

Bilan d'étape sur la gestion des stations de traitement des eaux des anciens sites uranifères français

PNGMDR 2016-2018

AREVA Mines

Direction de la Sécurité et de l'Intégration dans les Territoires / Après-Mines France

Synthèse

Dans le cadre du Plan National de Gestion des Matières et des Déchets Radioactifs (PNGMDR 2016-2018), il est demandé à AREVA de définir et de justifier la stratégie retenue pour l'évolution du traitement des eaux collectées sur les anciens sites miniers relevant de sa responsabilité, en tenant compte tant des contraintes pratiques liées au fonctionnement des stations et au traitement, que des impacts environnementaux potentiels et de l'évolution des termes sources.

Ce rapport est une réponse à cette demande, en présentant les différents enjeux à prendre en compte dans la définition de la stratégie de traitement des eaux de ces sites.

Le cadre réglementaire impose des teneurs limites au rejet, via le Règlement Général des Industries Extractives, les arrêtés préfectoraux relatifs aux mines, et ceux relatifs au traitement des eaux issues des stockages de résidus, classés ICPE 1735.

Les procédés de traitement employés par AREVA Mines sur ses 15 stations de traitement des eaux en activité permettent de respecter ces teneurs limites aux rejets. Certains procédés sont actifs, par l'utilisation de réactifs chimiques suivis d'une phase de décantation, tandis que d'autres sont partiellement ou totalement « passifs », en utilisant un piégeage par sorption sur des oxy-hydroxydes métalliques naturellement présents dans les eaux, la percolation des eaux à travers des drains calcaires, ou le piégeage sur la matière organique dans des zones de tourbière. Une station enfin utilise le piégeage par des résines échangeuses d'ions.

Ces procédés de traitement, hormis les résines, produisent des boues. Autant que possible, elles sont gérées sur le site même de leur production. Lorsque le site s'y prête, elles sont déposées dans des alvéoles, aménagées sur les stockages de résidus de traitement, en amont hydraulique des stations de traitement des sites. Pour l'ancienne concession minière de la Crouzille, une structure de stockage est prévue sur le Site Industriel de Bessines pour collecter et gérer toutes les boues des stations de traitement des eaux gérées par AREVA Mines dans la Haute-Vienne. Ce système de gestion se base sur une étude du Centre d'Innovation Minière d'AREVA Mines ayant montré la stabilité à la lixiviation de ces boues de stations de traitement.

Chaque procédé de traitement présente ses propres avantages et inconvénients, tant en termes de maintenance des stations, de gestion des réactifs et des boues, et de frais de fonctionnement qu'en termes d'empreinte environnementale. Néanmoins, AREVA Mines cherche à diminuer autant que possible le risque environnemental, en travaillant sur plusieurs axes d'amélioration.

Le fonctionnement des stations de traitement des eaux est amélioré, en optimisant le schéma de traitement, en développant des méthodes de décantation efficaces (comme le lit de boues), et en testant des nouveaux réactifs ou des nouveaux dosages à l'échelle semi-industrielle sur les sites. Le travail sur le type et le dosage des réactifs vise principalement à arrêter l'utilisation du chlorure de baryum, dont l'impact environnemental est encore mal connu.

Des études sont par ailleurs en cours pour développer des procédés de piégeage alternatifs des radioéléments, sur la matière organique (sur le wetland pilote d'Henriette) ou via d'autres

supports. Dans le cadre de ces études, une attention particulière est portée sur la gestion de la matière chargée en radioéléments, notamment en termes d'exutoires disponibles.

AREVA Mines a entamé en 2016 une démarche de détermination des zones de mélange en aval des rejets de certains de ses sites, afin de se mettre en conformité avec la réglementation sur les ICPE 1735, mais aussi afin de mieux connaître l'empreinte environnementale de ses stations de traitement des eaux. La démarche d'évaluation du risque sur les écosystèmes (ERE) a guidé certaines études en cours, afin notamment de déterminer si les rejets de station de traitement sur les sites étudiés étaient conformes aux valeurs guides environnementales (VGE) pour l'uranium en sortie de zone de mélange, telles que préconisées dans la dernière version en date du projet de guide technique Gestion des anciennes mines d'uranium (MEDDE, juin 2015).

En parallèle, la direction Recherche et Développement travaille sur un projet d'outil permettant la modélisation de la fraction biodisponible de l'uranium dans les cours d'eau, en utilisant les données physico-chimiques spécifiques du milieu récepteur.

Ces études ont été complétées par la réalisation d'évaluations in situ de l'état écologique des milieux récepteurs sur quelques-uns de ces sites.

En fonction de ces études, AREVA Mines étudiera les solutions à mettre en place pour limiter autant que raisonnablement possible l'empreinte environnementale des rejets de ses stations de traitement des eaux.

La stratégie de traitement des eaux suivie par AREVA Mines est de prendre en compte tous les enjeux sur chaque site, pour adapter les procédés de traitement et de gestion des stations à la situation individuelle de chaque site. A moyen et à long terme, l'objectif est, dès que cela est envisageable, de passer sur des procédés de traitement les plus passifs possibles, voire d'envisager un arrêt du traitement lorsque l'absence d'impact est avérée.

Abstract

As the Plan National de Gestion des Matières et des Déchets Radioactifs (PNGMDR 2016-2018) requests in its latest stage, AREVA has been asked to define and justify its strategy related to the water treatment plants management on its former uranium mine sites. The technical constraints linked to the treatments and the plants operation, the natural evolution of the mine waters and the potential environmental impacts have to be taken into account when defining this strategy.

This report is the answer to this request, and presents the various aspects that matter when defining the water treatment strategy on these former mine sites.

A legal framework sets the maximum concentrations acceptable for water emissions on former mine sites, through the Règlement Général des Industries Extractives, the prefectural decrees related to the former mine sites management, and those linked to the ICPE 1735 status of tailings on some of these sites.

Thanks to the use of various treatment processes, each of the 15 water treatment plants operated by AREVA Mines on old uranium mines meets the legal requirements. Some of these processes are “active” ones, using chemicals followed by decantation steps, whereas some others are partly or completely “passive” ones. These passive solutions are based on the sorption of radioelements onto dissolved metallic oxides, or onto organic matter in peatbogs, or by letting waters drain through limestone aggregates, depending on the process target. Ion exchange resins are also being used in one of the plants.

Appart from the resins, all these water treatment processes produce sludge, managed on site whenever possible. Site permitting, the sludge is stored into ponds built on top of tailings, located upstream from the site water treatment plant. The construction of a dedicated sludge storage facility is planned at the Site Industriel de Bessines, to host the sludge material collected from all the AREVA Mines water treatment plants within the old Crouzille mining concession. This system was designed based on studies carried out by the AREVA Mines Centre d’Innovation Minière, studies that showed the high sludge stability to lixiviation.

Each process has its own advantages and disadvantages, in terms of plant maintenance, chemicals and sludge management, financial constraints and environmental footprint. This is why AREVA Mines is using various tools to try to reduce the environmental risk to a level as low as reasonably achievable.

The plants operation is improved by adjusting the treatment scheme, developing efficient decantation methods (like the sludge blanket system), and by testing new chemicals and dosages at semi-industrial scale. This latest improvement option mainly aims at avoiding the use of barium chloride, whose environmental impact is still relatively unknown.

Ongoing studies carried out by AREVA Mines on the radioelements trapping capacity of organic matter (case study of the Henriette wetland), as well as on alternative porous media, will help developing alternative treatment methods. These studies will also take into account the available solutions to manage this matter.

In 2016, AREVA Mines launched a study to determine the mixing zones (Zones de mélange) downstream the emission point on some of its sites. The objective for AREVA Mines is to meet the legal requirements specific to the ICPE 1735 status, as well as to enhance the knowledge on the environmental footprint of AREVA's water treatment plants. The risks for ecosystems assessment scheme (Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes, ERE) has also been used to compare some of the plant's emissions concentrations to the uranium VGE (environmental guiding value) at the end of the mixing zones. The assessment scheme followed the guidelines set by the latest project version of the former uranium mines management technical guide (MEDDE, June 2015).

Meanwhile, the Research and Development direction is working on developing a tool to model the bioavailable fraction of uranium in streams, using the physio-chemical properties of the receiving waters.

These studies were completed by in situ ecological state assessments of receiving ecosystems on some of these sites.

The outcomes of these studies, AREVA Mines will work on implementing solutions to limit the environmental footprint of its water treatment plants to a level as low as reasonably achievable.

The water treatment strategy set by AREVA Mines takes account of the specificities of each situation, which ensures that the treatment processes and the plants managements meet the stakes at every site. In the foreseeable future, the strategy is to implement more passive treatment processes wherever possible, and to envisage stopping all treatment when the absence of environmental impact has been proven.

INTRODUCTION

La loi programme 2006-739 du 28 juin 2006, relative à la gestion durable des matières et des déchets radioactifs, a instauré la publication d'un Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs (PNGMDR) ayant pour objectif de dresser un bilan de la politique de gestion, d'évaluer les besoins et de déterminer les objectifs à atteindre à l'avenir. Ce plan est établi et mis à jour tous les trois ans.

Dans le cadre du PNGMDR 2010-2012, AREVA a remis en 2011 un premier rapport (Descostes et al, 2011), présentant une **évaluation des pratiques de traitement des eaux**, contenant :

- un rappel sur l'origine des eaux issues des sites miniers et le cadre réglementaire afférant à cette problématique ;
- une synthèse de travaux d'optimisation réalisés jusqu'en 2011 sur les stations utilisant un procédé de précipitation-décantation physico-chimique ;
- une analyse de l'historique des données de surveillance pour évaluer l'efficacité et les limites de ce procédé de traitement ;
- des évaluations du risque radiologique sur les écosystèmes menées sur deux rivières du Limousin ;
- de premiers éléments permettant d'appréhender la problématique de l'évaluation des risques chimiques sur les écosystèmes, liée à ces stations de traitement, dans le cas d'une rivière du Limousin ;
- une présentation des travaux de recherche menés depuis les années 90 et en cours en 2011, au sein d'AREVA Mines, sur le traitement des eaux.

Cette présentation des pratiques de traitement des eaux des anciens sites miniers uranifères français a été poursuivie dans le cadre du PNGMDR 2013-2015, avec la remise d'un rapport en février 2015 (Gibeaux et Delhume, 2015). Ce rapport **présente de façon plus extensive les 14 stations de traitement en activité en 2015**, en fournissant une synthèse des données disponibles, avec :

- un rappel sur l'origine des eaux à traiter ;
- une description des procédés de traitement utilisés en 2015 sur les sites miniers uranifères français et des travaux de recherche alors en cours visant à leur amélioration continue ;
- les éléments concernant l'évolution de la qualité des eaux à traiter et l'efficacité du traitement ;
- les éléments concernant l'évaluation des impacts des rejets des stations de traitement des eaux sur l'environnement ;
- les éléments concernant les contraintes de gestion des boues produites par les stations de traitement des eaux ;
- une description des contraintes de maintenance et autres contraintes opérationnelles associées à chaque type de station de traitement des eaux ;
- la stratégie proposée pour l'évolution des stations de traitement des eaux.

Dans une seconde partie de ce rapport, un bilan détaillé est présenté pour la station de traitement de l'Ecarpière, sous forme d'un « bilan eau ».

Dans le cadre du PNGMDR 2016-2018, le décret n°2017-231 du 23 février 2017 demande à AREVA « d'étendre la démarche engagée pour quelques stations, de manière à définir et justifier la stratégie retenue pour l'évolution du traitement des eaux collectées sur les anciens sites miniers relevant de sa responsabilité. La stratégie retenue devra en particulier être justifiée au regard :

- des évolutions naturelles de la qualité des eaux envisageables sur chacun des sites compte tenu des mécanismes géochimiques en jeu et des tendances observées à ce jour ;
- de l'objectif de réduction de l'impact global des rejets sur l'homme et l'environnement en prenant en compte l'impact chimique associé aux différentes substances rejetées, y compris celles liées aux procédés de traitement des eaux ;
- des contraintes de gestion et d'élimination des boues et des déchets associées aux divers procédés mis en œuvre ou étudiés ;
- des contraintes de maintenance des procédés envisagés et les priorités de déploiement des solutions alternatives possibles. »

Ce bilan d'étape devra être remis au ministre chargé des mines pour le 31 décembre 2017. Il est prévu qu'un bilan complet de la démarche soit remis dans le cadre du PNGMDR 2019-2021.

En réponse à cette demande, le présent rapport se décompose en quatre parties.

La partie A est un état des lieux de la gestion actuelle des stations de traitement des eaux sur les anciens sites uranifères français gérés par AREVA, avec une présentation du cadre réglementaire et des procédés de traitement employés pour répondre à la réglementation.

La partie B présente les améliorations apportées depuis le précédent bilan d'étape PNGMDR, sur les stations de traitement, ainsi que les avancées réalisées sur la recherche de procédés de traitement alternatifs, et sur la gestion des boues des stations de traitement.

La partie C présente les enjeux liés à une meilleure prise en compte du contexte environnemental des anciens sites miniers, via les tendances d'évolution réglementaires. Elle présente les études menées par AREVA pour améliorer la connaissance de l'empreinte environnementale de ses stations, et notamment un focus sur deux stations de traitement du Limousin, le Fraisse et Silord.

Enfin, la partie D constitue une synthèse des principes guidant la gestion des stations de traitement des eaux à court, moyen et long terme. Elle présente par ailleurs la stratégie retenue pour l'évolution du traitement des eaux sur chacune des 15 stations.

Le prochain plan 2019-2021 devrait inclure à ce bilan global des stations une approche sur le long terme, avec, lorsque cela sera possible, une évaluation de l'évolution naturelle de la qualité des eaux à traiter.

Sommaire

Introduction.....	6
A. Etat des lieux du fonctionnement des stations de traitement des eaux des anciens sites uranifères français.....	13
A.1. La réglementation en vigueur	13
A.1.1. Le Règlement Général des Industries Extractives (RGIE)	13
A.1.2. Les arrêtés préfectoraux règlementant les rejets	15
A.1.3. Limites réglementaires de rejet pour chaque station	16
A.2. Le fonctionnement des stations de traitement des eaux des anciens sites miniers uranifères.....	18
A.2.1. Procédés de traitement utilisés sur les stations de traitement des eaux	19
A.2.2. La gestion des boues de stations de traitement des eaux.....	25
A.2.3. Forces et faiblesses des différents procédés de traitement	27
B. Les optimisations des stations de traitement des eaux	30
B.1. L'optimisation des stations de traitement des eaux	30
B.1.1. Refonte de la station de traitement des eaux de Bertholène (12)	30
B.1.2. Installation d'un bassin de décantation avant drain calcaire à Beaurepaire (85) 31	
B.1.3. Optimisation du procédé de traitement à Jouac-Bernardan (87).....	32
B.1.4. Amélioration du piégeage et de la décantation par système de lit de boues....	34
B.1.5. Utilisation d'un pilote mobile semi-industriel	35
B.1.6. Optimisation du schéma de traitement des eaux à l'Ecarpière (44, 49)	37
B.2. Recherche de procédés de traitement alternatifs	37
B.2.1. Etude d'alternatives au traitement au chlorure de baryum sur les stations de la Cruzille (87).....	38
B.2.2. Piégeage des radioéléments sur la matière organique	39
B.2.3. Recherche de procédés de piégeage alternatifs	41
B.3. Réflexions sur la gestion des boues des stations de traitement des eaux	42
B.3.1. Etude sur la gestion et la stabilité des boues	42
B.3.2. Le projet de l'Unité de Stockage de Lavaugrasse (USL) (87)	46
C. Une gestion évoluant vers une prise en compte du contexte environnemental local	50
C.1. Les tendances d'évolution réglementaires : la prise en compte des impacts environnementaux	50
C.1.1. La Directive Cadre Européenne sur l'Eau et sa transcription en droit français.	50
C.1.2. L'arrêté du 23 juin 2015 relatif aux ICPE	54

C.1.3.	Le projet de révision du décret 90-222 du RGIE sur les rayonnements ionisants	55
C.1.4.	Le projet de Guide Technique de gestion des anciennes mines d'uranium	56
C.1.5.	Ecotoxicité de l'aluminium, du baryum, du fer	61
C.1.6.	Evaluation du risque radiotoxique des rejets pour l'environnement (ERICA)	62
C.2.	Les études mises en œuvre par AREVA Mines	65
C.2.1.	La détermination des zones de mélange et des VGE uranium	65
C.2.2.	Etudes sur la biodisponibilité de l'uranium	69
C.2.3.	Travaux en cours sur le transfert et l'accumulation de l'uranium dans les sédiments	73
C.3.	Focus sur la démarche ERE	74
C.3.1.	Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes en aval du rejet du site du Fraisse (87)	74
C.3.2.	Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes en aval du rejet du site de Silord	85
D.	Stratégie globale de gestion des stations	93
D.1.	Les enjeux actuels de la stratégie de gestion des STE	93
D.2.	La stratégie d'évolution par station de traitement	95
	Conclusion	97
	Bibliographie	99

Table des illustrations

Figure 1 : Limites réglementaires en ^{238}U et ^{226}Ra dans les rejets liquides d'après le Règlement Général des Industries Extractives (Descostes et al., 2011)	15
Figure 2 : Carte des stations de traitement des eaux des anciens sites uranifères français (Gibeaux, 2015).....	18
Figure 3 : Bassin de réception B 18 000 du site de l'Ecarpière (44 - 49)	20
Figure 4 : Principe de fonctionnement des résines échangeuses d'anions de la station de traitement des eaux de Lodève (34) et conteneurs de résines (Schick, 2017 - a).....	21
Figure 5 : Station de traitement des eaux par drains calcaires à Cérilly (03) (Gibeaux et Delhoume, 2015).....	22
Figure 6 : Wetland expérimental d'Henriette (87) en juillet 2017.....	23
Figure 7 : Séparation entre le bassin de pré-décantation et le drain calcaire dans la stalle n°1, station de traitement des eaux de Beaurepaire (85) (Schick, 2015).....	32
Figure 8 : Bassin de pré-décantation et stalles calcaires de la station de traitement des eaux de Beaurepaire-La Prée (85).....	32
Figure 9 : Qualité des eaux du bassin B9 (2015-2017) (Courier AREVA-SMJ, juillet 2017) ..	33
Figure 10 : Principe de fonctionnement des décanteurs à lit de boues (Gibeaux et Delhoume, 2015)	34
Figure 11 : Mise en eau du système de lit de boues à Augères (mars 2017)	35
Figure 12 : Mise en place du pilote mobile semi-industriel sur le site des Bois Noirs-Limouzat (42)	36
Figure 13 : Wetland expérimental d'Henriette (87) en 2017	39
Figure 14 : La tourbière des Sagnes (87) après aménagement et mise en eau	41
Figure 15 : Localisation de l'USL et des stations de traitement des eaux de Haute-Vienne (Présentation du projet USL, CIM, 2017)	47
Figure 16 : Vue rapprochée du casier de l'USL depuis l'Ouest, et installations du Centre d'Innovation Minière en arrière-plan (modifié depuis DDAE, Création du CIM et de l'USL, décembre 2016 – Volume 2 : étude d'impact).....	47
Figure 17 : Différents niveaux d'impacts de l'uranium sur les organismes biologiques (Reilé, 2017- a).....	52
Figure 18 : Définition d'une zone de mélange dans la masse d'eau réceptrice des rejets d'un site minier (Projet de Guide Technique de gestion des anciennes mines d'uranium, MEDDE, juin 2015).....	53
Figure 19 : Logigramme permettant d'évaluer la compatibilité des rejets d'un site avec le milieu récepteur selon la démarche d'Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes (MEDDE, juin 2015).....	57

Figure 20 : Arbre de détermination des PNEC _{eau} conditionnelles de l'uranium pour différents domaines physico-chimiques (IRSN - Février et Gilbin, 2014).....	59
Figure 21 : Arbre de détermination des VGE conditionnelles pour l'uranium, exprimées en µg/L ajoutés au milieu, en fonction des paramètres physico-chimiques du milieu récepteur (MEDDE, juin 2015)	60
Figure 22 : Démarche d'évaluation des risques radiologiques pour les écosystèmes grâce à l'outil ERICA	63
Figure 23 : Détermination des zones de mélange en aval des rejets de station de traitement des eaux sur les sites des Bois Noirs (à gauche) et de Silord (à droite), avril 2017	65
Figure 24 : Dispositif DGT : (a) schéma des éléments constitutifs et (b) gradient de diffusion (Leermakers and Gao, 2012)	70
Figure 25 : Larve de <i>Chironomus riparius</i> récoltée sur le site des Bois Noirs Limouzat lors de la campagne de reconnaissance d'août 2015 (Husson, 2016)	73
Figure 26 : Bassins de décantation de la station de traitement des eaux du Fraise (87).....	75
Figure 27 : Schéma de traitement sur la station de traitement des eaux du Fraise (87) (d'après Gibeaux et Delhoume, 2015)	75
Figure 28 : Arbre de détermination de la VGE conditionnelle de l'uranium (MEDDE, juin 2015)	77
Figure 29 : Schéma de circulation des eaux traitées par la station du site du Fraise (87) (modifié d'après Reilé, 2017- b)	79
Figure 30 : Localisation des stations d'IBG-DCE réalisés sur le site du Fraise en août 2017	81
Figure 31 : Cartographie récapitulant les résultats "équivalent I.B.G.N." de la campagne 2017 (MICA Environnement, 2017).....	83
Figure 32 : Bassin de collecte de la station de traitement des eaux de Silord (87).....	85
Figure 33 : Schéma de traitement sur la station de traitement des eaux du site de Silord (87)	86
Figure 34 : Arbre de détermination de la VGE conditionnelle de l'uranium (MEDDE, juin 2015)	88
Figure 35 : Localisation des stations d'IBG-DCE réalisés sur le site de Silord en août 2017	90
Figure 36 : Enjeux conditionnant la gestion des stations de traitement des eaux sur les anciens sites uranifères français	94

Tableau 1 : Limites réglementaires de rejets fixés par arrêtés préfectoraux pour chaque site disposant d'une station de traitement (en moyennes annuelles ⁽¹⁾ , moyennes mensuelles ou sur prélèvement mensuel ⁽²⁾ , moyennes journalières ou sur prélèvement journalier ⁽³⁾ ou lors des rejets ⁽⁴⁾).....	17
Tableau 2 : Tableau de synthèse des traitements actuellement utilisés au niveau de chacune des 15 stations de traitement des eaux et des volumes annuels d'eau traitée	24
Tableau 3 : Production annuelle moyenne de boues par les stations de traitement des eaux, caractérisation et mode de gestion choisi	28
Tableau 4 : Avantages, inconvénients et impacts potentiels des différents procédés de traitement des eaux utilisés sur les anciens sites miniers uranifères français	29
Tableau 5 : Synthèse de la surveillance des rejets de radioéléments du site vers le Vincou, moyenne 2015-2016 (d'après projet de dossier DADT Henriette, 2017, non paru).....	40
Tableau 6 : Production annuelle moyenne de boues par les stations de traitement des eaux, caractérisation et mode de gestion suivi	44
Tableau 7 : Résultats des tests de lixiviation sur les boues des sites de l'Ecarpière, Beaupaire, Bertholène, du SIB et de Jouac (Schick, 2017 - b).....	45
Tableau 8 : Résultats des tests de lixiviation NF EN 12457-2 pour les boues destinées au projet de l'USL (AREVA, 2016-b).....	49
Tableau 9 : Proportion d'uranium et de radium lixiviés lors des tests de lixiviation sur les boues du bassin Est du SIB et de Jouac (d'après Schick (2017-a))	49
Tableau 10 : Liste des PNEC _{eau douce} chroniques pour les éléments issus du traitement de l'uranium et du radium (d'après Gibeaux et Delhoume, 2015).....	61
Tableau 11 : Etat d'avancement des études pour la détermination des zones de mélange et du respect de la VGE en aval des stations de traitement des eaux des anciens sites uranifères en décembre 2017	67
Tableau 12 : Suivi du pH, des teneurs en U et ²²⁶ Ra soluble avant traitement, au rejet et en aval réglementaire du site du Fraisse (87)	76
Tableau 13 : Comparaison des teneurs en uranium biodisponible entre l'amont et l'aval de la Couze, comparaison à la PNEC _{eau} générique chronique (d'après Reilé, 2017- c).....	80
Tableau 14 : Récapitulatifs des résultats physico-chimiques et des macro-invertébrés sur les écosystèmes du Ruisseau du Fraisse (87) et de la Couze (MICA Environnement, 2017)	82
Tableau 15 : Suivi du pH, des teneurs annuelles en U et ²²⁶ Ra soluble avant traitement, au rejet et en aval réglementaire du site de Silord (87).....	87
Tableau 16 : Note IBGN et interprétation hydrobiologique pour le site de Silord, dans le cadre du contrat de Rivière Gartempe (Aqua Concept Environnement et Egis Eau, 2009)	89
Tableau 17 : Récapitulatifs des résultats physico-chimiques et des macro-invertébrés sur les écosystèmes du Ritord, en aval du rejet de Silord (87) (MICA Environnement, 2017).....	91
Tableau 18 : Stratégie de gestion pour les stations de traitement des eaux des anciens sites uranifères	96

A. ETAT DES LIEUX DU FONCTIONNEMENT DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX DES ANCIENS SITES URANIFERES FRANÇAIS

Le réaménagement des anciens sites miniers uranifères français a été réalisé dans l'objectif de sécuriser les sites, tout en assurant un impact environnemental résiduel aussi bas que raisonnablement possible. Cet impact environnemental peut être porté par plusieurs vecteurs : l'air, les sédiments et les eaux. Les stations de traitement des eaux des anciens sites miniers et des ICPE (stockages de résidus) ont été mises en place pour limiter cet impact environnemental.

AREVA Mines, via son département Après-Mines France, gère ainsi 15 stations de traitement des eaux d'anciens sites uranifères et de stockages de résidus, réparties sur 9 départements.

La conception et le paramétrage de ces stations de traitement des eaux se basent sur une réglementation spécifique aux mines d'uranium, ainsi qu'à des arrêtés préfectoraux encadrant les teneurs de rejet.

Cette partie dresse un état des lieux du cadre réglementaire régissant la surveillance des rejets des stations des eaux pour les anciens sites miniers uranifères et les stockages de résidus, ainsi que les réponses techniques mises en œuvre pour respecter ce cadre réglementaire.

A.1. La réglementation en vigueur

Les anciens sites miniers uranifères français sont actuellement soumis à deux niveaux de réglementation. Le premier, de portée nationale, est le Règlement Général des Industries Extractives (RGIE), qui s'applique à toutes les mines en France. Le cas spécifique des anciennes mines d'uranium est traité par un décret spécifique, relatif aux rayonnements ionisants, et instaurant un cadre minimal de gestion et de surveillance des rejets dans l'environnement.

Le second niveau de réglementation est celui des arrêtés préfectoraux, qui sont adaptés aux sites, et qui encadrent au cas par cas la gestion des stations, notamment les teneurs limites des rejets.

Certains de ces sites comportent en outre un stockage de résidus et sont classés en ICPE ; ils sont donc soumis à la réglementation spécifique, dépendante du code de l'environnement.

A.1.1. Le Règlement Général des Industries Extractives (RGIE)

Le Règlement Général des Industries Extractives est un ouvrage rassemblant toutes les réglementations spécifiques aux industries des mines et carrières. Il a été institué par décret le 7 mai 1980, mais certains décrets constitutifs du RGIE ont par la suite été mis à jour.

Le RGIE comprend notamment une section relative aux Rayonnements Ionisants, dont le volet environnemental a été institué par le décret n°90-222 le 9 mars 1990. Dans la suite de ce rapport, c'est à ce décret qu'il sera fait référence lors des mentions du RGIE.

Ce décret conditionne à deux titres le fonctionnement des stations de traitement des eaux des anciens sites miniers. Il précise¹ en effet que « *toutes les eaux de l'exploitation, y compris les eaux de ruissellement, doivent être captées en vue d'une surveillance et d'un traitement éventuel* ». Les eaux de tous les anciens sites miniers doivent donc être analysées, et si nécessaire, être traitées.

Par ailleurs, ce même article fixe des limites de teneurs admissibles en radioéléments dans les rejets vers l'environnement, et celles conditionnant un traitement des eaux préalable.

Pour le radium 226, le RGIE stipule que :

- la teneur moyenne annuelle en ²²⁶Ra insoluble ne doit pas dépasser 3 700 Bq/m³ dans les eaux de rejet.
- les eaux dont la teneur moyenne annuelle en ²²⁶Ra soluble est supérieure à 3 700 Bq/m³ doivent faire l'objet d'un traitement d'insolubilisation.
- Si cette teneur est comprise entre 3 700 Bq/m³ et 740 Bq/m³ de ²²⁶Ra soluble, et si la dilution du rejet par le cours d'eau récepteur est supérieure à 5, le traitement n'est pas obligatoire, sous réserve d'un avis favorable du service chargé de la police des eaux.
- Sous une teneur de 740 Bq/m³ en ²²⁶Ra soluble, les eaux peuvent être rejetées dans le milieu naturel sans traitement.

Pour l'uranium 238 soluble, la teneur limite maximale pour un rejet sans traitement est fixée à 1,8 mg/L.

Pour les eaux traitées, les teneurs des rejets doivent être limitées aux valeurs suivantes :

- 370 Bq/m³, soit 0,37 Bq/L, pour le radium 226 soluble ;
- 3 700 Bq/m³, soit 3,7 Bq/L, pour le radium 226 insoluble ;
- 1 800 mg/m³, soit 1,8 mg/L, pour l'uranium 238 soluble.

Ces limites sont synthétisées en Figure 1.

¹ Article 9 du décret n°90-222 du 9 mars 1990, RGIE

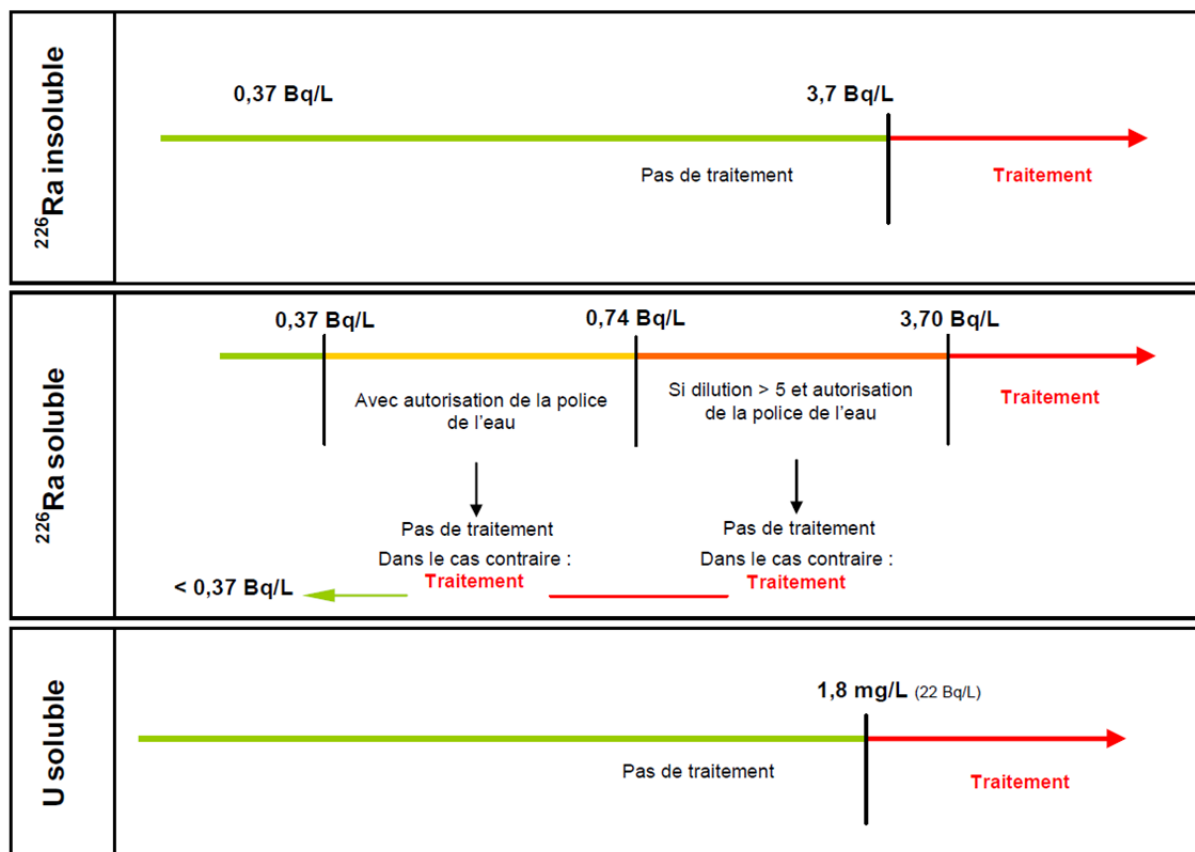


Figure 1 : Limites réglementaires en ^{238}U et ^{226}Ra dans les rejets liquides d'après le Règlement Général des Industries Extractives (Descostes et al., 2011)

Concernant les substances non radioactives, mais pouvant avoir un impact environnemental ou sanitaire (teneurs en métaux autres que l'uranium et le radium, en sulfates, quantité de matière en suspension, pH...), le RGIE ne donne aucune prescription particulière pour ces substances. Il renvoie néanmoins aux prescriptions des arrêtés préfectoraux qui réglementent plus spécifiquement les rejets des eaux de chaque ancien site minier.

A.1.2. Les arrêtés préfectoraux réglementant les rejets

Des arrêtés préfectoraux encadrent, pour chacun des anciens sites miniers, la surveillance des rejets vers l'environnement. Les teneurs maximales des rejets sont principalement fixées en fonction des éléments chimiques ciblés par la station ainsi qu'en fonction des procédés de traitement utilisés.

Les arrêtés préfectoraux relatifs aux anciens sites miniers uranifères retiennent en général les valeurs limites prescrites par le Règlement Général des Industries Extractives. Les stations de traitement des eaux d'Augères, de Bellezane et du Site Industriel de Bessines, en Haute-Vienne, sont cependant soumises à des normes de rejets plus restrictives (voir Tableau 1, mis à jour depuis le précédent bilan d'étape PNGMDR).

Notons que certaines stations traitent aussi les eaux collectées en pied de verses de stockages de résidus miniers classés en ICPE, ayant leur propre arrêté préfectoral

règlementant leur suivi. Sur tous les sites concernés (Bellezane, le SIB, Le Bernardan, L'Ecarpière, Les Bois Noirs, Le Cellier, Lodève, Bertholène), les teneurs des rejets fixées par les arrêtés préfectoraux sont identiques à celles règlementant la collecte et le traitement des eaux minières.

A.1.3. Limites règlementaires de rejet pour chaque station

Toutes les stations de traitement des eaux des anciens sites miniers uranifères respectent les teneurs limites fixées par les arrêtés préfectoraux règlementant les rejets.

Les détails des limitations pour chaque site et des moyennes annuelles des teneurs aux rejets ayant été présentées dans le précédent bilan d'étape PNGMDR (Gibeaux et Delhoume, 2015), ils ne seront pas précisés ici.

