

PIÈCE 6

ÉTUDE D'IMPACT

- Chapitre 3 - Radioécologie

PLACE DU CHAPITRE DANS L'ÉTUDE D'IMPACT

Résumé non technique

Sommaire général

Chapitre 1 – Objectifs et contenu de l'étude d'impact

Chapitre 2 – Description du projet

Chapitre 3 – Radioécologie

Chapitre 4 – Biodiversité

Chapitre 5 – Population et santé humaine

Chapitre 6 – Analyse des incidences cumulées

Chapitre 7 – Évaluation des incidences sur les sites Natura 2000

Chapitre 8 – Conclusions de l'étude d'impact

Chapitre 9 – Auteurs de l'étude d'impact

ANNEXES

SOMMAIRE

PRESENTATION DU CHAPITRE 3	8
3.1. ÉTAT INITIAL DE L'ENVIRONNEMENT	9
3.1.1. INTRODUCTION	9
3.1.2. ORIGINES DE LA RADIOACTIVITE DANS L'ENVIRONNEMENT	13
3.1.2.1. Origine naturelle.....	13
3.1.2.2. Origine artificielle	13
3.1.2.2.1. <i>Retombées des essais nucléaires aériens</i>	13
3.1.2.2.2. <i>Retombées de l'accident de Tchernobyl</i>	14
3.1.2.2.3. <i>Retombées de l'accident de Fukushima</i>	14
3.1.2.2.4. <i>Autres sources</i>	15
3.1.2.3. Radionucléides ayant une double origine	15
3.1.2.3.1. <i>Tritium</i>	15
3.1.2.3.2. <i>Carbone 14</i>	16
3.1.3. ÉTAT RADIOLOGIQUE A L'INTERIEUR DU SITE	17
3.1.4. HISTORIQUE DES ETUDES RADIOECOLOGIQUES	18
3.1.5. ÉTAT RADIOLOGIQUE DU MILIEU TERRESTRE	20
3.1.5.1. Synthèse des principales études radiologiques réalisées dans l'environnement terrestre au voisinage du site avant 2009.....	22
3.1.5.1.1. <i>État de référence initial (ou point zéro) radioécologique (1976-1977)</i>	22
3.1.5.1.2. <i>Première période 1989-1998</i>	22
3.1.5.1.3. <i>Deuxième période 1999-2008</i>	23
3.1.5.2. Analyse de l'état radiologique actuel de l'environnement terrestre du site (2009-2018)	25
3.1.5.2.1. <i>Radionucléides émetteurs gamma</i>	25
3.1.5.2.1.1. Radionucléides émetteurs gamma d'origine naturelle.....	25
3.1.5.2.1.2. Radionucléides émetteurs gamma d'origine artificielle	26
3.1.5.2.2. <i>Radionucléides émetteurs bêta</i>	28
3.1.5.2.2.1. Tritium	28
3.1.5.2.2.2. Carbone 14	30
3.1.5.2.2.3. Strontium 90.....	32
3.1.5.2.2.4. Fer 55.....	33
3.1.5.2.3. <i>Radionucléides émetteurs alpha</i>	33
3.1.5.3. Bilan de l'état radiologique de l'environnement terrestre.....	34
3.1.6. ÉTAT RADIOLOGIQUE DU MILIEU AQUATIQUE	34
3.1.6.1. Synthèse des principales études radiologiques réalisées dans l'environnement aquatique au voisinage du site avant 2009	37
3.1.6.1.1. <i>État de référence initial (ou point zéro) radioécologique (1976-1977)</i>	37
3.1.6.1.2. <i>Première période 1989-1998</i>	38
3.1.6.1.3. <i>Deuxième période 1999-2008</i>	40
3.1.6.2. Analyse de l'état radiologique actuel de l'environnement aquatique du site (2009-2018)	42

