

RAPPORT D'ÉTUDE
N°ÁNERIS-DRC-12-108130-00744B

19/04/2012

Stockage souterrain de STOCAMINE (68)

**Impact potentiel du stockage sur la ressource
en eau dans le cadre du scénario de stockage
illimité**

INERIS

*maîtriser le risque |
pour un développement durable |*

Stockage souterrain de STOCAMINE (68)

Impact potentiel du stockage sur la ressource en eau dans le cadre du scénario de stockage illimité

Rapport réalisé pour StocaMine.

Liste des personnes ayant participé à l'étude : Olivier Bour, Pierre Hennebert, Corinne Hulot, Frédéric Poulard, Jean-Claude Pinte (INERIS).

PRÉAMBULE


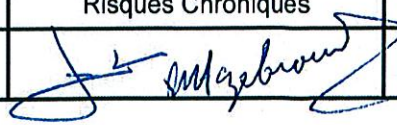

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Fabrice Quiot	Philippe Gombert et Benoit Hazebrouck	Mehdi Ghoreychi
Qualité	Ingénieur à l'unité Comportement des Contaminants dans les Sols et Matériaux, Direction des Risques Chroniques	Responsable de l'unité Eaux souterraines et Emissions de Gaz, Direction des Risques du Sol et du sous-sol et Resp. de l'unité Comportement des Contaminants dans les Sols et Matériaux, Direction des Risques Chroniques	Directeur des Risques du Sol et du sous-sol
Visa			

SOMMAIRE

1. CONTEXTE ET OBJECTIF	9
2. DÉMARCHE ADOPTÉE PAR L'INERIS	11
3. RAPPELS SUR L'ÉTUDE DU TERME SOURCE	13
4. RAPPELS SUR L'ÉTUDE DES VECTEURS DE TRANSFERT ET DU SCÉNARIO D'ENNOYAGE DE STOCAMINE.....	17
4.1 Vecteurs de transfert.....	17
4.2 Scénario d'ennoyage.....	18
4.3 Identification des enjeux (existants et futurs)	24
5. CHOIX DES CRITÈRES DE COMPARAISON POUR ÉVALUER L'IMPACT DU STOCKAGE SUR LA NAPPE D'ALSACE.....	25
6. ETAPES DE MODÉLISATION DU TRANSFERT DE POLLUANTS ISSUS DU STOCKAGE	31
6.1 Modélisation de la fuite de saumure contaminée à travers les barrières et de la dilution par la saumure non contaminée au sein des travaux miniers.....	31
6.1.1 Fluage du sel	31
6.1.2 Compaction des terrains de foudroyage et des déchets.....	32
6.1.3 Pression de fluide	33
6.1.4 Dilution de la saumure contaminée dans la saumure provenant du réservoir minier.....	34
6.2 Modélisation de la dispersion des polluants dans la nappe d'Alsace	35
6.3 Déroulement de la modélisation.....	38
7. CONCENTRATIONS CALCULÉES EN NAPPE D'ALSACE ET ÉVALUATION DE L'IMPACT SUR LA RESSOURCE EN EAU	41
7.1 Résultats du scénario de référence et évaluation des incertitudes	41
7.1.1 Concentrations calculées en nappe à 1000 ans et pour une fuite à partir des 5 puits de la mine Amélie.....	41
7.1.2 Incertitudes liée au terme source et au scénario d'ennoyage et d'épanchement en nappe d'Alsace.....	47
7.2 Illustration des panaches de pollution liés au scénario de référence	54
8. CONCLUSION.....	59
9. RÉFÉRENCES CITÉES.....	63
10. LISTE DES ANNEXES	65

Liste des figures

Figure 1 : Concentrations calculées dans le stockage en g/L par équilibre géochimique pour le scénario avec barrières (7000 m ³ , scénario de référence) ..	14
Figure 2 : Schéma de principe du modèle de compaction utilisé.....	32
Figure 3 : Carte illustrant la discrétisation horizontale du modèle régional (maillage gigogne sur le bassin potassique) [8].....	37
Figure 4 : Coupe ouest/est illustrant la discrétisation verticale du modèle régional (3 couches d'alluvions) [8]	37
Figure 5 : Chronogramme du scénario d'épanchement retenu (avec barrières) et période simulée	42
Figure 6 : Illustration des concentrations moyennes calculées après épanchement en nappe de la saumure contaminée dans les 3 couches des 5 puits de la mine Amélie (sortie dans 1000 ans).....	43
Figure 7 : Localisation des concentrations maximales calculées dans le modèle (pour un épanchement dans 1000 ans à partir de 5 puits).....	46
Figure 8 : Concentrations calculées en Hg (critères : 0,2 et 1 µg/L) et Cr (critères : 7 et 50 µg/L) après épanchement en nappe de la saumure contaminée dans les 3 couches des 5 puits de la mine Amélie (sortie dans 1000 ans, incertitude 50 %).....	48
Figure 9 : Chronique des concentrations calculées pour le mercure sur le puits Amélie 1 (pour un épanchement par 5 puits dans 1000 ans, incertitude ± 50%, échelle semi-log, origine du temps prise à 1000 ans).....	50
Figure 10 : Chronique des concentrations calculées pour le mercure sur le puits Amélie 1 (pour un épanchement par 5 puits dans 500 ans, incertitude ± 50 %, échelle semi-log, origine du temps prise à 500 ans).....	50
Figure 11 : Concentrations calculées en Hg (critères : 0,2 et 1 µg/L) et Cr (critères : 7 et 50 µg/L) après épanchement en nappe de la saumure contaminée dans les 3 couches des 2 puits Joseph et Else (sortie dans 1000 ans, incertitude 50 %).....	52
Figure 12 : Carte du panache de mercure dans la couche supérieure du modèle dans le scénario de référence (sortie à 1000 ans, épanchement par 5 puits) et profils d'évolution des concentrations d'amont vers l'aval pour le mercure (1000 ans) et les chlorures (300 ans).....	55
Figure 13 : Carte du panache de mercure dans la couche intermédiaire du modèle dans le scénario de référence (sortie à 1000 ans, épanchement par 5 puits) et profils d'évolution des concentrations d'amont vers l'aval pour le mercure (1000 ans) et les chlorures (300 ans).....	56
Figure 14 : Carte du panache de mercure dans la couche inférieure du modèle dans le scénario de référence (sortie à 1000 ans, épanchement par 5 puits) et profils d'évolution des concentrations d'amont vers l'aval pour le mercure (1000 ans) et les chlorures (300 ans).....	57

Liste des tableaux

Tableau 1 : Concentrations calculées dans le stockage en g/L par équilibre géochimique pour le scénario avec barrières (7000 m ³ , scénario de référence)..	14
Tableau 2 : Concentrations de l'environnement local témoin, mesures concernant la partie supérieure de la nappe (état initial puis suivi de 1998 à 2010)	27
Tableau 3 : Critères de qualité retenus considérant les données sur l'environnement local témoin (état initial puis suivi de 1998 – 2010) et les critères de qualité d'origine réglementaire.....	29
Tableau 4 : Valeurs de concentrations moyennes calculées après épanchement en nappe de la saumure contaminée dans les 3 couches des 5 puits de la mine Amélie (sortie dans 1000 ans).....	44
Tableau 5 : Concentrations maximales calculées dans le modèle (pour un épanchement dans 1000 ans et en considérant 5 puits d'épanchement).....	45
Tableau 6 : Comparaison des concentrations moyennes calculées en Hg dans le stockage, à la sortie des barrières et dans la partie inférieure de la nappe dans le cas d'un épanchement par 5 puits	47
Tableau 7 : Comparaison des concentrations moyennes calculées en Hg dans le stockage, à la sortie des barrières et dans la partie inférieure de la nappe dans le cas d'un épanchement par 2 puits	51

GLOSSAIRE

AEA	Alimentation en Eau Agricole
AEI	Alimentation en Eau Industrielle
AEP	Alimentation en Eau Potable
ARS	Agence Régionale de Santé
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CAP	Certificat d'Acceptation Préalable
CMA	Concentration Maximale Admissible
COPIL	Comité de pilotage
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
ETM	Eléments Traces Métalliques
LQ	Limite de Quantification
MA	Moyenne Annuelle
MDPA	Mines De Potasse d'Alsace
MMR	Mesure de Maîtrise des Risques
NQE	Norme de Qualité Environnementale
SAGE	Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SDAGE	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

1. CONTEXTE ET OBJECTIF

Cette étude s'inscrit dans le cadre des travaux réalisés par l'INERIS sur le devenir des déchets du stockage de StocaMine, au sein de la Mine Amélie (MDPA). Elle développe et précise les résultats déjà présentés au cours des exposés de l'INERIS aux réunions du COPIL du 1^{er} avril 2011 et du 23 mai 2011 sur l'impact des déchets sur la qualité de la nappe d'Alsace [1]. En effet, les résultats d'une étude préliminaire, présentés au COPIL du 1^{er} avril 2011, avaient révélé que sans dispositions spécifiques, notamment la mise en place de barrières à très faible perméabilité, les concentrations en certains contaminants pourraient dépasser dans le futur les actuelles valeurs seuils réglementaires de potabilité dans la nappe. Ainsi, des moyens spécifiques de maîtrise des risques (MMR) ont-ils été étudiés et présentés au COPIL du 23 mai 2011. Ils comprennent en particulier la mise en place de barrières ouvragées à base d'argiles gonflantes, dans toutes les voies d'accès au stockage, après suppression de la zone endommagée présente autour de ces voies. Des galeries de court-circuit hydraulique ont également été préconisées en complément.

Il convient de souligner que les hypothèses de base et les données utilisées dans ce rapport sont celles de l'exposé de l'INERIS au COPIL du 23 mai 2011. Les seules données nouvelles correspondent à la réactualisation des données du terme source présentées dans la dernière version du rapport INERIS (novembre 2011) [2]. En revanche, les informations récentes sur la présence d'un ancien sondage de reconnaissance et sur l'existence de trous de dégazage¹ n'ont pas été prises en compte et leur impact éventuel sur les conclusions de cette étude ne peut pas être précisé à ce jour.

Précisons en outre que les résultats de l'étude présentée dans la suite reposent essentiellement sur des modélisations prédictives à long terme (sur plusieurs siècles). Il convient de les considérer avec la prudence nécessaire, compte-tenu des incertitudes inhérentes à toute prédiction sur d'aussi grandes échelles de temps et qui ne sont pas, en toute rigueur, compatibles avec une vérification *in situ*.

Nota : cette étude ne tient pas compte de l'impact du changement climatique sur la nappe d'Alsace par manque d'informations sur ce sujet ; par ailleurs, les seuils réglementaires pris en compte sont les seuils actuels sans préjuger de leur évolution éventuelle à long terme.

¹ Il s'agit du sondage WIII, réalisé en 1905, traversant a priori un pilier du bloc 25 qui ne contient pas de déchets. Le matériau de remplissage de ce sondage risque d'être à l'état de boue. Par ailleurs, plusieurs trous de dégazage du grisou ont été forés au toit du stockage sur une dizaine de mètres de longueur. Une étude récente de l'INERIS sur la modélisation de la fermeture de ces trous sous l'effet du fluage du sel fait l'objet d'un rapport spécifique remis le 5 octobre 2011 (étude liée à un avenant au contrat proposé le 31 août 2011). Ces résultats n'ont pas été intégrés dans la présente étude dont la réalisation est antérieure aux informations récentes. Des études spécifiques devront démontrer l'innocuité de ces sondages ou proposer des moyens de traitement particuliers.

2. DÉMARCHE ADOPTÉE PAR L'INERIS

L'étude présentée dans ce rapport a pour objet d'évaluer l'impact du stockage illimité de déchets de StocaMine sur la nappe d'Alsace. Une première analyse des données existantes avait été réalisée en avril 2010 par l'INERIS et avait fait l'objet d'un précédent rapport [3]. Celui-ci portait sur une analyse critique des études conduites auparavant pour le compte de StocaMine par des organismes sous-traitants, concernant les études d'impact sur la santé des populations (hors travailleurs) et sur la ressource en eau.

La présente étude comporte 4 étapes :

1. la prise en compte des résultats des travaux sur le terme source réalisés par l'INERIS [2], en particulier les concentrations en polluants calculées dans le stockage en présence de barrières ouvragées à base d'argiles gonflantes. Ce calcul est basé sur la totalité des 44000 tonnes de déchets actuellement stockés ;
2. l'évaluation de la fuite possible de saumure contaminée à travers ces barrières sous l'effet de la convergence des galeries du stockage provoquée par le phénomène de fluage du sel ;
3. l'évaluation de la concentration en contaminants diluée dans la saumure « non contaminée » provenant de la compaction des terrains foudroyés ;
4. l'évaluation des concentrations en contaminants passant par l'extrados des puits de la mine Amélie et dilués dans la nappe d'Alsace. Cette dernière étape s'appuie sur la modélisation de transfert réalisée par le BRGM [8].

3. RAPPELS SUR L'ÉTUDE DU TERME SOURCE

L'étude du terme source réalisée par l'INERIS [2] avait pour objectif de compléter les précédents travaux du bureau d'études BMG engineering [4] en établissant la quantité de contaminants présents dans le stockage et les concentrations susceptibles de sortir de l'exploitation minière, notamment sous forme dissoute. Il convient de préciser que, compte-tenu de la présence de saumure et des interactions ioniques associées, le transport sous formes particulaire ou colloïdale n'a pas été étudié car considéré comme négligeable et que seules les concentrations sous forme dissoute ont été calculées puis employées dans le modèle de transfert de polluants en nappe d'Alsace.

Les données exploitées sont issues des certificats d'acceptation préalable (CAP) et des analyses de composition et de masse de chaque lot ou arrivage de déchets, données transmises par StocaMine.

Le choix des composés étudiés par l'INERIS est basé sur les informations disponibles quant à leur présence et à leur masse estimée. Outre les cyanures totaux, les éléments traces métalliques (ETM) retenus *in fine* sont : l'argent (Ag), l'arsenic (As), le baryum (Ba), le bismuth (Bi), le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et l'antimoine (Sb).

L'approche retenue par l'INERIS a consisté à évaluer, par modélisation géochimique, les concentrations à l'équilibre avec des phases minérales secondaires influençant la composition de la saumure circulant au sein du stockage. Ainsi, différentes simulations d'équilibre ont été menées en utilisant le logiciel Visual MINTEQ v3.0 et la base de données MINTEQ v3.0 pour différents scénarios [2].

Dans la simulation géochimique retenue, la masse de déchets présentée au Tableau 1 et à la Figure 1, entourée par les barrières, interagit avec 7000 m³ de saumure saturée. Ce volume correspond à l'espace vide disponible entre les colis de déchets (big-bags et fûts pour un total de 44000 t) et au sein de ces derniers, une fois que l'espace vide au-dessus des déchets et dans les recoupes aura été comblé par le fluage du sel. D'après les résultats de l'étude géomécanique de l'INERIS [5], le temps nécessaire au contact entre le toit du stockage et les déchets a été estimé à quelques dizaines d'années selon le bloc, tandis que la convergence totale d'une galerie du stockage intervient au bout d'un siècle. Ainsi, au moment de l'ennoyage du niveau du stockage, dans environ 240 ans, seuls les vides résiduels liés à la porosité des déchets seront accessibles à la saumure.

Tableau 1 : Concentrations calculées dans le stockage en g/L par équilibre géochimique pour le scénario avec barrières (7000 m³, scénario de référence)

Composés	Concentration totale dissoute (g/L)
Ag	3,88E-02
As	1,54E-02
Ba	2,30E-07
Bi	6,95E-06
Cd	1,54E-03
CN	6,80E-01
Co	8,29E-06
Cr	7,07E+00
Cu	1,93E-07
Hg	7,52E+00
Ni	3,05E-07
Pb	4,53E-07
Sb	1,89E-01

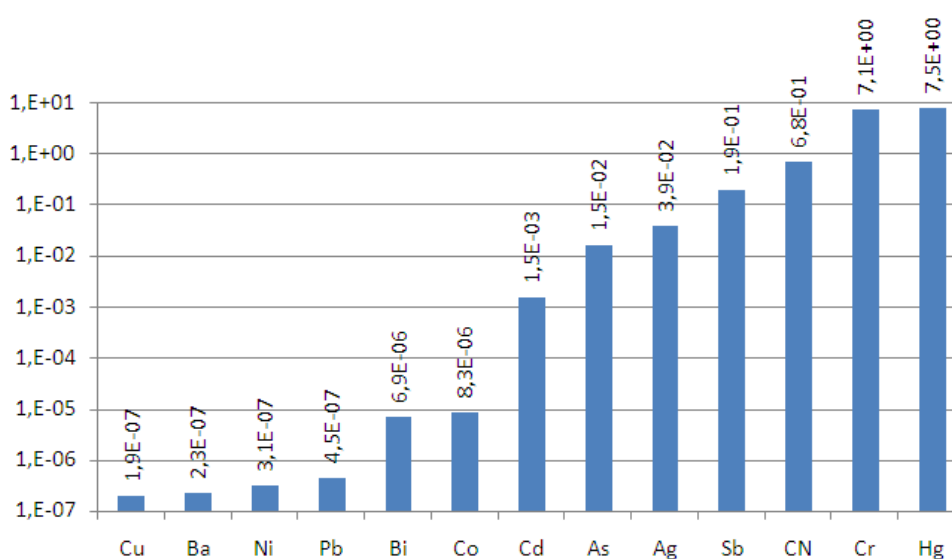


Figure 1 : Concentrations calculées dans le stockage en g/L par équilibre géochimique pour le scénario avec barrières (7000 m³, scénario de référence)

Par rapport à l'approche adoptée précédemment par BMG [4], considérant que la totalité des contaminants stockés serait dissoute dans la saumure transitant par le stockage au cours de l'ennoyage, il s'avère que la prise en compte des effets de précipitation entraîne une diminution notable des concentrations attendues en certains ions métalliques comme le baryum (Ba), le bismuth (Bi), le cobalt (Co), le

plomb (Pb) et le nickel (Ni). Cependant, en raison des effets de complexation par les chlorures ou par les cyanures, d'autres ions ne seront que très peu concernés par cette diminution, voire pas du tout : c'est le cas du mercure (Hg), du cadmium (Cd) et, dans une moindre mesure, de l'antimoine (Sb), dont les niveaux de concentration dans le terme source restent élevés.

Les résultats de la modélisation géochimique du terme source, tels que présentés dans le Tableau 1, sont repris dans les différentes étapes de modélisation de transfert pour étudier l'impact potentiel du stockage sur la qualité de la ressource en eau d'ampleur régionale que constitue la nappe d'Alsace.

Précisons que, d'après l'étude de l'INERIS sur le terme source [2], l'incertitude liée à la méthode d'estimation des quantités de déchets mises en œuvre par l'exploitant est de l'ordre de 50% ce qui signifie que les valeurs du Tableau 1 sont affectées d'une incertitude de plus ou moins 50%. Cette incertitude a été prise en compte dans la présente étude.