Tableau 1 : Limites réglementaires de rejets fixés par arrêtés préfectoraux pour chaque site disposant d'une station de traitement (en moyennes annuelles ⁽¹⁾, moyennes mensuelles ou sur prélèvement mensuel ⁽²⁾, moyennes journalières ou sur prélèvement journalier ⁽³⁾ ou lors des rejets ⁽⁴⁾)

Stations de traitement	pH	U soluble	²²⁶ Ra soluble	SO ₄ ²⁻	Ba	Al	Fe	Mn	As	Mo	MES	DCO	Arrêté préfectoral
		(mg/L)	Bq/L	(g/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	
Augères (87) ¹		0,1	0,25										2006-1485 du 18/08/2006
Bellezane (87) ¹		0,8	0,25		1						20		2006-1566 du 31/08/2006 ; 97-98 du 03/04/1997
Jouac-Bernardan (87) ¹	5,5 - 9,5	1,8	0,74	4	1						30		2002-247 du 21/05/2002
Le Fraisse (87) ¹		Application du RGIE											96-459 du 20/12/1996
Henriette (87) ¹		Application du RGIE											-
Silord (87) ¹		Application du RGIE											-
Site Industriel de Bessines (87) ¹	5,5 - 8,5	0,8	0,25	4	1			30			20	30	AP 2008-088 du 17/01/2008, AP 95-523 du 13/12/95 et AP du 02/08/1990
Bertholène (12) ¹	5,5 - 8,5	1,8	0,37			15 (métaux totaux)					30		990517 du 09/03/1999
Les Bois Noirs (42) ¹		1,8	0,37 (1 sur prélèvement mensuel)	0,25	1						30		90-250590 du 25/05/1990
Le Cellier (48) ³	6 - 8,5	1,8	0,37	0,35	1		0,2		0,05		30	90	93-1638 du 30/09/1993
Cérilly (03) ²	5,5 - 8,5	1,8	0,74										5019/97 du 27/11/1997 ; 955-17 du 04/04/2017
Lodève (34) ³	5,5 - 9	1,8	0,74	2	1				0,1	3	30	100	2004-1-332 du 16/02/2014 ; 2005-l-1111 du 16/05/2005
Baconnière (49) ⁴	6,5 - 8,5	1,8	0,37				15				30		D3-2006 n°702 du 30/11/2006
Beaurepaire (85) ²	5,5 - 8,5					5	5				30		00-DRCLE/4-38 du 25/01/2000
L'Ecarpière (44,49) ²	5,5 - 8,5	1,8	0,37				5				30	80	63ENV95 du 30/11/1995 ; arrêté interpréfectoral du 30/09/2009

A.2. Le fonctionnement des stations de traitement des eaux des anciens sites miniers uranifères

AREVA Mines gère au total 15 stations de traitement des eaux, réparties sur 9 départements dans toute la France (voir Figure 2). Sur ces 15 stations de traitement des eaux, 14 mettent en jeu des traitements chimiques, actifs ou passifs. La quinzième est une station expérimentale de traitement des eaux par piégeage au sein d'une zone de tourbière.

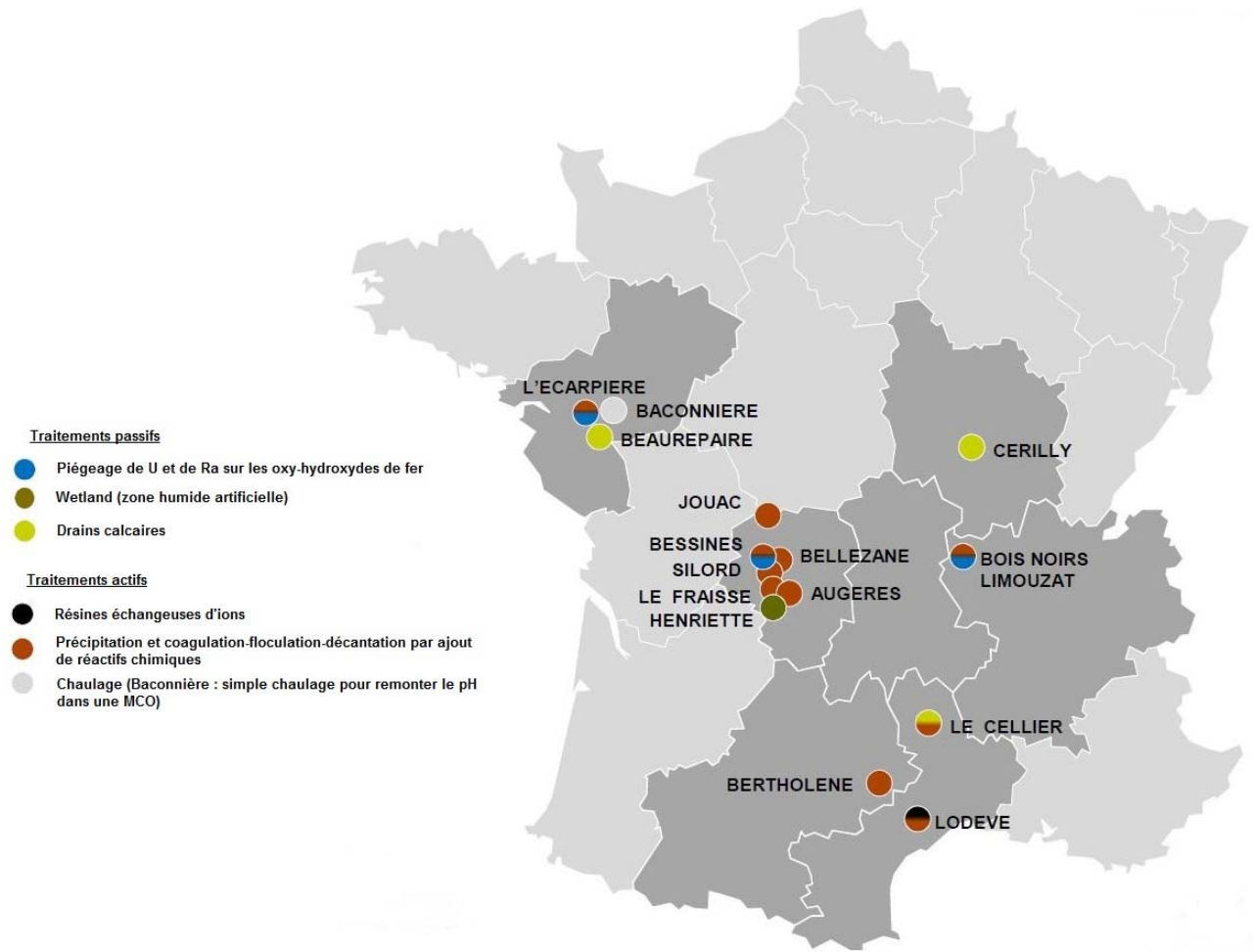


Figure 2 : Carte des stations de traitement des eaux des anciens sites uranifères français (Gibeaux, 2015)

Les principes de fonctionnement des différents traitements ayant déjà été détaillés dans le précédent bilan d'étape 2013-2015, il n'en sera fait ici qu'un résumé.

A.2.1. Procédés de traitement utilisés sur les stations de traitement des eaux

Le traitement actif par précipitation et coagulation-floculation-décantation

Ce procédé de traitement des eaux est celui employé sur la majorité des sites. Il consiste, dans un premier temps, à ajouter des réactifs chimiques permettant de favoriser la précipitation puis la coagulation – floculation – décantation des éléments à traiter (le radium pour la majorité des stations et/ou l'uranium, l'aluminium et le fer pour certaines). Les réactifs chimiques ajoutés dans les stations de traitement des eaux sont généralement les mêmes (sulfate d'alumine, chaux ou soude, chlorure de baryum, flocculant), mais le sulfate d'alumine et la chaux ou la soude possèdent plusieurs propriétés, et sont utilisés différemment en fonction des caractéristiques géochimiques propres à chaque eau à traiter.

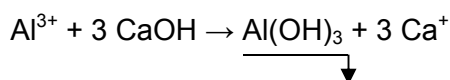
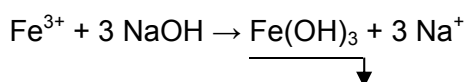
Ainsi, l'ajout de **sulfate d'alumine**, $Al_2(SO_4)_3$, grâce à la présence d'ions aluminium (Al^{3+}) favorise la coagulation puis la décantation des matières en suspension. Il permet de former des hydroxydes d'aluminium ayant la capacité de fixer l'uranium. La présence d'ions sulfate (SO_4^{2-}), couplée à l'ajout de chlorure de baryum, permet de former un co-précipité de sulfate de baryum et de radium.

La dissolution (ou l'ajout) de sulfate d'alumine entraîne la diminution du pH de l'eau, qui peut nécessiter une neutralisation ultérieure par l'ajout de soude ou de chaux.

L'ajout de **chaux** ou de **soude** entraîne une augmentation du pH. Cela peut être utilisé :

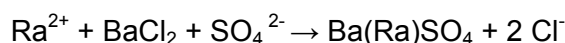
- pour remonter le pH vers un pH de 7 : dans le cas d'eaux acides ou après utilisation de sulfate d'alumine ;
- pour monter le pH des eaux à traiter dans des gammes de pH alcalins afin d'augmenter le rendement du traitement : dans le cas du traitement du radium par piégeage sur les hydroxydes de fer (voir 0), ou pour être dans une gamme de pH permettant une utilisation optimale du flocculant.

L'ajout de chaux ou de soude favorise également la formation et la décantation des hydroxydes (fer, aluminium...) sur lesquels peuvent se sorber l'uranium et le radium :



Enfin, dans le cas de la chaux, l'uranium forme des complexes avec le calcium et les carbonates (voir en C.1.4.).

L'ajout de **chlorure de baryum**, $BaCl_2$, en présence d'ions sulfates dans l'eau, entraîne la formation d'un co-précipité de sulfate de baryum et de radium :



L'ajout d'un **flocculant** permet d'augmenter la taille des floccs et de diminuer le temps de décantation des matières en suspension.

La décantation des matières en suspension se fait ensuite :

- soit par passage à travers des bassins successifs. Ce procédé repose sur le temps de séjour (de décantation) des effluents dans les bassins avant rejet ;
- soit par passage à travers un lit de boue (sites de l'Ecarpière et d'Augères). Après ajout des réactifs, les effluents circulent de bas en haut au travers une masse quasi-constante de boue en expansion constituée des floccs précédemment décantés. Ce procédé sera expliqué plus en détail en B.1.3.

Le traitement « passif » de piégeage de l'U et du Ra sur les oxy-hydroxydes de fer

Certaines stations de traitement des eaux utilisant un procédé actif par précipitation et coagulation – floculation – décantation, utilisent également, en partie, un procédé de traitement « passif » par piégeage de l'uranium ou du radium sur les oxy-hydroxydes de fer. Il est qualifié de « passif » car il ne nécessite pas d'apport énergétique ou d'intervention humaine pour être activé.

Le piégeage de l'uranium est optimal pour un pH modérément acide (pH=6 – 7). Dans cette gamme de pH, la surface des oxy-hydroxydes de fer présente des groupements de sorption favorables à la sorption de l'uranium, qui se présente à ces pH sous forme anionique. Des complexes U – hydroxydes de fer sont ainsi formés et décantent.

Ce procédé est celui mis en œuvre dans les bassins de réception de l'Ecarpière (44 et 49) (Figure 3), ainsi que sur le Site Industriel de Bessines où les eaux collectées sont fortement chargées en fer, et les pH modérément acides. L'uranium y est ainsi traité de manière « passive » (l'exemple des bassins de l'Ecarpière est largement détaillé dans la seconde partie du bilan d'étape PNGMDR 2013-2015).



Figure 3 : Bassin de réception B 18 000 du site de l'Ecarpière (44 - 49)

Le piégeage du radium est quant à lui optimal pour des pH alcalins (pH = 9 – 10). Dans cette gamme de pH, la sorption du radium, sous la forme Ra^{2+} , à la surface des hydroxydes de fer devient plus efficace. Toutefois, ce niveau de pH ne correspond pas aux pH des eaux collectées sur la grande majorité des sites miniers. Pour l'atteindre, l'ajout d'une base chimique est nécessaire.

Ce procédé est utilisé sur le site des Bois Noirs (42), où l'eau d'exhaure collectée au niveau du travers-banc des travaux miniers souterrains présente une concentration suffisante en fer.

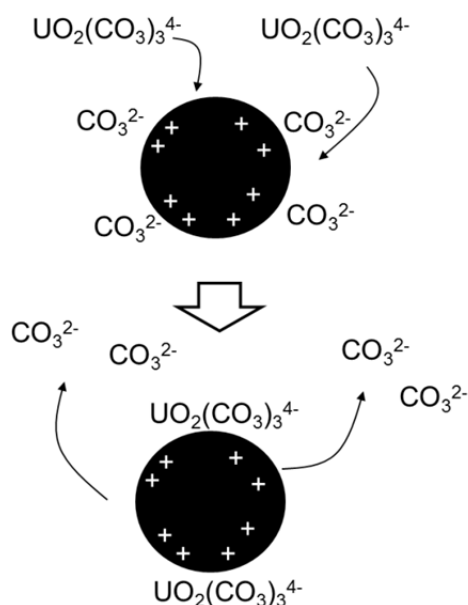
La première étape du traitement se fait alors par piégeage naturel du radium sur les oxyhydroxydes de fer qui se forment lors de l'arrivée des eaux en surface, et qui décantent en arrivant aux bassins de la station de traitement.

Le traitement actif par résines échangeuses d'ions

Les résines échangeuses d'ions sont constituées d'un matériau solide capable de piéger par adsorption les ions d'une certaine charge, en les « échangeant » avec d'autres ions d'une charge équivalente.

Ce procédé est utilisé par la station de traitement des eaux du site de Lodève (34), pour piéger l'uranium par adsorption. Les eaux en entrée de station ont un pH alcalin, l'uranium est donc présent sous forme de complexes anioniques, majoritairement $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$. Le site utilise ainsi des résines échangeuses d'anions, en l'occurrence échangeuses d'ions carbonates, CO_3^{2-} .

La Figure 4 présente, de manière schématique, le principe de fonctionnement des résines échangeuses d'anions de la station de traitement des eaux de Lodève.



Station de Lodève avec les conteneurs de résine

Figure 4 : Principe de fonctionnement des résines échangeuses d'anions de la station de traitement des eaux de Lodève (34) et conteneurs de résines (Schick, 2017 - a)

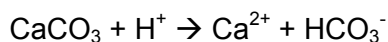
Les résines sont envoyées sur le site COMURHEX de Malvézi pour y être éluées. L'uranium des résines est récupéré, tandis que les résines régénérées sont retournées à la station de traitement de Lodève pour un nouveau cycle de traitement des eaux.

Le traitement « passif » par drains calcaires

Sur certains sites miniers où l'encaissant et les stériles comportent des sulfures (typiquement, de la pyrite FeS_2), un phénomène de drainage minier acide peut se produire. Au contact des eaux d'exhaure ou de ruissellement avec l'air, ces sulfures s'oxydent et se dissolvent, entraînant une diminution du pH et la libération d'ions sulfates et de divers ions métalliques, notamment des ions Fe^{3+} .

Pour compenser cette baisse du pH des eaux et traiter les fortes teneurs en métaux, un procédé de traitement des eaux par utilisation de drains calcaires a été mis en œuvre sur les sites de Beaurepaire (85), du Cellier (48) et de Cérilly (03) (Figure 5).

Le principe des drains calcaires est de faire percoler les eaux à traiter à travers une couche de gravas calcaires. Au contact des eaux acides, la calcite se dissout jusqu'à atteindre l'équilibre calco-carbonique (état chimique dans lequel les concentrations en CO_2 , HCO_3^- et CO_3^{2-} sont à l'équilibre, à un pH ~ 8) et la production d'ions carbonates permet de faire remonter le pH.



Ce procédé permet de neutraliser le pH des eaux tout en évitant l'utilisation de bases chimiques de type soude, avec ses risques associés.

Par ailleurs, l'augmentation du pH par dissolution de la calcite permet la précipitation du fer ou de l'aluminium sous forme d'hydroxydes, qui peuvent aussi piéger par sorption l'uranium. Ce mode de piégeage de l'uranium n'est toutefois pas le plus efficace, et n'est donc pas utilisé en priorité pour les eaux à forte teneur en uranium.



Figure 5 : Station de traitement des eaux par drains calcaires à Cérilly (03) (Gibeaux et Delhoume, 2015)

Le traitement par fixation sur la matière organique

Une station de traitement des eaux expérimentale a été mise en service en 2014 sur l'une des anciennes mines du Limousin, la mine d'Henriette. Ses eaux sont collectées et traitées par passage à travers une zone humide artificielle (voir Figure 6), reproduisant le fonctionnement d'une tourbière. Ce traitement se base sur les propriétés de fixation des radioéléments par la matière organique.

Les tourbières, assemblage complexe de débris organiques et de minéraux résiduels, sont des zones qui piègent naturellement l'uranium et le radium présents dans les eaux de surface. Ce mode de piégeage naturel permet de se passer d'ajout de réactifs chimiques.

Le piégeage de l'uranium et du radium sur la matière organique de la tourbe repose sur plusieurs principes complémentaires :

- Le premier est l'existence d'un **milieu réducteur**. En conditions réductrices, l'uranium initialement présent sous forme oxydée (UO_2^{2+} par exemple) tend à facilement

précipiter sous forme d'uraninite UO_2 . Un milieu réducteur favorise donc l'insolubilisation et la précipitation de l'uranium. L'entretien des conditions réductrices est assuré par la présence de **bactéries sulfato-réductrices**, se nourrissant de la matière organique de la tourbe.

- Le second principe est la sorption de l'uranium et du radium sur la **matière organique**, qui a lieu préférentiellement dans certaines gammes de pH spécifiques au radioélément.
- Le troisième principe, en présence de tourbes naturelles comportant une **composante minérale**, est la sorption de l'uranium et du radium sur les fractions argileuses.

Par ailleurs, dans le cas d'eaux minières naturellement riches en fer, la présence d'une fine lame d'eau oxydante en surface des tourbières (au contact de l'air libre) permet la précipitation **d'oxy-hydroxydes ferriques**, sur lesquels peuvent se fixer l'uranium et le radium.



Figure 6 : Wetland expérimental d'Henriette (87) en juillet 2017

Le fonctionnement de cette tourbière expérimentale, appelée wetland, est expliqué plus en détail en B.2.2.

Tableau de synthèse des traitements actuellement utilisés au niveau de chacune des 15 stations de traitement des eaux

Le Tableau 2 présente les traitements actuellement utilisés au niveau de chacune des 15 stations de traitement des eaux en fonctionnement sur les anciens sites miniers uranifères français. Pour chacune des stations, il présente également le volume annuel moyen (sur la période 2001-2016) d'eau traitée.

Traitement principal	Site	Volume annuel moyen traité (m ³)	Description du traitement
Précipitation - coagulation - floculation - décantation	Augères (87)	1 126 000	Utilisation de sulfate d'alumine, de chlorure de baryum et d'un floculant AS1002 (uniquement en hiver pour le floculant -fort débit), puis décantation/filtration à travers un lit de boue
	Baconnière (49)	503 000 (brassé) 59 000 (traité)	Traitement de l'eau dans la MCO par neutralisation du pH au lait de chaux
	Bellezane (87)	471 000	Utilisation de sulfate d'alumine, de chlorure de baryum et de soude
	Bertholène (12)	245 000	Utilisation de chaux ou de soude et d'un floculant AN910SH
	les Bois Noirs (42)	990 000	Traitement des eaux d'exhaure des TMS / MCO : utilisation de soude et de sulfate d'alumine
			Traitement des eaux de surverse du Grand Bassin : utilisation de chlorure de baryum (inutilisé depuis 2006)
	l'Ecarpière (44)	450 000	<u>Traitement 1</u> : piégeage de l'uranium sur les hydroxydes de fer au niveau des bassins de réception (B18 000 et B16 000)
			<u>Traitement 2</u> en série (station) : utilisation de chlorure de baryum, de lait de chaux et d'un floculant organique anionique OPTIMER 9901 (polyacrylamide), puis décantation/filtration à travers un lit de boue
	le Fraisse (87)	192 000	Utilisation de sulfate d'alumine et de chlorure de baryum
	Jouac – Bernardan (87)	106 000	Utilisation de chlorure de baryum, de chaux, de sulfate d'alumine (depuis 2017) et d'un floculant AN910SH
Silord (87)	5 000 (traité)*	Utilisation de sulfate d'alumine, de chlorure de baryum et de soude	
Site Industriel de Bessines (87)	416 000	<u>Traitement 1</u> : piégeage de l'uranium sur les hydroxydes de fer et de manganèse au niveau du bassin de réception du Vieux Moulin	
		<u>Traitement 2</u> en série (station) : utilisation de chlorure de baryum	
Résines échangeuses d'ions	Lodève (34)	465 000	Résines échanges d'anions
			+ traitement d'appoint à la chaux
Drains calcaires	Beaurepaire (85)	63 000	2 stalles de drains calcaires
	Le Cellier (48)	109 000 (traité) 296 000 (rejeté)	2 stalles de drains calcaires + traitement d'appoint à la soude
		Cérilly (03)	20 000
Wetland	Henriette (87)	40 000 (2016)	piégeage sur la matière organique

* : pour la période 2001-2014 (aucun traitement depuis 2015)

Tableau 2 : Tableau de synthèse des traitements actuellement utilisés au niveau de chacune des 15 stations de traitement des eaux et des volumes annuels d'eau traitée

A.2.2. La gestion des boues de stations de traitement des eaux

Au cours du traitement, les radioéléments et les autres éléments chimiques dont se chargent les eaux lors du noyage des travaux miniers et de l'essorage des résidus sont piégés sur des boues.

Les caractéristiques de ces boues sont spécifiques à chaque station. Le procédé utilisé et les types de réactifs éventuellement employés par la station, la chimie naturelle des eaux du site, ainsi que les volumes d'eau traités vont conditionner leur mode de gestion.

Outre une forte teneur en silice et en métaux, les boues des stations de traitement des anciens sites miniers uranifères comportent en proportions variables de l'uranium et du radium. Pour la majorité des stations, ces boues sont donc faiblement radioactives, et nécessitent donc une gestion appropriée.

Lignes directrices de la gestion des boues de station de traitement des eaux

Le mode de gestion des boues est celui d'une gestion in situ : autant que possible, elles sont stockées sur le site même de leur production. Lorsque le site s'y prête, les boues sont déposées dans des alvéoles, aménagées sur les stockages de résidus de traitement des minerais. Les boues peuvent aussi être réintroduites dans les travaux miniers souterrains.

Une fois dans les alvéoles, les boues s'assèchent naturellement, entraînant une forte diminution de leur volume. La capacité de stockage dans ces alvéoles est estimée à plusieurs dizaines d'années. Au cas où elles se trouveraient remplies avant l'arrêt du traitement des eaux, il est envisageable de créer sur les sites de nouvelles alvéoles. Elles constituent une solution simple et pérenne de gestion des boues de traitement.

Ce mode de gestion présente de nombreux intérêts :

- Les boues sont majoritairement constituées de silice (de 10% à 50%), de carbonates de calcium ou de magnésium (entre 10 et 60%), ainsi que d'oxydes de fer, d'aluminium, et d'autres métaux (entre 10 et 50%), et parfois de gypse (jusqu'à 10%) sur certaines stations (Schick, 2017 - b). Il s'agit des éléments issus de la lixiviation des formations géologiques ou des résidus de traitement du minerai, qui reprécipitent lors du traitement des eaux.

L'activité de ces boues est relativement faible : entre 500 et 15 000Bq/kg de matière sèche (MS) pour le ^{226}Ra , 2 000 à 15 000Bq/kg de MS pour l' ^{238}U , et de 500 à 4 000 Bq/kg MS pour le ^{210}Pb (Schick, 2017 - b).

Les caractéristiques chimiques et radiologiques de ces boues sont globalement similaires à celles des résidus de traitement miniers. Or, pour la majorité des sites où des boues sont stockées, les alvéoles de stockage ont été installées sur des stockages de résidus. Les eaux d'essorage des boues se mêlent donc aux eaux de lessivage des résidus, et sont de compositions similaires. Ces alvéoles ne représentent par ailleurs qu'un faible volume de boues par rapport au volume des résidus. Entreposer des boues sur les stockages de résidus n'a donc que peu d'influence sur les caractéristiques des eaux à traiter par la station, et donc sur l'efficacité du traitement en lui-même.

- Sur tous les sites, les alvéoles de stockage des boues et les travaux miniers souterrains sont en amont hydraulique de la station de traitement. Les eaux qui lessivent les boues sont donc toujours récupérées par le réseau de collecte des eaux marquées, et envoyées aux stations de traitement. **Le stockage des boues sur les stockages de résidus constitue une sécurité passive supplémentaire** : les eaux d'essorage ou de lessivage des boues seront systématiquement traitées.
- D'un point de vue radiologique, et même si l'activité des boues est relativement faible et les boues très peu lixiviabiles (B.3.1.), les radioéléments sont retenus sur le site même de leur émission. Les radioéléments piégés restent donc **sur le périmètre de l'ancienne exploitation minière**.
- Une gestion in situ des boues permet enfin de **limiter les coûts, les risques sécuritaires et l'impact environnemental** qu'induirait un transport par véhicule d'effluents liquides vers un site de stockage dédié hors site.

L'exception au principe de gestion in situ est la gestion des boues de 4 des stations de l'ancienne concession minière de la Crouzille (87). Les boues sont pompées lors de campagnes de curage des bassins, pour être stockées dans un bassin de décantation de la station de traitement du Site Industriel de Bessines. Jusqu'en 2010, ces boues étaient stockées dans une boutonnière sur le stockage de résidus de Lavaugrassse, mais cette boutonnière a été refermée. La solution d'entreposage dans le bassin de décantation sera remplacée à terme par la création d'une solution de stockage plus pérenne (voir B.3.3.).

La gestion des boues par type de traitement

Le traitement des eaux par **précipitation-coagulation, floculation, décantation** est le procédé produisant le plus grand volume de boues (Ratio moyen volume de boues sèches produites/volume d'eau traité de 0,08%, Gibeaux et Delhoume, 2015).

Dans les stations où ce procédé de traitement est employé, les boues sont collectées par hydrocurage dans les bassins de décantation, situées en aval de la station de traitement

Des exemples de gestion de ce type de boues sont détaillés dans le précédent bilan d'étape, pour les sites de l'Ecarpière, Bellezane, le Fraisse, Augères-Fanay et Bertholène.

Le procédé de **piégeage passif de l'uranium et du radium sur les oxy-hydroxydes** de fer (et d'aluminium) produit un volume plus faible de boues par m³ d'eau (Ratio moyen volume de boues sèches produites/volume d'eau traité de 0,03%, Gibeaux et Delhoume, 2015). Ces boues sont pompées depuis les bassins de décantation pour être stockées sur site.

Les boues produites lors du passage à travers les **drains calcaires** se déposent et se solidifient autour des calcaires avec le temps. Leur récupération doit se faire régulièrement, afin d'éviter une baisse de l'efficacité du traitement liée à cet encroûtement. Toutefois, cette opération de nettoyage des calcaires est assez lourde, puisqu'elle nécessite de mobiliser un trommel sur site. Ce nettoyage peut se faire à sec (cas du site de Beaurepaire) ou par

lavage à l'eau (cas du site du Cellier). Dans les deux cas, les sables et les fractions liquides sont récupérés et stockés sur des alvéoles dédiées. Dans le cas du Cellier, la fraction liquide des boues de lavage est injectée dans les travaux miniers souterrains.

Un exemple de la gestion de ce type de boues est détaillé dans le précédent bilan d'étape, pour le site de Beaurepaire. Sur ce site, le ratio moyen volume de boues sèches produites/volume d'eau traité est de 0,08% (Gibeaux et Delhoume, 2015).

Le traitement des eaux par des **résines échangeuses d'ions** ne produit pas de boues. Les résines constituent un support sur lequel les complexes anioniques d'uranium sont adsorbés, en substitution d'ions carbonates. Les eaux en sortie de station sont donc épurées en uranium. En revanche, leur teneur en carbonates est plus importante.

Le **piégeage de radioéléments sur la matière organique dans les wetlands** ne produit également pas de boues. En revanche, la question de la gestion de la tourbe chargée reste centrale dans la gestion des déchets de station. Des études de modélisation sont actuellement en cours afin de déterminer un plan de gestion durable de ces déchets organiques (voir B.2.2.).

Un récapitulatif de la quantité de boues produites sur chaque site ainsi que leur mode de gestion figure en Tableau 3.

Les grands principes de la gestion des déchets de stations de traitement ont été détaillés par quelques exemples dans le précédent bilan d'étape (Gibeaux et Delhoume, 2015). Les modifications réalisées depuis 2015 sont développées en partie B.

A.2.3. Forces et faiblesses des différents procédés de traitement

Les contraintes opérationnelles de gestion des stations de traitement des eaux ont été détaillées dans le cadre du précédent bilan d'étape PNGMDR 2013-2015, en partie A7, et n'ont pas évolué. Nous invitons donc le lecteur à s'y référer au besoin.

Les principales contraintes concernent les domaines suivants :

- Nécessité d'un suivi de la station par interventions humaines, avec des astreintes ;
- Gestion des pompes et des installations électriques ;
- Contraintes dues au gel en hiver ;
- Gestion des réactifs ;
- Maintenance et mise à niveau des équipements.

Un résumé des avantages et des limites des différents procédés de traitement des eaux figure en Tableau 4.

Traitement principal	Site	Volume annuel moyen de boues humides produites (m ³)	Description des boues produites	Choix de gestion
Précipitation - coagulation - floculation - décantation	Augères (87)	1 400	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium ayant piégé l'uranium, sulfates de baryum-radium	pompage des boues et entreposage dans le bassin Est du SIB, stockage dans l'USL à son ouverture
	Bellezane (87)	1 600	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium ayant piégé l'uranium, sulfates de baryum-radium	pompage des boues et entreposage dans le bassin Est du SIB, stockage dans l'USL à son ouverture
	Bertholène (12)	620	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse ayant piégé de l'uranium carbonates et sulfates de calcium et magnésium ayant piégé le radium	pompage des boues et stockage dans la boutonnière jusqu'en 2016, entreposage dans le bassin 543 dans l'attente d'une nouvelle solution de stockage
	Le Cellier (48) (traitement d'appoint à la soude)	1 500	oxy-hydroxydes d'aluminium, de fer, de cuivre, de manganèse ayant piégé de l'uranium	injection dans les TMS
	l'Ecarpière (44) : traitement 2 (STE)	1 000	sables siliceux carbonates de calcium sulfates de calcium et de baryum	stockage dans les alvéoles sur l'ICPE
	le Fraisse (87)	170	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium ayant piégé l'uranium, sulfates de baryum-radium	pompage des boues et entreposage dans le bassin Est du SIB, stockage dans l'USL à son ouverture
	Jouac – Bernardan (87)	600	sables siliceux oxy-hydroxydes d'aluminium ayant piégé l'uranium carbonates de calcium et magnésium, gypse, sulfates de baryum-radium	pompage des boues et entreposage dans alvéole de stockage sur site, en attendant l'ouverture de l'USL
	Lodève (34) (traitement d'appoint à la chaux)	2 200	carbonates de calcium-uranium et hydroxydes de fer ayant piégé le radium	pompage des boues et stockage dans la lagune à boues
	Silord (87)	180 (pas de curage depuis 2013)	oxy-hydroxydes de fer ayant piégé de l'uranium	pompage des boues et entreposage dans le bassin Est du SIB, stockage dans l'USL à son ouverture
	Site Industriel de Bessines (87) : traitement 2 (STE)	1 300	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium ayant piégé l'uranium, sulfates de baryum-radium	les boues restent dans le bassin de décantation n°2, pompage et stockage dans l'USL à son ouverture
Piégeage sur les oxy-hydroxydes de fer	Beaurepaire (85) (bassin de décantation)	non curé depuis la mise en place en 2015	oxy-hydroxydes de fer, d'aluminium, de manganèse	Pompage et stockage dans l'alvéole
	Bois Noirs (42) : traitement 1 (pas de traitement au chlorure de baryum depuis 2006)	non connu, curage des bassins à venir	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer ayant piégé du radium et de l'uranium	Pompage vers le Grand Bassin
	l'Ecarpière (44) : traitement 1 (bassin B18000)	570	oxy-hydroxydes de fer ayant piégé de l'uranium	stockage dans les alvéoles sur l'ICPE
	Site Industriel de Bessines (87) : traitement 1 (bassin du Vieux Moulin)	380	oxy-hydroxydes de fer et de manganèse ayant piégé de l'uranium	pompage vers le bassin Est du SIB, stockage dans l'USL lorsque disponible
Drains calcaires	Beaurepaire (85) (drains)	6	sables siliceux encroûtements d'oxydes de fer et d'aluminium sur les calcaires (solides)	Criblage à sec, stockage des boues et entreposage des calcaires à recycler dans l'alvéole
	Le Cellier (48) (drains)	175 m ³ (2009) 1 050 m ³ (2012) 756 m ³ (2015)	sables siliceux encroûtements d'oxydes d'aluminium, de fer, de cuivre, de manganèse sur les calcaires (solides), ayant piégé de l'uranium	Stockage des sables de lavage dans la boutonnière, sur l'ancienne MCO
	Cérilly (03)	non connu (calcaires non recyclés)	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer dans le bassin de décantation (liquides) et encroûtements d'oxydes sur les calcaires (solides)	Pompage et stockage des boues de décantation dans la boutonnière sur site. Calcaires usagés entreposés sur site.
Résines	Lodève (34)	0	Ne produit pas de boues	régénération des résines en usine

Tableau 3 : Production annuelle moyenne de boues par les stations de traitement des eaux, caractérisation et mode de gestion choisi

	Procédés	Station	Avantages		Inconvénients		Impacts environnementaux
"Passifs"	Wetlands	Henriette (87)	Reproduction d'un phénomène naturel	Pas d'utilisation de produits chimiques Ne nécessite pas la présence permanente d'un opérateur	Possibilité de relargage des métaux fixés	Saturation du wetland et gestion de la matière organique chargée	Gestion des déchets tourbeux à définir
	Piégage de l'U et du Ra sur les oxy-hydroxydes de fer	Ecarpière (44,49) Beaurepaire (85) SIB (87) Bois Noirs (42)	Conditions permettant la réalisation d'un phénomène naturel		Dans le cas du traitement du Ra, utilisation de bases et d'acides chimiques	Production d'un volume de boue important à gérer	Possibilité de rejet de matière en suspension augmentant la turbidité des eaux
	Drains calcaires	Beaurepaire (85) Le Cellier (48) Cérilly (03)	Augmentent et "tamponnent" le pH de l'eau		Opération lourde de nettoyage des calcaires		-
Actifs	Précipitation et coagulation - floculation - décantation	Ecarpière (44,49) Jouac, SIB, Augères, Silord, Le Fraisse (87) Bois Noirs (42) Le Cellier (48) Bertholène (12) Lodève (34)	Procédé le plus adapté pour des fluctuations importantes de volumes (variations saisonnières)	Permet de traiter plusieurs éléments avec des rendements corrects	Utilisation de produits chimiques	Potentielle écotoxicité du baryum dans le cas du traitement du Ra ; Ecotoxicité de l'aluminium mal connue ; Augmentation des teneurs en sulfates des eaux	
	Chaulage	Baconnière (49)	Augmentent et "tamponnent" le pH de l'eau	Pas besoin de curer les boues	Utilisation d'une base chimique	Ne cible que le pH : le piégeage des radioéléments et des métaux est accessoire.	Consommation énergétique importante dûe au brassage des eaux de la MCO
	Résines échangeuses d'ions	Lodève (34)	Procédé présentant le meilleur rendement ; permet de valoriser l'uranium	Ne produit pas de boues	Regénération des résines via un procédé chimique en parallèle	Procédé le plus couteux. Chaque résine est optimisée pour un seul élément	Liés à la régénération des résines : consommation énergétique, consommation d'eau, dégazage de CO ₂

Tableau 4 : Avantages, inconvénients et impacts potentiels des différents procédés de traitement des eaux utilisés sur les anciens sites miniers uranifères français

B. LES OPTIMISATIONS DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX

Depuis la publication du précédent bilan d'étape du PNGMDR, AREVA Mines a développé plusieurs axes d'optimisation du fonctionnement des stations de traitement des eaux. Des améliorations ont été effectuées sur les stations existantes, de nouveaux procédés ont été testés et parfois mis en place, et des études ont été réalisées pour améliorer la caractérisation et la gestion des boues de stations.