3.1.6.2.1. Radionucléides émetteurs gamma	42
3.1.6.2.1.1. Radionucléides émetteurs gamma d'origine naturelle	42
3.1.6.2.1.2. Radionucléides émetteurs gamma d'origine artificielle	42
3.1.6.2.2. Radionucléides émetteurs bêta	47
3.1.6.2.2.1. Tritium	47
3.1.6.2.2.2. Carbone 14	49
3.1.6.2.2.3. Strontium 90	51
3.1.6.2.2.4. Nickel 63	51
3.1.6.2.2.5. Fer 55	51
3.1.6.2.3. Radionucléides émetteurs alpha	51
3.1.6.3. Bilan de l'état radiologique de l'environnement aquatique	52
3.1.7. SYNTHÈSE DES ENJEUX SUR L'ÉTAT RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT	53
3.2. ANALYSE DES INCIDENCES	55
3.2.1. ÉVALUATION RETROSPECTIVE SUR LA BASE DES MESURES EFFECTUÉES DANS L'ENVIRONNEMENT	55
3.2.2. ÉVALUATION PROSPECTIVE DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL DES REJETS D'EFFLUENTS RADIOACTIFS À L'ATMOSPHÈRE	56
3.2.2.1. Définition des voies d'exposition et des organismes de référence pour l'écosystème terrestre	56
3.2.2.2. Détermination des points d'intérêt retenus	57
3.2.2.3. Évaluation des activités dans l'air et dans les sols	60
3.2.2.4. Évaluation des débits de dose et du risque environnemental sur l'environnement terrestre	62
3.3. SURVEILLANCE	64
3.3.1. SURVEILLANCE DES REJETS RADIOACTIFS À L'ATMOSPHÈRE	64
3.3.1.1. Description des dispositifs de prélèvement et des appareils de mesure	64
3.3.1.2. Surveillance des rejets	65
3.3.1.3. Conditions de rejet	65
3.3.1.4. Évaluation des activités rejetées et des débits d'activité au point de rejet	65
3.3.1.5. Seuils de Décision	66
3.3.1.6. Contrôle des équipements et des appareils de mesure	67
3.3.2. SURVEILLANCE DES REJETS RADIOACTIFS LIQUIDES	67
3.3.3. SURVEILLANCE RADIOÉCOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT	68
3.3.3.1. Plan de surveillance radiologique	72
3.3.3.1.1. Surveillance radiologique réglementaire du compartiment atmosphérique	72
3.3.3.1.1.1. Surveillance du rayonnement gamma ambiant	72
3.3.3.1.1.2. Surveillance de l'activité des poussières atmosphériques	74
3.3.3.1.1.3. Surveillance de l'activité du tritium de l'air	75
3.3.3.1.1.4. Surveillance de l'activité des eaux de pluie	76
3.3.3.1.2. Surveillance radiologique réglementaire du compartiment terrestre	76

3.3.3.1.2.1. Surveillance des végétaux terrestres et du lait.....	76
3.3.3.1.2.2. Surveillance des couches superficielles des terres et des productions agricoles.....	77
3.3.3.1.3. <i>Surveillance radiologique réglementaire du compartiment aquatique</i>	78
3.3.3.1.3.1. Surveillance des eaux de surface	78
3.3.3.1.3.2. Surveillance des sédiments, des végétaux aquatiques et des poissons.....	79
3.3.3.1.4. <i>Synthèse de la surveillance radiologique de l'environnement</i>	80
3.3.3.2. Études radioécologiques.....	82
3.3.3.3. Surveillance effectuée par les autorités	83
3.4. MESURES D'ÉVITEMENT ET DE RÉDUCTION D'IMPACT ET MESURES COMPENSATOIRES	84
3.5. DESCRIPTION DES MÉTHODES UTILISÉES	88
3.5.1. ÉVALUATION RETROSPECTIVE SUR LA BASE DES MESURES EFFECTUÉES DANS L'ENVIRONNEMENT	88
3.5.1.1. Présentation de la méthodologie	88
3.5.1.2. Limites des moyens d'évaluation rétrospective	88
3.5.2. ÉVALUATION PROSPECTIVE DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL	89
3.5.2.1. Présentation de la méthodologie	89
3.5.2.2. Hypothèses de calcul - conservatismes	90
3.5.2.3. Limites des moyens d'évaluation prospective	92
3.5.3. VÉRIFICATION DU CARACTÈRE « MEILLEURES TECHNIQUES DISPONIBLES » DES MESURES PRISES.....	93
3.6. CONCLUSION	94

