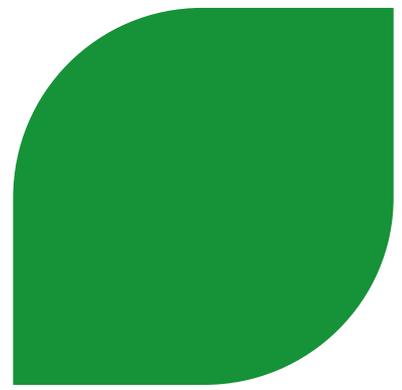


ANNEXE 6



Etude hydrogéologique et hydrogéochemique :

ARMINES, E. LEDOUX et J-M. SCHMITT

*Etat hydrogéochemique et évolution prévisionnelle
du site des anciennes exploitations d'uranium de
Lodève (Hérault)*

Rapport n°R200312EL, décembre 2010

Société AREVA

**État hydrogéochimique et évolution prévisionnelle du site
des anciennes exploitations d'uranium de Lodève (Hérault)**



Emmanuel LEDOUX (Mines ParisTech)
Jean-Michel SCHMITT (AREVA/BG Mines)

Références :
Réf. ARMINES : R200312EL
Réf. AREVA: BGM/DGS RT 12/010

École des Mines de Paris – Centre de Géosciences
35, rue Saint Honoré
77300 Fontainebleau, France

Tél. 01 64 69 47 02
Fax 01 64 69 47 03

Référence type:

Ledoux E., Schmitt J.-M. - (2012). État hydrogéo chimique et évolution prévisionnelle du site des anciennes exploitations d'uranium de Lodève (Hérault). Rapport technique ARMINES N° R200312EL, AREVA N° BGM/DGS RT 12/010. Centre de Géosciences, Mines ParisTech, Fontainebleau, France.

SOMMAIRE

Sommaire	1
Liste des figures	3
Liste des tableaux	4
1. Introduction	9
1.1 Cadre de l'étude.....	9
1.2 Acquisition des données.....	9
1.3 Approche mise en œuvre.....	9
1.4 Plan du rapport	11
2. Le site de Lodève	12
2.1 Situation géologique	12
2.1.1 Le Bassin Permien de Lodève.....	12
2.1.2 Stratigraphie du Bassin de Lodève.....	12
2.1.3 Structures tectoniques	15
2.2 Le gisement d'uranium de Lodève	16
2.2.1 Géologie et minéralogie	16
2.2.2 Données générales sur l'exploitation	16
2.2.3 Les travaux miniers	17
2.2.4 Le traitement du minerai.....	17
2.2.5 Le stockage des résidus de traitement.....	19
2.3 Le site réaménagé	21
2.3.1 Le réaménagement post-exploitation	21
2.3.2 La gestion des eaux des résidus.....	21
2.3.3 La gestion des eaux d'exhaure des travaux miniers	22
2.3.4 Le dispositif de collecte et de traitement des eaux.....	23
2.3.5 Autorisations de rejet.....	24
2.3.6 Le dispositif de surveillance environnementale.....	25

3. Contexte hydrogéologique et hydrochimique	27
3.1 Climatologie.....	27
3.2 Hydrogéologie.....	28
3.2.1 Le bassin hydrographique de la Lergue.....	28
3.2.2 Le système aquifère.....	28
3.2.3 L'alimentation des nappes.....	29
3.2.4 Les données piézométriques.....	30
3.2.5 Les débits pompés dans le réservoir minier.....	32
3.2.6 Le débit de la Lergue.....	33
3.3 Hydrochimie régionale.....	36
3.3.1 Typologie des eaux souterraines.....	36
3.3.2 Zonalité hydrochimique et origine des eaux.....	36
3.3.3 Alimentation du site minier.....	38
4. Le site minier et l'eau : approche géochimique et thermodynamique	40
4.1 Méthode d'approche.....	40
4.1.1 Campagne de prélèvements hydrochimiques.....	40
4.1.2 Étude thermodynamique.....	40
4.1.3 Présentation et analyse des résultats.....	42
4.2 Hydrochimie des eaux souterraines naturelles.....	42
4.2.1 Caractéristiques et typologie.....	42
4.2.2 Conclusion sur la zonalité des eaux souterraines.....	43
4.2.3 Contenu en uranium et radium.....	43
4.3 Hydrochimie des résidus.....	44
4.3.1 Les eaux interstitielles en 1994-1995.....	44
4.3.2 Les eaux du piézomètre Failles Sud.....	46
4.3.3 Les eaux des drains Failles Sud et leur évolution.....	50
4.3.4 Les eaux des drains Failles Centrales et leur évolution.....	50
4.3.5 Bilan des indices d'évolution des résidus et des eaux émises.....	52
4.4 Hydrochimie des effluents et des rejets.....	56
4.4.1 Résultats de la campagne de 2006.....	56
4.4.2 Eaux de l'ancien lit des Tuilleries.....	56
4.4.3 Eaux des travaux miniers et eaux d'exhaure.....	56
4.4.4 Eaux des bassins et du rejet.....	57
4.4.5 Impacts sur la Lergue.....	58

4.5	Origine de la chimie des effluents	60
4.5.1	Évaluation des contributions des différents pôles hydrochimiques dans les eaux d'exhaure	60
4.5.2	Évaluation des contributions des différents pôles au drain profond Failles Sud	60
4.5.3	Évaluation des contributions des différents pôles au drain profond Failles Centrales	62
4.5.4	Évaluation des contributions au bassin B4000	62
4.5.5	Applications envisageables et réserves	63
5.	Modèle de fonctionnement et évolution prévisionnelle	64
5.1	Approche générale	64
5.2	Modèle thermodynamique des résidus stockés	64
5.2.1	Base de construction des modèles de résidus	64
5.2.2	Présentation des deux modèles obtenus	65
5.2.3	Représentation du Radium dans les résidus	67
5.3	Évolution du terme-source résidus	68
5.3.1	But et méthode d'approche	68
5.3.2	Échelle de temps d'évolution des résidus et de leurs effluents	70
5.3.3	Évolution des résidus de type 1	70
5.3.4	Évolution des résidus de type 2	73
5.3.5	Conclusion sur l'évolution du terme-source résidus	75
5.4	Évolution prévisionnelle de la qualité des eaux du site	79
5.4.1	Objectifs	79
5.4.2	Méthode de simulation et hypothèses retenues	79
5.4.3	Prévision d'évolution des eaux des drains profonds des stockages	81
5.4.4	Prévision d'évolution des eaux de l'exhaure mine P33	85
5.4.5	Prévision d'évolution des effluents du site au B4000	85
5.4.6	Conclusions sur l'évolution prévisionnelle des effluents	86
5.4.7	Portée et limitations du modèle proposé	86
5.5	Possibilité de construction d'un modèle intégré de transport réactif	87
5.5.1	Construction et géométrie	87
5.5.2	Fonctionnement et paramétrage hydrodynamique	89
5.5.3	Possibilité de calage et de validation	89
5.5.4	Perspectives d'utilisation du modèle	90
6.	synthèse et recommandations	91
6.1	Synthèse du fonctionnement hydrogéologique	91

6.2 Synthèse de fonctionnement hydrogéochimique du site	91
6.3 Évolution prévisionnelle de la qualité des effluents	91
6.4 Recommandations de suivi et d'études complémentaires	92
6.4.1 Acquisition de données complémentaires	92
6.4.2 Proposition de programme de travaux ultérieurs	93
Références	94

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schéma géologique du bassin de Lodève	13
Figure 2 : Bassin de Lodève - Coupe simplifiée	13
Figure 3 : Exemple de séquence autunienne. Autunien alternant de Mas d'Alary	14
Figure 4 : Dispositif de drainage des eaux des résidus de Failles Centrales	20
Figure 5 : Dispositif de drainage des eaux des résidus de Failles Sud	20
Figure 6 : Schéma de gestion des eaux souterraines du site	22
Figure 7 : Schéma d'équipement du puits d'exhaure P33	23
Figure 8 : Schéma de collecte et de traitement des eaux depuis 2005	24
Figure 9 : Précipitations mensuelles en mm à Soumont	27
Figure 10 : Comparaison entre précipitation mensuelle et infiltration en mm	29
Figure 11 : Chroniques piézométriques de l'Autunien	31
Figure 12 : Chroniques piézométriques du Cambrien	31
Figure 13 : Chronique des débits pompés et rejetés en Lergue sur la période 1998-2011	32
Figure 14 : Comparaison entre débit exhauré et débit traité sur la période 1998-2011	33
Figure 15 : Débits moyens mensuels de la Lergue à Lodève	33
Figure 16 : Coefficient de dilution des rejets par la Lergue sur la période 1998-2011	34
Figure 17 : Coefficients de dilution classés sur la période 1998-2011	34
Figure 18 : Zonalité hydrochimique régionale (d'après document Cogema)	35
Figure 19 : Origine et évolution hydrochimiques des eaux naturelles du secteur est	37
Figure 20 : Origine et évolution hydrochimiques des eaux naturelles du secteur ouest	37
Figure 21 : Plan d'échantillonnage hydrochimique : Autunien en jaune, Cambrien en bistre, cours d'eau en mauve, emprise TMS en grisé	39
Figure 22 : Piézo Failles Sud : évolution du pH et du potentiel d'oxydo-réduction depuis 1999 dans la nappe des résidus de traitement du minéral	47
Figure 23 : Piézo Failles Sud : évolution de la teneur en sulfates et hydrogencarbonate depuis 1999 dans la nappe des résidus de traitement du minéral	47
Figure 24 : Piézomètre Failles Sud : évolution de la teneur en uranium et radium dissous depuis 1999 dans la nappe des résidus de traitement du minéral	49
Figure 25 : Pluies mensuelles à la station de Soumont sur la période 2000-2006	49
Figure 26 : Eaux des résidus de failles Sud : pH et conductivité des drains profonds et des drains de surface	51
Figure 27 : Eaux des résidus de failles Sud : contenu en sulfate et hydrogencarbonate des drains profonds et des drains de surface	51
Figure 28 : Eaux des résidus de failles Sud : contenu en uranium et radium des drains profonds et des drains de surface	51
Figure 29 : Eaux des résidus de failles Centrales : pH et conductivité des drains profonds et des drains de surface	53

Figure 30 : Eaux des résidus de Failles Centrales : contenu en sulfate et hydrogencarbonate des drains profonds et des drains de surface.....	53
Figure 31 : Eaux des résidus de Failles Centrales : contenu en uranium et radium des drains profonds et des drains de surface.....	53
Figure 32: Modélisation de l'évolution des résidus de type 1. Phase solide	69
Figure 33 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 2. Phase solide	69
Figure 34 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 1. Charge totale dissoute.....	72
Figure 35 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 2. Charge totale dissoute.....	72
Figure 36 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 1. Concentration en sodium.....	74
Figure 37 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 2. Concentration en sodium	74
Figure 38 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 1. Concentration en sulfate.....	76
Figure 39 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 2. Concentration en sulfate.....	76
Figure 40 : Évolution prévisionnelle des résidus de type 1. Concentration en uranium.....	77
Figure 41 : Évolution prévisionnelle des résidus de type 2. Concentration en uranium	77
Figure 42 : Évolution prévisionnelle des résidus de type 1. Activité en radium 226.....	78
Figure 43 : Évolution prévisionnelle des résidus de type 2. Activité en radium 226.....	78
Figure 44 : Prévion d'évolution du drain Failles Centrales. Charge totale et sulfate dissous.....	80
Figure 45 : Prévion d'évolution du drain Failles Centrales. Uranium et radium dissous.....	80
Figure 46 : Prévion d'évolution du drain Failles Sud. Charge totale et sulfate dissous	82
Figure 47 : Prévion d'évolution du drain Failles Sud. Uranium et radium dissous.....	82
Figure 48 : Prévion d'évolution de l'exhaure P33. Charge totale et sulfate dissous	83
Figure 49 : Prévion d'évolution de l'exhaure P33. Uranium et radium dissous.....	83
Figure 50: Prévion d'évolution de l'eau du B4000. Charge totale et sulfate dissous.....	84
Figure 51: Prévion d'évolution de l'eau B4000. Uranium et radium dissous.....	84
Figure 52 : Architecture d'un modèle de fonctionnement du site par transport réactif.....	88

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Statistique de production des exploitations du Lodévois.....	17
Tableau 2 : Tonnages de résidus dans les stockages de Failles Sud et Failles Centrales	19
Tableau 3 : Limites physico-chimiques de rejet imposées à la Lergue.....	25
Tableau 4 : Ouvrages et programme de surveillance des eaux souterraines.....	26
Tableau 5 : Précipitations annuelles à Soumont en mm	27
Tableau 6 : Comparaison pluie brute pluie efficace annuelle - en mm sur la période 1998- 2011.....	30
Tableau 7 : Campagne de 2006. Hydrochimie des eaux souterraines naturelles	41
Tableau 8 : Hydrochimie des eaux interstitielles des résidus de Failles Centrales et Failles Sud.....	45
Tableau 9 : Concentrations au sein des résidus de Failles Sud (Piézomètre Failles Sud).....	54
Tableau 10 : Concentrations au drain profond Failles Sud	54
Tableau 11 : Concentrations au drain profond Failles Centrales.....	54
Tableau 12 : Concentrations à l'exhaure mine P33	54
Tableau 13 : Concentrations à l'exhaure mine P37	54
Tableau 14 : Campagne de 2006. Hydrochimie des principaux effluents et rejets	55
Tableau 15 : Impact observé et impact maximal simulé des rejets sur la Lergue.....	58
Tableau 16 : Évaluation de la contribution des différents pôles hydrochimiques à l'exhaure P33.....	59
Tableau 17 : Évaluation de la contribution des différents pôles hydrochimiques au drain profond Failles Sud.....	61
Tableau 18 : Évaluation de la contribution des différents pôles hydrochimiques au drain profond Failles Centrales	61
Tableau 19 : Évaluation de la contribution des différents pôles hydrochimiques au Bassin B4000.....	63
Tableau 20 : modèle thermodynamique des résidus de type 1 et de leur eau interstitielle....	65
Tableau 21 : modèle thermodynamique des résidus de type 2 et de leur eau interstitielle....	66
Tableau 22 : Rapports molaires Ra/Ca observés dans le gypse.....	67
Tableau 23 : Exemple de construction des sites de fixation du radium par le gypse.....	68

1. INTRODUCTION

1.1 Cadre de l'étude

L'arrêté préfectoral du 16 mai 2005, donnant acte à Cogema de sa déclaration d'arrêt définitif des travaux miniers pour la concession du Lodévois, prescrit dans son article 4 un certain nombre d'études complémentaires relatives notamment à un point sur l'évolution de la piézométrie et de la qualité des eaux souterraines du site et à une estimation prévisionnelle de la durée nécessaire pour permettre un rejet sans traitement dans le milieu naturel.

La présente étude est destinée à répondre à cette demande et également aux principales questions formulées par Geuderis dans le cadre du dossier d'arrêt définitif. Elle a été réalisée par le Centre de Géosciences de Mines-ParisTech en collaboration avec Jean-Michel Schmitt, Direction des géosciences, Areva NC, BG Mines.

1.2 Acquisition des données

Le contenu de l'étude a été précisé à la suite d'une visite sur le terrain effectuée le 29 août 2005 en compagnie de Monsieur Olivier Henriot, et à l'examen des dossiers et données communiquées par Cogema (aujourd'hui AREVA NC) à cette date.

La campagne principale de prélèvements hydrochimiques nécessaire à l'étude a été réalisée en février 2006. Elle a été complétée en août septembre 2006 pour les piézomètres profonds au Cambric (S1 et P3) qui nécessitaient des moyens de pompage importants en raison de leur profondeur, et de la nécessité de renouveler l'ensemble de la colonne d'eau pour obtenir un prélèvement représentatif.

Cette campagne de prélèvements pour analyse complètes, en vue de l'expertise thermodynamique des eaux, a été réalisée selon la procédure recommandée (mesures in situ de T°C, pH, Eh, O2 dissous, EC et alcalinité totale ; filtration et conditionnement sur place, transport en glacière [7]).

Le laboratoire du Centre de Géosciences a assuré l'analyse des majeurs (anions, cations et silice) et des métaux (Pb, Zn, Cd, Cu, Fe, Mn, Al, As). L'analyse de l'uranium et du radium soluble sur les fractions d'échantillons prélevés et collectés par nos soins a été réalisée par le laboratoire du SEPA à Bessines-sur-Gartempe (87).

1.3 Approche mise en œuvre

L'approche est basée sur une synthèse des données documentaires existantes, des études spécifiques aux résidus de traitement des minerais uranifères, et des résultats de la campagne hydrochimique détaillée réalisée en 2006. L'analyse et l'interprétation de ces données ont permis d'identifier les différents termes source et pôles hydrochimiques et de

préciser leurs contributions respectives aux effluents observés aux principaux exutoires du site.

La modélisation thermodynamique a été utilisée de façon à préciser l'origine des eaux et les interactions contrôlant leur chimisme. Cette approche hydrochimique a permis également de simuler l'évolution des stockages de résidus et de leurs effluents, et de projeter les effets de cette évolution sur la qualité globale des rejets pour une durée de l'ordre de 150 ans. L'intérêt d'une approche utilisant un modèle de transport réactif a également été discutée mais abandonnée à ce stade faute des données de validation nécessaires.

L'ensemble de ces résultats a été utilisé pour discuter l'évolution hydrogéochimique prévisionnelle du site et définir un planning d'études et de travaux visant à autoriser à terme un arrêt du traitement des rejets.

1.4 Plan du rapport

Le rapport comprend, après cette première partie introductive :

- Un rappel sur le site minier de Louéve et ses principales caractéristiques (partie 2)
- Une synthèse du contexte hydrogéologique et hydrochimique (partie 3) ;
- L'étude hydrochimique et thermodynamique détaillées des eaux du site (partie4) ;
- La modélisation du fonctionnement hydrochimique du site et de l'évolution prévisionnelle de la qualité des eaux émises (partie 5) ;
- Et une partie finale (partie 6) de synthèse et de recommandations.

2. LE SITE DE LODEVE

2.1 Situation géologique

2.1.1 Le Bassin Permien de Lodève

Les gisements miniers du Lodévois sont situés au sein du bassin sédimentaire permien de Lodève, l'un des plus importants du Massif Central. Le Bassin de Lodève s'étend sur 25 km dans le sens est-ouest, et 10 km dans le sens nord-sud (Figure 1) ; il est bordé :

- Au nord, par les Causses mésozoïques du Larzac ;
- Au sud, par les séries paléozoïques des Monts de l'Augères ;
- À l'ouest par les terrains cristallins et métamorphiques de la Montagne Noire ;
- À l'est, par les séries tertiaires de la plaine du Languedoc.

L'aspect actuel du bassin est celui d'une vaste dépression érosive d'altitude comprise entre 70 et 200 m, dominée par les formations adjacentes au nord (500 à 600 m d'altitude pour les Causses), à l'est et à l'ouest.

2.1.2 Stratigraphie du Bassin de Lodève

2.1.2.1 Le substratum

Le substratum du bassin est constitué par un 'socle' de terrains antécambriens et cambriens plissés lors de l'orogénèse hercynienne. Les affleurements cambriens observables au nord du bassin, au niveau de la 'ride de Lodève' correspondent soit à des assises schisto-gréseuses, soit à des assises carbonatées qui présentent une morphologie karstifiée.

2.1.2.2 Le Carbonifère

Le Carbonifère, représenté par le Stéphanien, affleure dans le bassin de Graissessac qui constitue le prolongement vers l'ouest de celui de Lodève. Il n'affleure pas dans le bassin de Lodève même, mais a été recoupé en sondage dans la partie sud, sous les sédiments permien, à la profondeur de 1476 m (sondage Lodève 2, 4 km au Nord-Ouest de Rabieux). Dans ce sondage, le Stéphanien présente une puissance de 200 m, et est constitué de poudingues, grès et schistes houillers.

2.1.2.3 Le Permien

Le Permien repose en discordance sur ce substratum. Il présente un pendage d'ensemble régulier de 10 à 15° vers le sud (Figure 2), et une puissance totale estimée de 2500 à 3000 m. Les formations permien sont classiquement subdivisées en une série inférieure, dite *autunienne*, et une série supérieure dit *saxonienne*, bien que des datations palynologiques aient conduit à un 'rajeunissement' de ces âges.

L'*Autunien*, puissant de 600 à 700 m, est subdivisé en quatre ensembles, avec :

- un ensemble gris inférieur (ensemble d'Usclas), à base conglomératique, discordant sur le substratum cambrien et comblant les paléoreliefs et paléovallées de celui-ci ;

- un ensemble dit 'alternant', rouge, gris et vert (ensemble de Loiras) ;
- un ensemble essentiellement rouge, à passages gris fins (ensemble de Mas d'Alary) ;
- un ensemble entièrement rouge, l'ensemble du Viala.

Ces quatre ensembles sont composés d'un empilement de séquences répétitives (Figure 3) comportant trois faciès sédimentaires : (i) les 'grès' (grès vrais ou le plus souvent silt carbonatés) ; (ii) les 'couches' riches en matière organique (dolomie bitumineuse, principal faciès porteur des minéralisations) ; et (iii) des pélites argileuses ou 'argilo-lutites', qui constituent le faciès dominant.

Des niveaux pyroclastiques très réguliers (les 'cinérites'), de quelques décimètres d'épaisseur, apparaissent au sein de certaines de ces séquences, et constituent des niveaux repères à l'échelle de l'ensemble du bassin.

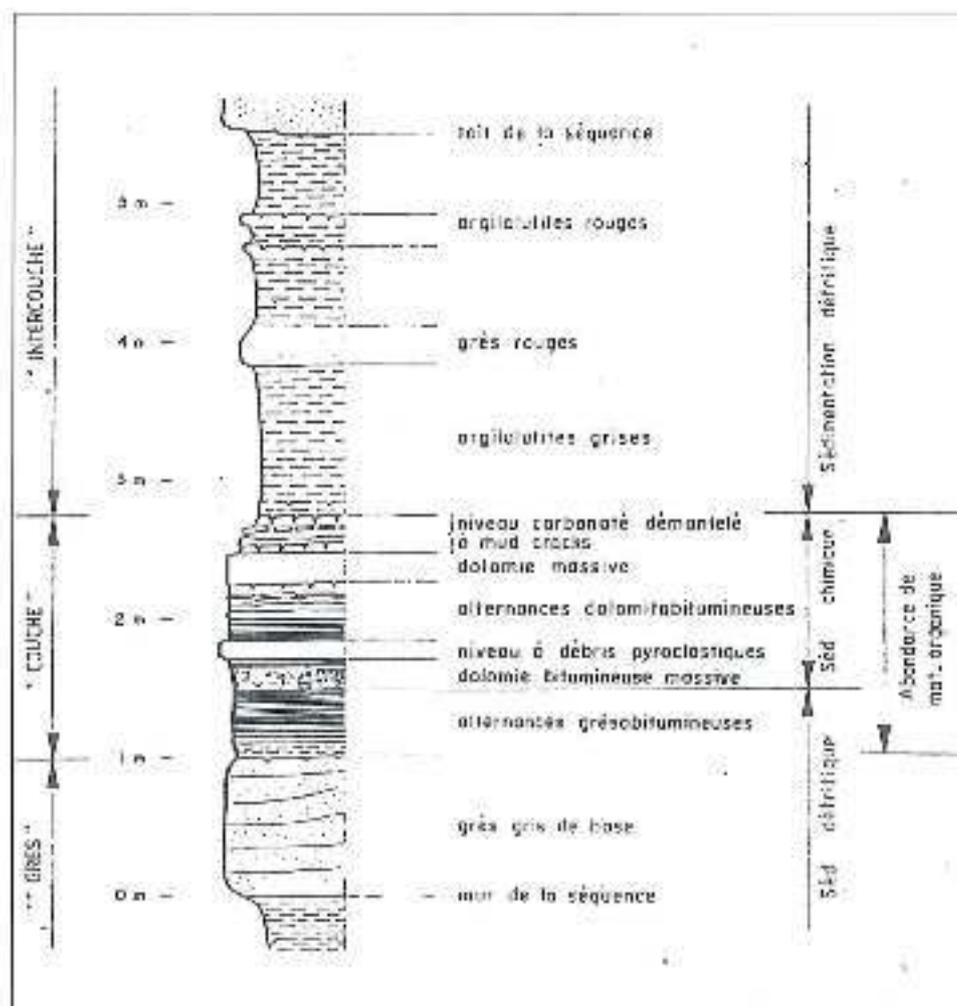


Figure 3 : Exemple de séquence autunienne. Autunien alternant de Mas d'Alary (d'après document AREVA NC)

Le *Saronien* débute par un conglomérat de base légèrement discordant sur l'Autanien, et correspond pour le reste à une série grés-pélitique et carbonatée de couleur rouge qui constitue un paysage de bad-lands, les 'raffes' du Lodévois. Sa puissance maximale est d'environ 1500 m au sud du bassin.

2.1.2.4 Le Trias et le Mésozoïque

Le *Trias* est discordant sur les formations antérieures et sur le Permien, il est resté subhorizontal dans le bassin de Lodève où il affleure au nord à la base de la série mésozoïque des Causses du Larzac, à l'est, et surtout à l'ouest, au-delà de la faille d'Olmet (Figure 1). Il comporte des grès de base, une série argileuse rouge, des grès intermédiaires puis des argiles bariolées gypsifères. Sa puissance totale avoisine les 200 m.

Le *Jurassique*, épais de 850 m environ, comporte une série calcaire-dolomitique attribuée à l'Hettangien puis une suite de termes calcaires et marno-calcaires.

2.1.2.5 Les basaltes plio-quaternaires

Les basaltes apparaissent sous forme de cheminées et de dykes jalonnant les principales lignes de faille et ont formé de vastes coulées qui par inversion récente du relief couronnent aujourd'hui les principales collines du centre du bassin. Cette activité volcanique est datée entre 1,5 et 3,5 Ma.

2.1.3 Structures tectoniques

Le bassin permien constitue un monoclin à pendage sud régulier de 10 à 15°. Il est affecté essentiellement par deux familles d'accidents :

- De grandes failles normales de direction EW à ENE-WSW traversant le bassin, en effondrant généralement leur compartiment nord. Leur rejet est généralement modeste et elles n'affectent les circulations hydrogéologiques actuelles que de manière limitée.
- Des accidents NS à NNE-SSW. Leur principal représentant est la faille d'Olmet, qui traverse le bassin en son milieu en effondrant de 200m le compartiment ouest (Figure 1). Cette faille a constitué une des voies d'ascension des magmas basaltiques plio-quaternaires, et est considérée [20] comme le principal vecteur des venues d'eaux chaudes dans le bassin (cf §3.3.1).

Les autres accidents de cette famille, bien représentés dans le secteur exploité, jouent également un rôle important dans les circulations hydrogéologiques [11].

2.2 Le gisement d'uranium de Lodève

2.2.1 Géologie et minéralogie

Les minéralisations uranifères sont encaissées pour l'essentiel dans la série autunienne (ensemble inférieur gris, et ensemble alternant gris et rouge). Seul le gisement de Rabéjac (trèpère 8, Figure 1) est encaissé dans le Saxonien.

Les minéralisations se répartissent en quatre grands types :

1. type stratiforme, à teneurs modestes (1 à 2‰), généralement associé aux faciès riches en matières organique ;
2. type en lanières, correspondant à des enrichissements allongés le long de structures tectoniques ;
3. type en amas riche, avec des teneurs pouvant atteindre plusieurs pour-cent, et des puissances pluri métriques à pluri décamétriques, sous forme de brèches tectoniques à ciments de pechblende et de matière organique sous forme de bitumes ;
4. type pseudo-filonien, accessoire, à minéralisation oxydée, associé à des fractures mineures.

Hormis dans le dernier type, la minéralisation se présente sous forme réduite (avec pechblende dominante, coffinite accessoire et uraninite plus rare) et est associée à une forme ou une autre de la matière organique. Elle est aussi souvent accompagnée de sulfures et d'arséniures divers (Cu, Zn, Pb, Fe, Co, Mo et Ag).

A cette minéralisation réduite et sulfurée 'primaire' s'ajoute également une grande variété de minéraux uranifères d'altération supergène (oxydes, silicates, carbonates, sulfates, molybdates, phosphates, vanadates et arsénates [3][6]).

2.2.2 Données générales sur l'exploitation

La découverte des premiers indices uranifères du bassin date de 1957-58, et les premiers travaux miniers souterrains de reconnaissance ont été réalisés de 1959 à 1961. Les gisements de Failles Sud et Mas Lavayre ont été reconnus et développés par le CEA entre 1962 et 1972.

Les infrastructures minières sont développées à partir de 1976 par la Cogema qui a repris les activités minières du CEA. L'usine de traitement des minerais reçoit son autorisation d'exploitation en 1980, et les premiers kilos de concentrés sont produits en 1981.

La production s'est poursuivie jusqu'en 1997, avec un pic de 1032 t/an en uranium atteint en 1983. La division minière du Lodévois a produit sur 16 années (Tableau 1), de 1981 à 1997, un total de 12853 tonnes d'uranium [3] sous forme de 'yellow cake' (pour un total estimé de 14240 t d'U contenu dans le minerai extrait).

¹ Cet écart doit être attribué essentiellement au rendement du traitement (90,2%), ce qui signifie que 10% environ de l'uranium initialement présent dans le minerai sont restés contenus dans les résidus de traitement stockés.

2.2.3. Les travaux miniers

L'exploitation des gisements du Lodévois s'est faite à la fois en mines à ciel ouvert (MCO) et en travaux miniers souterrains (TMS). Les principaux sites d'extraction pour les TMS sont les suivants (cf carte Figure 1) :

- Mine de Mas Lavayre, de loin la plus importante, allongée sur les failles de St-Julien et de Riviéral ;
- TMS de Tréviels, et du Capitoul à l'Ouest de la Lergue ;
- TMS des Mares, au nord du site industriel.

Les amas minéralisés les plus puissants ont été exploités par tranche descendante sous remblai cimenté. Le remblai est constitué dans ce cas de grave-ciment, envoyée au fond par des 'sondages bétons'. Les chantiers de plus petite taille ont été tantôt remblayés avec du stérile, tantôt non remblayés.

Les principales mines à ciel ouvert sont :

- La MCO de Failles Centrales, prolongée par celle de Tréviels ;
- La MCO de Failles Sud, et celle de Sud-Failles Sud ;
- La MCO de Mas d'Alary Village ;
- Plusieurs autres petites mines à ciel ouvert (Mas d'Alary, Les Mares, Rabejac, etc.).

Tableau 1 : Statistique de production des exploitations du Lodévois
(d'après Bavoux & Gaillard [3], et données Areva NC)

	TMS	MCO	Uranium produit
Total abattu	7,4 Mt	24,3 Mt	
Tonnage minéral	4 110 000 t	455 000 t	
U contenu	12 860 t	1 380 t	12 853 t
Teneur moyenne	3,13‰	3,03‰	3,12‰

2.2.4. Le traitement du minéral

2.2.4.1. Généralités

La mise au point du traitement a été délicate à Lodève, du fait des particularités du minéral : son caractère argileux et carbonaté, l'abondance de la matière organique, et la présence de sulfures, de molybdène, et de zirconium. Le procédé a d'abord été mis au point sur pilote au Laboratoire du SEPA à Bessines, puis ajusté sur place.

La capacité de l'usine de traitement opérée par la société SIMO (Société Industrielle des Minerais de l'Ouest) était de 400 000 t de minéral et 1 000 t d'uranium par an.

2.2.4.2 Le traitement antérieurement à 1984

Antérieurement à 1984, le procédé de traitement comportait dans ses grandes lignes : (1) une pré-attaque oxydante, suivi d'une attaque par carbonate de sodium, et de la formation d'un préconcentré calcique d'uranium par ajout de chaux ; (2) un grillage des matières organiques ; (3) une remise en solution de l'U par l'acide sulfurique (avec précipitation d'importantes quantités de gypse) ; (4) une déshydratation du gypse en anhydrite pour libérer l'uranium contenu ; et enfin (5) la précipitation et le séchage d'un concentré d'uranate de magnésie.

2.2.4.3 Le traitement après 1984

Les principales étapes du procédé de traitement mis en œuvre à partir de cette date sont les suivantes :

1. Préparation du minerai : concassage du minerai 0-250 mm à 25 mm, broyage par voie humide à 0,16 mm, et stockage en épaisseur ;
2. Attaque alcaline comprenant : (1) une pré-attaque en autoclave (3 heures à 140°C), avec addition de chaux vive et d'oxygène comme oxydant ; (2) filtration pour obtention d'une première liqueur uranifère, et (3) attaque du gâteau obtenu pendant 6 heures en autoclaves par une solution de carbonate de sodium avec ajout de sidérose (catalyseur d'oxydation) ; enfin (4) lavage et essorage des résidus solides évacués par bande transporteuses vers les zones de stockages des MCO de Failles Centrales d'abord, et de Failles Sud ensuite ;
3. Concentration et purification des liqueurs uranifères produites lors de l'attaque : (1) destruction des carbonates (i.e. probablement des complexes uranyl-carbonates) par l'acide sulfurique, (2) précipitation de l'uranium par la soude et reprise par l'acide sulfurique pour précipiter le zirconium, (3) précipitation de l'U par l'eau oxygénée sous forme de peroxyde d'uranium – UO_4 , et (4) filtration et séchage du 'yellow cake' ainsi obtenu pour expédition à l'usine de conversion de Comurhex à Malvési (Aude) ;
4. Traitement de l'effluent provenant de la pré-concentration, riche notamment en sulfate de soude, en cinq étapes : (1) acidification à l'acide sulfurique et traitement au sulfhydrate de sodium pour élimination du molybdène dont le sulfure obtenu était mis en fûts pour commercialisation, (2) fixation de la matière organique sur charbon actif, (3) extraction de l'uranium résiduel, (4) cristallisation et séchage du sulfate de sodium mis en silos et commercialisé, et (5) rejet des effluents à la Lergue après contrôle ($U < 1,8$ mg/L, et $R_{\text{dissous}} < 0,37$ Bq/L).

La connaissance de ce procédé de traitement nous sera utile pour la compréhension de la nature et de l'évolution des résidus.

2.2.5 Le stockage des résidus de traitement

2.2.5.1 Constitution d'ensemble

Les résidus de traitement ont été stockés à partir de 1981 et jusqu'en 1991 dans la fosse de la MCO Failles Centrales. Le second stockage, celui de Failles Sud, a été actif à partir de 1984 et jusqu'en juillet 1997 (arrêt de l'usine de traitement).

Les résidus ont été produits - par les deux procédés de traitement - pour l'essentiel au stade de la pré-attaque et de l'attaque. Les résidus provenant du premier procédé ont été stockés uniquement dans la partie basse de la fosse de Failles Centrales. Alors que le sommet de celle-ci et l'ensemble du stockage de Failles Sud sont occupés par les résidus du nouveau procédé de traitement mis en œuvre à partir de 1984.

Le tonnage total de résidus produits et la répartition de ceux-ci est indiqué dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Tonnages de résidus dans les stockages de Failles Sud et Failles Centrales

	Stockage Failles Centrales	Stockage Failles Sud	Total
Période d'activité	1981-1991	1984-1997	
Superficie totale	10 ha	14 ha	
Résidus procédé I	735000 t (*)		0 t
Résidus procédé II	544990 t (*)	2806627 t	2806627 t
Total	1279990 t	2806627 t	4086617 t

(*) répartition estimée d'après les statistiques de production

2.2.5.2 Minéralogie

Les résidus de traitement chimique du minerai comprennent d'une part les minéraux résiduels hérités du minerai lui-même, et d'autre part un certain nombre de minéraux néoformés. Les principales phases présentes à Lodève sont, d'après Somol [18] :

- Minéraux hérités : dolomite, calcite, argiles/micas, feldspaths, oxydes de fer, et accessoirement pyrite, sidérite, blende.
- Minéraux néoformés : calcite, barytine, oxy-hydroxydes de fer, gypse (pour les résidus de traitement antérieurs à 1984), carbonates et oxydes d'uranium, et sulfate de sodium.