Dans cette démarche d'amélioration continue des procédés de traitement des eaux, AREVA Mines cherche à combiner préservation des écosystèmes et de la santé humaine, faisabilité technique et faisabilité économique. Le développement de procédés alternatifs plus respectueux de l'environnement doit se faire en visant à la fois le court et le long terme, tout en rationalisant le coût de traitement des rejets des stations de traitement.

B.1. L'optimisation des stations de traitement des eaux

Depuis 2015, le Centre d'Innovation Minière d'AREVA Mines a procédé à plusieurs séries d'études sur les stations de traitement des eaux des anciens sites miniers. Outre une remise à niveau des stations, l'objectif principal était d'optimiser le fonctionnement des procédés de traitement des eaux existants, afin d'améliorer l'efficacité de la station et d'en limiter les impacts.

B.1.1. Refonte de la station de traitement des eaux de Bertholène (12)

Comme détaillé dans le précédent bilan d'étape 2013-2015, la station de traitement des eaux de Bertholène, dans le département de l'Aveyron, fonctionne sur le principe d'un traitement par précipitation et coagulation-floculation-décantation.

Elle traite les eaux issues de l'enneigement des travaux miniers (souterrains et mine à ciel ouvert), les eaux de ruissellement de la verse à stériles et du stockage de résidus, ainsi que les eaux drainant le périmètre de l'ancienne usine de traitement.

Initialement conçues pour une durée limitée, les installations de la station de Bertholène devaient être remises à niveau pour rester opérationnelles. Elles ont donc été modernisées entre 2015 et 2016, en coordination avec le Centre d'Innovation Minière d'AREVA Mines (Schick, 2015 ; Schick, 2016 ; Sanchez-Vado, 2017).

La remise à niveau des équipements de la station a été réalisé par :

- Le renouvellement des pompes ;
- Le renouvellement de pH-mètres et d'échantillonneurs ;
- Le remplacement de l'automate de gestion ;
- La mise en sécurité des armoires électriques.

Le fonctionnement, la surveillance et la sécurisation de la station ont été optimisés, par :

- La mise en place de nouveaux débitmètres et de nouveaux échantillonneurs ;
- Le repositionnement de certains pH-mètres ;
- Une modification du schéma de préparation du lait de chaux ;
- Le remplacement de poires de niveau par des sondes (bassins et cuves de chaux et soude) ;
- L'automatisation de la régulation de l'ajout de soude.

Cette refonte de la station a permis d'améliorer la sécurisation du site (réseau électrique, stockage et gestion des réactifs), et permet une meilleure gestion du procédé de traitement et des effluents.

La gestion de la station devrait être encore optimisée par le transfert du pilotage à distance depuis le site de Lodève, planifié pour début 2018. Ce pilotage à distance permettra une meilleure réactivité dans la gestion du traitement, ainsi qu'une sécurisation du travail des opérateurs.

B.1.2. Installation d'un bassin de décantation avant drain calcaire à Beaurepaire (85)

Comme détaillé dans le précédent bilan d'étape, la station de traitement des eaux de Beaurepaire – La Prée, en Vendée, fonctionne par un système de drains calcaires.

Les eaux traitées par cette station sont les seules eaux de résurgence de l'ancienne mine à ciel ouvert, remblayée et réaménagée suite à l'arrêt de l'exploitation.

Ces eaux sont marquées par un pH légèrement acide (pH~6), ainsi que par des teneurs élevées en aluminium et en fer. Un système de circulation à l'air libre et à travers deux stalles calcaires de 1 000 m³ permet de neutraliser le pH et d'abaisser les teneurs en métaux, par formation d'oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium.

Mis en place en 2001, ce système de drains calcaires a toujours permis de respecter les valeurs limites de rejet fixées par arrêté préfectoral (pH entre 5.5 et 8.5, et une teneur en fer et en aluminium maximale de 5 mg/L).

La maintenance de cette station impose toutefois de régulièrement nettoyer les stalles de calcaires, qui ont tendance à rapidement se couvrir d'un encroutement d'oxy-hydroxydes métalliques. Un nettoyage à sec des calcaires par criblage a ainsi été effectué en 2011, puis en 2016.

Afin d'espacer le nettoyage des stalles, le Centre d'Innovation Minière a préconisé la mise en place d'un bassin en amont des drains, favorisant la décantation d'une grande partie des hydroxydes de fer et d'aluminium contenu dans les eaux d'exhaure, et ainsi, limiter le colmatage des drains calcaires (Schick, 2015).

Cette solution, mentionnée dans le précédent bilan d'étape, a été mise en œuvre. Les travaux d'aménagement ont été réalisés courant 2015 sur la stalle n°1, qui a été divisée en deux (voir Figure 7) pour permettre la mise en place d'un bassin de décantation d'un volume de 300 m³. La mise en eau de la nouvelle installation a eu lieu en octobre 2015.

L'efficacité de cette nouvelle configuration, visible en Figure 8, sera mesurable lors du prochain curage des drains calcaires.



Figure 7 : Séparation entre le bassin de pré-décantation et le drain calcaire dans la stalle n°1, station de traitement des eaux de Beurepaire (85) (Schick, 2015)

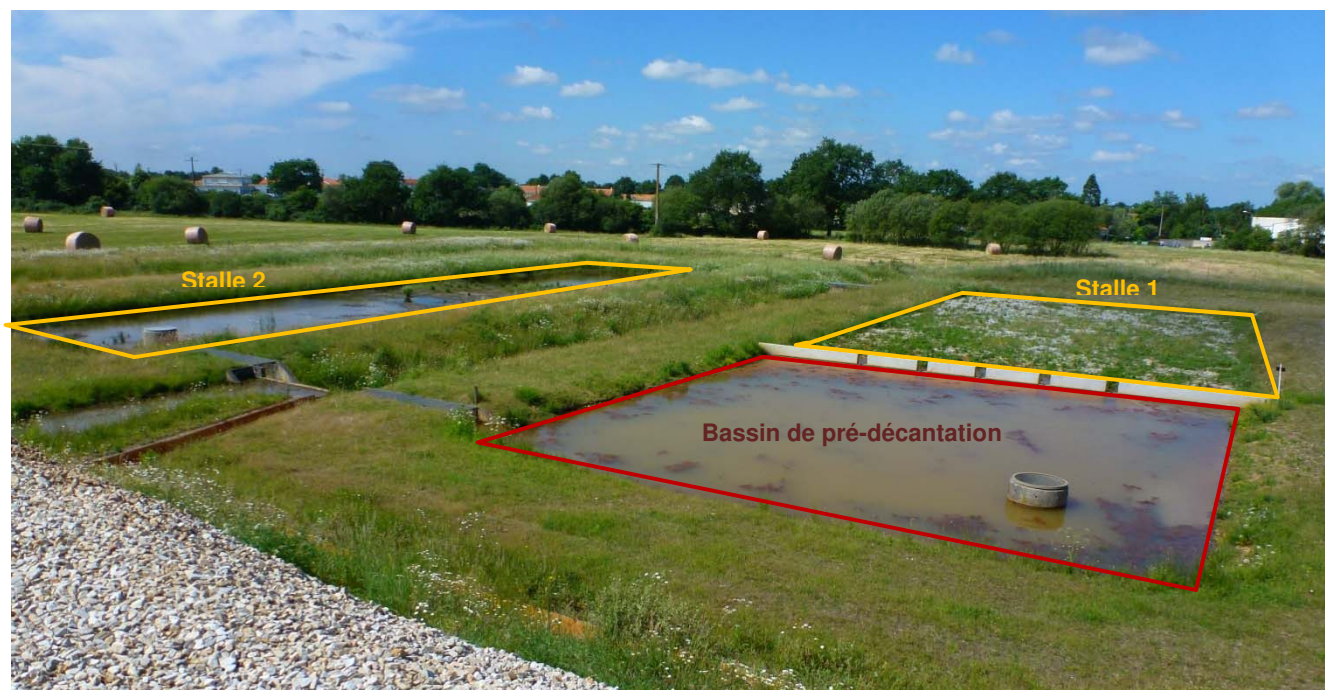


Figure 8 : Bassin de pré-décantation et stalles calcaires de la station de traitement des eaux de Beurepaire-La Prée (85)

B.1.3. Optimisation du procédé de traitement à Jouac-Bernardan (87)

Le site du Bernardan, sur la commune de Jouac, a été exploité par mine à ciel ouvert et travaux miniers souterrains entre 1978 et 2001. Le site comprend également un stockage de

L'étude et le suivi de ces résultats vont permettre de pérenniser l'amélioration du traitement de l'uranium et du radium.

B.1.4. Amélioration du piégeage et de la décantation par système de lit de boues

Le système de lit de boues est un procédé utilisé depuis 1977 à la station de traitement des eaux de l'Ecarpière. Le lit de boues était déjà en fonctionnement lors de la phase d'exploitation, et son efficacité justifie qu'il soit toujours employé actuellement.

A leur arrivée à la station, les eaux sont traitées par adjonction de réactifs, chlorure de baryum, lait de chaux et floculant dans le cas de l'Ecarpière, où la cible principale du traitement est le radium. L'ajout d'un floculant organique permet de faciliter la décantation des précipités de sulfates de baryum et de radium. Le mélange est alors introduit dans la zone des décanteurs à lit de boues (cf Figure 10), par le bas des décanteurs. En remontant, les eaux traversent une couche de boues constituée des floccs d'oxy-hydroxydes et de sulfates de baryum et de radium précédemment décantés. Le passage des eaux à travers ce lit de boues favorise l'adsorption de l'uranium et du radium sur les floccs, et les eaux arrivant en surface du décanteur sont clarifiées.

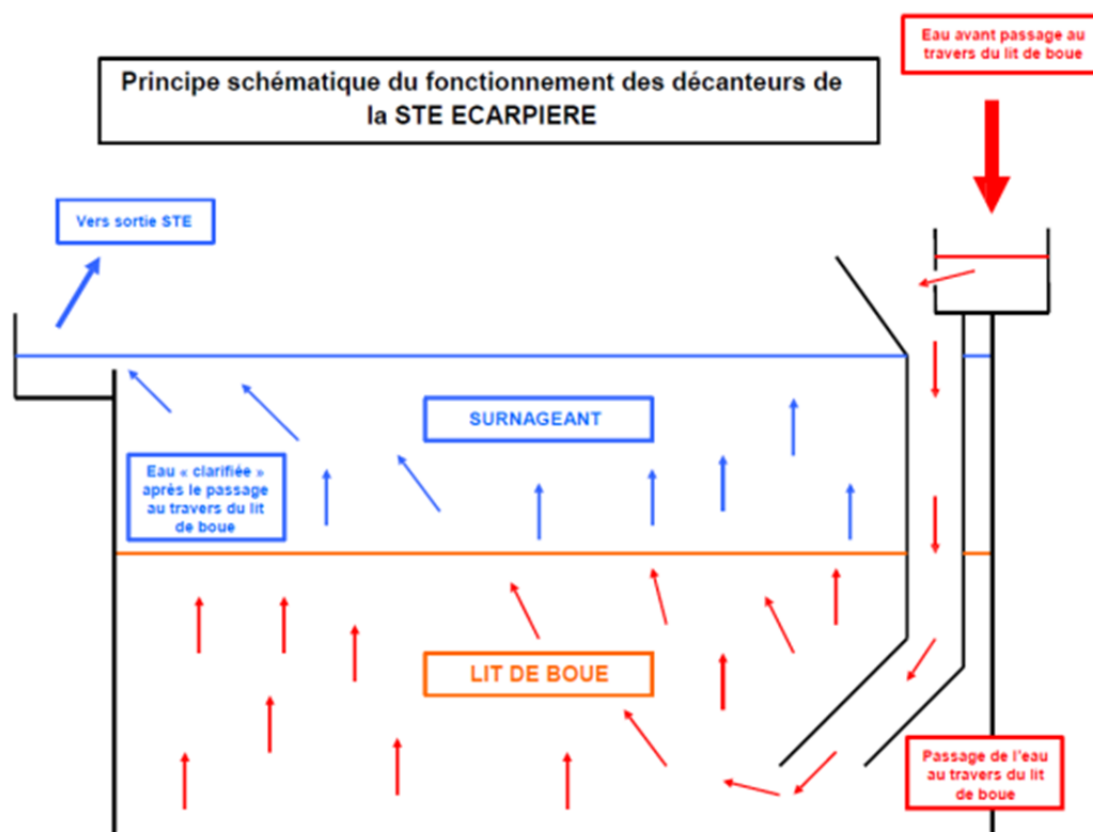


Figure 10 : Principe de fonctionnement des décanteurs à lit de boues (Gibeaux et Delhoume, 2015)

L'intérêt de ce système de traitement, par ailleurs fréquemment utilisé dans les stations d'épuration, est de forcer le contact entre l'uranium et le radium et les floccs, et ainsi favoriser

statistiquement l'adsorption. La consommation de réactifs est ainsi optimisée. Par ailleurs, le temps de séjour des eaux est réduit par rapport à un bassin de décantation classique.

Les bons résultats de fonctionnement de la station de l'Ecarpière ont incité les équipes d'AREVA Mines à étudier la répliquabilité de cette solution sur d'autres stations de traitement.

Les résultats des phases de test ayant été particulièrement intéressants sur les stations d'Augères et de Bellezane, il a été décidé de mettre en place un lit de boues à Augères, dans l'un des deux bassins de décantation en parallèle en sortie de station de traitement. L'aménagement du bassin a débuté en 2016, et le système a pu être mis en eau en mars 2017 (Figure 11).



Figure 11 : Mise en eau du système de lit de boues à Augères (mars 2017)

Le lit de boues doit atteindre une certaine épaisseur pour être pleinement efficace, pouvant représenter jusqu'à un an de décantation. La pleine efficacité de ce système n'est pas attendue avant le milieu de l'année 2018. D'ici là, la décantation classique se poursuit dans l'autre bassin de décantation, situé en parallèle du bassin à lit de boues.

Si les tests sont concluants, et en cas de besoin de refonte de certaines autres stations de traitement, ce système de décantation par filtration à travers un lit de boues pourrait être étendu à d'autres sites.

B.1.5. Utilisation d'un pilote mobile semi-industriel

L'optimisation du fonctionnement des stations ne doit pas être limitée à l'amélioration d'un procédé de traitement, celui-ci doit aussi être adapté à chaque site, et notamment à la chimie et au débit des eaux à traiter. Ainsi, les phases de test en laboratoire d'un nouveau procédé peuvent se révéler insuffisantes pour obtenir une réponse représentative du fonctionnement d'une station de traitement donnée.

C'est la raison pour laquelle un pilote à l'échelle semi-industrielle mobile (Figure 12) a été développé par le bureau d'étude et la section pilote du Centre d'Innovation Minière d'AREVA Mines, en collaboration avec les équipes de l'Après-Mines France. Ce pilote constitue une échelle intermédiaire entre les essais en laboratoire et une station de traitement industrielle, en permettant d'adapter les procédés de traitement aux caractéristiques des eaux de la station étudiée.

Depuis sa construction en février 2015, ce pilote mobile a été installé sur le site de Bellezane, puis sur le site des Bois Noirs-Limouzat, où le procédé de filtration par « lit de boues » a été testé.

Des résultats prometteurs sur le site de Bellezane pour le piégeage de l'uranium ont indiqué que ce procédé de traitement serait une piste d'adaptation du traitement pertinente, dans le cadre d'une refonte de la station.

Pour le site des Bois Noirs, le pilote mobile a permis de tester et d'affiner un schéma de traitement pour les eaux du grand bassin, dans le cadre du projet de réaménagement du site. Ce test à échelle semi-industrielle a par ailleurs permis de confirmer les résultats obtenus en 2014 en laboratoire, qui indiquaient l'intérêt d'un traitement alternatif grâce à un ajout de chlorure de fer et d'une base chimique.



Figure 12 : Mise en place du pilote mobile semi-industriel sur le site des Bois Noirs-Limouzat (42)

Suite à ces premiers tests, le pilote mobile a été installé en 2016 sur le site de la station de traitement des eaux d'Augères, dans le cadre d'une réflexion sur la réduction de l'impact des eaux d'exhaure sur les sédiments du lac de St Pardoux. Des tests ont été conduits sur 5 mois consécutifs pour tester l'efficacité de différents modes de décantation après ajout de réactifs. Les résultats ont permis d'ajuster la concentration des réactifs en entrée de la station, et de valider la pertinence de l'installation d'un lit de boue pour le premier bassin de décantation, ce qui a été réalisé entre 2016 et 2017 (voir B.1.4.).

Le pilote sera mobilisé au cours du premier semestre 2018 sur le site de l'Ecarpière, dans le cadre d'une réflexion sur l'optimisation du schéma de traitement des eaux sur le site, et en particulier sur la gestion des eaux d'essorage des résidus de traitement de l'ancienne mine (voir B.1.6.).

B.1.6. Optimisation du schéma de traitement des eaux à l'Ecarpière (44, 49)

Le réseau de collecte et de traitement des eaux minières sur le site de l'Ecarpière a été mis en place lors du réaménagement du site. Les eaux d'exhaure des travaux miniers sont collectées en contrebas du site, tandis que la station de traitement des eaux est localisée plus en hauteur, sur l'ancien carreau de l'usine de traitement du minerai.

Cette configuration contraint à un pompage des eaux depuis les bassins de décantation B18000 et B16000 vers la station de traitement, ce qui représente une consommation énergétique annuelle conséquente.

Le traitement des eaux d'exhaure de la mine de l'Ecarpière est réalisé en deux phases. La première consiste en un co-piégeage de l'uranium, du radium, du fer et du manganèse dans deux bassins de décantation (les bassins 18 000 puis 16 000). Les eaux d'exhaure étant naturellement riches en fer, des oxy-hydroxydes de fer se forment dès leur collecte dans le bassin 18 000. Le pH des eaux étant naturellement adéquat, l'uranium peut spontanément être piégé sur ces hydroxydes de fer. Cette première phase de piégeage combiné du fer et de l'uranium a l'avantage d'être un traitement passif.

En sortie des bassins de décantation, les eaux sont néanmoins encore chargées en radium, à une activité supérieure à la norme fixée par l'arrêté préfectoral de surveillance ; c'est pourquoi un traitement au chlorure de baryum, lait de chaux et flocculant reste ensuite nécessaire, en passant par la station de traitement des eaux.

Des essais en laboratoire ont été réalisés depuis 2015 sur les eaux de l'Ecarpière, afin de tester une méthode de traitement alternative pour piéger le radium des eaux d'exhaure. Ces tests visent non seulement à éviter le pompage des eaux du bassin 16 000 vers la station de traitement, mais aussi à trouver une alternative au chlorure de baryum.

La méthode envisagée consiste en un ajout de chaux dans les eaux du bassin 18 000, de façon à passer dans une gamme de pH qui favoriserait le piégeage du radium sur les oxy-hydroxydes de fer qui se forment naturellement à la sortie des eaux d'exhaure, dans le bassin. Les tests en laboratoire ont par ailleurs montré que le piégeage de l'uranium, du fer, de l'aluminium et du manganèse restait tout aussi efficace sur les eaux de ce site à ces gammes de pH élevées (autour de pH ~10).

Cette méthode devrait être testée au cours du premier semestre 2018 en échelle réelle sur les eaux du bassin 18 000, dans un bassin annexe actuellement non utilisé. L'inconvénient de cette méthode serait une consommation importante en chaux (autour de 50 tonnes/an), et une production importante de boues.

B.2. Recherche de procédés de traitement alternatifs

Les axes d'amélioration évoqués précédemment se basent sur des optimisations des installations et du schéma de traitement des eaux. Mais il est également possible d'optimiser le traitement en cherchant à développer de nouveaux procédés, tout aussi efficaces et compétitifs, et dont l'impact environnemental global serait inférieur à celui des traitements actuels.

Plusieurs axes de recherche sont ainsi développés par les équipes d'AREVA Mines.

B.2.1. Etude d'alternatives au traitement au chlorure de baryum sur les stations de la Crouzille (87)

Plusieurs stations de traitement des eaux de la concession de la Crouzille (87) ont été passées en revue au cours de l'année 2015 : Augères, Le Fraisse, le Site Industriel de Bessines et Silord. Le Centre d'Innovation Minière d'AREVA Mines a dressé un état des lieux du fonctionnement de ces stations et mis en place un programme de tests, afin d'optimiser les traitements existants, voire à en développer de nouveaux.

Cet état des lieux visait non seulement à optimiser l'emploi des réactifs et le fonctionnement de la station, mais aussi à évaluer si des traitements alternatifs permettant de se passer de chlorure de baryum pouvaient être utilisés. Bien que les études sur la toxicité du baryum sur les écosystèmes soient encore peu développées dans la littérature, AREVA Mines cherche à éviter autant que possible l'utilisation de ce réactif, lorsque d'autres solutions aussi efficaces sont utilisables.

Plusieurs axes de recherche ont été suivis (Schick, 2015).

- La **diminution du dosage en chlorure de baryum** a été testée sur les eaux des sites d'Augères et de Silord, mais il s'est avéré que le piégeage du radium en était immédiatement affecté. Le traitement au chlorure de baryum étant efficace tel qu'il est utilisé, les doses actuellement utilisées ne peuvent pas être diminuées sans autre modification du traitement.
- La possibilité de remplacer le **chlorure de baryum $BaCl_2$ par du chlorure de fer $FeCl_3$ à pH basique** pour le piégeage du radium a été testée sur les eaux d'Augères et du Site Industriel de Bessines. L'efficacité du piégeage s'est révélée être importante pour le radium dans le cas des eaux d'Augères, mais nulle pour l'uranium, et insuffisante pour les deux éléments pour les eaux du site de Bessines. Par ailleurs, le traitement du radium par du chlorure de fer nécessite de se placer à un pH élevé, ce qui implique une importante consommation de chaux ou de soude, suivie par un ajout d'acide en fin de traitement pour neutraliser les rejets. Ces étapes multiplient les risques liés au stockage, augmentent la consommation de réactifs, et impliquent une production de boues relativement importante par rapport au traitement actuel, pour une efficacité qui n'est pas systématiquement garantie.

Cet axe de développement reste une piste intéressante pour de futures optimisations de stations, mais doit être testée au cas par cas avant une éventuelle mise en œuvre.

- Un troisième axe pour trouver une alternative au chlorure de baryum a été étudié. Il consiste à adoucir les eaux par **ajout de chaux éteinte**. Ce procédé permet de piéger le radium sous la forme d'un carbonate de calcium et de radium. Si l'efficacité de ce piégeage est très importante, elle nécessite de se placer à un pH très élevé, ce qui implique une forte consommation de chaux et un risque environnemental potentiel (relatif au stockage des réactifs sur la station), ainsi qu'un volume de boues plus important à gérer. Par ailleurs, comme dans le cas précédent, une étape de neutralisation par un acide avant rejet sera nécessaire. Enfin, dans ces gammes de pH, le piégeage de l'uranium soluble est impossible.

Comme précédemment, cet axe de développement reste une option intéressante pour une alternative au baryum pour les sites où le traitement de l'uranium n'est pas nécessaire, mais devra être optimisé avant d'être mis en place (par l'ajout d'autres réactifs, par exemple).

B.2.2. Piégeage des radioéléments sur la matière organique

Le piégeage sur la matière organique au sein de zones humides est un des axes de recherche poursuivi depuis plusieurs années au sein des équipes d'AREVA Mines, aussi bien au niveau des équipes de Recherche et Développement que sur le terrain, notamment en Limousin.

Le wetland expérimental d'Henriette (87)

Toutes les zones humides ne sont pas des tourbières. Ces dernières reposent sur un équilibre bien précis entre une fraction minérale et une fraction organique, alimentant une population de bactéries sulfato-réductrices.

Les zones humides artificielles créées par l'homme pour tenter de recréer le fragile écosystème des tourbières sont appelées « **wetlands** ».

En 2014, un wetland a été construit et mis en opération sur l'ancien site minier d'Henriette (87). Initialement mis en place dans une optique expérimentale, les premiers résultats obtenus après deux ans d'exploitation sont très encourageants.

La végétation s'est bien développée dans le bassin (Figure 13), ce qui assure une bonne intégration paysagère du site, et peut abriter une faune spécifique.



Figure 13 : Wetland expérimental d'Henriette (87) en 2017

Par ailleurs, l'abattement du radium et de l'uranium par le système du wetland est efficace, et permet de maintenir les teneurs des rejets sous les limites fixées par le RGIE. L'installation permet de piéger en moyenne, pour 2015 et 2016, 75% de l'uranium soluble, et 59% du radium soluble (Tableau 5).

Composé	Unité	Valeur limite de rejet ⁽¹⁾	Avant traitement	Après traitement	Abattement
			HEN 1	HEN REJ	
pH	-	-	moyenne : 6,4	moyenne : 6,7	-
U soluble	µg/L	1 800	160	40	75%
U insoluble	µg/L	-	10	4	60%
²²⁶ Ra soluble	Bq/L	0,37	0,66	0,27	59%
²²⁶ Ra insoluble	Bq/L	3,7	> 0,05	> 0,05	-

⁽¹⁾ Prescription du décret 90-222 du RGIE

Tableau 5 : Synthèse de la surveillance des rejets de radioéléments du site vers le Vincou, moyenne 2015-2016 (d'après projet de dossier DADT Henriette, 2017, non paru)

Le suivi du bassin est assuré par des analyses mensuelles en entrée (HEN 1) et en rejet de wetland (HEN REJ).

Cette surveillance locale est complétée par une réflexion plus globale sur les processus de piégeage et sur les flux de radioéléments au sein du wetland. Une étude en cours vise à estimer les capacités de stockage et de stabilité du wetland, et ainsi d'optimiser la gestion des matériaux de curage de ce bassin dans le temps. Ces études sont réalisées par la Direction Recherche et Développement d'AREVA Mines, en collaboration avec le Commissariat à l'Energie Atomique (CEA).

La tourbière des Sagnes (87)

Des études de piégeage sur la matière organique sont aussi menées dans le cadre du projet de l'aménagement de la vallée du ruisseau des Sagnes (87).

Cet aménagement a été proposé afin d'améliorer la qualité radiologique des eaux de l'étang de la Cruzille, alimenté par plusieurs ruisseaux situés en aval d'anciens sites miniers (dont celui des Sagnes et celui d'Henriette). Il vise à éviter un marquage des sédiments de l'étang, qui a déjà été curé en 2008. L'enjeu est important puisque l'étang de la Cruzille est une réserve d'eau potable de la ville de Limoges.

Le projet d'aménagement du ruisseau des Sagnes comporte une phase de mise en eau partielle d'une tourbière naturelle. Cette tourbière des Sagnes permettra le piégeage de l'uranium et du radium des eaux issus d'une partie du bassin versant minier de Fanay.

Ce projet s'appuie sur des études réalisées à la fois par la Direction R&D d'AREVA Mines, et par un partenariat avec le Centre de Recherches sur la Géologie des Matières Premières Minérales et Energétiques (CREGU) de Nancy. Entre 2003 et 2007, des essais d'adsorption en laboratoire sur des échantillons de la tourbière des Sagnes (COGEMA, 2003), puis des essais sur un bassin pilote installé sur le Site de Bessines (COGEMA, 2006) ont montré les capacités de piégeage des radioéléments par la tourbe, qui a été caractérisée en parallèle par les études du CREGU. Ces études ont aussi permis de déterminer le dimensionnement optimal de la tourbière.

Les travaux de dérivation du ruisseau et de construction de la digue permettant la mise en eau de la tourbière ont été achevés en juillet 2015. La mise en eau a été effectuée en novembre 2017 (Figure 14).



Figure 14 : La tourbière des Sagnes (87) après aménagement et mise en eau

Dans le cadre des mesures compensatoires liées à la disparition de ces 2 hectares de zone humide, AREVA Mines a acquis l'essentiel du fond tourbeux de la tourbière de Gouillet, représentant une surface de près de 17 hectares, dont 7,5 hectares de zone humide (AREVA, 2016 – a). Cette tourbière est située sur le même bassin versant que la tourbière des Sagnes. La gestion de ce milieu a été confiée au Conservatoire des Espaces Naturels du Limousin, qui prévoit d'améliorer la connaissance des peuplements et du fonctionnement écologique et hydrologique de la zone humide.

B.2.3. Recherche de procédés de piégeage alternatifs

Le Centre d'Innovation Minière d'AREVA Mines poursuit ses études, en parallèle de l'amélioration des procédés existants, afin d'étudier et de développer de nouveaux procédés de traitement des eaux.

Ces nouveaux procédés devront, pour être utilisables, présenter les mêmes avantages compétitifs pour remplacer les traitements existants : efficacité, impact environnemental aussi bas que possible, et faisabilité économique.

Les travaux de recherche en cours se focalisent principalement sur les méthodes de piégeage de l'uranium et du radium sur des supports ne nécessitant pas d'ajout de réactifs. Plusieurs types de supports sont en cours d'étude, se basant principalement sur les propriétés physiques des radioéléments en solution.

Parmi les axes de recherche, l'utilisation de matériaux susceptibles de piéger passivement les radioéléments, à la manière d'une éponge, semble prometteuse. Le Centre d'Innovation Minière travaille actuellement sur l'utilisation de matériaux poreux de type zéolithes (matériau courant pour le traitement des eaux usées), notamment pour le piégeage du radium. Les tests à l'échelle du laboratoire pour les eaux de quelques sites s'étant révélés prometteurs, des tests en pilote semi-industriel sont prévus pour étudier plus en détail la faisabilité de ce traitement. Ces tests devraient s'étendre sur 1 à 2 années.

Parallèlement, la Direction Recherche et Développement d'AREVA Mines participe à des travaux menés à l'Université de Poitiers sur les capacités d'adsorption de l'uranium présent dans les eaux sur des matériaux à base de silice mésoporeuse (Huynh et al., 2017).

Ce type de pièges poreux pourrait se révéler particulièrement intéressant, sous réserve de pouvoir trouver un exutoire adapté aux matériaux chargés en radioéléments.

B.3. Réflexions sur la gestion des boues des stations de traitement des eaux

B.3.1. Etude sur la gestion et la stabilité des boues

Dans le cadre d'une étude de caractérisation des boues de station de traitement des eaux, le Centre d'Innovation Minière d'AREVA Mines a réalisé une étude sur leur stabilité à la lixiviation (Schick, 2017 - b).

Les boues de plusieurs sites aux procédés de traitement et au contexte minier variables ont été étudiées (l'Ecarpière (44,49), Beaurepaire (85), Bertholène (12), le Site Industriel de Bessines (87)², Jouac (87) et des Bois Noirs (42)).

² Les boues du Site Industriel de Bessines correspondent à un mélange des boues des stations de traitement de Bessines, d'Augères, de Silord, du Fraisse et de Bellezane.

Sur chaque site, plusieurs prélèvements de boues ont été réalisés en différents endroits des alvéoles de stockage, et à différentes profondeurs. Ces échantillons ont été analysés pour déterminer leur taux d'humidité et leur composition chimique. Ceci permet d'avoir une caractérisation précise des boues stockées sur chaque site. Enfin, ces échantillons ont été soumis à un test de lixiviation selon la norme NF EN 12457-2 en vigueur (test normalisé de lixiviation environnementale). L'analyse des lixiviats permet alors de déterminer la stabilité des boues à la lixiviation.

Caractérisation des boues des stations de traitement des eaux

Les analyses de la composition des boues ont apporté plusieurs enseignements. Ces boues présentent des caractéristiques différentes en termes de teneur en eau et de composition chimique et radiologique, ce qui s'explique par les différents procédés de traitement utilisés et du type de gestion des boues analysées. Les boues stockées dans des alvéoles sont en effet partiellement déshydratées par l'effet combiné de l'essorage et du séchage à l'air libre. A l'inverse, les boues actuellement entreposées dans les bassins, comme à Bertholène ou aux Bois Noirs, sont constituées d'eau à 95%.

La fraction solide de toutes les boues est constituée des mêmes éléments, présents en quantités variables dans la matière sèche : quartz (de 10% à 50%), oxy-hydroxydes ou oxydes métalliques (fer, aluminium et manganèse principalement - de 10% à 50%), carbonates de calcium et/ou de magnésium (de 10% à 60%), et du gypse sur certains sites (parfois jusqu'à 10%). Ces compositions s'expliquent principalement par la géologie locale (le fond géochimique naturel), ainsi que par les réactifs utilisés lors du traitement des eaux.

Le chlorure de baryum utilisé sur certaines stations pour piéger le radium des eaux se retrouve dans les boues, sous forme de sulfate de baryum (autour de 2% pour les boues de l'Ecarpière).

Une faible fraction organique est aussi décelable dans les boues des stations utilisant un flocculant organique.

Le Tableau 6 résume la composition de ces boues par station.

