement chimique permettant sa fixation dans les sédiments, le plomb est par exemple très peu soluble dans les milieux naturels. Cela tend à prouver que, pour ces profils, le phénomène de concentration n'est pas provoqué par des réactions chimiques. En interprétant ce type de profils comme profils chronologiques, toute augmentation de l'activité correspond à une augmentation d'arrivée de particules radioactives de l'élément considéré.

Ce type de profil chronologique est en particulier retrouvé dans l'anse du Moulin de Chabannes, à l'arrivée du Ritord dans le lac de saint-pardoux.



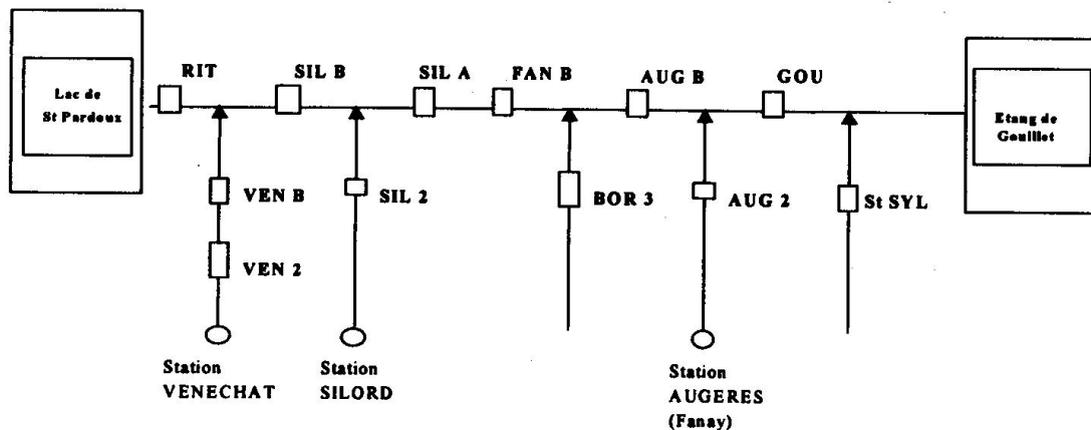
Profil géochimique



Profil chronologique

**Comparaison d'un profil géochimique et d'un profil chronologique**

## Annexe 23 – Analyse d'eau dans le Ritord



Localisation des points de prélèvement

Activités volumiques en mBq/L des prélèvements du 14/12/98 dans le Ritord et les rejets analysés par le CEMRAD/LSCE

Référence	Description	Dissous				Particulaire			
		U	<sup>230</sup> Th	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	U	<sup>210</sup> Pb	<sup>226</sup> Ra	<sup>228</sup> Ra
Etang GOU	Amont de tout rejet	28,9	2,8	0,6	26	1,9	7,5	0,42	0,10
St SYL	Rejet	2 217	15,5	0,32	548	204	99	6,9	0,14
GOU	Ritord	232	3,5	0,15	70	79	31	2,4	0,71
AUG 2	Rejet	1 196	0,4	< 0,1	106	125	53	305	5,6
AUG B	Ritord	906	2,1	2,1	77	89	48	135	3,5
BOR 3	Rejet	258	2,0	< 0,1	288	60	68	28	3,8
FAN B	Ritord	783	0,7	< 0,1	163	60	43	78	1,5
SIL A	Ritord	609	0,8	< 0,1	113	46	21	41	1,2
SIL 2	Rejet	340	< 0,2	< 0,2	162	171	31	253	2,7
SIL B	Ritord	588	1,4	0,1	92	100	49	57	-
VEN B	Rejet	3 031	2,1	0,12	630	54	14	30	0,75
RIT	Ritord	474	1,1	0,1	68,5	58	12	10	0,43

Estimation de la masse en kg d'uranium dissous par an par rejet

Rejet	Estimation de la masse en kg d'uranium dissous par an
St SYL	11
AUG 2	242
BOR 3	1
SIL 2	8
VEN B	48

## Annexe 24 – Données démographiques utilisées

### Population à Limoges selon les recensements de 1982, 1990 et 1999

	Population totale	Population totale de 0 à 4 ans	Population totale de 5 à 9 ans	Population totale de 10 à 14 ans
1982	140389	7148	8338	8867
1990	133469	5694	6759	7041
1999	133924	5179	5894	6194

	Population totale de 15 à 19 ans	Population totale de 20 à 24 ans	Population totale de 25 à 29 ans	Population totale de 30 à 34 ans
1982	9571			
1990	9312	13808	10854	9665
1999	8321	14851	12495	9195

	Population totale de 35 à 39 ans	Population totale de 40 à 44 ans	Population totale de 45 à 49 ans	Population totale de 50 à 54 ans
1990	9668	10381	6943	6260
1999	8359	8720	9554	9162

	Population totale de 55 à 59 ans	Population totale de 60 à 64 ans	Population totale de 65 à 69 ans	Population totale de 70 à 74 ans
1990	6844	6745	7108	4495
1999	5875	5492	5830	5961

	Population totale de 55 à 59 ans	Population totale de 60 à 64 ans	Population totale de 65 à 69 ans	Population totale de 70 à 74 ans
1990	6844	6745	7108	4495
1999	5875	5492	5830	5961

	Population totale de 95 ou plus
1990	200
1999	349

### Population à Limoges estimée à l'aide des données des recensements selon les classes d'âge de la CIPR

	< 1 an	1-2 ans	3-7 ans	8-12 ans	13-17 ans	18 ans et +
1982	1430	2859	7862	8655	9289	110294
1990	1139	2278	6333	6928	8404	108388
1999	1036	2072	5608	6074	7470	111664

## Annexe 25 – Formule de conversion masse-activité

$$A = (\ln 2 \times N_a \times m) / (T \times M)$$

avec A : activité en Bq ;

$N_a$  : nombre d'Avogadro =  $6,02 \cdot 10^{23} \text{ mol}^{-1}$  ;

m : masse en g ;

T : période en s ;

M : masse molaire en g/mol.

