

COMPAGNIE FRANÇAISE DE MOKTA

SITES MINIERS URANIFERES DE CORREZE



DOSSIER DE DECLARATION D'ARRET DEFINITIF DES TRAVAUX MINIERS

**TOME 4 : BILAN DES EFFETS DES TRAVAUX MINIERS
ET DE LEUR ARRET SUR L'ENVIRONNEMENT
ET LA SANTE DES PERSONNES**

Site de la Barrière

PERMIS D'EXPLOITATION DE LA BARRIERE

Commune de Darnets (Corrèze)

Novembre 2018
n°18.118

Siège : Route de Saint-Pons – Ecoparc Phoros – 34600 BEDARIEUX
Tél / (Fax) : 04 67 23 33 66 (60) – siege.herault@mica-environnement.com

Agence Lyon : 582, allée de la Sauvegarde – 69009 LYON
Tél : 04 78 64 84 75 – E-mail : agence.lyon@mica-environnement.com

MICA Environnement NC : 18, route du Sud, Normandie – 98800 NOUMEA
Tél / Fax : (+687) 44 18 20 – E-mail : contact@mica.nc



SOMMAIRE

1 - BILAN DES EFFETS DES TRAVAUX MINIERES ET DE LEUR ARRET SUR L'ENVIRONNEMENT	3
1.1 - IMPACT SUR LA FAUNE AQUATIQUE	3
1.2 - IMPACT SUR LES VEGETAUX AQUATIQUES	3
1.3 - ZONE DE MELANGE DES EAUX	3
1.4 - QUALITE BIOLOGIQUE DES EAUX (IBGN)	4
1.5 - RECENSEMENT DES USAGES DE L'EAU	4
1.6 - IMPACT SUR LA CHAINE ALIMENTAIRE	4
1.7 - IMPACT SUR LA QUALITE DE L'AIR	5
1.7.1 - Mesures ponctuelles de la qualité de l'air.....	5
1.7.2 - Plan compteur.....	6
1.8 - IMPACT SUR LES SOLS.....	8
1.8.1 - Prélèvements de mai 2018.....	8
1.8.2 - Résultats	10
2 - BILAN DES EFFETS DES TRAVAUX MINIERES ET DE LEUR ARRET SUR LA SANTE DES PERSONNES	12
2.1 - PRINCIPE DE L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES	12
2.2 - RISQUES RADIOLOGIQUES	13
2.3 - LA NOTION DE DOSE EFFICACE.....	13
2.4 - METHODE D'EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE DANS L'ENVIRONNEMENT PROCHE DU SITE	14
2.4.1 - Voies d'exposition à considérer.....	14
2.4.2 - Groupe de référence - scénario retenu	15
2.4.3 - Calcul de la dose efficace annuelle ajoutée	16
2.5 - RESULTATS	17
2.6 - PROPOSITION DE TRAVAUX.....	17

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Valeurs références des énergies alpha potentielles dans le milieu naturel (source : Bilan de fonctionnement Corrèze, AREVA NC)	5
Figure 2 : Plan compteur du site de la Barrière du 25/06/2013	7
Figure 3 : Carte de localisation des prélèvements de sols réalisés en 2018	9
Figure 4 : Résultats des analyses de sols de surface prélevés en 2018	10
Figure 5 : Coefficients de doses	16

1 - BILAN DES EFFETS DES TRAVAUX MINIERES ET DE LEUR ARRET SUR L'ENVIRONNEMENT

L'objectif du présent bilan est de déterminer l'impact de l'ancien site minier de la Barrière sur l'environnement et la santé des personnes.

La caractérisation environnementale sur le site et dans son environnement proche est généralement effectuée dans différents compartiments environnementaux : l'air, les sols, les eaux souterraines, les rejets vers le milieu naturel, les eaux de surface, les végétaux terrestres, ainsi que la faune terrestre et aquatique.

1.1 - IMPACT SUR LA FAUNE AQUATIQUE

Le site de la Barrière ne fait l'objet d'aucune surveillance réglementaire relative à la surveillance de la faune aquatique (poissons), le site ne présentant aucun exutoire, ni aucun rejet liquide identifié dans le milieu naturel (eaux de surface notamment). Par conséquent, aucune mesure de l'impact des travaux miniers sur la faune aquatique n'a été réalisée.

Sans objet.

1.2 - IMPACT SUR LES VEGETAUX AQUATIQUES

Le site de la Barrière ne fait l'objet d'aucune surveillance réglementaire concernant les végétaux aquatiques (algues, mousses...), le site ne présentant aucun exutoire, ni aucun rejet liquide identifié dans le milieu naturel (eaux de surface notamment). Par conséquent, aucune mesure de l'impact des travaux miniers sur les végétaux aquatiques n'a été réalisée.

Sans objet.