4. RAPPELS SUR L'ÉTUDE DES VECTEURS DE TRANSFERT ET DU SCÉNARIO D'ENNOYAGE DE STOCAMINE

4.1 VECTEURS DE TRANSFERT

La migration potentielle de contaminants issus du site de stockage vers la surface, et en particulier vers la nappe d'Alsace, requiert la présence d'un drain, naturel ou anthropique, mettant en communication les travaux miniers et la surface. Sur le secteur étudié, les vecteurs de transfert potentiels suivants ont été identifiés par l'INERIS [6] :

- les anciens sondages de reconnaissance (de potasse, d'hydrocarbures, de gaz) ;
- les anciens puits d'exploitation (15 puits sur le secteur ouest MDPa) ;
- les failles (existantes et réactivées par un événement sismique).

L'étude hydrogéologique de l'INERIS finalisée en mars 2011 [6] a conclu que les 15 puits de mine du secteur sont les principales voies qui permettront un épanchement de saumure dans la nappe d'Alsace du fait du mécanisme de compaction des vides miniers liée au fluage des formations salifères. Ce mécanisme se poursuivra jusqu'à la fermeture complète des vides miniers résiduels après leur ennoyage.

Précisons que les anciens puits d'exploitation ont déjà été fermés par des méthodes d'usage à MDPa, à l'exception des puits Joseph et Else. En ce qui concerne le cheminement de la saumure, pendant et après l'ennoyage, les premières études (présentées au COPIL du 01/04/2011) étaient basées sur deux hypothèses :

- la saumure contaminée s'épanchera à la base de la nappe, dans le cas d'un passage préférentiel par l'extrados du puits, c'est une hypothèse plausible puisque ce chemin est a priori emprunté par l'ennoyage, du fait de la perméabilité de l'extrados aggravée par la dissolution du sel ;
- la saumure contaminée s'épanchera à la surface de la nappe, dans le cas d'un passage préférentiel par l'intrados du puits. Cette hypothèse bien que peu plausible par rapport à la précédente a également été retenue lors des études préliminaires (présentées au COPIL du 1^{er} avril 2011).

Pour vérifier ces hypothèses, deux campagnes de prélèvements et d'analyses des eaux d'infiltration au sein de la mine Amélie ont été conduites par l'INERIS [7]. Les résultats des analyses confirmant le passage préférentiel d'eau de percolation actuelle par l'extrados, cette voie a donc été retenue pour les dernières simulations de transfert en nappe d'Alsace. L'introduction de saumure contaminée a donc été prise en compte, dans le modèle de nappe du BRGM, à la base de la nappe d'Alsace.

4.2 SCÉNARIO D'ENNOYAGE

Le scénario d'ennoyage prévisible du site de stockage et des vides miniers résiduels comprend, pour le secteur du stockage pris dans son ensemble, les principales étapes décrites sur les illustrations qui suivent (cf. présentation au COPIL du 23 mai 2011 [1]). Ce scénario, retenu par l'INERIS, est composé de 5 étapes et intègre la mise en place de barrières ouvragées à très faible perméabilité.

Rappelons l'existence d'un stot de séparation entre les mines Amélie et Marie-Louise. Toutefois, ce stot se trouve vraisemblablement dans un état dégradé et donc perméable à l'eau. L'INERIS considère que, quel que soit le rôle de ce stot, la saumure potentiellement contaminée sortira très probablement par les puits de la mine Amélie. Il s'agit en effet des ouvrages d'exploitation qui sont à la fois les plus hauts du secteur ouest et les plus proches du site de stockage. Les 5 puits de la mine Amélie sont les puits Joseph, Else (les deux puits les plus proches situés à 300 m du stockage, qui sont encore ouverts), Amélie 1, Amélie 2 et Max. Cette hypothèse fait partie du scénario de référence retenu.

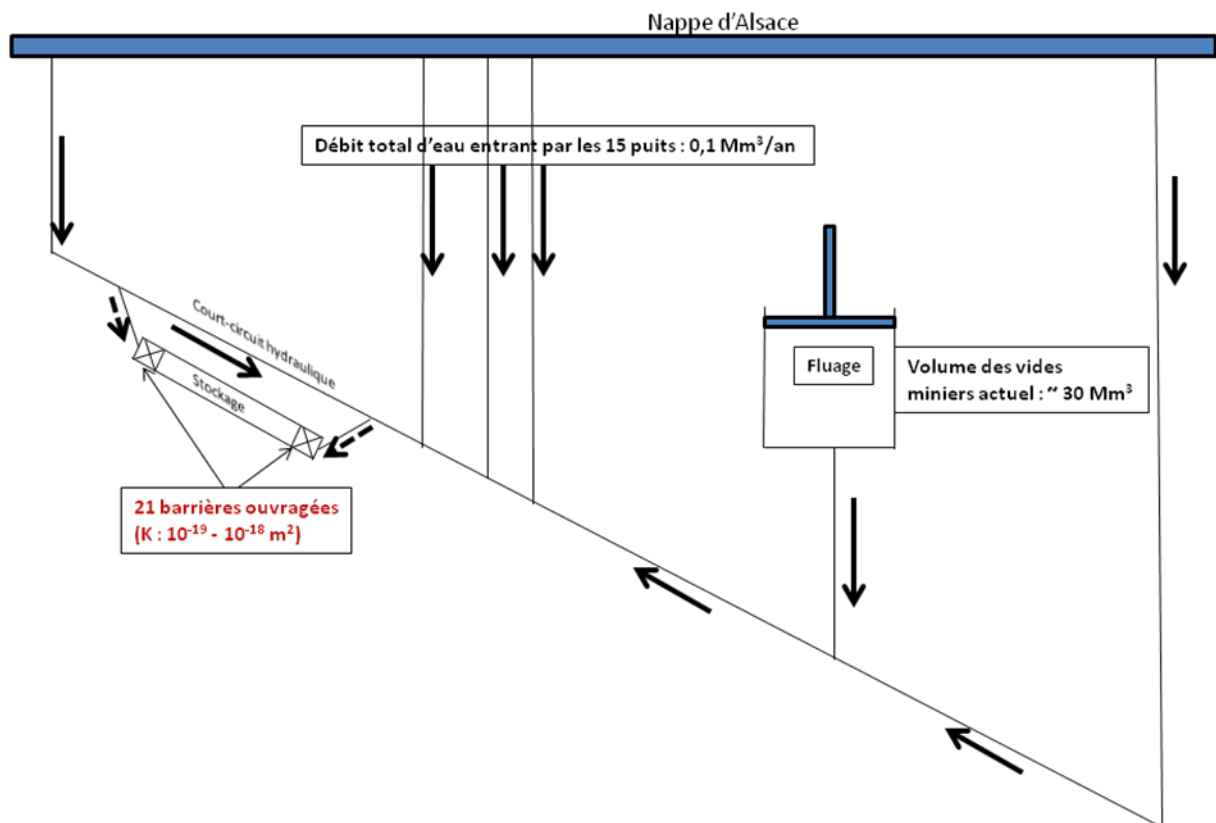
Cependant, il est difficile de prédire avec certitude la répartition du débit d'exhaure entre ces 5 puits : c'est pourquoi cette étude a été réalisée autour de l'hypothèse de référence d'une fuite à travers l'ensemble des 5 puits, tout en étudiant l'impact du cas où seuls les 2 puits les plus proches (Joseph et Else), seraient finalement empruntés par la saumure contaminée issue du stockage. Les débits de fuite à travers les 5 puits retenus dans le calcul de référence sont présentés en Annexe 1, le calcul étant basé sur la répartition du débit total de 680 m³/an dans chacun des puits au prorata de leur diamètre (cf. scénario de référence décrit dans l'étude hydrogéologique [6]).

La principale mesure de maîtrise des risques consiste à retarder la percolation de la saumure à travers les déchets le plus longtemps possible, en mettant en place des barrières ouvragées à très faible perméabilité, à base d'argiles gonflantes de type smectite, dans toutes les voies d'accès au stockage (21 voies doubles ou triples). Cependant, on peut penser que ces barrières finiront par ne plus assurer, sur le long terme, une étanchéité parfaite et permettront l'entrée de saumure au sein des vides résiduels du site de stockage dont le volume a été estimé, comme nous l'avons déjà précisé, à 7000 m³ en fin d'ennoyage.

Les barrières mises en place auront ainsi pour principaux objectifs de retarder la mise en contact des déchets avec la saumure issue des travaux situés en aval pendage et également de retarder la sortie de la saumure contaminée du stockage. Du fait du ralentissement de la convergence des vides miniers, à long terme, ces mesures devraient réduire le débit de production de saumure potentiellement contaminée et donc la concentration en contaminants dans la saumure au sortir des puits. Comme indiqué par la suite, ceci a conduit l'INERIS à recalculer les concentrations à la sortie des puits avant dispersion dans la nappe en considérant la percolation à long terme de la saumure polluée à travers les barrières.

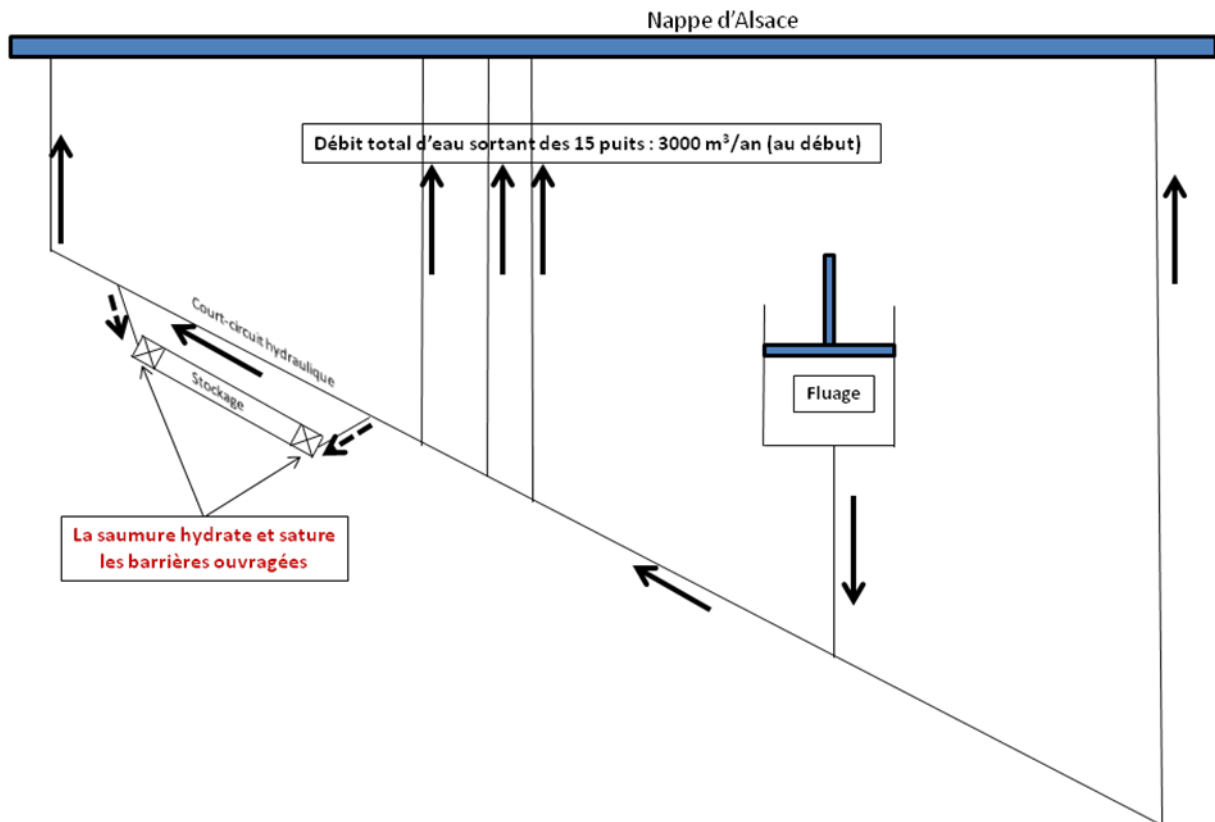
Etape 1 :

- fermeture des vides miniers sous l'effet du fluage (à la vitesse, avant ennoyage, de 1% par an pour les galeries de StocaMine et de 0,1% par an pour les tailles foudroyées, ces vitesses diminuant après l'ennoyage) ;
- ennoyage progressif des vides miniers (hormis le site de stockage de StocaMine, protégé par des barrières) ;
- la durée de l'ennoyage complet des vides miniers est de l'ordre de 300 ans.



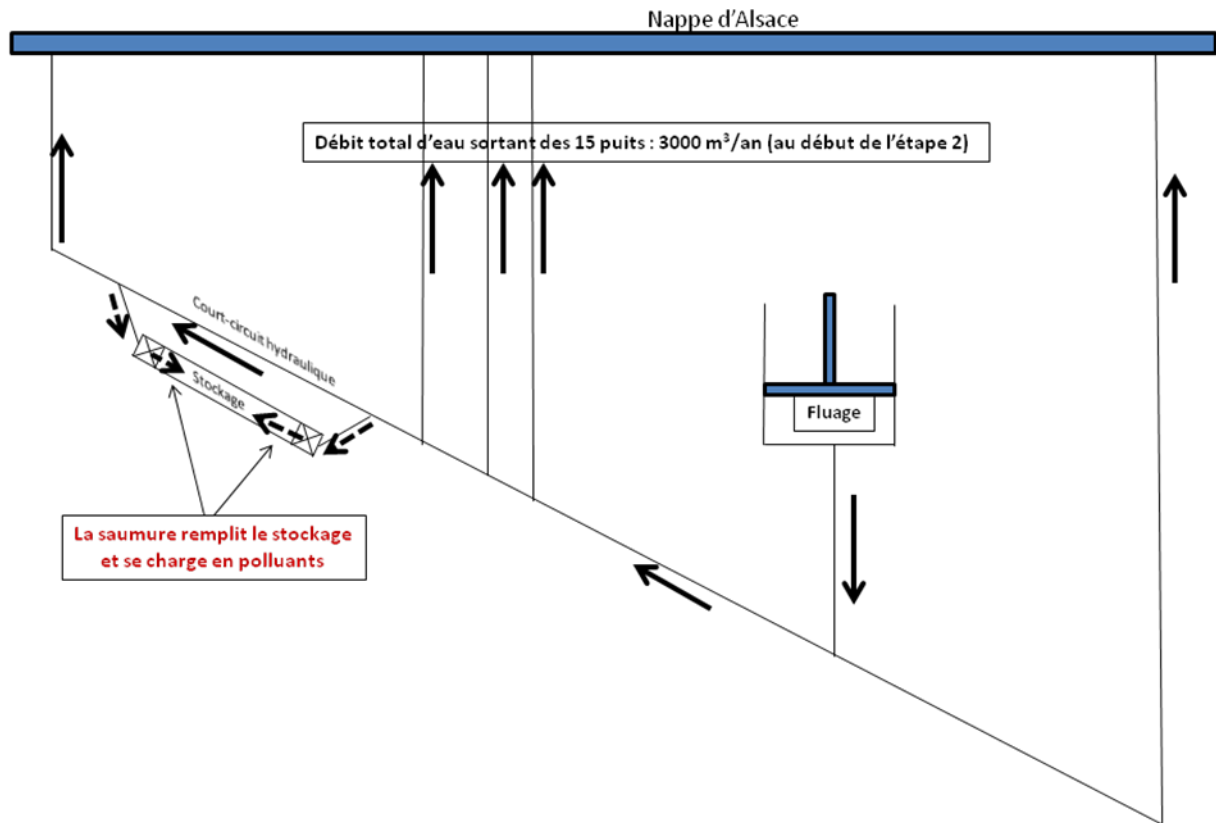
Etape 2 :

- ennoyage terminé, poursuite de la fermeture des vides miniers par fluage (vitesse diminuée après l'ennoyage : 0,1 à 0,01% par an) ;
- expulsion de la saumure (n'ayant pas transité par le site de stockage de StocaMine) vers la nappe d'Alsace ;
- la durée de la saturation des barrières est de quelques centaines d'années.



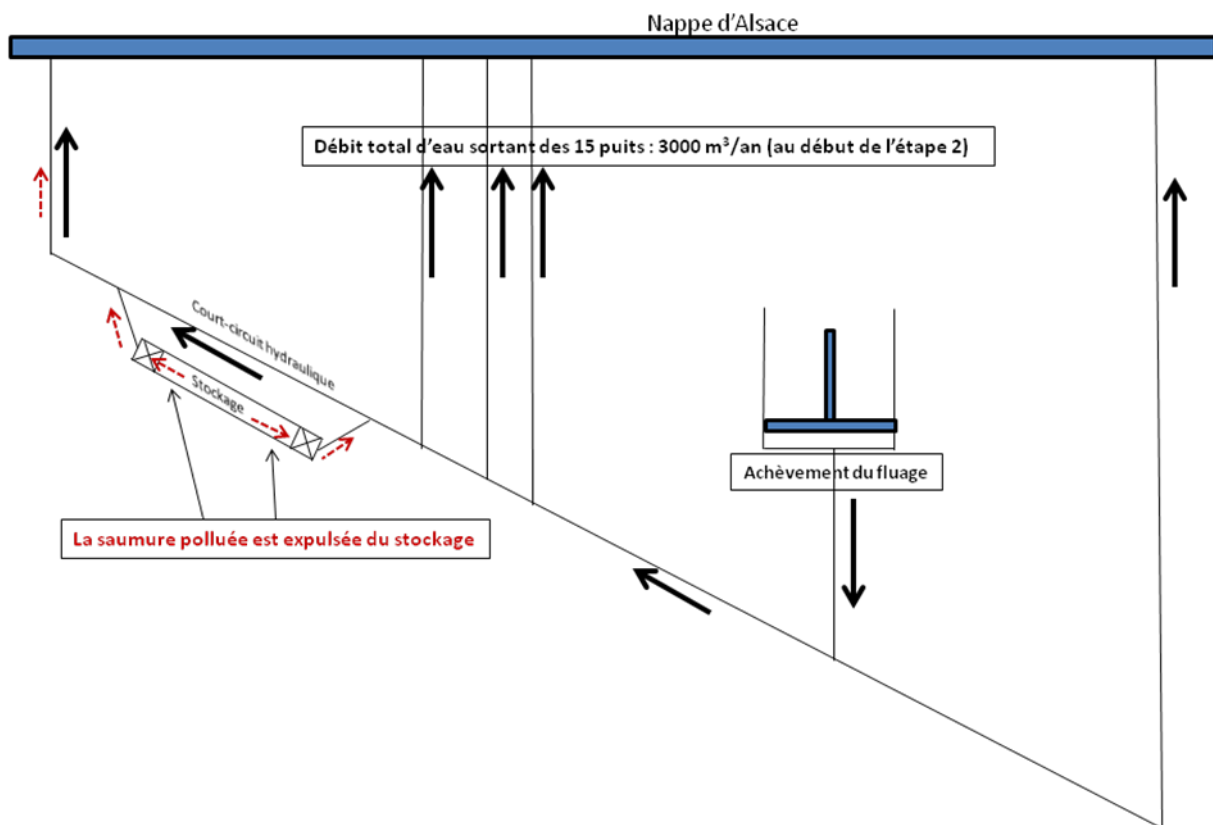
Etape 3 :

- poursuite de la fermeture des vides miniers par le fluage (vitesse de l'ordre de 0,01% par an) ;
- poursuite de la remontée de la saumure vers la nappe d'Alsace ;
- la durée du remplissage de StocaMine et de l'émission de saumure contaminée est de quelques milliers d'années (scénario d'évolution normale, sans défaillance).