TABLEAUX

Tableau 3.a :	Symbole chimique, nom, type de transformation et période radioactive des principaux radionucléides cités dans le document.....	12
Tableau 3.b :	Organismes de référence de l'outil ERICA pour l'écosystème terrestre.....	57
Tableau 3.c :	Coordonnées et Coefficients de Transfert Atmosphérique (CTA) des points étudiés.....	59
Tableau 3.d :	Spectre des rejets radioactifs atmosphériques retenu et activités annuelles estimées rejetées	60
Tableau 3.e :	Activités volumiques des radionucléides dans l'air au point d'étude	61
Tableau 3.f :	Activités massiques des radionucléides dans le sol au point d'étude	61
Tableau 3.g :	Débits de dose et indices de risque calculés au point d'étude	62
Tableau 3.h :	Détermination et comptabilisation des rejets atmosphériques en autres produits de fission ou d'activation émetteurs bêta ou gamma	66
Tableau 3.i :	Techniques de mesure mises en œuvre pour la caractérisation de l'activité des rejets radioactifs atmosphériques de l'ICEDA.....	67
Tableau 3.j :	Implantation des balises du « réseau clôture ».....	72
Tableau 3.k :	Implantation des balises du « réseau 1 km ».....	73
Tableau 3.l :	Implantation des balises du « réseau 5 km ».....	73
Tableau 3.m :	Implantation des balises du « réseau 10 km ».....	74
Tableau 3.n :	Implantation des stations d'aspiration des poussières atmosphériques	74
Tableau 3.o :	Seuils de décision réglementaires des mesures radiologiques des aérosols.....	75
Tableau 3.p :	Seuils de décision réglementaires des mesures radiologiques des eaux de pluie ...	76
Tableau 3.q :	Seuils de décision réglementaires et fréquence des mesures radiologiques pour les végétaux terrestres et le lait.....	77
Tableau 3.r :	Seuils de décision réglementaires et fréquence des mesures radiologiques pour les couches superficielles des terres et des productions agricoles	78
Tableau 3.s :	Limites réglementaires pour les activités volumiques mesurées dans l'environnement aquatique (Bq/L)	79
Tableau 3.t :	Seuils de décision réglementaires des mesures radiologiques pour les sédiments, les végétaux aquatiques et les poissons.....	79
Tableau 3.u :	Tableau récapitulatif de la surveillance radiologique réglementaire dans l'atmosphère	80
Tableau 3.v :	Tableau récapitulatif de la surveillance radiologique réglementaire dans le compartiment terrestre	81
Tableau 3.w :	Tableau récapitulatif de la surveillance radiologique réglementaire dans le compartiment aquatique	81
Tableau 3.x :	Mesures d'évitement et/ou de réduction	85