Ce sont donc les équilibres avec ces phases minérales qui sont susceptibles de réguler l'hydrochimie des eaux interstitielles des résidus.

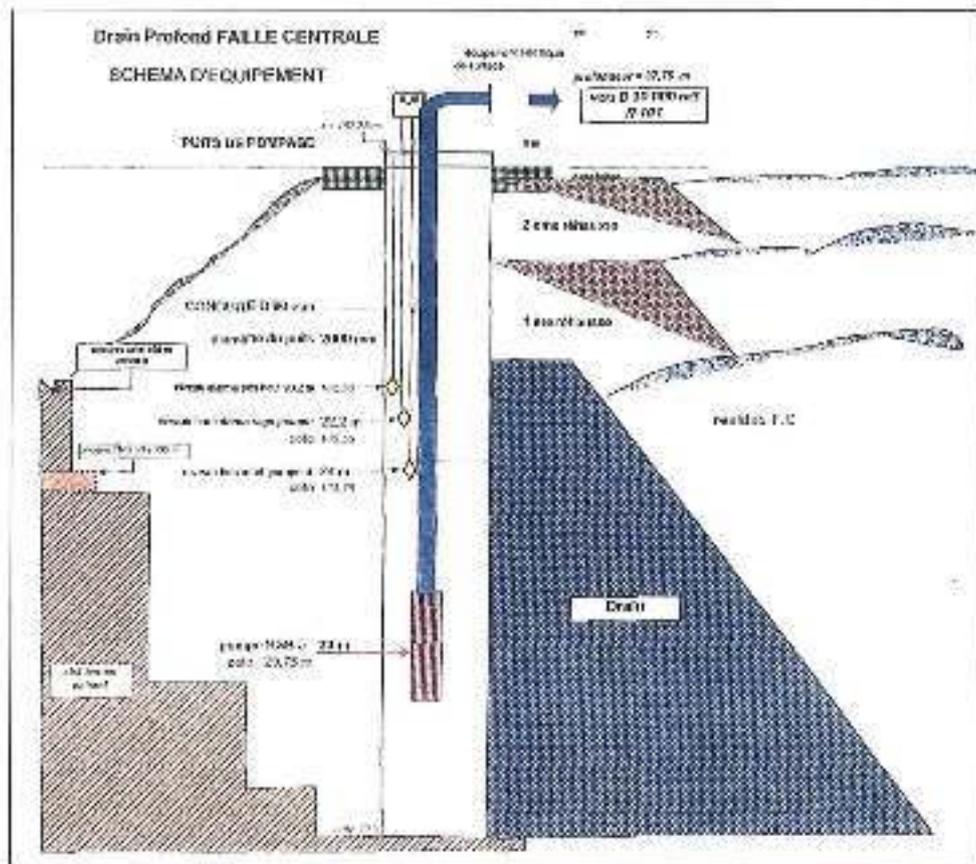


Figure 4 : Dispositif de drainage des eaux des résidus de Failles Centrales

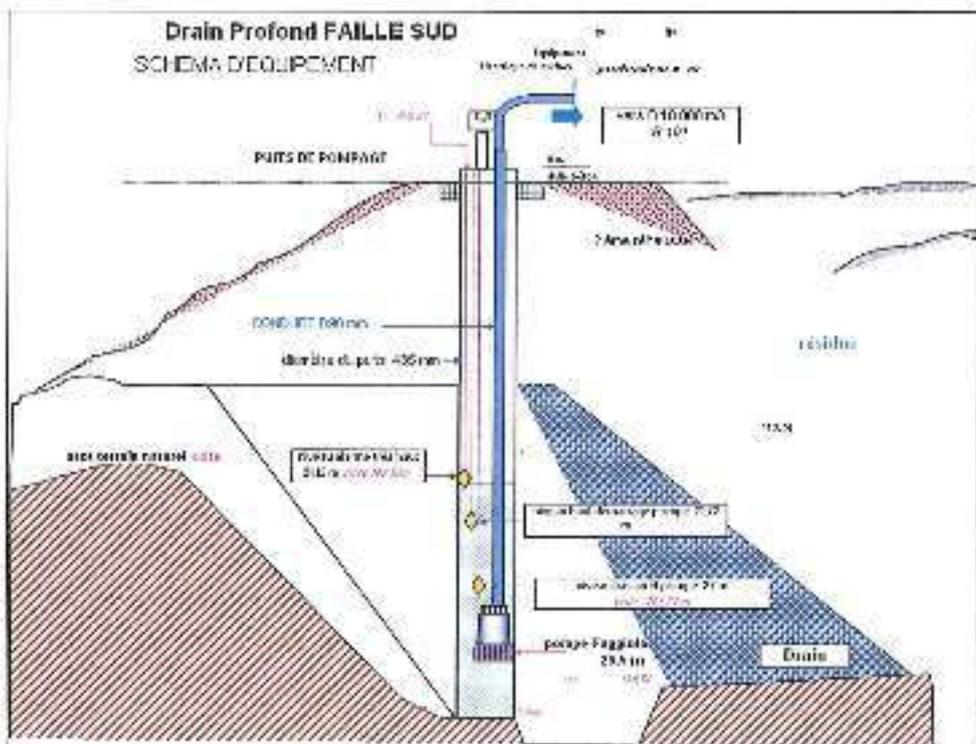


Figure 5 : Dispositif de drainage des eaux des résidus de Failles Sud

2.3 Le site réaménagé

2.3.1 Le réaménagement post-exploitation

Les travaux de réaménagement du site minier et industriel ont été entrepris par Cogema à partir de 1996 [3], dans le but : (i) d'assurer la sécurité des personnes, (ii) de réduire l'impact sur l'environnement du stockage des résidus de traitement et des produits de démolition des installations industrielles, (iii) de gérer la circulation des eaux issues du site ou traversant celui-ci afin de préserver leur qualité autant que faire se peut, et (iv) de valoriser le potentiel paysager.

Ces travaux de réaménagement ont été terminés pour l'essentiel en 2001, les principales actions menées étant les suivantes :

- Reprofilage des versants à stériles suite au recouvrement partiel des MCO
- Recouvrement complet des stockages de résidus
- Végétalisation de l'ensemble du site par semis hydraulique et plantations
- Mise en place d'un plan de gestion des eaux de ruissellement destiné à collecter sélectivement le maximum d'eaux propres (comportant notamment la déviation de la partie amont du ruisseau des Tuilières vers celui de Mas d'Alary)
- Mise en place d'un dispositif de drainage et de collecte des effluents des deux stockages de résidus et d'un dispositif de gestion et de collecte des eaux souterraines et de prévention de débordement des ouvrages miniers (voir description des ces deux dispositifs ci-dessous)
- Construction d'un ensemble de bassins de collecte et de stockage des eaux marquées d'une station de traitement des eaux (STE) avant leur rejet dans le milieu naturel (Lergue en aval du ruisseau de Mas d'Alary).

2.3.2 La gestion des eaux des résidus

Le schéma de drainage des eaux des résidus des stockages de Failles Centrales et de Failles Sud est illustré Figure 4 et Figure 5. Les deux dispositifs sont similaires :

- La partie aval (ouest) des deux stockages est limitée par un stot de terrains naturels autochtones ;
- Les résidus stockés s'appuient sur un massif drainant profond constitué de stériles ;
- Dans les deux cas, du fait de leur position et du contexte hydrogéologique, les résidus se situent pour une bonne part au dessous du niveau piézométrique d'équilibre de la nappe autochtone et sont alors saturés,
- Un puits de drainage profond, équipé d'une pompe automatique, permet de collecter l'essentiel des eaux de drainage des résidus et de limiter leur impact potentiel sur le système souterrain.
- Le niveau est maintenu par ce dispositif entre 138.75 et 140.55 m pour le drain profond Failles Centrales, et entre 142.24 et 147.52 m pour le drain profond Failles Sud.
- Des drains superficiels assurent en outre la collecte gravitaire des eaux de la couverture des deux stockages et leur renvoi vers le dispositif général de gestion des eaux.

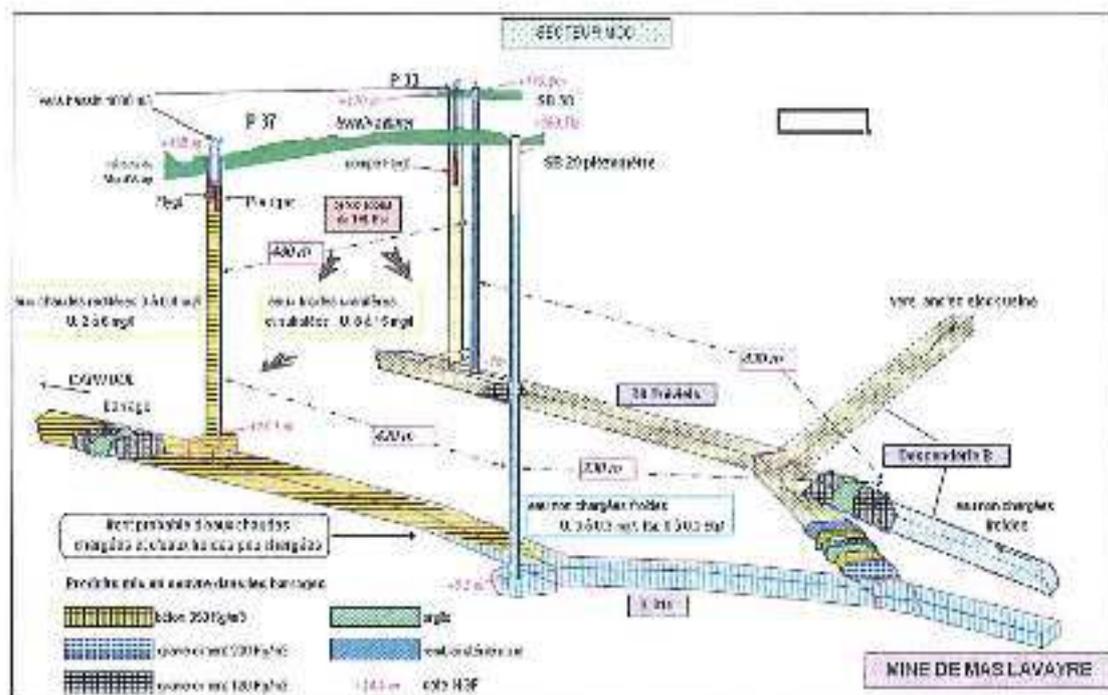


Figure 6: Schéma de gestion des eaux souterraines du site
 (document AREVA)

2.3.3 La gestion des eaux d'exhaure des travaux miniers

Le schéma général de gestion des eaux d'exhaure est illustré par la Figure 6. Deux puits, le P33 et le P37, peuvent être utilisés de façon indépendante ou simultanée pour assurer l'exhaure des eaux souterraines. L'ancien 'sondage béton' SB38, proche du P33, a également contribué à l'exhaure jusqu'en 1999.

Les ouvrages P33 et SB38, dont la cote jour est proche de +170 m NGF, communiquent avec les travaux miniers à la cote +7 m au niveau du travers-banc de Tréviels, qui relie les travaux souterrains de Mas Lavayre au secteur de Tréviels.

Le puits P37 (cote jour +135 m NGF) communique à la cote +14 m avec un autre travers-banc qui relie les travaux miniers du secteur ouest (Capitoul) à la mine de Mas Lavayre.

Différents barrages ont été mis en place au fond (cf Figure 6) pour limiter autant que faire se peut les circulations entre les différents quartiers, et préserver le compartimentage hydrochimique naturel des eaux qui sera examiné plus bas (§ 3.3).

L'exhaure est aujourd'hui assuré en conditions normales par le puits P33, dont le schéma d'équipement est détaillé sur la Figure 7.

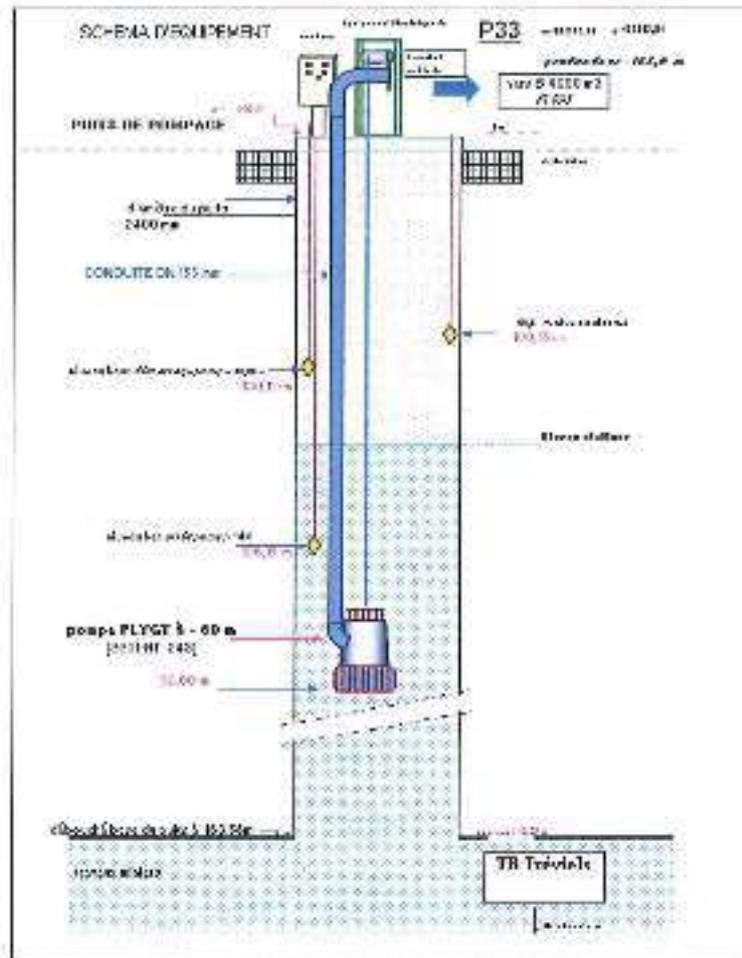


Figure 7 : Schéma d'équipement du puits d'exhaure P33
(document Areva)

2.3.4. Le dispositif de collecte et de traitement des eaux

Le schéma général de collecte et de gestion des eaux avant traitement est illustré par la Figure 8. Il comprend quatre bassins principaux par où transitent les eaux collectées avant d'être dirigées vers la station de traitement :

- Le bassin B4000 (i.e. de capacité 4000 m³) reçoit directement les eaux d'exhaures provenant des puits P33 et P37 ; c'est par lui que transitent également les eaux des autres bassins avant traitement ;
- Le bassin de collecte et de déviation B10000 reçoit toutes les autres eaux potentiellement marquées provenant notamment des drains profonds de Failles Sud et Failles Centrales, ainsi que les écoulements temporaires des drains superficiels de ces deux stockages. Il reçoit également s'il y a lieu, le trop-plein du B4000 ;
- Le bassin B13000, établi dans l'ancienne MCO de Sud-Failles Sud, sert de tampon en période de fortes pluies ; il est alimenté à partir du B10000 ;
- Un bassin tampon de 50000 m³ (B50000) a été plus récemment (2005) mis en service pour accroître les capacités de stockage des eaux à traiter lors d'événements pluvieux importants.

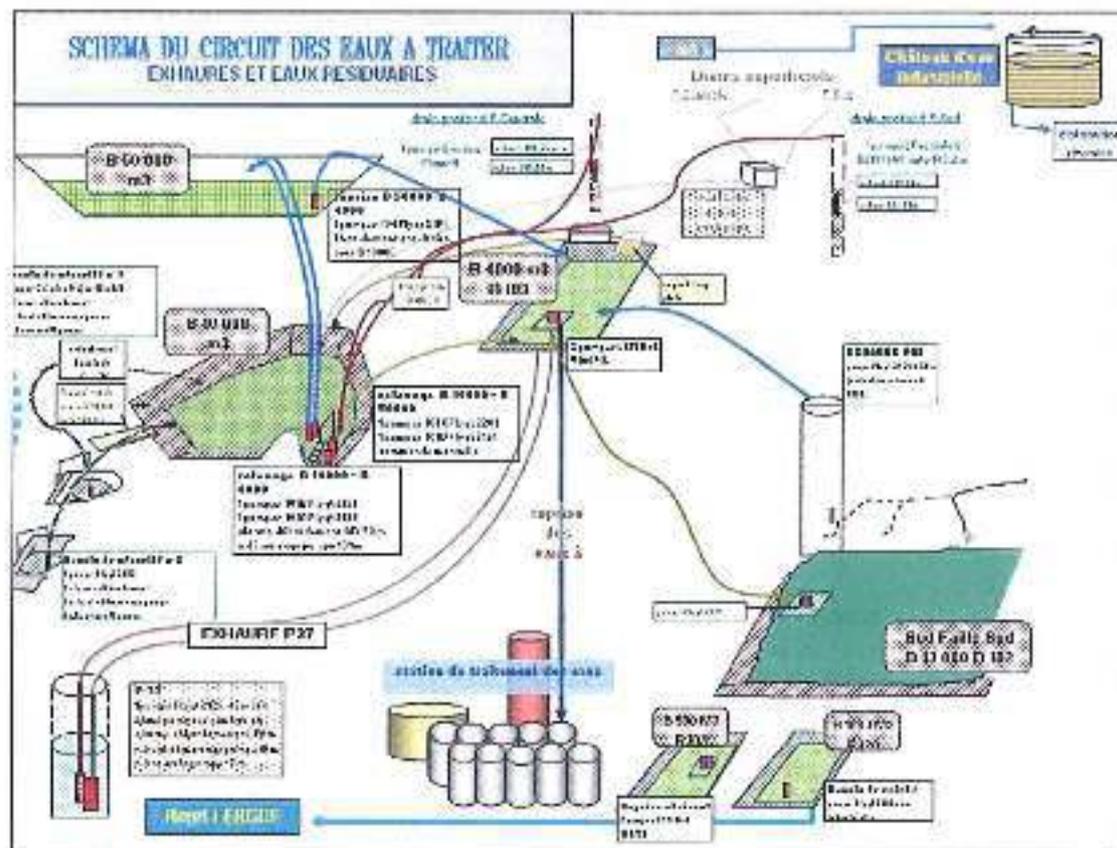


Figure 8 : Schéma de collecte et de traitement des eaux depuis 2005
 (document AREVA)

La station de traitement des eaux a été construite en 1999 en aval des stockages des résidus de traitement et à proximité des ouvrages d'exhaure P33 et P37.

La station comprend une unité de traitement à la chaux de capacité 130 m³/h, et une unité de fixation sur résines échangeuses d'ions de 80 m³/h. En régime normal, seule cette dernière unité fonctionne, le traitement à la chaux n'étant mis en œuvre que lorsque le débit à traiter excède les 80 m³/h.

Les eaux traitées sont d'abord dirigées vers un bassin de rejet B1000, puis passent par une station de contrôle et d'échantillonnage avant d'être évacuées vers la conduite de rejet qui leur permet de rejoindre le milieu naturel dans la rivière Logève en aval du site.

2.3.5 Autorisations de rejet

Les valeurs physico-chimiques actuelles autorisant ce rejet sont fixées par un arrêté préfectoral dont le tableau 3 fournit les principales valeurs limites. C'est donc sur les différents paramètres qui y figurent que nous focaliserons notre modélisation hydrochimique prévisionnelle.

L'arrêté préfectoral fixe également d'autres contraintes (MES, DBO5, DCO, hydrocarbures totaux, coloration dans le milieu récepteur) que nous ne prendrons pas en compte ici de façon explicite.

Tableau 3 : Limites physico-chimiques de rejet imposées à la Lergue

Paramètre	Symbole	Norme
Potentiel hydrogène	pH	$5.5 \leq \text{pH} \leq 9$
Uranium 238 soluble	U^{4+}	$\leq 1.8 \text{ mg/l}$
Radium 226 soluble*	$^{226}\text{Ra sol}$	$\leq 0.74 \text{ Bq/l}$
Molybdène	Mo	$\leq 3 \text{ mg/l}$
Arsenic	As	$\leq 0.1 \text{ mg/l}$
Chlorures	Cl^-	$< 315 \text{ mg/l}$
Sulfates	SO_4^{2-}	$\leq 2015 \text{ mg/l}$
Bicarbonates	HCO_3^-	$< 850 \text{ mg/l}$
Sodium	Na^+	$\leq 1100 \text{ mg/l}$
Calcium	Ca^{++}	$< 190 \text{ mg/l}$
Magnésium	Mg^{++}	$\leq 265 \text{ mg/l}$
Baryum	Ba^{++}	$< 1 \text{ mg/l}$
Sels dissous totaux	TDS	$< 5000 \text{ mg/l}$

NB : Il existe aussi une valeur limite des rejets en métaux totaux à 15 mg/l

* Cette limite est portée à 0,37 Bq/l lorsqu'il s'agit d'un rejet après traitement

2.3.6 Le dispositif de surveillance environnementale

2.3.6.1 Surveillance des rejets

Les rejets du site vers la Lergue [1] sont contrôlés en sortie de la station de traitement : à partir d'un échantillonnage en continu et au pas hebdomadaire pour sulfate, radium dissous, As et matières en suspension (MES). Le pH et de débit sont enregistrés en continu. Quelques autres paramètres font l'objet de mesures instantanées (T°C, Molybdène, DCO).

Les bassins B4000 et B10000 font aussi l'objet d'une surveillance pour leur concentration en U (au pas mensuel), As, et Mo (au pas trimestriel).

2.3.6.2 Surveillance des eaux superficielles

Les eaux superficielles font l'objet d'une surveillance mensuelle pour différents paramètres (charge totale, pH, sulfate, As, Mo, ^{210}Pb , uranium et radium dissous) aux points suivants :

- Lergue amont, au lieu-dit La Fontaine ;

- Lergue aval au lieu-dit Pétout ;
- Ruisseau du Mas d'Alary en aval du site peu avant sa confluence avec la Lergue ;
- Ruisseau de Riviéral en aval du lieu-dit Les Plaines ;

Les eaux 'de ruissellement' collectées à la résurgence 'Tuilières' (TUILL, Figure 21) font également l'objet d'un suivi mensuel pour pH, conductivité et uranium dissous.

2.3.6.3 Surveillance des eaux souterraines

Le dispositif de surveillance des eaux souterraines a été constitué à partir de 1976. En 1995, il était constitué de 49 ouvrages et des captages d'eau potable de Fontaille et Usclas [11]. Ces ouvrages étaient pour la plupart des sondages de reconnaissance minière de diamètres divers, n'isolant pas les aquifères.

Le réseau actuel (Tableau 4) est constitué d'anciens sondages rééquipés en piézomètres et d'ouvrages piézométriques réalisés ad hoc et captant sélectivement l'un ou l'autre des aquifères cambrien, autunien et saxonien. Il comporte 9 ouvrages, auxquels s'ajoutent les deux puits d'exhaure P33 et P37, ainsi que le forage S1 réalisé en 1998 pour les besoins en eau industrielle du site, et qui a été mis à disposition des riverains de la commune du Bosc pour l'irrigation des jardins.

Le Tableau 4 indique les paramètres analysés sur ces différents ouvrages, et leur fréquence de mesure.

Tableau 4 : Ouvrages et programme de surveillance des eaux souterraines
(d'après [1])

Ouvrage	Fréquence d'analyse	Paramètres mesurés
P33	mensuelle	U et Ra dissous pH, conductivité
P37	trimestrielle	Niveau U et Ra dissous sulfate, As, Mo T°C, pH
Piezomètres FS 1 2 3 4 6 7 8 HYD34	trimestrielle	Niveau U et Ra dissous sulfate, As, Mo T°C, pH
Forage S1	mensuelle	U et Ra dissous

3. CONTEXTE HYDROGÉOLOGIQUE ET HYDROCHIMIQUE

3.1 Climatologie

La région de Ludève est soumise à un climat méditerranéen influencé par le régime cévenole, caractérisé par des précipitations irrégulières, variables d'une année sur l'autre, et pouvant comporter des événements intenses s'étendant sur deux à trois jours.

La Figure 9 fournit les précipitations mensuelles sur la période janvier 1998-2011 au pluviomètre des Cannelles sur la commune de Soumont (station 34306001).

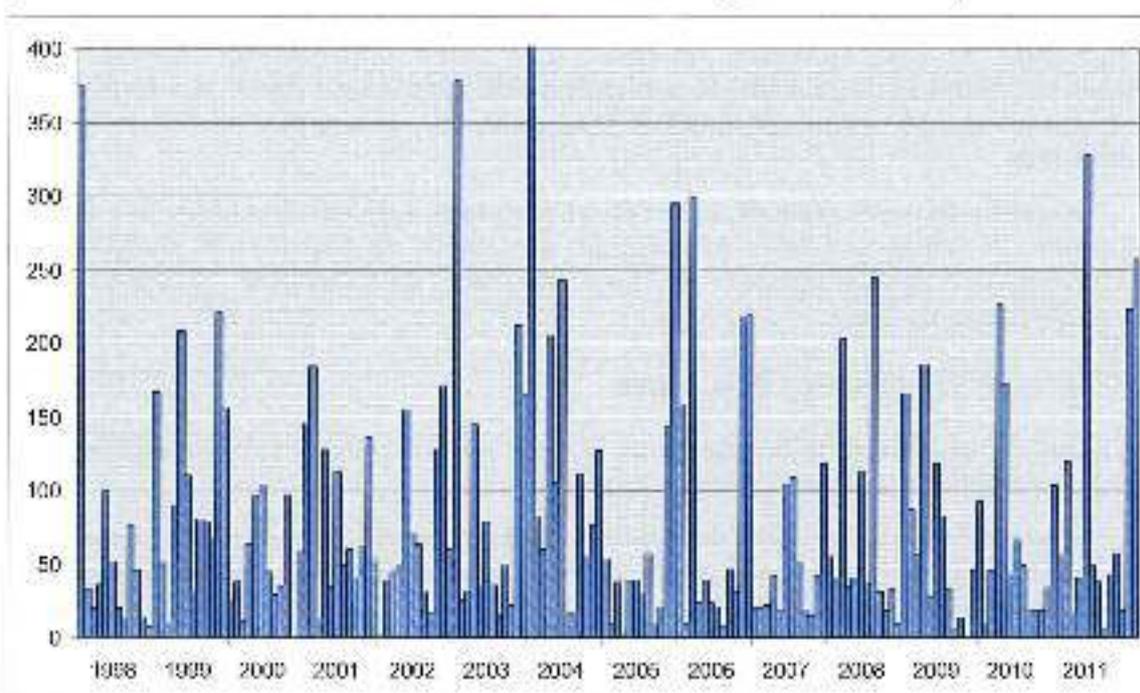


Figure 9 : Précipitations mensuelles en mm à Soumont

La variabilité annuelle des précipitations apparaît sur le tableau suivant.

Tableau 5 : Précipitations annuelles à Soumont en mm
**Les données d'octobre 2000 sont manquantes*

1998	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
521	1228	718	875	1209	1497	1093	835	971	634	1020	677	928	1105

On constate que les plus fortes pluies se manifestent généralement à l'automne et au début de l'hiver, et parfois également au printemps. Des pluies journalières supérieures à 100 mm ne sont pas rares ; un événement de 192 mm a été enregistré le 28 janvier 2006. Une série d'années humides se manifeste de 2002 à 2004 suivie d'une séquence nettement plus sèche jusqu'à 2010.

La nature très irrégulière de ces précipitations a des conséquences sur le mode de gestion des eaux du secteur minier et sur le régime d'alimentation des aquifères.

3.2 Hydrogéologie

Les nombreuses études sur l'hydrogéologie du bassin de Lodève en vue de l'exploitation minière ont apporté des enseignements sur son comportement hydrodynamique. Les premières études sont dues au BRGM, entre 1972 et 1976, pour le compte du CLA. Le CLA et la DAMN (Direction de l'Approvisionnement en Matières Nucléaires) ont ensuite commandité des travaux par la Cogema entre 1982 et 1989 ; il s'agissait principalement de mettre au point des outils hydrogéochimiques adaptés à la prospection de l'uranium. Des modèles sont alors proposés pour expliquer la typologie des eaux dans leur environnement géochimique et hydrodynamique. En 1995-96, le Centre d'Informatique Géologique de l'École des Mines de Paris a réalisé une synthèse de ces études et tenter une modélisation hydrodynamique du bassin de Lodève [5] ; nous en reprendrons ici les principales conclusions.

Une caractéristique générale à retenir est la grande difficulté à acquérir des données permettant de réaliser un bilan hydrologique à l'échelle du bassin et la complexité du fonctionnement hydrodynamique du site liée aux discontinuités géologiques qui compartimentent le bassin.

3.2.1 *Le bassin hydrographique de la Lergue*

En amont de Rabioux, lieu de passage de la faille des Cévennes, on distingue trois sous-bassins hydrographiques localisés sur la Lergue.

Le sous-bassin nord, au nord de la ville de Lodève draine les sources au pied du massif calcaire du causse et les affleurements cambriens carbonatés de la ride de Lodève sur une superficie évaluée à près de 300 km².

Le sous-bassin central nous concerne le plus car il contient les travaux miniers ; il se développe sur 125 km² depuis la ride de Lodève jusqu'à Rabioux sur des affleurements cambriens au nord et autuniens au sud ; il est parcouru en rive gauche de la Lergue par des ruisseaux importants qui s'écoulent selon un axe nord-sud et sont le plus souvent pérennes. Les ruisseaux du Doumergoux à l'est et du Mas d'Alary à l'ouest recevaient des effluents de la mine pendant l'exploitation ; aujourd'hui, après réaménagement, le misseau du Mas d'Alary collecte les eaux naturelles et les eaux traitées du site pour leur rejet final à la Lergue.

Le sous-bassin sud se développe sur le Saxonien sur environ 75 km² ; il est très largement artificialisé par la présence de la retenue du Salagon.

3.2.2 *Le système aquifère*

Toutes les études hydrogéologiques distinguent deux aquifères superposés : l'ensemble Cambrien-conglomérat de base de l'Autunien d'une part et le reste de l'Autunien d'autre part. Le premier ensemble constitue l'aquifère principal mais c'est le second qui majoritairement concerné par les travaux miniers.

Le Cambrien est très épais (1000 m environ) mais il est mal connu en dehors des affleurements et de sa partie supérieure atteinte par les sondages. Les caractéristiques hydrauliques dépendent fortement de la lithologie ; les faciès carbonatés montrent une

karstification favorable aux écoulements alors que les faciès schisteux sont moins perméables. Le conglomérat de base autunien, également karstifié, possède de bonnes performances hydrauliques mais apparaît discontinu à l'échelle régionale car il se présente sous forme de chenaux occupant les paléo-vallées cambriennes. La transmissivité du Cambrien est très variable autour de $3 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$

L'Autunien est mieux connu car accessible par les travaux miniers ; les circulations d'eau y apparaissent discontinues, contrôlées par les couches gréseuses et par la fracturation nord-sud. Les failles est-ouest créent également des zones favorables à l'écoulement. La transmissivité de l'Autunien est globalement inférieure à celle du Cambrien autour de $5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$.

L'alimentation de ce système aquifère s'effectue au nord à la faveur des affleurements cambriens et autuniens et l'écoulement général s'établit vers le sud et plus localement vers la Lergue. La piézométrie a été très fortement influencée lors de l'exploitation minière ; les aquifères ont retrouvé un nouvel état d'équilibre hydrodynamique après ennoyage des travaux miniers jusqu'à une cote moyenne de 128 m NGF contrôlée par pompage dans P33.

3.2.3 L'alimentation des nappes

Nous avons calculé au moyen d'un modèle de bilan hydrique à réservoirs développé au Centre de Géosciences [8] la pluie efficace mensuelle, c'est-à-dire la part de la pluie susceptible d'alimenter le système aquifère, sur la période 1998-2011. Les données d'entrée du modèle sont les précipitations journalières observées à Soumont et les évaporation-transpirations potentielles journalières Penman calculées à partir des données climatiques du point de grille Météo-France le plus proche. Les résultats sont représentés sur la Figure 10.

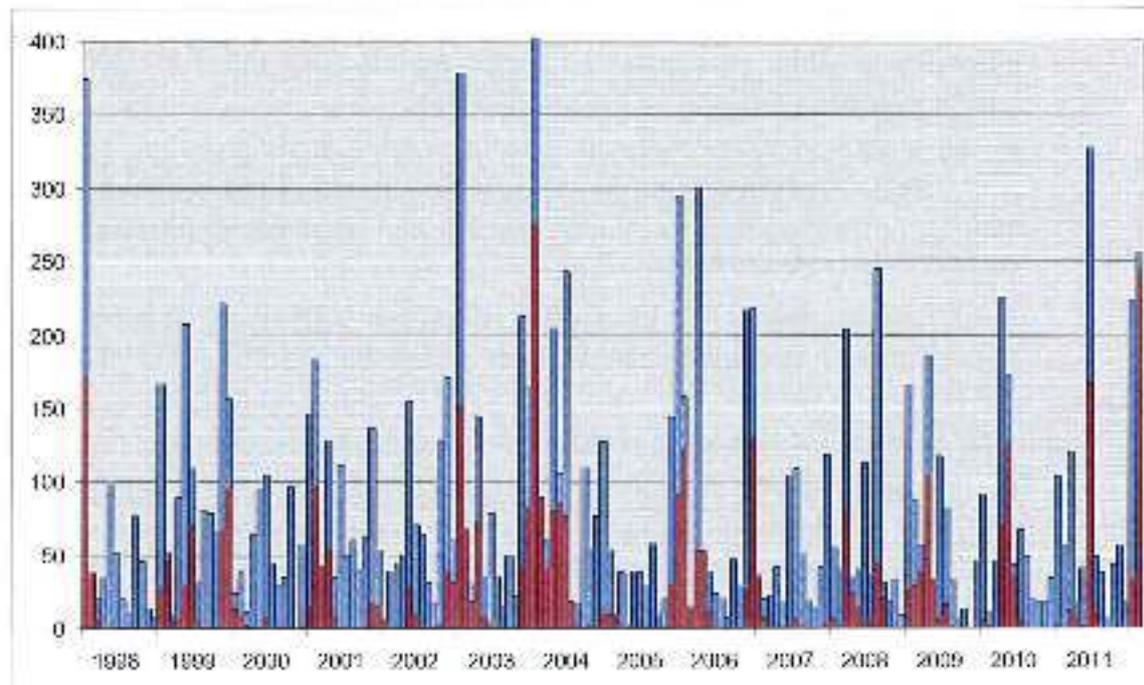


Figure 10 : Comparaison entre précipitation mensuelle et infiltration en mm

On constate que la pluie efficace est bien entendu inférieure à la pluie brutes mais que le total annuel n'est pas nécessairement directement corrélé au total annuel des pluies brutes, comme l'indique le tableau suivant.

Tableau 6 : Comparaison pluie brute pluie efficace annuelle en mm sur la période 1998-2011

1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Moy
521	1228	718	875	1209	1497	1093	835	971	634	1020	677	928	1105	950
84	363	35	238	300	592	355	256	318	24	258	192	246	498	270

Ceci explique pourquoi il est difficile de corréler directement les variations piézométriques à la pluie brute comme le montrent les chroniques piézométriques observées décrites ci-dessous.

3.2.4 Les données piézométriques

La Figure 11 et la Figure 12 synthétisent les données piézométriques du réseau de surveillance disponibles depuis l'arrêt de l'exhaure minière en 1997, en distinguant les ouvrages au Cambrien et ceux à l'Autunien. On constate que le nouvel équilibre piézométrique après ennoyage des TMS a été atteint début 1998 et que les fluctuations postérieures à cette date reflètent la variabilité saisonnière due aux conditions climatiques.

La position des piézomètres du réseau de surveillance est indiquée sur la Figure 21.

