



(ID Modèle = 454988)

Ineris - 216503 - 2759285 - v2.0

30/01/2023

Etude écotoxicologique des composants des déchets susceptibles de polluer la nappe ou les sols

MINES DE POTASSE D'ALSACE SA

PRÉAMBULE

Le présent document a été établi sur la base des informations transmises à l'Ineris. La responsabilité de l'Ineris ne peut pas être engagée, directement ou indirectement, du fait d'inexactitudes, d'omissions ou d'erreurs ou tous faits équivalents relatifs aux informations fournies.

L'exactitude de ce document doit être appréciée en fonction des connaissances disponibles et objectives et, le cas échéant, de la réglementation en vigueur à la date d'établissement du présent document. Par conséquent, l'Ineris ne peut pas être tenu responsable en raison de l'évolution de ces éléments postérieurement à cette date. La prestation ne comporte aucune obligation pour l'Ineris d'actualiser le document après cette date.

L'établissement du présent document et la prestation associée sont réalisés dans le cadre d'une obligation de moyens.

Au vu de la mission qui incombe à l'Ineris au titre de l'article R131-36 du Code de l'environnement, celui-ci n'est pas décideur. Ainsi, les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient proposés par l'Ineris dans le cadre de cette prestation ont uniquement pour objectif de conseiller le décideur. Par conséquent la responsabilité de l'Ineris ne peut pas se substituer à celle du décideur qui est donc notamment seul responsable des interprétations qu'il pourrait réaliser sur la base de ce document. Tout destinataire du document utilisera les résultats qui y sont inclus intégralement ou sinon de manière objective. L'utilisation du présent document sous forme d'extraits ou de notes de synthèse s'effectuera également sous la seule et entière responsabilité de ce destinataire. Il en est de même pour toute autre modification qui y serait apportée. L'Ineris dégage également toute responsabilité pour toute utilisation du document en dehors de son objet.

En cas de contradiction entre les conditions générales de vente et les stipulations du présent préambule, les stipulations du présent préambule prévalent sur les stipulations des conditions générales de vente.

Nom de la Direction en charge du rapport : Direction Sites et Territoires

Rédaction : GOMBERT PHILIPPE; ANDRES SANDRINE; LAFORTUNE STEPHANE; PANDARD PASCAL; QUIOT FABRICE

Vérification : BOUDET CELINE; VELLY NATHALIE; POULARD FREDERIC; CHARMOILLE ARNAUD

Approbation : Document approuvé le 30/01/2023 par BAROUDI HAFID

Table des matières

1	Objectifs.....	4
2	Rappel du scénario du risque d'épanchement et du contexte hydrogéologique	4
2.1	Scénario du risque d'épanchement modélisé.....	4
2.2	Structuration de la nappe d'Alsace	6
2.3	État physicochimique de la nappe d'Alsace	6
2.4	Conclusion sur l'hydrogéologie de la nappe d'Alsace	8
3	Liste des substances susceptibles de polluer la nappe d'Alsace et intégration à la modélisation ..	9
3.1	Impact potentiel du terme source sur la qualité de l'eau de la nappe alluviale d'Alsace	9
3.2	Conclusion sur le terme source	10
4	Identification des risques écotoxicologiques pour la stygofaune de la nappe d'Alsace	11
4.1	Bilan des approches mises en œuvre pour évaluer les risques sur les écosystèmes des eaux souterraines.....	11
4.2	Normes de qualité environnementales et seuils de qualité écotoxicologiques.....	12
4.2.1	Rappel sur les objectifs de protection des différents seuils	13
4.2.2	Principes généraux pour la construction de ces valeurs	14
4.2.3	Revue des valeurs seuil existantes pour les écosystèmes aquatiques	15
4.2.4	Évaluation des marges de sécurité pour la stygofaune	16
4.3	Conclusion sur les risques sur les écosystèmes des eaux souterraines.....	17
5	Conclusion générale.....	18
6	Références bibliographiques	19

Table des figures

Figure 1. Carte du panache potentiel de mercure à 1000 ans dans la couche inférieure du modèle de la nappe d'Alsace dans le scénario de déstockage à 93 % du mercure (d'après Pinte, 2016)	5
Figure 2. Localisation des piézomètres disposant de données qualitatives.....	6
Figure 3. Carte de la salure moyenne de la nappe d'Alsace en 2020 au droit et à l'aval du bassin potassique (BRGM, 2021).....	8
Figure 4. Méthodologie de détermination des Normes de Qualité Environnementale (NQE ou EQS) .	13

Table des tableaux

Tableau 1. Synthèse des paramètres physicochimiques mesurés dans les couches 1 à 3 de la nappe d'Alsace entre Wittelsheim et Ensisheim de 1970 à 2022 hors panaches salés.....	7
Tableau 2. Limites de qualité et concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans la couche inférieure de la nappe au niveau du puits Amélie 1 dans le scénario de déstockage à 93 % des déchets mercuriels (1000 ans après le confinement).....	10
Tableau 3. Normes de qualité environnementale pour les éléments traces métalliques dans les eaux de surface telles que déterminées par la Directive Cadre sur l'eau (2008/105/CE amendée par la directive 2013/39/UE)	15
Tableau 4. NQE (ou projet de NQE) et concentrations moyennes en éléments traces métalliques dans la couche inférieure de la nappe au niveau du puits Amélie 1 (1000 ans après le confinement) dans le scénario « 93 % ».....	17

1 Objectifs

Le site de stockage souterrain de déchets ultimes StocaMine, situé à Wittelsheim (Haut-Rhin) a fait l'objet en 1997 d'une autorisation de stockage souterrain réversible de déchets dangereux pour une durée de trente ans. Ce site a été exploité de 1999 à 2002, période pendant laquelle il a reçu 44 000 tonnes de déchets dangereux dont 44% de déchets de classe 1 (résidus d'incinération et déchets amiantés) et 56% de déchets de classe 0 (terres polluées, déchets mercuriels, chromés, arséniés, et produits phytosanitaires).

Depuis l'arrêt de l'activité de stockage de déchets en 2002, les Mines de potasse d'Alsace (MDPA) assurent l'entretien et la surveillance des installations de ce site. En parallèle, de nombreuses études ont été entreprises pour proposer une solution de fermeture définitive de StocaMine. Sur le plan environnemental, il a été identifié un risque à long terme d'émission de saumure potentiellement polluée dans la nappe phréatique d'Alsace. Le produit le plus dangereux identifié pour l'Homme et l'environnement au sein des déchets stockés étant le mercure, il a été procédé de 2014 à 2017 à l'extraction de près de 95 % des déchets mercuriels et à leur entreposage dans une mine de sel en Allemagne (scénario appelé « déstockage à 93 % »).

A la suite de ces travaux, les MDPAs ont été mises en demeure par arrêté préfectoral en janvier 2022 de présenter un nouveau dossier de transformation de l'autorisation initiale de stockage souterrain réversible en autorisation de stockage en couches géologiques profondes pour une durée illimitée. L'Autorité environnementale (Ae) a été saisie de ce dossier sur décision de la ministre chargée de l'écologie. L'Ae considère que l'enjeu environnemental principal de ce projet réside dans la protection à long terme de la nappe phréatique d'Alsace. De ce fait, il s'avère essentiel de fournir, dans l'étude d'impact, les éléments nécessaires pour renforcer la confiance dans les informations et les choix présentés, en démontrant que l'option qui sera retenue est la meilleure pour l'environnement. Dans son avis n°2022-E-01, émis le 24 novembre 2022, l'Ae recommande notamment de rappeler les tonnages extraits du site souterrain, de mieux expliciter les calculs qui ont conduit aux résultats produits, et de réaliser une étude écotoxicologique englobant l'ensemble des substances éventuellement toxiques dans la nappe, en individualisant précisément celles qui sont solubles dans l'eau.

En réponse à cet avis, les MDPAs ont émis la demande suivante dans un courriel en date du 30 novembre 2022 adressé à l'Ineris : 1) vérifier quelles substances seraient *a priori* susceptibles de polluer la nappe d'Alsace, à supposer qu'elles soient en contact avec elle ; 2) étendre la modélisation opérée pour le mercure à ces autres substances considérées ; 3) identifier quels risques cela pourrait représenter pour des organismes vivants dans la nappe d'Alsace.

Structuré en trois grandes parties (rappel du contexte hydrogéologique, liste des substances susceptibles de polluer la nappe d'Alsace et identification des risques écotoxicologiques associés), le présent document apporte les réponses de l'Ineris à ces questionnements.

2 Rappel du scénario du risque d'épanchement et du contexte hydrogéologique

2.1 Scénario du risque d'épanchement modélisé

Le scénario d'évolution prévisible de la mine et du site de stockage, tel qu'il résulte de l'étude hydrogéologique de l'Ineris, est le suivant (Gombert, 2010) :

- l'eau douce de la nappe d'Alsace percole à travers les puits d'accès au secteur ouest de la mine, puis remplit les vides miniers et se transforme en saumure en dissolvant le sel ;
- par l'action conjointe de ce remplissage et de la compaction des vides miniers, cette saumure va remplir en premier lieu les vides miniers les plus profonds (environ 1000 m) puis remonter vers la surface ; une partie devrait envahir le site de stockage de déchets (situé vers 600 m de profondeur), se chargeant en substances dissoutes issues des déchets ;
- la compaction continuant, la saumure potentiellement polluée poursuit sa remontée par les 5 puits d'accès à la mine Amélie, qui sont à la fois les plus hauts du secteur ouest et les plus proches du site de stockage, et s'épanche à la base de la nappe alluviale d'Alsace.