Pour l'uranium,  $A(^{238}\text{U}) = A(^{234}\text{U})$ , donc :

$$m(^{238}\text{U})/m(^{234}\text{U}) = [T(^{238}\text{U}) \times M(^{238}\text{U})] / [T(^{234}\text{U}) \times M(^{234}\text{U})] = (1,41 \cdot 10^{17} \times 238) / (7,72 \cdot 10^{12} \times 234) = 18\,576$$

$m(^{238}\text{U}) \gg m(^{234}\text{U})$

Pour l'uranium :  $A(\text{Bq}) = 1,24 \cdot 10^4 m(\text{g})$

Soit  $A(\text{Bq}) = 0,0124 m(\mu\text{g})$

**Annexe 26 – Risque de décès par cancer ou hémopathie maligne  
pour les habitants de Limoges consécutivement à la consommation  
d'eau par année et par catégorie d'âge**

	< 1 an		1 - 2 ans		3 - 7 ans		8 - 12 ans		13 - 17 ans		18 ans et plus	
	hyp basse	hyp haute	hyp basse	hyp haute	hyp basse	hyp haute	hyp basse	hyp haute	hyp basse	hyp haute	hyp basse	hyp haute
1981	9,19E-10	9,76E-10	1,09E-06	5,16E-06	1,06E-06	4,31E-06	1,74E-06	4,69E-06	3,11E-06	5,41E-06	6,57E-07	1,90E-06
1982	1,03E-09	1,09E-09	1,16E-06	5,76E-06	1,13E-06	4,80E-06	1,88E-06	5,22E-06	3,44E-06	6,04E-06	6,91E-07	2,09E-06
1983	9,68E-10	1,03E-09	1,13E-06	5,43E-06	1,10E-06	4,53E-06	1,82E-06	4,94E-06	3,27E-06	5,70E-06	6,83E-07	1,99E-06
1984	7,63E-10	8,11E-10	8,89E-07	4,28E-06	8,65E-07	3,58E-06	1,43E-06	3,89E-06	2,58E-06	4,49E-06	5,36E-07	1,57E-06
1985	7,74E-10	8,21E-10	9,65E-07	4,36E-06	9,41E-07	3,65E-06	1,51E-06	3,98E-06	2,66E-06	4,58E-06	5,93E-07	1,63E-06
1986	6,07E-10	6,45E-10	6,85E-07	3,40E-06	6,65E-07	2,83E-06	1,11E-06	3,08E-06	2,03E-06	3,56E-06	4,09E-07	1,24E-06
1987	5,06E-10	5,38E-10	5,73E-07	2,84E-06	5,57E-07	2,36E-06	9,30E-07	2,57E-06	1,70E-06	2,97E-06	3,42E-07	1,03E-06
1988	5,06E-10	5,38E-10	5,71E-07	2,83E-06	5,55E-07	2,36E-06	9,28E-07	2,57E-06	1,69E-06	2,97E-06	3,41E-07	1,03E-06
1989	5,89E-10	6,26E-10	6,59E-07	3,30E-06	6,40E-07	2,75E-06	1,07E-06	2,99E-06	1,97E-06	3,46E-06	3,92E-07	1,20E-06
1990	5,06E-10	5,38E-10	5,74E-07	2,84E-06	5,58E-07	2,36E-06	9,30E-07	2,57E-06	1,70E-06	2,97E-06	3,43E-07	1,03E-06
1991	8,40E-10	8,93E-10	9,26E-07	4,70E-06	8,99E-07	3,91E-06	1,52E-06	4,25E-06	2,79E-06	4,92E-06	5,49E-07	1,70E-06
1992	5,09E-10	5,40E-10	5,89E-07	2,85E-06	5,74E-07	2,38E-06	9,48E-07	2,59E-06	1,71E-06	2,99E-06	3,55E-07	1,04E-06
1993	7,75E-10	8,23E-10	8,66E-07	4,34E-06	8,41E-07	3,61E-06	1,41E-06	3,93E-06	2,59E-06	4,55E-06	5,16E-07	1,57E-06
1994	8,39E-10	8,92E-10	9,23E-07	4,69E-06	8,96E-07	3,91E-06	1,51E-06	4,25E-06	2,79E-06	4,92E-06	5,46E-07	1,70E-06
1995	4,73E-10	5,02E-10	5,36E-07	2,65E-06	5,21E-07	2,21E-06	8,69E-07	2,40E-06	1,58E-06	2,78E-06	3,21E-07	9,65E-07
1996	4,52E-10	4,81E-10	4,89E-07	2,53E-06	4,74E-07	2,10E-06	8,06E-07	2,28E-06	1,50E-06	2,65E-06	2,88E-07	9,09E-07
1997	3,36E-10	3,57E-10	3,70E-07	1,88E-06	3,59E-07	1,56E-06	6,06E-07	1,70E-06	1,12E-06	1,97E-06	2,19E-07	6,79E-07
1998	3,36E-10	3,57E-10	3,72E-07	1,88E-06	3,61E-07	1,57E-06	6,09E-07	1,70E-06	1,12E-06	1,97E-06	2,21E-07	6,81E-07
1999	2,69E-10	2,86E-10	2,98E-07	1,51E-06	2,90E-07	1,25E-06	4,87E-07	1,36E-06	8,96E-07	1,58E-06	1,77E-07	5,45E-07
2000	2,68E-10	2,85E-10	2,93E-07	1,50E-06	2,84E-07	1,25E-06	4,82E-07	1,36E-06	8,90E-07	1,57E-06	1,73E-07	5,41E-07
2001	2,52E-10	2,67E-10	2,74E-07	1,41E-06	2,66E-07	1,17E-06	4,51E-07	1,27E-06	8,34E-07	1,47E-06	1,62E-07	5,07E-07

# Annexe 27 – Risque de décès par cancer ou hémopathie maligne pour les habitants de Limoges et les habitants desservis par le SIDEF consécutivement à une consommation d'eau entre 1981 et 2001