S'agissant des piézomètres à l'Autunien, on remarque qu'ils s'établissent en trois groupes :

- SIMO1 est situé au nord est du site, le plus loin des exutoires, il représente l'amont hydraulique du système avec une cote moyenne autour de 155 m ; il semble nettement influencé par les précipitations ;
- P2, P4 et P6 qui captent l'Autunien au dessus du réservoir minier ont des cotes très voisines en cohérence avec le niveau moyen de 128 m dans les TMS mesuré en P37 ; ceci traduit le fait que la piézométrie de l'Autunien est dans ce secteur contrôlée par ce niveau comme on pouvait s'y attendre ;
- Les autres piézomètres P7, P8, EXH64, EXH70 et EXH71 qui s'éloignent des travaux miniers souterrains présentent un niveau un peu plus élevé autour de 135 m.

Pour ce qui concerne les piézomètres au Cambrien, on note deux tendances :

- les piézomètres HYD34 et LP3 apparaissent groupés autour de la cote 132 m ; cette cote est supérieure à celle de l'Autunien au droit des TMS, ce qui indique que le Cambrien est en charge par rapport à l'Autunien dans ce secteur ;
- tandis que le piézomètre LP1, plus proche de la Lergue, présente un niveau moyen plus bas autour de 128 m qui coïncide avec celui des TMS.

En conclusion, on notera que la situation piézométrique du secteur minier est stabilisée depuis 1998, l'amplitude des variations de quelques mètres reflétant la variabilité climatique. Le niveau d'eau dans l'Autunien est contrôlé par le niveau dans les TMS qui représente le point bas hydraulique du système. Le réservoir minier est ainsi

alimenté par l'Autunien qu'il draine et probablement dans une moindre mesure par le Cambrien sous-jacent qui se trouve en charge sur une partie du secteur.

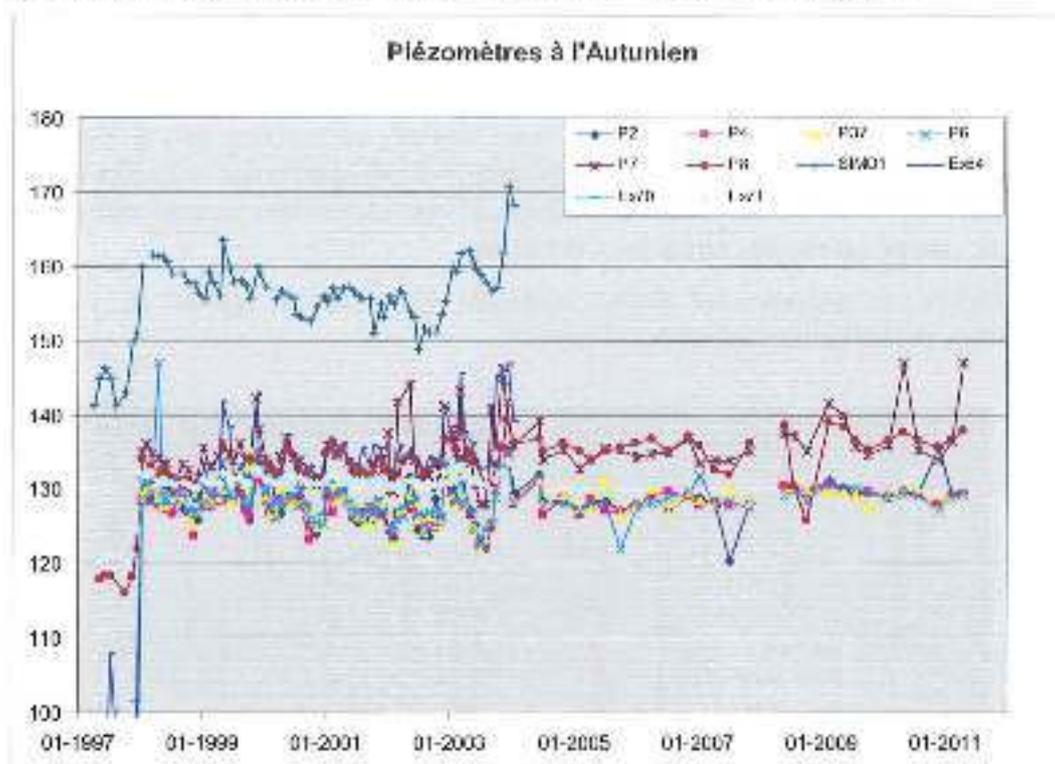


Figure 11 : Chroniques piézométriques de l'Autunien

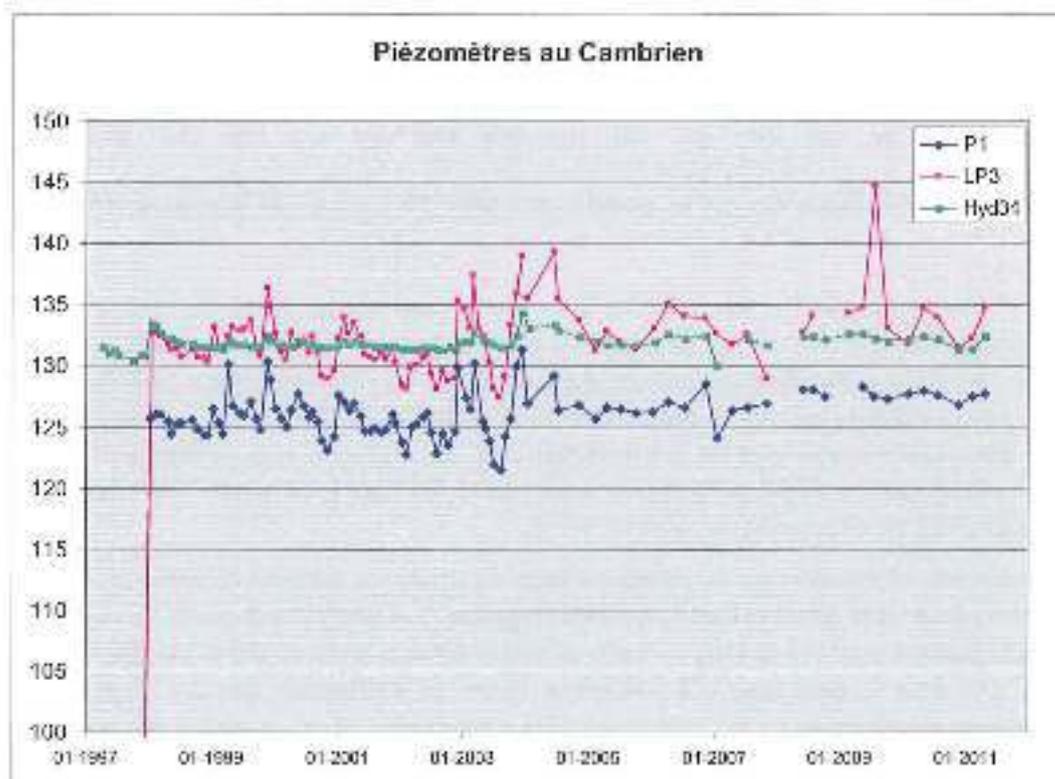


Figure 12 : Chroniques piézométriques du Cambrien

3.2.5 Les débits pompés dans le réservoir minier

Les débits pompés dans le réservoir minier sont ajustés de manière à maintenir un niveau moyen autour de 128 m NGF ; ce débit est donc variable en fonction de l'alimentation de l'aquifère. Le débit exhauré est dirigé vers la station de traitement via le bassin 4000 où il se trouve mélangé avec les autres eaux marquées du site nécessitant un traitement. Le débit en sortie de station est ensuite rejeté dans la Lergue.

La Figure 13 indique les débits mensuels exhaurés et rejetés en regard des précipitations et infiltrations calculées ci-dessus.

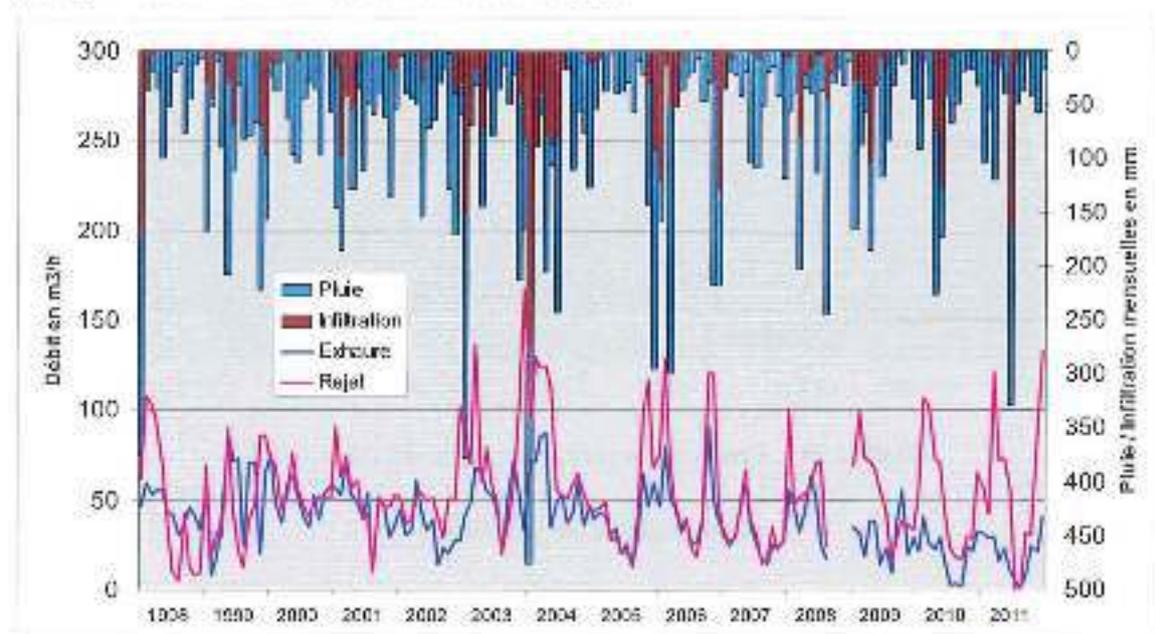


Figure 13 : Chronique des débits pompés et rejetés en Lergue sur la période 1998-2011

A l'échelle mensuelle, on constate une bonne corrélation entre les débits rejetés en Lergue et les précipitations, ce qui n'est pas étonnant car ce débit cumule une part due à la vidange du système aquifère et une part due au ruissellement directement influencée par les pluies ; la corrélation est moins nette entre les précipitations brutes et le débit exhauré qui semble par contre mieux corrélé à l'infiltration. Ceci confirme que le réservoir minier est bien alimenté par le système aquifère mais qu'il est aussi en partie influencé par une composante rapide dépendant de la pluie brute.

La Figure 14 retrace sur la même période de temps la différence entre le débit rejeté après traitement et le débit exhauré. Le débit rejeté est en général supérieur au débit exhauré ce qui est normal puisque la station traite d'autres flux en plus de celui venant du réservoir minier. On note cependant qu'à certaines dates la différence devient négative, assez curieusement au moment où les débits sont les plus faibles. Nous n'avons pas d'explication pour cette situation qui pourrait être le résultat d'un dysfonctionnement des compteurs à faible débit ou de difficultés passagères dans le traitement des eaux amenant à rejeter directement en Lergue une part du débit exhauré.

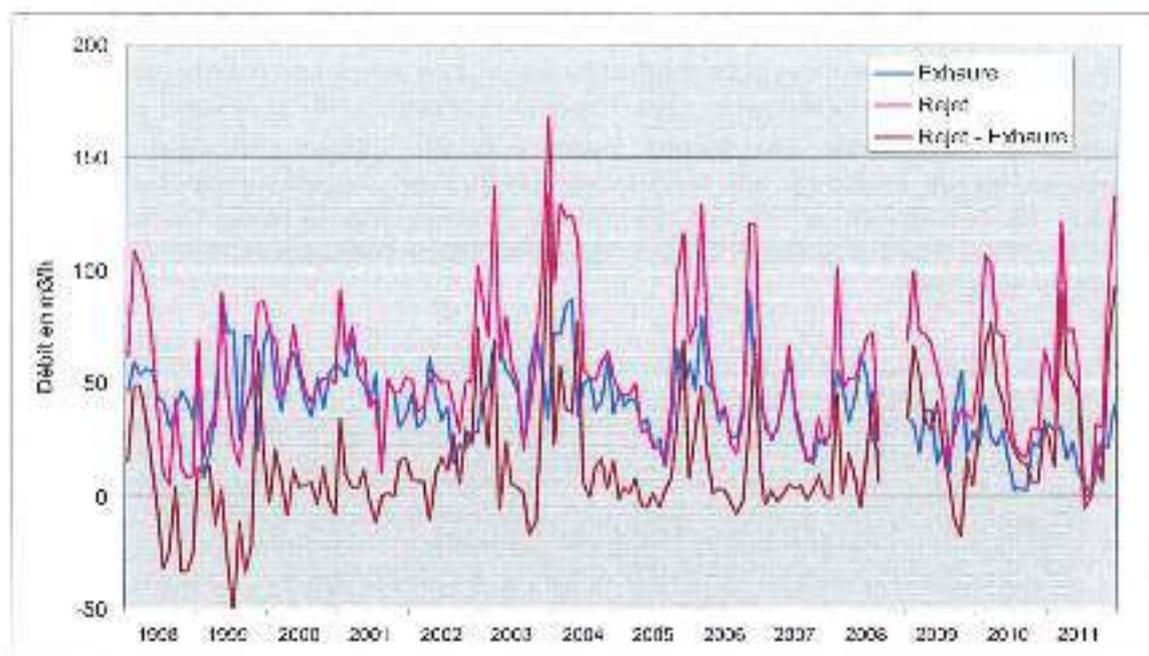


Figure 14 : Comparaison entre débit exhauré et débit traité sur la période 1998-2011

3.2.6 Le débit de la Lergue

La Figure 15 retrace les débits mensuels moyens de la Lergue à Lodève fournis par la banque HYDRO mise à disposition par le SCHAPI. Les valeurs de l'année 2000 ne sont pas disponibles et sont des valeurs moyennes estimées,

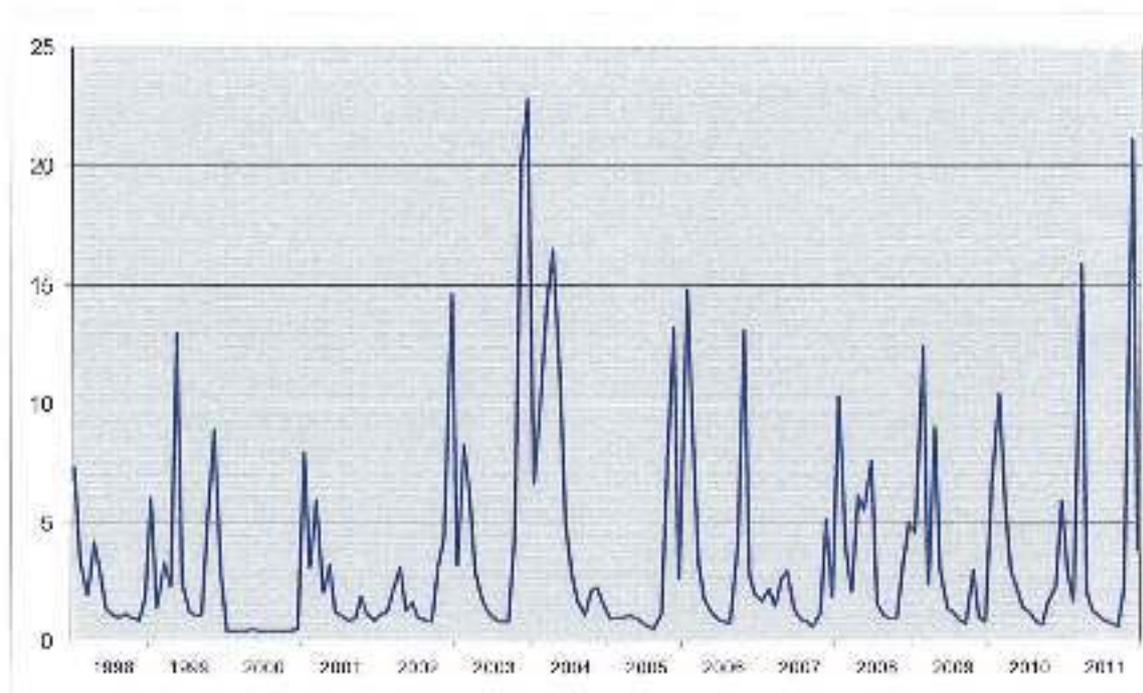


Figure 15: Débits moyens mensuels de la Lergue à Lodève

En comparant les débits de la Lergue et les rejets en Lergue au pas de temps mensuel sur la même période, on calcule un coefficient de dilution des rejets indiqué sur la Figure 16. On constate que ce coefficient reste toujours supérieur à 50, y compris pendant les périodes de basses eaux, les valeurs voisines de 20 obtenues en 2000 étant peu représentatives car basées sur des valeurs estimées du débit du cours d'eau. La Figure 17 présente les coefficients de dilution par valeurs classées décroissantes. On note que la médiane s'élève à 150 et que la dilution a dépassé la valeur 100 pendant 75 % du temps sur la période 1998-2011.

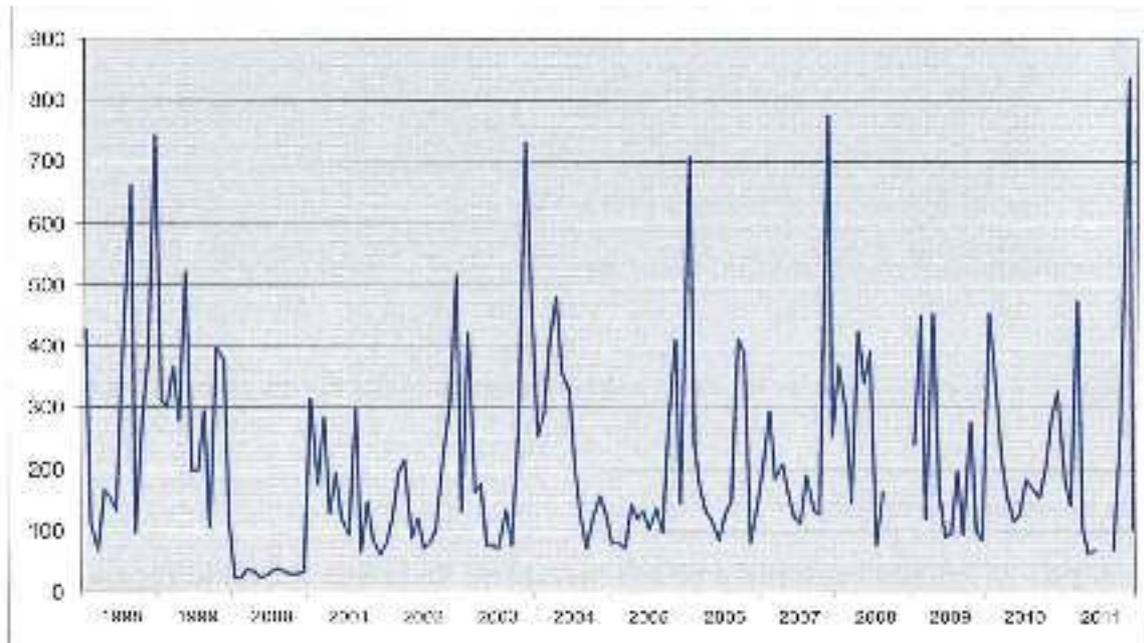


Figure 16 : Coefficient de dilution des rejets par la Lergue sur la période 1998-2011

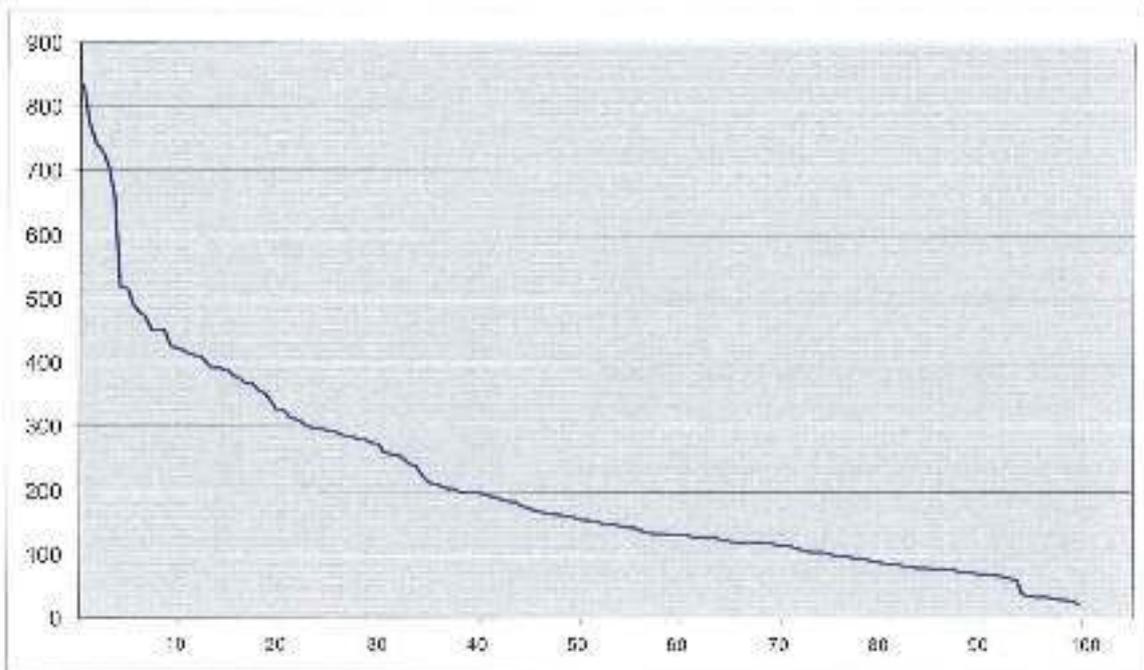


Figure 17 : Coefficients de dilution classés sur la période 1998-2011

3.3 Hydrochimie régionale

3.3.1 Typologie des eaux souterraines

L'hydrochimie du bassin de Louéve a fait l'objet de deux publications importantes de Vuilleminot et Toulhoat [22][23], basées sur une centaine de prélèvements réalisés entre 1982 et 1988.

Ces études ont montré la très grande diversité de faciès hydrochimiques du bassin, avec essentiellement 6 types d'eaux :

1. Des eaux bicarbonatées calciques, peu minéralisées et oxydantes, de pH neutre, avec des pCO_2 de l'ordre de 10^{-2} atmosphère, qui sont considérées comme des eaux d'origine superficielle alimentant le réservoir cambrien.
2. Des eaux alcalines bicarbonatées sodiques, de pH franchement basique (8 à 9,5), faiblement réductrices et assez peu minéralisées (de l'ordre de 200 à 250 mg/L).
3. Des eaux bicarbonatées sodiques de pH neutre, assez minéralisées (~1 g/l), peu sulfatées, et faiblement oxydantes.
4. Des eaux bicarbonatées sodiques plus riches en sulfate et plus chargées, mais de type voisin des précédentes.
5. Des eaux bicarbonatées calco-sodiques plutôt acides (pH 5,7 à 6,5), chaudes (20 à 60°C) et pauvres en sulfate. Les pCO_2 sont élevées ($10^{-6,5}$ à 10^{-6} atmosphère) et la charge dissoute élevée. Ces eaux 'carbo-gazeuses' sont d'origine profonde et sont naturellement radifères (>1,5 Bq/l).
6. Des eaux fortement chargées, bicarbonatées et sulfatées calco-sodiques (et magnésiennes).

3.3.2 Zonalité hydrochimique et origine des eaux

La répartition initiale de ces différents faciès hydrochimiques, qui a été établie avant la mise en exploitation intensive des gisements uranifères, est illustrée par la Figure 18. Cette répartition montre un compartimentage des eaux essentiellement guidé par les structures tectoniques est-ouest et subméridiennes avec :

- Les eaux bicarbonatées (de type 1 ci-dessus) au nord de Failles Centrales et à l'est ;
- Les eaux alcalines de type 2 dans le secteur minéralisé entre Failles Sud et Failles Centrales ;
- Les eaux bicarbonatées et accessoirement sulfatées de type 3 et 4 respectivement au sud et au sud-est de Failles Sud ;
- Et enfin à l'ouest de la Lergue, les eaux carbo-gazeuses (type 5) et les eaux de type 6 respectivement au nord et au sud de l'accident subméridien de Failles Sud.

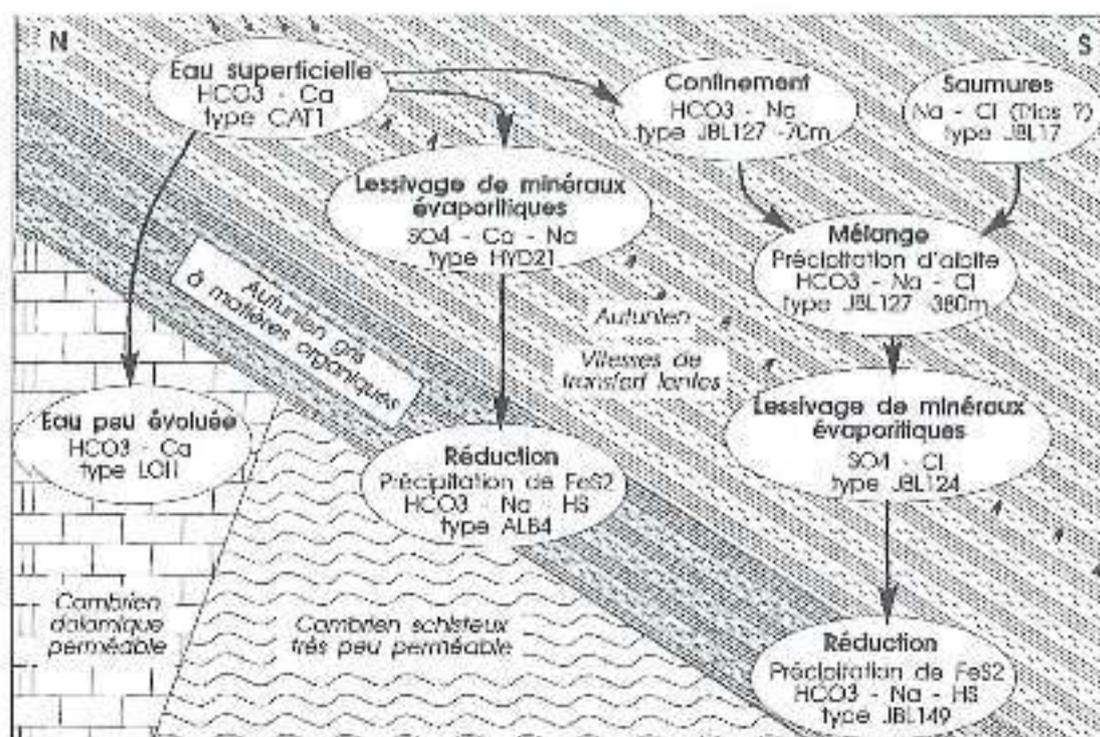


Figure 19 : Origine et évolution hydrochimiques des eaux naturelles du secteur est
 (extrait de Vuilleminot et Toulhoat [22])

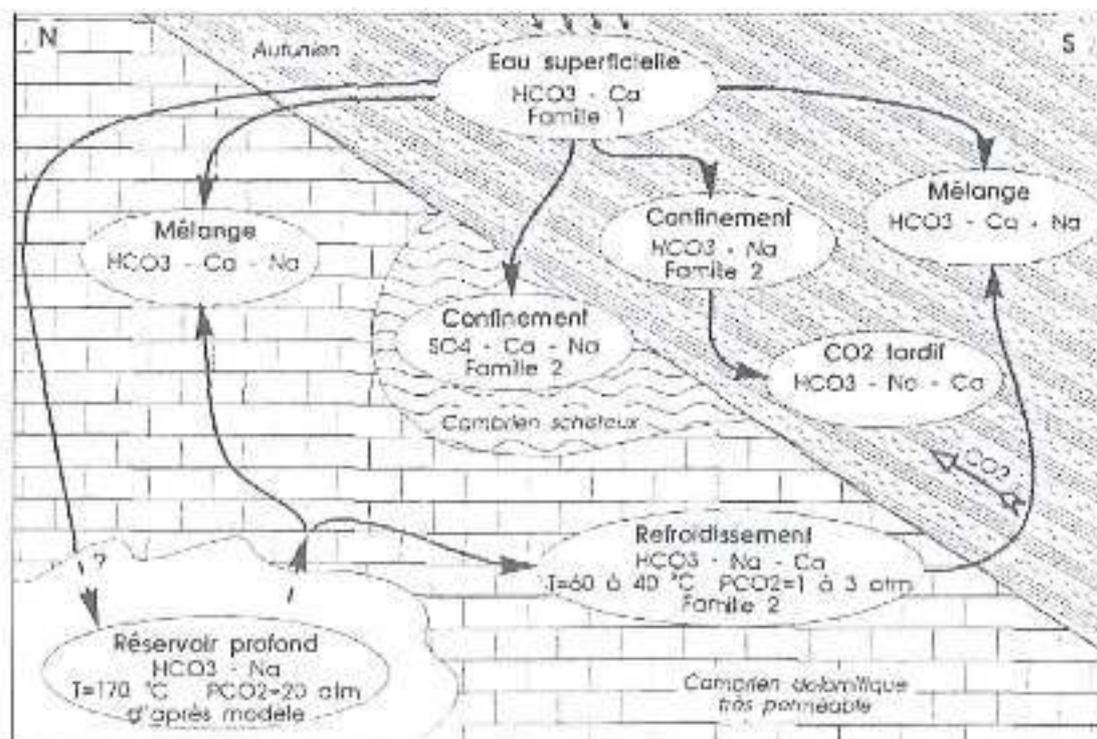


Figure 20 : Origine et évolution hydrochimiques des eaux naturelles du secteur ouest
 (extrait de Vuilleminot et Toulhoat [23])

Dans les deux publications précitées [22][23], Vuilleminot et Toulhouat ont fourni une discussion complète sur l'origine et l'évolution de ces eaux dont on peut retenir les traits essentiels suivants :

- Pour le secteur oriental (Figure 19) : l'alimentation des aquifères est essentiellement d'origine superficielle, et le chimisme évolue en fonction du lessivage des minéraux et du rééquilibrage avec l'enceaissant autunien, ce rééquilibrage induisant en outre une réduction des eaux au sein de l'Autunien gris, riche en matières organiques.
- Dans le secteur occidental (Figure 20), ce schéma se complique du fait de l'existence d'une alimentation chaude « carbo-gazeuse » (carbonatée sodique) d'origine profonde, dans le substratum cambrien, qui se mélange aux eaux de l'Autunien.

3.3.3 Alimentation du site minier

Le site minier réaménagé ne serait en relation directe qu'avec l'aquifère autunien, et au sein de celui-ci, avec essentiellement trois des faciès hydrochimiques naturels précités :

- Les eaux bicarbonatées sodiques qui occupent le secteur des MCO Failles Centrales, Failles Sud et de Tréviels ;
- Les eaux bicarbonatées plus ou moins sulfatées de type 3 du compartiment sud dans lequel se sont développées une part importante des travaux souterrains ;
- Les eaux chaudes bicarbonatées calco-sodiques (type 5) du secteur W qui sont interceptées par les travaux et le travers-banc de Capitoul.

Du fait du compartimentage illustré par la Figure 18, les autres faciès hydrochimiques ne contribueraient que de façon accessoire à l'alimentation des eaux envoyant les travaux miniers.

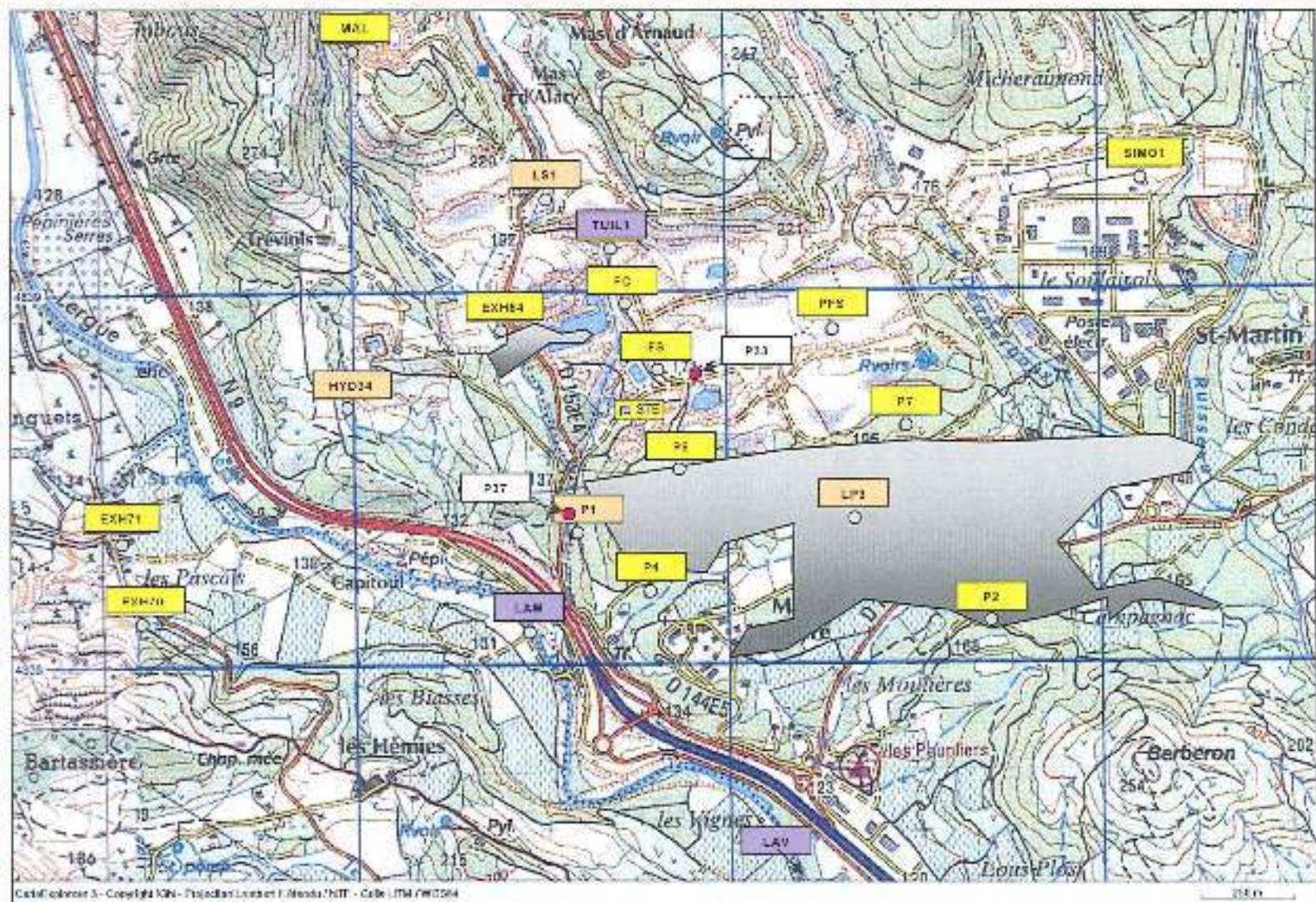


Figure 21 : Plan d'échantillonnage hydrochimique : Quaternaire en jaune, Cambrien en bistre, cours d'eau en mauve, emprise TMS en grisé

4. LE SITE MINIER ET L'EAU : APPROCHE GEOCHIMIQUE ET THERMODYNAMIQUE

4.1 Méthode d'approche

4.1.1 Campagne de prélèvements hydrochimiques

Une campagne systématique de prélèvements, de mesures hydrochimiques, et d'analyse complète (anions, cations, silice, métaux, uranium et radium) a été réalisée en 2006. Elle a porté : (1) sur les eaux de surface ; (2) sur la quasi-totalité des piézomètres ou ouvrages miniers donnant accès aux eaux souterraines ; et (3) sur tous les points de collecte des effluents du site alors actifs.

Les résultats de cette campagne, réalisée dans les règles de l'art (purge préalable des ouvrages, mesures physico-chimiques in situ, préservation et conditionnement des échantillons [7]) ont servi de base à l'étude thermodynamique qui suit.