Dans ce contexte, le rôle des barrières de confinement qui auront été mises en place pour isoler le site de stockage sera d'empêcher la percolation de la saumure à travers les déchets pendant la phase

d'envoyage, puis de décaler dans le temps la mise en contact des déchets avec la saumure. Cela devrait réduire le débit de production de saumure potentiellement polluée depuis l'ancien stockage et donc sa concentration globale en éléments issus des déchets qui correspond au « terme source ».

Ainsi, malgré la présence des barrières de confinement, il a été considéré dans le cadre d'une approche majorante que des épanchements de saumure potentiellement contaminée par les produits stockés pourraient se produire au bout d'environ un millénaire au droit des 5 anciens puits d'accès de la mine Amélie, et risquer ainsi de contaminer la nappe d'Alsace en profondeur (Gombert, 2010). Comme la saumure sera très concentrée (~350 g/L) et donc très dense (~1,2), et en tenant compte de la faiblesse du débit d'épanchement attendu (~0,34 m³/h), le panache de saumure contaminée devrait en effet apparaître et se propager au sein de la couche inférieure du remplissage alluvial (voir chapitre 2.2).

Sur cette base, les modélisations qui ont été réalisées quant à la dispersion du mercure – considéré comme le polluant principal – au sein de la couche inférieure de la nappe d'Alsace montrent que la zone susceptible d'être atteinte par le panache de saumure potentiellement contaminée aurait une superficie de l'ordre de 30 km², et qu'elle se localiserait essentiellement au droit des communes de Wittelsheim, Staffelfelden, Wittenheim et Ensisheim (Figure 1).

Rappelons, en outre, que l'étude de modélisation du terme source (Hennebert et Quiot, 2013) a spécifié qu'aucun dépassement des seuils réglementaires en vigueur (limite de qualité dans le cadre d'une consommation humaine) lors de l'étude ne serait observé à 1000 ans pour les éléments considérés (à savoir Cu, Ba, Ni, Pb, Bi, Co, Cd, As, Ag, Sb, CN⁻, Cr, Hg), quel que soit le scénario de déstockage retenu.

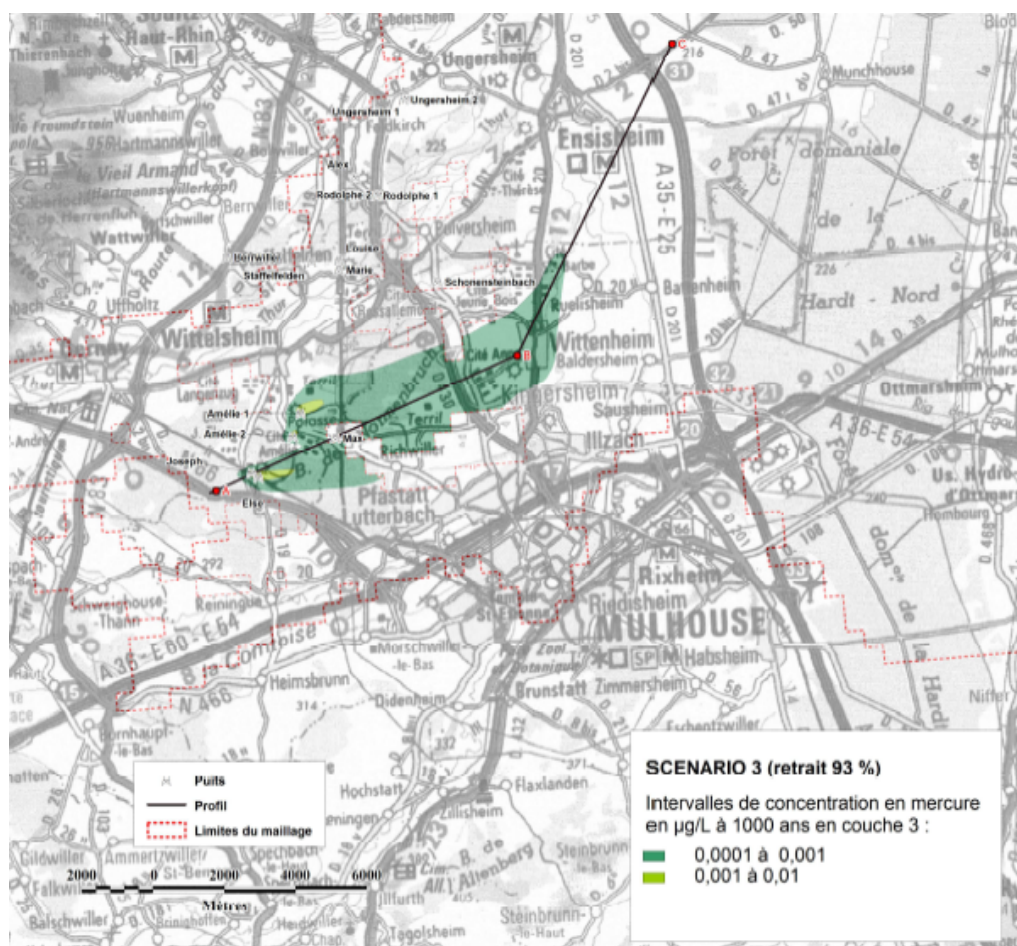


Figure 1. Carte du panache potentiel de mercure à 1000 ans dans la couche inférieure du modèle de la nappe d'Alsace dans le scénario de déstockage à 93 % du mercure (d'après Pinte, 2016)

Note : pour rappel, le seuil réglementaire pris en compte pour le mercure est sa limite de qualité dans le cadre d'une consommation humaine qui vaut 1 µg/L (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).

2.2 Structuration de la nappe d'Alsace

Le remplissage de la plaine d'Alsace correspond à un ensemble alluvial complexe, épais de 20 à 50 m entre Wittelsheim et Ensisheim, c'est-à-dire dans la zone susceptible d'être atteinte par le panache de saumure potentiellement polluée, mais plus épais vers l'aval. Dans le plan vertical, il est globalement structuré en trois couches superposées, mises en évidence dans le log géologique de référence pris par Noyer et al. (1998) au droit du puits de mine Anna (Wittenheim), à savoir :

- jusqu'à 11 m de profondeur, la couche 1 d'alluvions récentes, sablo-graveleuses devenant limoneuses vers le bas, et de perméabilité moyenne à élevée ;
- de 11 à 35 m de profondeur, la couche 2 d'alluvions anciennes, argilo-sableuses et assez peu perméables, localement entrecoupées de chenaux plus grossiers et plus perméables ; cette couche est parfois séparée de la précédente et de la suivante par quelques mètres d'intercalations argileuses peu perméables ;
- de 35 à 44 m de profondeur, la couche 3 d'alluvions profondes qui se localisent dans des paléochenaux de sables grossiers à galets, formant des structures plus perméables que les alluvions anciennes sus-jacentes.

Compte tenu de la densité de la saumure et de son faible débit de sortie prévisible, son épanchement devrait essentiellement se produire à la base du remplissage alluvial, c'est-à-dire dans la couche 3 ; cette couche étant plus perméable que la couche 2 sus-jacente, dont elle est en outre localement séparée par des intercalaires argileux, ses relations hydrauliques avec cette dernière – et *a fortiori* avec la couche 1 – seront donc fortement limitées.

2.3 État physicochimique de la nappe d'Alsace

Le site de l'Association pour la protection de la nappe phréatique de la plaine d'Alsace (Aprona) répertorie de nombreux piézomètres qui ne disposent pas tous de mesures de la qualité de l'eau, surtout dans les couches intermédiaire et profonde de la nappe. Au droit ou à proximité de la zone d'étude, des données qualitatives ont pu être extraites de 23 piézomètres implantés dans la couche supérieure, 18 dans la couche intermédiaire et 8 dans la couche inférieure où ont été ajoutés les 16 piézomètres forés en 2019 par les MDPA jusqu'à cette couche profonde¹ et référencés « MDPA » sur la Figure 2.

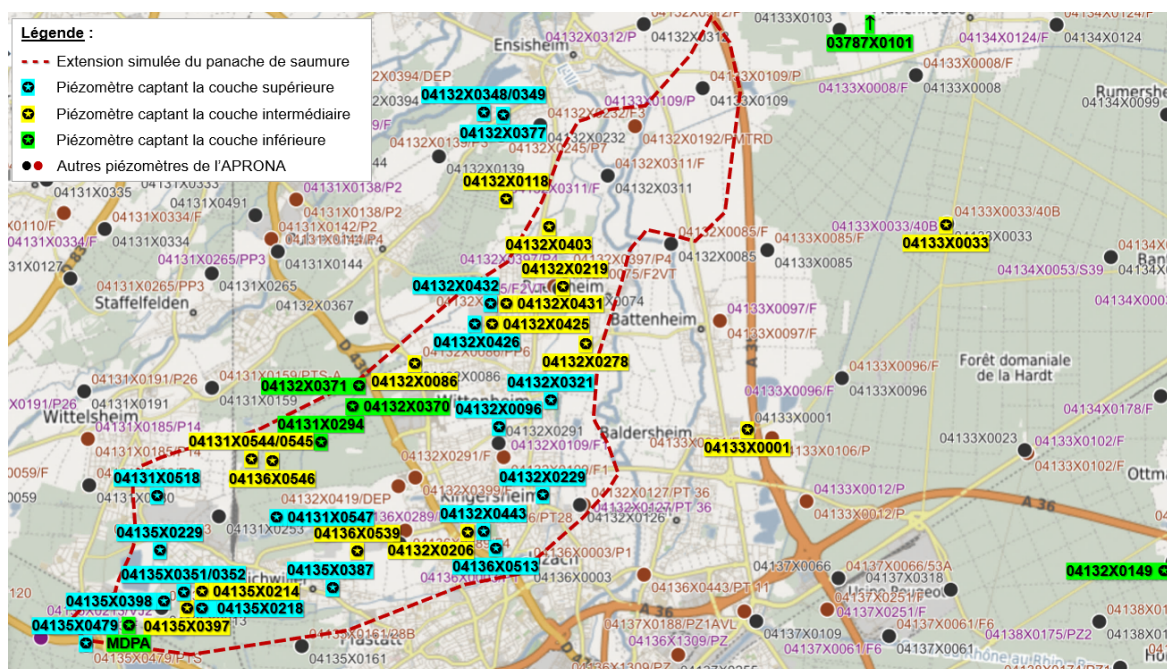


Figure 2. Localisation des piézomètres disposant de données qualitatives

¹ Les codes nationaux de ces ouvrages sont BSSS004-APRE, -APRF, -APRG, -APRH, -APRJ, -APRK, -APRL, -APRM, -APRN, -APRP, -APRQ, -APRR, -APRS, -APRT, -APRU, -APRV.