FIGURES

Figure 3.a :	Chronologie des événements et des principales études radiologiques réalisées dans l'environnement du site du Bugey	19
Figure 3.b :	Rose des vents du site du Bugey (période 2009-2018).....	20
Figure 3.c :	Localisation des stations de prélèvements dans l'environnement terrestre du site du Bugey entre 2009 et 2018	21
Figure 3.d :	Activités massiques en césium 137 dans les matrices solides de l'environnement terrestre prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants	26
Figure 3.e :	Activités volumiques du césium 137 dans le lait de vache de l'environnement terrestre prélevé en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants	27
Figure 3.f :	Activités volumiques du tritium libre (HTO) dans les matrices de l'environnement terrestre prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants	29
Figure 3.g :	Activités volumiques du tritium organiquement lié (TOL) dans les matrices de l'environnement terrestre prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants	30
Figure 3.h :	Activités spécifiques du carbone 14 dans les matrices de l'environnement terrestre de 2009 à 2018 prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants	31
Figure 3.i :	Activités spécifiques du carbone 14 (données annuelles et trimestrielles) dans les herbes de prairie et le lait prélevés sous les vents dominants de 2009 à 2018 et bruit de fond hors influence).....	32
Figure 3.j :	Localisation des stations de prélèvements dans l'environnement aquatique du site du Bugey entre 2009 et 2018	36
Figure 3.k :	Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les sédiments prélevés à l'amont et à l'aval du point de rejet	43
Figure 3.l :	Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les phanérogames immergées prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	44
Figure 3.m :	Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les mousses aquatiques prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	44
Figure 3.n :	Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les poissons prélevés à l'amont et à l'aval du point de rejet	45
Figure 3.o :	Activités massiques de l'iode 131 dans les végétaux aquatiques prélevés à l'amont et à l'aval du point de rejet	46
Figure 3.p :	Activités volumiques du tritium libre (HTO) dans les matrices de l'environnement aquatique prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	48
Figure 3.q :	Activités volumiques du tritium organiquement lié (TOL) dans les matrices de l'environnement aquatique prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	49
Figure 3.r :	Activités spécifiques du carbone 14 dans les matrices de l'environnement aquatique prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	50
Figure 3.s :	Localisation des points étudiés pour évaluer le risque environnemental des rejets d'effluents radioactifs atmosphériques de l'ICEDA sur l'environnement terrestre	58
Figure 3.t :	Indices de risque calculés au point d'étude pour les organismes de référence de l'écosystème terrestre	63
Figure 3.u :	Surveillance radiologique de l'environnement – Compartiment atmosphérique : localisation des stations de prélèvement et de mesure à l'intérieur du site du Bugey.....	70
Figure 3.v :	Surveillance radiologique de l'environnement – Compartiment atmosphérique : localisation des stations de prélèvement et de mesure à l'extérieur du site du Bugey	71

Figure 3.a :	Chronologie des événements et des principales études radiologiques réalisées dans l'environnement du site du Bugey	19
Figure 3.b :	Rose des vents du site du Bugey (période 2009-2018).....	20
Figure 3.c :	Localisation des stations de prélèvements dans l'environnement terrestre du site du Bugey entre 2009 et 2018	21
Figure 3.d :	Activités massiques en césium 137 dans les matrices solides de l'environnement terrestre prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants	26
Figure 3.e :	Activités volumiques du césium 137 dans le lait de vache de l'environnement terrestre prélevé en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants.....	27
Figure 3.f :	Activités volumiques du tritium libre (HTO) dans les matrices de l'environnement terrestre prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants	29
Figure 3.g :	Activités volumiques du tritium organiquement lié (TOL) dans les matrices de l'environnement terrestre prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants	30
Figure 3.h :	Activités spécifiques du carbone 14 dans les matrices de l'environnement terrestre de 2009 à 2018 prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants	31
Figure 3.i :	Activités spécifiques du carbone 14 (données annuelles et trimestrielles) dans les herbes de prairie et le lait prélevés sous les vents dominants de 2009 à 2018 et bruit de fond hors influence).....	32
Figure 3.j :	Localisation des stations de prélèvements dans l'environnement aquatique du site du Bugey entre 2009 et 2018	36
Figure 3.k :	Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les sédiments prélevés à l'amont et à l'aval du point de rejet	43
Figure 3.l :	Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les phanérogames immergées prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	44
Figure 3.m :	Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les mousses aquatiques prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	44
Figure 3.n :	Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les poissons prélevés à l'amont et à l'aval du point de rejet.....	45
Figure 3.o :	Activités massiques de l'iode 131 dans les végétaux aquatiques prélevés à l'amont et à l'aval du point de rejet	46
Figure 3.p :	Activités volumiques du tritium libre (HTO) dans les matrices de l'environnement aquatique prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	48
Figure 3.q :	Activités volumiques du tritium organiquement lié (TOL) dans les matrices de l'environnement aquatique prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	49
Figure 3.r :	Activités spécifiques du carbone 14 dans les matrices de l'environnement aquatique prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet	50
Figure 3.s :	Localisation des points étudiés pour évaluer le risque environnemental des rejets d'effluents radioactifs atmosphériques de l'ICEDA sur l'environnement terrestre	58
Figure 3.t :	Indices de risque calculés au point d'étude pour les organismes de référence de l'écosystème terrestre	63
Figure 3.u :	Surveillance radiologique de l'environnement – Compartiment atmosphérique : localisation des stations de prélèvement et de mesure à l'intérieur du site du Bugey	70
Figure 3.v :	Surveillance radiologique de l'environnement – Compartiment atmosphérique : localisation des stations de prélèvement et de mesure à l'extérieur du site du Bugey	71