Les données de surveillance, qui ne concernent qu'un nombre limité de paramètres et de points de contrôle ont été utilisées en complément pour discuter l'évolution des effluents.

4.1.2 Étude thermodynamique

L'étude thermodynamique de ces résultats a été entreprise afin de préciser les caractéristiques et l'origine des eaux prélevées, et de mettre en évidence les mécanismes géochimiques permettant d'expliquer les variations de concentrations observées aux différents exutoires du site.

Cette étude, ainsi que les modélisations présentées dans le chapitre suivant, a fait appel à deux codes de calcul thermodynamiques : (1) le code CHESS (CHEMical Equilibrium of Species and Surfaces) mis au point à Mines Paristech [19] ; et (2) le code React de la suite logicielle Geochemist's Workbench® [4]. Dans les deux cas la base de données thermodynamique utilisée a été la base EQ3/6 (version 8 release 6) du Lawrence Livermore National Laboratory, comportant 82 espèces de base, 1568 espèces dissoutes, et 1122 minéraux.

Ces codes ont été mis en œuvre en particulier dans le but :

- De calculer la **spéciation** des différents éléments, i.e. la distribution de la concentration **totale** fournie par l'analyse entre toutes les formes dissoutes (par exemple pour un élément comme le plomb, les concentrations en Pb^{++} , PbF^+ , $PbCl^+$, $PbCO_3^0$, etc.) ;
- D'évaluer **l'état de saturation** des eaux vis-à-vis des phases solides, qui nous indiquent les minéraux avec lesquels le fluide est en équilibre, et ceux qu'il pourra éventuellement dissoudre ou précipiter ;
- De calculer la fugacité des gaz dans la solution (assimilable à la pression partielle de ce gaz dans la phase gazeuse en équilibre avec la solution), et en particulier la **fugacité de CO_2** , qui est symptomatique de l'origine superficielle ou profonde des eaux et de leur état d'équilibre avec l'atmosphère.

Ces mêmes codes ont été aussi utilisés par la suite pour simuler un certain nombre de réactions (mélange de fluides, réaction avec les phases solides, rééquilibrage avec l'atmosphère, réaction d'adsorption, etc.).

Tableau 7 : Campagne de 2006. Hydrochimie des eaux souterraines naturelles

Désignation Situation Classification	SIMO 1 Carreau Type 1	LS1 Cambr. N Type 1	LP3 Cambr. S Type 1	P1 Aval site Type 2 (3)	P6 Sud MCO Type 3 (2)	P4 Aval site Type 3	HYD 34 Cambr.W Type 3 (2)	P2 SE site Type 3-4 (4)	P7 Sud MCO Type 4 (1)	EXH 70 Capitoul S Type 5 (6)	EXH 71 Capitoul N Type 5
Temp °C	16.3	20.4	21.7	15.3	16.25	18.5	18.7	16.2	16.55	23.9	29.6
pH	7.22	6.72	7.19	9.03	7.19	6.93	7.72	6.96	7.26	6.1	7.09
Eh mV	56	213	268	375	326	250	77	270	296	150	43
Cond µS/cm	368	1 008	728	219	771	836	472	1 113	1 784	2 390	921
fCO ₂	10 ^{-1.25}	10 ^{-1.30}	10 ^{-1.22}	10 ^{-1.03}	10 ^{-1.29}	10 ^{-1.23}	10 ^{-2.26}	10 ^{-1.21}	10 ^{-1.22}	10 ^{-0.22}	10 ^{-1.26}
TDS mg/L	423	869	677	234	842	973	1015	1227	1926	2668	986
HCO ₃ ⁻ mg/L	246.4	423.3	362.3	122.0	433.1	586.6	567.3	655.1	640.5	1708	640.5
F ⁻ mg/L	< 0,05	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 0,1	0,64	0,70	< 0,4	< 0,4	< 0,5	0,93
Cl ⁻ mg/L	2,96	20,91	13,39	4,17	11,77	17	18,38	21,48	18,39	64,6	43,11
NO ₃ ⁻ mg/L	1,17	1,16	1,43	3,84	2,09	0,60	2,01	8,03	< 0,4	4,54	0,31
SO ₄ ⁻ mg/L	49,02	178,4	108,9	19,86	83,44	37,31	18,13	151,2	572,1	223,2	116
Na ⁺ mg/L	17,64	41,47	15,56	21,39	220,5	222,6	327,3	177,3	418,1	481,2	110,9
NH ₄ ⁺ mg/L	0,26	1,64	1,11	< 0,04	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,02
K ⁺ mg/L	6,3	12,83	5,88	24,65	7,55	8,94	10	3,59	8,67	60,06	24,54
Mg ⁺⁺ mg/L	27,8	84,49	77,14	1,69	21,27	31,98	7,62	70,05	73,72	65,84	51,64
Ca ⁺⁺ mg/L	64,97	113,5	83,82	24,49	43,92	59,90	15,85	103,7	123,1	329,2	89,92
SiO ₂ mg/L	3,6	6,3	4,2	9,4	14,4	17,1	13,0	22,7	22,6	85,3	15,8
Fe µg/L	3089	336,3	110,9	36,5	59,0	304,9	69,0	20,1	18,6	11270	5118
Cu µg/L	< 1	2,4	2,3	6,0	7,5	12,3	2,7	< 1	4,6	< 1	1,5
Zn µg/L	20	230	1400	< 15	79	90	< 15	32	23	173	104
Co µg/L	< 1	2,0	2,3	< 1	< 1	6,3	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Mn µg/L	315,9	26,6	12,7	1,6	5,7	110,7	5,6	< 1	81,3	439,2	164,5
Ni µg/L	1,0	9,0	9,9	< 1	5,0	16,5	< 1	< 1	< 1	14,2	1,2
As µg/L	< 10	< 5	8,3	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Al µg/L	< 2	1,5	2,4	54,5	< 2	4,4	< 2	< 2	3,8	8,8	< 2
²³⁸ U mg/L	0,62	0,27	0,07	0,36	1,23	0,37	19	26	22,4	44	2,2
²²⁶ Ra Bq/L	0,28	0,10	0,25	0,13	0,04	0,02	1,08	0,05	< 0,02	1,59	0,29
Facies hydrochimique	Bicarbonaté Ca	Bicarbonaté Mg-Ca	Bicarbonaté Mg-Ca	Bicarbonaté Na	Bicarbonaté Na	Bicarbonaté Na	Bicarbonaté Na	Bicarbonaté Na	Bicarbonaté Sulfaté Na	Bicarbonaté Na-Ca	Bicarbonaté Na-Ca (+Mg)

4.1.3 Présentation et analyse des résultats

Nous examinerons dans un premier temps l'hydrochimie des eaux souterraines naturelles qui sont présentées Tableau 7. On étudiera ensuite la chimie des eaux des résidus de traitement (présentées Tableau 8) et leur évolution, avant de discuter et d'interpréter, à la lumière de ces données, la chimie des effluents et des rejets (présentée Tableau 14).

4.2 Hydrochimie des eaux souterraines naturelles

4.2.1 Caractéristiques et typologie

Les caractéristiques des eaux prélevées en forage (hors ouvrages miniers) sont présentées dans le Tableau 7. On y a également porté la fugacité de CO₂ et la charge totale dissoute (en mg/L) calculées par le code hydrochimique, ainsi que le 'faciès' (ou 'type') hydrochimique de chaque eau en bas de colonne.

Les ouvrages échantillonnés en 2006, répartis dans les différents 'compartiments' illustrés Figure 18, devaient permettre d'accéder aux différents types d'eau décrits plus haut en 3.3.1. Comme nous allons le voir, les résultats d'analyse s'accordent bien dans l'ensemble avec la typologie des eaux proposée par Vuilleminot et Toulhoat, mais révèlent quelques écarts avec la zonalité cartographique proposée².

- L'eau SIMO1 (piézomètre de l'ancien carreau de St-Martin-du-Bosc) correspond bien au type 1 des eaux bicarbonatées calciques, peu minéralisées, de pH neutre, avec une pCO₂ de l'ordre de 10⁻² atmosphère. Le Eh relativement bas traduit probablement le fait que cet ouvrage intercepte des niveaux réducteurs de l'Autunien gris.
Les eaux des deux ouvrages au Cambrien, LS1 et LP3, se rapportent au même type, mais l'influence de l'encaissant (dolomitique) se marque ici par une charge dissoute plus élevée, un caractère plus oxydant, et un faciès hydrochimique plus magnésien.
- L'eau du piézomètre P1 est une eau bicarbonatée sodique très basique et faiblement minéralisée (234 mg/L) qui correspond à la définition du type 2.
- Les eaux bicarbonatées sodiques de pH neutre, assez minéralisées (~1 g/L), peu sulfatées, et faiblement oxydantes, sont bien représentées par le piézomètre P4, situé en aval du site, mais aussi par le piézomètre P6 et l'ouvrage HYD34 initialement placés dans le compartiment du type 2.
- L'eau du piézomètre P7, voisine des précédentes, mais plus chargée, et avec une composante sulfatée notable, se rapporte clairement au type 4 (et non au type 1 indiqué sur la carte hydrochimique de la Figure 18). L'eau du piézomètre P2 paraît, de plus, intermédiaire entre les types 3 et 4.

² Dans la ligne 'classification' du Tableau 7, on a porté en gras le n° du type réel auquel se rapporte l'eau dans la classification de Vuilleminot et Toulhoat, et éventuellement entre parenthèses le numéro du type auquel l'eau aurait du se rapporter suivant la zonalité proposée Figure 18

- Les eaux du secteur occidental sont représentées par les prélèvements LXH 70 (compartiment sud) et FXH 71 (compartiment nord de la faille de St-Julien). L'eau LXH 70, de faciès bicarbonaté calco-sodique franc, à charge dissoute (près de 3g/l.) et fCO_2 très élevée ($10^{-1.1}$) relève toutefois clairement du type 5 des eaux carbo-gazeuses radifères d'origine profonde.

L'eau FXH71 est de type voisin, quoique plus magnésienne et moins chargée ; elle correspond probablement à une eau de type 5 diluée par des eaux d'origine plus superficielle. Aucune eau relevant du type 6 (eaux fortement chargées, bicarbonatées et sulfatées calco-sodiques et magnésiennes) n'a été observée.

4.2.2 Conclusion sur la zonalité des eaux souterraines

Il ressort de ce qui précède que la zonalité réelle des eaux diffère quelque peu dans le détail du compartimentage proposé par la Figure 18, soit que les données utilisées à l'époque n'aient pas permis une définition très précise de ce compartimentage hydrochimique, soit que le nouvel état d'équilibre hydrodynamique établi après la fin de l'exploitation minière en ait partiellement modifié les limites.

On retiendra surtout le fait que les eaux souterraines du secteur des TMS relèvent essentiellement du type 3 représenté par les ouvrages P6 et HYD34 en particulier. Nous considérerons pour la suite que P6 est la référence pour l'eau souterraine naturelle de l'Antunien.

4.2.3 Contenu en uranium et radium

Les concentrations en uranium et radium des eaux souterraines naturelles du secteur varient de façon assez importante : 0,07 à 44 mg/l pour l'U, et moins de 0,02 à près de 1,6 Bq/l pour le ^{226}Ra . La plupart des eaux présentent toutefois des concentrations en uranium dans la fourchette 0,3 à 1,5 mg/l, et des activités en radium variant de 0,02 à 0,30 Bq/l.

Deux types d'eau paraissent présenter naturellement des concentrations notablement plus élevées en uranium :

- Les eaux de type 4 ou 3-4 observées à l'est (P7) et au sud-est (P2) du secteur minéralisé, qui présentent 20 à 30 mg/l d'uranium, mais qui sont en revanche pauvres en radium ($<0,1$ Bq/l) ;
- Les eaux carbo-gazeuses de type 5 qui sont à la fois très radifères (près de 1,6 Bq/l.) et riches en U dissous (44 mg/l).

Un seul prélèvement s'écarte de ce schéma général, l'eau de HYD34 (Cambrien en limite ouest du secteur minier) qui montre des concentrations relativement élevées à la fois en U (19 mg/l) et en radium (1,08 Bq/l) d'origine certainement naturelle mais inexpliquée.

4.3 Hydrochimie des résidus

Après avoir examiné le contexte hydrochimique naturel des eaux souterraines, nous allons maintenant nous efforcer de caractériser aussi complètement que possible les eaux émises par les stockages de résidus de traitement de Failles Sud et Failles Centrales, qui constituent aujourd'hui les deux termes sources principaux de l'ancien site minier de Lodève.

On s'intéressera successivement aux eaux interstitielles des résidus, aux eaux des piézomètres et des drains des deux stockages, et à leurs indices d'évolution révélés par les données de surveillance environnementale.

4.3.1 Les eaux interstitielles en 1994-1995

4.3.1.1 Hydrochimie

Les eaux *interstitielles* des résidus de traitement de Lodève sont connues à partir des travaux de Somot & Pagel réalisés en 1994-1995 [18]. Les eaux ont été extraites par pressage des carottes du sondage ST31, sondage réalisé dans les résidus au coin SW de l'ancienne MCO Failles Centrales.

Les principaux résultats analytiques obtenus à cette époque sont rappelés dans le Tableau 8. Ces résultats révèlent des eaux apparemment modérément oxydantes, à charge dissoute importante, de caractère basique modéré à net, et à dominante bicarbonatée et/ou sulfatée sodique. Leur charge en métaux est dominée par l'uranium et le molybdène, avec des concentrations plus faibles en fer, baryum, zinc et radium (activité 1 à 3 Bq/L pour la plupart des échantillons).

Une discontinuité nette de chimisme intervient entre 18 et 20 m de profondeur, ce qui est attribué à la modification du procédé de traitement du minerai en usine survenue en 1984 :

- Les eaux de la partie haute sont en effet à dominante bicarbonatée sodique, alors que les eaux profondes sont de type sulfaté sodique franc. La charge dissoute de ces dernières est aussi plus importante (~37 g/L contre ~27 g/L pour les eaux plus superficielles).
- La charge en métaux dissous est aussi relativement plus forte en profondeur, avec une élévation sensible des concentrations en Mn, Mo, et Ni, alors que Pb et Zn restent à peu près stables. L'arsenic est en revanche plus abondant dans les eaux interstitielles de la partie supérieure.
- Les concentrations moyennes en uranium sont de 320 mg/L pour les résidus de la tranche supérieure (les plus récents), et de 290 mg/L pour les résidus anciens³.
- Pour le radium, l'activité moyenne est de 0.75 Bq/L pour les résidus récents, mais est sensiblement plus élevée (2,31 Bq/L) pour les résidus anciens⁴.

³ Si l'on fait abstraction de la valeur observée à l'interface (801 mg/L à 20 m), qui est très probablement perturbée par la discontinuité de dépôt des résidus.

⁴ On a écarté là aussi la valeur observée dans la tranche sommitale, sur laquelle nous reviendrons plus bas.

Tableau 8 : Hydrochimie des eaux interstitielles des résidus de Failles Centrales et Failles Sud

		Lod_ST17					Lod_ST25				PFS
		ST31/7.40m	ST31/8.85m	ST31/11.90m	ST31/14.90m	ST31/17.80m	ST31/20.00m	ST31/22.60m	ST31/25.50m	ST31/26.85m	Pièze FS
Temp	°C	(25)	(25)	(25)	(25)	(25)	(25)	(25)	(25)	(25)	15,9
pH		9.7	9.5	9.5	9.9	9.7	9.3	8.1	8.8	9.3	9,38
O ₂ (aq)	mg/l	2.15	1.89	1.48	2.02	2.57	2.92	2.36	2.38	2.12	0,99
Eh	mV	190	88	94	85	92	190	203	180	100	427
TDS	mg/kg	--	--	--	--	26607*	--	--	36516*	--	22599*
Cl ⁻	mg/l	50.6	48	57.4	74.2	70.4	78.6	95	117	115.2	127,4
SO ₄ ²⁻	mg/l	3328	3088	3222	3650	4722	19220	17240	22480	15160	6775
F ⁻	mg/l	5.4	5.8	4.8	3.8	9.6	1.8	1	0.8	7.2	<10
CO ₂ (aq)	mg/l	5357	4420	6360	7479	9324	1649	1359	1997	3804	8090*
SiO ₂	mg/l	8.9	5.2	6.8	4.9	5.2	11.4	12	6.4	4.8	<2
Al ⁺⁺⁺	mg/l	1.6	0.4	0.4	0.4	0.2	0.1	0.2	0.1	0.3	0,014
Na ⁺	mg/l	5400	4970	6200	7770	8900	9770	8470	11900	10400	6861
K ⁺	mg/l	25	20.6	25.73	23.73	43.53	43.83	76.93	75	36	32,2
Ca ⁺⁺	mg/l	6.72	1.82	2.01	1.27	1.43	567	318	45	0.75	43,5
Mg ⁺⁺	mg/l	2.78	0.59	1.47	0.8	1.04	39.8	74.5	75.8	1.31	39,1
Ba ⁺⁺	µg/l	89.3	12.9	124	0	7.26	33.9	47.6	25	31.4	--
Fe ⁺⁺	mg/l	5.12	0.29	2.7	0.35	0.46	0.23	0.25	0.25	0.31	0,020
Mn ⁺⁺	mg/l	0.2	0.04	0.08	0.05	0.05	1.28	0.7	0.21	0.05	0,002
Mo ⁺⁺	µg/l	4426	5668	5852	15017	26286	9226	26755	3167	21936	--
Ni ⁺⁺	µg/l	109	54	119	59	163	1401	283	192	86	3,9
Pb ⁺⁺	µg/l	271	158	205	231	158	146	126	127	136	7,7
Zn ⁺⁺	µg/l	891	583	756	755	767	1000	922	924	634	39
Cu ⁺⁺	µg/l	487	694	797	285	126	107	227	636	143	22
As	µg/l	1426	1689	2940	2444	1804	25	45	130	1710	<10
U ⁺⁺⁺⁺	mg/l	278	304	304	321	394	501	213	308	345	106
Ra ⁺⁺	Bq/l	10.32	0.76	0.99	0.65	0.69	2.51	2.47	2.95	1.33	0,71

Analyzes des eaux interstitielles de ST11 dans Failles Centrales d'après Somot en 1994[18] ; Piézomètre Failles Sud ; prélèvement du 21/02/06.

(*) : déterminé par le calcul thermodynamique ; (--) : non déterminé ; (nd) : non détecté ; ((nn)) : valeur arbitrairement fixée

4.3.1.2 Thermodynamique

Un premier modèle thermodynamique de ces eaux a été construit dans une étude précédente [17] pour les deux échantillons Lod_ST17 et Lod_ST25, prélevés respectivement à 17,60 m et 25,50 m (Tableau 8), et considérés comme représentatifs des eaux à l'équilibre avec les résidus récents ('de type 2') et anciens ('de type 1').

L'eau Lod_ST17 apparaît extrêmement sursaturée vis-à-vis de la dolomite, de la dawsonite ($\text{NaAlCO}_3(\text{OH})_2$), de la withérite (BaCO_3), de l'hématite et d'un silicate de zinc. Elle paraît par contre proche de l'équilibre avec l'uraninite. L'eau Lod_ST25 apparaît elle aussi très sursaturée vis-à-vis des minéraux ci-dessus, ainsi que du quartz et de la nontronite (argile de type smectite), et également proche de l'équilibre avec l'uraninite.

On a pu montrer que les très fortes sursaturations observées provenaient probablement d'une perturbation de l'équilibre calco-carbonique par suite du rééquilibrage des échantillons avec l'atmosphère après leur extraction.

La même approche a permis de montrer que l'eau Lod_ST17 était initialement à l'équilibre avec la dolomite, les smectites, la jarosite ($\text{NaFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), et un silicate de zinc, la willémitte (Zn_2SiO_4). L'eau Lod_ST25 était de même à l'équilibre avec dolomite, smectite et jarosite, et sursaturée vis-à-vis de la willémitte.

Cette première étude thermodynamique des eaux interstitielles a montré ainsi que les eaux initiales des résidus étaient des eaux de pH neutre à faiblement basique. L'ensemble de ces résultats s'accordent bien dans l'ensemble avec les procédés de traitement mis en œuvre et avec la minéralogie observée en 1994-1995, mais n'excluent pas une évolution sensible des eaux interstitielles, et des résidus eux-mêmes depuis cette date.

On réexaminera plus bas la thermodynamique de ces eaux lors de la construction du modèle géochimique des résidus.

4.3.2 Les eaux du piézomètre Failles Sud

4.3.2.1 Hydrochimie

Comme aucun carottage récent n'a été réalisé dans les stockages de résidus, les eaux *interstitielles* actuelles ne sont pas réellement connues. Le piézomètre PFS implanté dans les résidus de Failles Sud (Figure 21) donne toutefois accès encore aujourd'hui aux eaux de *drainage* des résidus de ce stockage.

Les eaux de PFS sont des eaux à charge dissoute très élevée (22 g/L) de type chimique bicarbonaté (accessoirement sulfaté) sodique, assez oxydantes, nettement basiques. Ce faciès chimique est globalement identique à celui des eaux interstitielles du sondage ST31 de Failles Centrales, et plus particulièrement à celui qui correspond à la tranche supérieure des résidus, qui résultent du second process de traitement mis en œuvre à partir de 1984 comme ceux de Failles Sud.

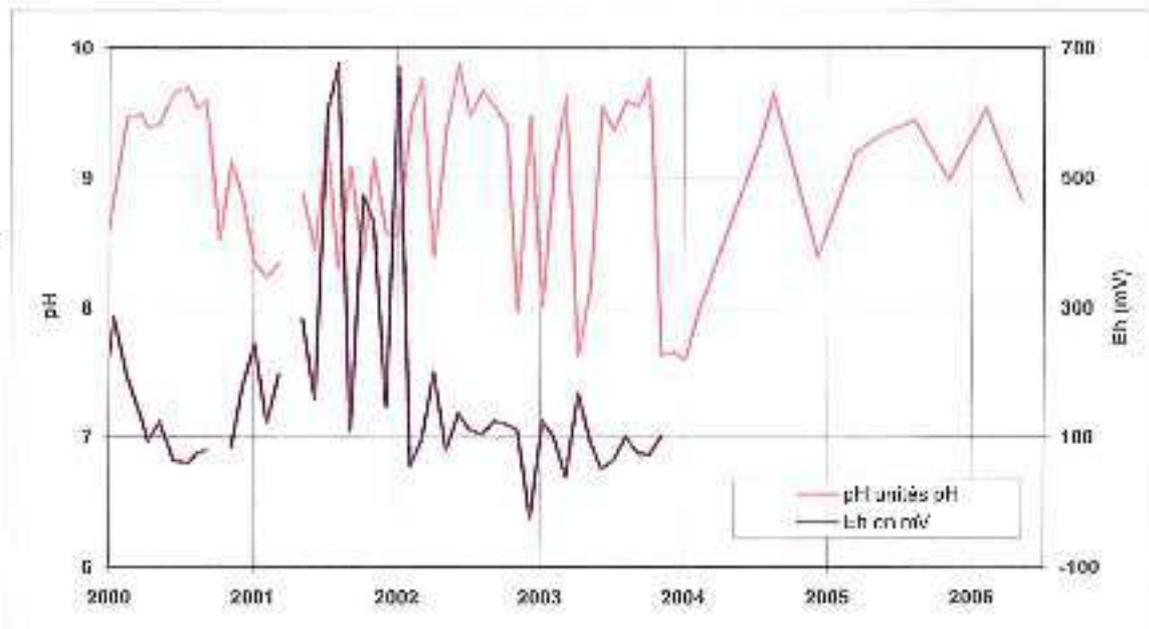


Figure 22 : Piézo Failles Sud : évolution du pH et du potentiel d'oxydo-réduction depuis 1999 dans la nappe des résidus de traitement du minéral

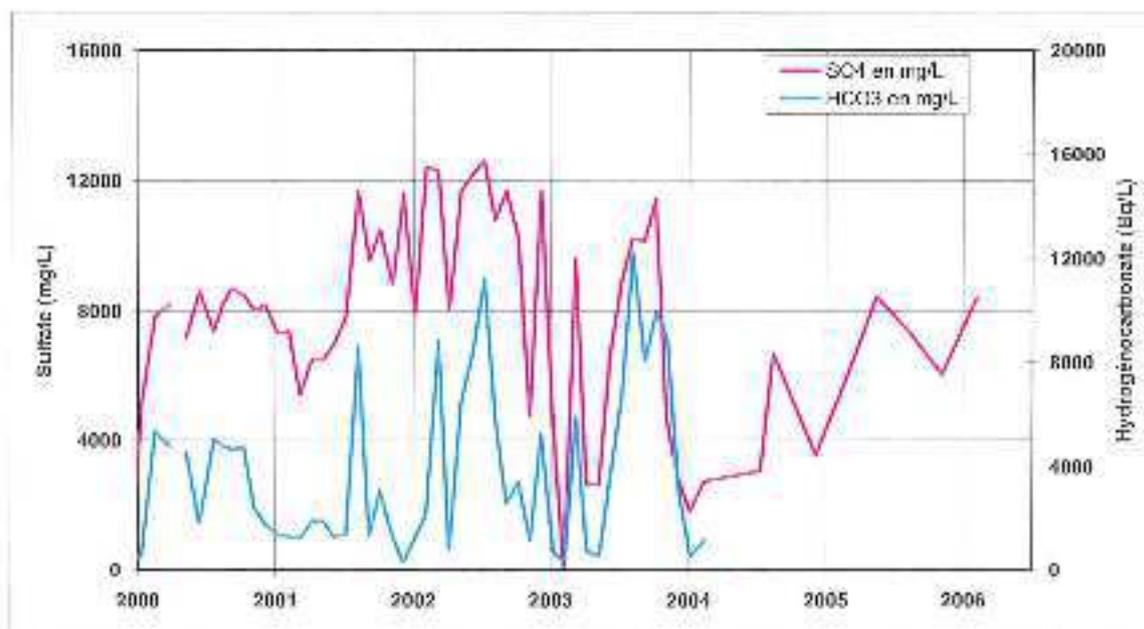


Figure 23 : Piézo Failles Sud : évolution de la teneur en sulfates et hydrogénocarbonate depuis 1999 dans la nappe des résidus de traitement du minéral

On note malgré tout que les eaux de PFS actuelles apparaissent un peu moins chargées que les eaux initiales extraites du sondage ST31 de Failles Centrales, qu'elles sont plus oxydantes, et surtout que les concentrations en métaux dissous (Fe, Mn, Pb, Ni, Cu, As et U) sont notablement plus faibles. Ces différences peuvent être attribuées à au moins 4 facteurs dont il est difficile à ce stade de faire la part :

- Les deux stockages peuvent présenter certaines différences de par leur situation (structurale ou hydrogéologique par exemple) et de par leur contenu ;
- Les eaux *interstitielles* extraites par pressage des carottes de résidus sont souvent plus concentrées que les seules eaux *mobiles* auxquelles le piézomètre PFS donne accès ;
- Les prélèvements réalisés sont ponctuels, et peuvent présenter dans un cas comme dans l'autre, comme nous le verrons ci-dessous, une certaine variabilité saisonnière ;
- Une évolution temporelle des résidus et des eaux émises a pu évidemment survenir entre 1995 et 2006, comme nous allons le voir ci-dessous.

4.3.2.2 *Évolution sur la période 2000-2006*

Les eaux du piézomètre Failles Sud ont été suivies depuis 1999 (fin du réaménagement et démarrage de la station de traitement) d'abord au pas de temps mensuel, puis trimestriel à partir de 2004, et jusqu'en 2006. Les principaux paramètres régulièrement suivis ont été le pH et le potentiel d'oxydoréduction (Figure 22), l'hydrogénocarbonate et le sulfate (Figure 23), l'uranium et le radium dissous (Figure 24).

Sur la période de suivi, les concentrations dissoutes montrent des variations très notables : 1800 à 13000 mg/L environ pour le sulfate, 300 à 10000 mg/L pour l'hydrogénocarbonate, 35 à près de 900 mg/L pour l'uranium, 0,18 à 2,3Bq/L pour le radium. Le pH mesuré varie quant à lui entre 7,6 et 9,9, et le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) entre -24 et + 675 mV.

Les variations observées sont rapides, avec au moins un, et souvent plusieurs pics annuels. Plusieurs paramètres apparaissent fortement corrélés, en premier lieu les concentrations en hydrogénocarbonate et sulfate. Le rapprochement avec les données des précipitations sur la période (Figure 25) montre que ces concentrations s'élèvent en période sèche, et retombent après de fortes pluies. Les concentrations en uranium dissous, ainsi que le pH suivent tout à fait le même comportement.

L'interprétation que l'on peut tirer de ces variations est la suivante :

- En période sèche, les eaux du piézomètre Failles Sud s'approchent de l'équilibre thermodynamique avec la phase solide des résidus, leur minéralisation augmente, leur concentration en uranium et leur pH s'élèvent, pour se rapprocher du chimisme de l'eau interstitielle du cœur des résidus telle que celle obtenue par pressage.
- Lors d'un fort évènement pluvieux, le piézomètre Failles Sud enregistre un apport d'eaux d'origine météorique très faiblement minéralisées, à tendance plutôt acide (pH des eaux de pluie entre 6 et 6.5), qui font retomber les concentrations et le pH.

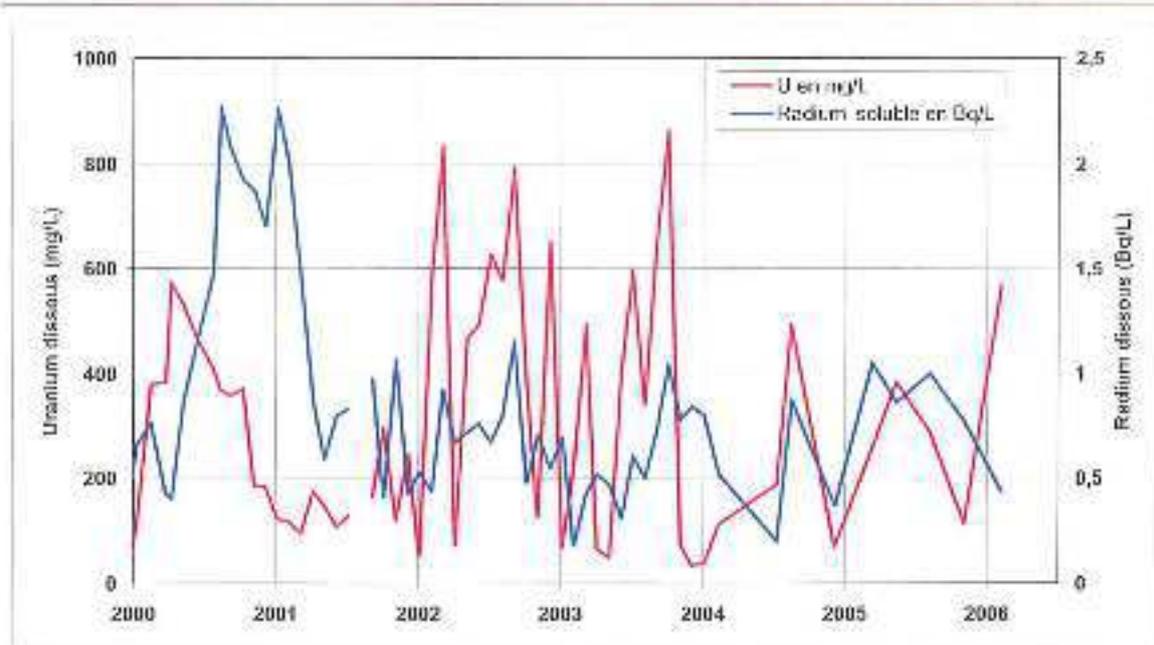


Figure 24 : Piézomètre Failles Sud : évolution de la teneur en uranium et radium dissous depuis 1999 dans la nappe des résidus de traitement du minerai

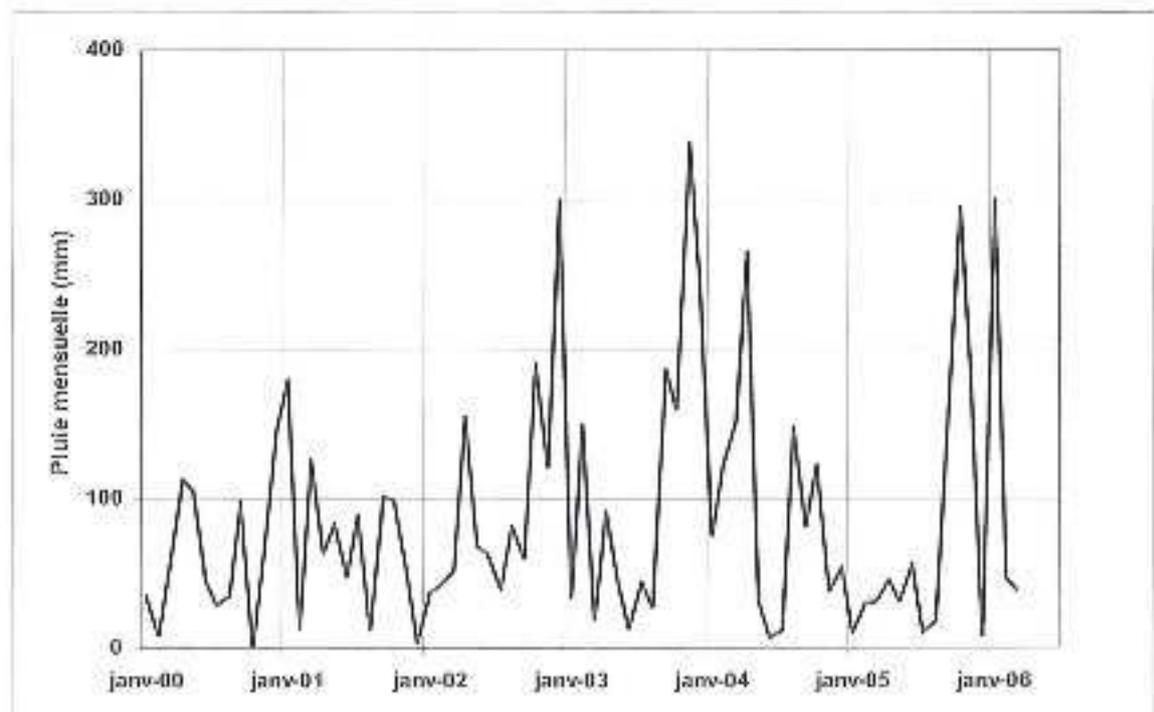


Figure 25 : Pluies mensuelles à la station de Soumont sur la période 2000-2006 (d'après données Météo France)

Il est difficile en revanche de discerner sur cette période, à partir des données de ce piézomètre, une tendance d'évolution à long terme des eaux émises par les résidus. Le seul paramètre qui semble enregistrer une telle évolution est l'activité en radium (Figure 24) qui présentent des valeurs élevées (>2 Bq/L) en 2000-2001, et paraît se stabiliser en fin de période autour de 0,7 Bq/L.

4.3.3 Les eaux des drains Failles Sud et leur évolution

Pour chacun des deux stockages, les eaux sont collectées par un système de drainage superficiel et un système de drainage profond. Ces eaux ont été suivies au pas de temps mensuel pendant les années 1999 et 2000. Les paramètres qui ont été mesurés sont le pH et la conductivité électrique (EC), les concentrations en sulfate et hydrogénocarbonate (seulement sur 1999), la concentration en U dissous et l'activité en ^{226}Ra . Ces paramètres sont reportés sur les graphiques de la Figure 26 à la Figure 28, où l'on a également reporté les mesures de la campagne de 2006 sur les drains profonds. Ces graphiques appellent les remarques suivantes :

- Les eaux collectées par les drains de surface sont initialement très minéralisées (conductivité électrique, et concentrations en sulfate et hydrogénocarbonate très élevées), et à pH fortement alcalin. Bien que leur qualité actuelle ne soit pas connue (le drainage est temporaire et les drains étaient secs en 2006), le pH semble être rapidement tombé autour de 8, alors que la minéralisation et la conductivité diminuaient fortement.
- Les eaux collectées par les drains profonds suivent globalement une évolution comparable, mais qui paraît fortement bruitée (au moins en début de période) par les événements pluvieux, comme nous l'avons vu ci-dessus pour les eaux du piézomètre Failles Sud.
- Sous réserve d'une confirmation par quelques campagnes complémentaires, les concentrations semblent tendre à une stabilisation vers un pH de 8.5, une conductivité électrique d'environ 5 mS/cm, et des concentrations en sulfate et hydrogénocarbonate voisines respectivement de 1900 et 180 mg/L.
- A la fin de la période de suivi la concentration en uranium et l'activité en radium s'étaient établies respectivement autour de 175 mg/L et 0,6 Bq/L pour le drain profond, et autour de 50 mg/L et 50 Bq/L pour les drains superficiels.