1.3 - ZONE DE MELANGE DES EAUX

L'arrêté ministériel 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, implique la réalisation d'études afin d'identifier les masses d'eau et zones de dilution au niveau des anciens sites miniers uranifères concernés (ICPE).

Le site de la Barrière n'est pas soumis au régime des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) et ne présente aucun rejet liquide identifié dans le milieu naturel. Par conséquent, aucune étude n'a été menée dans ce cadre.

Sans objet.

1.4 - QUALITE BIOLOGIQUE DES EAUX (IBGN)

Le site de la Barrière ne présentant aucun exutoire, et donc aucun rejet liquide identifié dans le milieu naturel, aucun « Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) » ou « IBG-DCE compatible » n'a été réalisé afin de connaître la qualité biologique du cours d'eau récepteur.

Sans objet.

1.5 - RECENSEMENT DES USAGES DE L'EAU

Le « recensement des usages de l'eau » a pour objectif d'inventorier l'ensemble des usages réels ou potentiels de l'eau du cours d'eau récepteur de l'amont à l'aval immédiat et éloigné du site concerné.

Les usages de l'eau sont généralement l'abreuvement du bétail, l'arrosage ou encore l'utilisation humaine. A partir de ces observations, peuvent être déterminés le cas échéant des scénarios d'analyse de risques.

Toutefois, dans le cas du site de la Barrière, aucun recensement des usages de l'eau n'a été réalisé compte tenu de l'absence d'exutoire ou de point d'accès à l'eau identifié.

Sans objet.

1.6 - IMPACT SUR LA CHAINE ALIMENTAIRE

Le site de la Barrière ne fait l'objet d'aucune surveillance réglementaire de la chaîne alimentaire pour les calculs des doses efficaces moyennes annuelles ingérées en supplément du milieu naturel.

Sans objet.

1.7 - IMPACT SUR LA QUALITE DE L'AIR

Le site de la Barrière ne fait l'objet d'aucune surveillance réglementaire de la qualité de l'air.

Pour rappel, les voies d'exposition du vecteur air concernent :

- Le rayonnement gamma (exposition externe) produit par des radioéléments présents naturellement dans le sol ou amplifié du fait de la mise à jour de produits résultant de l'activité minière (stériles, minerais,..) ou industrielle (résidus de traitement).
- L'exposition interne par inhalation des radons 220 et 222, gaz radioactif naturel produit par désintégration du radium 226 (présent naturellement dans le granite et en plus grande quantité dans le minerai ou les résidus de traitement).
- L'exposition interne par inhalation de poussières radioactives en suspension dans l'air.

En l'absence de point zéro avant exploitation, les références « milieu naturel » seront les suivantes pour :

- le débit de dose : le milieu naturel a été choisi sur la commune de Lussac-Les-Eglises (Haute-Vienne) du fait qu'elle présente un substratum géologique, d'un point de vue radiométrie (autour de 100 chocs/s), comparable au secteur concerné. Le débit de dose moyen est de 100 nGy/h (moyenne 1999 – 2007).
- les EAP Rn220 et EAP Rn 222 : dans le cadre de ces travaux d'expertise, l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) retient, sur la base des données issues de différents rapports, les valeurs suivantes (valeurs maximales des moyennes annuelles pour les stations références « milieu naturel » de la Haute-Vienne) :

Position topographique	EAP Rn ₂₂₀	EAP Rn ₂₂₂
Sommitale	11 nJ/m ³	43 nJ/m ³
Flanc de coteau	15 nJ/m ³	145 nJ/m ³
Fond de vallée	17 nJ/m ³	178 nJ/m ³

Figure 1 : Valeurs références des énergies alpha potentielles dans le milieu naturel
(source : Bilan de fonctionnement Corrèze, AREVA NC)

1.7.1 - Mesures ponctuelles de la qualité de l'air

Aucune donnée sur la qualité de l'air n'est disponible.

1.7.2 - Plan compteur

Un plan compteur a été réalisé le 25 juin 2013 au niveau du carreau et du chemin d'accès principal.

Ce plan compteur met en évidence les valeurs suivantes :

- le chemin d'accès depuis la route présente des valeurs élevées, comprises entre 800 et 1 800 c/s SPPY sur une portion d'environ 70 mètres de longueur ;
- le carreau minier présente des valeurs comprises entre 250 et 1 500 c/s SPPY. La majeure partie du carreau présente des valeurs supérieures à 400 c/s SPPY. Les valeurs les plus élevées (> 650 c/s SPPY) sont situées au droit des travaux miniers souterrains et représentent une superficie d'environ 400 m².

Des mesures ponctuelles effectuées en mai 2018 sur le chemin d'accès situé à l'est du carreau et regagnant le hameau de la Barrière ont mis en évidence des valeurs comprises entre 120 et 150 c/s SPP2.