P RESENTATION DU CHAPITRE 3

Ce chapitre a pour objectif d'étudier l'état radiologique de l'environnement de l'Installation de Conditionnement et d'Entreposage de Déchets Activés (ICEDA, INB n° 173), située sur le site du Bugey. Ainsi, l'état radiologique de l'environnement présenté ci-après correspond à celui du site du Bugey.

L'étude des interactions du projet avec l'environnement considère la mise en œuvre des modifications objet du dossier de demande d'autorisation, à savoir :

- M01 : l'évolution du domaine de fonctionnement de l'ICEDA,
- M02 : la réalisation d'opérations de maintenance fortuite en arrière/super-cellules en présence de déchets en cellule.

Le chapitre est organisé comme suit :

- [§ 3.1](#) état initial de l'environnement ;
- [§ 3.2](#) : analyse des incidences ;
- [§ 3.3](#) : surveillance ;
- [§ 3.4](#) : mesures d'évitement et de réduction d'impact et mesures compensatoires ;
- [§ 3.5](#) : description des méthodes utilisées ;
- [§ 3.6](#) : conclusion.

3.1.

ÉTAT INITIAL DE L'ENVIRONNEMENT

3.1.1. INTRODUCTION

Ce chapitre présente l'état radiologique de l'environnement à l'intérieur (Cf. [Paragraphe 3.1.3](#)) et à l'extérieur du site du Bugey (Cf. [Paragraphe 3.1.5](#) et [3.1.6](#)).

L'environnement au voisinage du site du Bugey a fait l'objet d'études radiologiques destinées d'une part à identifier les principaux radionucléides présents dans les différentes matrices de l'environnement terrestre et aquatique, avant l'exploitation du site (état de référence initial ou point zéro), et d'autre part à évaluer sur le long terme dans quelle mesure les rejets d'effluents du site contribuent à l'apport de radioactivité dans l'environnement au regard des autres sources potentielles en présence.

L'évolution des niveaux de radioactivité dans l'environnement est suivie à des fréquences variables dans le cadre :

- D'un plan de surveillance réglementaire effectué par le site.
- D'études radioécologiques ponctuelles, de suivis radioécologiques annuels et de bilans radioécologiques décennaux, assurés par l'IRSN¹ (anciennement IPSN²).

L'état radiologique à l'intérieur du site s'appuie sur les mesures réglementaires de surveillance de l'environnement destinées :

- À s'assurer du respect des valeurs limites réglementaires (fonction de contrôle). C'est notamment le cas pour l'indice de radioactivité bêta globale des aérosols atmosphériques et pour le tritium dans l'air au niveau du sol (sous les vents dominants).
- À s'assurer de l'absence de toute élévation atypique du niveau de radioactivité dans l'environnement (fonction de surveillance) et à déceler toute anomalie de façon précoce. Les analyses radiologiques réglementaires sont réalisées sur des matrices importantes dans le transfert des radionucléides au sein de l'environnement et vis-à-vis de l'exposition de la population. Les mesures portent notamment sur le débit de dose gamma ambiant, les aérosols, l'eau de pluie et les eaux souterraines au droit du site.

Ces mesures réglementaires, réalisées de façon cohérente pour l'ensemble du Parc nucléaire, et en accord avec l'ASN, sont réalisées à des fréquences courtes (quotidiennes ou hebdomadaires) et ont des seuils de décision analytiques cohérents avec l'objectif de surveillance court-terme.

¹ IRSN : Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire.

² IPSN : Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire.