4.3.4 Les eaux des drains Failles Centrales et leur évolution

Les graphiques de la Figure 29 à la Figure 31 fournissent les paramètres observés dans les mêmes conditions pour le stockage de Failles Centrales. Là encore sous réserve de quelques vérifications, la tendance générale d'évolution paraît comparable à celle observé sur Failles Sud, en particulier pour ce qui concerne le drain profond :

Le pH, initialement proche de 8.5, a décliné assez rapidement et paraît s'être stabilisé autour de 7 ; dans le même temps la conductivité électrique est passée de 4800 à 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ environ.

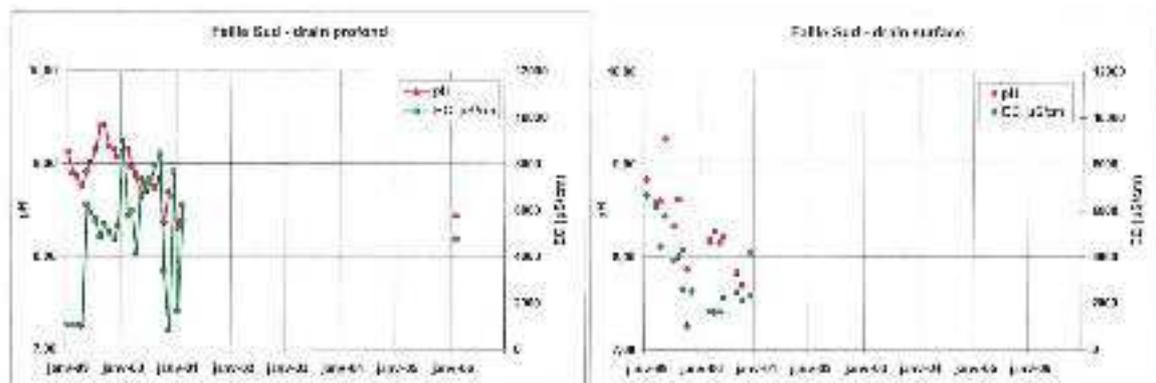


Figure 26 : Eaux des résidus de Failles Sud : pH et conductivité des drains profonds et des drains de surface

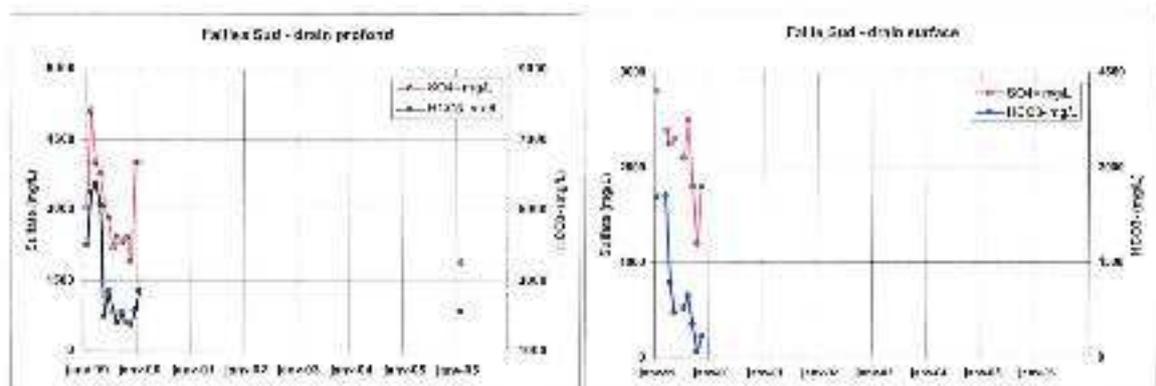


Figure 27 : Eaux des résidus de Failles Sud : contenu en sulfate et hydrogénocarbonate des drains profonds et des drains de surface

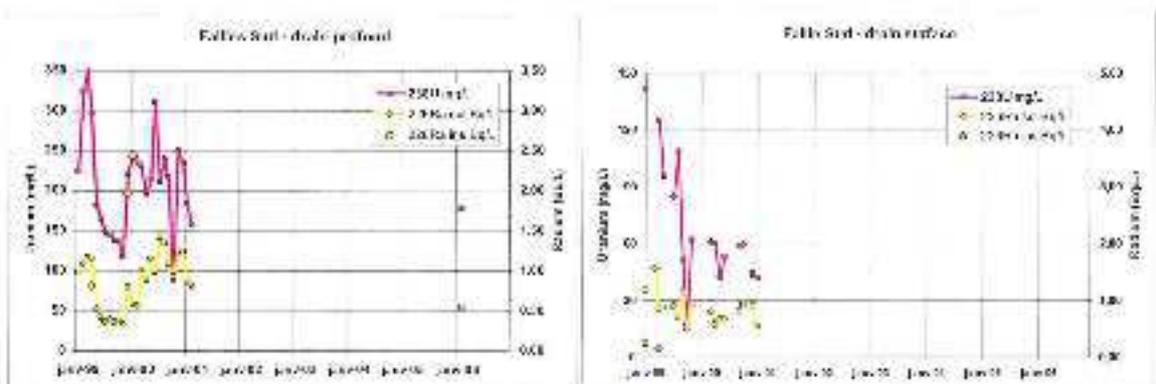


Figure 28 : Eaux des résidus de Failles Sud : contenu en uranium et radium des drains profonds et des drains de surface

- Les concentrations en sulfate et hydrogénocarbonate ont diminué sur la même période d'environ 2200 mg/L à 900 mg/L pour le sulfate, et de près de 1000 à 400 mg/L environ pour HCO_3^- .
- Les concentrations en U et Ra du drain profond en 1999-2000 sont assez bruitées (au moins pro parte là aussi du fait des évènements pluvieux). La concentration en uranium dissous qui a atteint 60 mg/L en 1999, paraît s'être stabilisée autour de 10 mg/L. L'évolution de l'activité en ^{226}Ra est moins claire, mais paraît osciller autour de 0.2 Bq/L.
- Les paramètres relatifs aux drains superficiels sont assez bruités et ne montrent pas en revanche de variations sensibles sur la période 1999-2000.

4.3.5 Bilan des indices d'évolution des résidus et des eaux émises

En complément à ces observations, on trouvera Tableau 9 et Tableau 10, les comparaisons de quelques valeurs moyennes et ponctuelles observées entre 1997 et 2011, pour les paramètres sulfate, uranium et radium dans les eaux du piézomètre Failles Sud, et des drains profonds des deux stockages, ainsi qu'aux deux points d'exhaure P33 et P37.

Ces tableaux sont une autre façon d'illustrer et de quantifier approximativement l'évolution de chimisme suggérée dans ce qui précède :

- Au sein des résidus (piézomètre Failles Sud) les concentrations en sulfate et radium paraissent avoir diminué d'un facteur 3 environ depuis 1997. La concentration en uranium a diminué également d'un facteur supérieur à 2, mais semble présenter encore des fluctuations importantes.
- Les eaux des drains profonds montrent sur la période 1997-2006 une évolution assez parallèle, avec une diminution des concentrations en sulfate, uranium et radium d'un facteur proche de 2.
- Pour ce qui concerne les exhaures mine (Tableau 12 pour P33 et Tableau 13 pour P37), on dispose de données sur la période 2003-2011, qui confirment encore une baisse lente des concentrations en sulfate et uranium dissous, mais semblent montrer une situation globalement stabilisée pour le radium, avec une activité dans les eaux d'exhaure variant entre 0,3 et 0,6 Bq/L.

Ces observations, bien que lacunaires, témoignent donc toutes dans le sens d'une évolution assez rapide, puis plus lente (voire stabilisée) du terme source résidus, avec une baisse globale des concentrations émises. Ces variations se répercutent au niveau des drains et de l'exhaure mine qui sont marquées par ce terme-source, avec des proportions que nous tenterons de préciser plus bas.

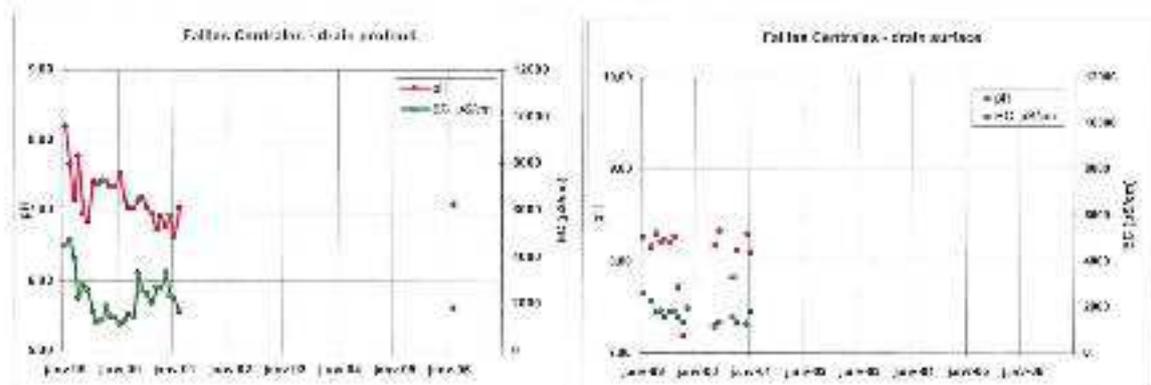


Figure 29 : Eaux des résidus de Failles Centrales : pH et conductivité des drains profonds et des drains de surface

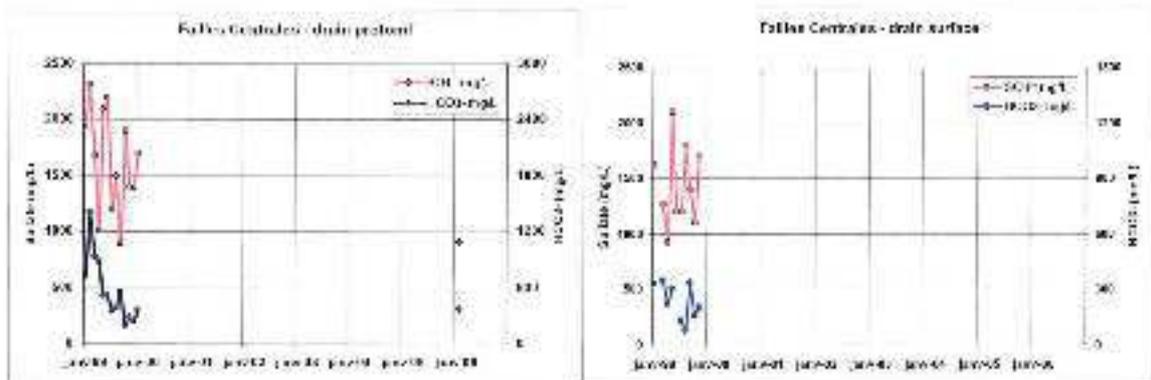


Figure 30 : Eaux des résidus de Failles Centrales : contenu en sulfate et hydrogénéocarbonate des drains profonds et des drains de surface

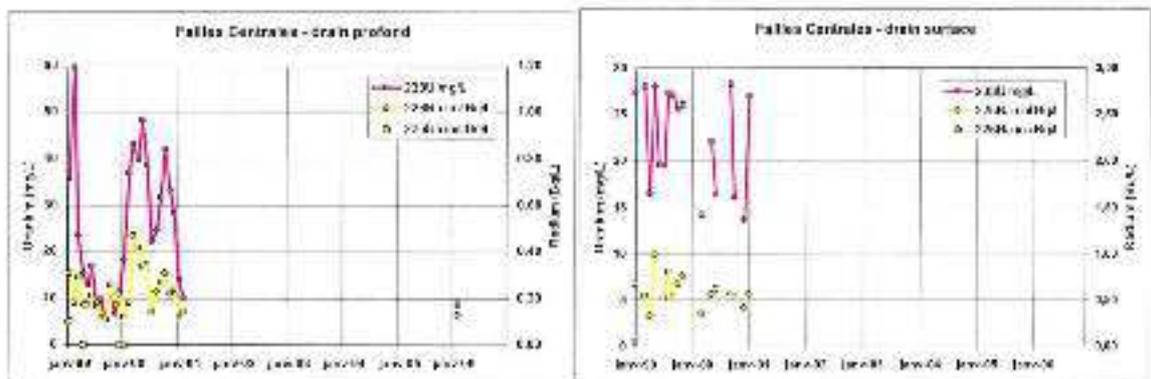


Figure 31 : Eaux des résidus de Failles Centrales : contenu en uranium et radium des drains profonds et des drains de surface

Tableau 9 : Concentrations au sein des résidus de Failles Sud (Piézomètre Failles Sud)

Piézomètre Failles Sud	Sulfate (mg/L)	Uranium (mg/L)	²²⁶ Ra soluble (Bq/L)
Moyenne 1997	>8000 ?	>400 ?	~ 1,75
Février 2006	6775	105	0,71
Février 2011	2200	183	0,43

Tableau 10 : Concentrations au drain profond Failles Sud

Drain profond Failles Sud	Sulfate (mg/L)	Uranium (mg/L)	²²⁶ Ra soluble (Bq/L)
Moyenne 1997	4144	258	0,99
Février 2006	1883	178	0,55

Tableau 11 : Concentrations au drain profond Failles Centrales

Drain profond Failles Centrales	Sulfate (mg/L)	Uranium (mg/L)	²²⁶ Ra soluble (Bq/L)
Moyenne 1997	1296	24,4	0,29
Février 2006	914	8,6	0,13

Tableau 12 : Concentrations à l'exhaure mine P33

Exhaure puits P33	Sulfate (mg/L)	Uranium (mg/L)	²²⁶ Ra soluble (Bq/L)
Moyenne 2003	777	12,6	0,33
Février 2006	580	10,8	0,25
Avril 2011	?	9,2	0,48

Tableau 13 : Concentrations à l'exhaure mine P37

Exhaure puits P37	Sulfate (mg/L)	Uranium (mg/L)	²²⁶ Ra soluble (Bq/L)
Moyenne 2003	440	3,9	0,47
Février 2006	361	4,1	0,44
Avril 2011	290	2,8	0,58

Tableau 14: Campagne de 2006. Hydrochimie des principaux effluents et rejets

		FC	PFS	FS	EXH 64	P33	P37	TUIL1	B 10 000	B 4 000	REJL	LAM	LAV
		Drain F. Centrale	Piézo - Failles Sud	Drain Failles Sud	Exhaure Treviel	Exhaure mine	Exhaure mine	Ancien lit Tuilières	Bassin de collecte	B. entrée station	Sortie stat. (24h)	Lergue am. rejet	Lergue aval rejet
Temp	°C	14.7	15.9	15.7	15.8	18	18.3	10.5	8.5	14.5	12.6	10.5	11.7
pH		7.08	8.33-9.42	8.44	8.35	7.18	7.1	8.04	8.4	7.67	7.17	7.74	8.16
Eh	mV	433	427	96	69	135	169	394	416.0	327	356	347	333
Cond	µS/cm	1 849	15 670	4 770	436	1 573	1 420	1 237	1 967	1 827	1 030	525	516
fCO ₂		10 ^{-1.77}	10 ^{-2.37}	10 ^{-2.36}	10 ^{-2.57}	10 ^{-2.56}	10 ^{-1.19}	10 ^{-2.28}	10 ^{-2.91}	10 ^{-2.77}	10 ^{-1.76}	10 ^{-2.45}	10 ^{-2.10}
TDS	mg/L	1.866	2260	675	382	2021	1490	1716	1562	2144	1962	549	547
HCO ₃ ⁻	mg/L	572.1	7970	2150	91.5	625.9	579.5	806	481.9	634.4	405.0	268.4	274.5
F ⁻	mg/L	< 0.4	< 10	3.07	< 0.05	4.00	0.86	< 0.4	< 0.4	2.50	1.2	< 0.1	< 0.1
Cl ⁻	mg/L	10.60	127.4	29.85	19.27	29.2	25.47	17.64	19.57	28.4	24	9.39	9.27
NO ₃ ⁻	mg/L	10.30	209.5	29.09	1.21	10.40	3.53	18.92	5.59	14.00	7.80	4.34	4.18
SO ₄ ⁻	mg/L	913.6	6775	1683	141.0	580.0	360.8	456.6	756.1	706.0	812.0	93.36	91.5
Na ⁺	mg/L	104.0	6661	1631	53.1	468.6	300.2	53.33	355.1	444.5	411.5	11.22	13
NH ₄ ⁺	mg/L	< 0.2	< 5	< 0.5	< 0.04	< 0.2	< 0.1	< 0.2	< 0.2	< 0.02	< 0.2	< 0.05	< 0.05
K ⁺	mg/L	14.8	32.17	25.97	11.14	48.1	51.72	12.05	29.86	44.74	41.37	1.97	1.98
Mg ⁺⁺	mg/L	147.3	39.06	97.49	45.45	72.98	42.49	145.7	97.64	75.16	76.32	39.8	37.8
Ca ⁺⁺	mg/L	257.3	43.46	72.31	7.15	131.4	88.76	172.3	151.1	132.2	141.0	109.9	102.1
SiO ₂	mg/L	8.9	< 2	10.5	< 2	19.9	22.8	11.1	13.3	19.1	16.4	4.8	4.6
Fe	µg/L	54.8	19.7	32.9	16.1	1636	611.1	66.7	21.7	7.6	10.7	11.9	7.2
Cu	µg/L	20.3	22.1	10.6	< 1	1.6	1.7	1.3	1.5	< 1	1.6	1.9	< 1
Zn	µg/L	253	39	31	< 15	57	21	< 15	< 15	16	68	< 15	< 15
Co	µg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	2.8	1.6	< 1	1.6	2.8	< 1	< 1	< 1
Mn	µg/L	2.9	1.5	22.5	92.5	131.8	106.7	1.9	42.7	126.7	58.9	4.2	5.5
Ni	µg/L	5.2	3.6	2.4	< 1	5.0	3.1	< 1	3.9	5.5	4.9	< 1	< 1
As	µg/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Al	µg/L	< 2	13.6	10.2	2.5	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	2.4	< 2
²³⁸ U	mg/L	8.61	105	178	2.4	10.6	4.06	0.59	14.2	10.9	0.101	0.002-0.013	0.002-0.029
²²⁶ Ra	Bq/L	0.13	0.71	0.55	0.32	0.25	0.44	< 0.02	0.16	0.27	0.27	0.01-0.07	0.01-0.06
Faciès hydrochimique		Sulf. bicarb. Ca-Mg-Na	Bicarbonaté sulfaté Na	Bicarbonaté sulfaté Na	B carb. sulf. Na-Mg	Bicarb. sulf. Na-Ca	Bicarb. Sulf. Na	B carb. sulf. Mg-Ca	Bicarb. sulf. Na-Mg-Ca	Bicarb. sulf. Na-Mg-Ca	Sulf. bicarb. Na	Bicarbonaté Ca-Mg	Bicarbonaté Ca-Mg

(Valeurs en gras : moyenne 2009 ; valeurs en italique : plage de variations 2009)

4.4 Hydrochimie des effluents et des rejets

4.4.1 Résultats de la campagne de 2006

Outre les prélèvements des eaux souterraines et des effluents directs des deux stockages de résidus de Failles Centrales et de Failles Sud, la campagne de 2006 a compris l'échantillonnage des principaux effluents bassins du site, du rejet général, et des eaux de la Lergue aux points de contrôle en amont et en aval de ce rejet.

Les résultats correspondants sont fournis Tableau 14 et discutés ci-dessous.

4.4.2 Eaux de l'ancien lit des Tuilières

L'ancien lit des Tuilières (TUILI, Figure 21) collecte les eaux du cours naturel en aval de la dérivation mise en place lors du réaménagement, dont les eaux qui ont été amenées à percoler les stériles miniers au nord de Failles Centrales.

Ce sont des eaux à tendance alcaline assez fortement minéralisées (TDS 1.7 g/l), plutôt oxydantes, de type bicarbonaté sulfaté calco-magnésien. L'eau est proche de l'équilibre avec la dolomite, l'hématite, la montmorillonite, qui sont les constituants de la série autunienne encaissante.

Les concentrations en métaux, en uranium et en radium ne s'écartent pas des valeurs de fond observées dans les eaux naturelles (on peut comparer par exemple avec P6, Tableau 7).

4.4.3 Eaux des travaux miniers et eaux d'exhaure

4.4.3.1 Eaux du quartier Tréviels

Le forage EXH64 donne accès au réservoir minier de l'ancien quartier Tréviels. Ce sont des eaux modérément alcalines, plutôt réductrices, à charge dissoute modérée, de type bicarbonaté et sulfaté sodique et magnésien.

Ces eaux sont très proches des eaux souterraines naturelles bicarbonaté sodique de type 2 (P1, Tableau 7) à quelques détails près :

- La concentration notablement plus élevée en sulfate (140 contre 20 mg/L environ), qui augmente la conductivité et la charge totale dissoute, et modifie légèrement le faciès hydrochimique ;
- Les concentrations un peu plus élevées en sodium et magnésium, ainsi qu'en manganèse ;
- L'élévation modérée des concentrations en uranium et en radium dissous.

Ces modifications résultent vraisemblablement d'un phénomène limité de drainage acide (réaction avec les phases sulfurées et uranifères du minerai) intervenant dans le réservoir minier sous l'effet de circulations d'eaux oxydantes d'origine superficielle. La fugacité de CO₂ qui est proche de la valeur atmosphérique, milite elle aussi pour une composante d'origine superficielle.

4.4.3.2 Les eaux d'exhaure

Elles sont représentées par les échantillons P33 et P37 (Tableau 14). Ce sont des eaux à pH proche de la neutralité, à charge dissoute plutôt élevée (1.4 à 2 g/L), de type bicarbonaté et sulfaté calco-sodique à sodique.

L'eau P33 est proche de l'équilibre avec la dolomite, l'hématite et une smectite (constituants majeurs de l'encaissant autunien), mais aussi de la dawsonite ($\text{NaAlCO}_3(\text{OH})_2$), qui est un des constituants des résidus de traitement.

Ceci est un indice d'une contribution des résidus à l'alimentation du réservoir minier, tout comme la composante sulfatée, et les concentrations relativement élevée en uranium (près de 11 mg/L) et en radium dissous (0.25 Bq/L), qui s'écartent fortement de la composition des eaux naturelles de l'encaissant autunien (type P6, Tableau 7). Nous tenterons ci-après de quantifier ce marquage des eaux d'exhaure par les résidus, et par les autres composantes hydrochimiques alimentant potentiellement le réservoir minier.

Par comparaison avec l'eau P33, et bien que de chimisme proche, l'eau P37 apparaît un peu moins minéralisée et moins marquée, mais plus riche en radium dissous (0.44 Bq/L). Ceci paraît cohérent avec le schéma général de gestion des eaux souterraines (Figure 6) puisque lorsque l'exhaure est assuré par le P33, d'une part, ce puits intercepte l'essentiel des écoulements provenant des stockages de résidus, et d'autre part, le secteur du P37 est préférentiellement alimenté par les eaux radifères du secteur Capitoul.

4.4.4 Eaux des bassins et du rejet

L'eau du bassin B4000 (Tableau 14) apparaît globalement proche (type chimique, concentrations en U et Ra, etc.) de l'eau de l'exhaure mine P33, ce qui indique qu'au moment où la campagne a été réalisée, les eaux d'exhaure constituaient probablement l'essentiel de l'alimentation de ce bassin⁵. Le potentiel redox un peu plus élevé, et la fugacité de CO_2 , un peu plus faible que dans l'eau P33, peuvent traduire un début de rééquilibrage des eaux avec l'atmosphère via la surface libre du bassin.

L'eau du bassin B10000 est de type chimique apparemment identique, de conductivité et de charge totale dissoute voisines, mais de pH plus alcalin et de fugacité de CO_2 nettement plus faible que l'eau B4000. Elle s'en distingue aussi par des concentrations plus faibles en potassium, en manganèse, en radium, et plus élevées en magnésium et en uranium qui résultent vraisemblablement de la contribution des eaux des drains profonds Failles Sud et Failles Centrales parvenant à ce bassin.

L'eau du rejet en sortie station est représentée par l'échantillon composite sur 24heures 'REIL' (Tableau 14). C'est une eau de type chimique mixte, sulfaté bicarbonaté sodique et calco-magnésien, de caractéristiques en fait très proche de l'eau B4000 représentant l'entrée station, hormis le fait que la concentration en uranium dissous est passée de près de 11 à environ 0.1 mg/L (alors que la concentration en radium est restée inchangée), ce qui traduit le fait que seul le traitement sur résine échangeuse était alors actif⁶.

⁵ et aussi pas conséquent l'essentiel des eaux entrant dans la station de traitement.

⁶ L'origine de la chute de concentration en manganèse en cours de traitement, si elle est réelle, n'est pas expliquée.

Tableau 15 : Impact observé et impact maximal simulé des rejets sur la Lergue.

	REJL	LAM	LAV	AVAL
	Sortie stat./24h	Lergue am. rejet	Lergue aval rejet	Impact maxi simulé
Temp °C	12.6	10.5	11.7	11.85
pH	7.17	7.74	8.16	7.69
Eh mV	356	347	333	338
Cond µS/cm	1 930	525	515	
fCO ₂	10 ^{1.26}	10 ^{2.45}	10 ^{2.89}	10 ^{3.38}
TDS mg/L	1962	549	547	589
HCO ₃ ⁻ mg/L	405.0	268.4	274.5	273
F ⁻ mg/L	1.2	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cl ⁻ mg/L	24	9.39	9.27	9.8
NO ₃ mg/L	7.80	4.34	4.18	4.45
SO ₄ ⁻ mg/L	812.0	93.36	91.5	114
Na ⁺ mg/L	411.5	11.22	13	
NH ₄ ⁺ mg/L	< 0.2	< 0.05	< 0.05	-
K ⁺ mg/L	41.37	1.97	1.98	3.0
Mg ⁺⁺ mg/L	76.02	39.8	37.8	41
Ca ⁺⁺ mg/L	141.0	109.9	102.1	111
SiO ₂ mg/L	18.4	4.6	4.6	5.0
Fe µg/L	10.7	11.9	7.2	11.9
Cu µg/L	1.6	1.9	< 1	1.9
Zn µg/L	68	< 15	< 15	8.7
Co µg/L	< 1	< 1	< 1	-
Mn µg/L	58.9	4.2	5.5	5.7
Ni µg/L	4.9	< 1	< 1	-
As µg/L	< 10	< 10	< 10	-
Al µg/L	< 2	2.4	< 2	2.3
²³⁸ U mg/L	0.101	0.002-0.013	0.002-0.020	0.010
²²⁶ Ra Bq/L	0.27	0.01-0.07	0.01-0.06	0.008
Faciès hydrochimique	Sulf. bicarb. Na	Bicarbonaté Ca-Mg	Bicarbonaté Ca-Mg	Bicarbonaté Ca-Mg

4.4.5 Impacts sur la Lergue

Les deux dernières analyses du Tableau 14 correspondent aux prélèvements réalisés respectivement en amont (LAM) et en aval (LAV) du point de rejet.

L'eau de la Lergue (au moins au moment de la campagne) apparaît de type bicarbonaté calco-magnésien, avec une fugacité de CO₂ plutôt typique d'une eau de subsurface (~10^{-2.5}). Elle paraît très semblable dans sa composition aux eaux du Cambrien (eaux de type 1, Tableau 7), mais avec une charge totale dissoute environ 2/3 moindre, ce qui pourrait indiquer que l'aquifère cambrien constitue une bonne part de l'alimentation de la rivière en période d'étiage.

Les concentrations en radium et uranium dissous sont très basses, mais relativement mal documentées car proches des seuils de détection, et entachées d'incertitudes importantes (les marges d'erreur sont reportées dans le Tableau 14).

La comparaison entre les deux prélèvements amont et aval rejet, ne révèle en tout cas aucune différence significative sur aucun des marqueurs potentiels provenant du site (U et Ra, SO_4^- , Na, Ca, TDS), les valeurs étant même plutôt un peu inférieures en aval qu'en amont du point de rejet. On en conclut, qu'à cette date au moins, aucun impact des rejets du site minier n'était détectable sur les eaux de la Lergue.

On peut tenter de généraliser cette observation ponctuelle par la simulation, en considérant :

- Le débit moyen de rejet après traitement qui est de l'ordre de $65 \text{ m}^3/\text{h}$ (moyenne sur la période 2008-2010) ;
- Le débit de la Lergue qui est supérieur à 650 L/s 95% du temps (sur la période 2008-2011), qui assure donc un taux minimal de dilution égal à 36.

Connaissant la chimie du rejet, la chimie des eaux de la Lergue à l'amont, et ce taux de dilution minimal (Tableau 14), on peut simuler (dernière colonne du tableau) ce que serait l'impact maximal sur la Lergue en aval.

Cette simulation permet de vérifier que dans les conditions actuelles de fonctionnement et de gestion du site, un impact sur la Lergue en aval sera dans tous les cas très difficile à mettre en évidence, bien que théoriquement décelable pour quelques paramètres comme la charge totale dissoute, et la concentration en sulfate. Dans tous les cas l'impact sur les concentrations en uranium et radium dissous restera en revanche bien inférieur aux incertitudes de mesure et donc indétectable.

Tableau 16 : Évaluation de la contribution des différents pôles hydrochimiques à l'exhaure P33

Paramètre	Résidu 1 ST 25	Résidu 2 ST 17	Eau Autonien P6	Eau Tréviels EXH 64	Eau Capitoul EXH 70	Exhaure P33	Eau modèle
Sulfate mg/L	22480	4722	83	141	223	580.00	580±0.5
Sodium mg/l	11900	8900	771	53	481	469.00	469 ± 0.6
Uranium mg/L	308	394	1.23	2.4	44	10.80	11.3±0.4
Radium Bq/L	2.95	0.69	0.04	0.32	1.59	0.25	0.22±0.03
Contribution %	1.97 à 2	0.74 à 1	58 à 64	31 à 39	0 à 1.6		100%

4.5 Origine de la chimie des effluents

4.5.1 Évaluation des contributions des différents pôles hydrochimiques dans les eaux d'exhaure

Le point de pompage de l'exhaure mine constituant, en conditions normales de fonctionnement, le point bas du système hydrogéologique local, les eaux pompées sont susceptibles de rassembler les principales composantes suivantes :

- des flux provenant des stockages de résidus de type 1 et 2 ;
- des eaux des réservoirs miniers d'origine locale (type eau du quartier Tréviels), ou plus lointaine (secteur Capitoul, en connexion via le travers-banc du même nom, cf Figure 6) ;
- des eaux de l'encaissant autunien.

Si l'on connaît les concentrations d'un nombre suffisant d'espèces chimiques des différents termes hydrochimiques, il est possible d'évaluer la contribution de ces différents pôles dans les eaux d'exhaure, en faisant l'hypothèse d'un mélange simple non réactif, c'est-à-dire en négligeant les précipitations minérales éventuelles qui pourraient abaisser les concentrations en polluants ou autres constituants utilisés.

Dans le cas présent, nous avons choisi comme base de calcul les concentrations en sulfate et sodium, qui peuvent être en première approximation assimilés à des traceurs non réactifs, ainsi que les concentrations en uranium et radium. La valeur de la charge totale dissoute (TDS) a été utilisée pour contrôle.

Les concentrations utilisées dans le calcul sont celles des échantillons ST27 et ST25 (Tableau 8) pour les résidus de type 1 et 2, et ceux de la campagne de 2006 pour les autres pôles.

Les résultats du calcul sont fournis dans le Tableau 16. Ils indiquent que la contribution des eaux des résidus à l'eau d'exhaure est proche de 3% (2% environ pour les résidus de type 1 et 0.75 à 1% environ pour le type 2). Le reste de l'exhaure paraît provenir à 62% environ de l'eau de l'encaissant autunien, et à 34 % d'eau marquée du 'réservoir minier' type Tréviels. La contribution de l'eau Capitoul est probable mais de toute façon minime (<1.5%).

Ce modèle de mélange simple paraît rendre compte de façon tout à fait satisfaisante de la composition de l'eau d'exhaure lors de la campagne de 2006, et les proportions des différents constituants ne paraissent pas absurdes vis-à-vis du schéma général de fonctionnement hydrogéologique du site.

4.5.2 Évaluation des contributions des différents pôles au drain profond Failles Sud

Nous avons utilisé la même approche pour tenter de quantifier les différentes composantes des eaux des drains profonds Failles Sud et Failles Centrales. La qualité de ces eaux ne constituent pas un point majeur pour l'impact environnemental du site (comme c'est le cas des eaux d'exhaure) étant donné les faibles débits, mais elles correspondent aux deux points d'observation les plus proximaux du terme-source résidus, et pourront ultérieurement servir au recalage et à la validation du modèle d'évolution prévisionnelle.

Tableau 17 : Évaluation de la contribution des différents pôles hydrochimiques au drain profond Failles Sud

Paramètre	Résidu 1 ST 25	Résidu 2 ST 17	Eau Autonien P6	Eau Tréviels EXH 64	Eau Capitou EXH 70	Drain FS	Eau modèle
Sulfate mg/L	22480	4722	83	141	223	2251	2245±40
Sodium mg/L	11900	8900	221	53	481	1831	4075±40
Uranium mg/L	308	394	1.23	2.4	44	178	180±4
Radium Bq/L	2.95	0.69	0.04	0.32	1.59	0.55	0.50±0.02
Contribution %	0	45-46	0-1	53-55	0		100%

La méthode précédente a donc été appliquée à l'eau du drain profond Failles Sud, avec les résultats reportés Tableau 17. L'eau est comme on pouvait s'y attendre fortement marquée (~45%) par le pôle correspondant aux résidus 2, sans contribution des résidus 1 qui sont absents ici. Le pôle diluant essentiel paraît correspondre à une eau de type Tréviels, i.e. de type 'réservoir minier'. Une contribution très mineure (~1%) de l'eau de l'enceissant autonien est possible, mais toutes les autres composantes semblent absentes.

On remarquera que ce modèle reproduit bien les concentrations observées en sulfate, uranium et radium mais surestime assez fortement la concentration en sodium. Ceci peut provenir de variations saisonnières rapides et mal documentées de cet élément, dans le terme source ou dans les eaux des drains, ou d'échanges avec les autres cations majeurs qui ne sont pas pris en compte par ce simple modèle de mélange.

Tableau 18 : Évaluation de la contribution des différents pôles hydrochimiques au drain profond Failles Centrales

Paramètre	Résidu 1 ST 25	Résidu 2 ST 17	Eau Autonien P6	Eau Tréviels EXH 64	Eau Tuilières LUIL 1	Drain FC	Eau modèle
Sulfate mg/L	22480	4722	83	141	459	1100	1100±30
Sodium mg/L	11900	8900	221	53	53	104	377±25
Uranium mg/L	308	394	1.23	2.4	0.59	8.6	9.2±0.75
Radium Bq/L	2.95	0.69	0.04	0.32	0.02	0.15	0.12±0.01
Contribution %	2.5 à 3	0	0	9 à 9.5	88 à 88.5		100%

4.5.3 Évaluation des contributions des différents pôles au drain profond Failles Centrales

Les résultats obtenus par la même méthode pour l'eau du drain profond Failles Centrales sont reportés Tableau 18. Ces résultats sont toutefois surprenants à plusieurs titres :

- L'eau est d'abord beaucoup moins marquée par les résidus que celle du drain Failles Sud. Cette contribution peut être évaluée au maximum à 3% environ, ce qui tendrait à indiquer une mauvaise efficacité de ce drain à l'époque du prélèvement.
- Seuls les résidus de type 1 semblent par ailleurs marquer l'eau du drain. Ceci peut correspondre au fait que les résidus de type 1 - les plus anciens - sont situés en position basse et que ce sont donc eux qui marquent les eaux drainant la base du stockage. Tout se passe en tout cas sur le plan chimique comme si seuls les résidus de type 1 étaient présents.
- La principale composante diluante ne paraît correspondre ici à aucun des pôles précédemment envisagés, mais essentiellement à une eau type 'Tuilières', c'est-à-dire marquée par les stériles miniers, dont la contribution s'élèverait à environ 88%.
- Enfin une composante de type Tréviels ('réservoir minier') est probable, à hauteur d'environ 9%.