Traitement principal	Site	Volume annuel moyen de boues humides produites (m ³)	Description des boues produites
Précipitation - coagulation - floculation - décantation	Augères (87)	1 400	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium ayant piégé l'uranium, sulfates de baryum-radium
	Bellezane (87)	1 600	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium ayant piégé l'uranium, sulfates de baryum-radium
	Bertholène (12)	620	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse ayant piégé de l'uranium carbonates et sulfates de calcium et magnésium ayant piégé le radium
	Le Cellier (48) (traitement d'appoint à la soude)	1 500	oxy-hydroxydes d'aluminium, de fer, de cuivre, de manganèse ayant piégé de l'uranium
	l'Ecarpière (44) : traitement 2 (STE)	1 000	sables siliceux carbonates de calcium sulfates de calcium et de baryum
	le Fraisse (87)	170	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium ayant piégé l'uranium, sulfates de baryum-radium
	Jouac – Bernardan (87)	600	sables siliceux oxy-hydroxydes d'aluminium ayant piégé l'uranium carbonates de calcium et magnésium, gypse, sulfates de baryum-radium
	Lodève (34) (traitement d'appoint à la chaux)	2 200	carbonates de calcium-uranium et hydroxydes de fer ayant piégé le radium
	Silord (87)	180 (pas de curage depuis 2013)	oxy-hydroxydes de fer ayant piégé de l'uranium
Site Industriel de Bessines (87) : traitement 2 (STE)	1 300	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium ayant piégé l'uranium, sulfates de baryum-radium	
Piégeage sur les oxy-hydroxydes de fer	Beaurepaire (85) (bassin de décantation)	non curé depuis la mise en place en 2015	oxy-hydroxydes de fer, d'aluminium, de manganèse
	Bois Noirs (42) : traitement 1 (pas de traitement au chlorure de baryum depuis 2006)	non connu, curage des bassins à venir	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer ayant piégé du radium et de l'uranium
	l'Ecarpière (44) : traitement 1 (bassin B18000)	570	oxy-hydroxydes de fer ayant piégé de l'uranium
	Site Industriel de Bessines (87) : traitement 1 (bassin du Vieux Moulin)	380	oxy-hydroxydes de fer et de manganèse ayant piégé de l'uranium
Drains calcaires	Beaurepaire (85) (drains)	6	sables siliceux encroûtements d'oxydes de fer et d'aluminium sur les calcaires (solides)
	Le Cellier (48) (drains)	175 m ³ (2009) 1 050 m ³ (2012) 756 m ³ (2015)	sables siliceux encroûtements d'oxydes d'aluminium, de fer, de cuivre, de manganèse sur les calcaires (solides), ayant piégé de l'uranium
	Cérilly (03)	non connu (calcaires non recyclés)	sables siliceux oxy-hydroxydes de fer dans le bassin de décantation (liquides) et encroûtements d'oxydes sur les calcaires (solides)
Résines	Lodève (34)	0	Ne produit pas de boues

Tableau 6 : Production annuelle moyenne de boues par les stations de traitement des eaux, caractérisation et mode de gestion suivi

En ce qui concerne les radioéléments, les teneurs en ^{238}U , ^{226}Ra et ^{210}Pb mesurées dans les boues de traitement sont variables selon les sites. Les plus faibles activités totales sur la matière sèche sont celles mesurées à Beaurepaire (moins de 5 000 Bq/kg de matière sèche), tandis que les boues de l'Ecarpière, du Site Industriel de Bessines, de Jouac et des Bois Noirs sont plutôt moyennes (entre 20 000 et 50 000 Bq/kg de matière sèche). Les activités des boues de Bertholène sont plus élevées (de l'ordre de 200 000 Bq/kg de matière sèche), principalement en raison de l'historique de la station de traitement des eaux, qui était déjà active du temps de l'exploitation de la mine.

Ces différences sont expliquées par les traitements employés, l'historique de la production des boues, mais aussi par les teneurs naturelles des eaux en entrée de station de traitement. Les eaux traitées à la station de Beaurepaire sont en effet peu chargées en radioéléments, tandis que celles de Bertholène sont traitées spécifiquement pour abaisser la teneur en uranium.

Stabilité des boues des stations de traitement des eaux

Les tests de lixiviation³ permettent de simuler en accéléré un lessivage des boues par les eaux météoriques. L'analyse des teneurs des lixiviats permet d'évaluer la solubilité des éléments contenus dans les boues des stations de traitement des eaux.

Les lixiviats obtenus au cours des tests montrent des eaux relativement neutres à légèrement basiques du fait de l'utilisation de chaux ou de soude dans la plupart des traitements.

Pour toutes les boues analysées, les tests de lixiviation environnementale montrent que les rapports entre les teneurs en radioéléments (mesurées en activité) dans les lixiviats et celles dans les boues sont toujours très faibles (Tableau 7). En moyenne pour les cinq stations étudiées, les tests de lixiviation montrent une lixiviation de 0,3% de l'uranium des boues, et de 0,04% du radium des boues.

On peut donc considérer que la stabilité des boues des stations de traitement des eaux testées est très bonne pour les cinq stations considérées.

Site		Ecarpière	Beaurepaire	Bertholène	Bassin Est SIB	Jouac
U	Quantité lixiviée (Bq/kg MS)	4	2,8	660	15,8	78,2
	% lixivié	0,3	0,14	0,3	0,12	0,22
Ra	Quantité lixiviée (Bq/kg MS)	0,5	0,4	0,5	4,2	0,6
	% lixivié	0,006	0,07	0,02	0,03	0,08

Tableau 7 : Résultats des tests de lixiviation sur les boues des sites de l'Ecarpière, Beaurepaire, Bertholène, du SIB et de Jouac (Schick, 2017 - b)

³ Réalisés selon la norme en vigueur NF EN 12457-2

Note : les résultats des tests de lixiviation sur les boues du site des Bois Noirs n'ont pas été considérés comme représentatifs pour ce test, en raison du taux d'humidité trop élevé dans les échantillons prélevés (90%). Les résultats, qui devraient surévaluer la quantité réelle de radioéléments lixiviables de ces boues, indiquent néanmoins « le caractère peu lixiviable des boues des Bois Noirs prélevées sur site » (Schick, 2017 – b).

Cette étude a permis de mieux caractériser la nature et le comportement des boues de certaines stations de traitement des eaux. Elle a ainsi servi de support à la définition d'un projet d'unité de stockage des boues sur le Site Industriel de Bessines, l'USL.

B.3.2. Le projet de l'Unité de Stockage de Lavaugrasse (USL) (87)

Historiquement, depuis la mise en place des stations de traitement des eaux des mines uranifères d'Areva, les boues des stations de l'ancienne concession minière de la Crouzille étaient stockées sur une boutonnière, installée sur le stockage de résidus de Lavaugrasse, sur le Site Industriel de Bessines (SIB).

Cette boutonnière a été fermée en 2010 sur ordre des autorités préfectorales. En attendant de disposer d'une solution pérenne de stockage, les boues des stations de traitement sont accueillies dans le bassin de décantation avant-traitement de la station du SIB, le bassin Est. Dans ce bassin de grande capacité, on retrouve des boues provenant des bassins de la station du SIB, ainsi que les boues des stations des sites d'Augères-Fanay, de Bellezane, de Silord et du Fraisse.

Un arrêté préfectoral délivré en 2012 autorise AREVA Mines à entreposer ces boues dans cet exutoire, dans l'attente d'un nouveau centre de stockage des boues dans l'enceinte du Site Industriel de Bessines.

Le projet de l'**Unité de Stockage de Lavaugrasse (USL)**, qui s'inscrit dans le cadre d'un nouvel aménagement du site industriel de Bessines, permet de répondre à cette demande. Ce projet d'unité de stockage a été pensé et dimensionné pour accueillir les boues des stations de traitement des eaux des sites de la concession de la Crouzille, ainsi que celles de l'ancienne mine de Jouac-Bernardan, dont les boues sont actuellement stockées sur une boutonnière qui devra à terme être refermée. La localisation de ces sites est présentée en Figure 15.

Ces boues de traitement des eaux seront gérées avec les résidus de traitement de minerai du Centre d'Innovation Minière (CIM) d'AREVA Mines, ainsi que d'un faible volume de boues de curage des bassins de décantation de deux anciens sites miniers (Peny et Puy Teigneux).

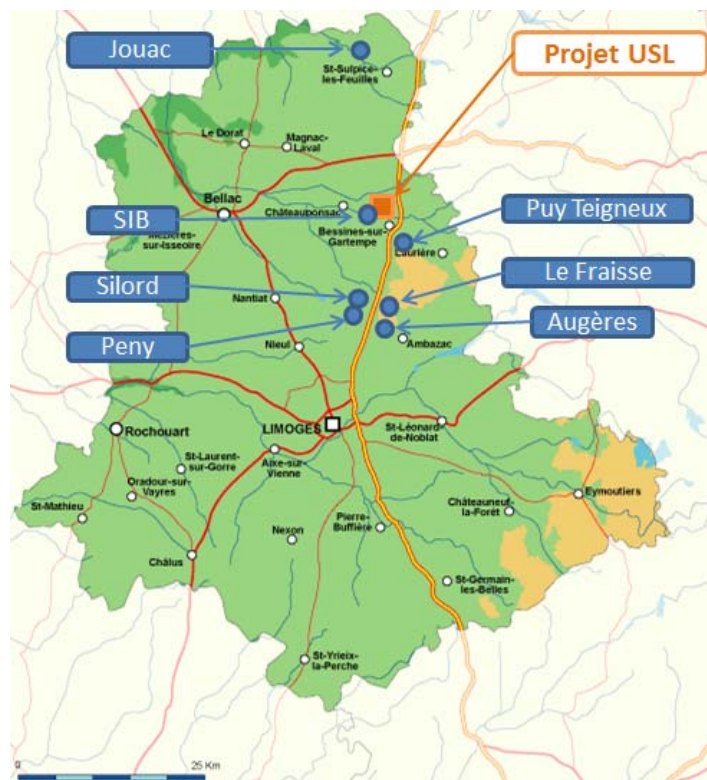


Figure 15 : Localisation de l'USL et des stations de traitement des eaux de Haute-Vienne (Présentation du projet USL, CIM, 2017)

Le choix d'une solution de stockage s'est porté sur la construction d'une alvéole construite en superstructure sur la verse à résidus réaménagée de Lavaugrasse (Figure 16). Divisée en deux casiers afin de permettre une exploitation modulable sur deux tranches de 15 ans, le casier de stockage aura un design adapté, comportant une barrière géologique, un revêtement en géotextile et un système de drainage des eaux souterraines.

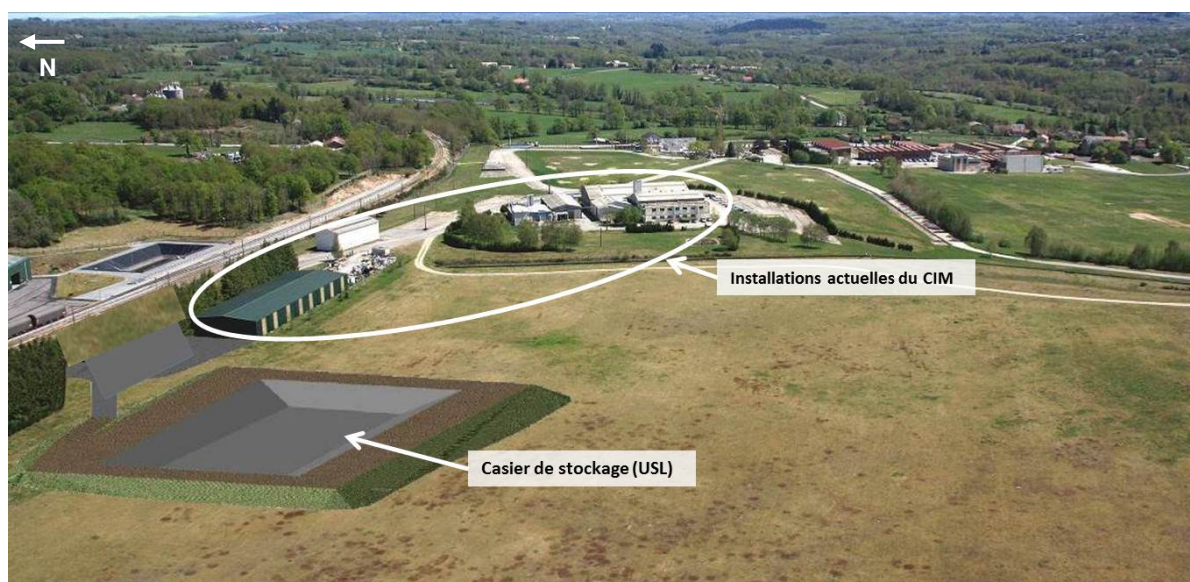


Figure 16 : Vue rapprochée du casier de l'USL depuis l'Ouest, et installations du Centre d'Innovation Minière en arrière-plan (modifié depuis DDAE, Création du CIM et de l'USL, décembre 2016 – Volume 2 : étude d'impact)

La capacité totale prévue pour l'USL s'élève à 35 000 m³, soit un peu moins de 50 000 tonnes de matériaux, ce qui correspond approximativement à 30 ans de stockage au rythme de production de boues actuel.

Afin de limiter le coût, les nuisances, les risques et l'impact environnemental du transport des boues vers Bessines, celles-ci seront au préalable déshydratées sur les sites miniers, lors d'une campagne annuelle de curage. Le projet est en effet conçu pour accueillir des boues devant être pelletables.

La déshydratation des boues devrait se faire soit au moyen de bennes filtrantes, soit au moyen de géotubes. La solution de bennes filtrantes est la plus rapide, tandis que les géotubes constituent une solution plus lente et consommatrice d'espace, mais ne nécessitant pas d'apport énergétique et permettant de traiter de grands volumes. Le choix du mode de filtration sera déterminé en fonction des contraintes logistiques, ainsi qu'en fonction du comportement des boues de chaque station de traitement des eaux.

Ce système de gestion des boues présente les avantages suivants :

- une filtration au préalable sur site permet de rediriger la fraction liquide des boues vers la station de traitement des eaux ;
- la déshydratation permet de limiter le volume et le poids des boues à acheminer jusqu'à l'USL ;
- le volume de stockage nécessaire est plus faible que pour des boues à fort taux d'humidité ;
- la surface et la configuration du Site Industriel de Bessines se prête à un stockage limitant l'impact visuel et environnemental de l'installation ;
- la configuration est compatible avec le mode de gestion général des boues, avec des alvéoles de stockage (au design adapté) situées en amont hydraulique de la station de traitement des eaux, ce qui permet de contenir les éventuels polluants lixiviés sur le site ;
- De façon plus générale, la surveillance des éventuels impacts sur l'environnement de ce casier de stockage sera possible grâce au réseau de surveillance actuellement mis en œuvre sur le site du SIB.

Le projet de l'USL se base sur l'étude de stabilité des boues réalisée par le Centre d'Innovation Minière en 2016 (voir B.3.1.), qui conclut à la très bonne stabilité des boues concernées par le projet de l'USL et sur la faible lixiviation de ses composants (Tableau 8 et Tableau 9).

Les modalités du suivi des caractéristiques des boues seront fixées dans l'arrêté préfectoral d'autorisation d'exploiter.

Paramètre mesuré	Augères	Bellezane	Jouac	SIB
pH	6,32	7,78	9,3	7,4
As (mg/kg)	0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Ba (mg/kg)	0,06	0,067	0,24	0,28
Cd (mg/kg)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cr total (mg/kg)	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Cu (mg/kg)	0,06	0,02	0,1	0,06
Hg (mg/kg)	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Mo (mg/kg)	0,007	0,006	0,09	< 0,005
Ni (mg/kg)	0,026	0,015	0,06	0,06
Pb (mg/kg)	0,008	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Sb (mg/kg)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Se (mg/kg)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Zn (mg/kg)	0,022	0,026	0,1	0,1
Cl (mg/kg)	8,7	15	1536	209
F (mg/kg)	0,01	0,01	177	46
SO4 (mg/kg)	130	330	17500	6415
COT (mg/kg)	7,98	6,74	162	69
Fraction soluble (%)	0,04	0,03	0,3	0,12
²³⁸ U (Bq/kg)	13	58	70	16
²²⁶ Ra (Bq/kg)	0,9	2	0,6	4,1

Tableau 8 : Résultats des tests de lixiviation NF EN 12457-2 pour les boues destinées au projet de l'USL (AREVA, 2016-b)

Site		Bassin Est SIB	Jouac
Fraction soluble (%)		0,12	0,3
²³⁸ U	Quantité lixiviée (Bq/kg MS)	16	70
	% lixivié	0,12	0,20
²²⁶ Ra	Quantité lixiviée (Bq/kg MS)	4,1	0,6
	% lixivié	0,03	0,08

Tableau 9 : Proportion d'uranium et de radium lixiviés lors des tests de lixiviation sur les boues du bassin Est du SIB et de Jouac (d'après Schick (2017-a))

Le stockage résultant fera l'objet d'une classification en ICPE 1735.

Pour plus de détails concernant ce projet, le lecteur est invité à se référer au Dossier de Demande d'Autorisation d'Exploiter daté de décembre 2016, déposé auprès de la préfecture de Haute-Vienne en février 2017, et présenté en consultation publique en septembre-octobre 2017 (AREVA, 2016 - b).

C. UNE GESTION EVOLUANT VERS UNE PRISE EN COMPTE DU CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL LOCAL

Au moment de la rédaction du présent bilan d'étape, AREVA Mines gère ses stations de traitement des eaux des anciens sites miniers dans le respect des prescriptions des arrêtés préfectoraux sur les teneurs au rejet.

Toutefois, la réglementation tend à évoluer vers une approche moins systématique, et plus adaptée au contexte environnemental du site.

C.1. Les tendances d'évolution réglementaires : la prise en compte des impacts environnementaux

Les évolutions réglementaires vont dans le sens de la mise en application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau et de l'adaptation de plusieurs de ses concepts au cas particulier des sites miniers uranifères et des ICPE.

C.1.1. La Directive Cadre Européenne sur l'Eau et sa transcription en droit français

(Repris et modifié de Gibeaux et Delhoume, 2015)

En 2000, le Parlement européen et le Conseil de l'Union européenne ont arrêté la directive 2000/60/CE, dite **Directive Cadre sur l'Eau (DCE)**, visant à harmoniser la gestion de l'eau au niveau européen et à préserver à long terme les milieux aquatiques.

Pour atteindre cet objectif, la DCE impose :

- d'évaluer les états écologique et chimique des écosystèmes aquatiques face à la multiplicité des impacts engendrés par les activités humaines sur leur composition et leur fonctionnement ;
- d'atteindre le « bon état écologique » de toutes les masses d'eau, en Europe, à l'horizon 2015 sauf dérogation ;
- de réduire ou supprimer la pollution par les substances chimiques listées comme prioritaires.

Les NQE

Pour garantir le bon état chimique des masses d'eau, l'approche de la DCE consiste à imposer une valeur limite dans l'écosystème, appelée **Norme de Qualité Environnementale (NQE)**, pour chaque substance chimique considérée comme dangereuse ou prioritaire⁴.

⁴ 41 substances au niveau européen, listées en annexe X de la DCE.

La DCE définit ainsi la norme de qualité environnementale comme « *la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote⁵ qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement* ».

Les NQE sont calculées en suivant la même méthodologie que pour le calcul des **PNEC (Predicted No Effect Concentration)** dans le cadre de l'évaluation traditionnelle des risques environnementaux⁶. Elles sont exprimées en concentration en éléments dissous dans le milieu, en incrément du bruit de fond naturel, et en moyenne annuelle. Cette approche calculatoire est généralement conservatrice, et plus encore quand, au lieu d'être appliquée à un contexte local particulier, elle est construite et généralisée à un niveau national et à des écosystèmes génériques.

Si elle est appliquée aux rejets liquides des anciens sites miniers, cette approche pourrait modifier la gestion des stations de traitement des eaux. Outre le respect d'une teneur maximale réglementaire dans les rejets, le traitement devrait aussi viser le respect de valeurs limites propres aux écosystèmes récepteurs. Pour ce faire, les caractéristiques physico-chimiques de chaque cours d'eau récepteur, et les caractéristiques relatives aux écosystèmes eux-mêmes, devraient être prises en compte.

La liste des substances prioritaires et leur NQE respective, établie par la directive européenne n°2008/105/CE du 16/12/2008, a été transcrite en droit français par l'arrêté du 25 janvier 2010⁷ modifié le 8 juillet 2010, relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface. Pour chacune de ces substances, la concentration doit respecter la NQE en tout point de la masse d'eau, hors zone de mélange.

Notons qu'à ce stade, ***il n'existe aucune NQE ayant valeur réglementaire pour l'uranium, l'aluminium, le baryum, ou tout autre élément présent dans les rejets des stations de traitement des eaux des anciens sites uranifères sujets à surveillance.***

La directive européenne de 2008 mentionne que les états membres peuvent faire intervenir plusieurs critères dans l'évaluation de la conformité d'un rejet aux NQE de métaux potentiellement problématiques. Ces critères peuvent être l'existence d'un bruit de fond naturel pour ces éléments chimiques dans les eaux en amont du point de rejet, et des critères physicochimiques affectant la **biodisponibilité** de ces métaux.

⁵ Désigne l'ensemble des plantes, micro-organismes, animaux et tous les êtres vivants, bactéries incluses, qui sont présents dans un lieu ou secteur donné pour constituer le milieu biotique.

⁶ Méthodologie synthétisée par l'INERIS, *Méthodologie utilisée pour la détermination de Normes de Qualité Environnementales NQE*, 2011, rapport d'étude DRC-11-118981-08866A

⁷ Transcription en droit Français de la directive européenne 2008/105/CE du 16 décembre 2008, « directive fille » de la DCE.

Biodisponibilité et écotoxicité

La biodisponibilité n'est pas une notion règlementée, bien qu'elle soit mentionnée par la DCE. Elle est toutefois étudiée dans le cadre de l'établissement de valeurs guides environnementales (VGE) pour les teneurs en éléments chimiques non concernés par des NQE, comme l'uranium.

Les fondements de la notion de **biodisponibilité** ayant été détaillés dans le précédent bilan d'étape, le lecteur est invité à s'y référer (Gibeaux et Delhoume, 2015).

Les points importants de cette notion sont les suivants :

- La **fraction biodisponible** d'une substance correspond à la fraction immédiatement disponible pour absorption par les organismes (Landrum et Faust, 1994 ; Rand et al., 1995 ; Chapman, 2008 ; Tack et al., 2009).
- Au vu des connaissances actuelles, les particules et les colloïdes ne sont pas biodisponibles, et au sein de la fraction dissoute⁸, seules certaines espèces chimiques sont biodisponibles.
- Par conséquent, la fraction effectivement biodisponible est toujours inférieure ou égale aux concentrations solubles⁹ mesurées dans le cadre de la surveillance environnementale des anciens sites miniers.
- Seule une partie de la fraction biodisponible sera accumulée par un organisme biologique donné : la **fraction bioaccumulable**.
- Enfin, il existe un seuil critique de concentration à partir duquel une substance donnée pourra être toxique pour l'organisme biologique : la **concentration toxique**.

Cette notion de biodisponibilité est résumée en Figure 17.

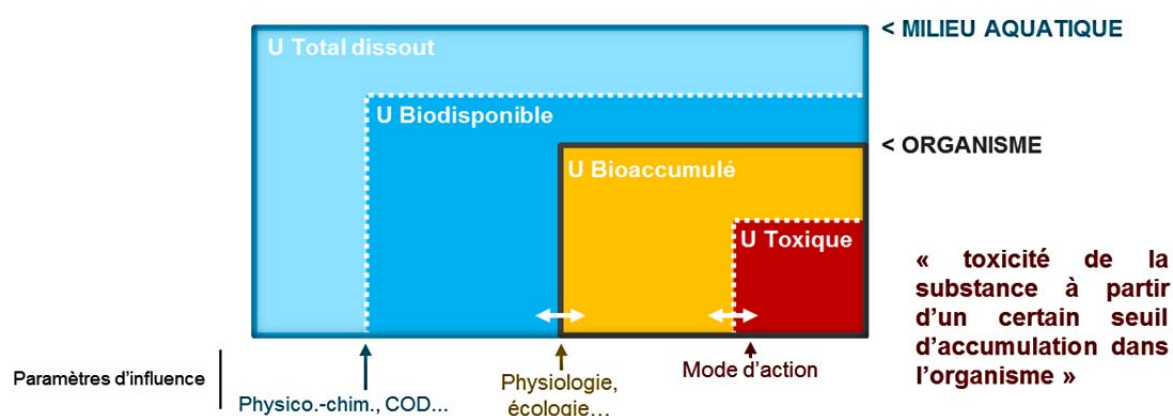


Figure 17 : Différents niveaux d'impacts de l'uranium sur les organismes biologiques (Reilé, 2017- a)

⁸ La fraction dissoute pour une substance correspond à la « fraction de la substance obtenue par filtration de l'eau brute à travers un filtre de 0,45µm, ou tout autre traitement préliminaire équivalent. » (définition de la directive 2008/105/CE)

⁹ La fraction soluble mesurée par le laboratoire du CIM d'AREVA Mines correspond à la fraction obtenue après filtration à 0,45µm, elle est donc identique à la fraction dissoute.

Les notions de biodisponibilité et de concentration toxique pour l'organisme est à la base du calcul des PNEC, et donc de la construction des normes de qualité environnementales et des valeurs guides à suivre pour protéger les écosystèmes.

Les zones de mélange

Ce même arrêté du 25 janvier 2010 donne une définition de la **zone de mélange**. Il s'agit de « la zone adjacente au point de rejet où les concentrations d'un ou plusieurs polluants peuvent dépasser les normes de qualité environnementales. Cette zone est proportionnée et limitée à la proximité du point de rejet et ne compromet pas le respect des normes de qualité environnementales sur le reste de la masse d'eau. » Cette définition est illustrée en Figure 18.

La méthode de détermination des zones de mélange est précisée dans l'article 17 de cet arrêté.

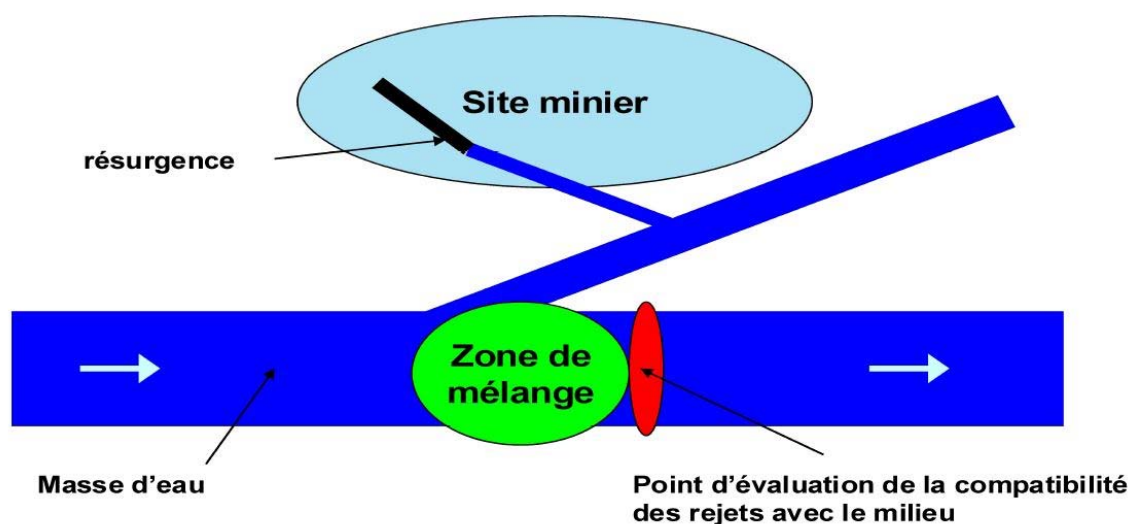


Figure 18 : Définition d'une zone de mélange dans la masse d'eau réceptrice des rejets d'un site minier (Projet de Guide Technique de gestion des anciennes mines d'uranium, MEDDE, juin 2015)

La détermination des Indices Biologiques

Les NQE et zones de mélange se rapportent aux polluants de l'état chimique des masses d'eau. Pour évaluer l'état écologique des masses d'eau, la DCE a institué une méthodologie, aboutissant à l'établissement d'une note quantifiant le bon état des écosystèmes. Il s'agit des Indices Biologiques (IB).

Ces indices biologiques peuvent être évalués en considérant plusieurs types de milieux aquatiques (eaux douces, eaux côtières), ainsi qu'en ciblant différents types d'organismes. Il est ainsi possible d'évaluer spécifiquement l'état des populations d'invertébrés (IBG), ou l'état des populations de diatomées (IBD), par exemple. Les différents types d'organismes ne répondant pas forcément aux mêmes perturbations du milieu (modification chimique, turbidité, perturbation de la morphologie du cours d'eau...), il convient d'adapter le choix de l'indice utilisé au type de perturbation étudié.

Les modalités de calcul des indices biologiques sont fixées par des normes AFNOR, complétées par 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.

C.1.2. L'arrêté du 23 juin 2015 relatif aux ICPE

Sur les 15 stations de traitement des eaux d'anciens sites miniers uranifères gérés par AREVA, 7 d'entre elles traitent des eaux issues des stockages de résidus miniers. Ces stockages de résidus de traitement du minerai sont classés comme Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), soumises à autorisation au titre de la rubrique 1735.

Les stations traitant les eaux de ces ICPE et des anciens sites miniers associés sont celles de Bellezane (87), du Bernardan (87), du Site Industriel de Bessines (87), des Bois Noirs-Limouzat (42), du Cellier (48), du Bosc (34) et de Bertholène (12).

Ces stations de traitement traitent à la fois les eaux minières et les eaux de l'ICPE, elles ont donc le statut d'activités connexes aux ICPE. Leurs rejets sont règlementés à la fois par les arrêtés préfectoraux relatifs à la gestion des rejets des eaux minières et de ceux d'autorisation de l'ICPE.

L'arrêté du 23 juin 2015 ¹⁰ apporte des précisions sur le mode de gestion des stockages ICPE sur les anciens sites miniers uranifères, et notamment sur la gestion de leurs effluents. En particulier, l'article 28 de cet arrêté impose plusieurs éléments devant figurer dans l'arrêté préfectoral d'autorisation, et cadrant les rejets des eaux traitées :

- Le nombre de points de rejets dans l'environnement doit être réduit au minimum ;
- La configuration du ou des rejets doit favoriser au maximum la diffusion des effluents dans le milieu récepteur ;
- La « zone de mélange » doit être réduite au maximum par la configuration des rejets ¹¹;
- L'arrêté d'autorisation doit faire mention du nom du cours d'eau récepteur du rejet, de la masse d'eau correspondante (au sens des SAGE et des SDAGE), ainsi que le point kilométrique de rejet.

AREVA Mines procède actuellement à la collecte de ces informations pour toutes ses ICPE 1735 présentant des rejets aqueux.

Cette réglementation concernant les ICPE 1735 est à l'heure actuelle la seule utilisant la notion de zone de mélange pour les rejets de stations de traitement des eaux gérées par AREVA Mines. Plus généralement, elle s'inscrit dans une tendance d'évolution du suivi

¹⁰ Arrêté du 23 juin 2015 relatif aux installations mettant en œuvre des substances radioactives, déchets radioactifs ou résidus solides de minerai d'uranium, de thorium ou de radium soumises à autorisation au titre de la rubrique 1716, de la rubrique 1735 et de la rubrique 2797 de la nomenclature des installations classées.

¹¹ Notons qu'il s'agit ici plutôt de la zone de dilution, la zone de mélange étant une notion d'étendue fixée par l'arrêté du 25 janvier 2010 en fonction de la morphologie de la masse d'eau réceptrice.

règlementaire des rejets basée non plus uniquement sur les teneurs des effluents, mais également sur une prise en compte de la masse d'eau réceptrice et de sa préservation.

Certains points de cette réglementation, qui ne concernent que les ICPE, figurent toutefois dans le projet de révision du décret sur les rayonnements ionisants du RGIE, et pourraient donc voir leur portée élargie à tous les anciens sites miniers uranifères.

C.1.3. Le projet de révision du décret 90-222 du RGIE sur les rayonnements ionisants

La dernière version du projet de révision du décret 90-222 du 9 mars 1990 relatif aux rayonnements ionisants du RGIE a été mise en consultation début 2016.

Ce décret modifierait le RGIE pour y intégrer plusieurs notions qui, jusqu'à présent, ne figurent pas dans la réglementation applicable aux anciennes mines d'uranium.

Parmi ces nouvelles notions figure celle des zones de mélange. Le projet de révision du décret reprend en effet quelques-unes des prescriptions de l'arrêté du 23 juin 2015 relatif aux ICPE précédemment cité.

Dans l'article 12 du projet de décret, il est stipulé que « *ces points [de rejet des eaux de toute nature dans le milieu naturel] sont en nombre aussi réduit que possible. Les ouvrages de rejets permettent une bonne diffusion des effluents dans le milieu récepteur et une minimisation de la zone de mélange. [...] Lorsque le rejet s'effectue dans un cours d'eau, le bilan susmentionné précise le nom du cours d'eau, la masse d'eau correspondante ainsi que le point kilométrique de rejet* ».

Si ce décret est adopté en l'état, AREVA étendra à toutes ses stations de traitement des eaux la détermination de ces informations.

Par ailleurs, l'article 16 traitant de la surveillance des rejets aqueux préconise un suivi des débits des eaux de rejets ainsi que des concentrations, afin de pouvoir suivre les flux moyens annuels des eaux, mais aussi des éléments chimiques d'intérêt : uranium et radium 226 dissous et particulaire, ainsi que les réactifs utilisés par les stations de traitement.

AREVA est en cours de modification de certains plans de surveillance qui n'intégraient pas toujours la mesure des débits des rejets. Le suivi des réactifs, ainsi que le suivi des teneurs des rejets en uranium et radium 226, faisaient déjà partie du plan de surveillance de toutes les stations de traitement.

S'il était adopté, ce décret introduirait dans le code minier la notion de zone de mélange, et acterait une prise en compte accrue des impacts sur les masses d'eau réceptrices dans le cadrage des rejets des anciens sites miniers.

C.1.4. Le projet de Guide Technique de gestion des anciennes mines d'uranium

Un projet de Guide Technique « Gestion des anciennes mines d'uranium » a été rédigé par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE). La dernière version en date, sur laquelle se basent les travaux réalisés par AREVA Mines, est celle du 12 juin 2015.

Ce guide technique a pour vocation de fixer des objectifs à atteindre pour prévenir et limiter les impacts des anciennes mines d'uranium sur l'homme et l'environnement. Il précise notamment le contenu des dossiers de Demande d'Arrêt Définitif des Travaux miniers (DADT) attendus de la part d'AREVA Mines, et fournit aux autorités des éléments pour instruire les différentes procédures relatives à la gestion de l'après-mine.

Il retranscrit les tendances d'évolution réglementaires, en préconisant une approche de gestion des rejets plus globale, qui intègre à la fois le respect des teneurs au rejet et l'évaluation des impacts sur l'environnement.

Bien que ce guide soit encore à l'état de projet, AREVA Mines l'utilise comme base pour établir les dossiers de DADT, ainsi que pour ses études d'impact et de suivi environnemental des anciens sites uranifères.

Le volet concernant la gestion des rejets dans les eaux superficielles propose une méthodologie pour évaluer la compatibilité des rejets d'un site avec le milieu récepteur, selon une approche graduée, pour un élément chimique donné : l'**ERE**.

L'approche graduée d'Evaluation des Risques pour les Ecosystèmes (ERE)

Pour une substance chimique donnée, l'approche d'évaluation des risques pour les écosystèmes permet d'évaluer la compatibilité entre la teneur des rejets pour cette substance et l'écosystème récepteur.