## Risque pour les habitants de Limoges en fonction de l'année de naissance

	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992
<b>immersion</b>	1,60E-11	3,24E-11	4,89E-11	6,71E-11	8,54E-11	1,07E-10	1,29E-10	1,61E-10	1,91E-10	2,14E-10
<b>U 238</b>	0,00E+00	1,09E-07	2,28E-07	3,94E-07	6,00E-07	7,85E-07	9,31E-07	1,37E-06	1,82E-06	2,41E-06
<b>U 234</b>	0,00E+00	1,18E-07	2,47E-07	4,28E-07	6,54E-07	8,57E-07	1,02E-06	1,49E-06	1,99E-06	2,63E-06
<b>Ra 226</b>	0,00E+00	5,26E-06	1,09E-05	1,63E-05	2,31E-05	3,00E-05	3,92E-05	4,88E-05	6,97E-05	8,59E-05
<b>Po 210</b>	0,00E+00	1,61E-05	3,32E-05	4,63E-05	6,34E-05	8,06E-05	1,04E-04	1,29E-04	1,72E-04	2,01E-04
<b>Pb 210</b>	0,00E+00	6,57E-06	1,36E-05	2,00E-05	2,82E-05	3,64E-05	4,75E-05	5,90E-05	8,08E-05	9,66E-05
<b>Total hypothèse haute</b>	<b>1,60E-11</b>	<b>2,81E-05</b>	<b>5,81E-05</b>	<b>8,35E-05</b>	<b>1,16E-04</b>	<b>1,49E-04</b>	<b>1,93E-04</b>	<b>2,39E-04</b>	<b>3,27E-04</b>	<b>3,88E-04</b>
<b>Total hypothèse basse</b>	<b>1,60E-11</b>	<b>5,48E-06</b>	<b>1,13E-05</b>	<b>1,71E-05</b>	<b>2,44E-05</b>	<b>3,16E-05</b>	<b>4,12E-05</b>	<b>5,17E-05</b>	<b>7,35E-05</b>	<b>9,10E-05</b>
	1991	1990	1989	1988	1987	1986	1985	1984	1983	1982
<b>immersion</b>	2,46E-10	2,68E-10	2,94E-10	3,16E-10	3,39E-10	3,65E-10	3,95E-10	4,24E-10	4,59E-10	4,96E-10
<b>U 238</b>	3,04E-06	3,54E-06	4,02E-06	4,47E-06	4,96E-06	5,47E-06	6,05E-06	7,81E-06	8,79E-06	1,01E-05
<b>U 234</b>	3,32E-06	3,86E-06	4,39E-06	4,89E-06	5,43E-06	5,98E-06	6,62E-06	8,53E-06	9,59E-06	1,10E-05
<b>Ra 226</b>	9,98E-05	1,18E-04	1,33E-04	1,59E-04	1,85E-04	2,15E-04	2,47E-04	2,80E-04	3,05E-04	3,32E-04
<b>Po 210</b>	2,17E-04	2,47E-04	2,67E-04	2,86E-04	3,01E-04	3,12E-04	3,31E-04	3,61E-04	3,85E-04	4,20E-04
<b>Pb 210</b>	1,09E-04	1,26E-04	1,40E-04	1,55E-04	1,69E-04	1,84E-04	2,01E-04	2,21E-04	2,37E-04	2,58E-04
<b>Total hypothèse haute</b>	<b>4,32E-04</b>	<b>4,99E-04</b>	<b>5,49E-04</b>	<b>6,10E-04</b>	<b>6,65E-04</b>	<b>7,22E-04</b>	<b>7,91E-04</b>	<b>8,78E-04</b>	<b>9,46E-04</b>	<b>1,03E-03</b>
<b>Total hypothèse basse</b>	<b>1,06E-04</b>	<b>1,26E-04</b>	<b>1,42E-04</b>	<b>1,69E-04</b>	<b>1,95E-04</b>	<b>2,27E-04</b>	<b>2,59E-04</b>	<b>2,96E-04</b>	<b>3,23E-04</b>	<b>3,53E-04</b>
	1981	1980	1979	1978	1977	1976	1975	1974	1973	1972
<b>immersion</b>	5,30E-10									
<b>U 238</b>	1,09E-05	1,22E-05	1,22E-05	1,22E-05	1,23E-05	1,22E-05	1,22E-05	1,21E-05	1,21E-05	1,19E-05
<b>U 234</b>	1,19E-05	1,34E-05	1,34E-05	1,34E-05	1,34E-05	1,34E-05	1,33E-05	1,32E-05	1,32E-05	1,30E-05
<b>Ra 226</b>	3,73E-04	3,99E-04	4,03E-04	4,08E-04	4,09E-04	3,93E-04	3,91E-04	3,94E-04	3,90E-04	3,86E-04
<b>Po 210</b>	4,54E-04	4,81E-04	4,50E-04	4,17E-04	3,99E-04	3,78E-04	3,58E-04	3,37E-04	3,15E-04	3,02E-04
<b>Pb 210</b>	2,80E-04	2,98E-04	2,92E-04	2,84E-04	2,78E-04	2,66E-04	2,59E-04	2,54E-04	2,46E-04	2,37E-04
<b>Total hypothèse haute</b>	<b>1,13E-03</b>	<b>1,20E-03</b>	<b>1,17E-03</b>	<b>1,13E-03</b>	<b>1,11E-03</b>	<b>1,06E-03</b>	<b>1,03E-03</b>	<b>1,01E-03</b>	<b>9,76E-04</b>	<b>9,50E-04</b>
<b>Total hypothèse basse</b>	<b>3,96E-04</b>	<b>4,25E-04</b>	<b>4,29E-04</b>	<b>4,33E-04</b>	<b>4,35E-04</b>	<b>4,19E-04</b>	<b>4,16E-04</b>	<b>4,19E-04</b>	<b>4,15E-04</b>	<b>4,11E-04</b>
	1971	1970	1969	1968	1967	1966	1965	1964	1963 et avant	
<b>immersion</b>	5,30E-10									
<b>U 238</b>	1,17E-05	1,15E-05	1,13E-05	1,11E-05	1,05E-05	1,01E-05	9,68E-06	9,37E-06	8,88E-06	
<b>U 234</b>	1,28E-05	1,26E-05	1,24E-05	1,22E-05	1,15E-05	1,11E-05	1,06E-05	1,02E-05	9,67E-06	
<b>Ra 226</b>	3,78E-04	3,81E-04	3,85E-04	3,81E-04	3,41E-04	3,01E-04	2,50E-04	1,95E-04	1,47E-04	
<b>Po 210</b>	2,87E-04	2,70E-04	2,53E-04	2,36E-04	2,32E-04	2,27E-04	2,22E-04	2,16E-04	2,11E-04	
<b>Pb 210</b>	2,26E-04	2,18E-04	2,09E-04	1,98E-04	1,85E-04	1,72E-04	1,55E-04	1,37E-04	1,21E-04	
<b>Total hypothèse haute</b>	<b>9,16E-04</b>	<b>8,93E-04</b>	<b>8,70E-04</b>	<b>8,38E-04</b>	<b>7,79E-04</b>	<b>7,21E-04</b>	<b>6,47E-04</b>	<b>5,68E-04</b>	<b>4,98E-04</b>	
<b>Total hypothèse basse</b>	<b>4,03E-04</b>	<b>4,05E-04</b>	<b>4,09E-04</b>	<b>4,04E-04</b>	<b>3,63E-04</b>	<b>3,22E-04</b>	<b>2,70E-04</b>	<b>2,15E-04</b>	<b>1,66E-04</b>	