On notera toutefois que là aussi, les concentrations en sodium sont assez fortement surestimées, sans qu'une autre combinaison des différents pôles ne permettent de reproduire la valeur observée. Ces résultats concernant les drains profonds devront donc être consolidés par un suivi et de nouvelles analyses.

4.5.4 Évaluation des contributions au bassin B4000

Le bassin B4000 reçoit d'une part les eaux de l'exhaure mine, et d'autre part l'ensemble des autres effluents du site transitant par le bassin B10000 et les autres bassins (B50000, B13000), avant la reprise des eaux en direction de la station de traitement. Les eaux de ce bassin représentent donc la qualité moyenne des rejets avant traitement, et c'est leur évolution future qui devrait dicter le moment où le traitement des eaux pourra être abandonné.

La méthode précédente de déconvolution chimique a donc été également appliquée aux eaux du bassin B4000 avec les résultats présentés Tableau 19. On remarquera que cette fois on a pu obtenir une reproduction très satisfaisante des principaux paramètres de qualité, y compris des concentrations en sodium.

Comme on s'y attendait, la composition de l'eau B4000 reflète une contribution importante des eaux d'exhaure, mais aussi celle plus accessoire des eaux des drains et des autres effluents avec notamment :

- L'essentiel de l'alimentation qui provient à 41% environ de l'eau de l'Autunien et à 46% de l'eau du réservoir minier type Tréviels ;
- Une contribution à 2,5% environ des résidus de type 1, et à 0,3% seulement des résidus de type 2 ;

- Une contribution accessoire de l'ordre 1 à 1,5% des eaux du secteur Capitoul ;
- Enfin un apport non négligeable (-9%) de l'eau type 'Tuilières', c'est-à-dire marquée par les stériles miniers, ce qui doit correspondre à la fois à l'apport du drain Failles Centrales, à la résurgence 'Tuilières' proprement dite, et éventuellement aux apports des drains superficiels.

Quoi qu'il en soit, nous retiendrons par la suite cette décomposition des eaux du bassin B4000 comme modèle de fonctionnement hydrochimique du site, malgré les réserves qui sont exposées ci-après.

Tableau 19 : Évaluation de la contribution des différents pôles hydrochimiques au Bassin B4000

Paramètre	Résidus type 1 ST 2a	Résidus type 2 SI 17	Eau Autunien P5	Eau Capitoul EXH70	Eau Trévèls EXH61	Eau Tuilières TUIL1	Eau Bassin B4000	Eau modèle
Sulfate mg/L	22460	4722	83	223	141	459	708	708±2
Sodium mg/L	11900	8900	221	481	53	53	445	444±2
Uranium mg/l	306	394	1,23	44	2,4	0,59	10,9	10,9±0,15
Radium Bq/L	2,95	0,69	0,01	1,59	0,32	0,02	0,27	0,26±0,01
Contribution %	2,45±0,15	0,3±0,1	41±0,5	1,2±0,2	46±0,5	9±0,5		100%

4.5.5 Applications envisageables et réserves

Les modèles de mélange représentatifs de l'exhaure et des principaux effluents présenté ci-dessus seront utilisés pour rendre compte du fonctionnement hydrochimique du site et de l'évolution prévisionnelle globale des effluents qui arrivent au bassin B4000. Ceci s'appuie sur une double hypothèse : (1) que l'évaluation des contributions des différents termes hydrochimiques, basée sur la seule campagne de 2006 soit correcte, et (2) que les proportions de ces différentes contributions restent suffisamment stables en moyenne annuelle.

Il est donc nécessaire que ces résultats soient ultérieurement validés par une ou plusieurs autres campagnes d'analyses des différents pôles, et si possible par une approche hydrogéologique quantitative.

Il est souhaitable aussi que les modèle d'alimentation des drains profonds Failles Sud et Failles Centrales (même s'ils ne constituent pas un point majeur pour l'évolution globale du site) et surtout ceux de l'exhaure mine et du bassin B4000, soient ultérieurement confirmés par un suivi hydrochimique, et également un suivi des débits.

5. MODELE DE FONCTIONNEMENT ET EVOLUTION PREVISIONNELLE

5.1 Approche générale

L'estimation prévisionnelle de l'évolution du site et des effluents à traiter a été basée sur l'étude et la modélisation géochimique des termes source 'résidus', et la simulation de l'évolution des stockages sous l'effet de la percolation des eaux météoriques.

L'échelle de temps de cette évolution a été grossièrement estimée pour les conditions climatiques actuelles. Ceci permet également d'évaluer l'évolution de la qualité des eaux d'exhaure, de celles des drains profonds des stockages, et de la qualité globale des effluents du site, en fonction des contributions relatives des différents pôles hydrochimiques établies dans les Tableau 16 et suivants, dans la mesure où le fonctionnement hydrogéologique du site se perpétue sans perturbations majeures.

On présentera pour finir les bases d'un modèle de fonctionnement du site par transport réactif qui améliorerait les capacités de simulation prévisionnelle et autoriserait en particulier la prise en compte de différents scénarios de fonctionnement en situations dégradées ou sous conditions climatiques exceptionnelles. Cette approche n'a toutefois pas été menée à son terme dans la mesure où elle nécessite pour son calibrage et sa validation l'acquisition de données additionnelles qui seront détaillées en conclusion.

5.2 Modèle thermodynamique des résidus stockés

5.2.1 Base de construction des modèles de résidus

Pour pouvoir simuler leur évolution ultérieure, un modèle géochimique a donc été construit pour les deux types de résidus, essentiellement d'après les données acquises par Somot [18]. Chaque modèle comprend à la fois l'assemblage minéral constituant la phase solide des résidus, et l'eau interstitielle qu'ils renferment. Les étapes de la construction sont les suivantes :

- Construction d'un modèle thermodynamique de l'eau interstitielle d'après les analyses disponibles (Tableau 8 ; groupe ST25 pour les résidus de type 1, et groupe ST17 pour les résidus de type 2) ;
- Définition de la paragenèse minérale à l'équilibre avec l'eau interstitielle, et vérification de sa compatibilité avec les données minéralogiques et pétrographiques disponibles ;
- Calcul et ajustement du rapport eau/solides, sur la base de la porosité totale mesurée pour les deux types de résidus, qui est voisine de 36% : chaque modèle contient par défaut 1 litre d'eau, et la masse minérale totale correspondant à cette porosité s'établit à environ 5200 g ;
- Pour finir, calcul des abondances minérales relatives (% massique et % volumique) évaluées d'après les analyses chimiques des phases solides des résidus toujours fournies par le sondage ST 31 [18] du stockage Failles Centrales qui a traversé les deux types de résidus.

Les deux modèles obtenus sont présentés ci-dessous.

Tableau 20 : modèle thermodynamique des résidus de type 1 et de leur eau interstitielle

MODÈLE DES RÉSIDUS DE TYPE 1 (antérieurs à 1984)							
Hydrochimie							
pH		6.67					
Eh	mV	74					
TDS	mg/l	32100					
Cl	mg/L	117	Composition de la phase solide				
HCO ₃	mg/L	3640	Minéraux	Masse %	Masse g	Volume	Volume %
SO ₄ ²⁻	mg/L	18300	Gypse	2%	104 g	45.1 cm ³	1.65 % vol
SiO ₂ (aq)	mg/l	6.40	Calcédoine	12%	624 g	236 cm ³	8.70 % vol
K ⁺	mg/l	75					
Na ⁺	mg/L	9510					
Ca ⁺⁺	mg/L	316	Calcite	4%	206 g	76.8 cm ³	2.65 % vol
Mg ⁺⁺	mg/L	17.1	Dolomite	17%	684 g	309 cm ³	11.4 % vol
Al ⁺⁺⁺	µg/L	<0.01	Nontronite-Na	64%	3328 g	1034 cm ³	36.1 % vol
Fe ⁺⁺	mg/L	0.0124	Goethite	1%	52 g	12.2 cm ³	0.45 % vol
Ba ²⁺	µg/L	12.9	Baryline	0.1%	5,2 g	1.16 cm ³	0.05 % vol
U ⁶⁺	mg/L	384	Uraninite	0.03%	1.56 g	0.14 cm ³	0.05 % vol
Ra ²⁺	Bq/L	3.0	<i>Gypse et goethite radioréactifs, voir texte.</i>				
Total système							
	Phase liquide		Phase solide				
Total	1000 cm ³	36.8 % vol	100.13 %	5206.76 g	1713 cm ³	63.2 % vol	

5.2.2 Présentation des deux modèles obtenus

Les deux modèles sont détaillés Tableau 20, pour les résidus de type 1, antérieurs à 1984, qui occupent la partie inférieure du stockage de Failles Centrales, et Tableau 21 pour les résidus postérieurs de type 2 qui occupent la partie supérieure du stockage de Failles Centrales, ainsi que le stockage de l'ailes Sud.

On vérifiera que les concentrations en solution sont bien voisines des gammes observées dans les eaux interstitielles des deux types de résidus du sondage ST 31. On notera toutefois que le pH et le Eh sont les valeurs in situ à l'équilibre thermodynamique, et qu'elles diffèrent des valeurs mesurées sur échantillon du fait du rééquilibrage de ceux-ci au contact de l'atmosphère (cf discussion au § 4.1.2 et 4.3.1.2).

Tableau 21 : modèle thermodynamique des résidus de type 2 et de leur eau interstitielle

MODÈLE DES RÉSIDUS DE TYPE 2 (postérieurs à 1984)								
Hydrochimie								
pH		6.9						
Eh	mV	>45						
TDS	mg/L	21980						
Cl	mg/L	70	Composition de la phase solide					
HCO ₃ ⁻	mg/L	4450	Minéraux	Masse %	Masse g	Volume	Volume %	
SO ₄ ²⁻	mg/l	10700	Barytine	0.1%	5.2 g	1.16 cm ³	0.05 % vol	
SiO ₂ (aq)	mg/l	6.47	Calcédoine	17%	884 g	334 cm ³	12.9 % vol	
K ⁺	mg/L	43						
Na ⁺	mg/L	6500						
Ca ⁺⁺	mg/L	103	Calcite	3%	156 g	57.6 cm ³	2.10 % vol	
Mg ⁺⁺	mg/L	5.4	Dolomite	20%	1040 g	363 cm ³	13.5 % vol	
Al ⁺⁺⁺	µg/L	<0.01	Nontronite-Na	58%	3016 g	937 cm ³	34.5 % vol	
Fe ⁺⁺	mg/L	0.0074	Goëthite	2%	104 g	24.4 cm ³	0.90 % vol	
Ba ²⁺	µg/L	1.52	Withérite	0.01%	0.52 g	0.12 cm ³	.005 % vol	
U ⁶⁺	mg/L	288	Uraninite	0.02%	1.04 g	0.09 cm ³	.005 % vol	
Ra ²⁺	Bq/L	1.0	Goëthite radifère, voir texte					
Total système								
			Phase liquide		Phase solide			
Total			1000 cm ³	36.8 % vol	100.13 %	5206.76 g	1717 cm ³	63.2 % vol

Les valeurs de ces concentrations sont pour la plupart d'entre elles contraintes par l'équilibre thermodynamique avec les principaux minéraux de la phase solide qui sont :

- Pour les constituants majeurs, des smectites (nontronite sodique), des carbonates (dolomite et accessoirement calcite), et de la silice (calcédoine) pour les deux types de résidus ;
- Et pour les minéraux accessoires, dans le cas des résidus de type 1 : le gypse, la goëthite, la barytine et l'uraninite (minéralisation résiduelle) ;
- Et pour les résidus de type 2 : la goëthite, la barytine, la withérite (BaCO₃) et l'uraninite.

On notera que dans la construction de ces modèles, un certain nombre d'éléments chimiques, présents en traces dans les analyses, ont été omis, de même que certains minéraux accessoires qui avaient été observés, pour ne retenir que les composants nécessaires à la description des résidus et de leur comportement géochimique, et en particulier à la libération des sulfates, de l'uranium et du radium.

Tableau 22 : Rapports molaires Ra/Ca observés dans le gypse
(les rapports molaires ont été calculés d'après les résultats de Somot [18])

Ca (mmol/L)	Ra (Bq/L)	Rapport molaire Ra/Ca
0,021	14,2	$8,18.10^{-8}$
0,032	25,3	$9,57.10^{-8}$
0,332	84,6	$3,08.10^{-8}$
0,115	48,0	$5,05.10^{-8}$
0,057	46,1	$9,79.10^{-8}$
0,046	19,6	$5,16.10^{-8}$
MOYENNE		$7,00.10^{-8}$

N.B. : Rappelons que 1 Bq/L ^{226}Ra = $2,73.10^{-11}$ g/L = $1,21.10^{-15}$ mmol/L. [13]

5.2.3 Représentation du Radium dans les résidus

Comme le montrent les modèles ci-dessus, dans les conditions régnant au cœur des deux types de résidus, la forme minéralogique thermodynamiquement stable de l'uranium est l'uraninite UO_2 . Ce minéral a donc été considéré comme le porteur principal de l'uranium au sein des stockages, son abondance étant ajustée en accord avec la concentration en U observée dans la phase solide par Somot [18].

Contrairement à l'uranium, le radium ne précipite jamais sous forme de phases minérales propres dans les environnements naturels. Il est en revanche susceptible de coprecipiter avec (ou de s'adsorber sur) certains minéraux tels que le sulfate de baryum, le gypse, et les oxyhydroxydes de fer (OHF) [1]. La fixation très efficace par coprecipitation/adsorption avec le sulfate de baryum (barytine), est mise à profit dans les procédés de traitement des eaux.

Gypse, barytine, et OHF (sous forme de Goethite) sont présents à l'équilibre dans nos modèles de résidus. Somot [18] a toutefois montré que les deux seuls porteurs significatifs du radium étaient ici le gypse et les OHF. Dans nos modèles, nous avons donc considéré que le gypse et la goethite étaient les deux porteurs du radium dans les résidus de type 1, et que le seul porteur était la goethite dans les résidus de type 2 où le gypse est pratiquement absent.

La densité de sites de fixation du Ra sur le gypse a été évaluée sur la base des résultats obtenus par mise en solution totale du gypse par Somot (Tableau 22), qui permettent de fixer un rapport molaire Ra/Ca (un taux de substitution) moyen dans le gypse de 7.10^{-8} . Il existe deux voies de représentation de cette fixation du radium par le gypse ou les OHF, qui ont été exposées dans plusieurs études antérieures [15][16][10]. L'approche retenue ici et déjà adoptée dans ces études antérieures, a été d'introduire dans le modèle des sites (fictifs) de surface, sur lesquels peut se fixer le radium.

Pour le gypse la densité totale de sites a été évaluée à $9 \cdot 10^8$ mol/mol Gypse, proche des valeurs maximales indiquées par le Tableau 22. Le Tableau 23 montre la méthode de construction de ces sites d'échange dans le modèle géochimique. La constante d'échange a été ajustée de façon à reproduire l'activité en ^{226}Ra dans l'eau interstitielle des résidus ($\sim 0,95$ Bq/L), pour une activité totale en radium dans le solide de 20 Bq/g, qui correspond à l'activité moyenne observée dans ce type de résidus. La même approche a été utilisée pour modéliser la fixation du radium par la goéthite.

Tableau 23 : Exemple de construction des sites de fixation du radium par le gypse

Gypse radifère	
Ra_Gypse	= 1 Ca ²⁺ + 1 SO ₄ ²⁻ + 2 H ₂ O
site Ra_Gypse-T ₁	= 9.10 ⁸ mol/mol Ra_Gypse
Ra_Gypse-Ra + 1 T ₁ ²⁺	= Ra_Gypse-T ₁ + 1 Ra ²⁺

N.B. : T₁²⁺ est une espèce fictive omniprésente dans le milieu.

Remarque :

Les codes géochimiques disponibles ne permettant pas d'exprimer les concentrations en radium sous forme d'activité en Bq/L, on a adopté la convention suivante, qui est sans conséquence sur les autres réactions et équilibres thermodynamiques :

$$1 \text{ Bq/L } ^{226}\text{Ra} = 1 \cdot 10^{-10} \text{ mmol/L} \quad (\text{au lieu de } 1,21 \cdot 10^{-10} [13])$$

La valeur de la constante d'échange a été évidemment ajustée pour tenir compte de cette approximation. Dans les graphes qui suivent, on convertira donc les valeurs affichées comme 10^{-10} mol/L Ra, en Bq/L de Ra.

5.3 Évolution du terme-source résidus

5.3.1 But et méthode d'approche

Les deux modèles de résidus ci-dessus correspondent à un état de quasi équilibre (entre phase solide et eau interstitielle) observé en 97. Si le système était totalement fermé, cet état pourrait se perpétuer, et aucun facteur majeur ne modifierait alors la qualité de l'eau interstitielle. Comme nous l'avons vu plus haut les résidus sont toutefois soumis à un apport d'eau météorique qui va peu à peu renouveler cette eau interstitielle. L'équilibre thermodynamique n'est alors plus réalisé ; certains minéraux vont précipiter, d'autres vont se dissoudre, et le terme-source va donc évoluer, comme les effluents qu'il va relarguer.

Les simulations qui suivent ont été réalisées dans le but de prévoir l'évolution des deux types de résidus et d'évaluer ensuite les conséquences de cette évolution sur le fonctionnement hydrogéochimique global du site.

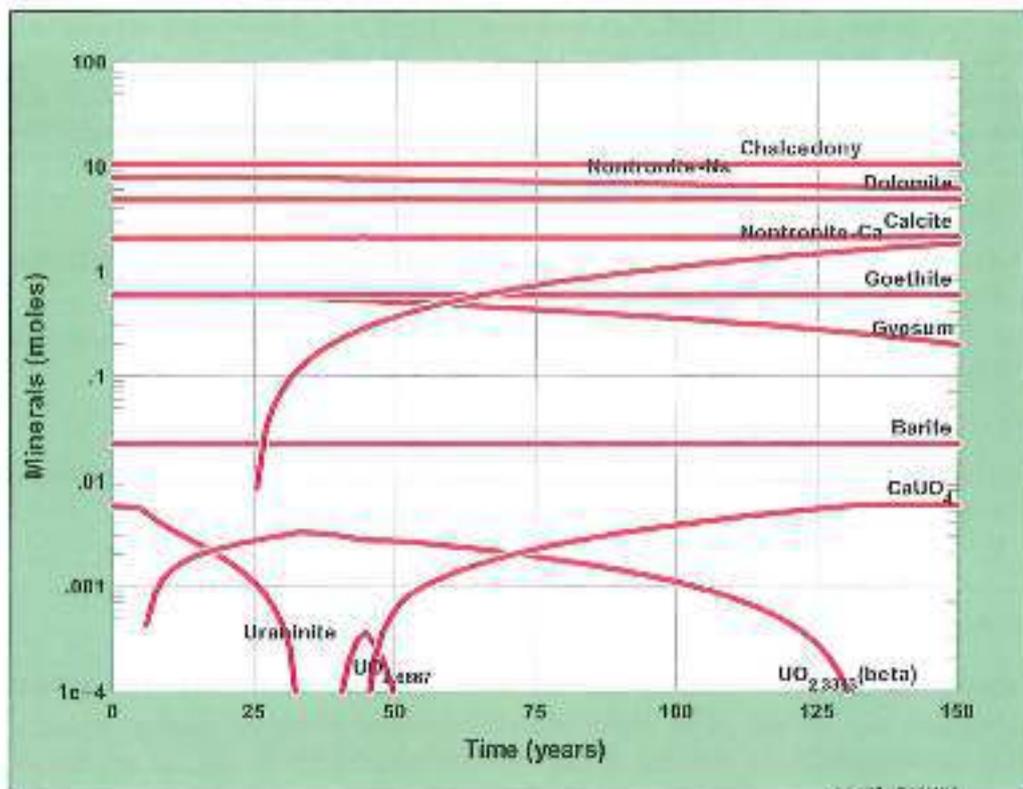


Figure 32: Modélisation de l'évolution des résidus de type 1. Phase solide

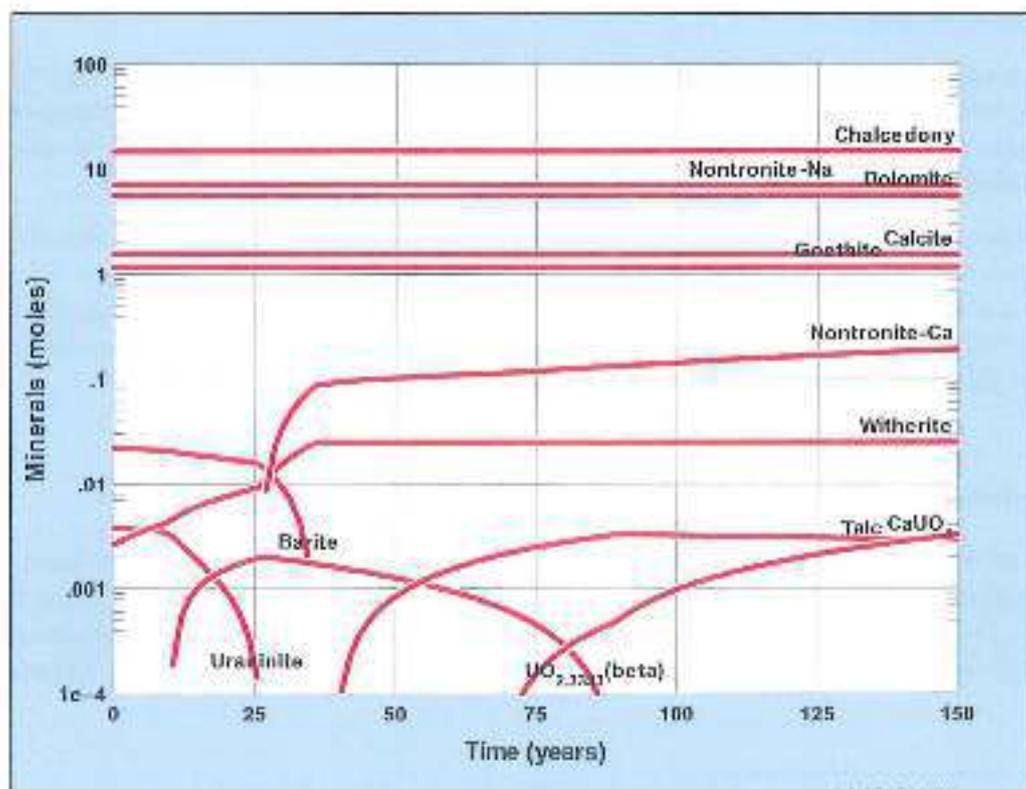


Figure 33 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 2. Phase solide

Pour ce faire, on a donc considéré que les résidus étaient percolés par des eaux d'origine météorique (eaux de pluie), et on a simulé cette percolation pour les deux modèles de résidus, à l'aide du logiciel React [4], jusqu'à ce que la totalité de l'eau interstitielle ait été renouvelée dix fois. La composition de l'eau de pluie qui a été utilisée dans les simulations est basée sur une analyse typique provenant du sud Massif Central [14]. Au cours de ces simulations, on s'est en particulier intéressé :

- À l'évolution de la phase solide des résidus ;
- À l'évolution de la charge totale dissoute de l'eau interstitielle, donc des effluents émis par les stockages ;
- Aux concentrations en sodium et en sulfate, qui constituent les deux espèces majeures en solution ;
- Aux concentrations en uranium et à l'activité en ^{226}Ra dissous.

Les résultats de ces simulations sont illustrés par les figures qui suivent et discutés ci-après pour chacun des deux types de résidus.

5.3.2 Échelle de temps d'évolution des résidus et de leurs effluents

Il est possible également de fournir une échelle de temps de cette évolution minéralogique et géochimique des résidus et de leurs effluents en considérant la quantité d'eau qui les percolent annuellement. La hauteur d'eau annuellement infiltrée sur les stockages a été évaluée à partir d'un modèle de bilan hydrique de surface (Cf. 3.2.3 alimentation des nappes) prenant en compte les données pluviométriques journalières et l'évapotranspiration potentielle ; elle conduit à une infiltration annuelle moyenne proche de 220 mm sur la période 2004-2010.

En admettant que l'épaisseur moyenne des résidus stockés est de l'ordre de 10 m³, si leur porosité totale est de 36% environ, l'eau interstitielle qu'ils renferment représenterait une lame d'eau de 3,6 m. Le renouvellement total de cette eau interstitielle demanderait donc (pour les conditions climatiques actuelles) une quinzaine d'années environ.

Dans cette hypothèse, les simulations qui suivent, où l'eau interstitielle des résidus a été renouvelée 10 fois couvriraient donc une période de l'ordre de 150 ans. Cette échelle de temps a été portée en abscisse des diagrammes qui suivent mais ne doit être considérée que comme indicative, dans la mesure où l'infiltration réelle n'est pas connue avec certitude, et qu'elle est évidemment susceptible de varier en fonction des aléas climatiques.

5.3.3 Évolution des résidus de type 1

Les résidus de type 1 comportent un assemblage minéral stable dans les conditions du stockage comportant des smectites (nontronite Na), des carbonates (calcite et dolomite), de la silice (calcédoine ou quartz), du gypse, de la goéthite et de la barytine. Cet assemblage persiste tout au long de la simulation (Figure 32), même si une transformation limitée de la

[†] Ordre de grandeur estimé grossièrement à partir des données du Tableau 2, et d'une densité approximative de 2.25 pour les résidus en place.

phase argileuse intervient (nontronite calcique en remplacement partiel de la nontronite sodique), et si une partie du gypse se dissout lentement.

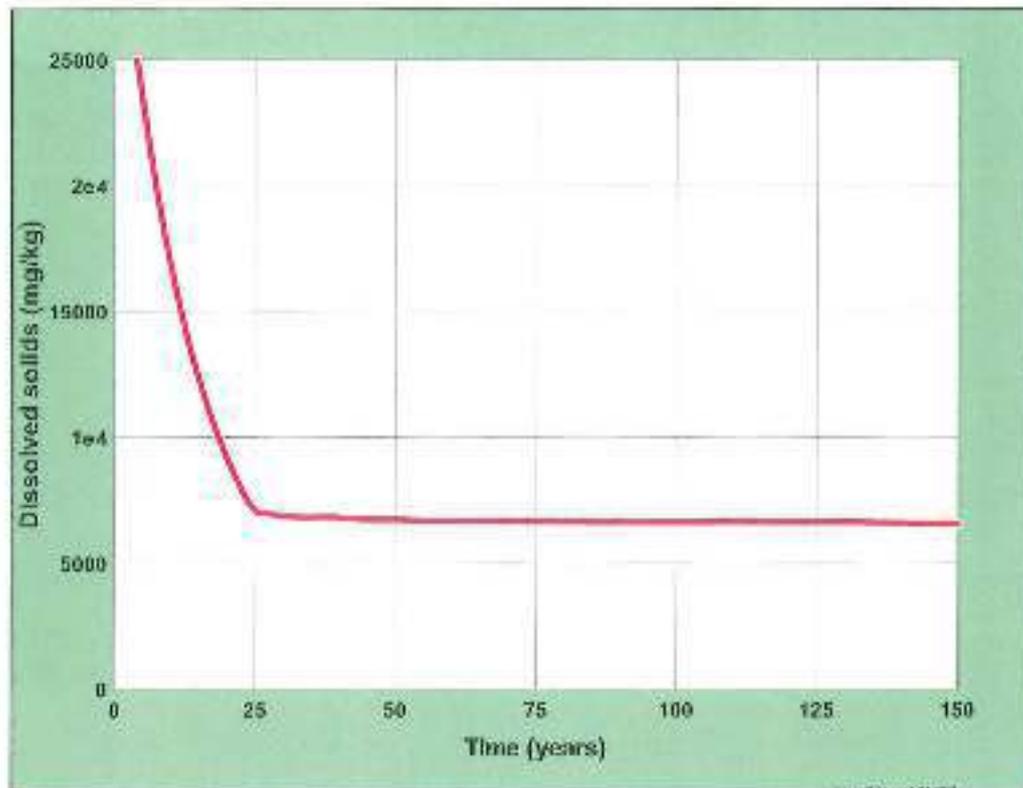


Figure 34 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 1. Charge totale dissoute.

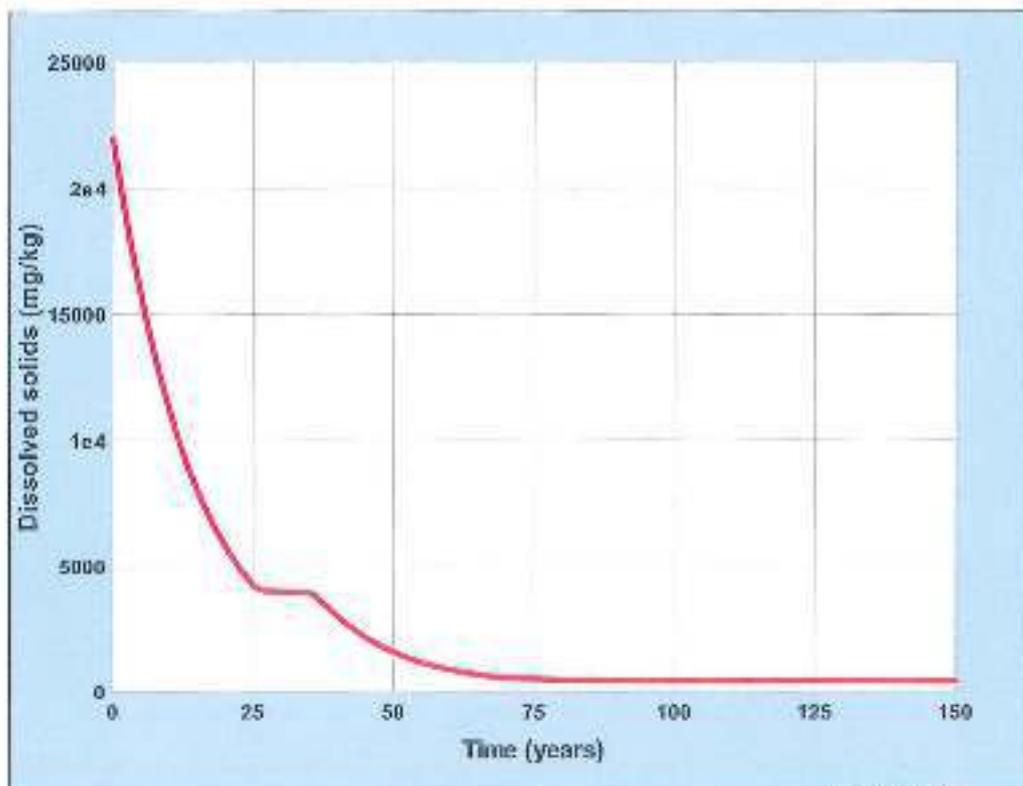


Figure 35 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 2. Charge totale dissoute.

Les transformations les plus notables concernent les minéraux d'uranium. Du fait de la percolation des eaux météoriques oxydantes, l'uraninite disparaît assez rapidement au profit de phases plus oxydées ($UO_2.33$, puis $UO_2.67$) et finalement d'un uranate de calcium. On doit toutefois considérer cette évolution comme indicative, car d'autres phases plus complexes, ou plus hydratées, qui sont absentes de la base de données utilisée, peuvent se former dans la réalité⁸.

La charge totale dissoute (Figure 34) diminue rapidement en début de simulation pour atteindre un palier d'environ 6,5 g/L. Les concentrations en sodium (Figure 36), et en sulfate (Figure 38) qui sont les deux ions majeurs, évoluent en parallèle. Ce phénomène correspond au renouvellement de l'eau interstitielle initiale, encore marquée par le process, puis à l'équilibre avec le gypse et la nontronite sodique, qui maintiennent respectivement la concentration en sulfate autour de 4,4 g/L, et en sodium vers 1,6 g/L.

La concentration en uranium dissous (Figure 40) diminue elle aussi très rapidement en début de simulation ; elle présente un pic secondaire (environ 65 mg/L) correspondant à la disparition de l'uraninite, puis chute à nouveau à moins de 10 mg/L pour devenir négligeable en fin de simulation, même si une phase uranifère oxydée est toujours présente (uranate de calcium).

Enfin l'activité en radium dissous (Figure 42), montre une décroissance continue correspondant là-aussi au renouvellement de l'eau interstitielle, ainsi qu'à la rétention du radium par le gypse dont la dissolution reste lente, et par la goéthite qui reste pratiquement stable à l'échelle de temps considérée.

5.3.4 Évolution des résidus de type 2

L'évolution des résidus de type 2 est présentée sous la forme des mêmes diagrammes, à côté de ceux du type 1 pour en faciliter la comparaison.

L'évolution de la phase solide (Figure 33) est comparable à la précédente à la différence près que le gypse est absent, et qu'en conséquence la barytine (sulfate de baryum) disparaît assez rapidement au profit de la withérite (carbonate de baryum), car aucun minéral n'est alors présent pour maintenir la concentration en sulfate.

Un autre effet plus discret de l'absence du gypse, dont la dissolution progressive entretenait la concentration en calcium, est que la formation de la nontronite calcique est ici très ralentie, et qu'en conséquence la nontronite sodique reste parfaitement stable tout au long de la simulation.

L'évolution de la paragenèse uranifère est comparable à celle des résidus de type 1, si ce n'est que la phase intermédiaire $UO_{2.67}$ n'apparaît pas ici.

⁸ On notera toutefois que la précipitation de ces autres phases éventuelles ne peut que limiter la concentration en uranium dissous émise à un instant donné.