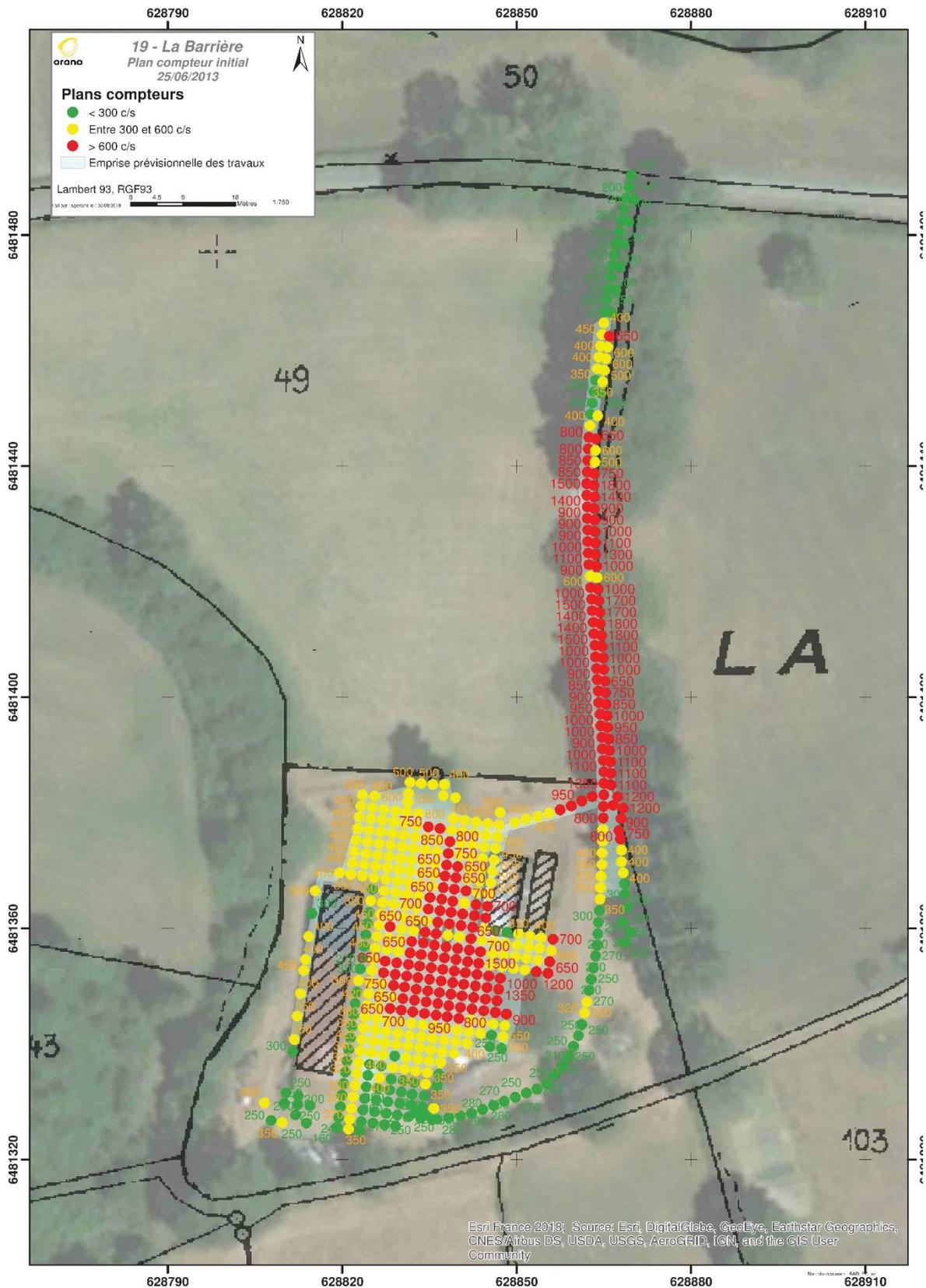


Figure 2 : Plan compteur du site de la Barrière du 25/06/2013

1.8 - IMPACT SUR LES SOLS

Afin d'évaluer l'influence potentielle du site sur le compartiment terrestre, des prélèvements de sols ont été effectués sur le site et dans son environnement proche, de même que des prélèvements caractérisant le bruit de fond naturel à proximité.

Les résultats des analyses sont comparés aux données de bruit de fond local, ainsi qu'à des critères de référence nationaux ou internationaux.

Pour les sols, les critères de référence retenus correspondent aux gammes de concentrations couramment observées dans les « sols ordinaires », publiées en août 2004 par l'Institut National de Recherche Agronomique (INRA), ainsi qu'aux données disponibles dans les fiches de l'IRSN pour l'uranium.