Du fait que les données concernant l'environnement local témoin ne prennent pas en compte les paramètres physicochimiques de l'eau souterraine de la nappe d'Alsace, paramètres nécessaires à la mise en œuvre de l'évaluation des risques écotoxicologiques, des valeurs moyennes de ces derniers ont dû être calculées (Tableau 1).

*Tableau 1. Synthèse des paramètres physicochimiques mesurés dans les couches 1 à 3 de la nappe d'Alsace entre Wittelsheim et Ensisheim de 1970 à 2022 hors panaches salés
(les moyennes entre parenthèses reposent sur un effectif de données non représentatif)*

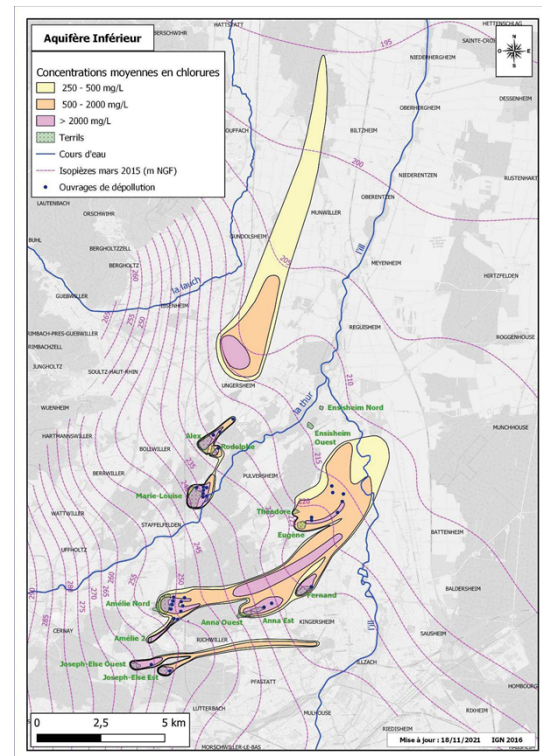
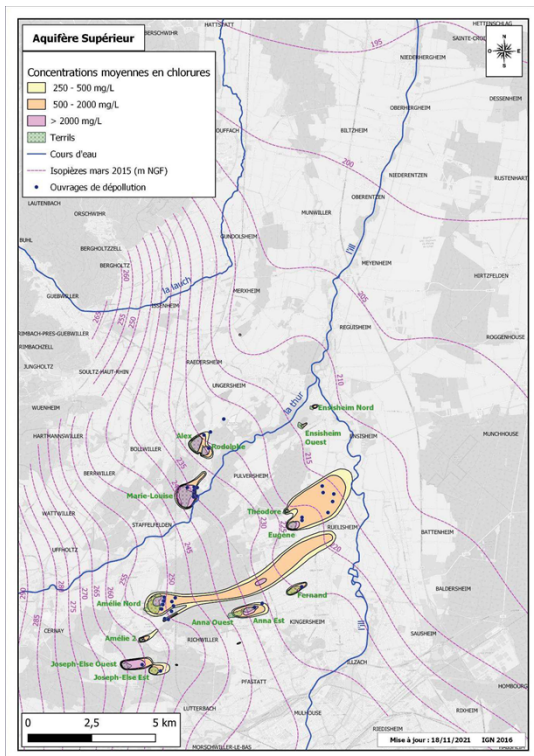
Paramètre	Conductivité (µS/cm)	O ₂ dissous (mg/L)	pH	Potentiel rédox (mV)	Température (°C)	Dureté (°F)
Couche 1	1 190	(7,4)	6,9	(278)	12,6	22,7
Couche 2	1 320	(6,6)	7,0	(197)	12,7	34,2
Couche 3	940	(7,0)	6,7	(199)	13,3	(49,5)

En contact avec l'atmosphère, la couche supérieure de la nappe alluviale se caractérise surtout, par rapport aux deux couches sous-jacentes, par une concentration moyenne en oxygène dissous légèrement supérieure (7,4 mg/L contre 6,8 mg/L en moyenne), par un potentiel d'oxydo-réduction plus élevé (278 mV contre 198 mV en moyenne), par une dureté totale nettement plus faible (22,7°F contre 41,9°F en moyenne) et par une température légèrement plus basse (12,6°C contre 13,0°C en moyenne). Les autres paramètres, comme la conductivité ou le pH, ne montrent pas d'évolution nette avec la profondeur et peuvent donc être considérés comme sont comparables d'une couche à l'autre.

Sur la base de ces données, l'eau de la nappe alluviale d'Alsace apparaît donc comme moyennement minéralisée, dure à très dure, neutre, oxydante et saturée à 60-70 % en oxygène dissous.

Toutefois, du fait de l'existence de nombreux terrils de sel résultant des anciennes exploitations minières, il existe des percolations d'eau salée qui sont à l'origine d'une salure de la nappe sous la forme de « panaches salés » (voir Figure 3 en page suivante). Ces panaches induisent une augmentation de minéralisation de la nappe avec des concentrations en chlorure de sodium et de potassium qui dépassent 2 000 mg/L à l'aval immédiat des terrils. Dans les piézomètres étudiés, cela se traduit par une augmentation de la conductivité selon une double structuration spatiale :

- en plan, avec une conductivité qui est, en moyenne, supérieure d'un ordre de grandeur à l'intérieur des panaches salés (16 770 µS/cm) par rapport à la zone environnante non ou peu affectée (1 150 µS/cm) ;
- en coupe, avec une conductivité qui est, en moyenne, plus forte dans les secteurs salés de la couche profonde (26 240 µS/cm) que dans ceux des deux couches sus-jacentes prises ensemble (12 040 µS/cm) ; cela est probablement en lien avec le plongement des panaches salés vers la base de la nappe du fait de la densité plus forte de l'eau qu'ils renferment ; ce phénomène est par ailleurs visible dans la cartographie des panaches dans les couches supérieure et profonde de la nappe, comme le montrent les deux cartes de la Figure 3.



a) Couche supérieure

b) Couche profonde

Figure 3. Carte de la salure moyenne de la nappe d'Alsace en 2020 au droit et à l'aval du bassin potassique (BRGM, 2021)

2.4 Conclusion sur l'hydrogéologie de la nappe d'Alsace

Le scénario d'évolution au cours du temps du site de stockage de déchets de StocaMine et de la mine au sein de laquelle il se trouve, prévoit – à l'échelle du millénaire – un faible épanchement de saumure potentiellement polluée à partir de certains puits de mine. Du fait de sa forte densité et de son faible débit, cette saumure s'épanchera préférentiellement à la base de la nappe alluviale, au niveau de la couche profonde globalement formée de paléochenaux très perméables. La structuration de la nappe en plusieurs couches superposées de perméabilités différentes, localement séparées par des intercalaires argileux, limitera très fortement la propagation vers la surface des épanchements de saumure potentiellement polluée.

La propagation dans la couche alluviale profonde des panaches de sel actuels dus aux percolations sous les terrils miniers est un bon analogue de ce qui devrait se produire dans plusieurs siècles lorsque de la saumure issue de la mine s'épanchera à la base de la nappe alluviale. Ces terrils sont en effet à l'origine de plusieurs panaches salés qui, du fait de leur densité, plongent pour rejoindre la couche profonde de la nappe. Toutefois, compte tenu de l'évolution naturelle et accélérée (traitement par dissolution) de ces terrils, cette saumure aura probablement disparu au moment où se produiront les épanchements de saumure issus de la mine.

Dans la zone étudiée, la nappe alluviale d'Alsace apparaît donc globalement homogène sur le plan physicochimique avec une eau moyennement minéralisée (hors panaches salés), dure, neutre, oxydante et saturée à 60-70 % en oxygène dissous. Les principaux écarts sont liés à un excès de chlorures au sein des panaches salés ainsi que, dans une moindre mesure, à la proximité de la surface qui induit un léger gradient de diminution de la concentration en oxygène dissous et du potentiel d'oxydoréduction de la couche supérieure vers les couches sous-jacentes, alors que la dureté de l'eau augmente avec la profondeur. En considérant que l'excès de salinité de la nappe dû aux terrils miniers aura disparu d'ici quelques décennies, la qualité de l'eau à prendre en compte pour étudier l'impact écotoxicologique des épanchements de saumure potentiellement polluée qui se produiront à terme est celle correspondant aux zones non affectées actuellement par cette saumure.