## Risque pour les habitants desservis par le SIDEP en fonction de l'année de naissance

	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992
<b>immersion</b>	1,60E-11	3,24E-11	4,89E-11	6,71E-11	8,54E-11	1,07E-10	1,29E-10	1,61E-10	1,91E-10	2,14E-10
<b>U 238</b>	0,00E+00	9,78E-08	2,50E-07	3,91E-07	5,05E-07	5,97E-07	1,03E-06	1,47E-06	1,91E-06	2,44E-06
<b>U 234</b>	0,00E+00	1,06E-07	2,71E-07	4,25E-07	5,51E-07	6,54E-07	1,13E-06	1,60E-06	2,09E-06	2,67E-06
<b>Ra 226</b>	0,00E+00	2,10E-06	3,15E-06	6,24E-06	1,15E-05	1,63E-05	2,66E-05	3,70E-05	4,86E-05	5,95E-05
<b>Po 210</b>	0,00E+00	6,42E-06	9,64E-06	1,77E-05	3,29E-05	4,55E-05	7,36E-05	1,02E-04	1,25E-04	1,49E-04
<b>Pb 210</b>	0,00E+00	2,63E-06	3,94E-06	7,67E-06	1,41E-05	1,99E-05	3,25E-05	4,52E-05	5,76E-05	6,98E-05
<b>Total hypothèse haute</b>	<b>1,60E-11</b>	<b>1,14E-05</b>	<b>1,73E-05</b>	<b>3,24E-05</b>	<b>5,96E-05</b>	<b>8,30E-05</b>	<b>1,35E-04</b>	<b>1,87E-04</b>	<b>2,35E-04</b>	<b>2,83E-04</b>
<b>Total hypothèse basse</b>	<b>1,60E-11</b>	<b>2,31E-06</b>	<b>3,67E-06</b>	<b>7,06E-06</b>	<b>1,25E-05</b>	<b>1,75E-05</b>	<b>2,88E-05</b>	<b>4,00E-05</b>	<b>5,26E-05</b>	<b>6,47E-05</b>

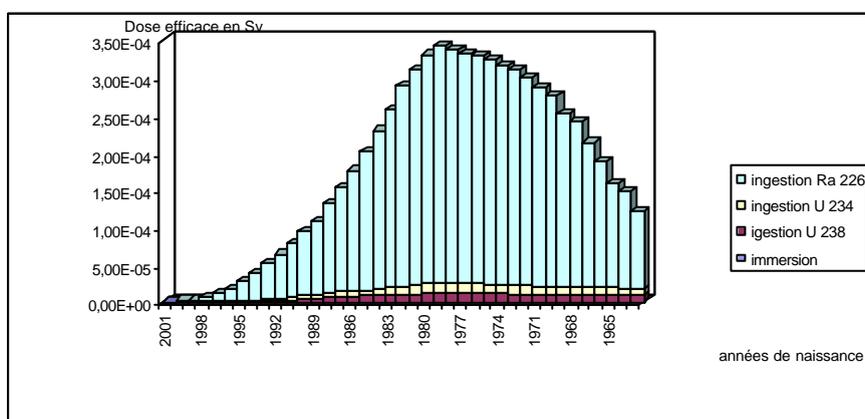
	1991	1990	1989	1988	1987	1986	1985	1984	1983	1982
<b>immersion</b>	2,46E-10	2,68E-10	2,94E-10	3,16E-10	3,39E-10	3,65E-10	3,95E-10	4,24E-10	4,59E-10	4,96E-10
<b>U 238</b>	3,13E-06	3,90E-06	4,63E-06	5,89E-06	6,68E-06	7,19E-06	7,76E-06	8,70E-06	9,45E-06	1,03E-05
<b>U 234</b>	3,41E-06	4,26E-06	5,06E-06	6,44E-06	7,30E-06	7,87E-06	8,50E-06	9,52E-06	1,03E-05	1,13E-05
<b>Ra 226</b>	7,19E-05	8,58E-05	9,94E-05	1,20E-04	1,39E-04	1,61E-04	1,86E-04	2,11E-04	2,39E-04	2,69E-04
<b>Po 210</b>	1,71E-04	1,93E-04	2,14E-04	2,32E-04	2,50E-04	2,67E-04	2,82E-04	2,98E-04	3,09E-04	3,20E-04
<b>Pb 210</b>	8,24E-05	9,53E-05	1,08E-04	1,22E-04	1,36E-04	1,50E-04	1,64E-04	1,78E-04	1,90E-04	2,03E-04
<b>Total hypothèse haute</b>	<b>3,32E-04</b>	<b>3,82E-04</b>	<b>4,32E-04</b>	<b>4,86E-04</b>	<b>5,39E-04</b>	<b>5,93E-04</b>	<b>6,49E-04</b>	<b>7,05E-04</b>	<b>7,57E-04</b>	<b>8,13E-04</b>
<b>Total hypothèse basse</b>	<b>7,85E-05</b>	<b>9,39E-05</b>	<b>1,09E-04</b>	<b>1,32E-04</b>	<b>1,53E-04</b>	<b>1,76E-04</b>	<b>2,03E-04</b>	<b>2,29E-04</b>	<b>2,58E-04</b>	<b>2,90E-04</b>