1.8.1 - Prélèvements de mai 2018

Des prélèvements de sols de surface ont été effectués au droit du site de la Barrière et dans l'environnement proche le 22 mai 2018 :

- BAR_ESIS_01 : au niveau du chemin d'accès principal, dans une zone à 1 000 c/s SPPY ;
- BAR_ESIS_02 : au niveau du carreau, dans une zone à 800 - 1 000 c/s SPPY ;
- BAR_ESIS_03 : au niveau du carreau, dans une zone à 400 - 600 c/s SPPY ;
- BAR_ESIS_04 : au niveau du carreau, dans une zone à 200 - 300 c/s SPPY ;
- BAR_ESBF_01 : au niveau de la prairie à l'est du chemin d'accès, représentant le « bruit de fond naturel », dans une zone à 100 - 120 c/s SPPY ;
- BAR_ESBF_02 : au niveau de la prairie à l'est du chemin d'accès, représentant le « bruit de fond naturel », dans une zone à 100 - 120 c/s SPPY.

Les points de prélèvements de sols effectués le 22 mai 2018 sont localisés sur la figure suivante :

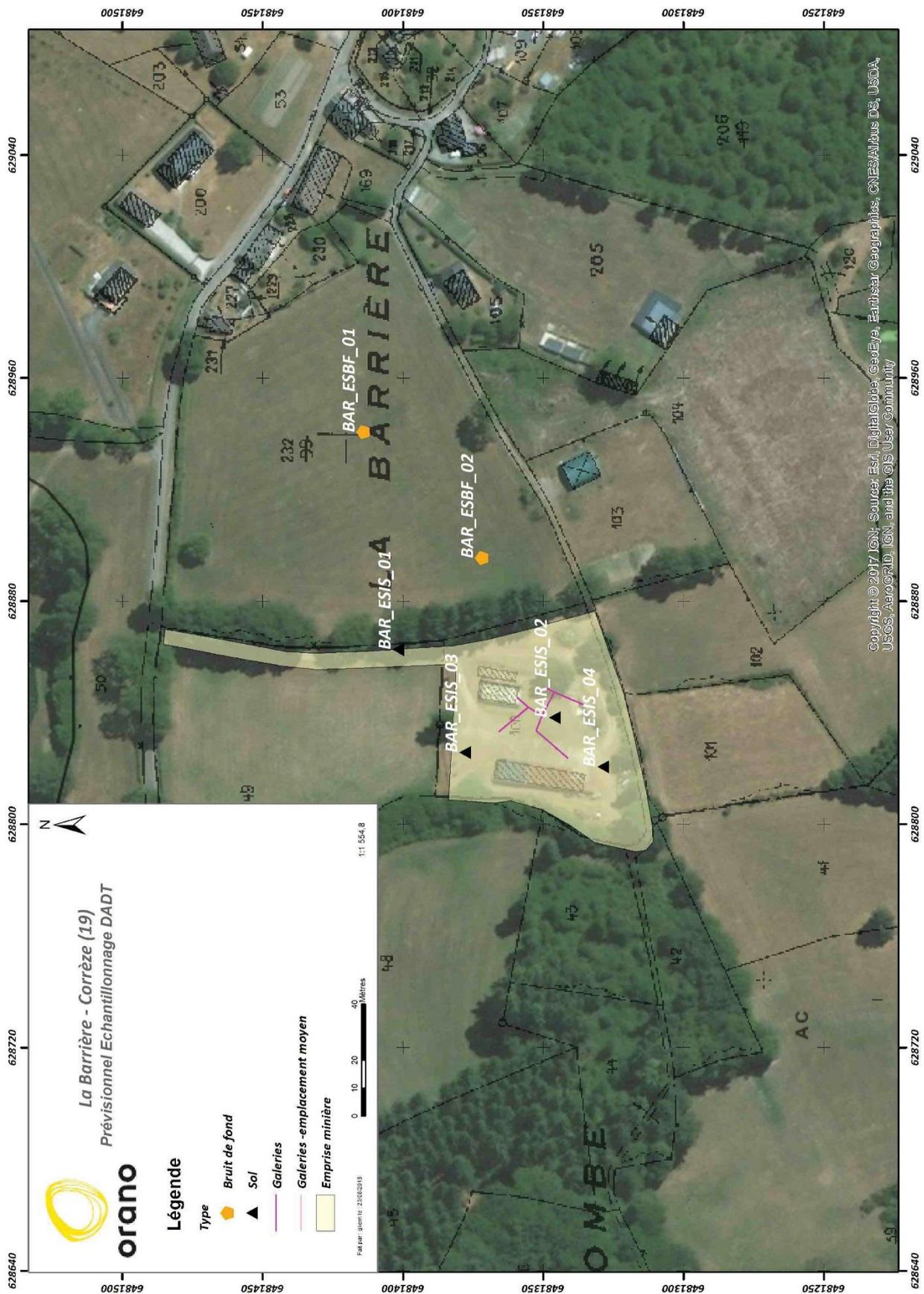


Figure 3 : Carte de localisation des prélèvements de sols réalisés en 2018

1.8.2 - Résultats

Le tableau ci-dessous donne les résultats d'analyses ainsi que les critères de référence disponibles :