3 Liste des substances susceptibles de polluer la nappe d'Alsace et intégration à la modélisation

3.1 Impact potentiel du terme source sur la qualité de l'eau de la nappe alluviale d'Alsace

Il est rappelé que le « terme source » représente la saumure qui résultera de l'ennoyage des vides résiduels du site de stockage de déchets StocaMine et qui pourrait contaminer la nappe alluviale d'Alsace en cas d'épanchement hors de la mine. Sa composition, c'est-à-dire la concentration des espèces dissoutes dans la saumure au sein des vides miniers résiduels, a été réalisée en posant l'hypothèse fortement majorante d'une dissolution totale des déchets dans la saumure. Les résultats obtenus par l'Ineris en 2016 confirment l'importance du rapport entre le mercure et les cyanures, ces derniers contribuant à la complexation des premiers, et par là-même à leur mise en solution. Ainsi, du fait qu'une grande partie du mercure a été déstockée, des cyanures vont se retrouver en excès par rapport au mercure restant et seront disponibles pour aller complexer d'autres métaux, donc augmenter leur concentration dans la saumure au sein des vides résiduel. Il a ainsi été observé que le scénario « 93 % », qui est celui qui a été retenu et appliqué, réduit d'un ordre de grandeur la concentration en mercure du terme source, alors que la concentration en cyanures reste toujours à peu près stable : les cyanures non complexés avec le mercure se complexeront donc avec le cadmium, le cobalt et le nickel, ce qui conduira à une augmentation d'environ 3 ordres de grandeur des concentrations de ces éléments dans le terme source.

L'impact potentiel du stockage sur la nappe alluviale d'Alsace a été étudié à partir de l'estimation du terme source pour le scénario « 93 % ». Pour y parvenir, l'Ineris a considéré, d'une part, l'usage des eaux souterraines pour l'eau potable (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) et, d'autre part, le respect du bon état chimique des masses d'eaux souterraines (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). Cette démarche a été itérative au regard de l'évolution des connaissances sur la nature et la masse des déchets stockés (Quiot, 2012 ; Hennebert et Quiot, 2013 ; Pinte, 2016). Les calculs de transfert se sont donc basés sur le terme source, ainsi que sur différents modèles et simulations conservatoires ou sécuritaires.

Le choix des composés considérés s'est appuyé sur les informations disponibles quant à leur présence et à leur masse dans l'inventaire des déchets de 2016. Outre les cyanures totaux, les éléments traces métalliques (ETM) retenus *in fine* ont été² : l'arsenic (As), le baryum (Ba), 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'évaluation de l'impact potentiel s'est appuyé sur la mise en évidence d'un risque de dégradation de la qualité des eaux et/ou du dépassement d'une valeur de gestion réglementaire. Les données de concentrations liées à la définition de l'état initial et à l'autosurveillance ont été exploitées. Dans un premier temps, les usages à visée anthropique ont été étudiés en priorité, avec l'hypothèse majorante (du point de vue sanitaire) d'un usage « eau potable » retenue au niveau des puits miniers et à la base de la nappe alluviale d'Alsace. Ceci a conduit à utiliser les seuils dévolus à un usage de l'eau pour la boisson.

Il est à noter également que les critères de qualité réglementaires alors utilisés portaient exclusivement sur les eaux souterraines, les seuils associés aux critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux superficielles n'ayant pas été retenus à l'époque. En effet, l'Ineris a considéré, au regard du contexte hydrogéologique et hydrographique, que trois dilutions successives auraient lieu depuis la couche alluviale profonde au sein de laquelle se produiront les épanchements de saumure potentiellement polluée, avant que celle-ci ne puisse éventuellement atteindre les eaux superficielles :

- une première dilution au sein même de la nappe alluviale d'Alsace, entre la couche profonde où se produiront l'essentiel des épanchements de saumure potentiellement polluée, la couche

² L'argent (Ag) et le bismuth (Bi), qui avaient initialement été inclus dans cette liste, en ont été extraits à la suite de la mise à jour de l'inventaire de 2016 qui a démontré leur absence dans les déchets stockés.

intermédiaire et la couche supérieure en contact avec les eaux superficielles ; on rappelle à cet effet que la structuration de la nappe en plusieurs couches superposées de perméabilités différentes et que leur séparation locale par des intercalaires argileux limiteront très fortement les échanges dans le plan vertical (à quoi s'ajoutera un effet de densité de la saumure potentiellement polluée) ;

- une deuxième dilution liée à l'éloignement, dans le plan horizontal, des points d'épanchement situés au droit des cinq puits de la mine Amélie par rapport aux cours d'eau présents (Thur, Ill, etc.) ;
- une troisième dilution, du fait du mélange avec les eaux superficielles elles-mêmes.

À l'issue des premières simulations prédictives (basées sur des hypothèses majorantes comme par exemple l'absence totale de barrière autour du stockage souterrain de déchets), le mercure a été considéré comme le composé « traceur » d'un éventuel risque sanitaire et environnemental : il s'agissait en effet du seul composé dont le critère de qualité d'origine réglementaire dans les eaux souterraines était localement dépassé. Les calculs réalisés ont toutefois décrit l'évolution des concentrations en mercure sans omettre de prendre en compte tous les composés identifiés (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb et Sb). Les résultats ayant indiqué que le respect du critère d'origine réglementaire nécessitait de retarder l'envoyage de plusieurs centaines d'années, il a été préconisé que des barrières soient construites autour du stockage de déchets et dimensionnées pour un fonctionnement normal de 10 000 ans sans qu'aucune défaillance ne puisse intervenir avant 1 000 ans.

En 2016, les derniers calculs intégrant les informations les plus récentes ont essentiellement porté sur le scénario de déstockage partiel dit à « 93 % » des déchets mercuriels, ce qui s'est traduit dans les faits par la mise en œuvre du déstockage réel de 95 % des déchets contenant du mercure.

Tableau 2. Limites de qualité et concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans la couche inférieure de la nappe au niveau du puits Amélie 1 dans le scénario de déstockage à 93 % des déchets mercuriels (1000 ans après le confinement)

Substance	Limite de qualité des eaux destinées à la consommation humaine [µg/l]	Concentration moyenne [µg/l]	Marge de sécurité
Mercure	1	3,15 10 ⁻³	317
Cadmium	5	1,52 10 ⁻²	329
Chrome	50	9,24 10 ⁻²	541
Cobalt	-	3,08 10 ⁻⁴	-
Cyanure	50	1,33 10 ⁻²	3 759
Antimoine	5	1,43 10 ⁻⁵	349 700
Nickel	20	1,72 10 ⁻⁵	1 163 000
Arsenic	10	6,78 10 ⁻⁶	1 475 000
Plomb	10	2,95 10 ⁻⁹	3 389 000 000

Note : Le Tableau 2 correspond à celui cité par l'Ae dans son avis de 2022. Cependant, certaines valeurs du terme source et de la marge de sécurité (c'est-à-dire du ratio de la concentration moyenne à la limite de qualité correspondante), qui n'étaient pas exactes, ont été corrigées. Ce tableau donne les valeurs des concentrations moyennes maximales attendues dans la couche inférieure de la nappe alluviale d'Alsace, 1000 ans après le confinement, au droit du puits Amélie 1, c'est-à-dire là où les travaux de modélisation ont indiqué que seraient observées les concentrations moyennes les plus fortes. Il apparaît ainsi que toutes les marges de sécurité restent très significatives (>300) dans ce scénario et qu'il n'induit donc pas d'impact au regard des limites de qualité des éléments traces métalliques considérés. Les concentrations indiquées dans ce tableau seront utilisées dans la suite de l'étude.

3.2 Conclusion sur le terme source

Le terme source, qui représente la saumure qui pourrait s'épancher à la base des puits de la mine et venir contaminer la nappe d'Alsace, a été étudié par modélisation géochimique des équilibres entre la saumure et les déchets du site de stockage de StocaMine. À la suite de ce travail, basé sur l'hypothèse fortement majorante d'une dissolution totale des déchets dans la saumure, le mercure a été considéré

comme le seul composé dont le critère de qualité d'origine réglementaire dans les eaux souterraines pouvait être localement dépassé. Cela a amené à déstocker 95 % de la masse totale de mercure initialement en place dans le stockage dans le cadre d'un scénario dit « 93 % », ce qui, en contrepartie, a induit un excès de cyanures par rapport à la quantité de mercure restant. Ces cyanures seront donc disponibles pour aller complexer d'autres métaux et augmenter la concentration de ces derniers dans le terme source. C'est pourquoi le scénario « 93 % », qui a réduit d'un ordre de grandeur la concentration en mercure du terme source sans modifier significativement celle en cyanures, conduira à terme à une augmentation des concentrations en cadmium, cobalt et nickel dans le terme source.

Malgré cela, les marges de sécurité de tous les éléments traces métalliques restent très significatives avec une valeur minimale de plus de 300 observée pour le mercure et le cadmium dans l'eau de la couche profonde de la nappe alluviale d'Alsace, à proximité des puits de mine où devraient se produire les épanchements de saumure potentiellement polluée. Du fait de la forte structuration de cette nappe, et bien que ce scénario de déstockage conduise à une augmentation de la concentration en certains éléments dans l'eau de cette couche profonde, cela n'indira pas d'impact au regard des limites de qualité prises en compte, ni dans les eaux souterraines, ni dans les eaux superficielles.