↘ SEUIL DE DÉCISION (SD)

Le Réseau National de Mesures de la Radioactivité de l'Environnement³ définit le Seuil de Décision (SD) comme une valeur de comptage pour laquelle on estime que, compte-tenu des fluctuations statistiques du bruit de fond, on peut affirmer avec une probabilité suffisamment élevée de ne pas se tromper, qu'un comptage supérieur à cette valeur révèle effectivement la présence de radioactivité dans l'échantillon mesuré. L'activité de l'échantillon et son incertitude peuvent alors être calculées. Si en revanche, la mesure de l'échantillon donne un comptage inférieur à cette valeur, on peut seulement affirmer, également avec une probabilité quantifiée de ne pas se tromper, que même si une radioactivité est présente, bien que n'ayant pas été détectée, elle est en tous cas inférieure à une valeur appelée Limite de Détection (LD). Selon les techniques de mesure, la limite de détection est approximativement égale à deux fois la valeur du seuil de décision. En pratique et conformément aux demandes de l'ASN, les résultats sont exprimés « < SD ».

Les techniques de prélèvement et de mesure mises en œuvre dans le cadre de la surveillance de l'environnement doivent garantir des valeurs de seuils de décision ne dépassant pas les valeurs indiquées dans la décision ASN n° 2013-DC-0360, modifiée par la décision ASN n° 2016-DC-0569. Ces valeurs seront nommées « seuils de décision réglementaires » par la suite.

L'état radioécologique à l'extérieur du site est basé sur des études radioécologiques annuelles et décennales qui s'appuient sur des analyses « bas bruit de fond » permettant d'identifier des radionucléides présents à l'état de traces dans l'environnement. Des seuils de décision analytiques plus faibles que pour les analyses réalisées à fréquence courte sont recherchés. Cela permet de caractériser finement les niveaux de radioactivité dans l'environnement et par la suite d'évaluer dans quelle mesure les rejets du site contribuent à l'apport de radionucléides dans l'environnement, au regard des autres sources potentielles en présence.

L'exploitation des données radioécologiques nécessaires pour établir l'état radiologique de l'environnement au voisinage du site du Bugey nécessite tout d'abord de distinguer les radionucléides présents naturellement dans l'environnement (origines cosmique et tellurique) de ceux produits artificiellement lors de réactions nucléaires de fission ou d'activation (essais nucléaires aériens, accidents nucléaires, rejets d'effluents radioactifs industriels et hospitaliers).

Les radionucléides émetteurs gamma (γ) d'origine naturelle (potassium 40, béryllium 7...) et d'origine artificielle (césium 134, césium 137, cobalt 58, cobalt 60, argent 110 métastable...), les radionucléides émetteurs bêta (β) (tritium, carbone 14, strontium 90, nickel 63...) ainsi que les radionucléides émetteurs alpha (α) (plutonium 238, plutonium 239+240 et américium 241) sont ainsi recherchés, bien qu'un certain nombre de ces radionucléides (notamment les radionucléides émetteurs alpha) ne soient pas présents dans les rejets d'effluents radioactifs des installations du site en fonctionnement normal. Issus des retombées globales des essais nucléaires aériens, sans lien avec l'exploitation des installations du site, ils sont encore détectables dans l'environnement.

Ces prélèvements et analyses sont réalisés selon une chronologie établie dans le cadre des états de référence initiaux, des suivis annuels et des bilans radioécologiques décennaux pour interpréter l'évolution des niveaux de radioactivité de l'environnement au regard des rejets de l'installation et des autres sources potentielles de radioactivité.

³ Le réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement centralise l'ensemble des données de surveillance de la radioactivité de l'environnement en France, et s'assure de leur qualité et de leur harmonisation par une procédure d'agrément (<https://www.mesure-radioactivite.fr/#/>).

Le choix de la nature et des stations de prélèvements lors de ces études est effectué dans l'objectif de pouvoir comparer les résultats obtenus sur le long terme. Ainsi, dans la mesure du possible, les prélèvements sont réalisés aux mêmes stations et sur les mêmes matrices dans le temps de façon à pouvoir comparer les résultats avec ceux obtenus lors des études précédentes.