Élément	Unité	Teneurs totales en éléments traces dans les sols de France. Gammes de valeurs "ordinaires" et d'anomalies naturelles (*1)				Bruit de fond		Site (chemin d'accès et carreau minier)			
		Sols "ordinaires"	Anomalies naturelles modérées	Fortes anomalies naturelles	Autre critère de référence	ESBF_01	ESBF_02	1 000 c/s	800 - 1 000 c/s	400 - 600 c/s	200 - 300 c/s
								ESIS_01	ESIS_02	ESIS_03	ESIS_04
Radium226 tot.	Bq/g	-	-	-	-	0.12 (+/- 0.01)	0.25 (+/- 0.04)	7.30 (+/- 1.05)	8.34 (+/- 1.20)	2.81 (+/- 0.41)	0.83 (+/- 0.13)
Uranium tot.	mg/kg	-	-	-	0.1 à 50 (*2)	< 10	< 10	386 (+/- 40.6)	257 (+/- 30.7)	77.0 (+/- 8.63)	32.1 (+/- 4.14)
Arsenic tot.	mg/kg	1 à 25	30 à 60	60 à 284	-	11.7	10.2	15.8	23.0	16.5	15.0
Baryum tot.	mg/kg	-	-	-	-	592	703	1 140	915	849	978
Cadmium tot.	mg/kg	0.05 à 0.45	0.7 à 2	2 à 46.3	-	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4
Chrome tot.	mg/kg	10 à 90	90 à 150	150 à 3 180	-	34.8	50.2	52.1	70.0	58.0	69.1
Cuivre tot.	mg/kg	2 à 20	20 à 62	65 à 150	-	8.38	6.98	7.12	9.17	7.19	7.38
Fer tot.	g/kg	-	-	-	32.4 (*3)	19.5	23.8	18.3	28.0	27.4	26.5
Mercur tot.	mg/kg	0.02 à 0.10	0.15 à 2.3	-	-	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Manganèse tot.	mg/kg	-	-	-	754 (*3)	678	680	306	462	547	523
Nickel tot.	mg/kg	2 à 60	60 à 130	130 à 2 076	-	13.3	15.9	10.8	15.9	17.0	17.1
Plomb tot.	mg/kg	9 à 50	60 à 90	100 à 10 180	-	61.3	94.5	51.1	57.8	56.6	44.1
Zinc tot.	mg/kg	10 à 100	100 à 250	250 à 11 426	-	66.8	75.2	41.7	180	79.8	91.3

Figure 4 : Résultats des analyses de sols de surface prélevés en 2018

(*1) Données issues du programme ASPITET de l'INRA

(*2) Gamme de variation des concentrations en uranium des sols en Europe (fiche IRSN)

(*3) Médiane des teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols français (INRA)

Les résultats d'analyses des sols de surface montrent :

- des teneurs inférieures ou comprises dans les gammes de bruit de fond national pour l'arsenic, le chrome, le cuivre, le fer, le manganèse, le nickel, le plomb et le zinc ;
- des valeurs en uranium supérieures au bruit de fond local et national (d'un facteur 1 à 8). Ces teneurs plus élevées sont en lien avec les travaux d'aménagement réalisés avec les matériaux locaux provenant du site (stériles miniers) et/ou avec les teneurs naturellement présentes dans cette zone minière, celles-ci ayant notamment justifié le choix du site de la Barrière pour les activités minières passées réalisées ;
- des valeurs en radium supérieures au bruit de fond local (d'un facteur 1 à 33) ;
- des valeurs inférieures aux seuils de détection pour le cadmium et le mercure.

Pour les métaux, les critères de référence retenus correspondent aux gammes de concentrations couramment observées dans les « sols ordinaires », publiées en août 2004 par l'Institut National de Recherche Agronomique (INRA), ainsi qu'aux données disponibles dans les fiches de l'IRSN pour l'uranium.

2 - BILAN DES EFFETS DES TRAVAUX MINIERES ET DE LEUR ARRET SUR LA SANTE DES PERSONNES

2.1 - PRINCIPLE DE L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

L'évaluation de l'impact sanitaire dû à des sites pollués ou à des activités anthropiques fait très souvent appel à la démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires, notamment lorsque les connaissances sur les effets de la pollution étudiée sont restreintes ou incomplètes et que la mise en place d'une étude épidémiologique n'est pas envisageable (du fait d'un manque de temps, d'une population exposée trop peu importante...).