4 Identification des risques écotoxicologiques pour la stygofaune³ de la nappe d'Alsace

4.1 Bilan des approches mises en œuvre pour évaluer les risques sur les écosystèmes des eaux souterraines

La prise en compte des risques pour les écosystèmes des eaux souterraines est une préoccupation relativement récente. En effet, les politiques environnementales considèrent désormais les eaux souterraines non seulement comme une ressource en eau dont la bonne qualité doit être assurée, mais également comme des écosystèmes vivants qu'il convient de protéger au même titre que ceux des eaux de surface. En particulier, l'ordonnance suisse sur la protection des eaux (RS 814.201) et la directive européenne sur la protection des eaux souterraines (2006/118/CE) mentionnent des objectifs écologiques pour, respectivement, maintenir « *la biocénose dans un état naturel typique d'une eau non polluée, et encourager la recherche sur l'écologie des eaux souterraines* ». Cette directive fille de la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) précise également que les résultats de ces recherches seront pris en compte lors de l'application ou de la révision de la directive 2006/118/CE pour l'évaluation de l'état écologique.

Les actions d'acquisition de connaissances sur les espèces souterraines ont été initiées beaucoup plus tardivement par rapport à celles des eaux de surface. Ainsi, Dole-Olivier et Malard (2010) indiquent que pour la région Rhône-Alpes, 78 % des espèces de la faune stygobie ont été découvertes depuis 1960. Plus récemment, le programme européen PASCALIS⁴ a permis de réaliser une étude comparative de la biodiversité des eaux souterraines dans cinq pays européens (Belgique, Espagne, France, Italie et Slovénie), et de proposer des mesures de conservation. Ces inventaires se poursuivent encore actuellement. On peut ainsi mentionner les travaux de FNE Nouvelle-Aquitaine relatifs à l'inventaire de la faune aquatique souterraine et de la qualité des milieux en Nouvelle-Aquitaine, qui font suite à ceux menés sur les quatre départements de l'ex-région Poitou-Charentes.

Les écosystèmes souterrains se caractérisent par des conditions spécifiques : absence de lumière, stabilité thermique, faible disponibilité des nutriments et du carbone, oxygénation généralement réduite. Du fait de ces conditions, les espèces vivantes des écosystèmes souterrains ont développé des traits morphologiques, physiologiques et comportementaux spécifiques tels que la cécité, le manque de pigmentation corporelle, de faibles taux métaboliques et de reproduction, une longue durée de vie et des modifications dans les rythmes circadiens (Gibert et al., 1994 ; Coineau, 2000 ; Tomlinson et al., 2007 ; Di Lorenzo et al., 2015). La grande majorité des espèces de la stygofaune sont des microcrustacés, principalement des amphipodes, des isopodes et des copépodes, qui se nourrissent de biofilms microbiens (Humphreys, 2006 ; Gibert et al., 2009). Contrairement aux eaux de surface, les

³ organismes vivant exclusivement dans les eaux souterraines (synonyme : faune stygobie).

⁴ [Pascalis \(cwepss.be\)](https://www.cwepss.be) (<https://www.cwepss.be/pascalis.htm>)

insectes, les vertébrés et les organismes photosynthétiques y sont généralement absents ou rares. La production primaire est donc limitée à l'activité des bactéries chimiolithotrophes.

Les crustacés sont extrêmement économes en énergie. Par exemple, les copépodes cyclopoïdes consomment environ sept fois moins d'oxygène que les espèces d'eau de surface étroitement apparentées (Di Lorenzo et al., 2015). Les isopodes et les amphipodes stygobiotiques ont des taux de consommation d'oxygène réduits environ de moitié par rapport aux espèces d'eau de surface également apparentées (Issartel et al., 2005 ; Simcič et al., 2005 ; Wilhelm et al., 2006), et une activité enzymatique environ 9 fois plus faible (Hervant et al., 1996).

La longévité et les faibles taux de reproduction des invertébrés des eaux souterraines restreignent l'utilisation potentielle d'approches mettant en œuvre des tests d'écotoxicité couvrant le cycle de vie des organismes ou multigénérationnels. Par ailleurs, les espèces des eaux souterraines peuvent être exposées de façon prolongée aux substances toxiques par rapport aux espèces des eaux de surface car les processus de dégradation y sont plus lents. Les conditions environnementales stables, la présence limitée d'éléments nutritifs et le potentiel d'oxydoréduction généralement faible des eaux souterraines conduisent à une diminution de la dégradation biotique et photolytique, et donc à une plus grande persistance des substances chimiques que dans les eaux de surface.

Di Lorenzo et al. (2019) ont réalisé une synthèse bibliographique des données d'écotoxicité sur les invertébrés de la stygofaune en interrogeant différents moteurs de recherche et bases de données (fonction Explore de la base de données US EPA ECOTOX⁵ <https://cfpub.epa.gov/ecotox/explore.cfm> ; ISI Web of Knowledge ; Google). Cette recherche n'a permis d'identifier qu'un nombre très limité de 18 références scientifiques sur une période s'échelonnant de 1977 à 2018. Ces travaux visaient à étudier les effets à court terme (≤ 4 jours) de substances chimiques (pesticides, métaux) et ont concerné pour l'essentiel des effets aigus (mortalité, immobilisation) sur copépodes, amphipodes et isopodes. Tous les tests ont été effectués avec des animaux collectés sur le terrain et maintenus dans l'eau souterraine du site de prélèvement. Les périodes d'acclimatation ont varié, selon les espèces considérées, de 1 à 7 jours avant la réalisation des essais. Les protocoles expérimentaux utilisés dans les 18 articles étaient des adaptations des recommandations existantes pour les espèces proches d'eau de surface mais n'étaient pas toujours décrits avec précision.

Malgré la spécificité des traits de vie des espèces de la stygofaune et les caractéristiques des masses d'eaux souterraines, le nombre limité d'études disponibles dans la littérature sur ces espèces dénote l'impossibilité actuelle de mettre en œuvre des évaluations des risques spécifiques pour les écosystèmes des eaux souterraines sur la base de données expérimentales générées sur ce compartiment. En effet, il n'existe pas encore de protocoles d'essais d'écotoxicité robustes et standardisés. Des recherches apparaissent encore nécessaires pour :

- développer des méthodes de culture en laboratoire d'espèces considérées comme représentatives des différents niveaux trophiques afin de pallier les difficultés liées à la disponibilité de ces organismes ;
- développer/adapter des protocoles et standardiser leurs conditions expérimentales afin d'améliorer la reproductibilité des résultats dans un contexte réglementaire.

La seule approche applicable actuellement reste donc l'utilisation de données de concentrations prévisibles sans effets (Predicted No Effect Concentration ou PNEC) générées à partir de résultats obtenus sur des espèces d'eau de surface, en essayant d'extrapoler au mieux ces valeurs à la stygofaune sur la base des spécificités des masses d'eaux souterraines.

4.2 Normes de qualité environnementales et seuils de qualité écotoxicologiques

Comme indiqué ci-dessus, la directive européenne sur la protection des eaux souterraines (2006/118/CE), directive fille de la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) ou DCE, mentionne des objectifs écologiques pour ces milieux, sans pour autant fournir de valeurs pour cet objectif de protection écosystémique ni de méthode pour les dériver.

⁵ ECOTOX est une base de connaissances sur des données de toxicité environnementale des substances chimiques pour les espèces aquatiques et terrestres développées par l'agence de l'environnement des États-Unis.

4.2.1 Rappel sur les objectifs de protection des différents seuils

Les valeurs et méthodes utilisées pour les eaux de surface apparaissent encore comme le meilleur point de référence pour évaluer la dangerosité des substances pour les organismes stygobies, malgré les limitations identifiées. La DCE propose de dériver des Normes de Qualité Environnementale (NQE ou EQS en anglais pour Environmental Quality Standards) et en donne la définition suivante :

"Norme de Qualité Environnementale ou NQE" :

la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement.

Plus précisément, la Norme de Qualité Environnementale couvre 5 objectifs de protection (3 pour les écosystèmes et 2 pour la santé humaine) qui sont illustrés sur la Figure 4.

Ainsi, la norme de qualité environnementale est la valeur la plus basse parmi les suivantes :

- écotoxicité des organismes aquatiques par exposition directe à l'eau ;
- écotoxicité des organismes benthiques par exposition aux sédiments ;
- exposition des prédateurs par la consommation de proies contaminées (empoisonnement secondaire) ;
- protection de l'homme via la consommation de produits de la pêche ;
- protection de l'homme via la consommation d'eau de boisson.

Elle est donc protectrice de l'ensemble de ces cibles potentielles de la toxicité.

La méthodologie européenne est fixée par le Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards - Guidance Document No. 27 (EC, 2018).