Etape 4 :

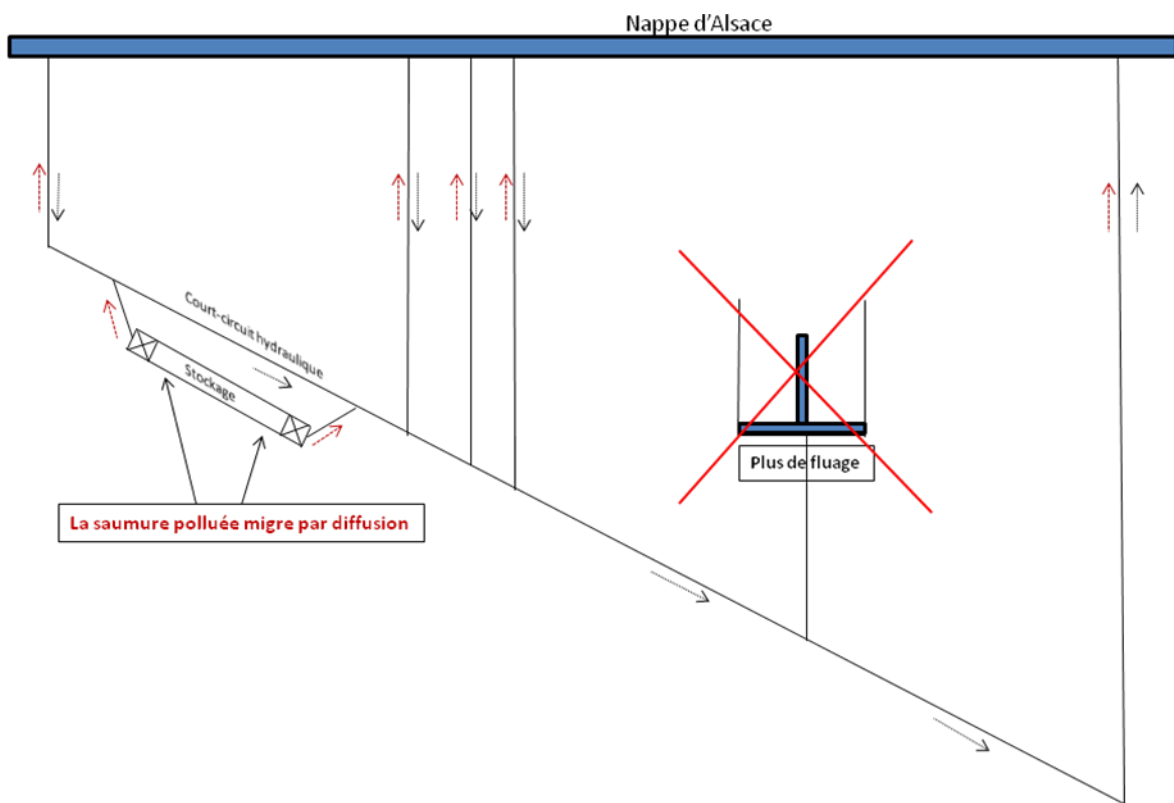
- achèvement de la fermeture des vides miniers par le fluage ;
- achèvement de l'expulsion de la saumure, dont une part de saumure polluée, vers la nappe d'Alsace ;
- la durée d'achèvement de l'expulsion de la saumure est de quelques milliers d'années.



Etape 5 :

Une remontée résiduelle de saumure, dont une part de saumure polluée, vers la nappe d'Alsace est possible :

- par diffusion sous l'effet du gradient de concentration en polluants ;
- du fait du non-équilibre des colonnes de saumure/eau dans les puits (ce mécanisme peut débuter à la fin de l'étape 4), débit estimé à 140 m³/an et dirigé d'amont en aval. Ce phénomène n'intervient que sur du long terme (plusieurs milliers d'années) une fois que le fluage sera suffisamment ralenti voire pratiquement arrêté ;
- ces deux phénomènes, très lents par rapport aux précédents, auront un impact négligeable sur la qualité de la nappe.



4.3 IDENTIFICATION DES ENJEUX (EXISTANTS ET FUTURS)

Les informations obtenues auprès des différentes sources consultées (ARS, DREAL, etc.) indiquent la présence actuelle de nombreux usages des eaux souterraines. Le SDAGE Rhin-Meuse et le SAGE de la Thur confirment cette tendance pour l'avenir ainsi que le fait que la nappe d'Alsace est une ressource d'importance régionale.

En complément des captages d'alimentation en eau potable (AEP), industrielle (AEI) ou agricole (AEA) identifiés, il a également été constaté la présence de puits privés de captage d'eau souterraine autour des puits de la mine Amélie lors d'une visite de l'INERIS en janvier 2010.

La présence actuelle de nombreux usages des eaux souterraines mais également superficielles est constatée, et le fait que ces derniers pourront être présents dans le futur peut être supposé. Comme discuté au chapitre suivant, la nature des usages constatés conditionne le choix des critères de qualité à retenir dans le cadre de la politique nationale de gestion du risque basée sur l'usage. Notons que si la présence d'un usage d'eau potable est avérée ou supposée, le texte réglementaire qui s'applique est l'Arrêté du 11 janvier 2007 et en particulier les limites de qualité relatives à l'eau potable².

² Notons que l'article 10 de l'Arrêté du 17 juillet 2009 relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines précise que l'introduction de substances dangereuses ou de polluants non dangereux peut être admise par les autorités compétentes si cette introduction est jugée « *techniquement impossible à prévenir ou à limiter sans recourir :*

- à des mesures qui augmenteraient les risques pour la santé humaine ou la qualité de l'environnement dans son ensemble ;
- à des mesures d'un coût disproportionné destinées à éliminer des quantités importantes de polluants du sol ou du sous-sol contaminé ou à en contrôler l'infiltration dans ce sol ou ce sous-sol. ».

Une comparaison des scénarios de devenir du stockage de StocaMine a été menée par l'INERIS en parallèle à la présente étude. En conclusion de cette comparaison, le scénario d'un stockage illimité est recommandé, bien qu'un rejet ponctuel (dans le temps et dans l'espace) de saumure contaminée puisse se produire [11].

5. CHOIX DES CRITÈRES DE COMPARAISON POUR ÉVALUER L'IMPACT DU STOCKAGE SUR LA NAPPE D'ALSACE

La contamination de la nappe d'Alsace par les déchets stockés ne devant survenir que dans plusieurs siècles, les concentrations dans la nappe ne peuvent être de ce fait mesurées à court ou moyen terme. On ne dispose donc que des résultats de la modélisation prédictive pour évaluer un impact potentiel à long terme. Considérant ce point, deux approches complémentaires ont été suivies :

- la qualité des eaux de la nappe après l'arrivée de saumure contaminée en surface a été comparée avec un milieu représentatif de l'environnement local témoin (milieu naturel avant installation de StocaMine et/ou hors zone d'influence d'une contamination issue de l'installation). Cette première comparaison permet de mettre (ou non) en évidence une dégradation du milieu par rapport à sa qualité avant épanchement mais sans préjuger des usages de l'eau.
- afin d'évaluer l'impact potentiel d'une contamination sur les usages de l'eau et l'état chimique de la masse d'eau, il a été réalisé une comparaison de la qualité du milieu eau après l'arrivée de saumure contaminée en surface aux critères de qualité d'origine réglementaire aujourd'hui en vigueur pour la qualité de l'eau (cf. Annexe 2).

Outre le fait de respecter les seuils liés à la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), cette démarche permet de considérer le cas où des usages sensibles de l'eau seraient mis en place dans la zone d'étude et capteraient de la saumure contaminée (via la prise en compte des seuils de l'Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine). Ceci bien qu'il convienne de faire deux remarques à ce sujet :

- l'existence d'un puits privé recoupant les premières couches à la base de l'aquifère alluvial (pour drainer les eaux de la couche 3 du modèle) est aujourd'hui peu probable dans une nappe aussi productive que l'est la nappe d'Alsace ;
- la mise en place d'un captage d'alimentation en eau potable (AEP), susceptible d'atteindre ces couches de bases, induirait un effet de dilution de la contamination du fait du drainage d'une eau non contaminée. Toutefois, la bonne pratique d'évaluation d'un impact sur une ressource en eau est bien de ne pas prendre en compte cette dilution liée au pompage.

La qualité initiale ou actuelle des eaux souterraines dans la zone d'étude peut être évaluée sur la base des données de l'état initial et du suivi réglementaire mené depuis 1998 par l'exploitant. Ce suivi mené dans la zone des puits Joseph et Else reflète la qualité des eaux souterraines en amont de la mine Amélie : ces données permettent de s'affranchir de toute dégradation potentielle plus récente de cette qualité, en lien avec la présence de diverses activités en surface, comme les terrils de sel. C'est pourquoi leur utilisation a été préférée à celles du réseau de suivi de la qualité des eaux souterraines des MDPA, bien que ce dernier soit plus conséquent.

Rappelons enfin que le choix des composés étudiés est basé sur les informations disponibles quant à leur présence et à leur masse estimée [2]. Outre les cyanures totaux, les éléments traces métalliques (ETM) retenus *in fine* dans le calcul du terme source sont : l'argent (Ag), l'arsenic (As), le baryum (Ba), le bismuth (Bi), le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et l'antimoine (Sb).

En 1998, pour caractériser l'état initial de la nappe avant StocaMine, 3 piézomètres situés autour des puits Joseph et Else ont été échantillonnés et les analyses suivantes ont été réalisées : hydrocarbures totaux, cyanures libres, fluorures, arsenic, cadmium, chrome, chrome VI, cuivre, mercure, nickel, plomb, et zinc. Après le démarrage de l'activité, les campagnes ultérieures (2 par an à l'exception de l'année 2000) intègrent également les paramètres conductivité électrique, pH et concentrations en fer, en étain et en aluminium. Ces ouvrages de l'ordre de 6 à 7 m de profondeur captent la partie superficielle de la nappe et correspondent au niveau de captage actuel par puits privés.

Les valeurs mesurées, en particulier celles obtenues sur l'ouvrage en amont de StocaMine et des puits Joseph/Else via le piézomètre 3, constituent ainsi un premier référentiel de comparaison. Elles sont reportées dans le Tableau 2 ci-après.

Tableau 2 : Concentrations de l'environnement local témoin, mesures concernant la partie supérieure de la nappe (état initial puis suivi de 1998 à 2010)

Piézomètre 3 amont	Arsenic	Cadmium	Chrome	Cuivre	Cyanures libres	Mercure	Nickel	Plomb
Unités	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L
1998	<60	<5	<30	<10	<0,1	0,2	nm	nm
25/06/1999	<5	<0,5	<2	<2	<0,1	<0,5	<5	13
03/12/1999	<5	<0,5	<2	2,4	<0,1	<0,5	<5	<2
20/07/2000	<3	<0,02	<0,06	<0,03	<0,1	<0,5	<0,1	4
05/03/2001	<3	<0,25	<0,5	<1	<0,1	<0,5	<2	<2,5
30/10/2001	<3	<0,2	<0,5	<1	<0,1	<0,5	<2	<2,5
04/04/2002	<3	0,2	<0,5	4,3	<0,1	<0,5	<2	<2,5
03/10/2002	<3	<0,2	<0,5	7,2	<0,1	<0,5	<2	<2,5
17/02/2003	<3	<0,2	<0,5	<1	<0,1	<0,5	<2	<2,5
01/10/2003	<3	<0,2	<0,5	<1	<0,1	<0,5	2,2	<2,5
10/03/2004	<3	<0,2	<0,5	<1	<0,1	<0,5	2,3	<2,5
14/10/2004	<3	<0,2	<0,5	<1	<0,1	<0,5	<2	<2,5
10/03/2005	<3	<0,2	<0,5	<1	<0,1	<0,5	3,7	<2,5
21/10/2005	<3	<0,2	<0,5	<1	<0,1	<0,5	<2	<2,5
27/04/2006	<10	<0,5	<5	<5	<0,01	<0,1	<5	<10
09/10/2006	<10	<0,5	<5	<5	<0,01	<0,1	<5	<10
03/04/2007	<10	<0,5	<2	<2	<0,01	<0,1	<5	<5
23/10/2007	<10	0,7	<2	<2	<0,01	<0,1	<5	<5
14/04/2008	<10	<0,5	<2	<2	<0,01	<0,1	<5	<5
07/10/2008	<10	<0,5	<2	<2	<0,01	<0,1	<5	7
16/04/2009	<10	<0,5	7	<2	<0,01	<0,05	<5	<5
14/10/2009	<10	<0,5	<2	<2	<0,01	<0,05	<5	<5
28/04/2010	<10	<0,5	<2	<2	<0,01	<0,05	<5	<5

nm : non mesuré

< X : inférieur à la LQ

en gras : concentration quantifiée (> LQ)

Remarque : à noter que la précision des analyses s'est améliorée avec le temps.

Classiquement, le choix de la valeur de référence est en premier lieu basé sur l'existence d'une valeur mesurée comme c'est le cas pour le cadmium avec 0,7 µg/L en octobre 2007. Dans un second temps, en l'absence d'une telle valeur, la Limite de Quantification (LQ) la plus élevée est retenue comme celle de 10 µg/L pour l'arsenic.

Pour le cas où des usages sensibles de l'eau souterraine seraient mis en place dans la zone des puits Amélie et draineraient de la saumure contaminée, les critères de qualité d'origine réglementaire existants et liés à ces usages seront considérées (cf. Annexe 2) en tant que second référentiel comparatif :

- Arrêté du 11 janvier 2007³ et en particulier ses limites de qualité relatives à l'eau potable pour tenir compte d'un usage eau potable de type AEP ou puits privé ;
- Arrêté du 17 décembre 2008⁴ portant sur l'état qualitatif des eaux souterraines pour le respect du bon état chimique (en lien avec la transposition de la DCE, la Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques et l'actualisation des SDAGE réalisée en 2009).

Concernant l'utilisation des critères de qualité d'origine réglementaire associés aux eaux de surface, il convient de noter que deux dilutions successives sont dans ce cas à considérer avant que la saumure contaminée ne puisse atteindre ce milieu :

- la première, au sein de la nappe d'Alsace, est liée à l'éloignement, des points d'épanchement, représentés par la base de la nappe au niveau des 5 puits de la mine Amélie, par rapport aux cours d'eau présents (Thur, Ill, etc.) ;
- la seconde, du fait du mélange avec les eaux de surface elles-mêmes.

De ce fait, les critères de qualité réglementaires utilisés portent sur le milieu eau souterraine. Les seuils de l'arrêté du 25 janvier 2010⁵ précisant notamment les critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux superficielles, n'ont pas été retenus dans le cadre de la comparaison entre critères de qualité et résultats des simulations prédictives menée par la suite (cf. chapitre 7).

La réglementation portant sur les ICPE soumises au régime d'autorisation vise à fixer des valeurs limites de rejet aux installations en cours d'exploitation. Toutefois, ce type de dispositions n'a pas été considéré pour cette étude car le scénario d'ennoyage de l'INERIS ne prévoit pas d'exhaure avant plusieurs centaines d'années après la fermeture de l'installation. Les seuils réglementaires de qualité des eaux actuels, basés sur un usage potentiel et le bon état chimique de l'eau

³ Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.

⁴ Arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

⁵ Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement

souterraine, ont été privilégiés et pourront être considérés dans le cadre d'une surveillance environnementale post-exploitation.

Les seuils ainsi retenus sont reportés dans le tableau qui suit. Il convient de noter que pour les substances étudiées et lorsqu'ils existent, les seuils de l'arrêté du 11 janvier 2007 et du 17 décembre 2008 sont identiques (cf. Annexe 2).

Tableau 3 : Critères de qualité retenus considérant les données sur l'environnement local témoin (état initial puis suivi de 1998 – 2010) et les critères de qualité d'origine réglementaire

		As	Ba	Cd	CN	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb
Critères de qualité (µg/L) environnement local témoin		<10 (LQ)	nm	0,7	<0,0001 (LQ)	7	7,2	0,2	3,7	13	nm
Critères de qualité d'origine réglementaire (µg/L)	Arrêté du 11 janv. 2007	10	700	5	50	50	1000	1	20	10	5
	Arrêté du 17 déc. 2008	10	-	5	-	-	-	1	-	10	-

nm : non mesuré

< X : inférieur à la limite de quantification (LQ)

- : sans valeur

Remarque : Concernant l'argent (Ag), le bismuth (Bi) et le cobalt (Co), aucune donnée permettant de définir l'environnement local témoin n'a pu être obtenue et les textes réglementaires précités n'indiquent pas de seuils pour ces ETM. L'INERIS a considéré que ces ETM pouvaient être ignorés par la suite sur la base des informations suivantes :

- les concentrations dissoutes calculées dans le scénario de référence (sortie à 1000 ans par 5 puits de la mine Amélie) sont très faibles pour ces éléments, inférieures au nanogramme par litre ;
- la réalisation d'une campagne spécifique pour déterminer les concentrations actuelles se heurte aux LQ atteignables à l'heure actuelle par les laboratoires ; celles-ci n'auraient en effet pas permis de juger d'un enrichissement des teneurs dans la nappe lié à l'épanchement de saumure contaminée issue du stockage ;
- comme indiqué dans la suite du document, le mercure a été étudié en premier lieu comme étant le seul composé dont le critère de qualité d'origine réglementaire dans les eaux souterraines (seuil de potabilité de 1 µg/L) était dépassé dans les calculs préliminaires réalisés (avec ou sans barrières).

6. ETAPES DE MODÉLISATION DU TRANSFERT DE POLLUANTS ISSUS DU STOCKAGE

6.1 MODÉLISATION DE LA FUITE DE SAUMURE CONTAMINÉE À TRAVERS LES BARRIÈRES ET DE LA DILUTION PAR LA SAUMURE NON CONTAMINÉE AU SEIN DES TRAVAUX MINIERS

Remarque préliminaire : cette section présente la démarche adoptée et mise en œuvre pour évaluer la fuite de saumure contaminée à travers les barrières et sa dilution dans la saumure « non polluée » provenant du réservoir minier. Pour faciliter la lecture, les détails de la modélisation (équations, méthodes de résolution, etc.) ne seront pas présentés ici et feront l'objet d'un document distinct.

La concentration d'un polluant avant sa dispersion dans la nappe d'Alsace dépend de trois facteurs :

- la concentration initiale au sein du stockage ;
- le débit à la sortie immédiate des barrières sous l'effet de la compaction des déchets ;
- la dilution dans la saumure « expulsée » par la compaction des terrains de foudroyage.

Qu'il s'agisse des déchets ou des terrains foudroyés, le phénomène de compaction est régi par quatre facteurs qui interagissent fortement :

- le fluage du sel ;
- la loi de compaction des déchets ou des terrains de foudroyage, selon le cas ;
- la pression de la saumure ;
- les caractéristiques des barrières en particulier, leur perméabilité et leur longueur.