Selon l'United States National Research Council, la démarche d'évaluation des risques se définit comme « *l'utilisation de faits [scientifiques] pour définir les effets sur la santé d'une exposition d'individus ou de populations à des matériaux ou à des situations dangereuses* ». Dans le cas particulier des activités minières uranifères, elle se conçoit comme un outil d'aide à la décision, par exemple sur les choix de gestion des anciens sites miniers, mais elle constitue également un moyen de vérifier a posteriori que les choix techniques effectués pour cette gestion permettent bien de respecter les exigences réglementaires et de limiter les impacts sanitaires de toute nature autour des anciennes installations d'extraction et des sites de stockage de résidus.

La démarche imposée pour l'évaluation de l'impact radiologique des sites miniers et uranifères consiste à justifier que la dose efficace ajoutée au milieu naturel reçue par les populations, du fait des activités minières, est inférieure à 1 mSv par an. Pour cela, les réglementations européenne (Directive 2013/59/Euratom du Conseil du 5 décembre 2013) et française (Article 51333-8 du Code de la santé publique) définissent des limites à ne pas dépasser pour la dose efficace ajoutée par les activités nucléaires, et reçue par les personnes du public, sur un an.

Pour cela, elles proposent de travailler avec des groupes de référence, c'est-à-dire les groupes de population pour lesquels l'exposition aux rayonnements ionisants due aux sites (et donc l'impact sanitaire qui en découle) est supposée être maximale. Il serait en effet difficile de caractériser l'exposition de l'ensemble de la population vivant autour des anciennes mines.

La réglementation considère que, si le calcul de la dose efficace ajoutée donne un résultat inférieur à 1 mSv par an pour les groupes de référence, alors l'exposition du reste de la population (par définition moins exposée) est également inférieure à 1 mSv par an.

2.2 - RISQUES RADIOLOGIQUES

Les rayonnements ionisants, qu'ils soient de type α , β ou γ , transportent de l'énergie qu'ils cèdent à la matière avec laquelle ils rentrent en interaction. La quantité de rayonnements absorbée (ou dose absorbée) par la matière est alors exprimée en gray noté Gy.

L'énergie ainsi absorbée par un organisme vivant peut provoquer l'ionisation des molécules qui le composent et notamment celle de l'ADN qui est le support du patrimoine génétique d'un individu. L'irradiation peut alors conduire à deux types d'effets cliniques :

- des effets immédiats (ou déterministes) où l'absorption d'une forte dose énergétique due aux rayonnements ionisants peut entraîner des lésions immédiates, ou n'apparaissant que quelques semaines après l'exposition (doses absorbées supérieures à 0,25 Gray (noté Gy) pour une irradiation homogène de l'organisme).
- des effets à long terme (ou stochastiques ou aléatoires) où l'ionisation des molécules des cellules peut entraîner une modification de leur matériel génétique et l'apparition tardive de cancers. La quantification de ce risque est exprimé à partir de la dose efficace qui s'exprime en Sievert (noté Sv).

Seuls les risques stochastiques sont pris en compte s'agissant de l'impact radiologique des anciennes mines d'uranium. En effet, la quantité relativement faible de radioéléments présents dans l'environnement et le confinement des stockages de résidus de traitement limitent l'exposition à des valeurs de dose inférieures au seuil de déclenchement d'effets déterministes.

2.3 - LA NOTION DE DOSE EFFICACE

Les rayonnements alpha, qui sont constitués de grosses particules (noyaux d'hélium), ne peuvent pas pénétrer profondément dans les tissus et déposent donc leur énergie très localement. A dose absorbée égale, ils sont donc beaucoup plus perturbateurs que des rayonnements gamma qui, du fait de leur pénétration plus importante, étalent leur dépôt d'énergie.

Pour un tissu donné, l'effet biologique des rayonnements ionisants varie donc en fonction de leur nature. Pour tenir compte de ces variations, un « facteur de qualité » a été défini pour chacun d'eux. Il permet de calculer la dose équivalente H_T , exprimée en Sievert, qui mesure l'effet biologique subi par le tissu T étudié.

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

avec H_T = dose équivalente reçue par le tissu T (en Sv)

$D_{T,R}$ = dose absorbée moyenne due au rayonnement R et reçue par le tissu T (en Gy)

W_R = facteur de qualité pour le rayonnement R (en Sv/Gy).

Ainsi, pour les photons X et Γ et les électrons (rayonnements bêta et gamma), le facteur de qualité WR est égal à 1 alors qu'il est égal à 20 pour les particules alpha.

Cependant, le risque biologique n'est pas uniforme pour tout l'organisme. En effet, tous les tissus ne réagissent pas de façon identique pour une même dose équivalente reçue. Pour chacun d'eux, un coefficient de pondération reflétant leur radiosensibilité a donc été défini. Ce facteur permet de calculer la dose efficace (exprimée en Sievert) reçue par chaque tissu.