- La première étape est la comparaison de la concentration de la substance donnée dans la masse d'eau réceptrice, *en sortie de la zone de mélange*, avec la **Valeur Guide Environnementale (VGE)** ou la **NQE** de la substance, additionnée au bruit de fond naturel (la concentration dans la masse d'eau en amont du rejet).
- Si cette valeur est dépassée, la seconde étape est la comparaison de la concentration avec la **PNEC** (Predicted No Effect Concentrations) **spécifique** des conditions physico-chimiques de la masse d'eau réceptrice. En effet, sous certaines conditions, une substance chimique peut être présente dans l'eau, sans être toxique ou même assimilable pour les organismes biologiques. Des PNEC spécifiques prennent en compte la quantité réellement biodisponible de l'élément dans le milieu considéré. Elles sont donc plus représentatives des concentrations à ne pas dépasser pour le milieu récepteur.
- Si enfin la concentration de la substance dépasse la PNEC spécifique de la masse d'eau, une **évaluation de l'état écologique** du milieu en aval du rejet permet de déterminer si le rejet a un impact effectif sur l'écosystème.
- S'il s'avère que les écosystèmes sont affectés, un abaissement de la teneur du rejet ou une optimisation de sa diffusion devra être envisagé. Si au contraire, l'état du

milieu est satisfaisant, alors il sera possible de considérer que le rejet est compatible avec l'écosystème récepteur.

Cette démarche est résumée dans un logigramme, présenté dans le projet de guide technique (Figure 19).

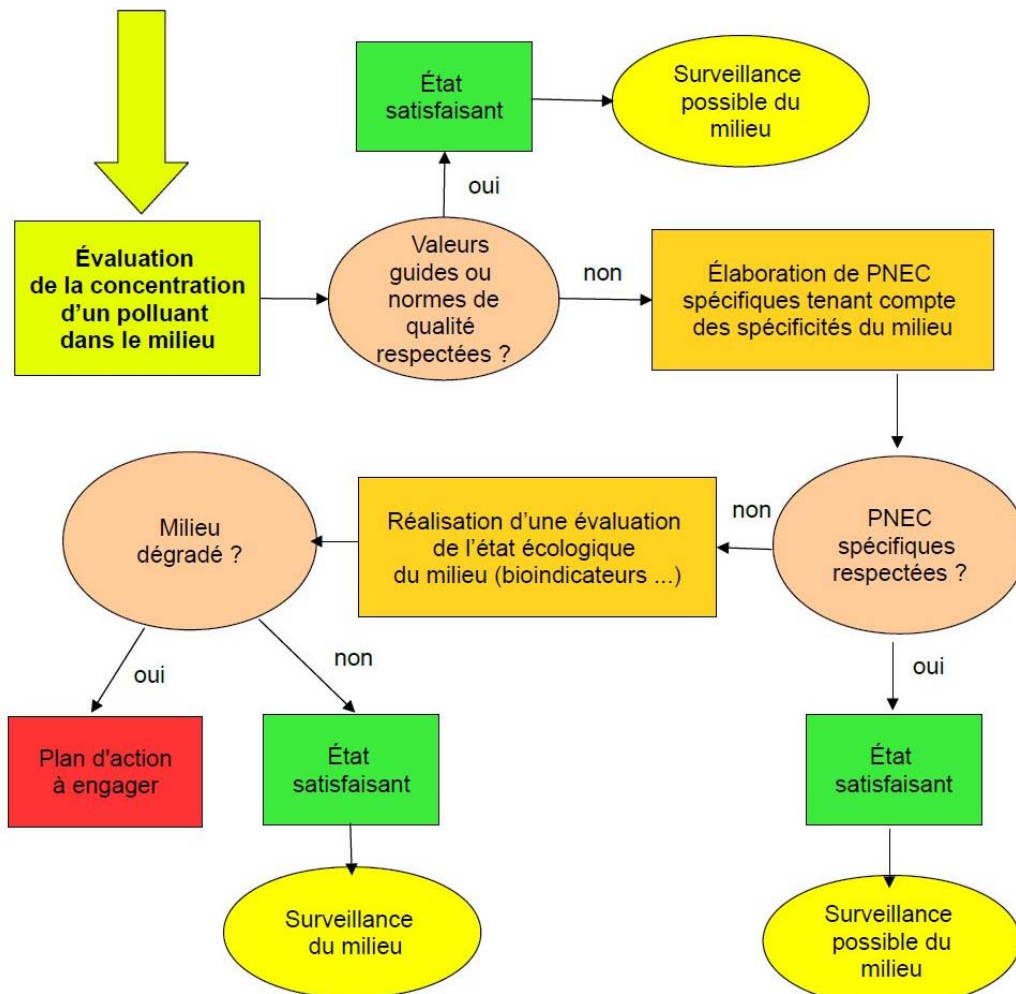


Figure 19 : Logigramme permettant d'évaluer la compatibilité des rejets d'un site avec le milieu récepteur selon la démarche d'Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes (MEDDE, juin 2015)

Plusieurs notions interviennent dans une évaluation selon cette démarche graduée. La première notion est celle des zones de mélange, qui a déjà été détaillée plus en amont.

La seconde notion est celle de Valeur Guide Environnementale (VGE), qui est une déclinaison non normative des NQE pour les substances chimiques présentes dans les rejets de traitement des eaux des anciennes mines d'uranium.

Origine de la VGE uranium : les PNEC pour l'uranium

S'il n'existe pas de NQE pour l'uranium, le radium ou le baryum, qui ne font pas partie de la liste des substances dangereuses ou prioritaires de la DCE, il est tout de même possible de déterminer des **Valeurs Guides Environnementales (VGE)**. Les VGE sont des objectifs de teneurs recommandées pour protéger la santé humaine et l'environnement.

Les VGE sont calculées sur le même principe que les NQE, en se basant sur les PNEC. A partir d'études écotoxicologiques, les **Predicted No Effect Concentrations (PNEC)** spécifiques à chaque milieu étudié sont calculées, soit par une méthode statistique (lorsque les données écotoxicologiques sont nombreuses), soit par une extrapolation (application de facteurs de sécurité plus ou moins importants selon les données disponibles).

Chaque PNEC est calculée pour un milieu donné (eau, sédiment, biote).

Les PNEC peuvent être *chroniques* (une toxicité par exposition chronique à une substance) ou *aigües* (toxicité par une exposition ponctuelle trop élevée pour l'organisme). Dans le cas de l'uranium, les PNEC chroniques et aigües sont proches, et l'on ne considère que la PNEC chronique, plus conservatrice, et plus adaptée à une exposition à des rejets industriels en continu.

En 2014, à la demande de la Mission de Sûreté Nucléaire et Radioprotection (MSNR) du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie et de la Mer, l'IRSN a proposé une valeur de **PNEC chronique pour l'uranium en eau douce à 0,3µg/L** (Beaugelin-Seiller et al., 2010 ; Février et al., 2013, Février et Gilbin, 2014).

Cette PNEC a été déterminée par extrapolation, à partir des données d'écotoxicologie disponibles sur une espèce d'invertébrés d'eau douce particulièrement sensible, *Ceriodaphnia dubia*, laquelle montre une sensibilité à partir de 2,7µg/L (No Observed Effect Concentration, NOEC = 2,7µg/L). Un facteur de sécurité de 10 a ensuite été appliqué à cette NOEC, pour établir la PNEC_{eau} chronique de l'uranium à 0,3µg/L.

Cette PNEC seuil pour l'uranium à 0,3µg/L, dite **PNEC_{eau} générique chronique**, correspond à la teneur maximale à partir de laquelle l'uranium dissous (et considéré comme totalement biodisponible) risque d'affecter un écosystème d'eau douce par exposition chronique.

La PNEC_{eau} générique chronique de l'uranium est une valeur conservatrice pour plusieurs raisons :

- Elle est calculée en utilisant un facteur de sécurité de 10 ;
- Elle est calculée à partir d'un écosystème générique, et n'est donc pas spécifique au milieu récepteur considéré dans le cas d'une mise en application ;
- Elle se base sur la supposition que la substance est 100% biodisponible.

Pour ces raisons, la PNEC_{eau} générique chronique est trop restrictive pour être appliquée en l'état comme valeur guide environnementale (VGE) sur tous les sites miniers. Une méthode pour déterminer la VGE applicable pour l'uranium dissous, conditionnelle à l'environnement des sites, a été mise en place par l'IRSN.

Détermination de la VGE pour l'uranium

L'uranium dissous est présent sous plusieurs formes selon la physico-chimie des eaux, ce qui conditionne sa biodisponibilité (voir C.1.1.), et par extension, les risques écotoxicologiques pour l'écosystème récepteur. Il est donc pertinent d'adapter le calcul de la VGE aux caractéristiques des eaux du site concerné.

Pour calculer cette **VGE conditionnelle de l'uranium**, la méthodologie de l'IRSN a consisté à déterminer la quantité maximale d'uranium pouvant se trouver en solution, pour que la proportion biodisponible de cet uranium respecte la $PNEC_{eau}$ générique chronique (à $0,3\mu\text{g/L}$).

Pour le calcul, l'IRSN considère une fraction biodisponible de l'uranium limitée aux quatre formes chimiques UO_2^{2+} , $\text{UO}_2(\text{OH})^+$, $\text{UO}_2(\text{OH})_2$ et UO_2CO_3 (Février et al., 2013). La présence de ces espèces dans les eaux dépend de plusieurs paramètres physicochimiques, notamment le pH, l'alcalinité (par la teneur en HCO_3^-) et la teneur en carbone organique dissous (COD) dans l'eau.

Les travaux de l'IRSN ont abouti à la construction d'un arbre de détermination, dont la dernière version date de 2015, dans lequel 4 classes d'eau différenciées par leurs valeurs d'alcalinité, de pH et de COD ont été identifiées¹². Pour chacune de ces 4 classes d'eau, une $PNEC_{eau}$ dite **$PNEC_{eau}$ conditionnelle** permet de connaître la quantité d'uranium maximale en solution, de manière à ce que la concentration des espèces d'uranium biodisponibles soit au plus égale à la $PNEC_{eau}$ générique chronique de $0,3\mu\text{g/L}$.

La dernière version de l'arbre de détermination des $PNEC_{eau}$ conditionnelles de l'IRSN se trouve en Figure 20.

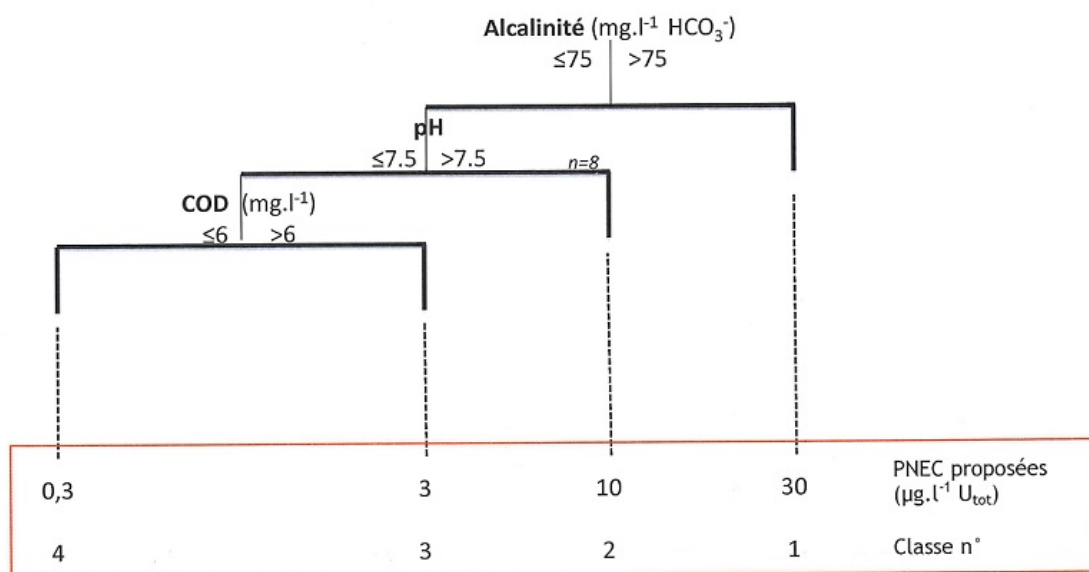


Figure 20 : Arbre de détermination des $PNEC_{eau}$ conditionnelles de l'uranium pour différents domaines physico-chimiques (IRSN - Février et Gilbin, 2014)

Tout comme la $PNEC_{eau}$ générique chronique, ces $PNEC_{eau}$ conditionnelles sont basées sur des écosystèmes génériques et sont très conservatives. Aussi, afin de protéger les écosystèmes aquatiques, ces valeurs de $PNEC_{eau}$ ont été initialement retenues comme **valeurs guides environnementales (VGE)**, calculées en incrément du bruit de fond¹³.

¹² La classification des eaux a été faite à partir d'un jeu de données représentatives des eaux douces de surface françaises : l'atlas géochimique européen FOREGS. (IRSN, 2015)

¹³ A ajouter au bruit de fond si celui –ci est supérieur à $0,3\mu\text{g/L}$, sans prendre en compte le bruit de fond si celui –ci est inférieur à $0,3\mu\text{g/L}$ ou s'il n'est pas connu (IRSN, 2015).

Ces VGE étant particulièrement restrictives, et étant bien souvent inférieures au bruit de fond naturel dans les régions granitiques, la VGE conditionnelle pour la classe d'eau n°4 (la plus restrictive) a été revue à la hausse par le Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Dans la dernière version en date (juin 2015) du projet de Guide Technique de Gestion des anciennes mines d'uranium, l'arbre de détermination de la VGE élargit à 1 µg/L la teneur maximale ajoutée au milieu admissible pour la classe 4 de masse d'eau (Figure 21).

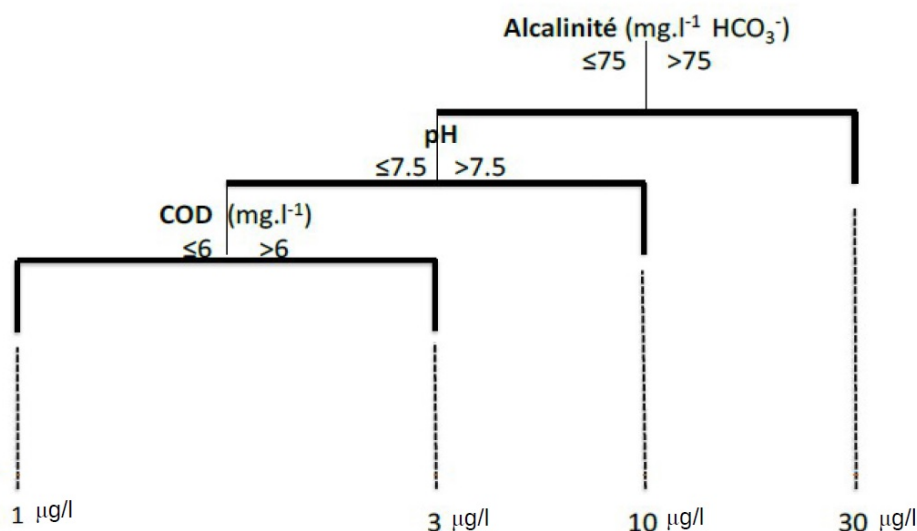


Figure 21 : Arbre de détermination des VGE conditionnelles pour l'uranium, exprimées en µg/L ajoutés au milieu, en fonction des paramètres physico-chimiques du milieu récepteur (MEDDE, juin 2015)

Deux remarques doivent être faites :

- La détermination des VGE (générique comme conditionnelle) de l'uranium est conservatrice, car elle repose sur l'écotoxicité de l'uranium pour une espèce qui n'est pas toujours présente sur les sites, et repose sur un facteur de sécurité.
- La fraction biodisponible, qui est celle mesurée lors de la deuxième étape de l'Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes, sera toujours supérieure à la fraction effectivement toxique. La comparaison de la fraction biodisponible de l'uranium à la VGE (générique ou conditionnelle) sera toujours une méthode conservatrice et surestimant la toxicité potentielle de l'uranium pour les écosystèmes d'une masse d'eau donnée.

Dans la suite du rapport, l'acronyme « VGE » se réfèrera par défaut à la VGE conditionnelle, définie grâce à l'arbre de détermination du MEDDE de la Figure 21.

En prévision d'une publication du guide technique de gestion des anciennes mines d'uranium, AREVA Mines a lancé des études permettant de déterminer conjointement les zones de mélange et les VGE uranium sur une partie de ses stations de traitement.

La démarche d'évaluation des risques sur les écosystèmes préconisée par le projet de guide technique a été entamée sur certains de ces sites, en allant jusqu'à l'étape de la réalisation d'évaluations de l'état écologique des indicateurs. Ces exemples seront détaillés en C.2.

C.1.5. Ecotoxicité de l'aluminium, du baryum, du fer

Le PNGMDR 2016-2018 demande à AREVA de prendre en compte les impacts chimiques potentiels sur l'homme et l'environnement associés aux différentes substances rejetées, y compris celles liées aux procédés de traitement des eaux. Cela concerne donc principalement l'aluminium, le baryum et le fer, utilisés comme réactifs lors du traitement.

A l'heure actuelle, il n'existe pas de NQE ou de VGE disponible pour les autres éléments chimiques présents dans les rejets suite aux traitements des eaux des anciens sites miniers, tels que le baryum, l'aluminium ou le fer. Seules des PNEC sont disponibles pour ces substances, mais sans valeur de NQE ou de VGE.

Les PNEC_{eau douce} pour le baryum, l'aluminium et le fer actuellement connues sont listées dans le Tableau 10 ci-dessous. Il reprend les valeurs mentionnées dans le précédent bilan d'étape PNGMDR, qui sont les PNEC actuellement retenues par l'INERIS pour ces substances.

Notons que l'uranium et le baryum font partie des substances pour lesquelles une Norme de Qualité Environnementale provisoire (NQE_p) avait été définie par la circulaire du 7 mai 2007 DCE/23¹⁴. La somme de ces NQE_p, dont les valeurs sont celles identiques aux PNEC_{eau} chroniques mentionnées en Tableau 10, avec le bruit de fond géochimique, constituent la concentration maximale admissible par le milieu récepteur. Cette circulaire n'a à ce jour pas été retranscrite en décret.

Elément	PNEC _{eau} chronique (µg/L)	source
Al	0,06	INERIS (2005)
Ba	58	INERIS (2008)
Fe	44	Groupe Radioécologie Nord Cotentin (2002)

Tableau 10 : Liste des PNEC_{eau douce} chroniques pour les éléments issus du traitement de l'uranium et du radium (d'après Gibeaux et Delhoume, 2015)

Ces valeurs ne prennent en pas compte les conditions du milieu influençant la biodisponibilité des éléments considérés.

Bien que peu d'études soient disponibles sur l'écotoxicité du baryum, AREVA Mines a conscience que ce réactif pourrait avoir un impact sur les écosystèmes en termes de toxicité chimique, et ce d'autant plus que sa présence dans les eaux peut être naturellement déjà importante en fonction du contexte géologique¹⁵. C'est la raison pour laquelle les équipes d'AREVA tentent de limiter au maximum l'utilisation et le dosage de ce réactif dans les stations de traitement des eaux, lorsque cela est possible.

¹⁴ Circulaire du 07/05/07 définissant les " normes de qualité environnementale provisoires (NQE_p) " des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau.

¹⁵ Elle peut être non négligeable sur certains sites où l'encaissant présente des gisements de barytine, comme notamment dans l'Aveyron (12), dans la Loire (42) ou en Lozère (48).

C.1.6. Evaluation du risque radiotoxique des rejets pour l'environnement (ERICA)

Toutes les études mentionnées jusqu'à présent concernaient surtout la gestion du risque d'écotoxicité chimique lié à la présence d'uranium et de radium dans les rejets aqueux des anciens sites. Le PNGMDR 2016-2018 demande à AREVA de prendre en compte l'évaluation du risque radiologique de ces rejets, via les travaux menés au niveau européen dans le cadre du programme ERICA.

L'outil ERICA

L'évaluation du risque environnemental lié à la radioactivité de ces éléments est une approche relativement récente. Elle reste complexe à évaluer pour les écosystèmes, car à contrario des études de risques sanitaires où l'homme est la seule espèce à protéger, les études d'impacts sur l'environnement s'intéressent par définition à *l'ensemble* des espèces non humaines.

Afin d'évaluer ce risque radiologique, plusieurs partenaires de recherche européens ont développé un outil de calcul des impacts radiologiques pour les écosystèmes, dans les différents compartiments de l'environnement exposés aux rejets. Cet outil, dénommé **ERICA** (Environmental Risk for Ionising Contaminants : Assessment and Management), est porté en France par l'IRSN.

La méthode d'évaluation utilisée par l'outil ERICA est une méthode probabiliste d'évaluation des risques pour les écosystèmes. Elle suit les méthodes d'évaluations des risques pour l'environnement, qui se décomposent en général en 4 étapes (d'après Gibeaux, 2012) :

1. la **formulation du problème** (ou identification des dangers) vise à réunir toutes les informations disponibles concernant :
 - les contaminants potentiels (sources) et les scénarios de rejets,
 - les cibles à protéger dans les écosystèmes récepteurs,
 - les relations possibles entre les sources et ces cibles (cette composante repose sur l'adoption d'un modèle conceptuel simplifié d'écosystème récepteur pour lequel la structure et le fonctionnement est défini par la sélection d'un nombre limité d'organismes dits de référence) ;
2. **l'analyse des expositions** vise à déterminer, par la mesure ou le calcul, les concentrations chimiques (PEC, Predicted Environmental Concentration) ou les débits de dose radiologiques (PEDR, Predicted Environmental Dose Rate) auxquelles les cibles définies sont ou peuvent être exposées ;
3. **l'analyse des effets** a pour objet la détermination des concentrations chimiques prévues sans effet (PNEC, Predicted No Effect Concentration), ou débit de dose radiologique sans effet (PNEDR, Predicted No Effect Dose Rate), par l'examen critique des relations dose-réponse associées à chaque contaminant et à chaque espèce ;
4. enfin, **la caractérisation du risque** se fait par le calcul des rapports PEC/PNEC ou PEDR/PNEDR pour chaque milieu constitutif des écosystèmes (eau, sédiments et air). Cette étape aboutit à un indice de risque sans dimension, résultat de l'évaluation.

Cette méthode est graduée et itérative.

Dans une première étape, l'évaluation est menée à partir d'un nombre restreint de données d'entrée génériques et d'hypothèses souvent très conservatrices. Cette étape permet d'éliminer rapidement les cas de figure où l'indice de risque est déjà inférieur à 1, et où le risque peut alors, dès ce stade, être considéré comme négligeable.

En revanche, si le risque ne peut être écarté (indice de risque supérieur à 1), il convient de passer à une évaluation de niveau 2, voire ensuite de niveau 3.

Le passage d'un niveau d'évaluation au suivant correspond au recours à une méthode d'évaluation plus détaillée et précise, et à une application d'une approche plus réaliste et plus représentative des conditions particulières auxquelles on s'intéresse (GEP, 2010).

Dans le cas où les évaluations de risque de niveaux 2 et 3 ne permettent pas d'écartier un risque potentiel pour les écosystèmes, il convient alors de basculer des approches calculatoires vers des méthodes d'évaluation de l'état écologique réel des écosystèmes étudiés, à l'aide d'investigations et d'études de terrain.

Globalement, l'approche est donc similaire à celle employée pour évaluer les risques chimiques sur les écosystèmes : une évaluation calculatoire graduée, avec plusieurs étapes successives possibles, suivie d'une évaluation naturaliste si l'approche calculatoire ne permet pas de conclure. Cette approche est résumée en Figure 22.

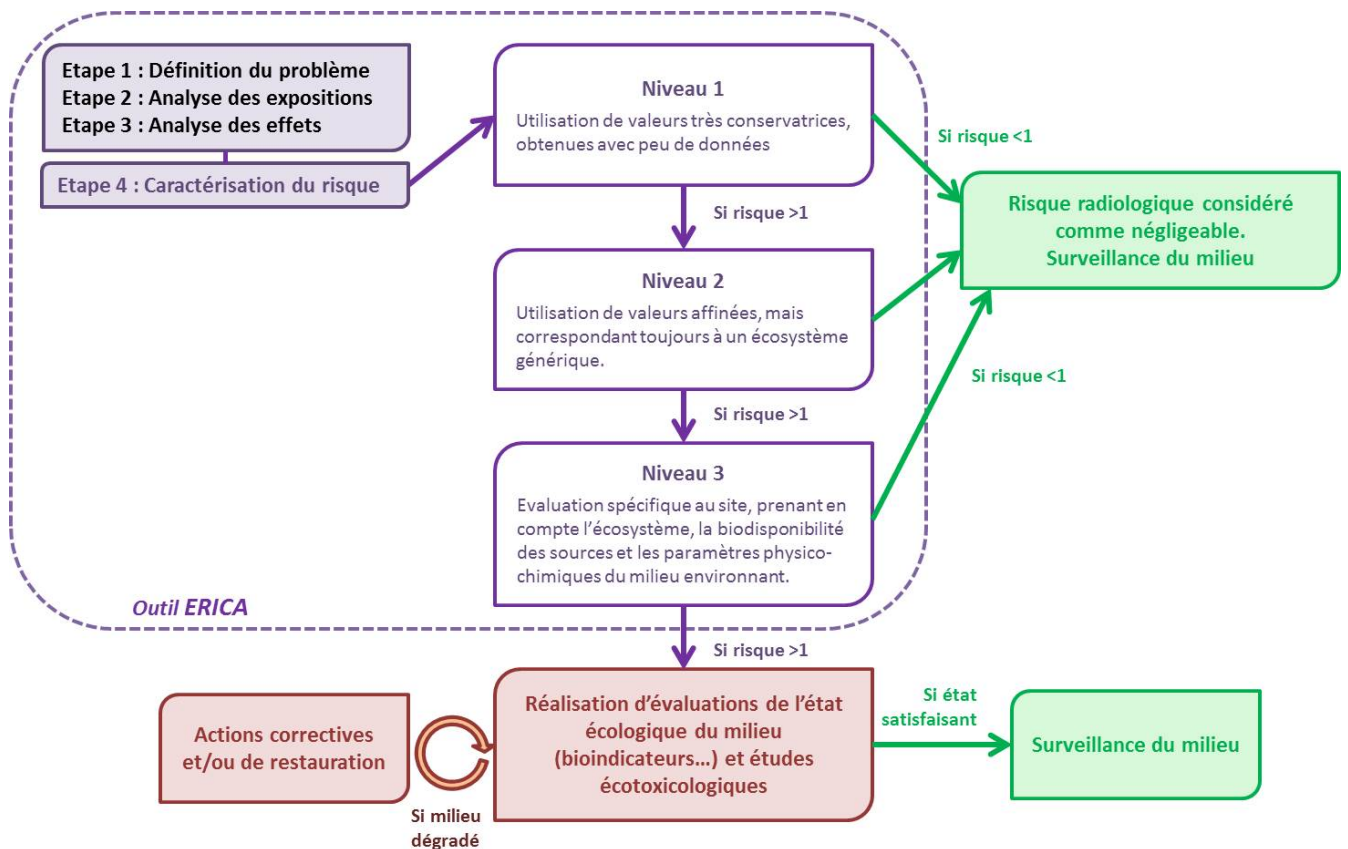


Figure 22 : Démarche d'évaluation des risques radiologiques pour les écosystèmes grâce à l'outil ERICA

Retour d'expérience

Sur demande des autorités, l'outil ERICA a été employé par AREVA Mines pour évaluer le risque radiologique sur l'environnement pour certains anciens sites miniers uranifères. Elles peuvent aussi figurer dans certains dossiers de Demande d'Arrêt Définitif des Travaux (DADT), bien qu'elles n'aient pas de caractère obligatoire.

Le retour d'expérience montre que ERICA est un outil calculatoire intéressant pour évaluer des situations d'exposition globale, ou pour discriminer les radionucléides d'intérêt dans un contexte donné, mais qu'il ne permet souvent pas de conclure pour pouvoir écarter un risque pour une situation d'exposition existante. Ceci est d'autant plus vrai en contexte minier, où les plus faibles valeurs de référence peuvent déjà être atteintes ou dépassées naturellement. Les évaluations réalisées à l'aide de l'outil ERICA ne peuvent actuellement servir qu'à écarter les cas évidents où le risque radiologique est négligeable.

Comme indiqué en Figure 22, l'outil ERICA repose sur une approche à 3 niveaux d'évaluation. Il se base sur un modèle d'écosystème générique jusqu'à son niveau 2, et ne prend pas en compte les spécificités réelles de l'écosystème sur le site considéré, à moins de passer au niveau 3 de modélisation. Ce niveau nécessite alors l'acquisition de données de plus en plus détaillées, et une connaissance extrêmement poussée de l'écosystème récepteur. Outre son manque de spécificité au site étudié, les modélisations sont alors réalisées selon une approche probabiliste de calcul de risques, nécessitant une somme importante d'informations. A ce niveau, le logiciel est d'ailleurs considéré comme particulièrement complexe à utiliser¹⁶, limitant son utilisation à des cas très précis.

L'approche ERICA est donc un outil utile pour rapidement identifier les sites où les risques radiologiques sont négligeables, mais n'est en général pas adapté pour pouvoir conclure précisément sur les risques radiologiques associés à une station de traitement, où l'exposition radiologique est, à l'origine, non négligeable.

Pour ces situations d'exposition existante, il apparaît rapidement que les outils d'évaluation calculatoire atteignent leurs limites, et qu'ils ne permettent pas de conclure de manière satisfaisante sur l'évaluation précise des risques pour l'environnement, notamment du fait des incertitudes liées aux hypothèses majorantes retenues, et de la non prise en compte des spécificités de l'environnement réel étudié. S'engager dans des approches calculatoires raffinées, pour réduire ces incertitudes, n'apparaît pas non plus être une solution satisfaisante, car elles nécessitent une somme d'informations toujours plus importante et complexe à obtenir.

Conformément à la méthodologie d'évaluation environnementale graduée, il apparaît dès lors pertinent de privilégier des approches d'évaluation de l'état écologique réel du milieu, en lieu et place des approches calculatoires qui ont atteint leurs limites. Ces évaluations spécifiques au site prennent alors en compte la nature de l'écosystème considéré, et reposent sur des études naturalistes et écologiques. Elles consistent à compléter la surveillance d'un site donné par des mesures spécifiques, à l'aide par exemple de bioindicateurs. L'analyse des résultats de cette surveillance écologique spécifique est ainsi

¹⁶ Notice d'utilisation d'ERICA : "*situations which give rise to a Tier 3 assessment are likely to be complex and it is therefore not possible to provide detailed or highly specific guidance on how the Tier 3 assessment should be conducted, as each situation is likely to be unique*".

destinée à évaluer l'état de santé réel de l'environnement, par comparaison avec un environnement similaire hors influence du site considéré.

C.2. Les études mises en œuvre par AREVA Mines

Dans le cadre de cette évolution réglementaire, ainsi que sous l'impulsion du programme du PNGMDR, AREVA Mines cherche à approfondir sa connaissance des anciens sites miniers uranifères, notamment en termes d'impacts environnementaux et sanitaires. Des études ont été lancées depuis la fin des exploitations et le réaménagement des sites, pour réduire l'empreinte environnementale à un niveau aussi bas que raisonnablement possible.

Outre les études mentionnées dans le précédent bilan d'étape et les efforts réalisés sur l'amélioration des procédés de traitement présentés en partie B, le département Après-Mines a mené plusieurs études pour améliorer la connaissance environnementale des anciens sites uranifères français, en partenariat avec la direction Recherche et Développement d'AREVA Mines.

C.2.1. La détermination des zones de mélange et des VGE uranium

Afin de se conformer à l'arrêté du 23 juin 2015 sur les ICPE 1735 et en prévision de parution du Guide Technique des anciennes mines d'uranium, AREVA a lancé fin 2016 une campagne de détermination des zones de mélange pour les rejets de certains de ses sites miniers uranifères (Figure 23).

Cette étude a été couplée avec une campagne de détermination de la VGE uranium pour ces mêmes sites, et une modélisation de la teneur en uranium en sortie de zone de mélange, afin de vérifier le respect de la VGE uranium.

Ces études constituent la première étape de la démarche d'évaluation des risques sur les écosystèmes telle que préconisée dans le projet de Guide Technique.

L'état d'avancement et les principaux résultats de ces études figurent en Tableau 11.



Figure 23 : Détermination des zones de mélange en aval des rejets de station de traitement des eaux sur les sites des Bois Noirs (à gauche) et de Silord (à droite), avril 2017

Note : Le précédent bilan d'étape PNGMDR (Gibeaux et Delhoume, 2015) faisait état de campagnes de mesure de la VGE uranium sur plusieurs sites. Or, lors de la réalisation de ces études, le point de mesure des concentrations en uranium était la « zone de bon mélange », sans plus de précision sur la détermination de cette zone. Les conclusions sur le respect de la VGE uranium mentionnées dans ce précédent bilan d'étape doivent donc être réactualisées à la lumière des études « zones de mélange et VGE U » en cours de réalisation.