6.1.1 FLUAGE DU SEL

Comme cela a été décrit dans le rapport de l'INERIS sur l'étude géomécanique du site de stockage de StocaMine [5], la vitesse du fluage du sel des MDPa est proportionnelle à la contrainte déviatorique élevée à la puissance 3 à 4 (4 à la profondeur du stockage). La contrainte déviatorique désigne la différence entre la contrainte initiale dans le massif (dite lithostatique) et la pression exercée sur la paroi des galeries par les déchets (dans le stockage) ou les terrains de foudroyage (dans les tailles) et/ou la pression de saumure après l'envoyage. Or, la pression exercée par les terrains de foudroyage ou les déchets dépend de leur état de compaction, lui-même imposé par le fluage du sel. On conçoit donc qu'il existe une interaction (couplage) entre le fluage et la compaction.

6.1.2 COMPACTION DES TERRAINS DE FOUROYAGE ET DES DÉCHETS

Bien qu'on ne dispose d'aucune donnée sur le comportement mécanique des déchets de StocaMine ou des terrains de foudroyage (en dehors des mesures d'affaissement de la surface du sol), on peut raisonnablement considérer que leur mécanisme de compaction est qualitativement semblable à celui des matériaux du génie civil ou de la mécanique des sols (remblais, sables, etc.). Dans ce cas, le comportement mécanique est assimilé à celui d'un ressort non-linéaire qui devient d'autant plus raide qu'il est comprimé (Figure 2). Le processus de compaction peut alors être décrit par le diagramme « effort-déplacement », d'allure exponentielle (ou par une loi de puissance) traduisant l'augmentation de la raideur du matériau avec la compaction.

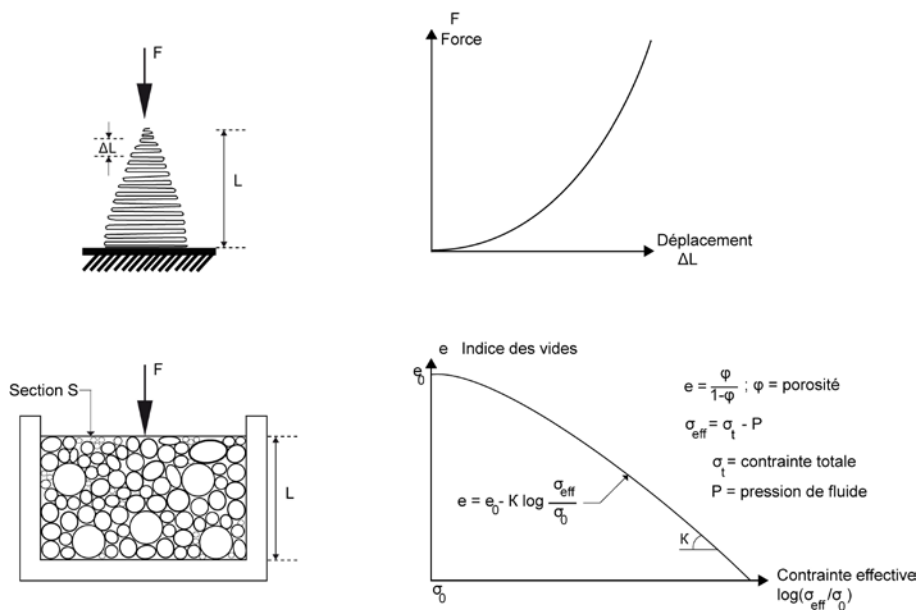


Figure 2 : Schéma de principe du modèle de compaction utilisé

Pour se placer dans les conditions des ouvrages souterrains, on a souvent recours à des essais de laboratoire réalisés sous chargement statique ou quasi-statique (à vitesse constante). L'essai de compaction le plus répandu est l'essai dit œdométrique. Le matériau, placé dans une boîte rigide, est soumis à un état de contrainte croissant. Sa déformation latérale étant bloquée dans la boîte rigide, sa variation de volume est donnée directement par la déformation axiale. Au lieu de la courbe « effort-déplacement » ou « contrainte-déformation », les résultats sont présentés, d'une manière conventionnelle en Mécanique des Sols, dans le repère dit œdométrique « indice des vides-logarithme de contrainte en base décimale » où l'indice des vides est lié à la porosité par la relation « porosité / (1-porosité) ».

Par ailleurs, en présence d'un fluide, il est usage de raisonner en contrainte effective plutôt qu'en contrainte totale, sachant que la contrainte effective désigne la différence entre la contrainte totale et la pression de fluide, d'après la loi de Terzaghi.

Ce modèle, très répandu en Mécanique des Sols, a été utilisé par l'INERIS pour l'étude de StocaMine, aussi bien pour la compaction des déchets que pour celle des terrains de foudroyage : toutefois dans la mesure où ces derniers sont constitués de formations salifères (sel et impuretés marno-anhydritiques), leur fluage a été pris en compte. En effet, le contact entre les blocs salifères, imparfait, conduit localement à des contraintes déviatoriques provoquant un fluage. Ce phénomène ne s'arrête que lorsque tout l'espace vide entre les blocs est comblé. Par contre, à la différence des terrains de foudroyage, le comportement mécanique des déchets a été considéré sans fluage car ils ne renferment a priori pas (ou peu) d'évaporites.

6.1.3 PRESSION DE FLUIDE

Le fluide présent dans les vides est constitué essentiellement de saumure saturée et éventuellement d'une faible quantité (quelques pourcents) d'air piégé. La compressibilité de l'air étant très grande devant celle de la saumure⁶, la pression de la saumure dans les terrains de foudroyage est donnée par le niveau d'ennoyage. Elle varie linéairement avec la profondeur (à raison de 1,2 MPa tous les 100 m pour de la saumure saturée de densité 1,2) et atteint environ 6 MPa à la fin de l'ennoyage, au niveau du stockage, situé à 550 m de profondeur. A cette profondeur, la contrainte initiale dans le massif salifère est voisine de 12 MPa. Ainsi, la contrainte déviatorique (écart entre la contrainte initiale et la pression de fluide) est divisée par deux dès l'ennoyage terminé. Comme par ailleurs la vitesse de fluage est proportionnelle à la puissance 3 à 4 de la contrainte déviatorique, cette vitesse de fluage sera réduite d'un ordre de grandeur après l'ennoyage.

Ce raisonnement, valable pour le réservoir minier, peut être plus nuancé dans le cas du stockage, en présence de barrières à très faible perméabilité : une surpression du fluide piégé dans la porosité des déchets peut se produire, au moins pendant une phase transitoire avant sa dissipation dans le temps, après percolation de la saumure à travers les barrières. Cette surpression dépend de deux facteurs intimement liés : la vitesse de fluage du sel et la compressibilité du stockage dans son ensemble, c'est-à-dire des déchets, des différentes parties du stockage (piliers⁷, toit, mur) et des barrières qui auront été mises en place. Il peut être utile de rappeler que le taux de défrusement (surface excavée sur la surface totale) n'est que de 38% à StocaMine. Il n'y a donc que 38% de vides qui, après le contact toit-déchets, renfermeront une proportion de vides de l'ordre de 1/3 du volume des déchets (porosité estimée). Seule cette porosité est susceptible de diminuer dans le temps. Sa valeur est estimée à 13% du volume du stockage (38% x 1/3). C'est donc cette porosité qui est véritablement affectée par une compaction significative dans le temps et au sein de laquelle le fluide serait en surpression par rapport à la pression d'équilibre de la saumure, liée à la profondeur.

⁶ Pour fixer les idées, la compressibilité de la saumure est de $4 \cdot 10^{-4} \text{ MPa}^{-1}$, or celle des gaz parfaits vaut $1/p$ où p est la pression, soit $1/6 = 0,17 \text{ MPa}^{-1}$ au niveau du stockage où la pression de saumure atteint 6 MPa. Ces valeurs diffèrent d'un facteur 425, c'est-à-dire de 3 ordres de grandeur.

⁷ Les piliers se déforment pratiquement sans variation de volume. En l'absence de fissuration importante, leur expansion horizontale vaut la moitié de leur tassement vertical.

De ce fait, si la perméabilité des barrières n'est pas rigoureusement nulle, cette surpression conduira à une fuite à travers les barrières du fait du comportement hydromécanique du stockage, c'est-à-dire de l'interaction (couplage) entre le comportement hydraulique (percolation de la saumure polluée à travers les barrières, régie par la loi d'écoulement de Darcy) et le comportement mécanique (fluage du sel et compaction des déchets). En fait, le stockage se comporte comme un milieu poreux régi par un comportement dit poromécanique pour lequel l'évolution de la pression dépend de trois facteurs⁸ : la variation de la porosité (liée au fluage du sel), la compressibilité du système (caractérisée par le module de Biot) et les caractéristiques des barrières (perméabilité et longueur).

Notons que la compressibilité des déchets est initialement importante avant l'ennoyage mais qu'elle diminue considérablement lorsque leur espace vide est rempli de la saumure.

6.1.4 DILUTION DE LA SAUMURE CONTAMINÉE DANS LA SAUMURE PROVENANT DU RÉSERVOIR MINIER

Le débit de saumure contaminée à travers les barrières et les concentrations des polluants dans le stockage (terme source) servent à évaluer le flux massique des différents éléments. Celui-ci est principalement lié à l'advection (écoulement de Darcy) et dans une moindre mesure à la diffusion. En effet, la diffusivité du matériau argileux des barrières (bentonite) étant négligeable (inférieure à 10^{-11} m²/s), le transport par diffusion n'interviendra qu'à très long terme lorsque le débit de percolation deviendra négligeable. En revanche, le transport par diffusion aura toujours lieu (même si ce phénomène est négligeable) du fait de l'écart de concentration entre la saumure dans le stockage et la saumure à la sortie des barrières. Pour un élément donné dont la concentration est plus élevée au sein du stockage, un transport diffusif se produira depuis le stockage vers l'extérieur. Il est régi par la loi de Fick (flux massique proportionnel au gradient de concentration, le facteur de proportionnalité étant la diffusivité).

On conçoit le rôle important de la longueur des barrières, paramètre qui intervient d'une part, dans le flux advectif lié au débit (et donc au gradient de pression dans la barrière) et d'autre part, dans le flux diffusif via le gradient de concentration. En effet, la perméabilité et la longueur sont deux paramètres majeurs et dimensionnants pour la conception des barrières. En particulier, le temps nécessaire à la sortie de la saumure contaminée à travers une barrière est proportionnel à la perméabilité et inversement proportionnel au carré de la longueur de la barrière. Le choix d'un ratio « perméabilité (en m²) / carré de longueur » inférieur ou égal à 10^{-21} permettrait de retarder la sortie de la saumure contaminée à travers les barrières, pendant une période de 10000 ans (durée vraisemblable de la fermeture totale de tous vides miniers), dans le cas d'un fonctionnement normal des barrières sans défaillance.

Comme cela a été déjà précisé, le débit de percolation de la saumure à travers les barrières est évalué en condition de fonctionnement normal. Il est également

⁸ La loi d'évolution de la pression de fluide est obtenue en écrivant la conservation de la masse fluide : cette dernière présente dans l'espace poral, comprimée par le fluage et détendue par la compressibilité du système doit être égale à la masse fluide transportée par le débit des barrières. On conçoit que l'équation de conservation fasse intervenir la porosité des déchets, la vitesse de fluage et deux paramètres liés au débit des barrières : la perméabilité et la longueur.

évalué dans l'hypothèse d'une défaillance des barrières. Le débit de saumure contaminée sortant du stockage est alors donné, en première approximation, par la vitesse de fluage du sel au niveau du stockage. Ce débit est dilué dans celui de la saumure « non polluée » provenant des réservoirs miniers sous-jacents. La concentration en un contaminant donné dépend alors, à tout instant, du ratio entre les deux débits. Ce ratio est donné par le rapport entre la vitesse de fluage du stockage et celle des tailles foudroyées. Ce rapport - et donc la concentration en contaminant - est d'autant plus faible que la vitesse de fluage du stockage est réduite par une compaction importante des déchets avant leur ennoyage. C'est la principale vocation des barrières : retarder autant que possible l'ennoyage du stockage.

Compte tenu des différentes hypothèses, les résultats des calculs intégrant les incertitudes (hypothèse majorante) indiquent qu'un délai d'ennoyage d'environ 1000 ans permettrait de réduire les concentrations à un niveau suffisamment faible par rapport aux actuels critères de qualité d'origine réglementaire. Cela signifie que les barrières doivent être conçues et dimensionnées par un bureau d'étude spécialisé afin que leur bon fonctionnement puisse être assuré, sans défaillance, sur une durée de 1000 ans.

6.2 MODÉLISATION DE LA DISPERSION DES POLLUANTS DANS LA NAPPE D'ALSACE

L'objectif de cette étape de modélisation prédictive est de connaître l'évolution dans le temps et dans l'espace de la qualité des eaux souterraines. La modélisation permet également d'étudier l'influence de facteurs intervenants et d'analyser leurs impacts sur les prédictions.

Rappelons qu'afin d'éclairer les décisions de gestion quant à l'évolution de la salinité dans la nappe d'Alsace, le BRGM a développé et utilisé depuis 2005 un modèle de transfert de saumure sur le bassin potassique d'Alsace et au-delà. Ce modèle s'appuie sur un retour d'expérience de plusieurs années et synthétise l'ensemble des connaissances disponibles sur le secteur ouest, y compris au droit de StocaMine. Il est basé sur un outil numérique robuste et reconnu (MARTHE). Il a donc été intégré par l'INERIS dans la modélisation de transfert pour étudier l'impact du stockage sur la qualité de la nappe d'Alsace. Le modèle employé est présenté dans le rapport rédigé à cet effet par le BRGM [8] sur la base du scénario final proposé par l'INERIS.

En résumé, ce modèle régional couvre une zone s'étendant de Mulhouse au sud à Colmar au nord et des coteaux Vosgiens à l'ouest jusqu'au Rhin à l'est. Le modèle est constitué de mailles carrées de 500 m de côté, raffinées à 125 m sur le bassin potassique dans lequel se situe le stockage (maillage de type gigogne).

Dans un plan vertical, le maillage est constitué de 3 couches, représentant les trois horizons alluviaux reconnus dans le secteur : leurs caractéristiques changent en fonction de la couche considérée ce qui se traduit par des paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs différents dans le modèle (voir à cet effet le mémoire 7.1 dans le document [9]). La puissance de ce recouvrement quaternaire est de l'ordre de 35 m au puits Joseph et de 31,5 m au puits Else (d'après [9]).

Dans certaines zones du modèle, une couche peut ne pas exister du fait de l'érosion ou d'une absence de dépôt (liée notamment à un paléorelief) : c'est par exemple le cas de la couche 3 (la plus profonde) au niveau du puits Max.

Au cours de son développement, en 2005, ce modèle a fait l'objet d'un calage par le BRGM. Les valeurs de piézométrie simulées ainsi que les concentrations en saumure calculées⁹ ont été comparées aux valeurs mesurées sur plusieurs ouvrages de suivi et à plusieurs périodes. En fonction des écarts constatés les paramètres du modèle ont été modifiés pour atteindre un résultat de calage satisfaisant. Dans le cadre des travaux réalisés ici par le BRGM, ce calage a donc été pris en compte et la saumure issue de la mine a été injectée dans la nappe d'Alsace en considérant un état piézométrique moyen. D'autre part, la concentration initiale en saumure de la nappe d'Alsace a été considérée comme négligeable comparée à la saumure saturée, issue de la mine, introduite avec une concentration en sels de 350 g/L.

Des illustrations du modèle sont présentées ci-dessous (d'après [8]).

⁹ Il s'agit ici de la saumure issue du relargage par les terrils de sel.

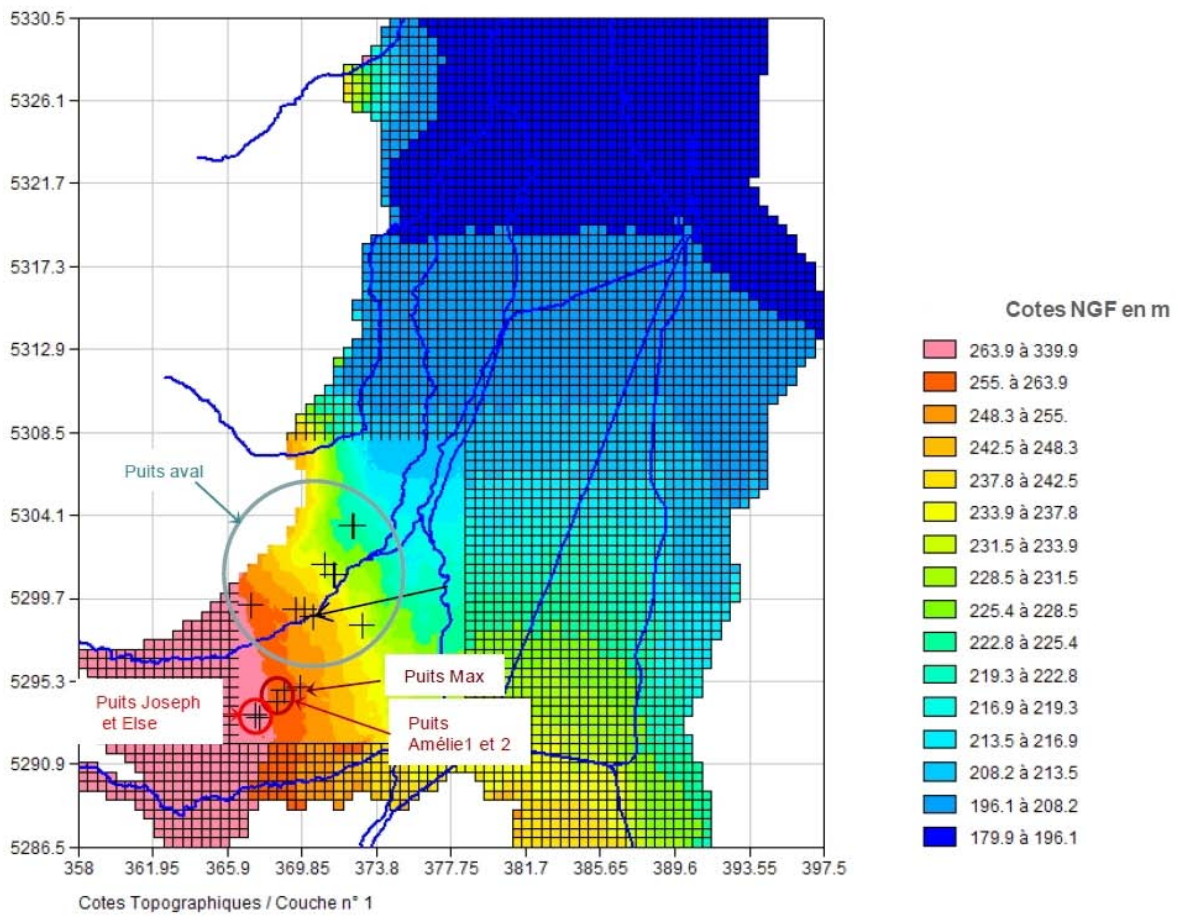


Figure 3 : Carte illustrant la discrétisation horizontale du modèle régional (maillage gigogne sur le bassin potassique) [8]

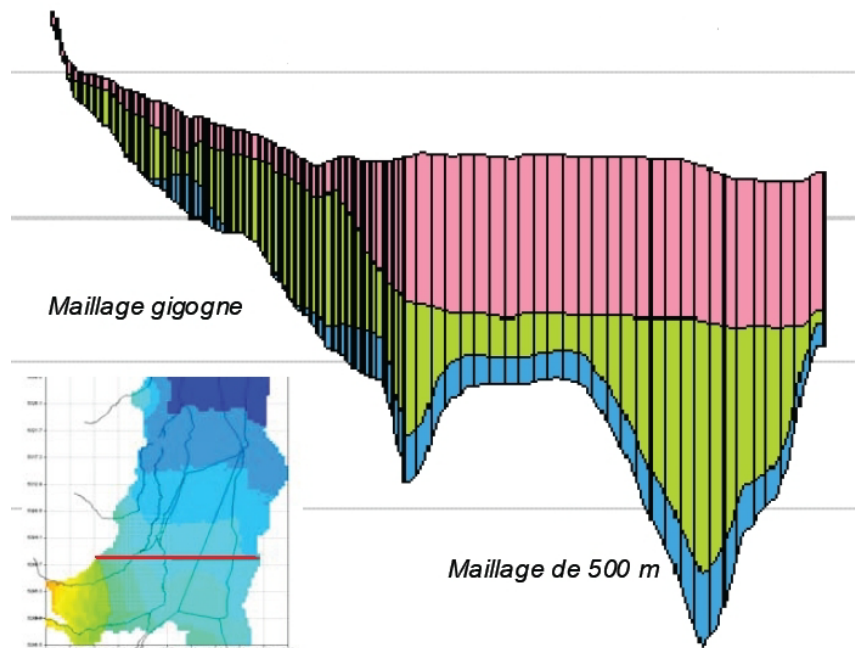


Figure 4 : Coupe ouest/est illustrant la discrétisation verticale du modèle régional (3 couches d'alluvions) [8]

6.3 DÉROULEMENT DE LA MODÉLISATION

La démarche suivie est basée sur la simulation du transfert, sous forme dissoute, d'un traceur parfait de type chlorure (saumure) en nappe. Cette démarche est celle classiquement adoptée lors d'une modélisation destinée à l'évaluation des risques pour la ressource en eau car elle permet :

- de simuler l'expansion maximale d'une pollution en occultant les phénomènes conduisant à un retard (sorption) ou à une transformation (dégradation abiotique ou biotique) dans le transport de polluant ;
- de pondérer les résultats de concentrations obtenus par un facteur permettant de prendre en compte, si nécessaire, une autre concentration d'injection dans la nappe.