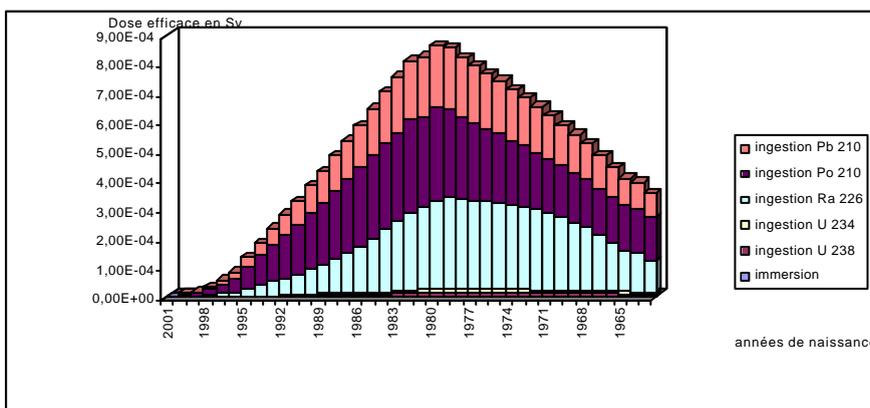
	1981	1980	1979	1978	1977	1976	1975	1974	1973	1972
<b>immersion</b>	5,30E-10									
<b>U 238</b>	1,13E-05	1,19E-05	1,19E-05	1,18E-05	1,17E-05	1,17E-05	1,16E-05	1,14E-05	1,12E-05	1,09E-05
<b>U 234</b>	1,23E-05	1,30E-05	1,30E-05	1,29E-05	1,29E-05	1,28E-05	1,27E-05	1,25E-05	1,23E-05	1,20E-05
<b>Ra 226</b>	2,87E-04	3,06E-04	3,16E-04	3,12E-04	3,08E-04	3,04E-04	3,00E-04	2,91E-04	2,87E-04	2,76E-04
<b>Po 210</b>	3,11E-04	3,21E-04	3,04E-04	2,81E-04	2,66E-04	2,50E-04	2,35E-04	2,23E-04	2,08E-04	1,97E-04
<b>Pb 210</b>	2,06E-04	2,15E-04	2,12E-04	2,04E-04	1,97E-04	1,90E-04	1,83E-04	1,75E-04	1,68E-04	1,59E-04
<b>Total hypothèse haute</b>	<b>8,27E-04</b>	<b>8,67E-04</b>	<b>8,58E-04</b>	<b>8,22E-04</b>	<b>7,95E-04</b>	<b>7,69E-04</b>	<b>7,42E-04</b>	<b>7,13E-04</b>	<b>6,86E-04</b>	<b>6,55E-04</b>
<b>Total hypothèse basse</b>	<b>3,10E-04</b>	<b>3,31E-04</b>	<b>3,41E-04</b>	<b>3,37E-04</b>	<b>3,33E-04</b>	<b>3,28E-04</b>	<b>3,24E-04</b>	<b>3,15E-04</b>	<b>3,11E-04</b>	<b>2,99E-04</b>

	1971	1970	1969	1968	1967	1966	1965	1964	1963 et avant
<b>immersion</b>	5,30E-10								
<b>U 238</b>	1,05E-05	1,02E-05	1,00E-05	9,83E-06	9,52E-06	9,26E-06	8,96E-06	8,65E-06	8,44E-06
<b>U 234</b>	1,15E-05	1,12E-05	1,10E-05	1,08E-05	1,04E-05	1,01E-05	9,79E-06	9,42E-06	9,19E-06
<b>Ra 226</b>	2,64E-04	2,53E-04	2,32E-04	2,21E-04	1,94E-04	1,67E-04	1,40E-04	1,31E-04	1,04E-04
<b>Po 210</b>	1,87E-04	1,77E-04	1,71E-04	1,61E-04	1,58E-04	1,55E-04	1,52E-04	1,51E-04	1,48E-04
<b>Pb 210</b>	1,50E-04	1,42E-04	1,33E-04	1,24E-04	1,15E-04	1,06E-04	9,74E-05	9,41E-05	8,53E-05
<b>Total hypothèse haute</b>	<b>6,24E-04</b>	<b>5,93E-04</b>	<b>5,57E-04</b>	<b>5,26E-04</b>	<b>4,87E-04</b>	<b>4,48E-04</b>	<b>4,09E-04</b>	<b>3,94E-04</b>	<b>3,55E-04</b>
<b>Total hypothèse basse</b>	<b>2,86E-04</b>	<b>2,74E-04</b>	<b>2,53E-04</b>	<b>2,41E-04</b>	<b>2,14E-04</b>	<b>1,86E-04</b>	<b>1,59E-04</b>	<b>1,49E-04</b>	<b>1,21E-04</b>



Représentation graphique de l'hypothèse basse pour les habitants desservis par le SIDEP



Représentation graphique de l'hypothèse haute pour les habitants desservis par le SIDEP

# Annexe 28 – Doses équivalentes à la surface osseuse cumulées sur la vie entière du fait de la consommation d'eau potable à Limoges entre 1981 et 2001

		années de naissance												
		2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	1991	1990	1989
années d'exposition	1981													
	1982													
	1983													
	1984													
	1985													
	1986													
	1987													
	1988													
	1989													0,00E+00
	1990												0,00E+00	0,00E+00
	1991											0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	1992										0,00E+00	3,65E-06	3,65E-06	1,10E-05
1993									0,00E+00	4,82E-06	4,82E-06	1,45E-05	1,45E-05	
1994								0,00E+00	5,11E-06	5,11E-06	1,53E-05	1,53E-05	1,53E-05	
1995							0,00E+00	3,50E-06	3,50E-06	1,05E-05	1,05E-05	1,05E-05	1,05E-05	
1996						0,00E+00	3,43E-06	3,43E-06	1,03E-05	1,03E-05	1,03E-05	1,03E-05	1,03E-05	
1997					0,00E+00	2,19E-05	2,19E-05	3,29E-05	3,29E-05	3,29E-05	3,29E-05	3,29E-05	8,03E-05	
1998				0,00E+00	2,19E-05	2,19E-05	3,29E-05	3,29E-05	3,29E-05	3,29E-05	3,29E-05	8,03E-05	8,03E-05	
1999			0,00E+00	1,97E-05	1,97E-05	2,96E-05	2,96E-05	2,96E-05	2,96E-05	2,96E-05	2,96E-05	7,23E-05	7,23E-05	
2000		0,00E+00	1,97E-05	1,97E-05	2,96E-05	2,96E-05	2,96E-05	2,96E-05	2,96E-05	7,23E-05	7,23E-05	7,23E-05	7,23E-05	
2001	0,00E+00	2,81E-04	2,81E-04	2,68E-04	2,68E-04	2,68E-04	2,68E-04	2,68E-04	1,53E-04	1,53E-04	1,53E-04	1,53E-04	1,53E-04	
TOTAL	0,00E+00	2,81E-04	3,01E-04	3,08E-04	3,39E-04	3,71E-04	3,86E-04	4,00E-04	2,97E-04	3,52E-04	4,08E-04	4,65E-04	5,20E-04	