Tableau 11 : Etat d'avancement des études pour la détermination des zones de mélange et du respect de la VGE en aval des stations de traitement des eaux des anciens sites uranifères en décembre 2017

Stations de traitement	ICPE	Etude zone de mélange	Masse d'eau réceptrice (sens des SAGE/SDAGE)	VGE déterminée ?	Respect de la VGE en sortie de la Zone de Mélange ?	Suite à donner
Augères (87)		non réalisée	le Ritord	non	-	réaliser l'étude
Baconnière (49)		non réalisée	La Grande-Maine	non	-	réaliser l'étude
Beaurepaire (85)		non réalisée	La Moine	non	-	réaliser l'étude
Bellezane (87)	X	réalisée	La Gartempe	oui : 1 µg/L *	Non selon la modélisation mais même ordre de grandeur, oui en prélèvement ponctuel	-
Bertholène (12)	X	réalisée	L'Aveyron	oui : 30 µg/L	Oui	-
Les Bois Noirs (42)	X	réalisée	La Besbre	oui : 1 µg/L *	Non - Le modèle de dilution ne peut pas s'appliquer au site en raison du fort débit du rejet. - Un prélèvement ponctuel a indiqué un dépassement de la VGE + Bruit de fond naturel	Etude IBG-DCE, IPR et IBD de 2013 : qualité de l'eau bonne à très bonne en aval du rejet (Gibeaux et Delhoume, 2015). Renouvellement prévu pour 2018
Le Cellier (48)	X	réalisée	La Fouillouse	oui : 1 µg/L *	Non, confirmé par le suivi environnemental	IBG-DCE (août 2017) : pas de perturbation significative due aux rejets sur la Fouillouse
Cérilly (03)		non réalisée	non déterminée	non	-	Dossier de DADT en cours de réalisation
L'Ecarpière (44,49)	X	non réalisée	la Moine	non	-	réaliser l'étude
Le Fraisse (87)		réalisée	La Couze	oui : 1 µg/L *	Oui (modélisation et prélèvement ponctuel) Oui selon modélisation U biodisponible	Les IBG-DCE (août 2017) indiquent un impact faible à non significatif du rejet sur l'écosystème de la Couze
Henriette (87)		non réalisée	non déterminée	oui : 1 µg/L *	non calculée	réaliser l'étude
Jouac-Bernardan (87)	X	réalisée	Le Rigeallet	oui : 3 µg/L	Non	Evaluation de l'état écologique du milieu à réaliser
Lodève (34)	X	non réalisée	La Lergue	non	-	réaliser l'étude
Silord (87)		réalisée	le Ritord	oui : 1 µg/L *	Non (prélèvement ponctuel et modélisation)	Les IBG-DCE indiquent un impact non significatif du rejet sur l'écosystème récepteur.
Site Industriel de Bessines (87)	X	non réalisée	La Gartempe	non	-	réaliser l'étude

* Selon la version de juin 2015 du projet de Guide Technique de gestion des anciennes mines d'uranium

Les résultats de cette première phase de screening selon la démarche ERE peuvent être résumés comme suit :

- **La VGE uranium est respectée en sortie de la zone de mélange pour le site de Bertholène (12).** Une comparaison de la teneur mesurée en sortie de zone de mélange pourrait être réalisée pour confirmer cette modélisation, mais il est possible de dire que l'état écologique de la masse d'eau réceptrice est satisfaisant. La surveillance du milieu et du rejet est maintenue.
- **La VGE uranium est respectée en sortie de la zone de mélange pour le site du Fraisse (87).** En parallèle de la détermination de la zone de mélange, une évaluation de l'état écologique du milieu par IBG-DCE a été lancée en août 2017, afin de compléter la démarche ERE et de confirmer l'absence d'impact du rejet sur l'écosystème récepteur. Les résultats sont détaillés en C.3.
- **Sur le site des Bois Noirs-Limouzat (42), le modèle de dilution ne peut pas être appliqué au site en raison du débit important du rejet par rapport à la masse d'eau réceptrice. Un prélèvement ponctuel en sortie de zone de mélange a indiqué un dépassement de la VGE uranium.** Toutefois, des modélisations ponctuelles de la fraction biodisponible de l'uranium dissout ont montré que l'uranium en aval du rejet était en quasi-totalité non biodisponible (voir C.2.2). De nombreuses campagnes d'évaluation de l'état des écosystèmes par des IBG ont par ailleurs été réalisées ces dernières années ; elles ont été mentionnées dans le précédent bilan d'étape et indiquent une qualité de l'eau bonne à très bonne en aval du rejet du site des Bois-Noirs (Gibeaux et Delhoume, 2015). Un renouvellement de ces IBG est prévu pour 2018.
- **La VGE uranium est dépassée en sortie de la zone de mélange pour le site du Cellier (48).** Suivant la démarche ERE, une campagne d'évaluation de l'état écologique du milieu récepteur par IBG-DCE a été menée en septembre 2017. L'état physico-chimique de la masse d'eau réceptrice, en amont comme en aval, est « Très bon », et les résultats macro-invertébrés se traduisent par une note « équivalent IBGN » de 18 en amont comme en aval du rejet. Cette étude conclut que les sites miniers ne représentent pas une source de perturbation significative pour le cours d'eau récepteur. La surveillance du milieu et du rejet est maintenue.
- **La VGE uranium est dépassée en sortie de la zone de mélange pour le site de Bellezane (87), selon la modélisation.** La teneur modélisée est toutefois très proche de la VGE additionnée au bruit de fond. **Par ailleurs, un prélèvement ponctuel en sortie de zone de mélange a montré que la VGE était respectée.** Si la modélisation ne permet pas d'écarter le risque sur les écosystèmes, la mesure de terrain semble au contraire montrer que le niveau de risque peut être considéré comme acceptable au regard de la démarche ERE. La surveillance du milieu et du rejet est maintenue.
- **La VGE uranium est dépassée en sortie de la zone de mélange pour le site du Bernardan (87).** L'étape suivante, selon la démarche ERE, est la comparaison avec la PNEC spécifique pour l'uranium du milieu récepteur, ou éventuellement de passer directement à l'évaluation de l'état écologique du milieu récepteur à l'aide de bioindicateurs.

- **La VGE uranium est dépassée en sortie de la zone de mélange pour le site de Silord (87).** Conformément à la démarche ERE, une évaluation de l'état écologique du milieu par la détermination de bioindicateurs (IBG-DCE) a été menée en août 2017. Les résultats sont détaillés en C.3.
- Pour autres stations de traitement des eaux, les études n'ont pas encore été réalisées. Dans une optique de conformité à l'arrêté du 23 juin 2015, les stations de traitement des sites avec une ICPE (l'Ecarpière, le SIB, Lodève) devraient être les prochains sites à étudier.

Les VGE n'étant que des valeurs guides, elles ne constituent qu'un objectif à atteindre, sans caractère obligatoire. Par ailleurs, leur calcul est basé sur des PNEC conservatrices, et ne prenant pas en compte la biodisponibilité réelle de l'uranium dans le milieu récepteur, ce qui justifie l'étape 2 de la démarche ERE.

Si la VGE est dépassée sur un site, il peut s'avérer utile de rentrer plus spécifiquement dans une étude détaillée de l'écosystème dans la masse d'eau réceptrice, pour réaliser une évaluation réelle de l'impact de la station de traitement sur l'environnement.

Cette démarche est menée par AREVA Mines dans une optique d'anticipation, puisque la détermination de la VGE de l'uranium n'est pas cadrée par la réglementation.

C.2.2. Etudes sur la biodisponibilité de l'uranium

Le département Recherche et Développement d'AREVA Mines a réalisé de nombreuses études depuis 2011 pour évaluer la biodisponibilité de l'uranium sur plusieurs anciens sites miniers.

Les outils d'évaluation de la biodisponibilité

L'évaluation de la biodisponibilité peut être réalisée de deux manières (Gibeaux et Delhoume, 2015) : par calcul, et par mesure in situ. Les deux approches sont utilisées par le département R&D, soit lors du développement d'outils en interne, soit lors de prélèvements dans le cadre de partenariats avec des universités (comme avec l'université de Bruxelles en 2011-2012) ou dans le cadre de thèses.

- **Par calcul**, la biodisponibilité est modélisée partir des teneurs des principales espèces chimiques en solution et des paramètres physico-chimiques de la masse d'eau, après filtration.

La masse d'eau réceptrice est échantillonnée et filtrée (soit à 0,45µm, selon la définition de la DCE d'une espèce dissoute, soit par ultrafiltration, pour se rapprocher au plus près de la réalité chimique d'une espèce dissoute). Puis les échantillons sont analysés pour connaître la composition des ions en solution, ainsi que les paramètres physico-chimiques comme le pH, le potentiel d'oxydo-réduction, la teneur en oxygène dissous...

Enfin, à partir de cet état des lieux chimique de l'eau, la spéciation de l'uranium dans ces conditions précises est modélisée selon des modèles prédéfinis.

Il est ainsi possible d'estimer les concentrations respectives des différentes formes de l'uranium dans le milieu récepteur, et donc la fraction de cet uranium qui est biodisponible¹⁷.

- **La mesure directe** de la concentration de l'espèce en solution, **à l'aide d'outils de type DGT** (Figure 24), est un autre moyen d'évaluation de la fraction biodisponible.

Le principe de fonctionnement de l'outil DGT a été détaillé dans le précédent bilan d'étape (Gibeaux et Delhoume, 2015). Il permet d'échantillonner de façon passive et de concentrer les métaux « cinétiquement labiles » (dont l'uranium) dans les eaux de mer et de surface.

Cette méthode permet une diffusion des métaux sous forme ionique dans la section « gel » du système jusqu'à une résine, qui piège ces métaux. La fraction colloïdale des métaux, qui n'est pas biodisponible, ne peut pas diffuser dans le gel, et n'est donc pas mesurée (contrairement à une simple filtration à 0,45µm, pouvant contenir une fraction d'uranium sous forme colloïdale, donc non biodisponible). La résine est ensuite éluee et les teneurs en métaux sont analysées.

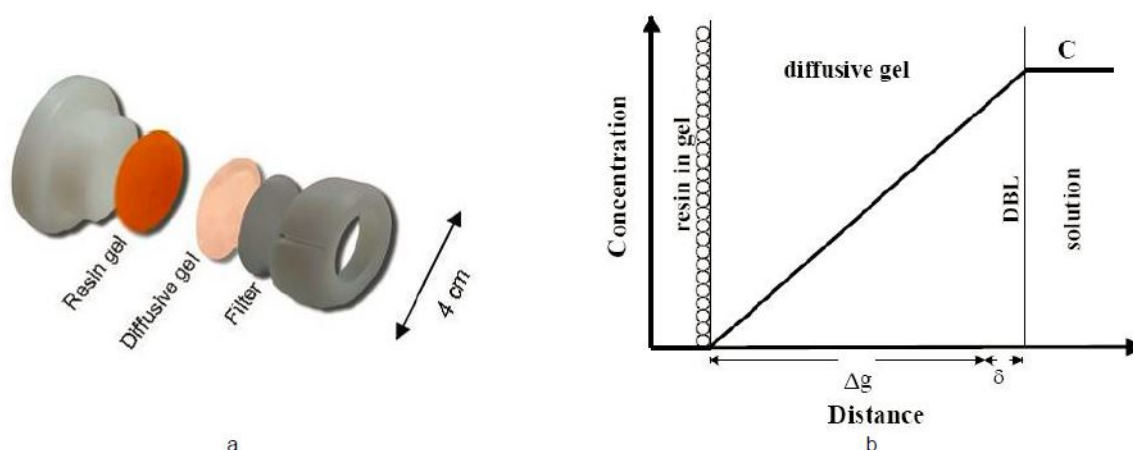


Figure 24 : Dispositif DGT : (a) schéma des éléments constitutifs et (b) gradient de diffusion (Leermakers and Gao, 2012)

Une comparaison de ces méthodes d'évaluation de la biodisponibilité de l'uranium a été réalisée par le département R&D, afin de voir quelles étaient les méthodes les plus appropriées, et quelles en étaient éventuellement les limites. Elle se base sur des échantillonnages réalisés sur plusieurs anciens sites miniers, entre 2010 et 2014.

L'étude est parvenue à quelques conclusions sur le système DGT, qui ont appelé à des études de recherche plus poussées.

« Les résultats de ces campagnes de prélèvements ont montré que la qualité de réponse du système DGT dépend de la spéciation de l'uranium, en particulier la présence ou non

¹⁷ Selon les 4 spéciations de l'uranium considérées comme biodisponibles par l'IRSN : UO_2^{2+} , $UO_2(OH)^+$, $UO_2(OH)_2$ et UO_2CO_3 .

d'espèces ternaires de type $\text{Ca-UO}_2\text{-CO}_3$. En effet, ces espèces chimiques en solution ne sont pas considérées comme biodisponibles selon la définition de l'IRSN (UO_2^{2+} , $\text{UO}_2(\text{OH})^+$, $\text{UO}_2(\text{OH})_2$, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)$; Gilbin, 2012) mais sont comprises dans la réponse DGT. Ainsi, le système DGT apporte une mesure fidèle de la fraction biodisponible dans les points en amont de sites (où la spéciation de l'uranium n'est pas gouvernée par les espèces ternaires). En revanche, sur les eaux en aval de sites (où le complexe en solution $\text{CaUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$ est la forme majoritaire de l'uranium dissous), le système DGT permet seulement de s'affranchir de la composante colloïdale (non biodisponible – Cf. Phrommavanh et Gibeaux, 2013) et donc d'apporter une estimation de la fraction dissoute d'uranium. C'est pourquoi, une **modélisation de la fraction biodisponible sera nécessaire sur les eaux en aval de sites.** » (Phrommavanh, 2015).

Cette étude a permis d'étayer la nécessité de pousser plus loin l'étude de la biodisponibilité en aval des rejets des sites miniers, à la fois dans le cadre de la démarche d'Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes, mais aussi afin de mieux caractériser les méthodes d'évaluation de la biodisponibilité.

Modélisation de la biodisponibilité de l'uranium en aval d'anciens sites

La seconde étape du processus d'évaluation des risques sur les écosystèmes (ERE) consiste à comparer la teneur en uranium réellement biodisponible dans le milieu récepteur, en sortie de zone de mélange, avec la PNEC_{eau} générique chronique ($0,3\mu\text{g/L}$, IRSN, 2014).

Or, il est apparu suite à l'étude précédemment citée que l'outil DGT n'était actuellement pas adapté pour déterminer la biodisponibilité de l'uranium ¹⁸ en aval de certains sites, notamment ceux où le traitement des eaux inclut l'utilisation de chaux, de calcaire, ou ceux localisés en contexte géologique calcaire.

Le département R&D d'AREVA Mines a donc lancé, conjointement avec le CEA, un projet permettant notamment de mettre en place une méthodologie pour évaluer la biodisponibilité de l'uranium à l'aval d'anciennes mines d'uranium, à partir des données de l'atlas géochimique européen FOREGS.

L'un des enjeux de cette étude était initialement de développer un outil permettant de calculer la spéciation de l'uranium à partir des données de suivi environnemental de routine des sites. Il est rapidement apparu que cet objectif n'était pas réalisable avec les données disponibles en suivi de routine, en raison du trop grand nombre d'analyses requises pour calculer précisément la spéciation des espèces chimiques en solution.

Le cahier des charges a donc été révisé avec les objectifs suivants (Reilé, 2017 - a) :

- Développer un outil de calcul de la spéciation de l'uranium, à partir de données de campagnes de prélèvement ponctuelles ;
- Détermination de la VGE conditionnelle, à partir de l'arbre de détermination en vigueur (celui de l'IRSN de 2014, ou celui du guide technique du MEDDE s'il est validé) ;
- La comparaison entre la teneur en uranium dissous en sortie de zone de mélange et la VGE conditionnelle ;

¹⁸ Au sens de l'IRSN

- Si la teneur en uranium est supérieure à la VGE conditionnelle, comparaison entre l'uranium biodisponible ajouté par le rejet et la $PNEC_{\text{eau}}$ générique chronique (l'étape 2 de la démarche ERE).
- Identification des sites potentiellement à risque.

Afin de mettre au point cet outil, un ensemble de prélèvements ont été réalisés autour de la station de traitement du Fraisse (87), en divers points du réseau hydrographique. Le déroulement de cette mission et ses principaux résultats sont détaillés plus longuement en C.3.1.

Ce jeu de données permet d'améliorer la connaissance sur la biodisponibilité de l'uranium dans les eaux des sites miniers de l'ancienne concession minière de la Crouzille. Il alimente aussi la réflexion en cours sur l'impact environnemental global de la station de traitement des eaux du Fraisse, et donc sur la stratégie de gestion de cette station.

Cette modélisation vient par ailleurs compléter les précédentes modélisations réalisées entre 2010 et 2014 par le département R&D, sur la base d'analyses ponctuelles. Pour les sites testés localisés en contexte géologique granitique (Les Bois Noirs, Le Cellier, Cérilly), ces modélisations géochimiques de la spéciation de l'uranium en aval des rejets semblent indiquer que la fraction biodisponible de l'uranium dissout dans ces eaux serait quasi-nulle, car gouvernée par l'espèce $\text{CaUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$.

Pour les sites en contexte géologique calcaire comme Lodève, ou dont les eaux réceptrices sont carbonatées comme à l'Ecarpière, les modélisations de la spéciation de l'uranium mènent aux mêmes conclusions : l'uranium dissout est à 100% sous forme $\text{CaUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$ en aval du rejet, et la fraction biodisponible est donc nulle dans le milieu récepteur.

Par ailleurs, pour les sites des Bois Noirs, de Cérilly, de Lodève et de l'Ecarpière, la différence entre les teneurs amont et aval, modélisées, pour l'uranium biodisponible, est systématiquement inférieure à la $0,3\mu\text{g/L}$, et donc à la $PNEC_{\text{eau}}$ générique chronique.

Ces modélisations de la fraction biodisponible de l'uranium en amont et en aval du rejet, et la comparaison de la fraction biodisponible ainsi ajoutée par le rejet à la $PNEC_{\text{eau}}$ générique, permettent d'écartier le risque sur tous les sites modélisés, selon la deuxième étape de la démarche d'Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes.

Ces conclusions ne peuvent toutefois reposer que sur des analyses ponctuelles, car le suivi environnemental de routine ne permet pas de réaliser ces modélisations de la fraction biodisponible de l'uranium.

Thèse en cours sur la biodisponibilité de l'uranium

La biodisponibilité de l'uranium et les processus de bioaccumulation font l'objet d'une thèse démarrée en octobre 2015 par A. Husson. Cette thèse est réalisée à Mines ParisTech en codirection avec la R&D d'AREVA Mines. Elle se focalise sur le comportement de l'uranium, et en particulier ses interactions dans le transfert entre les sédiments et les organismes biologiques.

L'intérêt de ce travail est d'apporter des éléments scientifiques de compréhension des mécanismes, de quantification des phénomènes et des transferts vers le compartiment biologique qui pourront alimenter les débats autour de l'élaboration des futures NQE de l'uranium pour les sédiments. (Husson, 2016)

Le travail de thèse sera réalisé en confrontant des modélisations du comportement de l'uranium dans des sédiments et dans les eaux, des travaux à l'échelle du laboratoire, et des mesures sur le terrain. L'indicateur biologique choisi pour mesurer la bioaccumulation et la biodisponibilité de l'uranium est *Chironomus riparius* (Figure 25), une larve de moustiques non piqueur, typique de l'Europe, et couramment utilisée dans les tests écotoxicologiques. Les chironomes, très répandus dans les sols français, se nourrissent de la matière organique présente dans les sédiments (Husson, 2016).



Figure 25 : Larve de *Chironomus riparius* récoltée sur le site des Bois Noirs Limouzat lors de la campagne de reconnaissance d'août 2015 (Husson, 2016)

Les mesures de terrain ont été réalisées courant 2016 sur l'ancien site minier des Bois Noirs-Limouzat (42), et les travaux d'interprétation sont actuellement en cours. La publication de cette thèse devrait avoir lieu courant 2018.

C.2.3. Travaux en cours sur le transfert et l'accumulation de l'uranium dans les sédiments

Dans le cadre du PNGMDR, le département R&D d'AREVA Mines poursuit ses travaux sur la modélisation des transferts de l'uranium et du radium par le vecteur eau.

Les relations entre les flux rejetés par le site des Bois Noirs Limouzat et l'accumulation de sédiments marqués dans le lac de Saint Clément ont été étudiées dans le cadre des précédents bilans d'étape PNGMDR. Un premier rapport sur ce thème a été publié en 2014 par le département R&D (Phrommavanh et al., 2014), complété par un second en 2017 soulignant l'influence d'une ancienne mine polymétallique en aval du site des Bois Noirs, et en amont du lac de Saint Clément (Descostes et al., 2017).

Le rapport de 2014 avait notamment pu démontrer qu'aucun marquage radiologique n'avait été observé dans les eaux du lac de St Clément, indiquant que les rejets actuels du site des Bois Noirs Limouzat n'ont pas d'influence sur ces eaux.

Le marquage radiologique observé localement dans les sédiments du lac est corrélé à l'historique de rejet du site, et notamment lors de la fermeture et du réaménagement de la mine des Bois Noirs (Phrommavanh, 2014).

Le PNGMDR 2016-2018 demande à AREVA d'élargir cette thématique à la modélisation des transferts depuis les sites miniers jusqu'aux zones d'accumulation sédimentaire en aval. L'ASN demande aussi une modélisation du transfert des radionucléides fixés sur les sédiments, afin de servir de base de réflexion à une gestion éclairée des sédiments en

aval des sites. Un rapport d'étape sur ces thématiques est attendu d'AREVA pour la fin 2018.

Cette étude, très ambitieuse, s'avère particulièrement complexe à mener en raison des multiples paramètres à prendre en compte dans ces modélisations (chimie des eaux, sédimentologie, géochimie des sources, minéralogie, radiologie, biodisponibilité, et datation des sédiments). L'influence des autres mines environnantes doit lui aussi être étudié et pris en compte.

Des travaux d'étude de la mobilité de l'uranium et du radium 226 dans les résidus de traitement et dans les verses à stériles sont par ailleurs en cours au sein du département R&D, en réponse à l'objectif fixé par le PNGMDR de prédiction de l'évolution à long terme de ces matériaux. Le but est d'évaluer le potentiel de transfert de l'uranium et du radium 226 dans le milieu environnemental. Quelques anciens sites uranifères du Limousin feront l'objet de ces modélisations. La modélisation géochimique des eaux du site de Bellezane devrait notamment être présentée dans le cadre du rapport PNGMDR 2016-2018.

Les résultats de ces études menées par la R&D serviront de support à la réflexion sur la gestion à moyen et à long terme des eaux issues des anciens sites miniers uranifères.

C.3. Focus sur la démarche ERE

C.3.1. Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes en aval du rejet du site du Fraisse (87)

Présentation du site du Fraisse

Le site du Fraisse fait partie de l'ancienne concession de la Crouzille, dans la Haute-Vienne (87). Le gisement uranifère a été exploité par des travaux miniers souterrains et trois mines à ciel ouvert, entre 1965 et 1990.

Les eaux traitées par la station de traitement du Fraisse correspondent aux seules eaux de surverse de noyage des travaux miniers. Elles sont collectées dans un bassin de réception en partie basse du site, puis pompées afin d'être envoyées à la station de traitement des eaux située en partie haute du site.

Après ajout des réactifs, les eaux transitent par deux bassins de décantation (Figure 26), puis sont rejetées après traitement dans le ruisseau dit « ruisseau du Fraisse »¹⁹, affluent rive gauche de la rivière La Couze.

Le schéma de traitement des eaux est représenté en Figure 27.

Le traitement des eaux se fait par précipitation-décantation sur ce site, après ajout de sulfate d'alumine et de chlorure de baryum.

¹⁹ Il existe une masse d'eau « ruisseau du Fraisse » référencée dans le réseau SANDRE, mais il ne s'agit pas du ruisseau en question ici. Le ruisseau récepteur des rejets de la station du Fraisse n'ayant pas de nom officiel, il sera désigné « Ruisseau du Fraisse » dans l'ensemble de ce rapport.



Figure 26 : Bassins de décantation de la station de traitement des eaux du Fraise (87)

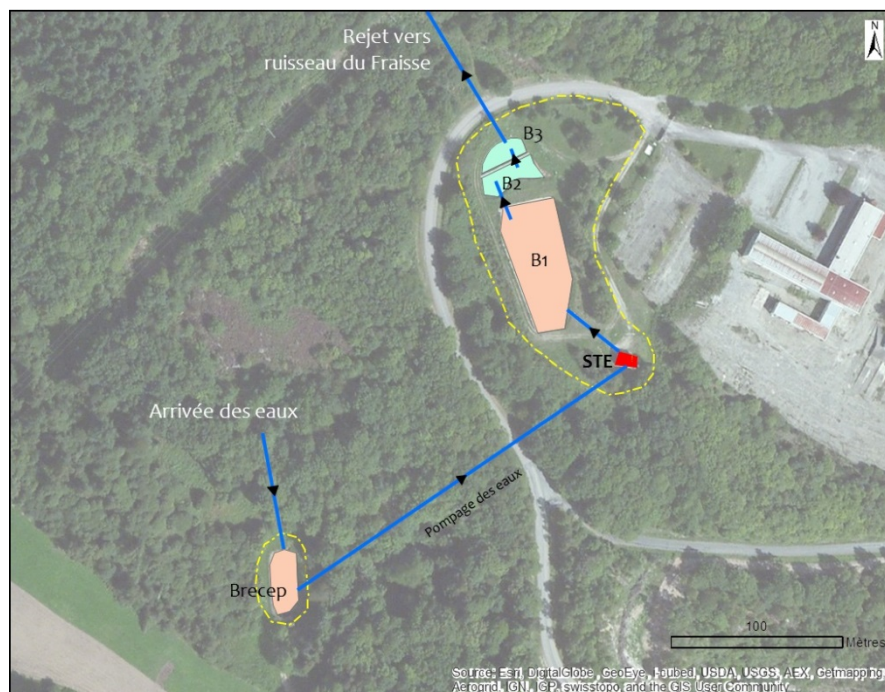


Figure 27 : Schéma de traitement sur la station de traitement des eaux du Fraise (87) (d'après Gibeaux et Delhoume, 2015)

Le volume moyen traité par la station de traitement du Fraise est d'environ 190 000 m³ par an.

La cible principale du traitement de la station est le radium, dont les teneurs étaient initialement trop élevées pour permettre un rejet sans traitement selon la réglementation en vigueur (conditions fixées par le RGIE – 0,74Bq/L sans traitement pour le ²²⁶Ra soluble, 0,37Bq/L dans le cas où les eaux sont traitées). Les teneurs en uranium soluble sont inférieures à la limite de 1,8mg/L fixée par le RGIE.

Le suivi environnemental sur ce site donne les teneurs suivantes, au rejet et en aval du rejet :

Année	Le Fraise (FRS 1) avant	Le Fraise (FRS 2) après	Aval (FRS B) (ruisseau du
PNGMDR 2016-18 : Bilan d'étape sur la gestion des stations de traitement des eaux			
		Décembre 2017	Page 75 sur 102

	traitement			traitement, au rejet			Fraise)		
	pH	²²⁶ Ra (Bq/L) soluble	U (mg/L) soluble	pH	²²⁶ Ra (Bq/L) soluble	U (mg/L) soluble	pH	²²⁶ Ra (Bq/L) soluble	U (mg/L) soluble
2008	7,5	0,79	0,038	7,5	0,09	0,013	6,6	0,08	0,004
2009	7,6	0,65	0,033	7,7	0,10	0,009	6,8	0,09	0,003
2010	7,5	0,71	0,034	7,6	0,12	0,010	6,9	0,13	0,004
2011	7,2	0,75	0,032	7,7	0,18	0,021	6,9	0,11	0,004
2012	7,5	0,56	0,036	7,7	0,17	0,016	6,9	0,12	0,005
2013	7,1	0,80	0,068	7,4	0,08	0,014	6,8	0,10	0,003
2014	7,4	0,68	0,029	7,4	0,12	0,013	6,7	0,12	0,004
2015	7,5	0,52	0,029	7,4	0,09	0,008	6,8	0,08	0,003
2016	7,2	0,93	0,031	7,3	0,06	0,023	6,7	0,05	0,002

Tableau 12 : Suivi du pH, des teneurs en U et ²²⁶Ra soluble avant traitement, au rejet et en aval réglementaire du site du Fraise (87)

Bien que l'uranium ne soit pas la cible du traitement, le passage par les bassins de décantation de la station permet d'abaisser la teneur en uranium dissous dans les eaux, par adsorption sur les oxydes de fer et d'aluminium. L'abattement moyen de l'uranium constaté sur la période 2008-2016 est de 59%.

Le piégeage du radium est efficace, avec une efficacité moyenne de 83 % pour le radium (2008-2016). Néanmoins, l'utilisation de chlorure de baryum, potentiellement nocif pour les écosystèmes, ainsi que d'aluminium, pourraient avoir un impact environnemental sur l'écosystème du ruisseau récepteur des rejets.

La méthode préconisée par le MEDDE dans le guide technique de gestion des anciennes mines d'uranium a été appliquée sur ce site.

Etude Zone de Mélange et VGE uranium

Zone de mélange

La campagne de détermination des zones de mélange, mentionnée en en C.2.1., a été réalisée sur le site du Fraisse en avril 2017.

La masse d'eau réceptrice au sens de la DCE a tout d'abord été déterminée : il s'agit de « La Couze et ses affluents depuis la source jusqu'au complexe de Saint Pardoux ». Les affluents de la Couze font donc partie de la masse d'eau réceptrice. Toutefois, le ruisseau du Fraisse n'est pas répertorié dans le SDAGE Loire-Bretagne (couvrant le bassin versant concerné). **La Couze a donc été retenue comme masse d'eau à considérer pour la zone de mélange.**

La zone de mélange en aval du rejet de la station de traitement a été déterminée en fonction des critères de la DCE. Le paramètre déterminant étant la largeur du cours d'eau dans ce cas, une zone de mélange de 35 mètres après le rejet a été retenue.

VGE conditionnelle uranium

A partir des paramètres physico-chimiques de la Couze, mesurés en amont du point de confluence avec le ruisseau du Fraisse, la classe d'eau de la masse d'eau réceptrice a été déterminée. Avec une alcalinité mesurée à 16,8 mg/L (HCO_3^-), un pH moyen de 7.4, et un taux de carbone organique dissous de 4,4 mg/L, la Couze se positionne dans la classe d'eau n°4 (mesure ponctuelle).

Cette catégorie permet de définir la VGE conditionnelle de l'uranium, à 1 µg/L selon le projet de guide technique Gestion des anciennes mines d'uranium (Figure 28), valeur ajoutée au bruit de fond (qui est de 1,51 µg/L).

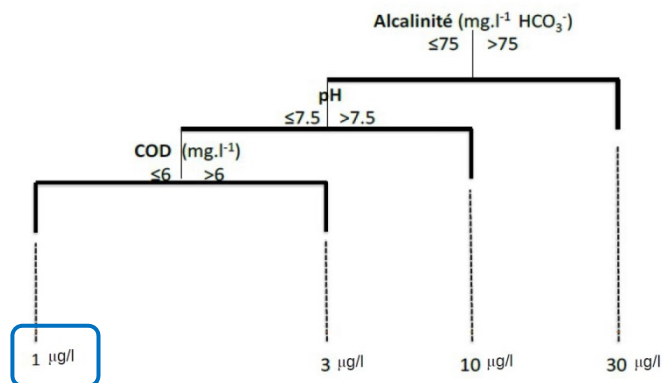


Figure 28 : Arbre de détermination de la VGE conditionnelle de l'uranium (MEDDE, juin 2015)

Comparaison des teneurs à la VGE

Suite à cette détermination, une modélisation de la zone de dilution du rejet a été réalisée dans les eaux de la Couze. En utilisant un modèle analytique basé sur la résolution des équations de Fisher, il est alors possible de modéliser les teneurs en uranium en aval du point de rejet.

Ce modèle de dilution permet alors de comparer la teneur en uranium modélisée en sortie de zone de mélange avec la somme de la VGE conditionnelle spécifique du site et le bruit de fond. Cette comparaison constitue la première étape dans la démarche ERE.

Le résultat de cette modélisation indique une teneur théorique en sortie de zone de mélange de 1,8 µg/L.

Sachant que la teneur en uranium en amont du rejet, dans la rivière La Couze, est de 1,51 µg/L, la teneur maximale en uranium à respecter en sortie de zone de mélange est égale à (bruit de fond + VGE_{conditionnelle}) = 1,51 µg/L + 1 µg/L = 2,51 µg/L.

Par ailleurs, selon la modélisation, la VGE U est atteinte dès 5 mètres après la confluence entre le ruisseau du Fraissee, récepteur du rejet, et la rivière La Couze, soit 30 mètres avant la fin de la zone de mélange.

Cette conclusion a été confirmée par un prélèvement ponctuel en sortie de zone de mélange, qui a indiqué une teneur en uranium soluble de 1,3 µg/L.

La teneur en uranium soluble est donc inférieure à la somme VGE+ bruit de fond en sortie de zone de mélange pour le site du Fraissee.

Dans l'attente des résultats de cette étude VGE, d'autres études pour procéder aux étapes suivantes du logigramme de la démarche ERE ont été lancées.

Calcul de la fraction biodisponible de l'uranium dans le ruisseau du Fraissee et dans la Couze

Selon la logique de l'Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes du MEDDE, si la VGE conditionnelle pour l'uranium n'est pas respectée, l'étape suivante est le calcul des « Predicted No Effect Concentrations (PNEC) spécifiques tenant compte du milieu récepteur ».

Cette étape est comprise par AREVA comme le fait de déterminer la teneur en uranium soluble maximale permettant de limiter la quantité ajoutée d'uranium biodisponible sous la PNEC_{eau} générique chronique de 0,3µg/L.

Concrètement, il est aussi faisable de calculer la fraction de l'uranium ajouté réellement biodisponible sur le site en sortie de zone de mélange, et de la comparer à la PNEC_{eau} générique chronique de 0,3µg/L.

Dans cette optique, le site du Fraissee fait l'objet d'une modélisation de la quantité réelle d'uranium biodisponible. Comme énoncé en C.2.2., cette modélisation s'inscrit dans un projet de développement d'un outil de modélisation de la spéciation de l'uranium, et donc de sa fraction biodisponible (selon la définition de l'IRSN²⁰), dans les eaux de divers bassins versants européens.

Notons toutefois que le projet de guide technique ne précise pas, pour l'étape de la comparaison avec la PNEC spécifique du site, comment prendre en compte la

²⁰ Formes biodisponibles selon l'IRSN : UO₂²⁺, UO₂(OH)⁺, UO₂(OH)₂ et UO₂CO₃ (Février et al., 2013).

biodisponibilité de l'uranium du bruit de fond naturel. Dans ses modélisations, AREVA Mines a choisi de comparer l'uranium biodisponible ajouté à la $PNEC_{eau}$ générique chronique (en soustrayant donc l'uranium biodisponible en aval du rejet, du bruit de fond géochimique).

Déroulement de la campagne de terrain

Pour pouvoir réaliser la modélisation de l'uranium biodisponible, l'outil doit disposer de données concernant la chimie des eaux du site, dans le réseau hydrographique en amont, au point de rejet, du rejet, et en aval du point de rejet.

Une campagne de prélèvement a donc été menée sur le terrain au cours du mois d'août 2017 par l'équipe de la direction R&D. Des prélèvements ont été réalisés en divers points du réseau hydrographique superficiel (schématisé en Figure 29) :

- Dans les eaux des anciennes MCO ;
- Dans le ruisseau du Fraisse, en amont des rejets de la station de traitement ;
- En sortie du dernier bassin de décantation de la station de traitement (représentatif des eaux du rejet) ;
- En aval du point de rejet, dans le ruisseau du Fraisse ;
- A l'amont de la confluence entre le ruisseau du Fraisse et la rivière de la Couze ;
- En aval de ce même point de confluence (quelques mètres avant la fin de la zone de mélange).