C'est cette seconde possibilité qui a motivé le recours à cette démarche pour l'étude du site de StocaMine. En effet, comme le terme source à simuler varie en fonction des substances (cf. Tableau 1), l'utilisation d'un traceur parfait permet de recalculer les concentrations dans l'ensemble du domaine modélisé en employant un facteur correctif spécifique à la substance étudiée.

Dans les simulations préliminaires réalisées (présentées au COPIL du 1^{er} avril 2011), les éléments d'informations alors disponibles sur le terme source et sur les premiers calculs géochimiques avaient conduit à constater, en l'absence de barrières, un dépassement des critères de qualité retenus (en particulier les valeurs d'origine réglementaire) pour l'Arsenic (As), le mercure (Hg) et l'Antimoine (Sb). En présence de barrières, seul le mercure (Hg) dépassait encore le seuil réglementaire.

Ce constat a conduit l'INERIS à affiner l'étude en précisant les données d'entrée et les hypothèses de calcul. Ces précisions ont porté sur les points suivants :

- la masse des différents éléments en reprenant leur estimation. Ce travail a permis de réduire l'incertitude pesant sur les quantités des différents éléments et de constater que certaines avaient été surestimées. C'est le cas par exemple du mercure dont la masse avait été évaluée à 78 tonnes alors qu'elle n'est plus que de 53 tonnes dans la nouvelle analyse. Il s'agit cependant de valeurs moyennes affectées par une incertitude liée à la méthode d'analyse, incertitude évaluée à $\pm 50\%$ de la valeur moyenne ;
- le chemin emprunté par la saumure, à l'extrados des puits, a été pris en compte d'une manière précise dans la nouvelle étude en se basant sur les résultats des analyses réalisées par l'INERIS et présentées plus loin [7] ;
- le processus de compaction des déchets et des terrains de foudroyage n'avait pas été pris en compte dans l'étude préliminaire. De ce fait, la diminution des vitesses de fermeture progressive des vides avait été négligée ce qui conduisait à une majoration des débits dans le temps. La nouvelle étude tient compte de la compaction progressive des terrains de foudroyage et des déchets, ce qui permet ainsi une meilleure estimation des débits utilisés pour l'évaluation des concentrations ;

- l'effet bénéfique lié à l'ennoyage retardé des déchets du fait de la présence des barrières a été pris en considération. Comme la vitesse de fluage du sel diminue d'environ un ordre de grandeur après l'ennoyage des vides miniers, tout retard dans l'ennoyage du site de stockage permet une meilleure compaction des déchets ; ce phénomène qui ralentira ensuite le fluage, en particulier après l'ennoyage ultérieur du stockage. Ainsi, le débit d'exhaure de la saumure contaminée à travers les barrières diminuera d'autant plus que l'ennoyage du stockage sera retardé par les barrières ;
- les caractéristiques des barrières en particulier leur perméabilité et leur longueur ont été considérées.

Ces éléments ont été utilisés pour calculer les concentrations à la sortie des puits, avant dispersion dans la nappe, sur le long terme, et en particulier celles en mercure (Hg). On rappelle que le mercure a été étudié en premier lieu car il était le seul composé dont le critère d'origine réglementaire dans les eaux souterraines (seuil de potabilité de 1 µg/L) était dépassé dans les calculs précédents avec barrières : toutefois, l'ensemble des polluants étudiés a également été pris en compte dans ces calculs (Ag, As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb et Sb). Les résultats ont indiqué que le respect du critère d'origine réglementaire nécessitait de retarder l'ennoyage de plusieurs centaines d'années. Ainsi, il a été préconisé que les barrières soient dimensionnées pour un fonctionnement normal de 10000 ans sans qu'aucune défaillance ne puisse intervenir avant 1000 ans. L'objectif est que les concentrations en divers polluants dans la nappe d'Alsace restent suffisamment en-dessous des seuils réglementaires actuels, même dans l'hypothèse d'une défaillance des barrières au bout d'environ 1000 ans et compte-tenu des incertitudes pesant sur les différents paramètres.

Dans les premières simulations réalisées par le BRGM, demandées par l'INERIS, plusieurs scénarios ont été considérés. Ces simulations font l'objet d'un rapport BRGM daté de décembre 2010 [10]. Ces scénarios, abandonnés depuis lors au profit du dernier, ont néanmoins permis de simuler :

- l'effet densitaire de la saumure : les résultats sur différents scénarios ont montré que ces effets pouvaient être négligés ;
- l'effet des lentilles argileuses (moins perméables) intercalées au sein des alluvions sablo-graveleuses, notamment autour des puits Joseph et Else : les résultats de la simulation intégrant ces lentilles, présentes à l'est du site de stockage, ont permis de constater qu'elles n'avaient pas d'impact majeur sur la propagation du panache de saumure vu leur extension très limitée et leur position relative par rapport aux puits Joseph et Else ;
- l'effet de la position de l'exutoire le long de la colonne du puits d'exploitation : les résultats ont en effet indiqué que cette donnée d'entrée influait notablement sur les concentrations calculées dans les 3 couches (cf. Figure 9).

Afin de préciser ce dernier point, l'INERIS a réalisé, avec l'appui des MDPAs, deux campagnes de terrain pour disposer d'éléments d'information sur le chemin préférentiel des eaux d'infiltration entre l'intrados et l'extrados des puits déjà mis en sécurité. Des observations et prélèvements au fond ont été menés en 2010 pour rechercher ensuite au laboratoire des traceurs de la circulation par l'intrados des puits. En effet, la traversée des cendres volantes qui comble l'intrados des puits peut conduire à un enrichissement des eaux d'infiltration en certains éléments traces métalliques caractéristiques [8]. Les mesures effectuées ont indiqué que la circulation était majoritairement liée à l'extrados, voie de circulation qui a donc été retenue par la suite.

Une nouvelle simulation de transfert en nappe d'Alsace a finalement été demandée par l'INERIS au BRGM dans l'objectif d'affiner les précédents calculs, compte-tenu de la performance des barrières. Cette simulation, qui a fait l'objet d'un rapport BRGM daté d'octobre 2011 [8], est basée sur les hypothèses suivantes :

- introduction en nappe d'Alsace de saumure saturée (350 g/L) ;
- introduction par la base de la nappe (couche 3 du modèle) sur les 5 puits amont (Joseph, Else, Amélie 1 et 2, Max) ; l'hypothèse de sortie par seulement 2 puits se déduit de ces résultats ;
- durée de la simulation : 10000 ans à partir de l'instant où l'épanchement de saumure contaminée par les déchets de StocaMine se produit (en particulier dans 1000 ans par rapport à 2010 avec les barrières) ;
- débit de sortie de la saumure cumulée (dont une part contaminée) de 680 m³/an initialement, réparti dans les 5 puits au prorata de leur diamètre puis diminution du débit de sortie en fonction du temps (cf. Annexe 1). Là encore l'hypothèse de sortie par seulement 2 puits se déduit de ces résultats.

Dans la suite, seul le transport non réactif des polluants a été considéré (simulation basée sur traceur parfait), leur rétention éventuelle par les barrières ou d'autres matériaux argileux (capacité d'échanges cationiques), y compris dans la nappe d'Alsace, n'ayant pas été pris en compte faute d'une évaluation quantitative. Cela correspond par ailleurs à une approche majorante.

A noter également que les concentrations en polluants ont été choisies à l'identique pour l'ensemble des puits considérés comme exutoires, la dilution étant ici négligée, également du fait de la difficulté d'une évaluation quantitative ainsi que pour disposer d'une approche majorante.

7. CONCENTRATIONS CALCULÉES EN NAPPE D'ALSACE ET ÉVALUATION DE L'IMPACT SUR LA RESSOURCE EN EAU

7.1 RÉSULTATS DU SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE ET ÉVALUATION DES INCERTITUDES

7.1.1 CONCENTRATIONS CALCULÉES EN NAPPE À 1000 ANS ET POUR UNE FUITE À PARTIR DES 5 PUIITS DE LA MINE AMÉLIE

Tout d'abord, rappelons à nouveau que les barrières sont réputées résister à une éventuelle défaillance pendant 1000 ans. La Figure 4 présente les périodes clés considérées dans le cadre de cette étude.

La Figure 6 illustre dans les 3 couches des 5 puits d'exhaure de la mine Amélie (la couche 1 étant celle du haut), les concentrations calculées après le début de l'épanchement dans le cas où celui-ci se produirait dans 1000 ans¹⁰. Les valeurs associées sont reportées dans le Tableau 4. Ce scénario constitue le scénario de référence.

La Figure 6 indique que le mercure (Hg) et le chrome (Cr) sont les éléments qui se retrouvent de façon prépondérante en nappe ce qui est cohérent avec l'étude géochimique menée sur le terme source (cf. 3).

Les concentrations calculées sont à comparer à partir du Tableau 4, dans un premier temps aux valeurs maximales obtenues par la mesure réalisée en amont des puits Joseph/Else (l'environnement local témoin) et, dans un second temps aux seuils d'origine réglementaire existants aujourd'hui.

D'après ce Tableau 4, pour un épanchement dans 1000 ans et à partir de 5 puits, cette comparaison à l'environnement local témoin et aux seuils d'origine réglementaire indique une absence d'impact du stockage sur la qualité des eaux souterraines.

Concernant les eaux de surface, il convient de rappeler que deux dilutions successives sont dans ce cas à considérer :

- la première, dans la nappe d'Alsace, liée à l'éloignement des points d'épanchement (à la base de la nappe et pour les 5 puits de la mine Amélie) par rapport aux cours d'eau présents (Thur, Ill, etc.) ;
- la seconde, du fait du mélange avec les eaux de surface elles-mêmes.

Ainsi, sur la base des concentrations calculées dans les eaux souterraines, on peut conclure que les seuils d'origine réglementaire associés aux eaux de surface ne seraient pas dépassés pour un épanchement survenant dans 1000 ans (Arrêté du 25 janvier 2010, cf. Annexe 2).

¹⁰ Les concentrations associées à la date 1000 ans correspondent en réalité à celles calculées par le modèle de transfert quelques années (3 à 10) après le début de l'épanchement afin que le panache de pollution, intégrant la contribution des 5 puits Amélie, ait eu le temps de se former et que les concentrations maximales soient atteintes.

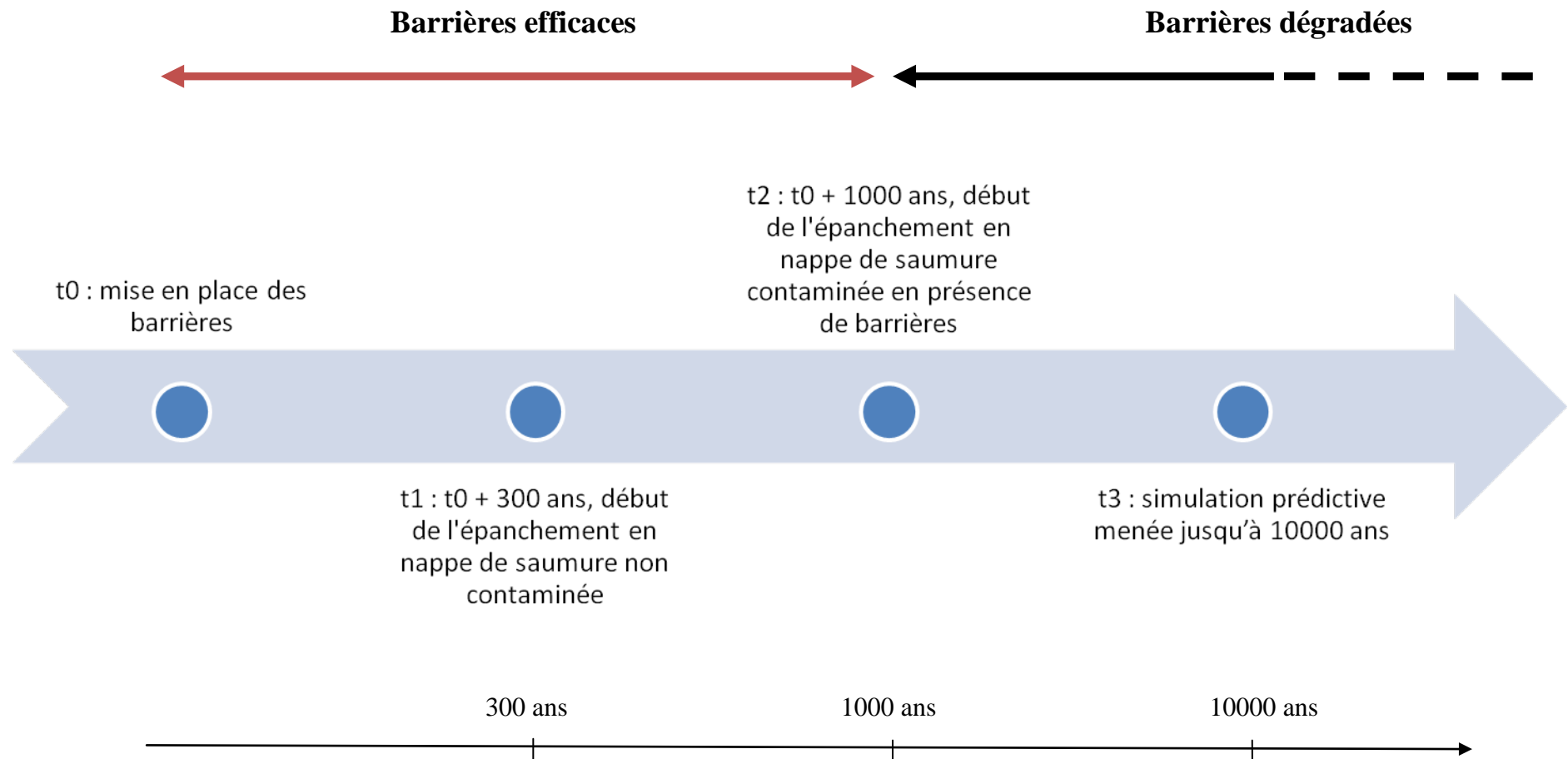


Figure 5 : Chronogramme du scénario d'épanchement retenu (avec barrières) et période simulée

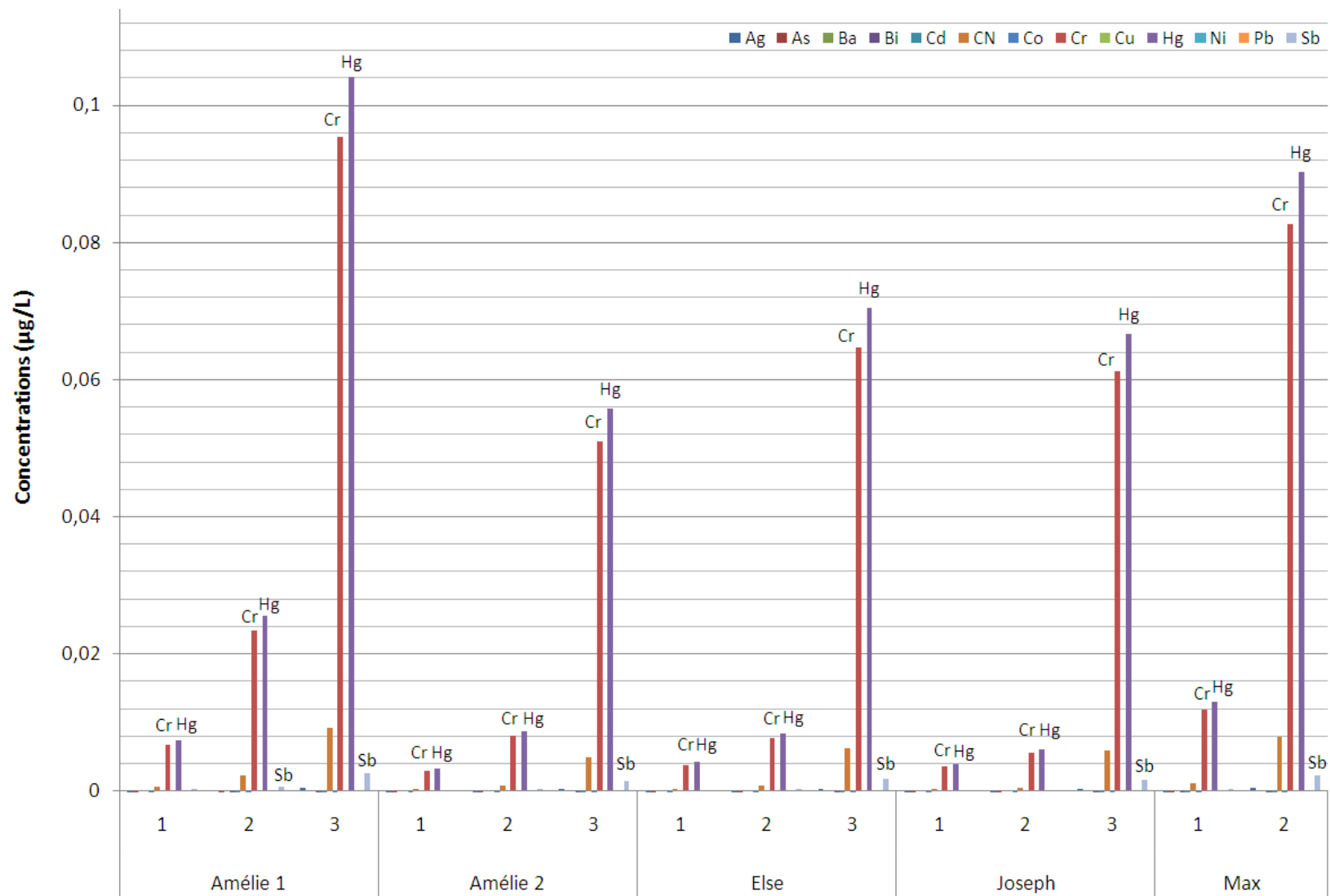


Figure 6 : Illustration des concentrations moyennes calculées après épanchement en nappe de la saumure contaminée dans les 3 couches des 5 puits de la mine Amélie (sortie dans 1000 ans)