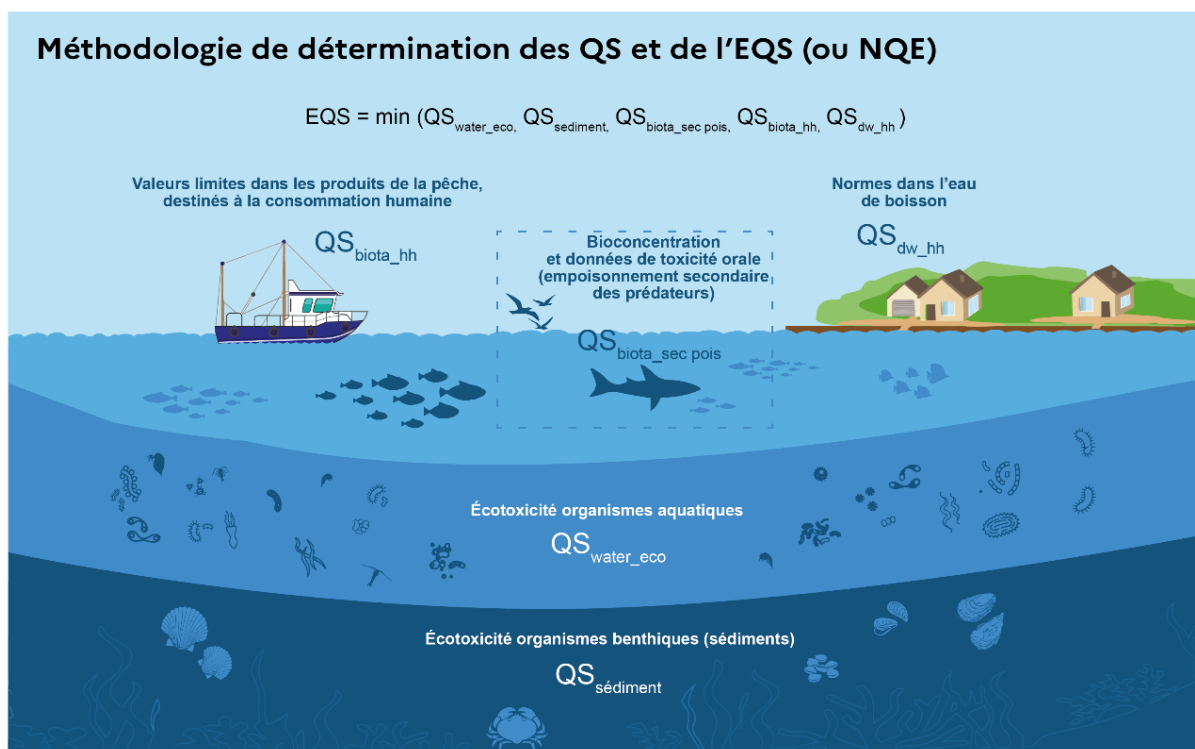


Figure 4. Méthodologie de détermination des Normes de Qualité Environnementale (NQE ou EQS)

4.2.2 Principes généraux pour la construction de ces valeurs

L'évaluation du danger (propriété intrinsèque des substances) servant de base à la détermination de valeurs seuils se fait principalement par l'analyse des données validées issues d'essais écotoxicologiques. De tels essais ont pour objet la mise en évidence des effets toxiques d'une substance vis-à-vis d'organismes représentatifs des écosystèmes et appartenant à différents niveaux trophiques. Dans le cas des écosystèmes aquatiques, sont généralement utilisées les données issues d'essai avec des bactéries, des algues, des invertébrés (souvent des microcrustacés), des invertébrés benthiques, des poissons. Dans le cas des milieux souterrains, certains de ces taxons sont moins pertinents, mais leur présence dans le jeu de données permet toutefois de refléter la variabilité de la sensibilité interespèces.

Les essais utilisés permettent pour chaque substance la mise en évidence d'effets létaux résultant de courtes durées d'exposition (résultats exprimés sous forme de CL₅₀, CE₅₀ ou CI₅₀⁶) ou d'effets sublétaux (croissance, reproduction et comportement) résultant de plus longues durées d'exposition (résultats exprimés sous forme de NOEC⁷ ou de CE₁₀⁸).

À partir de ces données, des valeurs seuils sont déterminées. Pour cela, deux méthodes sont possibles selon le nombre de données d'écotoxicité disponibles :

- la méthode d'extrapolation statistique SSD (Species Sensitivity Distribution) qui nécessite que 10 essais couvrant au moins 8 groupes taxonomiques soient représentés *a minima* dans le jeu de données disponibles ; elle permet d'obtenir une concentration nommée HC₅ (Hazardous Concentration for 5% of the species) au-delà de laquelle seulement 5 % des organismes peuvent être affectés ; la méthode SSD repose sur deux hypothèses (OCDE, 1992) :
 - o la distribution de la sensibilité des espèces suit une fonction de distribution théorique connue,
 - o le groupe d'espèces testées en laboratoire est un échantillon aléatoire de cette distribution,
- la méthode des facteurs d'extrapolation, utilisée si la quantité de données ne permet pas d'appliquer la méthode d'extrapolation statistique ; la valeur seuil pour l'ensemble des organismes d'un compartiment donné peut alors être estimée à partir de résultats d'essais monospécifiques, en supposant que protéger l'espèce la plus sensible protège la structure de l'écosystème, et qu'en maintenant sa structure le fonctionnement de l'écosystème est également protégé.

L'extrapolation des effets, pour une espèce ou un nombre réduit d'espèces, à tout un écosystème impose l'application de facteurs d'extrapolation (assessment factor AF) sur les données de toxicité concernant l'espèce la plus sensible, et permettant de prendre en compte :

- les variations intraspécifiques liées à l'état physiologique des individus d'une même espèce ;
- les variations interspécifiques résultant des différences de sensibilités entre les différentes espèces de l'écosystème vis-à-vis d'une même substance ;
- les extrapolations de la toxicité à court terme vers le long terme (des effets sublétaux, non détectables à court terme, pouvant apparaître à long terme et mettre en danger une population) ;
- les extrapolations des données de laboratoire qui ne tiennent pas compte de l'état initial de l'écosystème ; par ailleurs, des effets additifs, synergiques, ou antagonistes dus à la présence d'autres substances dans le milieu peuvent modifier les effets de la substance testée sur la biocénose ;
- les variations entre les différents expérimentateurs réalisant les essais mais aussi entre les différents laboratoires.

⁶ Concentration qui provoque la mort (CL), l'inhibition (CI) ou un effet (CE) sur 50 % des organismes exposés à une substance pendant une durée limitée.

⁷ No Observed Effect Concentration ou Concentration Sans Effet Observé (CSEO).

⁸ Concentration qui provoque un effet (CE) sur 10 % des organismes exposés à une substance pendant une durée limitée.

Pour un jeu de données comprenant des données d'effets sublétaux obtenus dans des conditions d'exposition chronique, un facteur de 10 est appliqué lorsque la méthode des facteurs d'extrapolation est utilisée pour au moins 3 niveaux trophiques :

$$\text{Valeur seuil} = \frac{\text{Min (donnée valide pour le compartiment considéré)}}{AF} = \frac{\text{Min}}{10}$$

et un facteur de 1 à 5 lorsque qu'une méthode statistique est appliquée (au moins 8 taxons) :

$$\text{Valeur seuil} = \frac{HC_5}{AF}$$

4.2.3 Revue des valeurs seuil existantes pour les écosystèmes aquatiques

Considérant l'absence de valeurs règlementaires pour les écosystèmes souterrains (stygofaune), les valeurs de NQE fixées par la DCE et utilisées pour l'étude sont reportées dans le Tableau 3.

Il est à noter que, pour certaines substances, ces valeurs sont déterminées au niveau européen lorsqu'elles nécessitent une action communautaire globale. La source est alors la directive fille à la DCE 2008/105/CE, amendée par la directive 2013/39/UE. En complément, des valeurs sont déterminées au niveau national lorsqu'un état membre le juge nécessaire, pour les substances dites « polluants spécifiques de l'état écologique ». Pour ces substances, le texte de référence en France est l'arrêté du 27/07/2018.

Tableau 3. Normes de qualité environnementale pour les éléments traces métalliques dans les eaux de surface telles que déterminées par la Directive Cadre sur l'eau (2008/105/CE amendée par la directive 2013/39/UE)

Note : ces NQE font référence aux concentrations dissoutes en éléments traces métalliques et, pour le cadmium et le nickel, aux concentrations biodisponibles des substances. Elles ont été élaborées pour être comparées à des concentrations environnementales exprimées de la même manière, c'est-à-dire en substance dissoute ou biodisponible pour Cd et Ni.

Substance	Valeur Eaux souterraines pour la production d'eau de boisson [µg/l]	Valeur [µg/l] Eaux de surface	Objectif de protection déterminant	Source
Mercurure	1	20 µg/kg biote 0,05 ¹⁾	Empoisonnement secondaire Organismes colonne d'eau	2013/39/UE 2008/105/CE
Cadmium	5	En fonction des classes de dureté de l'eau ²⁾ ≤ 0,08 (classe 1) 0,08 (classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	Organismes colonne d'eau	2013/39/UE
Cobalt	-	0,73 ³⁾	Organismes colonne d'eau	Projet de valeur pour la révision de l'arrêté du 27/07/2018
Chrome	50	3,4	Organismes colonne d'eau	Arrêté du 27/07/2018
Cyanures	50	0,3 ³⁾	Organismes colonne d'eau	Projet de valeur pour la révision de l'arrêté du 27/07/2018

Substance	Valeur Eaux souterraines pour la production d'eau de boisson [$\mu\text{g/l}$]	Valeur [$\mu\text{g/l}$] Eaux de surface	Objectif de protection déterminant	Source
Antimoine	5	113 ³⁾	Organismes colonne d'eau	Projet de valeur pour la révision de l'arrêté du 27/07/2018
Nickel	20	4 ⁴⁾ 2	Organismes colonne d'eau	2013/39/UE Projet de révision de la directive 2013/39/UE
Arsenic	10	0,83	Organismes colonne d'eau	Arrêté du 27/07/2018
Plomb	10	1,2	Organismes colonne d'eau	2013/39/UE

¹⁾ Pour le mercure, la DCE recommande une surveillance dans la matrice biote (poisson de niveau trophique) et se fonde sur le risque d'empoisonnement secondaire, c'est à dire un scénario dans lequel des mammifères ou des oiseaux piscivores sont exposés par leur alimentation. Ce scénario et cette valeur ne sont pas considérés comme pertinents dans le contexte de cette étude. Aussi, la valeur plus ancienne de 0,05 $\mu\text{g/L}$ exprimée en concentration de mercure dans l'eau est également reportée et utilisée car elle reste plus pertinente pour le contexte des eaux souterraines.