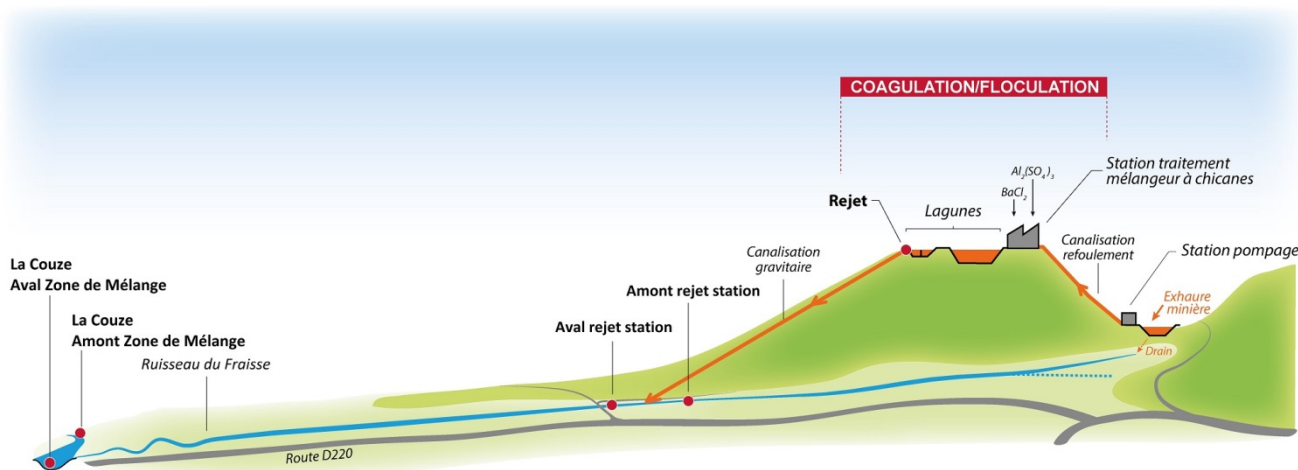


Figure 29 : Schéma de circulation des eaux traitées par la station du site du Fraisse (87) (modifié d'après Reilé, 2017- b)

Le profil physico-chimique des eaux le long des différentes zones a été dressé grâce à des mesures in situ (température, pH, conductivité, oxygène dissout et potentiel redox) et à des analyses chimiques des différentes espèces en solution.

Exploitation des prélèvements

A partir de ces mesures ponctuelles en divers points des eaux autour du site du Fraise, une modélisation de la fraction biodisponible de l'uranium a pu être réalisée par le département R&D.

Les résultats de ces modélisations montrent que la quantité d'uranium biodisponible ajoutée par le rejet de la station de traitement du site du Fraise dans la masse d'eau réceptrice est inférieure à la PNEC_{eau} générique chronique de 0,3µg/L (Tableau 13).

Paramètres	La Couze
	Masse d'eau règlementaire Prélèvements <u>ponctuels</u> aout 2017
[U biodisponible] amont	1,27 µg/L
[U biodisponible] aval	1,18 µg/L
VGE conditionnelle (projet de Guide Technique)	1 µg/L en ajouté - conformité
Delta (aval-amont)	+ 0,09 µg/L
Conformité au critère PNEC _{eau} générique chronique	CONFORME : < + 0,3µg/L

Tableau 13 : Comparaison des teneurs en uranium biodisponible entre l'amont et l'aval de la Couze, comparaison à la PNEC_{eau} générique chronique (d'après Reilé, 2017- c)

Sur la base de ces analyses ponctuelles, en suivant la démarche d'Evaluation des Risques pour les Ecosystèmes, il est possible de considérer que l'apport d'uranium biodisponible par le rejet du site du Fraise reste sous les limites acceptables de toxicité pour les écosystèmes, et ne présente donc pas de risque à priori.

Cette conclusion n'est toutefois valable que pour les analyses réalisées lors de la campagne de prélèvements. La grande quantité de paramètres à analyser pour les besoins de la modélisation ne permettrait pas, d'un point de vue pratique, d'étendre cette évaluation à une fréquence de routine.

Evaluation de l'état écologique du milieu récepteur des rejets du Fraise

Dans l'optique de mener jusqu'au bout la démarche ERE sur le site du Fraise, une campagne d'IBG-DCE a été réalisée sur le site au début du mois d'août 2017. Cette approche permet d'évaluer l'état réel des écosystèmes récepteurs, par opposition aux étapes précédentes de comparaison avec des teneurs limites, qui reposent sur des modèles prédictifs d'écotoxicité, non spécifiques du milieu évalué.

Les Indices Biologiques Globaux, dont la norme a été récemment revue pour être conforme à la Directive Cadre européenne sur l'Eau (IBG-DCE), renseignent sur les effets induits par une perturbation sur les communautés animales et végétales du milieu récepteur.

Déroulement de la campagne de mesures

Des IBG-DCE ont été réalisés sur deux couples de stations pour le site du Fraisse (Figure 30) :

- La masse d'eau réceptrice du rejet (ruisseau du Fraisse) a été étudiée en amont et en aval du rejet ;
- Le ruisseau de la Couze (où se situe la zone de mélange au sens de la DCE) a été étudié en amont et en aval de sa confluence avec le ruisseau du Fraisse.

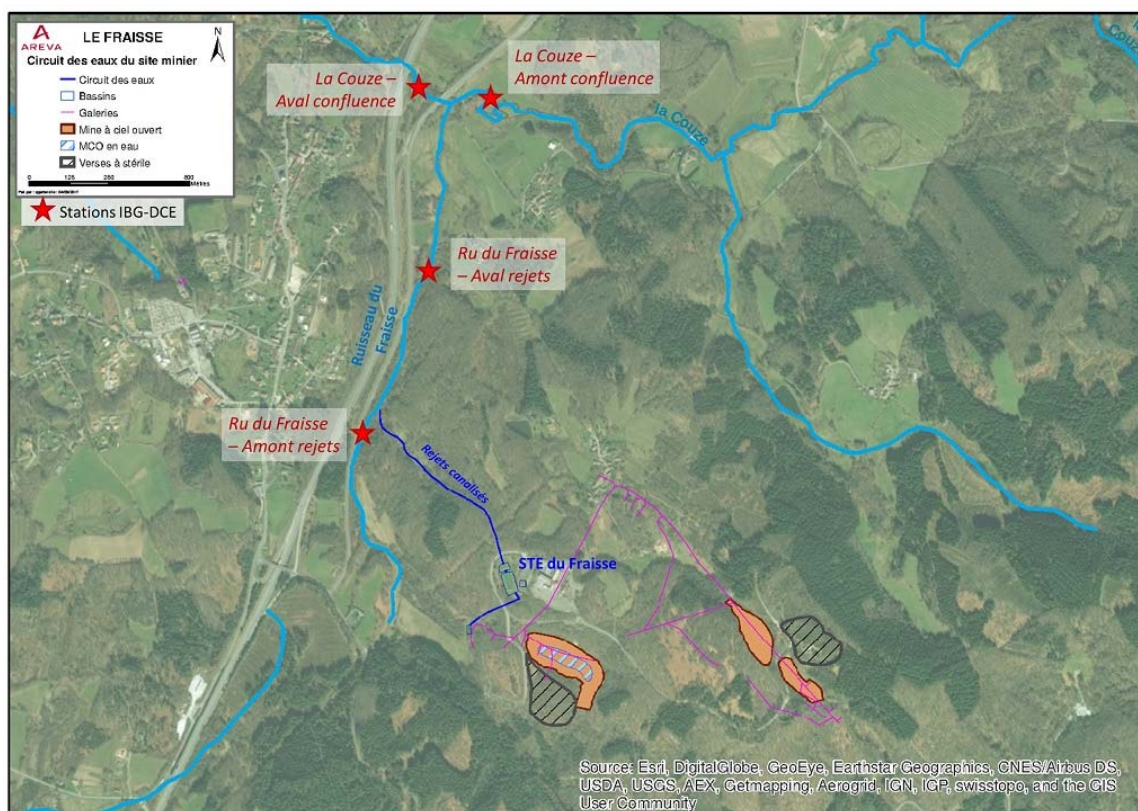


Figure 30 : Localisation des stations d'IBG-DCE réalisés sur le site du Fraisse en août 2017

Le ruisseau du Fraisse présente un très faible débit et une profondeur limitée. Par ailleurs, il prend sa source dans une zone de plaine en contrebas du site minier du Fraisse, il est ainsi possible qu'il soit sous influence minière. Il a donc semblé opportun de ne pas limiter l'étude des écosystèmes aux seuls points amont et aval de la zone de mélange, mais de l'étendre aux écosystèmes autour du point physique de rejet.

Résultats

Les résultats de cette campagne d'indices biologiques sont partiellement exploitables.

Pour la station du ruisseau du Fraisse, il s'avère que la configuration morphologique du cours d'eau se prête mal à la réalisation d'IBG-DCE, notamment en amont du rejet. « *Le protocole I.B.G.N. est en limite d'application sur cette station ; en effet, en amont immédiat, le fossé est divisé en résurgences éparses dans une zone humide.* » (MICA Environnement, 2017).

Pour les stations de la Couze, en revanche, la méthode est applicable.

Les résultats sont les suivants (MICA Environnement, 2017) :

Sur le ruisseau du Fraisse, l'évaluation de l'impact du rejet de la station de traitement est non probante. Même si l'indice « équivalent I.B.G.N. » est plus faible en amont du rejet, l'analyse structurale de la macro-faune ne permet pas de mettre en évidence une différence significative. L'indice « équivalent I.B.G.N. » apporte ici peu d'informations quant à l'évolution amont/aval de la qualité biologique.

Tableau 94 : Récapitulatif des résultats physico-chimiques					
Stations	Etat physicochimique				
Ru du Fraisse - Amont rejet station de traitement	Oxygène		T°	pH	Bon
	1	2	5	11	
Ru du Fraisse - Aval rejet station de traitement	Oxygène		T°	pH	Bon
	1	2	5	11	
La Couze - Amont confluence Ru du Fraisse	Oxygène		T°	pH	Bon
	1	2	5	11	
La Couze - Aval confluence Ru du Fraisse	Oxygène		T°	pH	Bon
	1	2	5	11	

Légende :
Classes de qualité selon l'arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 ; cinq classes : Très bonne - Bonne - Moyenne - Médiocre - Mauvaise.
Paramètres : 1 Oxygène dissous, 2 Taux de saturation en oxygène, 5 Température, 11 pH.

Tableau 95 : Récapitulatif des résultats des macro-invertébrés				
Stations	Etat Biologique			
	Equivalent I.B.G.N. (G.F.I. - C.V.)	Robustesse	Indices structuraux	GOLD/PTE
Ru du Fraisse - Amont rejet station de traitement	10 (6 ; 5)	[11 ; 6]	Déséquilibre moyen	Fort dominance 70% / 7%
Ru du Fraisse - Aval rejet station de traitement	13 (7 ; 7)	[13 ; 12]	Déséquilibre moyen	Fort dominance 90% / 5%
La Couze - Amont confluence Ru du Fraisse	16 (7 ; 10)	[17 ; 16]	Equilibre	Co-dominance 40% / 30%
La Couze - Aval confluence Ru du Fraisse	15 (7 ; 9)	[[16 ; 14]	Equilibre	Dominance 70% / 20%

Légende :
Classes de qualité selon l'arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 ; cinq classes : Très bonne - Bonne - Moyenne - Médiocre - Mauvaise.

Tableau 14 : Récapitulatifs des résultats physico-chimiques et des macro-invertébrés sur les écosystèmes du Ruisseau du Fraisse (87) et de la Couze (MICA Environnement, 2017)

Sur le cours d'eau de la Couze, l'analyse de l'indice « équivalent I.B.G.N. » ne montre pas d'impact significatif de la confluence avec le ruisseau du Fraisse (perte d'1 point de C.V.).

Cependant, lors de l'analyse détaillée de la structure de la population, la robustesse de l'indice et les indices de contamination organique et trophique diminuent entre l'amont et l'aval. Or, la station - Aval aval est structurellement différente, elle se situe entre deux ouvrages de franchissement routier dans une zone recalibrée. Il est donc impossible de différencier si l'impact potentiel est issu de la confluence avec le ruisseau du Fraisse ou de la structure de la station.

Dans sa conclusion générale, le rapport indique :

« Au regard de l'ensemble des résultats, les cours d'eau étudiés présentent un état biologique « Moyen » à « Bon ». » (Figure 31)

Suivi 2017 de la qualité de l'eau Etat Biologique

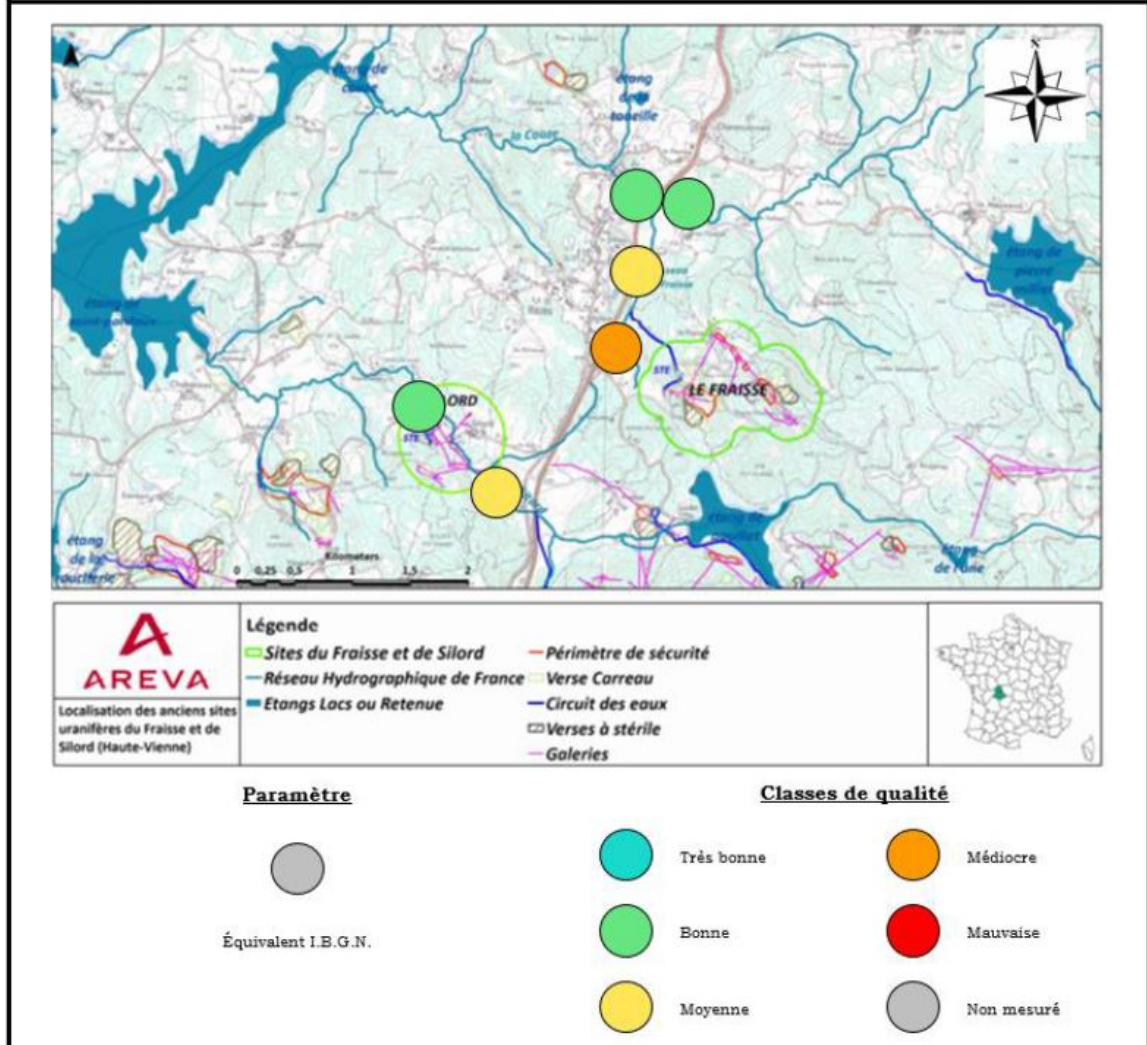


Figure 31 : Cartographie récapitulant les résultats "équivalent I.B.G.N." de la campagne 2017 (MICA Environnement, 2017)

« Un potentiel impact du rejet du site minier n'est pas observable sur le ruisseau du Fraisse au regard des mesures physico-chimiques in situ et des macro-invertébrés. [...] L'impact de la confluence du ruisseau du Fraisse sur la qualité de la Couze est faible (mesures physico-chimiques in situ) à non significatif (macro-invertébrés). »

Cette campagne d'évaluation de l'impact des rejets sur l'écosystème récepteur ne semble pas avoir été suffisante pour le ruisseau récepteur du rejet. La méthode devrait être revue pour évaluer l'état réel des écosystèmes du ruisseau du Fraisse.

En revanche, elle a permis de montrer le ***faible impact du rejet de la station du Fraisse sur l'écosystème de la rivière de la Couze plus en aval, qui est la masse d'eau réceptrice au sens de la DCE.***

Perspectives pour la gestion de la station de traitement du Fraisse

Les étapes de la démarche d'Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes ont été toutes suivies dans le cas du Fraisse.

Selon les critères du projet de Guide Technique du MEDDE, les comparaisons de plusieurs dosages ponctuels de l'uranium dissout avec la VGE conditionnelle de l'uranium (en ajout au bruit de fond), puis la comparaison de la fraction biodisponible de l'uranium modélisée ajoutée par le rejet du site à la $PNEC_{eau}$ générique, permettent d'écarter un risque à priori d'écotoxicité pour le milieu récepteur.

Les études d'IBG-DCE réalisées en 2017 confirment que le rejet de la station de traitement des eaux du Fraisse n'a que peu d'impact sur l'écosystème de la Couze. Pour affiner l'étude des risques d'impact du rejet sur l'écosystème récepteur, ces études pourraient être complétées par un suivi par d'autres Indices Biologiques (comme des IBD) ou d'autres IBG-DCE dans les années à venir (à la même période de l'année) sur les stations aval du Fraisse et sur la Couze. Ceci permettrait de disposer d'un comparatif historique. Par ailleurs, ils permettraient d'évaluer l'impact d'un arrêt du traitement actif des eaux du site du Fraisse lors de courtes phases de tests.

Les diatomées sont présentes dans le ruisseau du Fraisse (elles figurent dans le recensement des espèces de l'étude d'IBG-DCE de juillet 2017), et ce sont des organismes qui réagissent rapidement aux variations chimiques du milieu aquatique. Cette méthode paraît à priori adaptée pour de courtes phases de tests permettant d'ajuster le traitement actuel des eaux minières sur le site du Fraisse.

C.3.2. Evaluation des Risques sur les Ecosystèmes en aval du rejet du site de Silord

Présentation du site de Silord

Le site de Silord fait partie de l'ancienne concession de la Crouzille, dans la Haute-Vienne (87). Il constitue un quartier minier rattaché au siège minier de Fanay. Le gisement uranifère du quartier minier de Silord a été exploité par des travaux miniers souterrains et une mine à ciel ouvert, entre 1976 et 1990. Les travaux de mise en sécurité et de réaménagement ont été conduits entre 1992 et 1995.

Après noyage des travaux miniers, les eaux ont trouvé leur exutoire en sortie de galerie d'accès, en bordure immédiate du Ritord. Jusqu'en novembre 1994, ces eaux de surverse étaient de bonne qualité et ne nécessitaient pas de traitement ; elles ont été rejetées au Ritord. En novembre 1994, une dégradation de la qualité est apparue, et a nécessité la reprise du traitement avant rejet (Minelis, 2016).

Les eaux sont collectées dans un puisard, puis pompées jusqu'à un bassin de collecte (Figure 32). Elles sont alors traitées dans la station et passent par deux bassins de décantation successifs. Le rejet s'effectue dans le ruisseau du Ritord, qui alimente le lac de St Pardoux. Le schéma de traitement des eaux est représenté en Figure 33.



Figure 32 : Bassin de collecte de la station de traitement des eaux de Silord (87)

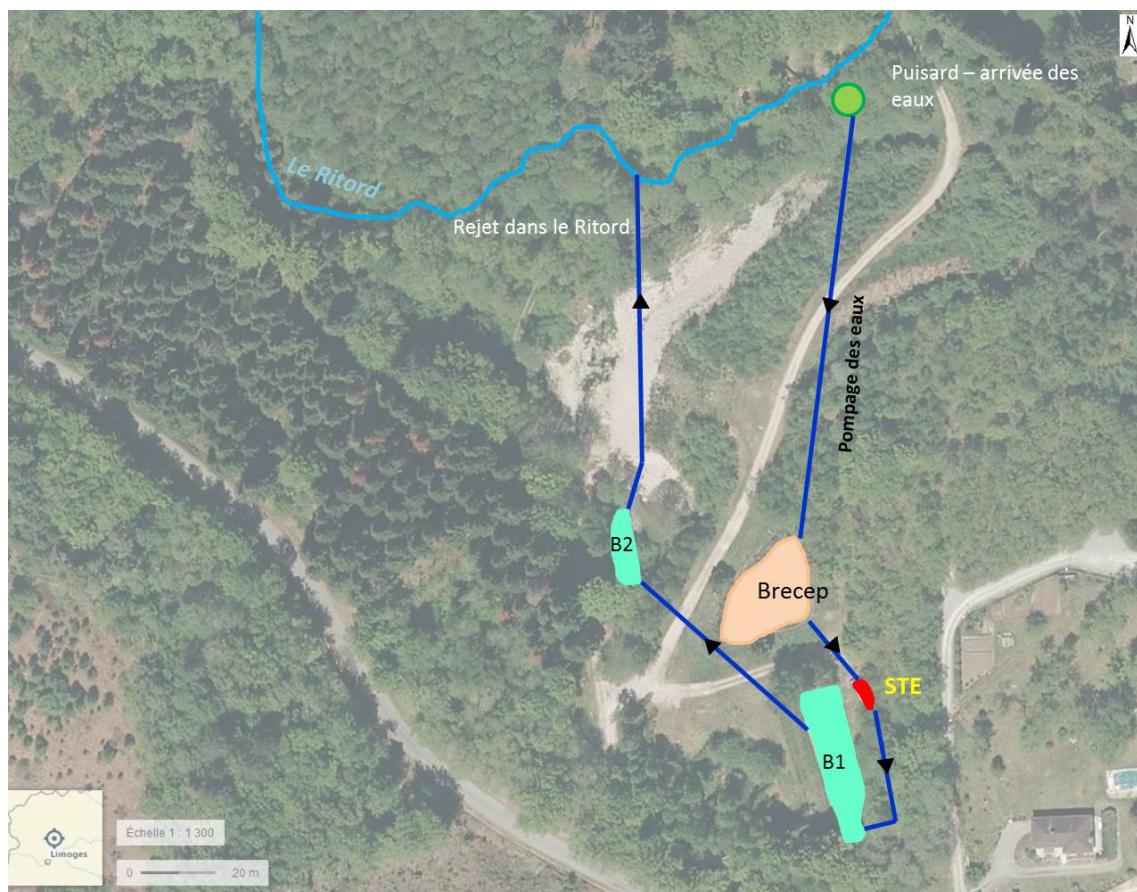


Figure 33 : Schéma de traitement sur la station de traitement des eaux du site de Silord (87)

Les teneurs limites des rejets ne sont fixées que par le RGIE, et sont donc limitées à 0,74Bq/L sans traitement pour le ^{226}Ra soluble, 0,37Bq/L dans le cas où les eaux sont traitées, et 1,8mg/L pour l'uranium soluble.

Jusqu'en 2014, le traitement des eaux ciblait le radium, par précipitation-décantation après ajout de sulfate d'alumine, de chlorure de baryum et de soude. Mais une diminution des volumes d'eaux de surverse alimentant la station a été observée entre 2002 et 2015. Elle provient selon toute vraisemblance d'un manque d'étanchéité du bassin de réception situé en amont de la station, et creusé dans la partie sommitale des anciennes verses à stériles (Minelis, 2016). Afin d'éviter la dispersion des réactifs chimiques liés au traitement du radium dans les eaux souterraines, la décision a été prise en 2015 de stopper le traitement actif des eaux. **Depuis avril 2015, le traitement des eaux du site de Silord ne se fait plus que par décantation à travers les trois bassins.**

Toutefois, et bien qu'il n'y ait plus de traitement actif sur cette station depuis 2015, la surveillance environnementale indique que les teneurs des rejets respectent encore les prescriptions du RGIE jusqu'en 2016.

La tendance pour l'année 2017 semble néanmoins indiquer que la teneur limite au rejet pourrait être dépassée en 2017, pour le radium 226 soluble.

Année	Silord (SIL 1) avant traitement	Silord (SIL 2) après traitement	Aval (SIL B) (Ritord)
-------	---------------------------------	---------------------------------	-----------------------

	pH	²²⁶ Ra (Bq/L) soluble	U (mg/L) soluble	pH	²²⁶ Ra (Bq/L) soluble	U (mg/L) soluble	pH	²²⁶ Ra (Bq/L) soluble	U (mg/L) soluble
2008	7,0	0,63	0,081	7,4	0,11	0,043	6,5	0,09	0,012
2009	7,3	0,66	0,098	7,9	0,09	0,028	6,8	0,10	0,014
2010	7,2	0,64	0,087	7,4	0,15	0,032	6,6	0,09	0,009
2011	7,2	0,70	0,104	7,2	0,13	0,011	6,9	0,11	0,009
2012	7,2	0,54	0,084	6,9	0,10	0,008	6,7	0,15	0,008
2013	7,1	0,50	0,072	6,3	0,14	0,019	6,6	0,08	0,010
2014	6,6	0,62	0,085	6,7	0,44	0,060	6,6	0,08	0,009
2015	7,2	0,77	0,089	6,2	0,64	0,077	6,5	0,07	0,008
2016	7,0	0,72	0,081	6,6	0,71	0,088	6,4	0,06	0,008

Tableau 15 : Suivi du pH, des teneurs annuelles en U et ²²⁶Ra soluble avant traitement, au rejet et en aval réglementaire du site de Silord (87)

Pour prévenir un risque de dépassement des teneurs limites au rejet dans les années à venir, AREVA Mines a proposé dès 2010 une **reconfiguration de la station de traitement, par la création de nouveaux bassins de décantation** le long du Ritord.

L'objectif, lors du dépôt du projet de reconfiguration des bassins de collecte et de traitement des eaux auprès des autorités préfectorales, était d'augmenter la capacité de stockage des eaux à traiter, de créer un bassin de rejet après décantation pouvant servir de bassin de sécurité en cas de débordement du bassin de réception, et d'améliorer le captage des eaux à traiter (dossier de Demande d'Arrêt Définitif des Travaux, Minelis, 2016).

Cette nouvelle configuration permettrait de passer sur un traitement passif des eaux, par piégeage du radium et de l'uranium sur les oxy-hydroxydes de fer naturellement présents dans les eaux d'exhaure, puis décantation dans les bassins avant rejet. Les détails de cette proposition de modification figurent dans le projet de dossier de DADT, qui est en cours d'instruction.

Etude Zone de Mélange et VGE uranium

Zone de mélange

La détermination de la zone de mélange a été réalisée en avril 2017, en même temps que sur d'autres sites de l'ancienne concession minière de la Cruzille (dont Le Fraisse).

La masse d'eau réceptrice au sens de la DCE a tout d'abord été déterminée : il s'agit du « Ritord et ses affluents depuis la source jusqu'à la retenue de Saint Pardoux ». Le rejet de la station de traitement s'effectuant dans le Ritord, c'est donc le Ritord qui est la masse d'eau à considérer pour la zone de mélange.

La zone de mélange en aval du rejet de la station de traitement a été déterminée en fonction des critères de la DCE. Le paramètre déterminant étant la largeur du cours d'eau dans ce cas, une zone de mélange de 35 mètres après le rejet a été retenue.

La fin de la zone de mélange est très proche (une vingtaine de mètres) du point de surveillance environnementale SIL B, utilisé depuis plusieurs années pour le suivi des eaux dans le milieu naturel en aval du site.

VGE conditionnelle uranium

A partir des paramètres physico-chimiques du Ritord, mesurés en amont du point de rejet, la classe d'eau de la masse d'eau réceptrice a été déterminée. Avec une alcalinité mesurée à 13,1 mg/L (HCO_3^-), un pH moyen de 6.8, et un taux de carbone organique dissous de 2,6 mg/L, le Ritord se positionne dans la classe d'eau n°4 (mesure ponctuelle).

Cette catégorie permet de définir la VGE conditionnelle de l'uranium, à 1 $\mu\text{g/L}$ selon le projet de guide technique des anciennes mines d'uranium (Figure 34), valeur ajoutée au bruit de fond.

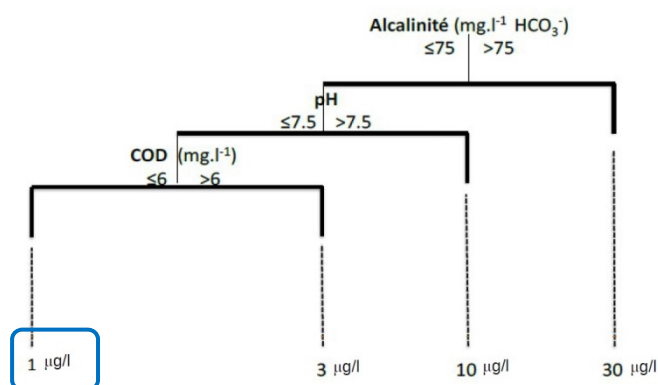


Figure 34 : Arbre de détermination de la VGE conditionnelle de l'uranium (MEDDE, juin 2015)

Comparaison des teneurs à la VGE

Suite à cette détermination, une modélisation de la zone de dilution du rejet a été réalisée dans les eaux du Ritord. En utilisant un modèle analytique basé sur la résolution des équations dérivées de Fisher, il est alors possible de modéliser les teneurs en uranium en aval du point de rejet.

Ce modèle de dilution permet alors de comparer la teneur en uranium modélisée en sortie de zone de mélange avec la somme de la VGE conditionnelle spécifique du site et le bruit de fond. Cette comparaison constitue la première étape dans la démarche ERE.

Le résultat de cette modélisation indique une teneur théorique en sortie de zone de mélange de 3,6 $\mu\text{g/L}$.

Sachant que la teneur en uranium en amont du rejet, dans le Ritord, est de 1,78 $\mu\text{g/L}$, la teneur maximale en uranium à respecter en sortie de zone de mélange est égale à (bruit de fond + $VGE_{\text{conditionnelle}}$) = 1,78 $\mu\text{g/L}$ + 1 $\mu\text{g/L}$ = 2,78 $\mu\text{g/L}$.

La modélisation de la zone de dilution indique que la VGE U n'est pas atteinte en sortie de zone de mélange pour le site de Silord.

Une mesure ponctuelle en sortie de zone de mélange a été réalisée. Avec une teneur en uranium en sortie de zone de mélange mesurée à 14.1 $\mu\text{g/L}$, ce dosage ponctuel confirme la conclusion de la modélisation : la VGE U n'est pas atteinte en pratique.

En parallèle de cette première évaluation, une évaluation sur le terrain de l'état réel des écosystèmes a été menée, par une campagne d'Indices Biologiques. Cette campagne complète une autre campagne d'IBGN ayant été réalisée en 2008 sur le même site, à la même période de l'année.

Evaluation de l'état du milieu

Campagne d'IBGN de 2008

Dans le cadre de l'élaboration du contrat de rivière Gartempe, une étude de la qualité des eaux et des milieux aquatiques du bassin versant de la Gartempe a été réalisée en 2008. L'indice IBGN a été calculée sur plusieurs stations du bassin versant de la Gartempe, dont notamment autour des sites d'Augères et de Silord, sur le Ritord.

Pour le site de Silord, une station amont (correspondant aussi à l'aval immédiat du rejet de la station de traitement d'Augères-Fanay) et une station aval ont été étudiées.

Les résultats de cette évaluation, réalisée en septembre 2008 et publiée en 2009, sont repris en Tableau 16.

Nom	Gpe indic	Cl var	Note IBGN	Interprétation hydrobiologique	impact morphologique certain	impact morphologique possible	impact pollution certain	impact pollution possible
Ritord 2	7	6	12	La diversité biologique médiocre est imputable à la typologie du cours d'eau (petite taille). La population abondante du genre leuctra atteste d'une pression sur la qualité de l'eau moyenne mais pas nulle car on observe l'absence totale de taxons des rangs 8 ou 9 dans un cours d'eau à la morphologie préservée avec substrats d'accueil potentiel existants.	non			possible Moyen bassin de traitement AREVA
Ritord 3	7	6	12	La population est proche de celle de la station Ritord 2 malgré des différences importantes dans la situation (zone de pâture en amont et zone boisée sur ce site)	non			possible Moyen bassin de traitement AREVA

La station Ritord 2 correspond à l'amont du rejet du site de Silord, Ritord 3 est en aval du rejet du site de Silord.

Tableau 16 : Note IBGN et interprétation hydrobiologique pour le site de Silord, dans le cadre du contrat de Rivière Gartempe (Aqua Concept Environnement et Egis Eau, 2009)

Campagne de mesures de 2017

Une nouvelle campagne de réalisation d'indices IBG-DCE compatibles a été réalisée à l'été 2017 en amont et en aval du site de Silord (Figure 35).

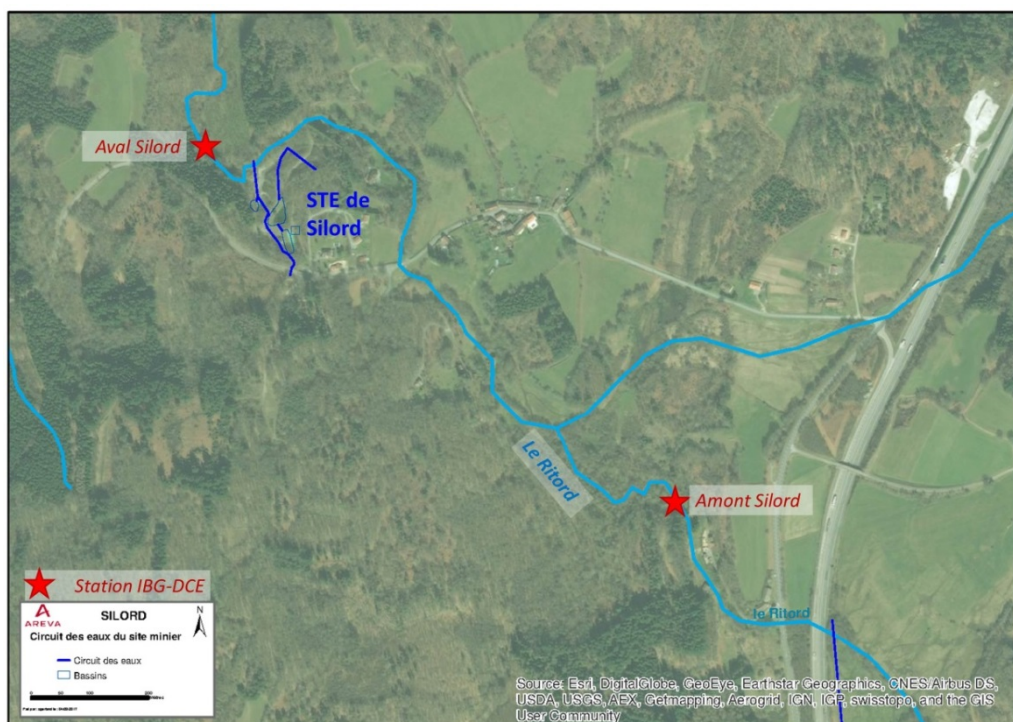


Figure 35 : Localisation des stations d'IBG-DCE réalisés sur le site de Silord en août 2017

Les résultats de cette nouvelle campagne de mesure peuvent être mis en parallèle avec ceux de 2009, la période d'étude étant comparable (étiage en fin d'été), avec une nuance toutefois : la norme de réalisation des IBG a été révisée en 2016, pour être compatible avec la DCE.