Tableau 4 : Valeurs de concentrations moyennes calculées après épanchement en nappe de la saumure contaminée dans les 3 couches des 5 puits de la mine Amélie (sortie dans 1000 ans)

Couche	Critères de qualité (µg/L) – environnement local témoin	<10 (LQ)	nm	0,7	<0,0001 (LQ)	7	7,2	0,2	3,7	13	nm
	Critères de qualité d'origine réglementaire (µg/L)	10	700	5	50	50	1000	1	20	10	5
	Puits	As	Ba	Cd	CN	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb
1	Amélie 1	1,47E-05	2,20E-10	1,48E-06	6,53E-04	6,79E-03	1,86E-10	7,41E-03	2,93E-10	4,35E-10	1,82E-04
	Amélie 2	6,62E-06	9,90E-11	6,63E-07	2,93E-04	3,05E-03	8,33E-11	3,33E-03	1,32E-10	1,95E-10	8,15E-05
	Else	8,38E-06	1,25E-10	8,39E-07	3,71E-04	3,86E-03	1,06E-10	4,21E-03	1,67E-10	2,47E-10	1,03E-04
	Joseph	8,02E-06	1,20E-10	8,03E-07	3,55E-04	3,69E-03	1,01E-10	4,03E-03	1,59E-10	2,37E-10	9,88E-05
	Max	2,58E-05	3,86E-10	2,58E-06	1,14E-03	1,19E-02	3,25E-10	1,30E-02	5,13E-10	7,61E-10	3,18E-04
2	Amélie 1	5,09E-05	7,62E-10	5,10E-06	2,25E-03	2,35E-02	6,41E-10	2,56E-02	1,01E-09	1,50E-09	6,28E-04
	Amélie 2	1,76E-05	2,63E-10	1,76E-06	7,77E-04	8,09E-03	2,21E-10	8,82E-03	3,49E-10	5,18E-10	2,16E-04
	Else	1,68E-05	2,51E-10	1,68E-06	7,44E-04	7,74E-03	2,12E-10	8,44E-03	3,34E-10	4,96E-10	2,07E-04
	Joseph	1,21E-05	1,81E-10	1,21E-06	5,36E-04	5,57E-03	1,52E-10	6,08E-03	2,41E-10	3,57E-10	1,49E-04
	Max	1,80E-04	2,69E-09	1,80E-05	7,95E-03	8,27E-02	2,26E-09	9,02E-02	3,57E-09	5,30E-09	2,21E-03
3	Amélie 1	2,07E-04	3,10E-09	2,08E-05	9,17E-03	9,54E-02	2,61E-09	1,04E-01	4,12E-09	6,12E-09	2,55E-03
	Amélie 2	1,11E-04	1,66E-09	1,11E-05	4,91E-03	5,11E-02	1,40E-09	5,57E-02	2,20E-09	3,27E-09	1,37E-03
	Else	1,40E-04	2,10E-09	1,40E-05	6,21E-03	6,46E-02	1,77E-09	7,05E-02	2,79E-09	4,14E-09	1,73E-03
	Joseph	1,33E-04	1,99E-09	1,33E-05	5,88E-03	6,12E-02	1,67E-09	6,67E-02	2,64E-09	3,92E-09	1,64E-03

nm : non mesuré

< X : inférieur à la limite de quantification (LQ)

Les concentrations maximales calculées sur l'ensemble de la zone modélisée par le BRGM à 1000 ans, à partir d'un épanchement par 5 puits, sont reportées dans le Tableau 5 ci-dessous, leur situation étant illustrée également sur la figure qui suit.

*Tableau 5 : Concentrations maximales calculées dans le modèle
(pour un épanchement dans 1000 ans et en considérant 5 puits
d'épanchement)*

Sortie par 5 puits	Couche	Concentration Hg max. ($\mu\text{g/L}$)	Domaine de variation lié à l'incertitude associée au terme source (+/- 50%)
	1	1,7E-02	8,50E-03 à 2,55E-02
	2	9,02E-02	4,51E-02 à 1,35E-01
	3	1,04E-01	5,20E-02 à 1,56E-01

Le maximum observé se trouve en couche 3, au droit du puits Amélie 1 : ceci s'explique surtout par les paramètres hydrodynamiques de cette zone mais également par un débit d'injection plus élevé du fait du diamètre plus important de ce puits.

C'est au droit du puits Max que le maximum en couche 2 est observé : du fait de l'absence de couche 3 sur ce puits, l'injection est en effet simulée ici directement en couche 2.



Figure 7 : Localisation des concentrations maximales calculées dans le modèle (pour un épanchement dans 1000 ans à partir de 5 puits)

7.1.2 INCERTITUDES LIÉE AU TERME SOURCE ET AU SCÉNARIO D'ENNOYAGE ET D'ÉPANCHEMENT EN NAPPE D'ALSACE

Concernant l'évaluation des incertitudes, à partir des précédents résultats, la Figure 8 présente pour le mercure et le chrome l'influence de l'incertitude de $\pm 50\%$ associée au calcul du terme source. Il s'avère au final que toutes les concentrations simulées restent inférieures aux critères de qualité.

Le Tableau 6 présente la concentration en mercure calculée dans la nappe d'Alsace à la sortie du puits Amélie 1 où la concentration est maximale par rapport aux autres puits (cf. Figure 7). Ces concentrations sont données à trois niveaux (dans le stockage, à la sortie des barrières et à la sortie du puits Amélie 1) et selon 3 hypothèses concernant la fuite à travers les barrières (fuite à 1000 ans, 500 ans et 300 ans). Soulignons, comme déjà précisé, que les barrières seront dimensionnées pour 1000 ans au moins : les hypothèses de fuite à 500 ans voire 300 ans sont donc purement indicatives et n'ont pas d'autre but que de permettre d'étudier l'influence du paramètre temps de fuite et de comparer les hypothèses entre elles.

Tableau 6 : Comparaison des concentrations moyennes calculées en Hg dans le stockage, à la sortie des barrières et dans la partie inférieure de la nappe dans le cas d'un épanchement par 5 puits

Temps (an)	Concentration Hg StocaMine (g/L)	Concentration Hg-fuite barrières (g/L)	Concentration nappe (Amélie 1 couche du bas) ($\mu\text{g/L}$)
300 (indicatif)	7,5	2,7E-03	2,4
500 (indicatif)	7,5	1,1E-03	0,98
1000 (à retenir)	7,5	1,2E-04	0,1

On constate que dans l'hypothèse d'une fuite immédiate des barrières après l'ennoyage, c'est-à-dire dans 300 ans, le seuil de potabilité serait dépassé sur ce puits ainsi que dans la couche inférieure du modèle avec $2,4 \mu\text{g/L}$ (à comparer au seuil de $1 \mu\text{g/L}$).

Dans l'hypothèse d'une fuite à 500 ans la concentration calculée décroît en dessous de ce seuil avec $0,98 \mu\text{g/L}$ dans la partie inférieure de la nappe mais le seuil de $0,2 \mu\text{g/L}$ correspondant à l'environnement local témoin reste dépassé. En outre, si l'on tient compte de l'incertitude sur la valeur moyenne de la masse en mercure de $\pm 50\%$, on obtient également un dépassement du seuil de potabilité.

En revanche, comme indiqué précédemment à partir du Tableau 4, aucun dépassement n'est constaté si les barrières restent efficaces pendant 1000 ans ce qui correspond à l'objectif recherché. La concentration est alors de $0,1 \mu\text{g/L}$. Le seuil de potabilité n'est pas dépassé même en considérant l'incertitude sur la masse de déchets qui donne alors une concentration maximale de l'ordre de $0,16 \mu\text{g/L}$.

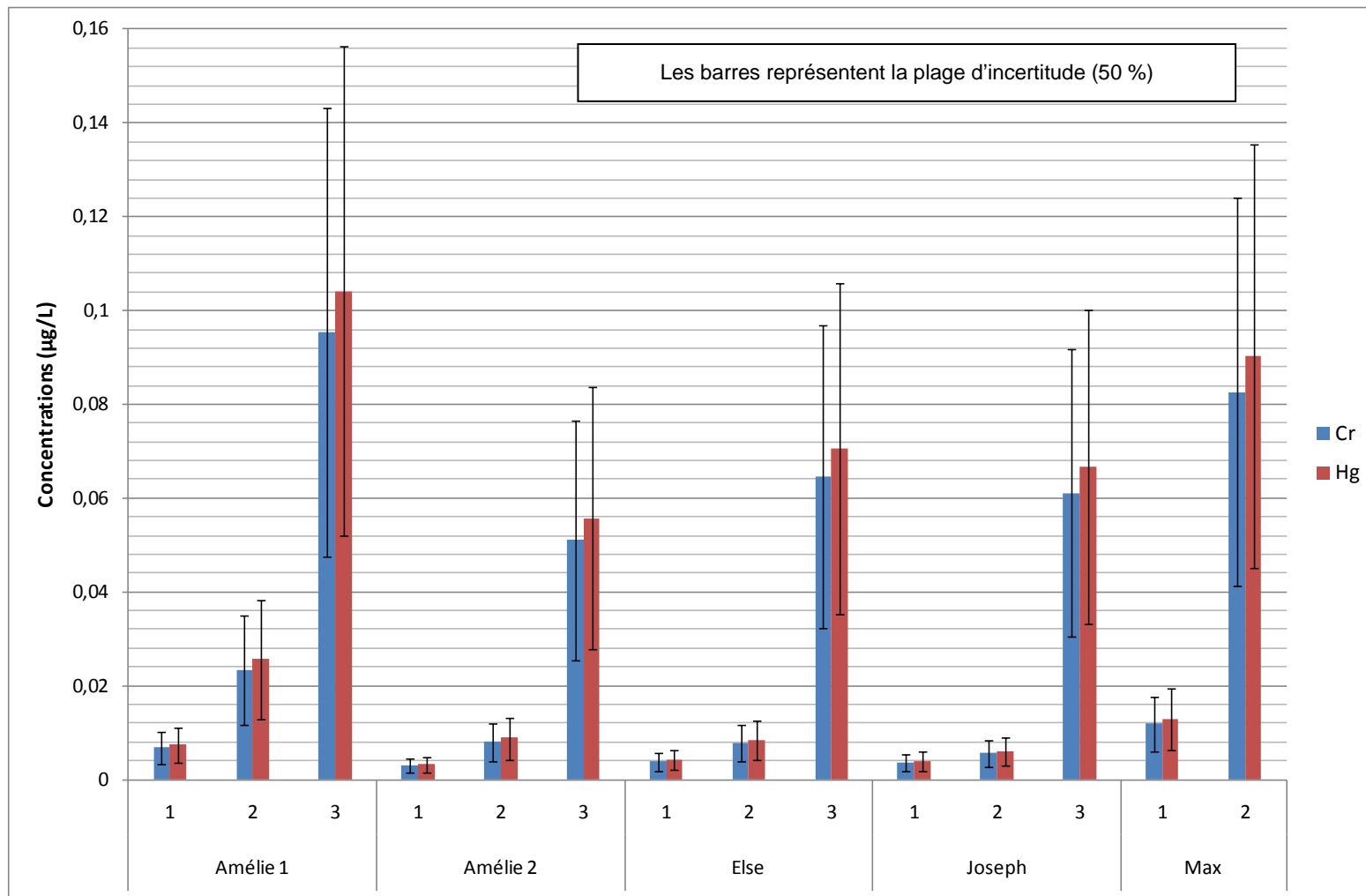


Figure 8 : Concentrations calculées en Hg (critères : 0,2 et 1 µg/L) et Cr (critères : 7 et 50 µg/L) après épanchement en nappe de la saumure contaminée dans les 3 couches des 5 puits de la mine Amélie (sortie dans 1000 ans, incertitude 50 %)

Pour ce qui concerne le puits Amélie 1 où la concentration calculée est la plus importante, dans l'hypothèse d'un épanchement par les 5 puits, les figures suivantes (Figure 9, Figure 10) illustrent l'évolution des concentrations en mercure (Hg) dans le cas d'un épanchement à 1000 ans et à 500 ans. Ces résultats intègrent l'incertitude de $\pm 50\%$ sur le terme source.

Comme indiqué précédemment, en tenant compte de l'incertitude sur la valeur moyenne de la masse en mercure de $\pm 50\%$, un dépassement du seuil de potabilité peut se produire au niveau du puits Amélie 1. En revanche, ce n'est pas le cas si les barrières restent efficaces pendant 1000 ans : le seuil de potabilité n'est alors pas dépassé, même en considérant l'incertitude sur la masse de déchets. Ces illustrations traduisent d'une part, l'atténuation des concentrations dans le temps liée à la diminution du terme source et d'autre part, l'atténuation des concentrations de bas en haut du fait de l'injection de la saumure contaminée dans la couche du bas (dilution).

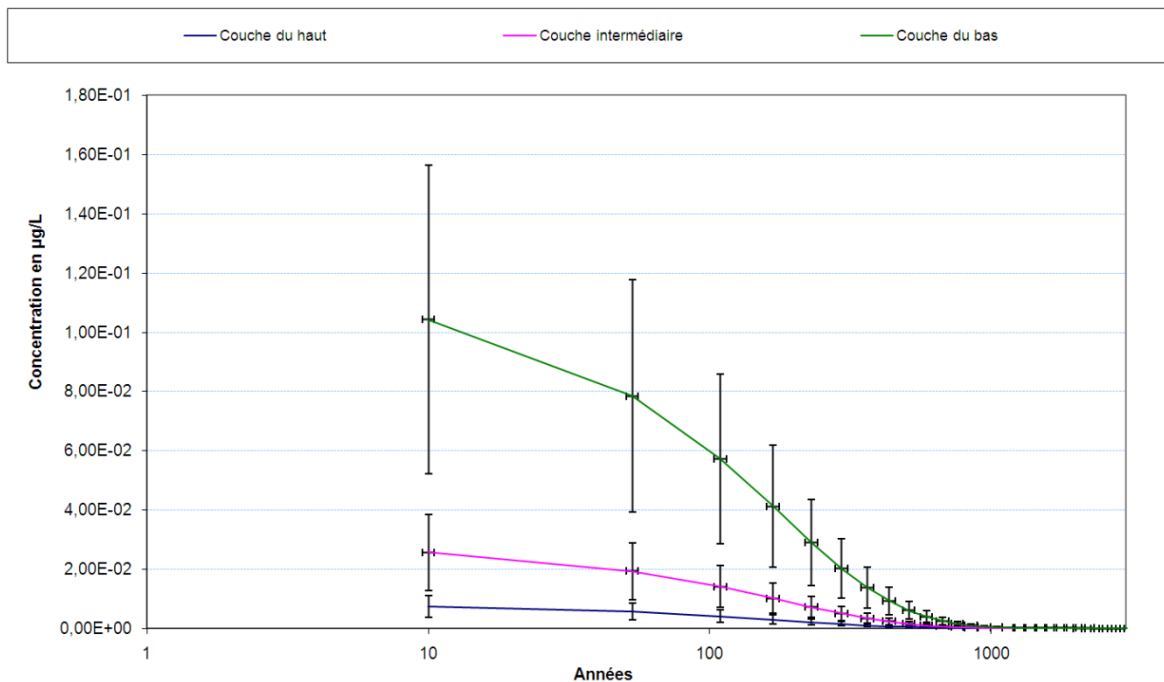


Figure 9 : Chronique des concentrations calculées pour le mercure sur le puits Amélie 1 (pour un épanchement par 5 puits dans 1000 ans, incertitude $\pm 50\%$, échelle semi-log, origine du temps prise à 1000 ans)

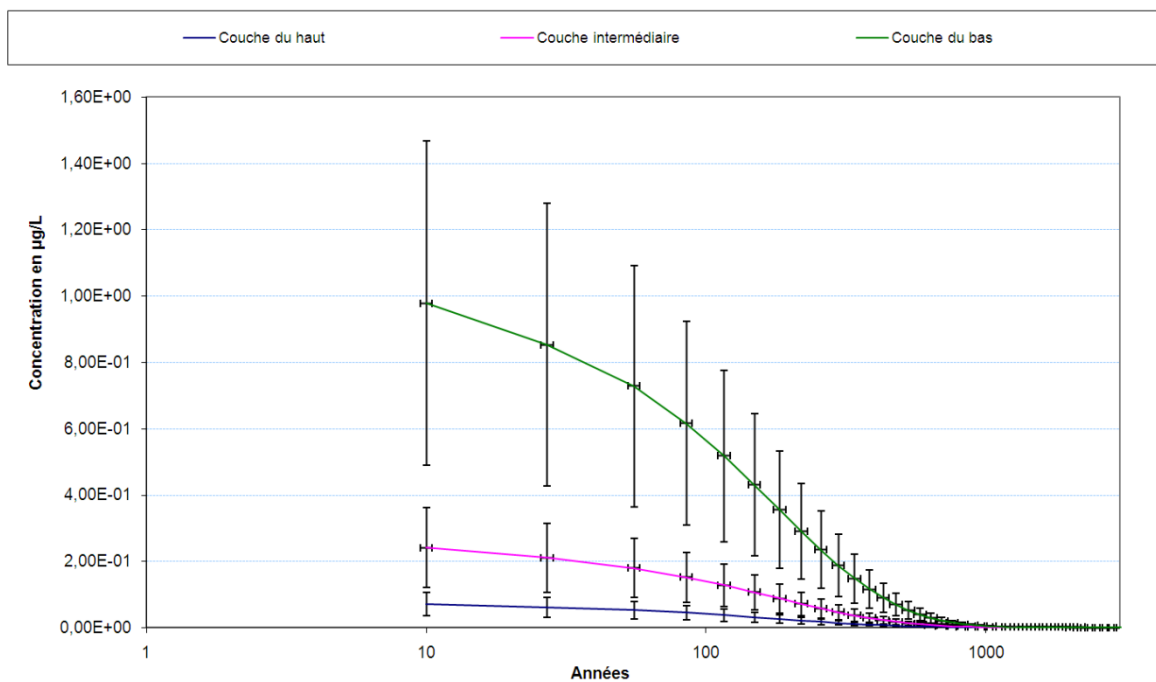


Figure 10 : Chronique des concentrations calculées pour le mercure sur le puits Amélie 1 (pour un épanchement par 5 puits dans 500 ans, incertitude $\pm 50\%$, échelle semi-log, origine du temps prise à 500 ans)

Un calcul d'incertitude a également été réalisé en retenant non pas l'hypothèse d'un épanchement par les 5 puits de la mine Amélie mais seulement par les 2 puits les plus proches du site de stockage (Joseph et Else, cf. Figure 11). Ceci revient à multiplier par la valeur calculée à la sortie des puits Joseph et Else par un facteur maximum de 2,5 tenant compte de la différence de débit (cf. Annexe1). L'effet de l'incertitude de $\pm 50\%$ associée au calcul du terme source est encore intégré à ce calcul.