²⁾ Pour le cadmium et ses composés, les valeurs retenues pour les NQE varient en fonction de la dureté de l'eau selon les cinq classes suivantes :

- classe 1 : < 40 mg CaCO_3/L soit < 4°F ;
- classe 2 : 40 à < 50 mg CaCO_3/L soit 4 à < 5°F ;
- classe 3 : 50 à < 100 mg CaCO_3/L soit 5 à < 10°F ;
- classe 4 : 100 à < 200 mg CaCO_3/L soit 10 à < 20°F ;
- classe 5 : ≥ 200 mg CaCO_3/L soit $\geq 20^\circ\text{F}$.

La dureté moyenne de l'eau souterraine des trois couches de la nappe alluviale d'Alsace varie de 22,7 à 49,5°F (voir Tableau 1), soit 227 à 495 mg CaCO_3/L , ce qui correspond à la classe 5. Aussi la valeur de 0,25 $\mu\text{g/L}$ (en gras) a-t-elle été retenue.

³⁾ Pour les cyanures et l'antimoine, il n'existe pas de valeur réglementaire. Toutefois, une NQE a été déterminée par l'Ineris dans le cadre de ses missions d'appui aux Pouvoirs publics, dans l'objectif de la révision de l'arrêté du 27/07/2018. Ces NQE ont fait l'objet d'une validation externe et sont rapportées ici.

⁴⁾ La valeur réglementaire pour le nickel en vigueur selon la Directive 2013/39/UE est de 4 $\mu\text{g/L}$. Cependant, une valeur de 2 $\mu\text{g/L}$ est proposée par la Commission Européenne dans son projet de révision mis en consultation publique en décembre 2022. Cette valeur est donc rapportée ici par précaution.

4.2.4 Évaluation des marges de sécurité pour la stygofaune

Comme indiqué en préambule de ce chapitre, la sensibilité aux substances chimiques des espèces inféodées aux eaux souterraines (stygofaune) est peu renseignée. Il n'existe pas de données suffisantes qui permettraient de considérer qu'elles sont plus ou moins sensibles que les espèces vivant dans les eaux de surface.

L'approche suivie pour les eaux marines et de transition, selon le document guide pour la détermination des NQE, peut être proposée en cohérence avec les modalités d'exposition des organismes aquatiques (100 % de leur vie dans le milieu avec des expositions, pour les animaux, à la fois brachiales pour la respiration et trophiques pour l'alimentation). Selon la méthodologie européenne, l'hypothèse est faite que, pour le milieu marin, le facteur d'extrapolation appliqué doit prendre en compte les incertitudes additionnelles, telles que la sous-représentation des taxons clés et une diversité d'espèces plus importante. En effet, il existe dans le milieu marin des taxons (comme les échinodermes par exemple) qui n'ont pas de représentant en eaux continentales. En général, un facteur additionnel de 10 est appliqué pour couvrir cette biodiversité plus importante.

Pour la stygofaune, les jeux de données utilisés pour déterminer les NQE couvrent plutôt plus de taxons que ceux rencontrés dans les eaux marines (incluant par exemple les algues ou les poissons). De plus, les éléments traces métalliques sont des composés relativement bien étudiés et, pour la plupart des substances considérées, des approches statistiques ont été utilisées (SSD), ce qui permet de refléter une large distribution de la sensibilité des espèces.

Ainsi, même si les raisons des incertitudes associées à la diversité propre à différents milieux sont différentes, l'approche retenue pour les eaux marines d'ajouter un facteur, tout comme la dimension de ce facteur nous semblent raisonnable en l'absence de données plus avancées.

Ainsi, pour tenir compte du manque de connaissances pour ce milieu, nous proposons que la comparaison des concentrations environnementales modélisées avec les valeurs seuils utilisées conduise à des marges d'au moins 10 par défaut pour conclure à l'absence de risque.

Les marges de sécurité sont présentées dans le Tableau 4. Elles ont été calculées pour le scénario « 93% », sur la base des données du Tableau 2, en utilisant les valeurs seuils pour les écosystèmes d'eaux douces superficielles. Il doit être souligné que ce calcul compare des concentrations environnementales modélisées en considérant une dissolution totale des déchets, alors que les seuils sont exprimés en substance dissoute ou biodisponible pour Cd et Ni, ce qui conduit à des estimations très protectrices.

Toutes les marges de sécurité sont supérieures ou largement supérieures à 10, la valeur minimale étant de 16 pour le mercure et le cadmium. Compte-tenu des hypothèses majorantes prises à plusieurs niveaux, il peut être conclu que les marges calculées sont raisonnablement protectrices, ce qui est conforté par les éléments de biodisponibilité : les normes de qualité sont exprimées en condition de biodisponibilité majorante, c'est-à-dire pour des eaux très douces, avec peu de ligands organiques ou inorganiques (e.g. chlorures, carbonates, etc...). Il est plausible que les concentrations d'exposition seront réduites à cet égard, si l'on se réfère aux zones de dilutions proches de la saumure. De plus, la saumure en elle-même, avec des conditions de salinité peu attractives pour les organismes des eaux souterraines, peut réduire l'exposition tant par ses concentrations que par la réduction des concentrations en métaux biodisponibles.

Tableau 4. NQE (ou projet de NQE) et concentrations moyennes en éléments traces métalliques dans la couche inférieure de la nappe au niveau du puits Amélie 1 (1000 ans après le confinement) dans le scénario « 93 % ».

Note : pour prendre en compte le manque de connaissance sur ces milieux, une marge de sécurité > 10 est recommandée.

Substance	NQE [$\mu\text{g/l}$]	Concentration moyenne [$\mu\text{g/l}$]	Marge de sécurité (seuil > 10)
Mercure	0,05	$3,15 \cdot 10^{-3}$	16
Cadmium	0,25	$1,52 \cdot 10^{-2}$	16
Chrome	3,4	$9,24 \cdot 10^{-2}$	37
Cobalt	0,73	$3,08 \cdot 10^{-4}$	2370
Cyanures	0,3	$1,33 \cdot 10^{-2}$	23
Antimoine	113	$1,43 \cdot 10^{-5}$	7 902 000
Nickel	2	$1,72 \cdot 10^{-5}$	116 300
Arsenic	0,83	$6,78 \cdot 10^{-6}$	122 400
Plomb	1,2	$2,95 \cdot 10^{-9}$	406 800 000

4.3 Conclusion sur les risques sur les écosystèmes des eaux souterraines

Bien que les politiques environnementales considèrent les eaux souterraines à la fois comme une ressource en eau dont la bonne qualité doit être assurée et comme des écosystèmes vivants qu'il convient de protéger, le monde scientifique ne s'est intéressé que récemment à ces écosystèmes très spécifiques. Les espèces stygobies sont majoritairement des microcrustacés qui se nourrissent de biofilms liés à l'activité de bactéries chimiolithotrophes. Elles peuvent être exposées de façon prolongée

aux substances toxiques car les processus de dégradation sont plus lents dans les eaux souterraines, ce qui induit une plus grande persistance des substances chimiques que dans les eaux de surface.

Toutefois, le nombre limité d'études disponibles sur ces espèces rend impossible la mise en œuvre des évaluations des risques spécifiques pour les écosystèmes des eaux souterraines sur la base de données expérimentales existantes, d'autant plus qu'il n'y a pas encore de protocoles d'essais d'écotoxicité robustes et standardisés. La seule approche applicable reste donc l'utilisation de données générées sur des espèces d'eau de surface, et selon la méthode appliquée pour la protection de ces milieux. Finalement, il n'existe pas de données suffisantes qui permettraient de considérer que les espèces stygobies sont plus ou moins sensibles que celles vivant dans les eaux de surface. C'est pourquoi l'approche suivie pour les eaux marines et de transition peut être proposée, avec notamment un facteur de 10 prenant en compte les incertitudes additionnelles liées à cette biodiversité plus importante. En l'absence de données plus avancées, cette approche et ce facteur ont été utilisés pour l'application de cette méthodologie à la stygofaune.

Dans ce contexte, le calcul des marges de sécurité a été effectué pour le scénario « 93 % » de déstockage du mercure. Celles-ci sont toutes supérieures à 10, ce qui, compte tenu des hypothèses majorantes déjà prises en amont, permet de conclure que les marges calculées sont raisonnablement protectrices.

L'analyse ci-dessus porte essentiellement sur l'impact potentiel des substances chimiques stockées sur les organismes des nappes et n'a pas pris en compte l'impact d'une augmentation de la salinité, en particulier sur l'osmorégulation. Toutefois, les conditions de salinité induites par l'épanchement potentiel de saumure seront peu attractives pour les organismes et limiteront *de facto* l'exposition de la stygofaune dans la partie salées ou saumâtre de la couche profonde de la nappe alluviale d'Alsace.