		années de naissance											
		1988	1987	1986	1985	1984	1983	1982	1981	1980	1979	1978	1977
années d'exposition	1981							0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	1982							0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	1983						0,00E+00						
	1984					0,00E+00	1,42E-05						
	1985				0,00E+00	1,42E-05	1,42E-05						
	1986			0,00E+00	1,23E-05	1,23E-05							
	1987		0,00E+00	1,10E-05	1,10E-05	1,10E-05							
	1988	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,10E-05	1,10E-05	1,10E-05	1,10E-05
	1989	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,20E-05	1,20E-05	1,20E-05	1,20E-05	2,41E-05
	1990	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,10E-05	1,10E-05	1,10E-05	1,10E-05	2,19E-05	2,19E-05
	1991	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,53E-05	1,53E-05	1,53E-05	1,53E-05	1,53E-05	3,07E-05	3,07E-05
	1992	1,10E-05	1,10E-05	1,10E-05	1,10E-05	2,92E-05	2,92E-05	2,92E-05	2,92E-05	2,92E-05	9,49E-05	9,49E-05	9,49E-05
1993	1,45E-05	1,45E-05	1,45E-05	3,85E-05	3,85E-05	3,85E-05	3,85E-05	3,85E-05	1,25E-04	1,25E-04	1,25E-04	1,25E-04	
1994	1,53E-05	1,53E-05	4,09E-05	4,09E-05	4,09E-05	4,09E-05	4,09E-05	1,33E-04	1,33E-04	1,33E-04	1,33E-04	2,25E-05	
1995	1,05E-05	2,80E-05	2,80E-05	2,80E-05	2,80E-05	2,80E-05	9,11E-05	9,11E-05	9,11E-05	9,11E-05	1,54E-05	1,54E-05	
1996	2,74E-05	2,74E-05	2,74E-05	2,74E-05	2,74E-05	8,92E-05	8,92E-05	8,92E-05	8,92E-05	8,92E-05	1,51E-05	1,51E-05	
1997	8,03E-05	8,03E-05	8,03E-05	8,03E-05	1,46E-04	1,46E-04	1,46E-04	1,46E-04	1,46E-04	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	
1998	8,03E-05	8,03E-05	8,03E-05	1,46E-04	1,46E-04	1,46E-04	1,46E-04	1,46E-04	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	
1999	7,23E-05	7,23E-05	1,31E-04	1,31E-04	1,31E-04	1,31E-04	1,31E-04	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	
2000	7,23E-05	1,31E-04	1,31E-04	1,31E-04	1,31E-04	1,31E-04	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	
2001	4,09E-04	4,09E-04	4,09E-04	4,09E-04	4,09E-04	4,85E-05							
TOTAL	7,93E-04	8,69E-04	9,54E-04	1,04E-03	1,13E-03	8,45E-04	8,06E-04	7,97E-04	7,69E-04	7,20E-04	6,73E-04	6,23E-04	5,39E-04

		années de naissance											
		1975	1974	1973	1972	1971	1970	1969	1968	1967	1966	1965	1964
années d'exposition	1981	0,00E+00	0,00E+00	1,62E-05	1,62E-05	1,62E-05	1,62E-05	1,62E-05	6,48E-05	6,48E-05	6,48E-05	6,48E-05	9,18E-06
	1982	0,00E+00	1,77E-05	1,77E-05	1,77E-05	1,77E-05	1,77E-05	3,55E-05	3,55E-05	3,55E-05	3,55E-05	1,42E-05	1,42E-05
	1983	1,69E-05	1,69E-05	1,69E-05	1,69E-05	1,69E-05	3,37E-05	3,37E-05	3,37E-05	3,37E-05	3,37E-05	1,35E-05	1,35E-05
	1984	1,42E-05	1,42E-05	1,42E-05	1,42E-05	2,85E-05	2,85E-05	2,85E-05	2,85E-05	2,85E-05	1,14E-05	1,14E-05	1,14E-05
	1985	1,42E-05	1,42E-05	1,42E-05	2,85E-05	2,85E-05	2,85E-05	2,85E-05	2,85E-05	1,14E-05	1,14E-05	1,14E-05	1,14E-05
	1986	1,23E-05	1,23E-05	2,45E-05	2,45E-05	2,45E-05	2,45E-05	2,45E-05	9,81E-06	9,81E-06	9,81E-06	9,81E-06	9,81E-06
	1987	1,10E-05	2,19E-05	2,19E-05	2,19E-05	2,19E-05	2,19E-05	8,76E-06	8,76E-06	8,76E-06	8,76E-06	8,76E-06	8,76E-06
	1988	2,19E-05	2,19E-05	2,19E-05	2,19E-05	2,19E-05	8,76E-06						
	1989	2,41E-05	2,41E-05	2,41E-05	2,41E-05	9,64E-06							
	1990	2,19E-05	2,19E-05	2,19E-05	8,76E-06								
	1991	3,07E-05	3,07E-05	1,23E-05									
	1992	9,49E-05	1,61E-05										
1993	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	2,12E-05	
1994	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	2,25E-05	
1995	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	1,54E-05	
1996	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	1,51E-05	
1997	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	
1998	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	2,04E-05	
1999	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	
2000	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	1,84E-05	
2001	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	4,85E-05	
TOTAL	4,62E-04	4,12E-04	4,22E-04	4,23E-04	4,23E-04	4,27E-04	4,32E-04	4,65E-04	4,48E-04	4,31E-04	4,11E-04	3,90E-04	3,34E-04

## Annexe 29 – Doses équivalentes à la moelle osseuse cumulées en 2003 du fait de la consommation d'eau potable à Limoges entre 1981 et 2001

		années de naissance												
		2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	1991	1990	1989
années d'exposition	1981													
	1982													
	1983													
	1984													
	1985													
	1986													
	1987													
	1988													
	1989													0,00E+00
	1990												0,00E+00	0,00E+00
	1991											0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	1992										0,00E+00	3,65E-07	3,65E-07	0,00E+00
	1993									0,00E+00	4,82E-07	4,82E-07	0,00E+00	0,00E+00
	1994								0,00E+00	5,11E-07	5,11E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	1995							0,00E+00	3,43E-07	3,43E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	1996					0,00E+00	0,00E+00	3,43E-07	3,43E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	1997					0,00E+00	2,56E-06	2,56E-06	3,83E-06	3,83E-06	3,83E-06	3,83E-06	3,83E-06	7,30E-06
	1998				0,00E+00	2,56E-06	2,56E-06	3,83E-06	3,83E-06	3,83E-06	3,83E-06	3,83E-06	7,30E-06	7,30E-06
	1999			0,00E+00	2,30E-06	2,30E-06	3,45E-06	3,45E-06	3,45E-06	3,45E-06	3,45E-06	6,57E-06	6,57E-06	6,57E-06
2000		0,00E+00	2,30E-06	2,30E-06	3,45E-06	3,45E-06	3,45E-06	3,45E-06	3,45E-06	6,57E-06	6,57E-06	6,57E-06	6,57E-06	
2001	0,00E+00	2,81E-05	2,81E-05	1,92E-05	1,92E-05	1,92E-05	1,92E-05	1,92E-05	1,20E-05	2,81E-05	2,81E-05	2,81E-05	2,81E-05	
TOTAL	0,00E+00	2,81E-05	3,04E-05	2,38E-05	2,75E-05	3,12E-05	3,28E-05	3,44E-05	2,75E-05	4,68E-05	4,98E-05	5,27E-05	5,58E-05	