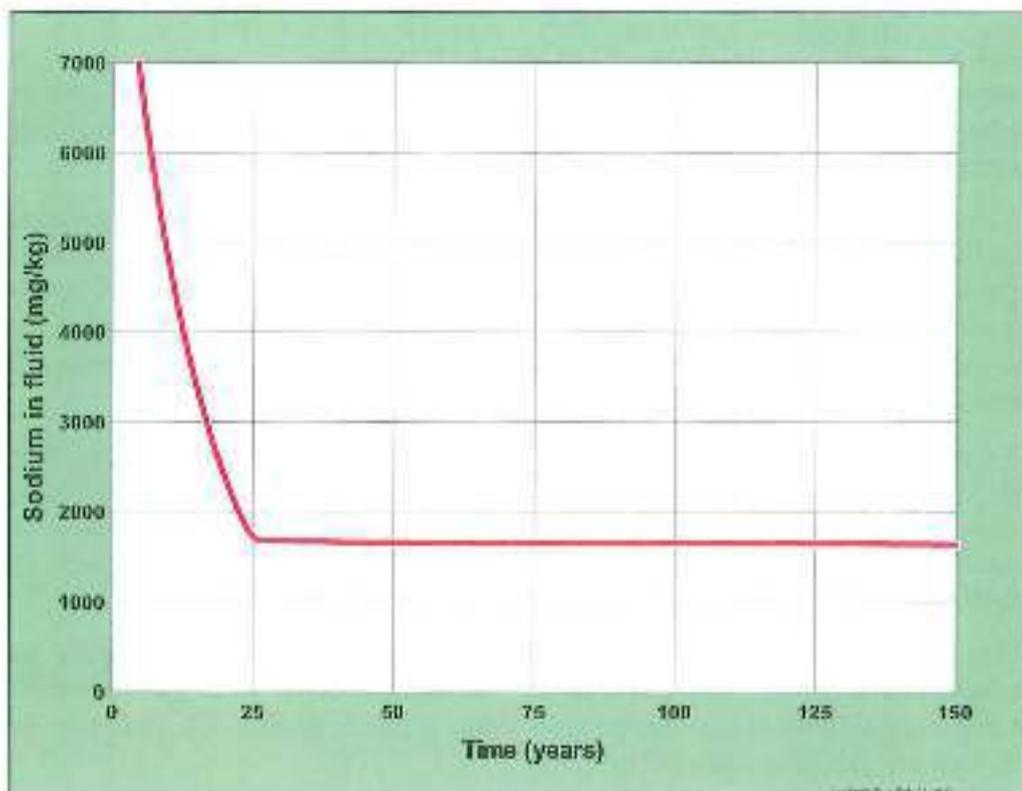


Figure 36 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 1. Concentration en sodium

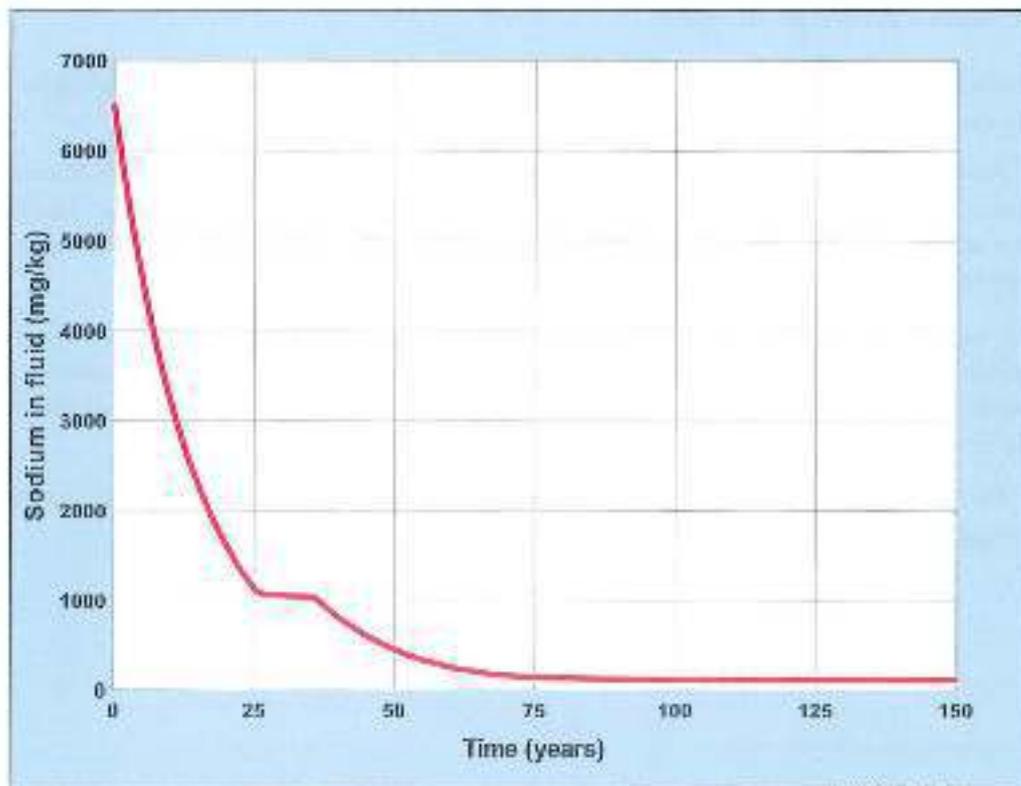


Figure 37 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 2. Concentration en sodium

La charge totale dissoute (Figure 35), comme la concentration en sodium (Figure 37), et en sulfate (Figure 39), évoluent de façon identique au cas des résidus de type 1, et pour les mêmes raisons, jusqu'au premier quart de la simulation.

On observe toutefois ensuite, après un palier de durée limitée, une nouvelle et assez rapide décroissance des concentrations qui atteignent des valeurs stabilisées beaucoup plus basses dans la seconde moitié de la simulation : 519 mg/L de charge dissoute ; 140 mg/L de sulfate ; et 148 mg/L de sodium. Cette différence remarquable avec le comportement des résidus de type 1 est essentiellement dû ici à l'absence de gypse, qui, comme nous l'avons expliqué ci-dessus, stabilise également la nontronite sodique.

La concentration en uranium dissous (Figure 41) diminue rapidement en début de simulation comme dans le cas des résidus de type 1 ; elle présente aussi un pic secondaire correspondant à la disparition de l'uraninite, qui intervient ici un peu plus tôt. La valeur du pic intermédiaire un peu plus élevée (130 mg/L), l'allure des variations qui suivent, et la valeur stabilisée en fin de simulation (24 mg/L), résultent à la fois des conditions redox différentes, et de la concentration en calcium plus faible dans les eaux interstitielles du type 2, qui sont aussi en fin de simulation à l'équilibre avec l'uranate de calcium, mais à des concentrations plus élevées en uranium dissous du fait de la loi d'action de masse⁹.

Pour finir, l'activité en radium dissous (Figure 43), est initialement plus basse (~1 Bq/L) que dans les résidus de type 1, mais montre également une décroissance continue correspondant au renouvellement de l'eau interstitielle, ainsi qu'à la rétention du radium non plus par le gypse et la goéthite, mais par la goéthite seule, qui reste parfaitement stable tout au long de la simulation. A mi-simulation, comme pour les résidus de type 1, l'activité en ²²⁶Ra émise est tombée au dessous de 0.05 Bq/L.

5.3.5 Conclusion sur l'évolution du terme-source résidus

Les figures et la discussion ci-dessus montrent donc que les deux types de résidus et la qualité de leurs effluents évolueront parallèlement, en deux temps pour les résidus de type 1, et en trois temps pour les résidus de type 2. Globalement, on peut donc s'attendre à une évolution prévisionnelle du terme-source en trois phases :

- Première phase : décroissance rapide et simultanée de toutes les concentrations, du fait du renouvellement de l'eau interstitielle initiale ;
- Deuxième phase (jusqu'au premier quart de la simulation) : palier intermédiaire de stabilisation avec les principales phases minérales présentes, mais pic secondaire de la concentration en uranium dissous ;
- Phase finale de stabilisation : chute de la concentration en uranium et maintien des concentrations en éléments majeurs pour les résidus de type 1, chute des majeurs et de la charge totale dissoute, mais maintien d'une concentration faible en uranium pour les résidus de type 2.

⁹ Rappelons toutefois, comme nous l'avons signalé précédemment, que la précipitation d'autres phases éventuelles d'uranium peut intervenir, et limiter les concentrations en uranium qui seront réellement émises.

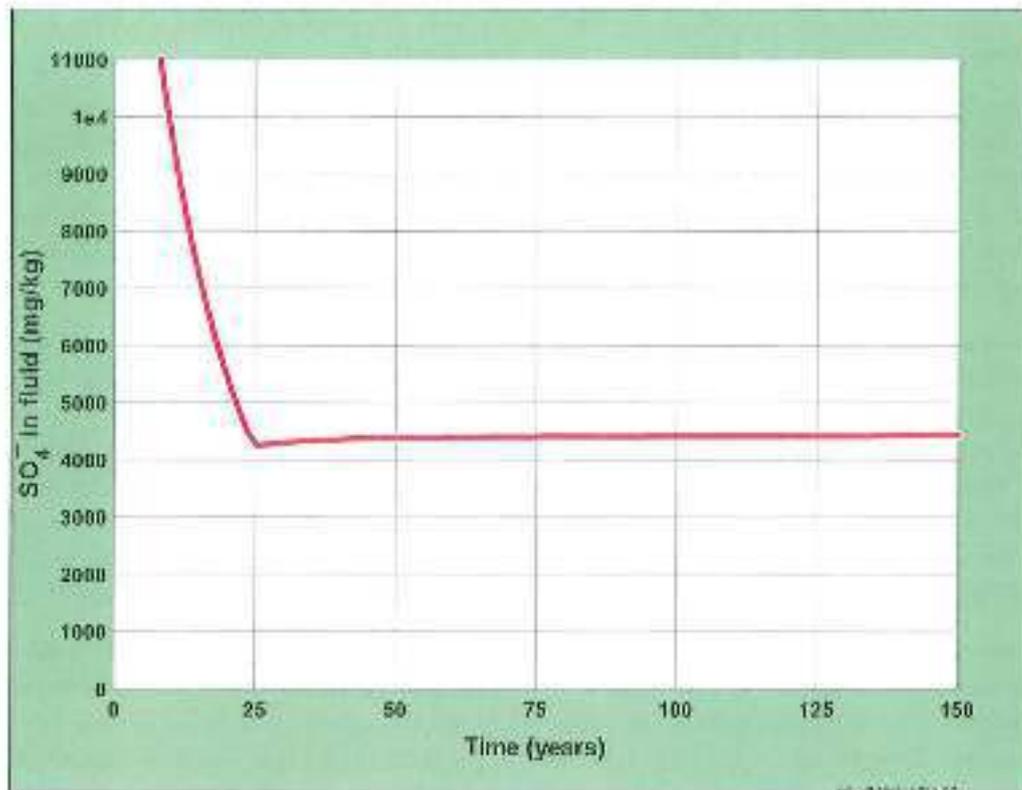


Figure 38 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 1. Concentration en sulfate.

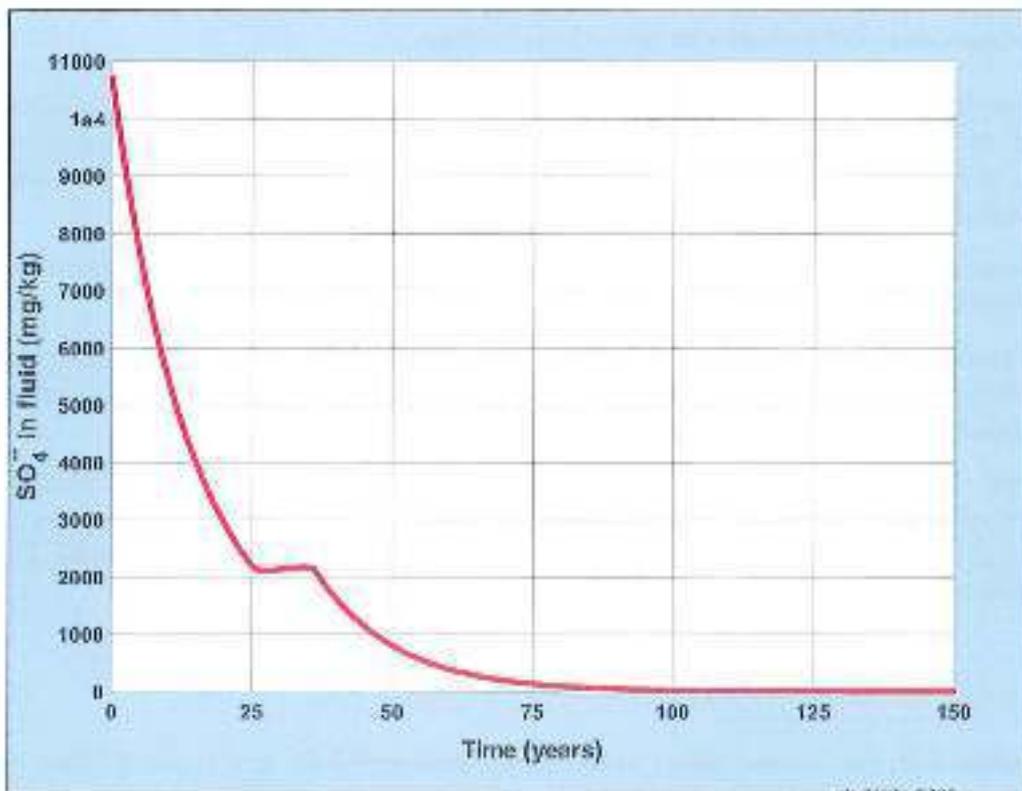


Figure 39 : Modélisation de l'évolution des résidus de type 2. Concentration en sulfate.

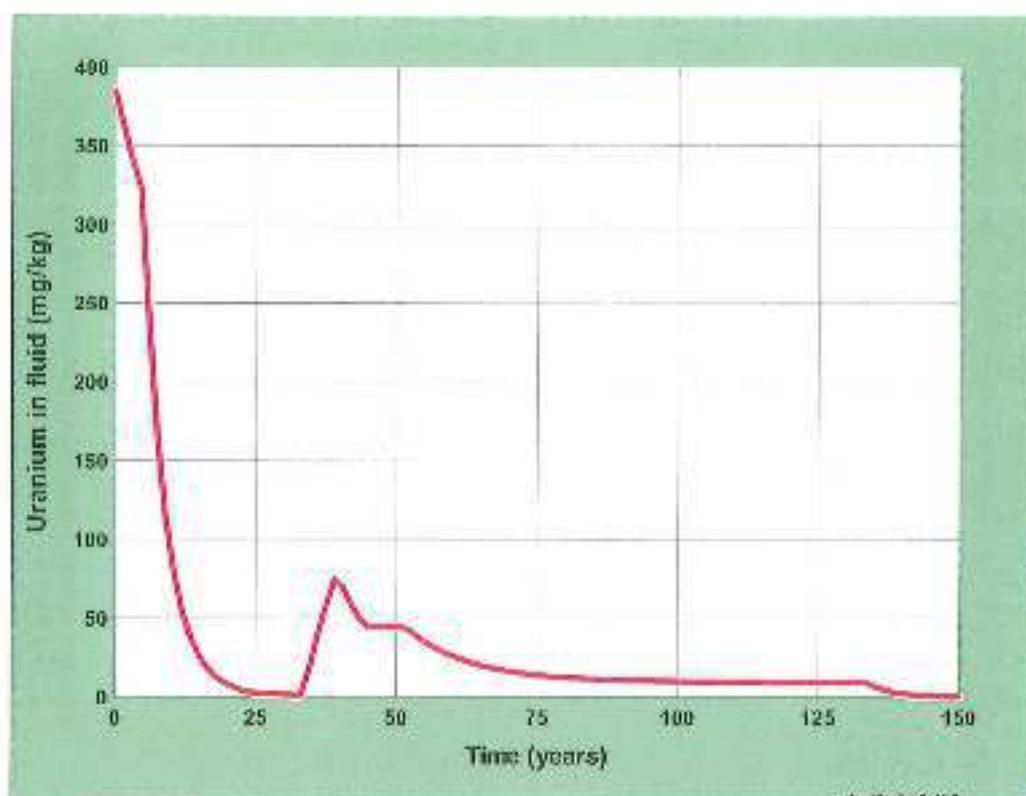


Figure 40 : Évolution prévisionnelle des résidus de type 1. Concentration en uranium.

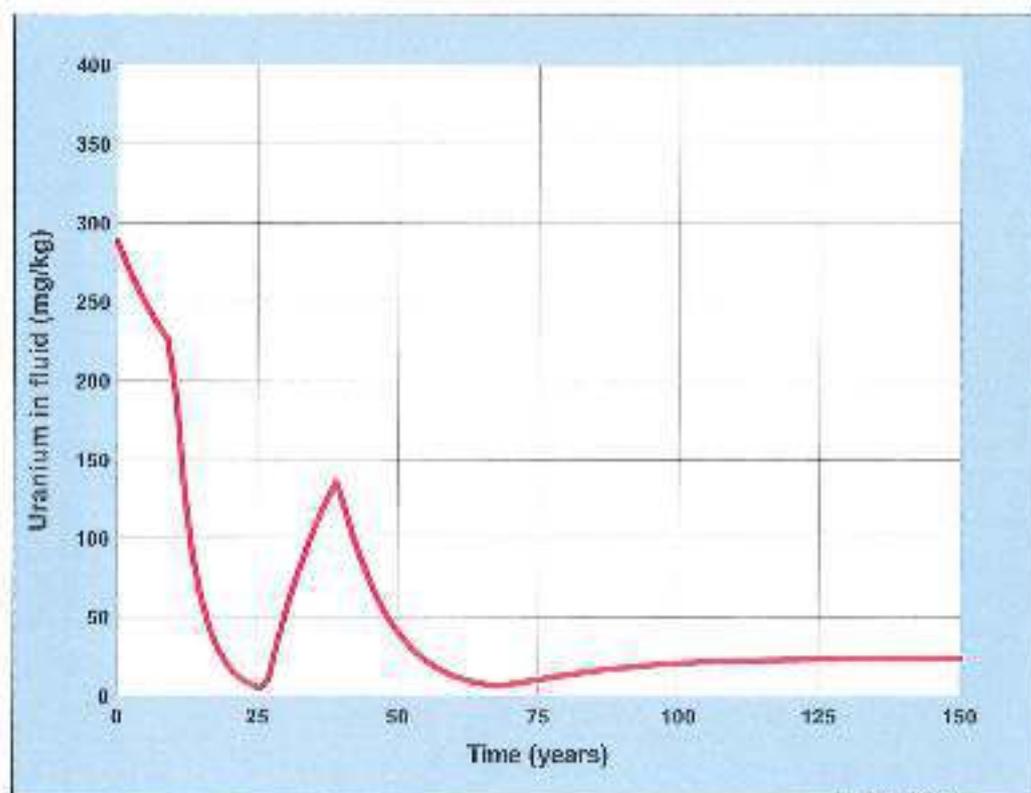


Figure 41 : Évolution prévisionnelle des résidus de type 2. Concentration en uranium

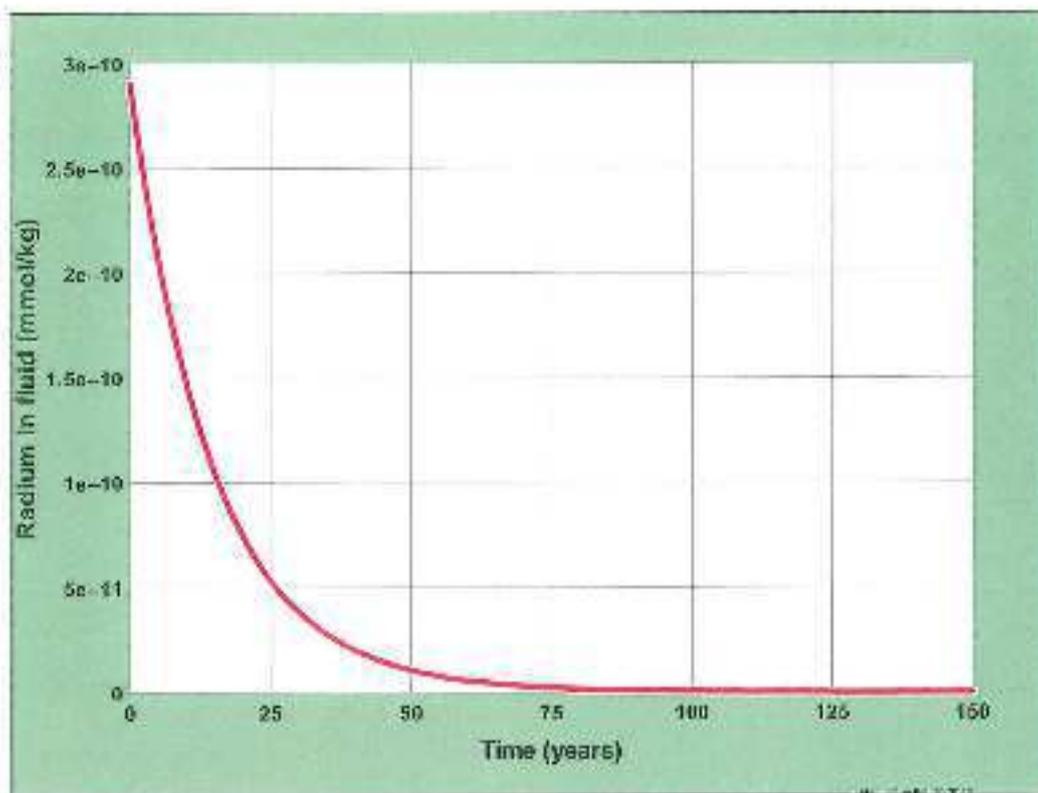


Figure 42 : Évolution prévisionnelle des résidus de type 1. Activité en radium 226
(se rappeler que $1e-10$ mmol/kg représente ici une activité de 1 Bq/L)

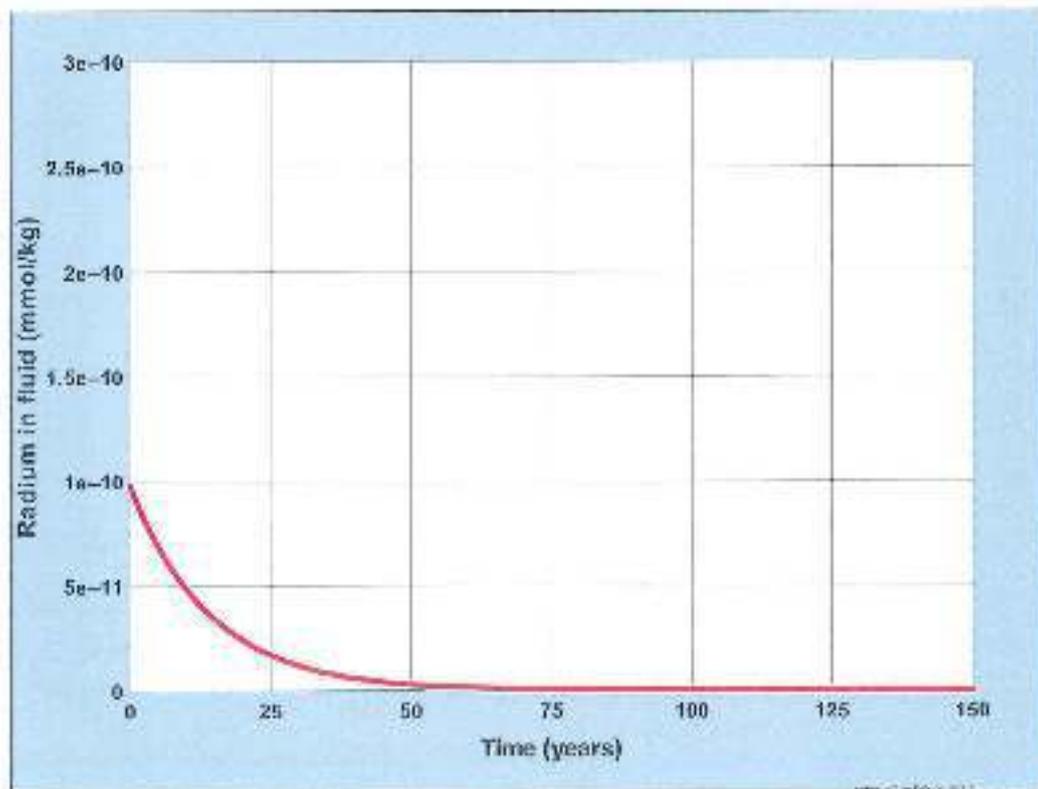


Figure 43 : Évolution prévisionnelle des résidus de type 2. Activité en radium 226

5.4 Évolution prévisionnelle de la qualité des eaux du site

5.4.1 Objectifs

On a cherché à modéliser l'évolution prévisionnelle de la qualité des eaux du site dans un double but :

- Déterminer dans quelle mesure le système géochimique dans sa configuration actuelle, avec ces différentes composantes, tendait vers un état stabilisé à long terme ;
- Évaluer la durée nécessaire à cette stabilisation, et plus particulièrement déterminer à quel moment la qualité des eaux à l'exutoire principal du système (i.e. l'exhaure mine) permettrait éventuellement un arrêt du traitement.

Les modélisations qui précèdent ont permis de prévoir l'évolution des termes source principaux que constituent les deux types de résidus. La simulation qui suit a pour but d'estimer comment l'évolution de ces termes sources va modifier la qualité des eaux à l'exutoire.

5.4.2 Méthode de simulation et hypothèses retenues

La méthode de simulation utilisée est basé sur le modèle d'évolution des deux types de résidus exposé plus haut, et sur les estimations des contributions des différents pôles hydrochimiques aux drains Failles Sud et Failles Centrales, à l'exhaure mine P33, et au bassin B4000 (§4.5). Dans cette approche, on admet plusieurs hypothèses simplificatrices :

- On prend en compte l'évolution simulée des termes sources résidus, mais on admet dans le même temps que les pôles hydrochimiques 'diluants' ne présenteront pas d'évolution significative.
- On considère que les contributions des différents pôles dans l'eau d'exhaure restent constantes, c'est-à-dire qu'aucune perturbation majeure du fonctionnement hydrogéologique du site n'est susceptible d'intervenir ;
- On admet que le mélange des différents pôles est un mélange simple, non réactif, en négligeant les phénomènes de précipitation éventuels qui pourraient abaisser les concentration en polluants ;

La simulation d'évolution des effluents a été réalisée sur une durée équivalente à la modélisation d'évolution des termes source, soit 150 ans environ, pour les 4 paramètres suivant : charge totale, concentration en sulfate, concentration en uranium et activité en radium dissous.

La simulation d'évolution de la qualité des eaux des drains profonds des deux stockages de Failles Sud et Failles Centrales, est donnée essentiellement dans le but de fournir une référence pour une surveillance et une révision ultérieure, et une base de recalage du modèle d'évolution des résidus.

La simulation de l'exhaure mine (P33) et surtout du bassin B4000 qui représente la qualité globale des eaux émises sont probablement mieux contraintes et ont été détaillées ensuite.

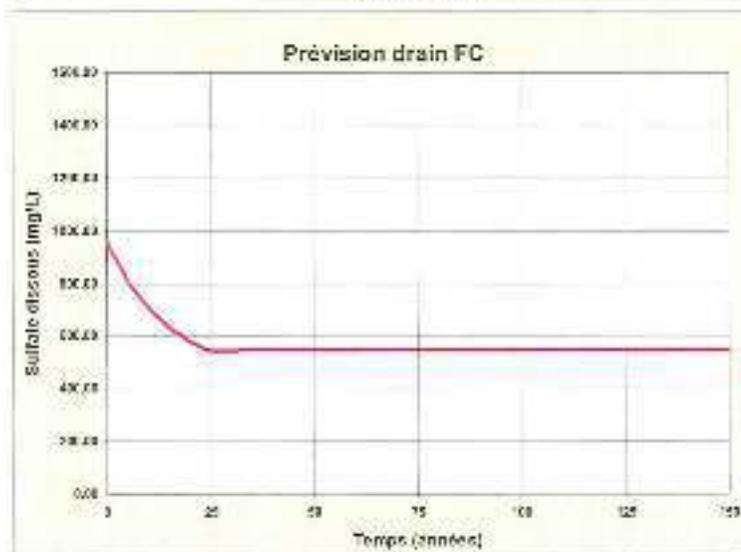
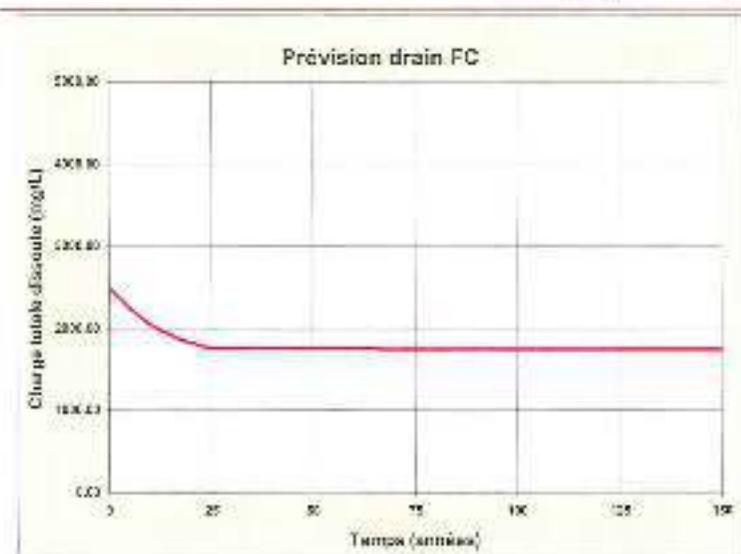


Figure 44 : Préviation d'évolution du drain Failles Centrales. Charge totale et sulfate dissous

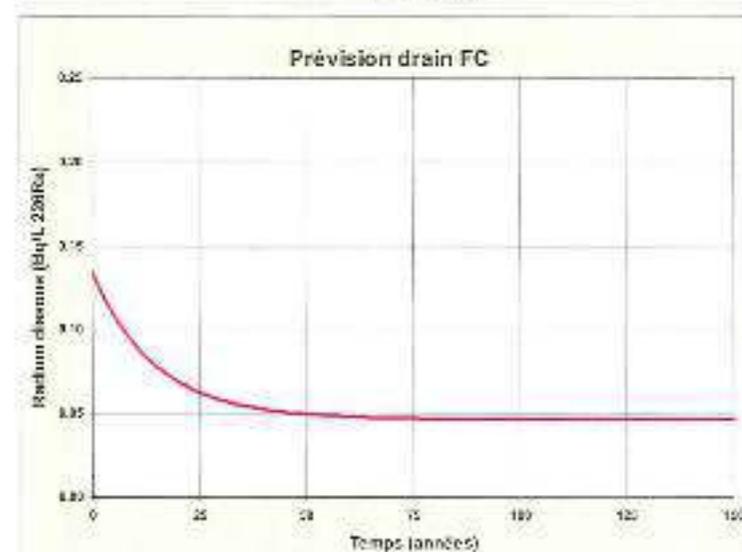
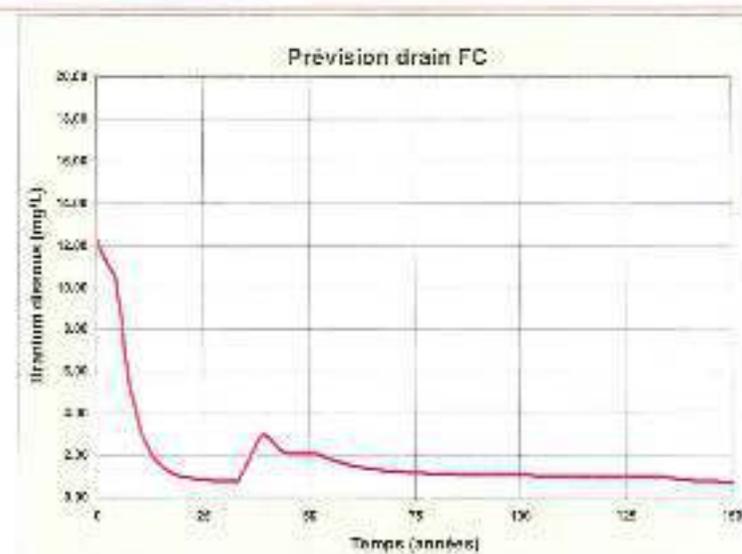


Figure 45 : Préviation d'évolution du drain Failles Centrales. Uranium et radium dissous.

5.4.3 Préviation d'évolution des eaux des drains profonds des stockages

5.4.3.1 Eaux de drain profond Failles Centrales

Les résultats de la simulation sont fournis Figure 44 et Figure 45. Ce sont surtout les résidus de type 1 qui marquent ici l'évolution moyenne de la qualité des eaux. :

- La charge totale et la concentration en sulfate décroissent de façon régulière pendant une période de l'ordre de 25 ans, puis se stabilisent respectivement autour de 1750 et 550 mg/L.
- La concentration en uranium décroît sur la même période de 25 ans jusqu'au dessous de 1 mg/L, puis montre quelques oscillations sur une période évaluée à 30 ans environ, avec un pic de quelques 3 mg/L, elle approche ensuite à partir de 75 ans une asymptote proche de 0,7 mg/L.
- L'activité moyenne en radium (Figure 45) décroît quant à elle de façon continue durant une période évaluée à 50 ans puis se stabilise au-dessous de 0,05 Bq/L.

5.4.3.2 Eaux de drain profond Failles Sud

Les eaux de ce drain paraissent essentiellement marquées par les résidus de type 2 (qui sont en principe les seuls présents dans ce stockage) et l'évolution de leurs effluents :

- La charge totale et la concentration en sulfate (Figure 46) décroissent là-aussi de façon régulière pendant une période de l'ordre de 25 ans, mais marquent alors pendant une dizaine d'années un quasi-palier respectivement à environ 2000 et 1000-1100 mg/L. Une nouvelle décroissance intervient ensuite, pour atteindre des valeurs stabilisées à 440 mg/L en charge dissoute, et autour de 75 mg/L en sulfate, au bout d'une durée évaluée à 80 ans.
- La concentration en uranium (Figure 47) décroît de façon assez rapide et devrait atteindre un minimum à environ 4 mg/L au bout de la première période de 25 ans. Elle peut montrer pendant les 50 ans qui suivent une oscillation (ou plusieurs, en fonction des espèces qui peuvent réellement précipiter, cf 5.3.3), avec un pic pouvant atteindre 60 mg/L. Au-delà de 80 ans la simulation montre une concentration en uranium stabilisée à environ 12 mg/L.
- L'activité en Ra dissous (Figure 47) décroît en revanche continûment, comme pour le drain Failles Sud, pour se stabiliser également au bout de 75-80 ans mais à une valeur plus élevée, voisins de 17 Bq/L.

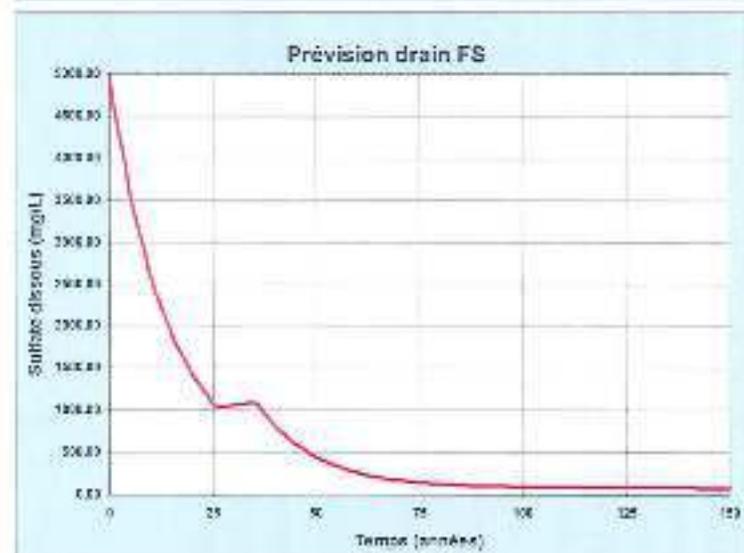
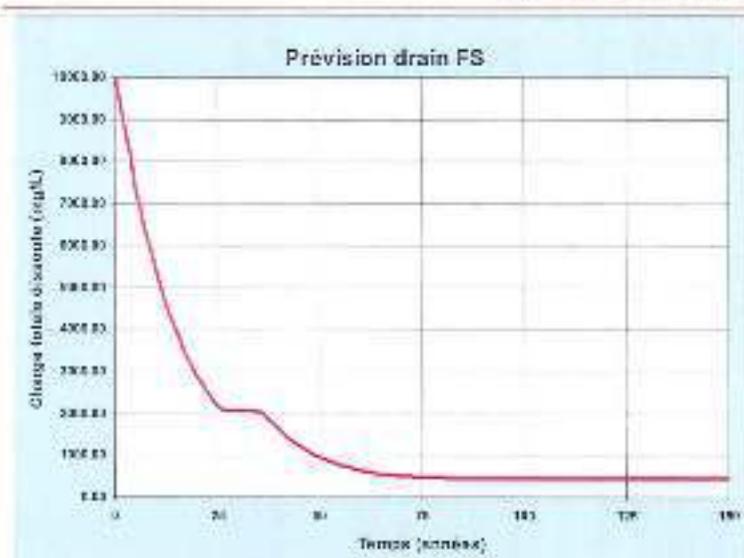


Figure 46 : Prévion d'évolution du drain Failles Sud.
 Charge totale et sulfate dissous

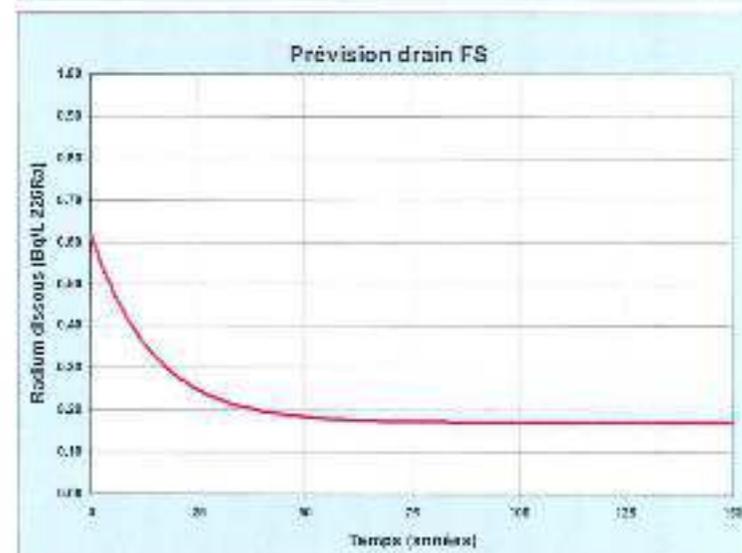
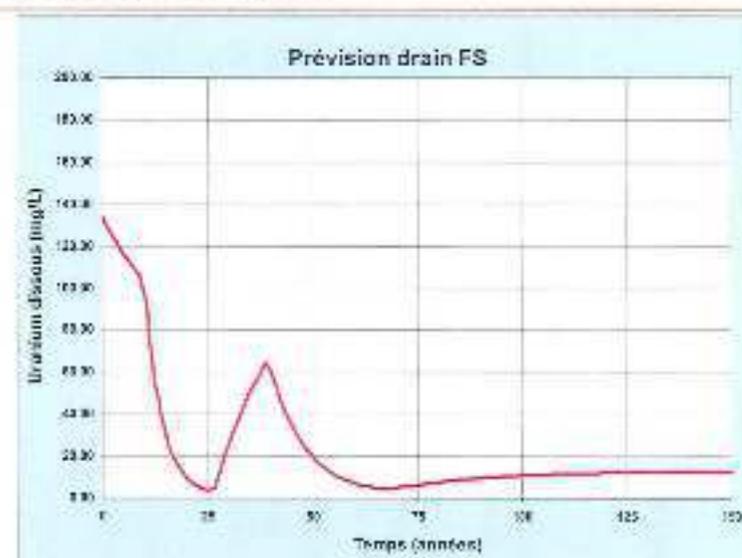


Figure 47 : Prévion d'évolution du drain Failles Sud.
 Uranium et radium dissous.