Pour estimer le risque d'apparition à long terme d'un cancer dans l'organisme entier, on calcule la dose efficace totale E correspondant à la somme des doses efficaces reçues par chaque organe ou tissu T.

$$E = \sum_T H_T \cdot W_T$$

avec E = dose efficace corps entier (en Sv)

H_T = dose équivalente reçue par le tissu T (en Sv)

W_T = coefficient de pondération pour le tissu T (sans unité)

Pour cela, les réglementations européenne (Directive 2013/59/Euratom du Conseil du 5 décembre 2013) et française (Article 51333-8 du Code de la santé publique) définissent des limites à ne pas dépasser pour la dose efficace ajoutée par les activités nucléaires, et reçue par les personnes du public, sur un an.

2.4 - METHODE D'EVALUATION DE LA DOSE EFFICACE AJOUTEE DANS L'ENVIRONNEMENT PROCHE DU SITE

2.4.1 - Voies d'exposition à considérer

Les voies d'atteinte prises en compte sont celles habituellement retenues dans les installations du cycle du combustible :

- l'exposition externe due au rayonnement gamma issu du site et calculée à partir des valeurs des débits de dose mesurés sur les zones de présence des groupes de population considérés.
- l'exposition interne par inhalation des descendants à vie courte du radon 222 et 220, calculée à partir des concentrations volumiques en énergies alpha potentielles (EAP) des descendants à vie courte du radon 222 et 220 mesurées dans l'air respiré par les individus des groupes de population. L'identification de la contribution du site aux énergies mesurées dans l'environnement constitue une des difficultés principales de ce type d'évaluation.

- l'exposition interne par ingestion de produits alimentaires issus de parcelles proches du site et consommés par les personnes des groupes de référence.

Pour l'eau, est prise en compte l'eau consommée, qu'elle soit issue d'un réseau de distribution ou d'un puits.

L'utilisation d'eau en aval d'un site à des fins d'arrosage peut constituer une source de contamination des végétaux.

2.4.2 - Groupe de référence - scénario retenu

La détermination de groupes de référence associés aux sites miniers peut être établie à partir d'une méthodologie, initialement proposée par COGEMA, validée dans ses grandes lignes par l'IRSN et améliorée au fur et à mesure des recommandations exprimées par l'IRSN ou le Groupe d'Expertise des Mines du Limousin.

Cette démarche consiste, après recensement de la totalité des zones habitées dans un rayon de 1 km autour du site, à les classer à partir des notes attribuées à plusieurs critères liés aux risques d'exposition (importance du site, aval vent ou hydraulique, position topographique, ...). Les (ou la) zone(s) ayant l'indice d'exposition (somme des notes attribuées à chaque critère) le plus élevé sont considérées comme groupe de référence.

Le dispositif de qualité de l'air et les prélèvements de chaîne alimentaire sont alors effectués dans chacun des groupes de références ainsi définis.

Cette démarche n'a pas été appliquée dans le cas présent en raison :

- de l'importance toute relative du site au regard des autres secteurs miniers uranifères du Limousin ;
- de l'absence de données suffisantes pour la qualité radiologique de l'air et de la chaîne alimentaire.

La notion de groupe de référence peut également s'appliquer à un groupe réel ou fictif séjournant sur le site même dans le cadre d'une activité de loisirs, professionnelle ou agricole.

Le calcul de la dose efficace dépend, pour chaque groupe de référence, de leur emploi du temps (temps de présence dans la zone habitée dont temps passé à l'intérieur des habitations), des lieux fréquentés, et des quantités consommées. La Directive européenne 96/29/EURATOM, dispose, dans son Article 45, que les scénarii d'exposition retenus doivent refléter les modes de vie locaux réels.

En ce qui concerne l'usage actuel au droit du site, de type activité d'extérieur (promenade, lieu de stockage...), l'exposition potentielle pour les populations est en lien avec la présence de stériles miniers affleurant au niveau de certaines parties du site.

Dans le cadre de la réutilisation des stériles miniers comme remblais (chemins par exemple) à proximité des sites d'extraction, AREVA a établi dans son rapport « Proposition d'une méthodologie d'interprétation des résultats des contrôles au sol » 22 différents scénarios d'exposition en fonction des usages des sols, dont notamment un scénario d'usage en extérieur dans une zone publique.

Le scénario d'exposition retenu est un temps de présence sur site de 800 heures par an.

2.4.3 - Calcul de la dose efficace annuelle ajoutée

Pour chaque secteur d'exposition, on estime la part de radioactivité « ajoutée » en calculant la différence entre les niveaux de contamination pour les groupes de référence et ceux pour milieu naturel. Pour cela, deux hypothèses sont adoptées :

- Le rayonnement gamma issu du site ne pénètre pas à l'intérieur des habitations et ne provoque donc pas d'augmentation de l'exposition externe des groupes de référence pendant leur temps de présence à l'intérieur. C'est une hypothèse tout à fait réaliste car elle découle de la capacité des murs à absorber les photons gamma en provenance du site.
- L'Energie Alpha- Potentielle due aux descendants à vie courte du radon apporté par le site est supposée identique que l'on soit à l'intérieur ou l'extérieur des habitations (hypothèse simplificatrice qui s'affranchie des variations du facteur d'équilibre au cours de l'année). Le radon naturel issu du sous-sol ou des murs n'est évidemment pas pris en compte.