5 Conclusion générale

Le scénario d'évolution du site de stockage de déchets de StocaMine et de la mine au sein de laquelle il se trouve, prévoit – à l'échelle du millénaire – la possibilité d'un faible épanchement de saumure potentiellement polluée à partir de certains puits de la mine Amélie. Du fait de sa densité, cette saumure s'épanchera préférentiellement à la base de la nappe alluviale, au droit de la couche profonde formée de paléochenaux. La structuration de la nappe en plusieurs couches superposées de perméabilités différentes, localement séparées par des intercalaires argileux, limitera très fortement la propagation vers la surface des panaches de saumure potentiellement polluée. Dans la zone étudiée, la nappe alluviale d'Alsace est globalement homogène sur le plan physicochimique avec notamment une eau moyennement minéralisée et la présence de panaches salées issus de la lixiviation des terrils miniers. Toutefois, cette saumure artificielle finira par disparaître et ne doit donc pas être prise en compte pour étudier l'impact écotoxicologique des épanchements de saumure potentiellement polluée qui pourraient se produire à plus long terme.

En ce qui concerne le terme source, qui représente la saumure qui pourrait s'épancher à la base des puits de mine et venir contaminer la nappe d'Alsace, la modélisation géochimique précédemment réalisée, basée sur l'hypothèse fortement majorante d'une dissolution totale des déchets dans la saumure, a été conservée. Le mercure étant apparu comme le seul composé dont le critère de qualité d'origine réglementaire dans les eaux souterraines pouvait être localement dépassé, cela a conduit au déstockage de 95 % de sa masse initiale, ce qui correspond au scénario dit « 93 % ». Il en résulte un excès de cyanures qui seront disponibles pour aller complexer d'autres métaux (cadmium, cobalt et nickel) et augmenter leur concentration dans le terme source. Toutefois, les marges de sécurité résultantes resteront très significatives puisque supérieures à 300 dans l'eau de la couche profonde de la nappe alluviale d'Alsace, à proximité des puits de mine, par rapport aux limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine. En outre, du fait de la structuration verticale de cette nappe, et bien que ce scénario conduise à une augmentation de la concentration en certains autres éléments traces métalliques dans l'eau de sa couche profonde, cela n'induera pas d'impact au regard des limites de qualité prises en compte, ni dans les eaux souterraines, ni dans les eaux superficielles.

En ce qui concerne la stygofaune, malgré la pertinence de considérer les effets des activités humaines sur les écosystèmes des eaux souterraines, les études disponibles dans la littérature sur ces espèces restent encore très limitées. Ces études confirment l'absence de protocoles d'essais d'écotoxicité robustes et standardisés sur des espèces représentatives. À l'heure actuelle, il n'apparaît donc pas possible de mettre en œuvre des évaluations des risques pour ces écosystèmes sur la base de données expérimentales générées sur ce compartiment.

En l'absence de données sur la sensibilité des espèces stygobies, l'approche suivie pour les eaux de surface dans le contexte de la directive cadre sur l'eau a été retenue. Les valeurs seuils utilisées pour les écosystèmes aquatiques *lato sensu* sont ici en général inférieures aux valeurs pour la santé humaine, en cohérence avec les modalités d'exposition des organismes aquatiques. Le peu d'information disponible ne permet pas de présumer d'une sensibilité plus importante ou moins importante pour les milieux aquatiques souterrains. La prise en compte du manque de données sur la sensibilité de ces écosystèmes aux éléments traces métalliques a été réalisée par la recommandation d'atteindre une marge de sécurité au moins supérieure à 10, valeur par défaut adaptée des pratiques appliquées pour les eaux marines et de transition. Dans ce contexte, il apparaît que les marges de sécurité calculées pour les substances présentes sont supérieures ou largement supérieures à 10 relativement aux NQE retenues, reflétant la préservation de la stygofaune.

Ainsi, dans l'état actuel des connaissances, des épanchements de saumure potentiellement polluée pourraient se produire dans environ un millénaire au niveau des puits de la mine Amélie, dans la couche profonde de la nappe alluviale d'Alsace mais, dans l'état actuel des connaissances, aucun dépassement des seuils réglementaires visant la protection des écosystèmes et donc aucun impact écotoxicologique ne sont attendus sur la stygofaune.

6 Références bibliographiques

BRGM, 2021. Bassin potassique d'Alsace - Suivi 2020 de la dépollution, de la qualité de la nappe et des rejets au Rhin. Rapport BRGM/RP-71258-FR, Rapport final V0, 18 novembre 2021.

Coineau N, 2000. Adaptations to interstitial groundwater life. Chapter 9. In: Wilkens H. Culver D., Humphreys W.F. (Eds.), Subterranean Ecosystems. Goodall, D.W. (ed. In chief): Ecosystems of the World vol. 30. Elsevier Science B.V., Amsterdam. pp. 189–210.

Bauer B, Barras T, (2020). Étude d'expertise sur les sels cyanurés présents dans le stockage souterrain. Site des MDP (68). Rapport CURIMUM, 26 p.

Di Lorenzo T, Di Marzio WD, Spigoli D, Baratti M, Messina G, Cannicci S, Galassi DMP, 2015. Metabolic rates of a hypogean and an epigean species of copepod in an alluvial aquifer. *Freshw. Biol.* 60, 426–435. <https://doi.org/10.1111/fwb.12509>

Di Lorenzo T, Di Marzio WD, Fiasca B, Galassi DMP, Korbel K, Iepure S, Pereira JL, Reboleira AS, Schmidt SI, Hose GC, 2019, Recommendations for ecotoxicity testing with stygobiotic species in the framework of groundwater environmental risk assessment. *Science of the Total Environment* 681 (2019) 292–304.

Dole-Olivier MJ, Malard F, 2010, Faune stygobie : émergence d'un monde inconnu. Publications de la Société Linnéenne de Lyon. H-S 2 pp. 145-152.

EC, 2018. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards - Guidance Document No. 27 - Updated version 2018. Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018. 134 p + Appendices.

CE, 2008. Directive 2008/105/CE du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 établissement des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE. Journal officiel de l'Union européenne JO 348/84 du 24/12/2008.

CE, 2013. Directive 2013/39/EC du Parlement Européen et du Conseil du 12 Août 2013 modifiant les Directives 2000/60/EC et 2008/105/EC en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau. (OJ L 226, 24.8.2013, p. 1-17).

Gibert J, Stanford JA, Dole-Olivier MJ, Ward JV, 1994. Basic attributes of groundwater ecosystem and prospects for research. In: Gibert, J., Danielopol, D.L., Stanford, J.A. (Eds.), *Groundwater Ecology*. Academic Press, San Diego, CA, pp. 7–40.

Gibert J, Culver DC, Dole-Olivier MJ, Malard F, Christman MC, Deharveng L, 2009. Assessing and conserving groundwater biodiversity: synthesis and perspectives. *Freshw. Biol.* 54, 930–994. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02201.x>

Gombert P, 2010. Stockage souterrain de STOCAMINE (68). Synthèse critique des études hydrogéologiques sur l'ennoyage du site. Rapport INERIS DRS-10-108130-03801A, 87 p.

- Hennebert P, Quiot F, 2013. STOCAMINE - Modélisation complémentaire du terme source en fonction des scénarios de déstockage étudiés (5) – Tracé des panaches consécutifs à ces 5 scénarios. Rapport INERIS-DRC-13-140901-10732A, 41 p.
- Hervant F, Mathieu J, Garin D, Freminet A, 1996. Behavioral, ventilatory, and metabolic responses of the hypogean amphipod *Niphargus virei* and the epigean isopod *Asellus aquaticus* to severe hypoxia and subsequent recovery. *Physiol. Zool.* 69 (6), 1277–1300. <https://doi.org/10.2307/30164261>
- Humphreys W, 2006. Aquifers: the ultimate groundwater dependent ecosystem. *Aust. J. Bot.* 54, 115–132. <https://doi.org/10.1071/BT04151>
- Issartel J, Hervant F, Voituron Y, Renault D, Vernon P, 2005. Behavioural, ventilatory and respiratory responses of epigean and hypogean crustaceans to different temperatures. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 141 (1), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2005.02.013>
- MTEs, 2018, Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'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. Texte promulgué par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (MTEs, Paris). (Journal Officiel de la République Française, p. 112).
- Noyer ML, Menjoz A, Elsass P, Thiéry D, Martin JC et al., 1998. Modèle de la nappe d'Alsace - Projet de développement 312 - Rap. final. BRGM R40335, 207 p.
- OCDE, 1992. Report of the OECD Workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data on the real environment. OCDE Environment Monography, N°59. Paris, OCDE/GD(92)169, pp. 1 - 45.
- Pinte JC, 2016. Réponse aux sollicitations de l'Autorité Environnementale et du tiers expert. Rapport INERIS DRS-16-157108-05017A, 58 p.
- Quiot F, 2012. Stockage souterrain de STOCAMINE (68). Impact potentiel du stockage sur la ressource en eau dans le cadre du scénario de stockage illimité. Rapport d'étude N°INERIS-DRC-12-108130-00744A, 78 p.
- Simcič T, Lukančič S, Brancelj A, 2005. Comparative study of electron transport system activity and oxygen consumption of amphipods from caves and surface habitats. *Freshw. Biol.* 50 (3), 494–501. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01339.x>
- Tomlinson, M., Boulton, A., Hancock, P., Cook, P., 2007. Deliberate omission or unfortunate oversight: should stygofaunal surveys be included in routine groundwater monitoring programs? *Hydrogeol. J.* 15, 1317–1320. <https://doi.org/10.1007/s10040-007-0211-z>.
- Wilhelm F, Taylor SJ, Adams GL, 2006. Comparison of routine metabolic rates of the stygobite, *Gammarus acherondytes*, (Amphipoda: Gammaridae) and the stygophile, *Gammarus troglophilus*. *Freshw. Biol.* 51, 1162–1174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01564.x>