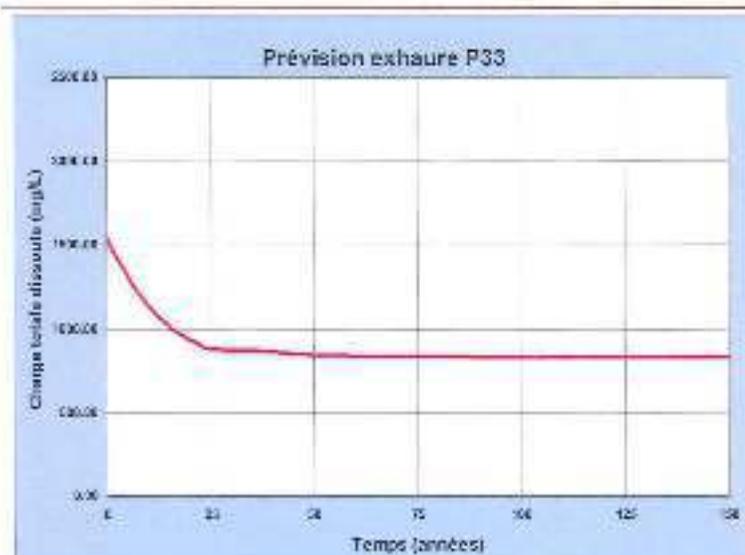


Figure 48 : Prévision d'évolution de l'exhaure P33.
 Charge totale et sulfate dissous

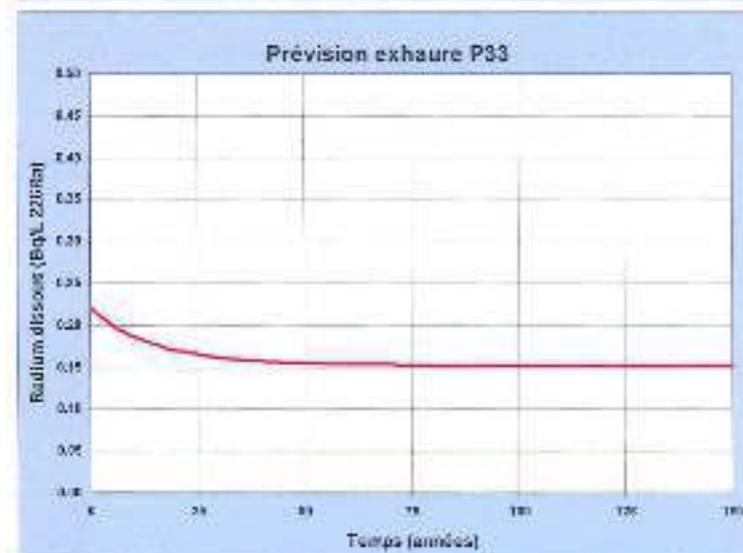
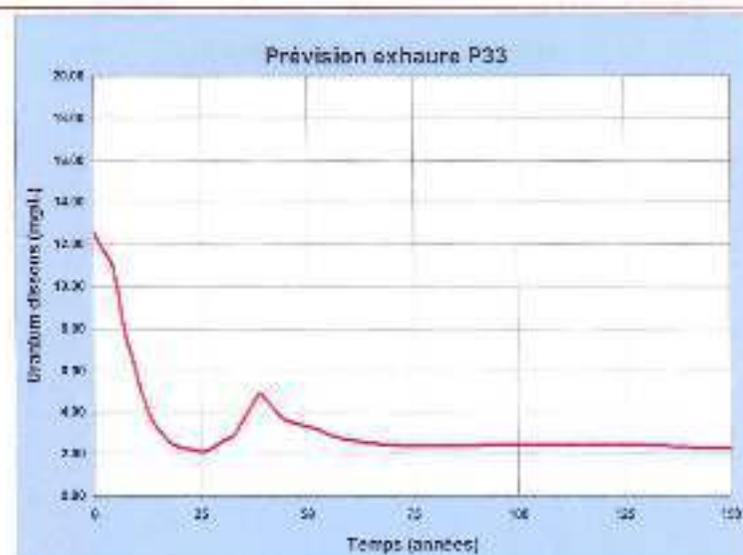


Figure 49 : Prévision d'évolution de l'exhaure P33.
 Uranium et radium dissous.

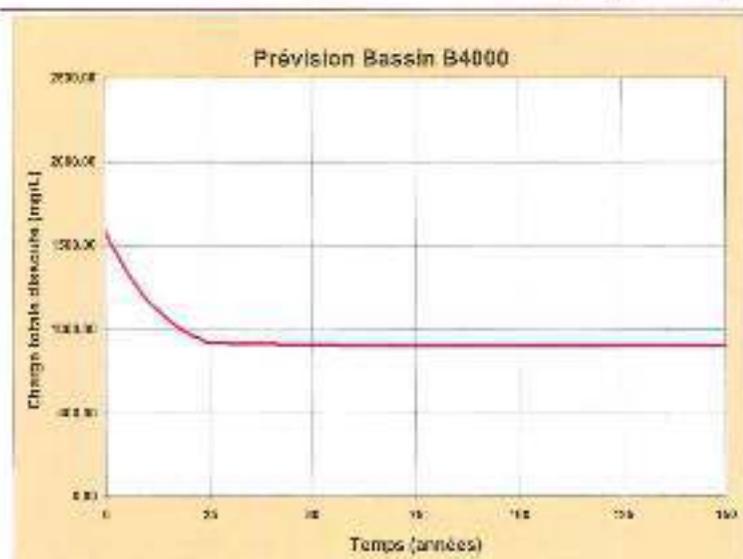


Figure 50: Prévion d'évolution de l'eau du B4000.
 Charge totale et sulfate dissous

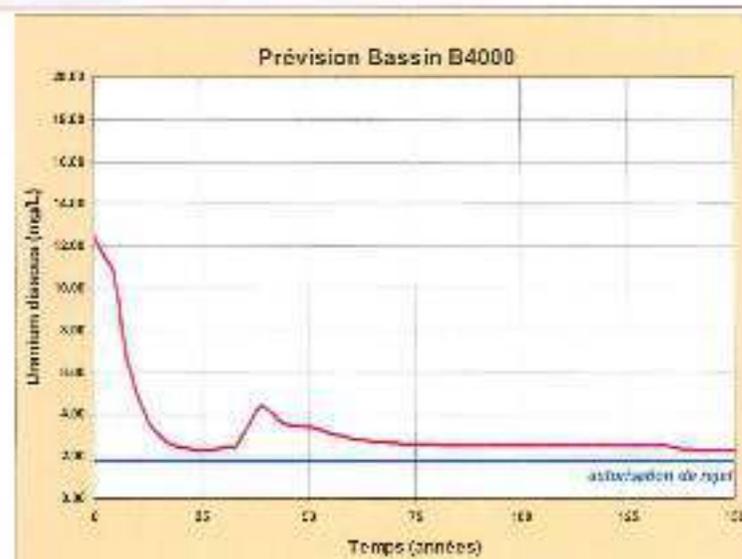


Figure 51: Prévion d'évolution de l'eau B4000.
 Uranium et radium dissous

5.4.4 Prévision d'évolution des eaux de l'exhaure mine P33

La simulation d'évolution de l'exhaure mine est fournie Figure 48 et Figure 49. Quoiqu'amorties dans leurs variations, les courbes obtenues sont d'allures proches des précédentes, puisqu'essentiellement marquées par les termes source 'résidus'.

- Charge totale dissoute, et concentration en sulfate décroissent rapidement durant une première période de l'ordre de 25 années, puis se stabilisent pratiquement (en fait elles continuent à décroître très lentement) à 860, et 200 mg/L respectivement.
- L'activité en radium diminue de façon régulière pendant environ 75 ans puis se stabilise pratiquement vers 0,15 Bq/L ;
- La concentration en uranium présente comme précédemment d'abord une décroissance rapide jusqu'à un minimum de 2 mg/L, environ au bout de 25 ans, puis une période d'oscillation sur environ 50 ans avec une valeur de pic probable vers 5 mg/L. Au delà de 80 ans, la concentration, pratiquement stabilisée, devrait s'approcher asymptotiquement des 2 mg/L.

5.4.5 Prévision d'évolution des effluents du site au B4000

La prévision d'évolution des compositions moyennes au bassin B 4000, exutoire global du système hydrochimique, est détaillée Figure 50 et Figure 51. Elle conserve l'allure générale des courbes précédentes, que l'on peut décrire par trois phases successives :

- Une première phase, d'environ 25 à 30 ans, durant laquelle toutes les concentrations diminuent fortement pour atteindre environ 900 mg/l, en charge totale dissoute, des concentrations voisines de 250 mg/l, en sulfate et 2,2 mg/l, en uranium, et une activité en radium de 0,2 Bq/L.
- Une seconde phase, qui peut durer une cinquantaine d'années, marquée par une instabilité relative des concentrations en uranium dissous qui peuvent remonter à quelques mg/l, sans que les autres paramètres soient affectés.
- Enfin une phase finale stabilisée où toutes les concentrations ne font plus que décroître très lentement.

5.4.6 Conclusions sur l'évolution prévisionnelle des effluents

Si l'on examine la qualité de l'effluent global collecté au bassin B4000 lors de la campagne de 2006 (Tableau 14), vis-à-vis des limites d'autorisation de rejet à la Lergue (Tableau 3), on constate en fait que seule la concentration en uranium dissous impose à ce moment le traitement des eaux avant rejet.

L'évolution probable de la qualité moyenne des eaux indiquée par le modèle présenté ci-dessus pour les 150 prochaines années montre que les principaux paramètres de qualité comme la charge totale dissoute, la concentration en sulfate, et l'activité en radium des eaux émises qui respectaient déjà les limitations de rejet en 2006, vont s'améliorer encore pendant 25 ans environ puis atteindre un état stabilisé.

Le cas des concentrations en uranium dissous est un peu plus complexe. La concentration observée en 2006 est proche de 11 mg/L. La projection de la Figure 51 indique que cette concentration devrait décroître régulièrement pendant une vingtaine d'années pour approcher 2 mg/L. Une période d'instabilité probable et limitée de cette concentration devrait intervenir ensuite pendant quelques dizaines d'années avec une remontée possible à quelques milligrammes par litre, et avant une stabilisation définitive lors d'une troisième et dernière phase, légèrement au dessus des 2 mg/L.

Sur la base de la prévision de la Figure 51, le maintien d'un traitement (même intermittent) des rejets du site, pendant plus d'une cinquantaine d'année, paraît inévitable pour respecter la limite en uranium dissous (1,8 mg/L, seuil en bleu sur la figure). Au-delà, l'abandon du traitement est envisageable si au moins une des conditions suivantes sont réalisées :

- Soit la concentration finale stabilisée s'avère finalement inférieure au seuil de 1,8 mg/L ;
- Soit la concentration est suffisamment proche de ce seuil pour être considérée comme tolérable ;
- Soit une optimisation du dispositif (passif) de gestion des eaux permet d'abaisser la concentration stabilisée, de façon à respecter l'autorisation de rejet actuelle.

5.4.7 Portée et limitations du modèle proposé

La portée des conclusions émises ci-dessus souffre toutefois des limitations propres au modèle simplifié d'évolution des effluents qui a été proposé, qui ont pour la plupart déjà été signalées plus haut, mais que nous rappelons ici :

- Les résidus de type 1 et 2 constituent les deux termes sources majeurs de pollution potentielle des eaux. Un modèle géochimique complet de chaque type de résidus a pu être construit à partir des données disponibles sur leur minéralogie et la composition de leurs eaux interstitielles. Ces modèles permettent de prédire ce que sera l'évolution de la phase solide et de la qualité des eaux émises au cours du temps. La précision de cette prévision est toutefois tributaire dans le détail de la base de données utilisée (bien que ce soit la plus complète actuellement disponible) et en particulier de la prise en compte de l'ensemble des phases uranifères susceptibles de précipiter au sein des stockages qui pourraient contribuer à limiter les concentrations en uranium relâchées.

- L'échelle de temps de cette évolution prévisionnelle des résidus n'est pas connue avec précision. Elle a été évaluée en première approximation sur la base de la lame d'eau infiltrée annuellement dans les résidus, mais une validation du modèle d'évolution sur le plan temporel sera sans doute nécessaire.
- L'interprétation du fonctionnement hydrochimique global du site, et le calcul des contributions des différents types d'eau dans la composition des effluents sont basés essentiellement sur une campagne de prélèvements unique, celle de 2006. Les résultats obtenus paraissent dans l'ensemble cohérents mais mériteraient d'être confortés soit par une ou plusieurs nouvelles campagnes de prélèvements hydrochimiques, soit par une approche hydrogéologique quantitative indépendante.
- Les projections d'évolution de la qualité globale des effluents du site reposent sur un postulat principal qui est la pérennité des contributions relatives de chacun des types d'eau, et donc du fonctionnement hydrogéologique actuel du site.
- De ce fait, ce modèle d'évolution ne permet pas d'évaluer les conséquences de perturbation du contexte climatique, ni de conditions de fonctionnement dégradées du dispositif de gestion des eaux souterraines et superficielles, sur la qualité des eaux émises par le site.

5.5 Possibilité de construction d'un modèle intégré de transport réactif

Pour répondre au dernier point ci-dessus, il serait nécessaire de faire appel à un modèle plus complexe de transport réactif, tel que celui qui a été mis en œuvre pour l'étude du fonctionnement hydrogéochimique du site de Bellezane [10]. Ce type de modèle permet à partir d'une représentation en 2D¹⁰ verticale du site, de simuler à la fois l'écoulement en régime permanent, et les interactions eaux-roches, et par là de simuler l'évolution de la qualité des eaux en tout point du système.

La relative complexité du site de Lodève, qui comporte deux stockages distincts, avec deux types de résidus, et un système de gestion des eaux souterraines comportant différents exutoires possibles, dans un contexte hydrogéologique et hydrochimique naturel compartimenté, rend toutefois ce type de modélisation, et sa validation assez difficile a priori. Nous donnons ci-dessous les bases possibles de construction et de validation d'un tel modèle.

5.5.1 Construction et géométrie

La représentation en 2D du site (Figure 52) est basée sur une coupe verticale d'orientation générale NNW-SSE, parallèle à la vallée du ruisseau du Mas d'Alary (Figure 21), sur laquelle sont projetés les stockages de résidus et les travaux miniers ainsi que les éléments majeurs du dispositif de gestion des eaux.

¹⁰ La simulation du fonctionnement en 3D, qui serait souhaitable, est hors de portée des modèles de transport réactifs actuels. Ce type de modélisation ne peut donc être envisagé que sur une représentation 2D simplifiée du site.

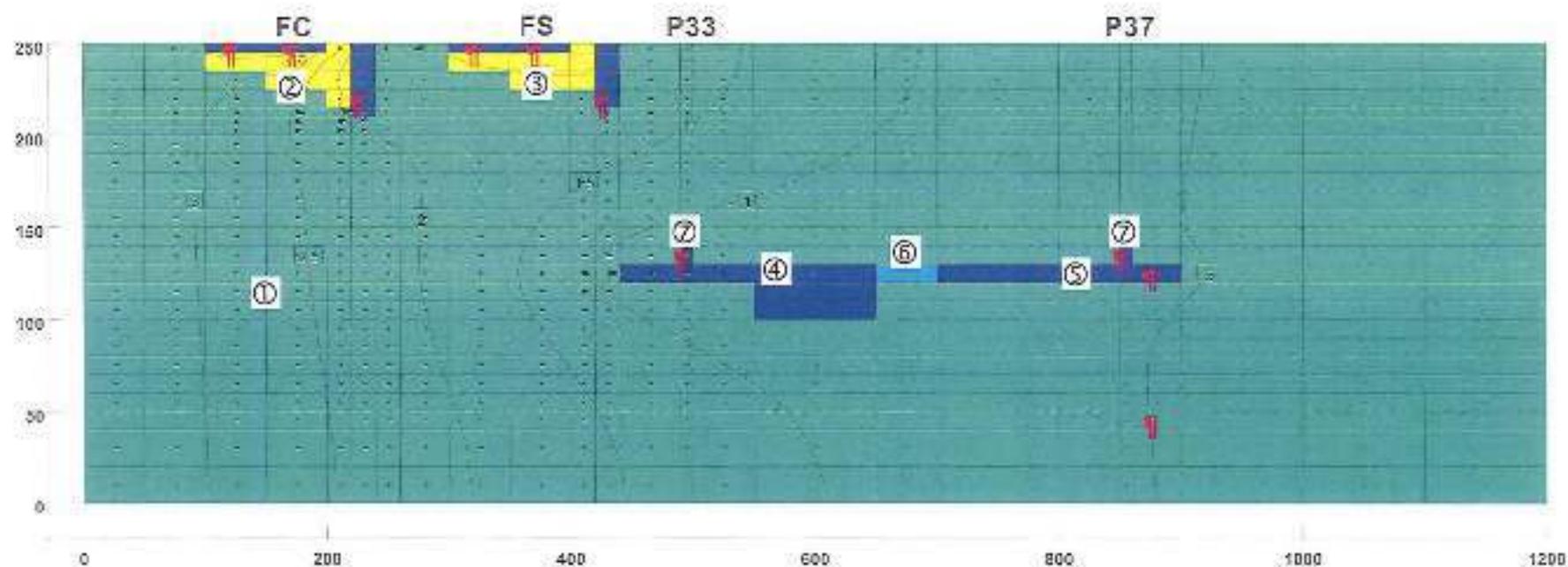


Figure 52 : Architecture d'un modèle de fonctionnement du site par transport réactif
(Le domaine modélisé correspond à une section verticale de direction générale nord-sud passant par les stockages de résidus ;
① à ⑦ : repères des différents sous-domaines décrits dans le texte)

L'extension du modèle est de 1200 m dans le sens horizontal NS, et de 250 m dans le sens vertical. Il comporte les domaines suivant (Figure 52) :

1. Le milieu encaissant autunien
2. la projection du stockages de résidus Failles Centrales, avec sa couverture de stériles et son drain profond ;
3. La projection du stockage de résidus Failles Sud, avec sa couverture de stériles et son drain profond ;
4. La projection du travers-banc et des travaux miniers souterrains du secteur de Tréviels ;
5. La projection du travers-banc et la connexion au travaux du secteur de Capitoul ;
6. Les barrages isolant les deux secteurs ;
7. Les puits d'exhaure P33 et P37.

5.5.2 Fonctionnement et paramétrage hydrodynamique

Le modèle est alimenté par la gauche (le nord) par les eaux de l'aquifère autunien, et par le haut, par les apports d'origine météorique. Un apport d'eau externe à la section représentant la contribution des eaux du secteur Capitoul peut également être pris en compte de façon indirecte.

Cinq milieux de perméabilités différentes sont considérés (Figure 52) : (i) l'encaissant autunien ; (ii) les résidus (peu perméables) ; (iii) leur couverture stérile et le matériau des drains (perméables) ; (iv) les travers-bancs et travaux miniers (très forte perméabilité) ; et enfin (v) les barrages souterrains. Les conditions aux limites sont :

- La différence de charge entre la limite gauche (amont) du modèle, i.e. la charge de la nappe autunienne en amont du site, et la limite droite correspondant à la charge au niveau de la Lergue ;
- Les cotes de drainage du drain profond Failles Centrales (-139m), et du drain profond Failles Sud (-145m) ;
- Les cotes de drainage correspondant aux pompages d'exhaure du P33 et/ou du P37 (toutes deux aux environs de 128m).

Un exemple de calcul hydrodynamique est illustré sur la Figure 52 où sont représentées les isovaleurs de la charge hydraulique pour les conditions aux limites précédentes. On constate bien le schéma général d'écoulement avec une introduction d'eau au niveau des stockages de résidus et un drainage par les travaux miniers profonds.

5.5.3 Possibilité de calage et de validation

La principale difficulté de mise en œuvre d'un tel modèle est son calage et sa validation, à la fois sur le plan hydrodynamique et sur le plan hydrochimique. Cette étape serait spécialement importante ici pour s'assurer que le modèle basé sur une représentation simplifiée en 2D vertical rend bien compte du fonctionnement d'ensemble du système.

En particulier, il serait nécessaire de disposer d'un suivi des débits pompés non seulement aux deux puits d'exhaure, mais aussi aux drains profonds Failles Centrales et Failles Sud ; ainsi que d'un suivi de la qualité des eaux pompées. Ces données n'étant pas disponibles, l'exploitation de ce modèle n'a pas été poursuivie au-delà de cette étude conceptuelle.

5.5.4 Perspectives d'utilisation du modèle

Dans l'hypothèse où la construction de ce modèle serait néanmoins poursuivie ultérieurement, il présenterait plusieurs avantages sensibles vis-à-vis du modèle simplifié de mélange que nous avons utilisé, et notamment les possibilités :

- De simuler l'évolution de la qualité des eaux aux drains profonds des deux stockages et à l'exhaure P33 dans les conditions actuelles de façon plus fine grâce à la prise en compte des phénomènes réactionnels ;
- De prédire l'effet d'une modification du dispositif d'exhaure sur les eaux émises (par exemple pompage en P37 au lieu du P33 actuel, modification de la cote de drainage, etc.)
- D'examiner ce que serait le fonctionnement du système en conditions dégradées (pannes du dispositif de pompage, rupture ou colmatage de barrages...)
- De prédire l'effet d'un changement des conditions climatiques et hydrodynamiques (suites d'années sèches ou au contraire pluvieuses).
- De tester au besoin des aménagements du dispositif de gestion des eaux permettant d'améliorer la qualité globale des effluents.

6. SYNTHÈSE ET RECOMMANDATIONS

6.1 Synthèse du fonctionnement hydrogéologique

Le fonctionnement du système hydrogéologique du site est approché à partir de mesures piézométriques dans les aquifères de l'Autunien et du Cambrien et à partir des débits pompés dans le réservoir minier et à la base des stockages de résidus de traitement du minerai.

Les travaux miniers sont développés au sein de l'aquifère de l'Autunien dont la productivité est faible. La contribution de cet aquifère aux eaux du site est contrôlée par un pompage au débit moyen annuel de 30 à 40 m³/h qui maintient le niveau de l'eau autour de la cote 128 m NGF. L'aquifère cambrien sous-jacent se trouve en charge de quelques mètres sous le réservoir minier et contribue ainsi à son alimentation. Le niveau d'eau à la base des résidus présents dans les MCO Failles Sud et Faille Centrales est maintenu par pompage aux alentours de 139 m NGF et se trouve également en charge par rapport au réservoir minier.

Le réservoir minier des travaux de Mas Lavayre constitue ainsi un exutoire local du système aquifère susceptible de drainer les eaux marquées par les différents pôles géochimiques du site comme l'indique l'analyse du comportement hydrochimique des eaux. Cette situation hydrodynamique actuelle est favorable pour limiter la dissémination dans l'environnement hydrogéologique des eaux marquées par les ouvrages miniers.

6.2 Synthèse de fonctionnement hydrogéo-chimique du site

Le fonctionnement hydrogéo-chimique du site a été abordé sur la base des études spécifiques réalisées sur l'environnement hydrochimique naturel, sur les résidus de traitement en 1996-1997, sur les données de surveillance environnementale, et sur une campagne détaillée de mesures in situ, prélèvements et analyses hydrochimiques réalisée en 2006.

À partir de ces données, il a été possible de définir et de caractériser les principaux pôles hydrochimiques alimentant le site minier, qu'ils soient d'origine naturelle (eaux de l'aquifère autunien, du secteur Capitou) ou marqués par différents termes sources liés à l'activité minière (eaux du réservoir minier, effluents des résidus de type 1 et 2, eaux des couvertures de stériles).

La contribution de chacun de ces pôles hydrochimiques aux principaux exutoires du site (drains profonds des stockages, exhaure P33, effluent global au bassin B4000) a pu également être déterminée sur la base des compositions chimiques observées lors de la campagne de 2006.

Les résultats obtenus paraissent cohérents et conformes à la vision globale de fonctionnement hydrogéologique actuel du site minier.

6.3 Évolution prévisionnelle de la qualité des effluents

Les deux stockages de résidus de traitement de Failles Centrales et de Failles Sud constituent sans conteste le terme source majeur de pollution du site. Un modèle hydrogéo-chimique complet des deux types de résidus a pu être construit et validé.

L'évolution prévisionnelle des eaux émises par les stockages a été examinée à partir d'une modélisation des transformations de ces termes source sous l'effet de la percolation des eaux météoriques. L'échelle de temps de cette évolution a été grossièrement estimée sur la base des quantités d'eau infiltrées annuellement sur les stockages.

Grâce à ces résultats, on a pu simuler l'évolution probable de la qualité moyenne des eaux émises aux principaux exutoires en termes de charge totale dissoute, de concentration en sulfate et en uranium, et d'activité en radium 226 dissous, en l'absence de modifications majeures du fonctionnement hydrogéologique du site.

Les résultats obtenus indiquent que seule la concentration en uranium dissous devrait encore nécessiter un traitement et une surveillance des eaux pendant une cinquantaine d'années environ. Au-delà, la qualité des eaux devrait se stabiliser à une qualité globale autorisant un rejet sans traitement si ce n'est pour l'uranium dont la concentration pourrait toujours excéder faiblement l'autorisation actuelle de rejet (~2 mg/L vs 1,8 mg/L).

Le modèle simplifié utilisé pour ces simulations devra néanmoins être consolidé, et ne permet pas d'autre part de prédire l'effet de modifications importantes des conditions de fonctionnement hydrogéologique du site dues à des aléas climatiques, ou à des conditions dégradées du dispositif de gestion des eaux par exemple.

Un modèle de simulation de fonctionnement du site par transport réactif a été proposé dans ce sens. Nous n'avons toutefois pas dépassé ici le stade de la conception et de la construction du maillage, dans la mesure où les données manquent pour caler et valider un tel modèle.

Les recommandations qui suivent visent à acquérir les données manquantes, à conforter les résultats déjà obtenus, et à optimiser la gestion du site à plus long terme.

6.4 Recommandations de suivi et d'études complémentaires

6.4.1 Acquisition de données complémentaires

Le programme complémentaire d'acquisition de données que nous proposons ici vise d'une part à conforter et à valider le modèle simplifié d'évolution de la qualité des effluents, et d'autre part permettre le calage et la validation ultérieure d'un modèle de transport réactif. Les axes proposés sont les suivants :

- Campagnes hydrochimiques complémentaires semestrielles (basses eaux et hautes eaux) portant sur les exutoires et les pôles hydrochimiques principaux de façon à valider et à apprécier la variabilité des contributions des différentes sources à ces exutoires. Il s'agit là de réaliser des mesures et prélèvements dans les règles de l'art, pour obtenir des analyses hydrochimiques complètes.
- Surveillance mensuelle en débit et qualité (au minimum pour les paramètres pH, charge totale, sulfates, uranium et radium dissous) des exutoires drains profonds ES et FC, exhaure P33 (et éventuellement P37), et bassin B4000. La surveillance des drains profonds est indispensable pour valider le modèle d'évolution des résidus ; celle des exutoires pour valider le modèle simplifié, et ultérieurement caler le modèle de transport réactif.

6.3.2 Proposition de programme de travaux ultérieurs

Le planning que nous proposons pour la suite des études et l'acquisition des données complémentaires est le suivant :

- Maintien du dispositif actuel de gestion et de traitement des eaux, avec réalisation du programme d'acquisition de données complémentaires décrit ci-dessus pendant 2 années.
- Exploitation des données acquises, révision/recalage du modèle simplifié d'évolution des effluents, et révision du programme de surveillance (qui sera poursuivi) : durée 1 an.
- Calibrage, validation et exploitation du modèle de transport réactif pour différents scénarios d'évolution et d'aménagement du site : durée 1 an.
- A l'issue de ces investigations complémentaires : proposition et soumission aux autorités d'un plan de gestion et de surveillance du site autorisant à terme l'arrêt du traitement des rejets.

RÉFÉRENCES ET DOCUMENTS CONSULTÉS

- [1]. *Anonyme* (2009) Surveillance de l'environnement sur le site de l'Hérault. Rapport annuel 2009. Rapp. AREVA NC, Établissement de Bessines. Service Environnement.
- [2]. BASSOT S., MALLET C., STAMMOSE D. (2001) – Experimental study and modeling of the radium sorption onto goethite. *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, Materials Research Society, **663**, 1081-1089.
- [3]. BAVOUX B., GUIOLIARD P.-C. (1999) – L'uranium du Lodévois (Hérault). 67 p.
- [4]. BETHKE C. M., YEAKEL S. (2007) – The Geochemist's Workbench® Release 7.0 Reference Manual. Hydrogeology Program. University of Illinois. 281 p.
- [5]. CHAUMET P., LEDOUX E., SCHMITT J.M. (1996) - Modélisation hydrogéologique du bassin permien de Lodève (Hérault) en vue de la fermeture de l'exploitation minière. Rapport Armines, LHM/RD/96/47, 102 p.
- [6]. DELIENS M., HENRIOT O., MATHIS V., CAUBEL A. (1991) – Minéraux des gisements d'uranium du Lodévois. Association Française de Microminéralogie.
- [7]. DUBÉARNES B., SCHMITT J.-M., BÉGASSAT P. (2005) - Programmes de recherches sur la représentativité des échantillons d'eau prélevés en forages de contrôle : synthèse et conclusions. Contrat ADFME N°0472C0049. Rapport Armines, LHM/RD/05/32 ; Hydro Invest, 4865, 142 p.
- [8]. LEDOUX F., GIRARD G., VILFENEUVE J.P. (1984) – Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille blanche/n°1/2-1984*.
- [9]. LEDOUX F., SCHMITT J.-M. (1998) – Étude hydrodynamique de l'impact prévisionnel des stockages de résidus et de stériles après abandon de l'exploitation de Lodève. Rapport EMP/Armines, LHM/RD/98/48, 9 p. + annexes.
- [10]. LEDOUX F., SCHMITT J.-M. (2010). Étude du fonctionnement hydrogéochimique de l'ancien site minier de Bellezane (Limousin, France). No R100119EL, BGM/DGS RT 10/004, Centre de Géosciences, École des Mines de Paris, Fontainebleau, France.
- [11]. NOLF J.-L. (1995). - Synthèse piézométrique. -Rapport interne COGEMA.
- [12]. ODIN B. (1986) Les formations permiennes Autouien supérieur à Thuringien du bassin de Lodève (Hérault, France). Thèse Doct. Université de Marseille III.
- [13]. OUDIZ A., CESSAC B., BRENOT J., MAIGNÉ J.-P., SANTUCCI P., ROBÉ M. C., CHARBONNEAU P. (2001) - Guides techniques / Guide méthodologique / Gestion des sites industriels potentiellement contaminés par des substances radioactives Institut de Protection et de Sureté Nucléaire, (http://www.ipsn.fr/activites/environnement/guide_methodo/xaresum.pdf), 110 p. + annexes
- [14]. SCHMITT J.M. (1999) - Weathering, rainwater, and atmosphere geochemistry : example and modelling of granite weathering in present conditions, in a CO₂-rich, and in an anoxic paleoatmosphere. In: 'Palaeoweathering, palaeosurfaces, and related continental deposits' (Thiry M. & Simon-Coinçon R. edit). Spec.Publs int. Ass. Sediment., 27, 21-41.
- [15]. SCHMITT J.-M., LAGNEAU V. (2002) - Projet d'exploitation par lixiviation in situ (ISL) du champ uranifère KATCO de Mayunakum (Kazakhstan) : Modélisation prévisionnelle de l'impact environnemental post-exploitation. Rapport Armines, LHM/RD/02/39, 77 p + Annexes

- [16]. SCHMITT J.-M., LAGNEAU V. (2004) Modélisation de l'impact prévisionnel de l'exploitation par ISL du gisement uranifère de Tortkuduk (Kazakhstan). Rapport Armines, LHM/RD/2004/45, 79 p.
- [17]. SCHMITT J.-M., LEDOUX E. (1998) Étude hydrochimique de l'impact prévisionnel des stockages de résidus et de stériles après abandon de l'exploitation de Lodève. Rapport EMP/Armines, LHM/RD/98/51, 42 p. + annexes.
- [18]. SOMOT S. (1997) – Radium, uranium et métaux dans les résidus de traitement dynamique, acide et alcalin, de minerais d'uranium. Thèse Doctorat. Université Nancy 1, 365 p.
- [19]. van der LEE J., De WINDT L. (2002) CHESST tutorial and cookbook, updated for version 3.0. User's manual. Rapport Technique, École des Mines de Paris, CIG/ARMINES, LHM/RD/02/13, 112 p
- [20]. VUILLEMENOT P. (1991)- Étude hydrogéologique et hydrogéochimique du bassin de Lodève et de l'environnement du site minier de St Martin du Bosc. Cabinet d'études techniques , Lodève. Rapp. Inédit, 45 p. + annexes.
- [21]. VUILLEMENOT P., GUERIN R. (1995) – Hydrogéologie du bassin de Lodève (Hérault, France). Relations avec les minéralisations uranifères. *Hydrogéologie*, n°3, 19-28.
- [22]. VUILLEMENOT P., TOULHOAT P. (1992)- Évolution chimique des eaux de la partie orientale du bassin de Lodève (Hérault, France). *Hydrogéologie*, n°3, 173-186.
- [23]. VUILLEMENOT P., TOULHOAT P. (1994)- Évolution chimique des eaux de la partie occidentale du bassin de Lodève (Hérault, France). *Hydrogéologie*, n°3, 3-14.