Le Tableau 7 présente la concentration en mercure (Hg) dans la nappe d'Alsace à la sortie du puits Else où la concentration est plus importante que celle calculée à Joseph. Ces concentrations sont données à trois niveaux (dans le stockage, à la sortie des barrières et à la sortie du puits Else) et selon les 3 hypothèses concernant la fuite à travers les barrières, introduites précédemment.

Tableau 7 : Comparaison des concentrations moyennes calculées en Hg dans le stockage, à la sortie des barrières et dans la partie inférieure de la nappe dans le cas d'un épanchement par 2 puits

Temps (an)	Concentration Hg StocaMine (g/L)	Concentration Hg-fuite barrières (g/L)	Concentration nappe (Else couche du bas) ($\mu\text{g/L}$)
300 (indicatif)	7,5	2,7E-03	4,00
500 (indicatif)	7,5	1,1E-03	1,65
1000 (à retenir)	7,5	1,2E-04	0,18

Pour comparer ce Tableau 7 au Tableau 6, il convient de garder à l'esprit que les concentrations ne sont pas calculées pour les mêmes puits (respectivement Else et Amélie 1). C'est pourquoi elles ne varient pas dans un rapport de 2,5 alors que le débit de fuite varie bien en moyenne dans ce même rapport.

Dans l'hypothèse d'une fuite immédiate des barrières après l'envoyage, c'est-à-dire dans 300 ans, le seuil de potabilité serait dépassé avec 4 $\mu\text{g/L}$ (à comparer au seuil de 1 $\mu\text{g/L}$). Dans l'hypothèse d'une fuite à 500 ans la concentration calculée serait de 1,65 $\mu\text{g/L}$, ce qui dépasse également le seuil de potabilité.

En revanche, aucun dépassement n'est constaté si les barrières restent efficaces pendant 1000 ans ce qui correspond à l'objectif recherché. La concentration est alors de 0,18 $\mu\text{g/L}$ et le seuil de potabilité n'est pas dépassé même en considérant l'incertitude sur la masse de déchets. Néanmoins, si l'on tient compte de cette incertitude de $\pm 50\%$, on obtient un faible dépassement de la valeur de l'environnement local témoin avec une concentration maximale de l'ordre de 0,27 $\mu\text{g/L}$ dans la partie inférieure de la nappe et au voisinage immédiat du puits Else (3 mailles du modèle sont concernées au sein de la couche du bas avec des concentrations comprises entre 0,21 et 0,27 $\mu\text{g/L}$ à comparer à 0,2 $\mu\text{g/L}$).

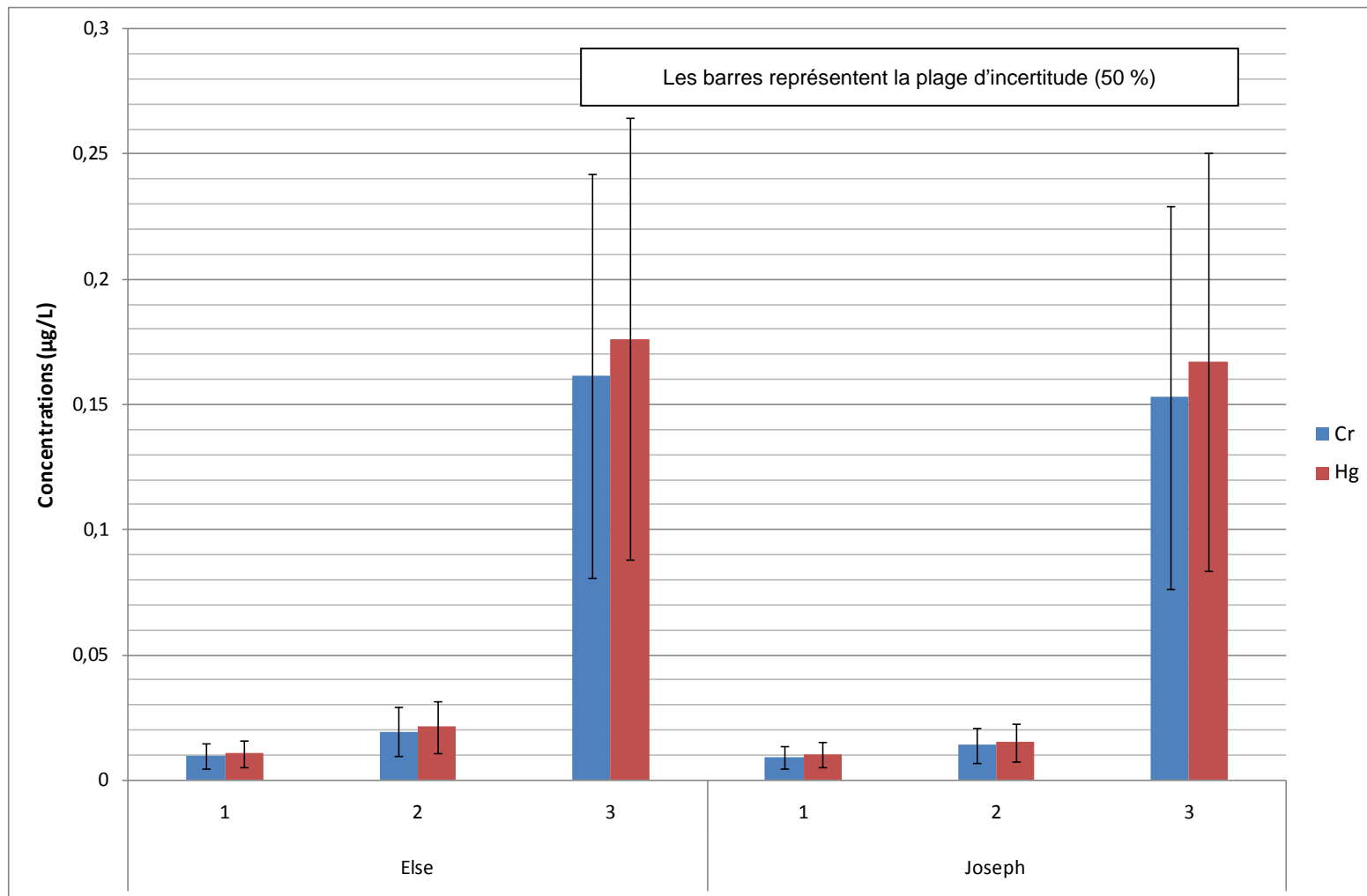


Figure 11 : Concentrations calculées en Hg (critères : 0,2 et 1 µg/L) et Cr (critères : 7 et 50 µg/L) après épanchement en nappe de la saumure contaminée dans les 3 couches des 2 puits Joseph et Else (sortie dans 1000 ans, incertitude 50 %)

Les résultats présentés aux Tableau 6 et Tableau 7 indiquent également que la concentration initiale en mercure à la source, contenue par les barrières, est réduite considérablement à la sortie de ces barrières. Cette diminution tient à la dilution de la saumure contaminée par les déchets dans la saumure non contaminée remontant des travaux miniers sous-jacents au stockage. Malgré cette dilution, les concentrations dans les vides miniers, à la sortie des barrières, restent très supérieures au seuil réglementaire actuel de 1 µg/L pour le mercure. Mais, une seconde dilution se produit à la sortie des puits, à la base de la nappe d'Alsace. La concentration, estimée par le modèle du BRGM, est encore une fois considérablement réduite. Sa valeur dépend évidemment de la vitesse d'écoulement de la nappe (voisine de 1 à 3 m/jour pour fixer les idées) mais aussi de la taille de la maille.

Bien qu'affiné au droit de StocaMine, le maillage utilisé dans le modèle est constitué d'éléments de 125x125x10 m (maillage nettement plus fin que celui utilisé actuellement pour la surveillance de la nappe d'Alsace), c'est-à-dire de mailles d'environ 150 000 m³. Des mailles plus petites auraient nécessité de disposer de beaucoup plus d'informations pour caler le modèle (épaisseur de chaque couche, porosité, perméabilité) : par contre, elles auraient pu conduire à des concentrations plus importantes à la sortie des puits dans la nappe, puisque la surface d'une maille dépasse de deux à trois ordres de grandeur celle d'un puits (typiquement 20 m²). De ce fait, les concentrations calculées par le modèle de la nappe d'Alsace, à la sortie des puits ne représentent pas la valeur maximale dans les périmètres immédiats des puits. Elles correspondent toutefois à des valeurs moyennes dans une zone relativement limitée d'environ 70 m autour des puits¹¹. Cela n'a évidemment de sens que si la saumure polluée est dispersée dans la nappe. Ce n'est pas le cas si cette dispersion est empêchée par exemple par un forage particulier pompant de l'eau à proximité immédiate d'un puits.

Cette hypothèse n'est pas vraisemblable aujourd'hui (cf. chapitre 5) mais on ne peut pas préjuger de l'évolution de l'usage la nappe dans les siècles à venir, notamment du fait des changements climatiques.

En conclusion de cette évaluation des incertitudes, un dépassement des critères de qualité retenus serait constaté dans le cas d'un épanchement à 500 ans et qui plus est à 300 ans si l'on tient compte des incertitudes liées à la masse de déchets et aux puits concernés par la fuite de saumure contaminée en nappe d'Alsace.

Toutefois, même dans l'hypothèse majorante d'une masse de déchets de mercure majorée de 50% et d'une fuite par seulement 2 puits, la concentration maximale au bout de 1000 ans est estimée à 0,27 µg/L, ce qui reste inférieur au critère de potabilité.

¹¹ rayon équivalent d'une maille carrée de 125 m de côté

7.2 ILLUSTRATION DES PANACHES DE POLLUTION LIÉS AU SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE

Les panaches de pollution calculés dans le cadre du calcul de référence pour le mercure sont illustrés ci-après.

Ces cartes présentent les concentrations obtenues dans le cas d'un épanchement à 1000 ans à partir des 5 puits de la mine Amélie pour les 3 couches du modèle. Il apparaît que sur l'ensemble de la zone d'étude, seule la concentration calculée en couche inférieure sur le puits Amélie 1 dépasserait légèrement 0,1 µg/L (avec 0,104 µg/L).

Ces trois illustrations intègrent également l'évolution des concentrations calculées le long d'un profil pour ce qui concerne le mercure dans 1000 ans et l'ion chlorure dans 300 ans. En effet, le cas de l'ion chlorure est ici introduit afin de vérifier le non dépassement du seuil réglementaire actuel de 250 mg/L suite à l'épanchement de saumure non contaminée (seuil de potabilité, cf. Annexe 2) dès le début de ce phénomène, c'est à dire dans approximativement 300 ans. L'évolution de la teneur en chlorures illustrée le long d'un profil W/NE ci-après, également reportée en Annexe 3, ne met pas en évidence de dépassement de ce seuil réglementaire dans le cadre du scénario de référence (valeur maximale calculée : 156 mg/L au puits Max en couche 2). Toutefois, compte-tenu des incertitudes associées à la démarche suivie (incertitudes inhérentes à toute prédiction sur d'aussi grandes échelles de temps), dans approximativement 300 ans, une dégradation de la qualité des eaux dans la zone des puits, liée à l'ion chlorure et en particulier au puits Max, ne peut être totalement exclue.

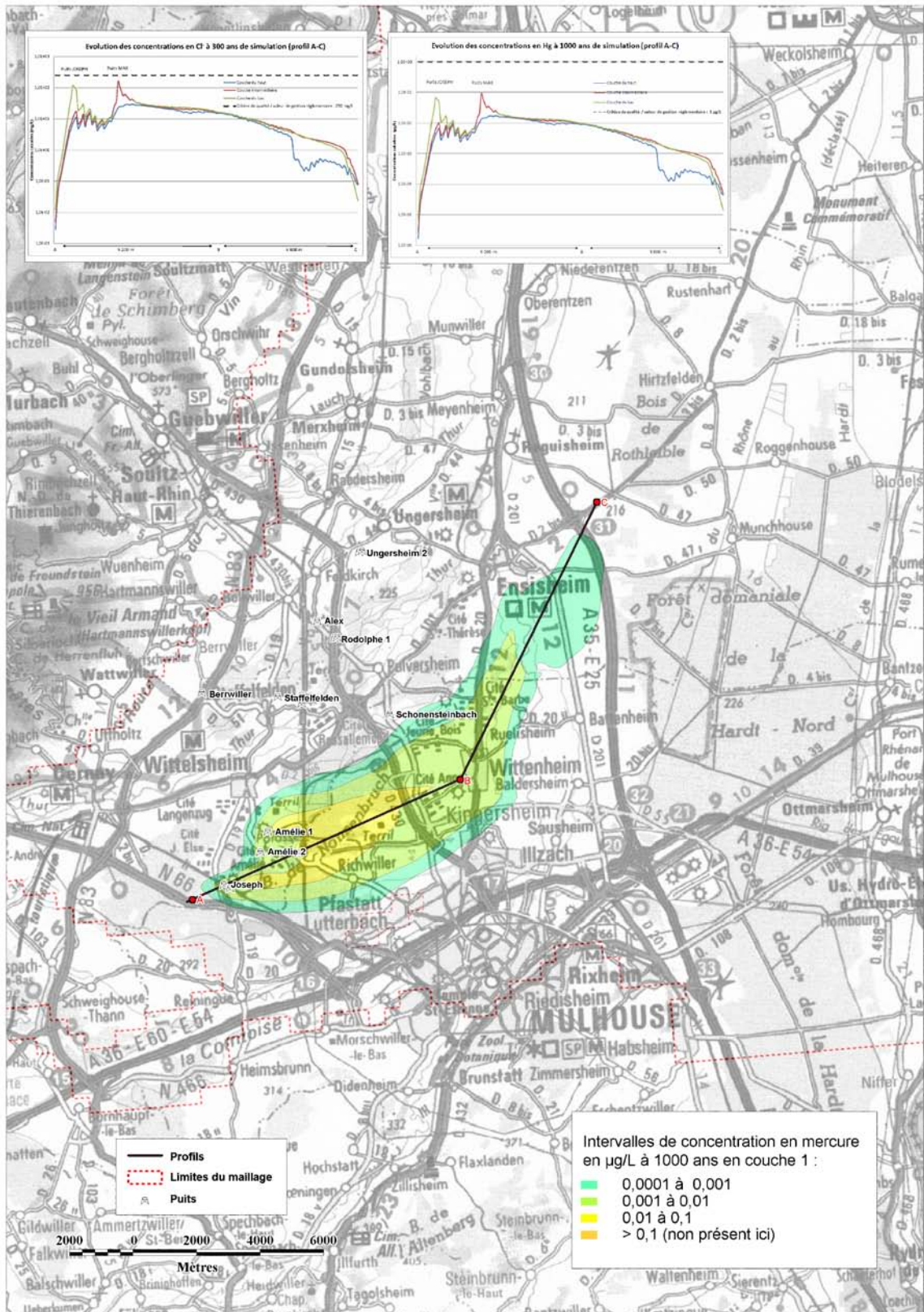


Figure 12 : Carte du panache de mercure dans la couche supérieure du modèle dans le scénario de référence (sortie à 1000 ans, épandage par 5 puits) et profils d'évolution des concentrations d'amont vers l'aval pour le mercure (1000 ans) et les chlorures (300 ans)

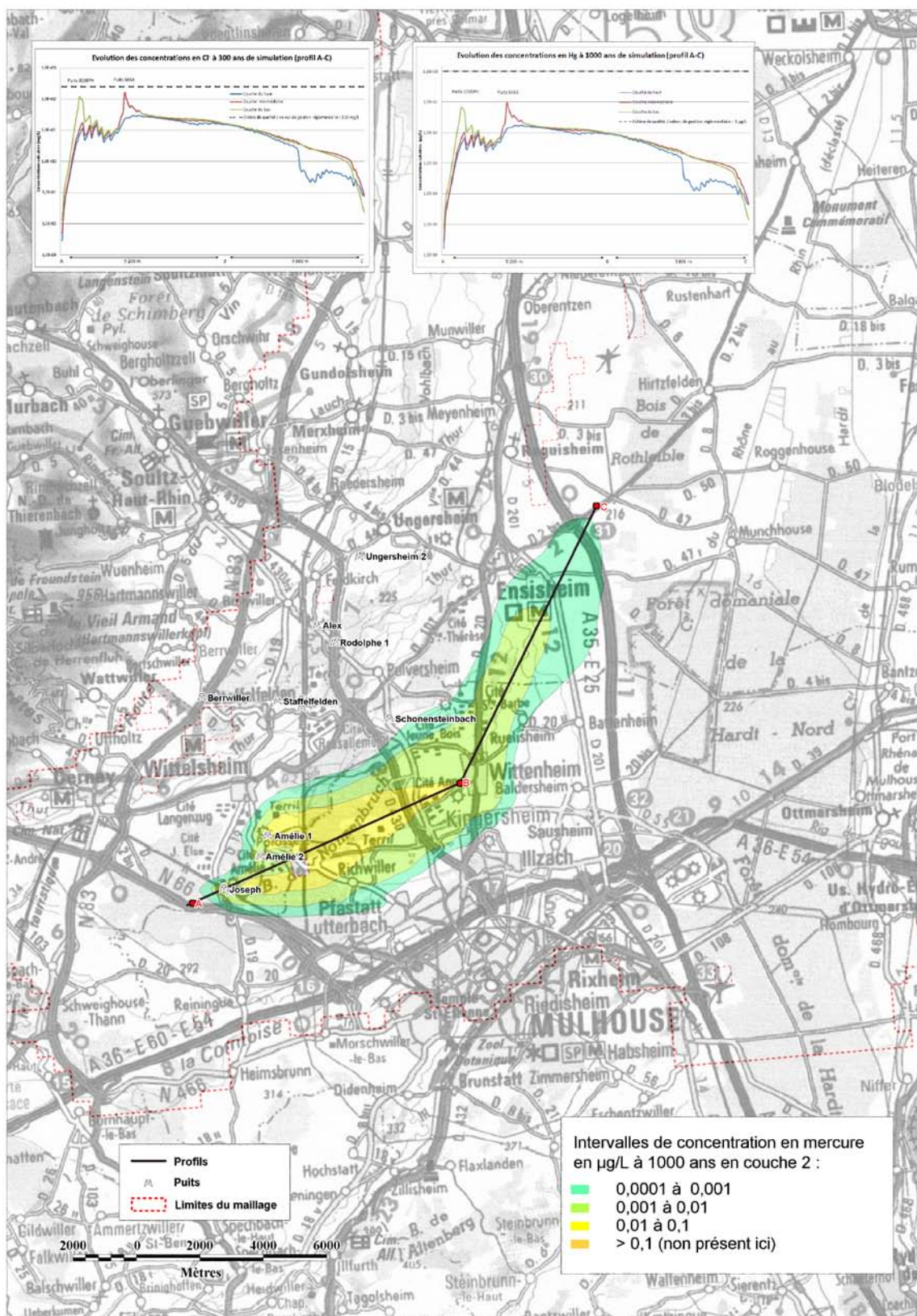


Figure 13 : Carte du panache de mercure dans la couche intermédiaire du modèle dans le scénario de référence (sortie à 1000 ans, épanchement par 5 puits) et profils d'évolution des concentrations d'amont vers l'aval pour le mercure (1000 ans) et les chlorures (300 ans)