		années de naissance											
		1988	1987	1986	1985	1984	1983	1982	1981	1980	1979	1978	1977
années d'exposition	1981							0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	1982						0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,91E-07	5,91E-07	5,91E-07	5,91E-07
	1983						0,00E+00	0,00E+00	5,62E-07	5,62E-07	5,62E-07	5,62E-07	5,62E-07
	1984					0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07
	1985				0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07
	1986			0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,09E-07						
	1987		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,65E-07							
	1988	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,65E-07								
	1989	0,00E+00	0,00E+00	4,02E-07	1,20E-06								
	1990	0,00E+00	3,65E-07	1,10E-06									
	1991	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	1,53E-06	1,53E-06
	1992	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,46E-06	1,46E-06	1,46E-06	1,46E-06	1,46E-06	4,38E-06	4,38E-06	4,38E-06
	1993	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,93E-06	1,93E-06	1,93E-06	1,93E-06	1,93E-06	5,78E-06	5,78E-06	5,78E-06	5,78E-06
	1994	0,00E+00	0,00E+00	2,04E-06	2,04E-06	2,04E-06	2,04E-06	2,04E-06	6,13E-06	6,13E-06	6,13E-06	6,13E-06	1,94E-06
	1995	0,00E+00	1,40E-06	1,40E-06	1,40E-06	1,40E-06	1,40E-06	4,20E-06	4,20E-06	4,20E-06	4,20E-06	1,33E-06	1,33E-06
	1996	1,37E-06	1,37E-06	1,37E-06	1,37E-06	1,37E-06	4,12E-06	4,12E-06	4,12E-06	4,12E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06
	1997	7,30E-06	7,30E-06	7,30E-06	7,30E-06	1,17E-05	1,17E-05	1,17E-05	1,17E-05	1,17E-05	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06
	1998	7,30E-06	7,30E-06	7,30E-06	1,17E-05	1,17E-05	1,17E-05	1,17E-05	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06
	1999	6,57E-06	6,57E-06	1,05E-05	1,05E-05	1,05E-05	1,05E-05	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06
2000	6,57E-06	1,05E-05	1,05E-05	1,05E-05	1,05E-05	1,05E-05	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	
2001	3,58E-05	3,58E-05	3,58E-05	3,58E-05	3,58E-05	5,37E-06							
TOTAL	6,54E-05	7,11E-05	7,75E-05	8,42E-05	9,04E-05	6,31E-05	5,80E-05	5,41E-05	4,92E-05	4,34E-05	4,16E-05	3,94E-05	3,61E-05

		années de naissance												
		1975	1974	1973	1972	1971	1970	1969	1968	1967	1966	1965	1964	1963 et avant
années d'exposition	1981	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,40E-07	5,40E-07	5,40E-07	5,40E-07	5,40E-07	1,08E-07
	1982	5,91E-07	5,91E-07	5,91E-07	5,91E-07	5,91E-07	5,91E-07	1,77E-06	1,77E-06	1,77E-06	1,77E-06	7,10E-07	7,10E-07	
	1983	5,62E-07	5,62E-07	5,62E-07	5,62E-07	5,62E-07	1,69E-06	1,69E-06	1,69E-06	1,69E-06	6,75E-07	6,75E-07	6,75E-07	
	1984	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07	1,42E-06	1,42E-06	1,42E-06	1,42E-06	1,42E-06	5,69E-07	5,69E-07	5,69E-07	
	1985	4,75E-07	4,75E-07	4,75E-07	1,42E-06	1,42E-06	1,42E-06	1,42E-06	1,42E-06	5,69E-07	5,69E-07	5,69E-07	5,69E-07	
	1986	4,09E-07	4,09E-07	1,23E-06	1,23E-06	1,23E-06	1,23E-06	1,23E-06	4,91E-07	4,91E-07	4,91E-07	4,91E-07	4,91E-07	
	1987	3,65E-07	1,10E-06	1,10E-06	1,10E-06	1,10E-06	1,10E-06	4,38E-07	4,38E-07	4,38E-07	4,38E-07	4,38E-07	4,38E-07	
	1988	1,10E-06	1,10E-06	1,10E-06	1,10E-06	1,10E-06	4,38E-07							
	1989	1,20E-06	1,20E-06	1,20E-06	1,20E-06	4,82E-07								
	1990	1,10E-06	1,10E-06	1,10E-06	4,38E-07									
	1991	1,53E-06	1,53E-06	6,13E-07										
	1992	4,38E-06	1,39E-06											
	1993	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	1,83E-06	
	1994	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	1,94E-06	
	1995	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	1,33E-06	
	1996	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	1,30E-06	
	1997	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	
	1998	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	2,34E-06	
	1999	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	
2000	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06	2,10E-06		
2001	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06	5,37E-06		
TOTAL	3,28E-05	3,06E-05	3,05E-05	3,08E-05	3,10E-05	3,15E-05	3,20E-05	3,18E-05	3,09E-05	3,01E-05	2,91E-05	2,80E-05	2,76E-05	

# Annexe 30 – Evolution du risque d'incidence de leucémie du fait de la dose équivalente à la moelle osseuse en 2003 consécutive à la consommation d'eau potable à Limoges entre 1981 et 2001

Evolution du risque (ERA pour 1 personne-année) pour les hommes en fonction de l'année de naissance