PASSAGE A LA DOSE EFFICACE AJOUTEE

Des coefficients de doses présentés permettent de relier les quantités de substances radioactives ou de rayonnements ionisants incorporés aux doses efficaces reçues par l'organisme. Ils sont définis dans la directive 2013/59/Euratom et varient avec l'âge. Ces coefficients sont définis de la manière suivante :

Mode d'exposition	Rayonnement ou Radioéléments	Adulte	Enfant 2-7 ans											
Externe	Gamma	1 mSv/mGy	1 mSv/mGy											
Inhalation	EAP Rn ₂₂₂ inhalé	1,1 mSv/nJm ⁻³ .h	1,1 mSv/nJm ⁻³ .h											
	EAP Rn ₂₂₀ inhalé	0,39 mSv/nJm ⁻³ .h	0,39 mSv/nJm ⁻³ .h											
	Poussières inhalées	<table border="1"> <tr> <td>sites miniers</td> <td>1,4.10⁻² mSv/Bq</td> <td>2,9.10⁻² mSv/Bq</td> </tr> <tr> <td>sites stockage résidus</td> <td>1,9.10⁻⁴ mSv/Bq</td> <td>3,8.10⁻² mSv/Bq</td> </tr> </table>	sites miniers	1,4.10 ⁻² mSv/Bq	2,9.10 ⁻² mSv/Bq	sites stockage résidus	1,9.10 ⁻⁴ mSv/Bq	3,8.10 ⁻² mSv/Bq	<table border="1"> <tr> <td>sites miniers</td> <td>1,4.10⁻² mSv/Bq</td> <td>2,9.10⁻² mSv/Bq</td> </tr> <tr> <td>sites stockage résidus</td> <td>1,9.10⁻⁴ mSv/Bq</td> <td>3,8.10⁻² mSv/Bq</td> </tr> </table>	sites miniers	1,4.10 ⁻² mSv/Bq	2,9.10 ⁻² mSv/Bq	sites stockage résidus	1,9.10 ⁻⁴ mSv/Bq
sites miniers	1,4.10 ⁻² mSv/Bq	2,9.10 ⁻² mSv/Bq												
sites stockage résidus	1,9.10 ⁻⁴ mSv/Bq	3,8.10 ⁻² mSv/Bq												
sites miniers	1,4.10 ⁻² mSv/Bq	2,9.10 ⁻² mSv/Bq												
sites stockage résidus	1,9.10 ⁻⁴ mSv/Bq	3,8.10 ⁻² mSv/Bq												

Figure 5 : Coefficients de doses

Pour l'exposition externe (E1)

$E1 = \text{Coefficient de dose (en mSv/mGy)} \times \text{temps de présence (en h)} \times \text{débit de dose ajouté au milieu naturel (en nGy/h)} \times 10^{-6}$

Pour l'inhalation du radon 222 (E2) et 220 (E3)

$E2(3) = \text{Coefficient de dose (en mSv/nJ.m}^3\text{.h)} \times \text{temps de présence (en h)} \times \text{EAP ajoutée au milieu naturel (en nJ/m}^3\text{)} \times 10^{-6}$

2.5 - RESULTATS

La dose efficace annuelle ajoutée, exprimée en mSv, a été calculée en appliquant le scénario proposé de 800 heures par an.

Au niveau de la plateforme, le résultat du calcul de la dose efficace annuelle ajoutée (DEAA) moyenne est de 0,58 mSv/an, ce qui est conforme aux valeurs réglementaires, à savoir < 1 mSv/an.

Toutefois, en tenant compte des valeurs maximales d'exposition, la DEAA maximale s'élève à 2,76 mSv/an, ce qui est supérieur aux valeurs réglementaires (> 1 mSv/an).

Au niveau du chemin principal d'accès à la plateforme, la DEAA moyenne est de 0,48 mSv/an, ce qui est conforme aux valeurs réglementaires, à savoir < 1 mSv/an.

Toutefois, en tenant compte des valeurs maximales d'exposition, la DEAA maximale s'élève à 1,21 mSv/an, ce qui est supérieur aux valeurs réglementaires (> 1 mSv/an).

2.6 - PROPOSITION DE TRAVAUX

La COMPAGNIE FRANCAISE DE MOKTA (groupe ORANO) a préconisé des travaux d'assainissement radiologique de ces zones. Ces mesures sont détaillées tome 1 chapitre 16.