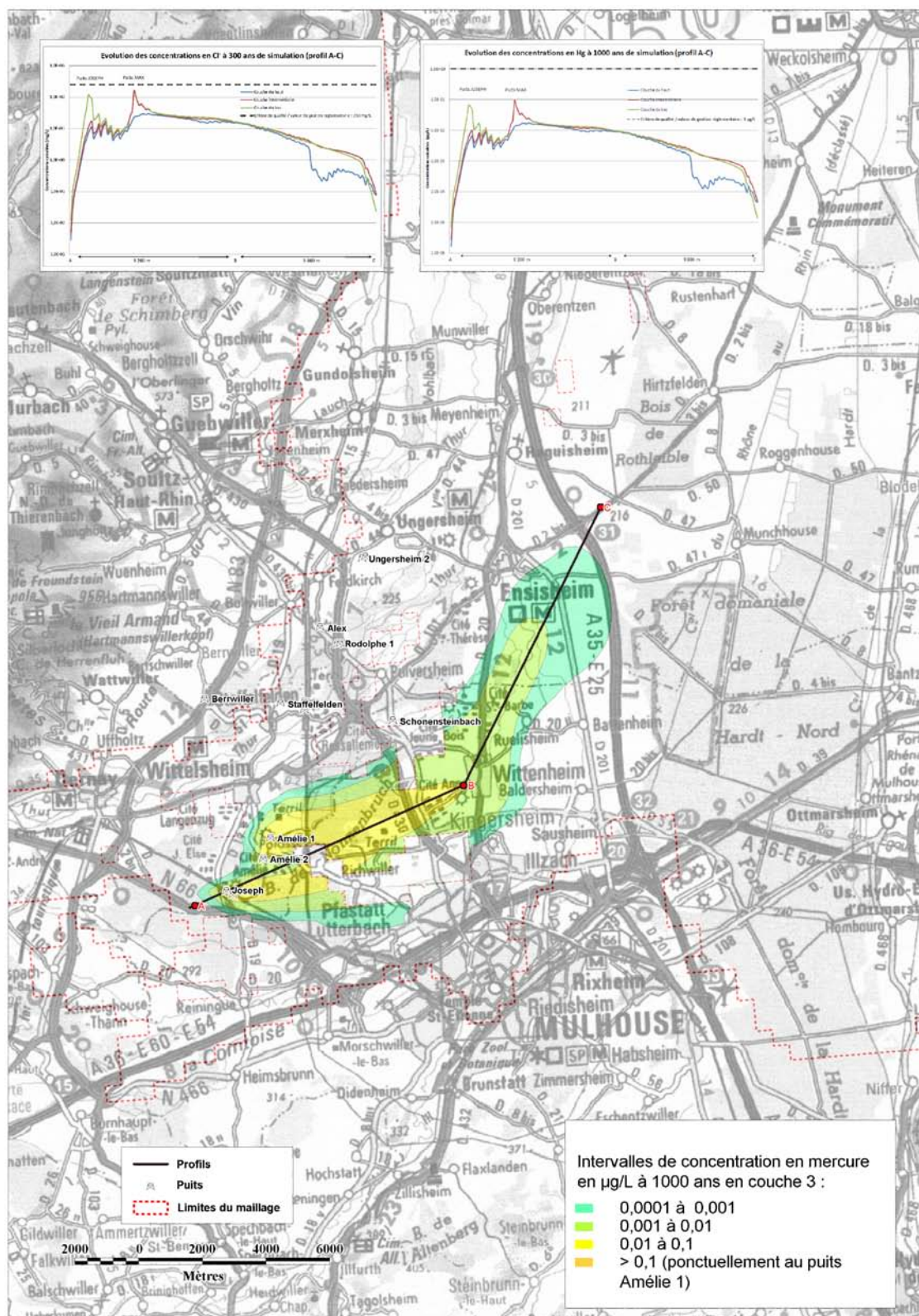


Figure 14 : Carte du panache de mercure dans la couche inférieure du modèle dans le scénario de référence (sortie à 1000 ans, épandage par 5 puits) et profils d'évolution des concentrations d'amont vers l'aval pour le mercure (1000 ans) et les chlorures (300 ans)

Remarque : Concernant les panaches issus du calcul, il convient d'indiquer ici une observation du BRGM (page 41, [8]) quant à la validité des concentrations calculées en amont hydraulique de la zone d'injection (puits Amélie) : « *Un examen attentif des panaches de concentration représentés sur ces différentes figures montre qu'ils remontent légèrement en amont hydraulique des puits d'injection, ce qui semble paradoxal dans la mesure où l'on s'attendrait à ce que la pollution migre exclusivement vers l'aval hydraulique des points d'injection. En pratique, cependant, cette anomalie est systématique dans les simulations de transport hydrodispersif. Elle provient du fait que le phénomène de dispersion cinématique n'est pas représenté de façon totalement satisfaisante par les équations de transport de soluté. De Marsily (Hydrogéologie Quantitative, 1981, pp. 175-176) note en effet, « on peut mettre en doute, pour les forts coefficients de dispersion longitudinale, la validité de la théorie qui ne distingue pas le sens de circulation convective et le sens du gradient de concentration pour déterminer le flux dispersif ». En particulier, aux abords immédiats d'un point d'injection, pour les forts gradients de concentration vers l'amont hydraulique, « la somme algébrique des flux convectifs et dispersifs peut devenir négative, ce qui signifie que les éléments transportés se mettent à remonter le courant et à cheminer vers l'amont : on voit mal, physiquement, comment la dispersion cinématique, qui est somme toute une hétérogénéité des vitesses réelles par rapport à la vitesse convective, pourrait propager des éléments vers l'amont : les vitesses réelles dans le milieu poreux sont vraisemblablement toujours plus orientées vers l'aval que vers l'amont ». ».*

8. CONCLUSION

Ce rapport a porté sur l'évaluation de l'impact du stockage illimité des déchets du site de StocaMine sur la qualité de la nappe d'Alsace. L'étude réalisée est basée sur les connaissances et données acquises avant la présentation de l'INERIS au COPIL StocaMine du 23 mai 2011 [1]. De ce fait, elle ne prend pas en compte les informations plus récentes sur la présence d'un sondage dans le plier du bloc 25 et de trous de dégazage de grisou. Toutefois, des reconnaissances spécifiques sont actuellement menées par StocaMine sur ce sujet et, en fonction de leurs résultats, des études complémentaires pourraient s'avérer nécessaires en vue d'une intégration dans les approches ultérieures, notamment en terme de MMR (mesures de maîtrise du risque).

Les études préliminaires réalisées par l'INERIS et présentées au COPIL du 1^{er} avril 2011 [1] avaient indiqué un possible dépassement des seuils réglementaires pour quelques éléments (antimoine, arsenic et mercure). Il a dès lors été nécessaire d'affiner cette étude en tenant compte plus précisément de la principale mesure de maîtrise des risques envisagée, à savoir la mise en place de barrières constituées d'argiles gonflantes de faible perméabilité dans l'ensemble des voies d'accès au stockage.

Ce document présente les résultats de la modélisation de transfert de polluants du stockage vers la nappe d'Alsace conduite par l'INERIS, en tenant compte :

- des résultats de l'étude de l'INERIS sur le terme source ;
- des résultats de l'étude hydromécanique réalisée par l'INERIS sur la compaction des déchets et des terrains foudroyés sous l'effet du fluage du sel ;
- de la fuite éventuelle des polluants à travers les barrières précédemment mises en place ;
- de la dilution de cette saumure contaminée par la saumure issue des travaux sous-jacents et de sa migration à l'extrados des puits de la mine Amélie jusqu'à la nappe d'Alsace ;
- de la dispersion de cette saumure contaminée à la base de la nappe (étape basée sur une modélisation du BRGM).

Conformément à l'étude hydrogéologique menée par l'INERIS, l'hypothèse de référence sur laquelle s'appuie cette modélisation est la sortie de la saumure contaminée par les 5 puits de la mine Amélie (Joseph, Else, Amélie 1, Amélie 2 et Max). Toutefois, l'incidence de l'incertitude liée à une sortie éventuelle par les 2 puits les plus proches du stockage (Joseph et Else) a également été étudiée. Cette hypothèse est peu probable dans la mesure où la fermeture des puits Joseph et Else interviendra dans l'avenir et mettra à profit le progrès technique dans ce domaine par rapport aux puits comblés dans le passé.

Par ailleurs, l'INERIS a aussi pris en compte l'incertitude pesant sur les masses des déchets liée à la méthode d'estimation des quantités de déchets mises en œuvre par l'exploitant (de l'ordre de $\pm 50\%$ de la valeur moyenne).

Les principales conclusions de cette étude sont les suivantes :

- 1- Parmi les polluants étudiés (ETM et cyanures), le mercure est apparu comme l'élément présentant l'impact potentiel le plus élevé sur la qualité de la nappe d'Alsace et ceci bien que la masse de déchets de mercure ne soit pas la plus importante (par exemple par rapport à la masse de déchets arséniés), d'après les données disponibles. Rappelons que les études antérieures réalisées par BMG avaient conclu que l'impact potentiel de l'arsenic serait prépondérant. Cette conclusion n'a pas été confirmée par l'INERIS [2].
- 2- Le débit d'épanchement étant plus élevé sur les puits Joseph et Else dans une hypothèse de sortie par 2 puits, les concentrations correspondantes à cette hypothèse sont plus importantes en aval de StocaMine que dans l'hypothèse de référence d'une sortie par 5 puits.
- 3- Les différentes hypothèses étudiées conduisent à préconiser, en fonctionnement normal, la mise en place de barrières dont l'étanchéité devra être assurée pour une période de 10 000 ans. En fonctionnement altéré (dégradé par une défaillance), la performance de ces ouvrages devra être assurée pour une période d'au moins 1 000 ans. Ces ouvrages devront être conçus et dimensionnés par un bureau d'études spécialisé.
- 4- Dans ce cas, même en majorant la masse de mercure (correspondant à 1,5 fois la valeur moyenne soit $1,5 \times 53 \text{ t} = 79,5 \text{ t}$), la concentration maximale calculée en mercure à la sortie des 5 puits resterait inférieure à $0,16 \mu\text{g/L}$, valeur à la sortie du puits Amélie 1 où elle est la plus élevée, d'après les résultats des études. Dans l'hypothèse d'une sortie par 2 puits (Joseph et Else), cette valeur maximale a été estimée à $0,27 \mu\text{g/L}$. Elle est obtenue au puits Else.
- 5- Avec les hypothèses retenues, les résultats de la modélisation restent très inférieurs aux critères de qualité d'origine réglementaire.
- 6- Dans le scénario de référence d'une sortie par 5 puits, la valeur relative à l'environnement local témoin ne sera pas dépassée. Toutefois, un léger dépassement de ce critère de qualité pourra localement se produire dans l'hypothèse d'une fuite par 2 puits (sur le puits Else et en aval immédiat).
- 7- Les résultats de cette étude se basent sur la dispersion de la saumure contaminée dans la nappe, mais l'étude réalisée ne porte pas sur l'impact éventuel du puits privé d'un particulier procédant à un pompage à proximité immédiate d'un des puits de la mine Amélie. Afin de prévenir tout usage d'une eau contaminée au droit d'un des 5 puits, l'INERIS recommande fortement le recours à des restrictions d'usage de l'eau souterraine autour des 5 puits de la mine Amélie dans un rayon qui devra être précisé par une étude spécifique.

Précisons que l'influence d'un certain nombre de facteurs conduisant à retarder ou à diminuer le transfert de saumure contaminée vers la nappe, tels que la capacité d'échange cationique des argiles, n'a pas pu être considérée ici du fait de la difficulté à quantifier ces phénomènes. Ainsi, les résultats présentés peuvent-ils être considérés comme majorants, c'est-à-dire liés à une approche sécuritaire.

En outre, même si son impact semble moins marquant que celui des éléments traces métalliques, il faut souligner, qu'en premier lieu, dès la fin de l'ennoyage, c'est à dire dans approximativement 300 ans, l'épanchement de saumure (non contaminée par son passage dans le stockage) en provenance des vides miniers, pourrait être la cause d'une dégradation de la qualité des eaux, dans la zone des puits et notamment du puits Max, par l'ion chlorure dont le seuil réglementaire est de 250 mg/L (seuil de potabilité, cf. Annexe 2).

Rappelons enfin que cette étude n'a pas tenu compte de l'impact du changement climatique sur la nappe d'Alsace par manque d'informations sur ce sujet et que les seuils réglementaires pris en compte sont les seuils actuels sans préjuger de leur évolution éventuelle à long terme.

9. RÉFÉRENCES CITÉES

- [1] Présentations faites au COPIL les 19 novembre 2010, 9 décembre 2010, 20 janvier 2011, 28 février 2011, 1^{er} avril 2011, 23 mai 2011 – Disponibles sur <http://www.stocamine.com>.
- [2] HENNEBERT P. - StocaMine - Evaluation du terme source dans le scénario du stockage illimité : calculs des quantités de contaminants stockés, et des concentrations potentielles en solution et en phase gazeuse en cas d'ennoyage - INERIS-DRC-10-108130-12610B – Novembre 2011.
- [3] HULOT C., QUIOT F., HENNEBERT P. - Stockage souterrain de StocaMine (68) - Synthèse critique : thématiques « Impact sur la santé humaine des populations hors travailleurs du site de StocaMine » et « Impact sur la ressource en eau » - INERIS-DRC-10-108130-03798A – Avril 2010.
- [4] Stockage souterrain de Wittelsheim : évaluation des risques suite au confinement de déchets dans la mine. Risques dus aux substances chimiques, BMG Engineering AG – Juillet 2004.
- [5] LAOUAFA F. 2010- Etude géomécanique du stockage de StocaMine – INERIS-DRS10–108130-14273A – Décembre 2010.
- [6] GOMBERT P. - Stockage souterrain de StocaMine (68) - Etude hydrogéologique de l'ennoyage du site – INERIS-DRS-10-108130-12810B – Mars 2011.
- [7] QUIOT F. - Interprétation Campagnes de prélèvements des eaux d'infiltration effectuées par l'INERIS au fond de la mine Amélie en juillet et septembre 2010 - INERIS-DRC-11-108130-06358b – Septembre 2011.
- [8] AMRAOUI N., BUSCARLET E. et THIERY D. Modélisation d'une fuite de saumure à partir du site de stockage souterrain de StocaMine : simulation d'un 5^{ème} Scénario. Rapport BRGM/RP-60256-FR – Octobre 2011.
- [9] MDPA (2008) – Mémoires techniques des Mines de Potasse d'Alsace – 1904-2008 – Octobre 2008.
- [10] AMRAOUI N., THIERY D. et WENG P. Site de stockage souterrain de Stocamine : simulation de fuites de saumures par des puits de mines. Rapport BRGM/RP-59244-FR – Décembre 2010.
- [11] PINTE J.C. - Comparaison des scénarios de devenir du stockage de StocaMine - INERIS – DRS-12-108130-00756A– Février 2012.

10. LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation	Nb pages
Annexe 1	Répartition des débits d'épanchement de saumure saturée par puits et par période dans le 5ème scénario simulé par le BRGM (en m ³ /an)	1 A4
Annexe 2	Critères de qualité d'origine réglementaire	1 A3
Annexe 3	Evolution des concentrations en Cl ⁻ à 300 ans de simulation le long d'un profil W/NE (A-C)	1 A3

Annexe 1 : Répartition des débits d'épanchement de saumure saturée par puits et par période dans le 5^{ème} scénario simulé par le BRGM (en m³/an)

Temps* (an)	Joseph	Else	Amélie 1	Amélie 2	Max	Cumul 5 puits
0	152,5	125,0	152,5	125,0	125,0	680
10	150	123	150	123	123	669
100	133	109	133	109	109	593
500	76,5	62,7	76,5	62,7	62,7	341
1 000	38,4	31,4	38,4	31,4	31,4	171
2 000	9,65	7,91	9,65	7,91	7,91	43,0
3 000	2,43	1,99	2,43	1,99	1,99	10,8
4 000	0,61	0,50	0,61	0,50	0,50	2,72
5 000	0,15	0,13	0,15	0,13	0,13	0,69
6 000	0,04	0,03	0,04	0,03	0,03	0,17
7 000	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,04
8 000	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,01
9 000	<0,001	0,001	<0,001	0,001	0,001	0,003
10 000	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001

* temps compté à partir du début de l'épanchement de saumure aux 5 puits de la mine Amélie soit vers l'an 2300

Annexe 2 : Critères de qualité d'origine réglementaire

Paramètres	Unité	<u>NQE eau de surface</u> Arrêté du 25 janvier 2010 (Annexe 2, état écologique, MA)	<u>NQE eau de surface</u> Arrêté du 25 janvier 2010 (Annexe 8, état chimique pour eaux douces de surface, MA à gauche et CMA à droite)		<u>Valeurs seuils pour les eaux souterraines</u> Arrêté du 17 décembre 2008 (Annexe II)	<u>limites de qualité</u> Arrêté du 11 janvier 2007 (Annexe I)	<u>références de qualité</u> Arrêté du 11 janvier 2007 (Annexe I)
Arsenic	µg/L	4,2			10 (1)	10	
Baryum	µg/L					700	
Cadmium *	µg/L		≤ 0,08 (classe 1) 0,08 (classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	≤ 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)	5	5	
Chlorures	mg/L						250
Chrome	µg/L	3,4				50	
Cuivre	µg/L	1,4				2000	1000
Mercure	µg/L		0,05	0,07	1	1	
Cyanures totaux	µg/L					50	
Nickel	µg/L		20			20	
Plomb	µg/L		7,2		10 (2)	10 (25 jusqu'au 25 décembre 2013)	
Antimoine	µg/L					5	

* Classes de dureté de l'eau :
classe 1 : < 40 mg CaCO₃/L,
classe 2 : 40 à < 50 mg CaCO₃/L,
classe 3 : 50 à < 100 mg CaCO₃/L,
classe 4 : 100 à < 200 mg CaCO₃/L,
classe 5 : ≥ 200 mg CaCO₃/L.

(1) Valeur seuil applicable uniquement aux aquifères non influencés pour ce paramètre par le contexte géologique – à définir localement pour les nappes dont le contexte géologique influence ce paramètre.

(2) Dans le cas d'un aquifère en lien avec les eaux de surface et qui les alimente de façon significative, prendre comme valeur seuil celle retenue pour les eaux douces de surface en tenant compte éventuellement des facteurs de dilution et d'atténuation.

Annexe 3 : Evolution des concentrations en Cl⁻ à 300 ans de simulation le long d'un profil W/NE (A-C)

Concentrations calculées en Cf.