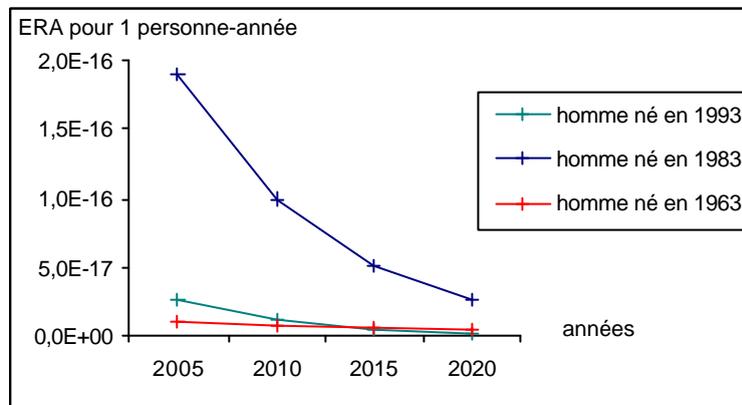
	années de naissance												
	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	1991	1990	1989
2005	0,00E+00	2,89E-17	3,68E-17	1,79E-17	2,70E-17	3,94E-17	4,59E-17	5,30E-17	2,70E-17	1,33E-16	1,60E-16	1,31E-16	2,27E-16
2010	0,00E+00	1,23E-17	1,56E-17	7,46E-18	1,15E-17	1,68E-17	1,96E-17	2,27E-17	1,15E-17	5,69E-17	6,85E-17	8,16E-17	9,68E-17
2015	0,00E+00	5,28E-18	6,68E-18	3,19E-18	4,92E-18	7,20E-18	8,39E-18	9,69E-18	4,93E-18	2,43E-17	2,93E-17	3,49E-17	4,14E-17
2020	0,00E+00	2,25E-18	2,85E-18	1,36E-18	2,10E-18	3,08E-18	3,58E-18	4,14E-18	2,11E-18	1,04E-17	1,25E-17	1,49E-17	1,77E-17

	années de naissance												
	1988	1987	1986	1985	1984	1983	1982	1981	1980	1979	1978	1977	1976
2005	3,64E-16	4,68E-16	6,05E-16	7,75E-16	9,60E-16	1,90E-16	1,47E-16	1,20E-16	8,99E-17	6,15E-17	5,42E-17	4,63E-17	3,53E-17
2010	1,55E-16	2,00E-16	2,59E-16	3,31E-16	4,10E-16	9,90E-17	7,67E-17	6,25E-17	4,69E-17	3,21E-17	2,83E-17	2,42E-17	1,85E-17
2015	6,65E-17	8,54E-17	1,11E-16	1,42E-16	1,75E-16	5,17E-17	4,01E-17	3,26E-17	2,45E-17	1,68E-17	1,48E-17	1,26E-17	9,63E-18
2020	2,84E-17	3,65E-17	4,73E-17	6,06E-17	7,50E-17	2,70E-17	2,09E-17	1,70E-17	1,28E-17	8,76E-18	7,72E-18	6,58E-18	5,03E-18

	années de naissance												
	1975	1974	1973	1972	1971	1970	1969	1968	1967	1966	1965	1964	1963 et avant
2005	2,67E-17	2,15E-17	2,13E-17	2,19E-17	2,24E-17	2,35E-17	2,47E-17	2,42E-17	2,23E-17	2,05E-17	1,85E-17	1,66E-17	1,08E-17
2010	1,39E-17	1,12E-17	1,11E-17	1,15E-17	1,17E-17	1,23E-17	1,29E-17	1,26E-17	1,16E-17	1,07E-17	9,66E-18	8,64E-18	7,64E-18
2015	7,27E-18	5,87E-18	5,81E-18	5,99E-18	6,11E-18	6,40E-18	6,72E-18	6,60E-18	6,08E-18	5,59E-18	5,05E-18	4,51E-18	5,39E-18
2020	3,80E-18	3,07E-18	3,03E-18	3,12E-18	3,19E-18	3,34E-18	3,51E-18	3,44E-18	3,17E-18	2,92E-18	2,63E-18	2,36E-18	3,80E-18



Evolution du risque (ERA pour 1 personne-année) pour les femmes en fonction de l'année de naissance

	années de naissance												
	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	1991	1990	1989
2005	0,00E+00	5,79E-18	7,33E-18	3,50E-18	5,40E-18	7,90E-18	9,20E-18	1,06E-17	5,41E-18	2,97E-17	3,21E-17	3,63E-17	4,54E-17
2010	0,00E+00	4,08E-18	5,17E-18	2,47E-18	3,91E-18	5,57E-18	6,48E-18	7,50E-18	3,81E-18	1,89E-17	2,28E-17	2,70E-17	3,33E-17
2015	0,00E+00	2,88E-18	3,54E-18	1,74E-18	2,85E-18	3,92E-18	4,57E-18	5,28E-18	2,69E-18	1,33E-17	1,63E-17	1,93E-17	2,33E-17
2020	0,00E+00	2,03E-18	2,57E-18	1,22E-18	1,99E-18	2,76E-18	3,22E-18	3,72E-18	1,89E-18	9,34E-18	1,12E-17	1,34E-17	1,59E-17

	années de naissance												
	1988	1987	1986	1985	1984	1983	1982	1981	1980	1979	1978	1977	1976
2005	7,29E-17	9,38E-17	1,21E-16	1,55E-16	1,92E-16	3,84E-17	2,98E-17	2,42E-17	1,82E-17	1,10E-17	9,37E-18	7,16E-18	5,18E-18
2010	5,14E-17	6,61E-17	8,55E-17	1,10E-16	1,39E-16	3,31E-17	2,56E-17	2,09E-17	1,57E-17	1,07E-17	9,48E-18	6,97E-18	5,18E-18
2015	3,62E-17	4,66E-17	6,03E-17	7,72E-17	9,65E-17	2,85E-17	2,21E-17	1,80E-17	1,35E-17	9,24E-18	6,14E-18	4,64E-18	3,38E-18
2020	2,55E-17	3,28E-17	4,25E-17	5,44E-17	6,74E-17	2,48E-17	1,90E-17	1,55E-17	1,16E-17	7,95E-18	5,05E-18	3,88E-18	2,87E-18

	années de naissance												
	1975	1974	1973	1972	1971	1970	1969	1968	1967	1966	1965	1964	1963 et avant
2005	5,41E-18	4,37E-18	4,32E-18	4,45E-18	4,55E-18	4,75E-18	5,00E-18	4,91E-18	4,52E-18	4,16E-18	3,75E-18	3,35E-18	2,19E-18
2010	4,85E-18	3,78E-18	3,72E-18	3,83E-18	3,91E-18	4,00E-18	4,30E-18	4,22E-18	3,89E-18	3,59E-18	3,23E-18	2,89E-18	2,55E-18
2015	4,01E-18	3,23E-18	3,20E-18	3,23E-18	3,37E-18	3,52E-18	3,70E-18	3,63E-18	3,35E-18	3,08E-18	2,78E-18	2,48E-18	2,96E-18
2020	3,45E-18	2,78E-18	2,76E-18	2,84E-18	2,90E-18	3,03E-18	3,19E-18	3,13E-18	2,88E-18	2,65E-18	2,39E-18	2,14E-18	3,44E-18