Par ailleurs, l'amont du site de Silord évalué en 2009 et celui de 2017 ne sont pas identiques. Dans l'étude de 2009, la station de mesure Ritord 2 est plus proche de l'aval du site d'Augères que de l'amont immédiat du site de Silord. Dans l'étude de 2017, la station Amont est située juste en amont du site de Silord.

Résultats

En amont comme en aval du site de Silord, l'état physico-chimique de l'eau du Ritord est qualifié de « Bon ». Le cours d'eau du Ritord ne semblerait pas être impacté après le rejet des eaux de Silord (MICA Environnement, 2017).

En ce qui concerne l'état biologique des stations étudiées, les résultats sont très contrastés entre l'amont et l'aval (Tableau 17). Les conclusions de l'étude indiquent :

*« Les résultats de la campagne 2017 permettent l'obtention d'indices de **12/20 en amont du site de Silord** et **17/20 en aval du site**. Ces notes confèrent respectivement aux cours d'eau une qualité " Moyenne " et « Bonne » selon les seuils de qualité de l'Hydroécocorégion 21 - Massif Central Nord.*

Ainsi, sur le Ritord, l'évaluation de l'impact du rejet de la station de traitement est non significative. En effet, une qualité moindre est observée en amont du site de Silord.

Or, la station aval est structurellement différente, elle se situe principalement dans une zone fortement lotique et présentant des substrats fortement biogènes (bryophytes, spermaphytes immergés, etc.) alors que la station amont présente majoritairement lentiques et présente des substrats moins biogènes (majorité de graviers). Il est donc impossible de déterminer si le site minier représente une perturbation pour le cours d'eau du Ritord.

L'indice « équivalent IBGN » apporte ici peu d'informations quant à l'évolution amont/aval de la qualité biologique. »

Tableau 96 : Récapitulatif des résultats physico-chimiques					
Stations	Etat physicochimique				
Le Ritord - Amont site de Silord	Oxygène		T°	pH	Bon
	1	2	5	11	
Le Ritord - Aval site de Silord	Oxygène		T°	pH	Bon
	1	2	5	11	

Légende :
Classes de qualité selon l'arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 ; cinq classes : Très bonne - Bonne - Moyenne - Médiocre - Mauvaise).
Paramètres : 1 Oxygène dissous, 2 Taux de saturation en oxygène, 5 Température, 11 pH.

Tableau 97 : Récapitulatif des résultats hydrobiologiques				
Stations	Etat Biologique			
	Equivalent I.B.G.N. (G.F.I. - C.V.)	Robustesse	Indices structuraux	GOLD/PTE
Le Ritord - Amont site de Silord	12 (7 ; 6)	[12 ; 11]	Déséquilibre moyen	Dominance 75% / 20%
Le Ritord - Aval site de Silord	17 (9 ; 9)	[17 ; 15]	Déséquilibre moyen	Dominance 60% / 25%

Légende :
Classes de qualité selon l'arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 ; cinq classes : Très bonne - Bonne - Moyenne - Médiocre - Mauvaise).

Tableau 17 : Récapitulatifs des résultats physico-chimiques et des macro-invertébrés sur les écosystèmes du Ritord, en aval du rejet de Silord (87) (MICA Environnement, 2017)

Il semblerait donc que l'indice IBG-DCE ne soit pas l'indice le plus adapté pour comparer l'état des écosystèmes entre l'amont et l'aval du site de Silord. En revanche, le bon indice d'équivalent I.B.G.N., obtenu avec une bonne habitabilité du milieu, peut être comparé avec l'évaluation réalisée en 2008-2009.

La note obtenue en 2009 était de 12, avec un indice GFI (représentant les taxons pollu-sensibles) de 7 et un indice CV (représentant la diversité des taxons) de 6. Les notes obtenues en 2017 sont plus hautes, avec un indice global à 17 (GFI : 9 ; CV : 9).

Il semblerait donc que malgré l'arrêt du traitement actif sur la station de Silord depuis 2015, l'état des écosystèmes se serait en fait amélioré. **L'arrêt du traitement actif sur la station de Silord ne semble pas avoir eu d'impact négatif sur l'écosystème récepteur des rejets.**

Perspectives pour la gestion de la station de traitement de Silord

Compte tenu des résultats de suivi environnemental en aval du site, il semblerait qu'un traitement passif par simple décantation à travers des bassins, tel que proposé dans le dossier de DADT de Silord, serait intéressant dans le cadre d'une refonte de la station. Il permettrait de piéger les radioéléments sur les oxy-hydroxydes métalliques et de respecter les teneurs prescrites par le RGIE, tout en ayant un impact environnemental bien moindre qu'un traitement actif employant du chlorure de baryum.

D. STRATEGIE GLOBALE DE GESTION DES STATIONS

Cette partie constitue un **bilan de la stratégie définie par AREVA pour la gestion de ses stations de traitement des eaux**, sur un plan général, puis site par site, en prenant en compte les enjeux spécifiques de chaque station de traitement.

D.1. Les enjeux actuels de la stratégie de gestion des STE

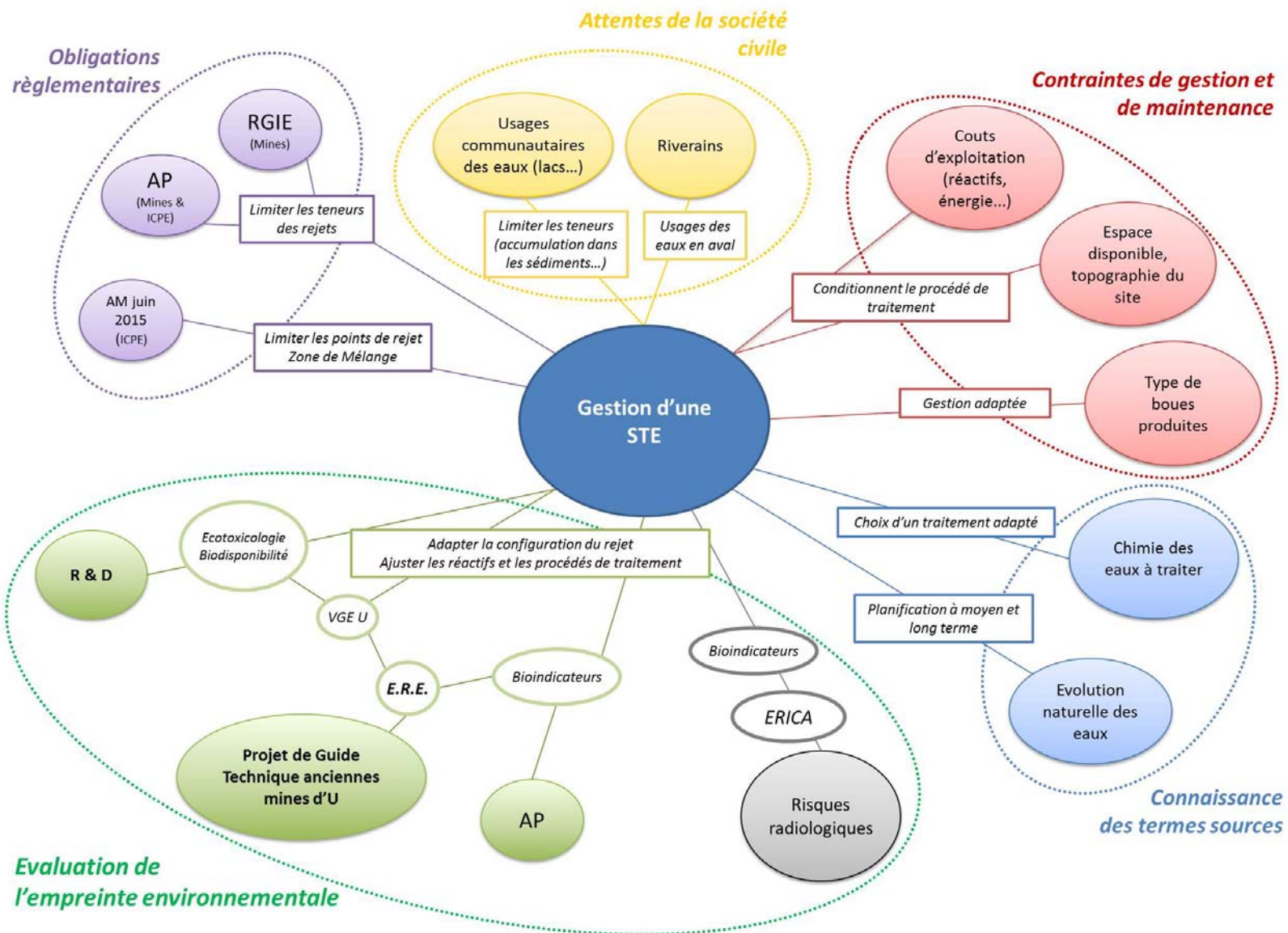
La gestion d'une station de traitement des eaux répond à différents paramètres, parfois antagonistes, que les équipes d'AREVA Mines cherchent satisfaire au mieux. Ces paramètres peuvent être classés en plusieurs catégories :

- Les obligations réglementaires ;
- La limitation de l'empreinte environnementale de la station de traitement ;
- La chimie des eaux et l'évolution des termes sources ;
- Les contraintes de gestion et de maintenance des stations et de leurs effluents ;
- Les attentes de la société civile quant à la gestion des stations (et en particulier à l'aval des rejets).

Afin de répondre au mieux à ces enjeux, plusieurs outils sont utilisés par AREVA pour définir la meilleure stratégie de traitement :

- L'optimisation de la configuration du point de rejet ;
- Le choix d'un procédé de traitement adapté (à la chimie des eaux, à la réglementation, aux enjeux environnementaux et sociétaux, à la configuration du site, aux contraintes de gestion et de maintenance) ;
- Une planification à moyen et à long terme ;
- Le contrôle de l'empreinte environnementale du site par divers moyens (suivi environnemental, évaluations de l'état écologique du milieu) ;
- La recherche constante de l'amélioration continue des procédés de traitement et de l'efficacité des stations ;
- La recherche de traitements alternatifs.

Figure 36 : Enjeux conditionnant la gestion des stations de traitement des eaux sur les anciens sites uranifères français



Pour répondre à ces différentes contraintes, la gestion des stations de traitement des eaux sera adaptée via plusieurs leviers :

- Le choix d'un traitement adapté, au court comme au long terme ;
- L'ajustement du type et du dosage des réactifs ;
- L'amélioration de l'efficacité des traitements en place ;
- L'optimisation des installations ;
- La modification de la configuration des points de rejet dans l'environnement.

Parallèlement, les départements de recherche et développement cherchent à développer des méthodes d'évaluation des impacts et des procédés de traitement alternatifs, permettant de limiter l'empreinte environnementale des stations, tout en assurant une faisabilité technique et économique, au court comme au long terme.

D.2. La stratégie d'évolution par station de traitement

L'évaluation et la connaissance des sites ont montré que les stations de traitement des eaux doivent être considérées dans leur environnement propre. Les contraintes de fonctionnement des stations et de gestion des boues doivent être prises en compte dans le calcul de l'empreinte environnementale et sanitaire des stations, et donc dans le choix de mode de gestion.

Pour chacune des 15 stations de traitement des anciens sites miniers uranifères français, le Tableau 18 résume les procédés de traitement employés, l'empreinte environnementale évaluée de la station, les contraintes logistiques à prendre en compte, les enjeux du site à moyen et à long terme, et en conséquence, la stratégie de gestion choisie pour s'adapter à chaque contexte.

Note : les commentaires sur la VGE U en tableau 17 se rapportent à une valeur de 1µg/L pour la classe d'eau n°4, telle que mentionnée dans la version de juin 2015 du projet de guide technique du MEDDE.

Tableau 18 : Stratégie de gestion pour les stations de traitement des eaux des anciens sites uranifères

Traitement principal	Site minier	Description du traitement	Cible	Risques environnementaux	Contraintes de gestion de la STE		Enjeux actuels (pour la STE)	Stratégie d'évolution de gestion de la STE
					Liées au traitement	Liées aux boues		
Précipitation - coagulation - floculation - décantation	Augères (87)	Utilisation de sulfate d'alumine, de chlorure de baryum et d'un floculant, puis décantation/filtration à travers un lit de boue	Ra (cible principale) U	Ecotoxicité du Ba Ecotoxicité de l'Al Accumulation de l'U dans les sédiments du lac de St Pardoux	Maintenance de la station et gestion des réactifs	Boues à gérer (entreposées à la STE du SIB jusqu'à l'USL)	Limitier l'accumulation de l'U dans les sédiments pour éviter un curage du lac de St Pardoux	Maintien du traitement actuel - Suivi de la mise en place du lit de boues
	Bacconnière (49)	Traitement de l'eau dans la MCO par neutralisation du pH au lait de chaux	pH	-	Gestion du stock de lait de chaux Consommation électrique (pompage continu) Surveillance de la cote de l'eau dans la MCO	-	-	Maintien du traitement jusqu'à ce que le pH des eaux de la MCO soit naturellement neutre
	Bellezane (87) (ICPE)	Utilisation de sulfate d'alumine, de chlorure de baryum et de soude	Ra	Ecotoxicité du Ba Ecotoxicité de l'Al Risque de mauvais dosage de la soude	Maintenance de la station et gestion des réactifs	Boues à gérer (entreposées à la STE du SIB jusqu'à l'USL)	Activité connexe à ICPE 1735	Maintien du traitement actuel. - Possibilité de mettre en place un lit de boues (dans le cas d'une refonte de la STE)
	Jouac – Bernardan (87) (ICPE)	Utilisation de chlorure de baryum, de chaux, d'un floculant et de sulfate d'alumine (depuis 2017)	Ra (cible principale) U	Ecotoxicité du Ba, de l'Al Risque de mauvais dosage de la chaux Dépassement de la VGE U dans le Rigeallet	Maintenance de la station et gestion des réactifs	Important volume de boues à gérer (gérées sur place jusqu'à USL)	Activité connexe à ICPE 1735 - Stockage de boues de traitement des eaux - Evaluation de l'état des écosystèmes à réaliser - Remontée des eaux dans la MCO, traitement de ces eaux à planifier si débordement	Maintien du traitement actuel. - Si débordement de la MCO, mise en place d'un traitement approprié pour un mélange MCO + eaux du stockage
	Bertholène (12) (ICPE)	Utilisation de chaux ou de soude et d'un floculant	U, pH	VGE U respectée dans l'Aveyron	Maintenance de la station et gestion des réactifs	Boues à gérer	Activité connexe à ICPE 1735 - Maintien du stockage des boues in situ	Maintien du traitement actuel. - Mise en place du pilotage à distance de la station depuis Lodève.
	les Bois Noirs (42) (ICPE)	Traitement des eaux d'exhaure des TMS / MCO et des drains de la digue : utilisation de soude et de sulfate d'alumine Traitement des eaux de surverse du grand bassin : utilisation de chlorure de baryum (inutilisé depuis 2006)	Ra, U Ra (cible principale)	(Ecotoxicité de l'Al) Dépassement possible de la VGE U dans la Besbre Ecotoxicité du Ba Sécurisation du grand bassin Artificialisation du lit de la Besbre	Maintenance de la station, gestion du stock de réactifs - Déclenchement du traitement actif en cas de risque de surverse	Boues à gérer (stockées dans le grand bassin)	Activité connexe ICPE 1735 - Refonte de la station - Traitement des eaux de surverse - Eviter l'utilisation de BaCl ₂ - Curage des bassins de décantation prévu	Refonte de la station prévue pour traiter les eaux de surverse du grand bassin - Remplacement du traitement au BaCl ₂ par du FeCl ₃
	l'Ecarpière (44) (ICPE)	Traitement 1 (eaux minières) : piégeage de l'uranium sur les hydroxydes de fer au niveau des bassins de réception (B18 000 et B16 000) Traitement 2 en série (station) : piégeage du radium par utilisation de chlorure de baryum, de lait de chaux et d'un floculant organique, puis décantation/filtration à travers un lit de boue	U Ra	- Ecotoxicité du Ba Risque de mauvais dosage du lait de chaux	Gestion de la cote dans le B18 000 Maintenance de la station et gestion des réactifs Consommation électrique (pompage) Surveillance du lit de boues	Boues à gérer (stockées dans les alvéoles sur l'ICPE)	Séparation des eaux minières des eaux de l'ICPE Limitation de la consommation énergétique, limiter l'utilisation de BaCl ₂ et de chaux - Détermination de la zone de mélange (statut ICPE 1735)	Traitement des eaux minières par simple piégeage du Ra sur les oxy-hydroxydes de fer, à pH basique, dans le B 18 000 - Mise en place d'un procédé propre aux eaux de l'ICPE
	le Fraisse (87)	Utilisation de sulfate d'alumine et de chlorure de baryum	Ra	Ecotoxicité du Ba Ecotoxicité de l'Al Etude VGE U en cours Pas de signe d'un impact environnemental du rejet sur l'écosystème de la Couze	Pompage des eaux d'exhaure jusqu'à la STE	Boues à gérer (entreposées à la STE du SIB jusqu'à l'USL)	Améliorer la connaissance de l'impact environnemental du site. - Limitation de la consommation énergétique	Etude de l'arrêt du traitement chimique actif pour passer sur un traitement passif, se passer du baryum. A plus long terme, étude de la faisabilité d'un arrêt du traitement en fonction du débit de la Couze
	Silord (87)	Utilisation de sulfate d'alumine, de chlorure de baryum et de soude (traitement arrêté depuis 2015)	Ra	(écotoxicité du Ba écotoxicité de l'Al mauvais dosage de la soude) Pas de signe d'impact environnemental après l'arrêt du traitement en 2015	Plus de traitement depuis 2015, bassins fuyards. Maintien du pompage des eaux du puisard vers la STE	-	Maitrise du réseau hydraulique - Augmentation progressive des teneurs en Ra dans les rejets depuis 2014, risque de dépassement des limites du RGIE pour 2017	Refonte de la station pour passer sur un traitement passif, par piégeage du Ra et de l'U sur les oxy-hydroxydes de fer. Au long terme, étude de la faisabilité de l'arrêt du traitement
	Site Industriel de Bessines (87) (ICPE)	Traitement 1 : piégeage de l'uranium sur les hydroxydes de fer et de manganèse au niveau du bassin de réception du Vieux Moulin Traitement 2 en série (station) : utilisation de chlorure de baryum	U Ra	- Ecotoxicité du Ba	Gestion de la cote dans le bassin du Vieux Moulin Consommation électrique (pompage) Maintenance de la station et gestion des réactifs - Stockage des boues de la Crouzille dans le bassin Est	Boues à gérer (gestion sur place jusqu'à l'USL)	Activité connexe à ICPE 1735 - Détermination de la zone de mélange (statut ICPE 1735) - Acceptation du projet de gestion des boues à l'USL	Maintien du traitement actuel - Stockage des boues de station dans l'USL à son ouverture
Résines échangeuses d'ions	Lodève (34) (ICPE)	Résines échanges d'anions + traitement d'appoint à la chaux (volumes importants à traiter)	U U	- Mauvais dosage de la chaux	Requiert un suivi rapproché, et consommation électrique importante Maintenance de la station et gestion des réactifs	Stockage dans une lagune à boues	Activité connexe à ICPE 1735 - Détermination de la zone de mélange (statut ICPE 1735)	Maintien du traitement actuel - Surveillance de la performance des résines
Drains calcaires	Beaurepaire (85)	2 stalles de drains calcaires	pH oxydes métalliques (Fe, Al, Mn)	dépassement du taux d'oxydes métalliques au rejet	Nettoyage des calcaires	Criblage à sec et stockage in situ des boues	Surveillance de l'efficacité du bassin de décantation pré-drain	Maintien du traitement actuel
	Cérilly (03)	2 stalles de drains calcaires	pH oxydes métalliques (Fe, Al, Mn)	dépassement du taux d'oxydes métalliques au rejet accumulation possible de radioéléments dans les sédiments de l'étang du Cottignon	Nettoyage fréquent des calcaires	Production de boues d'oxy-hydroxydes de fer stockées sur place - Stockage des calcaires usés sur place	Colmatage rapide des drains calcaires	Maintien du traitement - Dossier de DADT en cours de rédaction
	Le Cellier (48) (ICPE)	2 stalles de drains calcaires + traitement d'appoint à la soude (en cas de forts débits à traiter)	pH pH	VGE dépassée en sortie de zone de mélange Mauvais dosage de la soude	Nettoyage des calcaires Maintenance de la station et gestion de la soude	Stockage des boues sur place, dans les TMS et sur boutonnière Stockage des boues dans les TMS	Activité connexe à l'ICPE 1735 - Eviter l'utilisation de soude - Evaluation en cours des risques sur les écosystèmes (IBG-DCE)	Maintien du traitement - Dossier de DADT en cours de rédaction
Wetland	Henriette (87)	Piégeage des radioéléments sur une tourbe	Ra, U	Eviter l'accumulation de radioéléments dans l'étang de la Crouzille	Maintenir un débit d'entrée constant	Gestion de la matière organique marquée à définir	-	Poursuite des études en cours (étude des capacités de stockage et les exutoires possibles pour la tourbe marquée)

CONCLUSION

Actuellement, quinze stations de traitement des eaux sont en fonctionnement sur le territoire français. Sept d'entre elles utilisent un procédé de fonctionnement actif « classique », par précipitation-décantation, utilisant des réactifs chimiques, trois utilisent un traitement uniquement passif, et trois utilisent un procédé mixte. Une station traitant des eaux riches en uranium dissous utilise un procédé de traitement par résines échangeuses d'ions, complété en cas de forts débits par un traitement chimique. Une station enfin constitue un pilote de traitement des radioéléments par piégeage sur la matière organique.

Ces procédés de traitement sont adaptés en fonction des contraintes réglementaires imposées sur les teneurs des rejets dans le milieu naturel ; toutefois cette approche est amenée à évoluer dans les années à venir, afin de mieux prendre en compte l'empreinte environnementale des sites.

AREVA Mines procède donc à une évaluation de l'état des écosystèmes récepteurs en aval des rejets de ses stations de traitement. Parallèlement, les études se poursuivent pour optimiser le fonctionnement des stations et développer des procédés de traitement alternatifs, visant à améliorer l'efficacité des traitements et à limiter le risque chimique et radiologique sur les écosystèmes.

Plusieurs axes d'amélioration ont été identifiés pour diminuer ce risque environnemental. Certaines solutions sont en cours de test, d'autres devraient être mises en application prochainement (traitement passif, lits de boue, utilisation du chlorure ferrique).

La démarche d'approche graduée d'évaluation du risque sur les écosystèmes, recommandée par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, a été testée sur quelques sites. Il subsiste toutefois encore un doute sur les modalités de détermination de la valeur guide environnementale pour l'uranium dissous, qui restent à l'heure actuelle encore à clarifier pour pouvoir être applicables à tous les sites.

Par ailleurs, l'évaluation du risque radiologique par l'outil ERICA a été testée sur quelques sites. Le retour d'expérience montre que l'approche ERICA est un outil utile pour rapidement identifier les sites où les risques radiologiques sont négligeables, mais n'est en général pas adapté pour pouvoir conclure précisément sur les risques radiologiques associés à une station de traitement, où l'exposition radiologique est, à l'origine, non négligeable. Conformément à la méthodologie d'évaluation environnementale graduée, il apparaît dès lors pertinent de privilégier des approches d'évaluation de l'état écologique.

De façon générale, AREVA Mines a défini une stratégie de gestion prenant en compte les aspects réglementaires, logistiques, sociétaux, géochimiques et environnementaux de

chaque ancien site minier dont les eaux doivent être traitées, afin de définir un traitement adapté à chaque situation. Les stratégies définies prennent en compte la gestion à long terme, en cherchant, lorsque cela est possible, à développer des procédés de traitement les plus passifs possibles, voire à envisager un arrêt du traitement si l'absence d'impact est avéré.

Dans cette optique, le prochain bilan d'étape devrait se focaliser sur la modélisation géochimique de l'évolution au long terme de la qualité des eaux naturelles. Ces projections devraient permettre d'affiner les stratégies de traitement des eaux, d'améliorer la gestion des termes sources hors travaux miniers, et de contribuer à identifier les sites où un arrêt du traitement sera bientôt possible.

BIBLIOGRAPHIE

Aqua Concept Environnement et Egis Eau (2009) Etude de la qualité des eaux et des milieux aquatiques du bassin de la Gartempe préalable à un contrat de rivière concernant les cours d'eau : Gartempe, Ardour, Brame, Couze, Semme, Vincou et leurs affluents. Phase 1 : Etat des lieux et Diagnostic, Document n°4 : Etude hydrobiologique. Etude réalisée pour le compte du syndicat mixte Contrat de Rivière Gartempe. Avril 2009. 49 p.

AECOM (2017) Interprétation de l'état du site et de son environnement, site d'Henriette, Haute-Vienne. Rapport préparé pour AREVA Mines, constitutif du dossier de DADT du site d'Henriette (non paru), BDX-RAP-16-00955B ; 214 p.

AREVA (2016 - a) Demande de dérogation au titre de l'article L. 411-1 et L. 411-2 concernant les espèces protégées et leurs habitats – Travaux d'aménagement de la vallée du ruisseau des Sagnes (Saint-Sylvestre – 87), par Ecologia Conseils (m.a.j. mai 2016), disponible en consultation sur le site de la DREAL Nouvelle-Aquitaine (août 2017) ; 184 p.

AREVA (2016 - b) Création du Centre d'Innovation Minière (CIM) et de l'Unité de Stockage de Lavaugrasse (USL) Dossier de Demande d'Autorisation d'Exploiter - Bessines-sur-Gartempe (87) – Volume 1 : Présentation de la demande. Version de décembre 2016, 220 p.

AREVA (2016 - c) Création du Centre d'Innovation Minière (CIM) et de l'Unité de Stockage de Lavaugrasse (USL) Dossier de Demande d'Autorisation d'Exploiter - Bessines-sur-Gartempe (87) – Volume 2 : Etude d'Impact. Version de décembre 2016 ; 220 p.

AREVA - SMJ (juillet 2017) Courrier à destination de la DREAL Aquitaine Limousin Poitou-Charente, daté du 21/07/2017 ; BES-CD-87-2017-07-21-0001

Beaugellin-Seiller K., Février L., Garnier-Laplace J., Gilbin R. (2010) Proposition de valeurs de PNEC chronique et aiguë pour l'uranium : valeurs génériques et conditionnelles aux domaines physico-chimiques des eaux douces considérées. IRSN/DEI, rapport SECRE/2010-038 ; 69 p.

Cadoret G. (2013) Bilan environnemental – Sites miniers uranifères de l'Hérault ; AREVA Direction internationale de l'Après-Mines ; 183 p.

Cadoret G. (2016) Surveillance environnementale du site du FRAISSE (87) – Bilan des contrôles 2011-2015. Août 2016, BES-DIAM-GSF-RAP-0074 ; 111 p.

Centre d'Innovation Minière (CIM) (2017) Présentation du projet de stockage des boues minières uranifères de Haute-Vienne – Projet USL. Présentation interne AMF – AREVA Mines, 10 mars 2017 ; 21 slides.

Chapman P.M. (2008) Environmental Risks of Inorganic Metals and Metalloids: A Continuing, Evolving Scientific Odyssey. Hum. Ecol. Risk Assess. ; 14(1): 5-40.

COGEMA (2003) Traitement passif des effluents de sites réaménagés – Essais pilotes sur le ruisseau des Sagnes. Etude SEPA SPI-ND/CGN-2003-240 ; octobre 2003 ; 48 p.

COGEMA (2006) Essais de traitement passif des eaux en bassin pilote. Etude SEPA SPI ND-BO/CGN-SPI-2006/289 ; octobre 2006 ; 24 p.

Descostes M., Fedon-Petrova S., Gibeaux A. (2011) PNGMDR2 : Evaluation des pratiques actuelles de traitement des eaux issues des anciens sites miniers uranifères français et recherche de procédés alternatifs. Rapport AREVA Mines BGM/DI/DRD RT 11-084 ; 61 p.

Descostes M., Wattinne A., Guiollard P-C., Patrier P. (2017) Relation entre les flux rejetés par le site de Bois Noirs-Limouzat et l'accumulation de sédiments marqués dans le lac de Saint-Clément. Second rapport d'avancement. AMS-DOP-DRD-NT-0101. 49 p.

Gibeaux A. (2012) Site du Bernardan (87) – Evaluation des risques radiologiques pour les écosystèmes. Rapport AREVA BGM/DRES/BES/DAM/ENV RE 2268 00 ; juillet 2012 ; 20 p.

Gibeaux A. (2015) Bilan d'étape sur la gestion des stations de traitement des eaux des anciens sites miniers uranifères français – Présentation du rapport PNGMDR 2013-2015. Groupe de travail PNGMDR Traitement des eaux, 13 avril 2015, Montrouge ; 19 slides

Gibeaux A. et Delhoume J. (2015) PNGMDR 2013-15 : Bilan d'étape sur la gestion des stations de traitement des eaux des anciens sites miniers uranifères français ; AREVA Après-Mines France ; 282 p.

Gilbin R. (2012) Uranium : vers une norme de qualité environnementale pour les cours d'eau français. Ecotoxicologie, Radioécologie : Etat et Perspectives, *Journées SFRP*, juin 2012, Paris ; 20 slides

Groupe d'Expertise Pluraliste (GEP) sur les sites miniers d'uranium du Limousin (2010) Recommandations pour la gestion des anciens sites miniers d'uranium en France. Des sites du Limousin aux autres sites du court aux moyens et longs termes. Synthèse ; 22 p.

Husson A. (2016) Biodisponibilité et bioaccumulation : une approche intégrée. Les mécanismes de l'uranium dans le cadre du transfert sédiment-biote – Rapport d'avancement annuel (thèse), interne AREVA Mines, DR&D. AMS-DOP-DRD-NT-0099 ; 80 p.

Huyn J., Palacio R., Safizadeh F., Lefèvre G., Descostes M., Eloy L., Guignard N., Rousseau J., Royer S., Tertre E. et Batonneau-Gener I. (2017) Adsorption of Uranium over NH₂-functionalized ordered silica in aqueous solutions ; ACS Applied Materials & Interfaces 2017, 9, pp. 15672-15684

INERIS – **Chochois L. et Migné-Fouillen V., (2011)** Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementale (NQE). Rapport d'étude DRD-11-118981-08866A ; 36 p.

IRSN – **Février L., Beaugelin-Seiller K., Gilbin R. (2013)**. Intégration opérationnelle de la matière organique dans la détermination des valeurs génériques et conditionnelles des PNECeau de l'uranium. Application au domaine physico-chimique des eaux douces françaises. Rapport IRSN/PRP-ENV/SERIS/2013-0041 ; 83 p.

IRSN – **Février L. et Gilbin R. (2014)** Proposition de valeurs de PNEC_{eau} de l'uranium conditionnelles à des domaines physico-chimiques représentatifs des eaux douces françaises. Rapport PRP-ENV/SERIS/2014-0028 ; 104 p.

IRSN (2015) Valeur Guide Environnementale (VGE) et valeurs de référence spécifiques (QS) pour l'uranium - Synthèse et éléments pour l'application aux eaux douces françaises. Rapport PRP-ENV/SERIS/2015-004 ; 28 p.

Landrum P.F. and Faust W.R. (1994) The role of sediment composition on the bioavailability of laboratory-dosed sediment associated organic contaminants to the amphipod, *Diporeia* (spp). Chemical Speciation and Bioavailability, 6(2-3): 85-92.

Leermakers M. and Gao Y. (2012) Measurements of trace elements using DGT (Diffusive Gradient in Thin Films) in sites impacted by uranium mining – VUB AREVA internal progress report 2011-2012

Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie – **MEDDE (juin 2015)** Guide technique « Gestion des anciennes mines d'uranium ». Version projet n°10 du 12 juin 2015 ; 75 p.

MICA Environnement (2017) Rapport d'analyses « Analyses hydrobiologiques – Sites miniers du Fraisse et de Silord (87) » réalisé par Hydrorestore pour MICA Environnement. RA-2017-08-01 - V.01 ; 86 p.

Minelis (2016) Concession de Saint-Sylvestre (87) – Quartier minier de SILORD - Déclaration d'Arrêt Définitif des Travaux miniers. Projet de dossier de DADT rédigé par Minelis pour AREVA Mines, version n°5 (12 avril 2016), ARE-SIL-a-1304 ; 172 p.

Phrommavanh V. et Gibeaux A. (2013) Biodisponibilité des contaminants en contexte minier : Revue bibliographique interne. Rapport AREVA AMS-DEXP-DRD-RT-0009 ; 121 p.

Phrommavanh V., Descostes M., Nos J., De Boissezon H. et Reilé B. (2014) Rapport technique – Relation entre les flux rejetés par le site de Bois Noirs-Limouzat et l'accumulation de sédiments marqués à Saint-Clément. AMX-DEXP-DRD-RT-0044. 250 p.

Phrommavanh V. (2015) Caractérisation géochimique des eaux et estimation de la biodisponibilité de U, ²²⁶Ra et éléments traces en aval d'anciens sites miniers français. Rapport technique AREVA Mines AMS-DOP-DRD-RT-0007 ; 63 p.

Rand G.M., Wells P.G. and Mc Carthy L.S. (1995) Introduction to Aquatic Toxicology. Effects, environmental fate and risk assesment. London, Taylor and Francis ; pp. 3-67.

Reilé B. (2017 - a) Mise en place d'une méthodologie pour évaluer la biodisponibilité de l'uranium à l'aval d'anciennes mines d'uranium. Projet Envir@mines/AMF, communication interne AREVA Mines ; 9 slides

Reilé B. (2017 – b) Préparation de la mission de terrain du projet « outil de modélisation de la biodisponibilité de l'uranium » - correspondance interne AREVA, juillet-août 2017.

Reilé B. (2017 – c) Approche multiscalaire dans l'évaluation de l'uranium biodisponible des eaux de surface – Mémoire de fin d'études mastère EPA-ENGEES – AREVA Mines, novembre 2017 ; 91 p.

Sanchez-Vado J. (2017) Site de Bertholène – Refonte de la station - Rapport de fin de chantier ; document AREVA Mines SEPA/SPI-JSV-2017/0005 ; 45 p.

Schick J. (2015) Réunion SEPA-AMF – Bilan 2015. Bilan d'activité du SEPA pour 2015, présentation interne AREVA Mines, décembre 2015 ; 83 slides

Schick J. (2016) Réunion SEPA-AMF – Bilan 2016. Bilan d'activité du SEPA pour 2016, présentation interne AREVA Mines, décembre 2016 ; 69 slides

Schick J. (2017 – a) Informations sur les résines de Lodève, communication interne AREVA Mines, 7 slides

Schick J. (2017 - b) Composition et stabilité des boues de traitement des eaux des anciennes mines d'uranium. Rapport interne AREVA Mines SEPA/SET – JS/EG – 2017/0742 ; 50 p.