Concernant la nature des prélèvements, les échantillons prélevés correspondent notamment à :

- des **bioindicateurs** connus pour leurs aptitudes à retenir les éléments traces et renseigner sur certaines caractéristiques écologiques de l'environnement (bryophytes, végétaux terrestres et aquatiques) ;
- des **compartiments d'accumulation** dans lesquels la radioactivité est retenue, ce qui permet de révéler des émissions anciennes de radioactivité (sols et sédiments) ;
- des **vecteurs directs** de la radioactivité (eaux, air) ;
- des **matrices environnementales** consommées par les animaux et/ou l'homme constituant des voies de transfert, directes ou indirectes (productions agricoles, lait, poissons).

Le choix de la nature des prélèvements vise à obtenir, dans la mesure du possible, une cohérence à l'échelle nationale, sans écarter les spécificités locales.

La localisation des stations de prélèvement a été choisie notamment en fonction de la rose des vents locale ou des conditions hydrologiques, de la répartition de la population et de la disponibilité des échantillons dans l'environnement au voisinage du site :

- Dans l'environnement terrestre (surveillance du compartiment atmosphérique et terrestre), les prélèvements collectés sont répartis en distinguant les zones sous les vents dominants (Zones potentiellement Influencées par les rejets d'effluents à l'atmosphère) des zones hors vents dominants (Zones Non Influencées par les rejets d'effluents à l'atmosphère), notées par la suite ZI ou ZNI.
- Dans l'environnement aquatique, les prélèvements sont réalisés en distinguant la partie amont (non influencée par les rejets d'effluents liquides) et la partie aval (potentiellement influencée par les rejets d'effluents liquides) du site.

Il est à noter que pour l'ensemble des données utilisées, toutes les étapes du prélèvement à l'analyse de l'échantillon sont conformes à la norme NF EN ISO/CEI 17025 (relative aux Exigences générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais). Ces pratiques sont réalisées sous couvert des agréments au RNM.

Pour mettre en évidence une éventuelle contribution des rejets du site à l'apport de radioactivité dans l'environnement⁴, les résultats acquis dans les milieux terrestre ou aquatique sous influence potentielle des rejets du site sont comparés à ceux acquis hors influence des rejets, ainsi qu'aux données obtenues lors de la réalisation du point zéro radioécologique. Les différentes origines de la radioactivité dans l'environnement sont détaillées dans le [Paragraphe 3.1.2](#).

Afin de faciliter la compréhension de ce Chapitre, le [Tableau 3.a](#) présente les caractéristiques des radionucléides cités (symbole de l'élément, nom, type de transformation radioactive, période radioactive).

⁴ Pour la compréhension de l'analyse réalisée dans le cadre de ce document, il est à noter que le mot « marquage » est le terme classiquement usité dans le milieu de la radioécologie pour évoquer la présence mesurable d'un radionucléide dans l'environnement en incrément du bruit de fond naturel, en lien avec une source identifiée. Ce terme ne présage pas des niveaux d'activité quantifiés.

Tableau 3.a : Symbole chimique, nom, type de transformation et période radioactive des principaux radionucléides cités dans le document

Radionucléide				Radionucléide			
Symbole	Nom	Type de transformation	Période radioactive	Symbole	Nom	Type de transformation	Période radioactive
¹⁰⁶ Rh	Rhodium	β, γ, X	30,0 s	^{131m} Xe	Xénon	β, γ	12 j
^{135m} Xe	Xénon	β, γ, X	15,3 min	²³⁴ Th	Thorium	β, γ, X	24 j
⁴¹ Ar	Argon	β, γ, X	110 min	⁵¹ Cr	Chrome	γ	27,7 j
¹³² I	Iode	β, γ, X	2,3 h	¹⁴¹ Ce	Cérium	β, γ, X	32,5 j
⁸⁸ Kr	Krypton	β, γ, X	2,84 h	⁹⁵ Nb	Niobium	β, γ, X	35,0 j
^{85m} Kr	Krypton	β, γ, X	4,48 h	¹⁰³ Ru	Ruthénium	β, γ, X	40 j
²²⁸ Ac	Actinium	β, γ, X	6,15 h	¹²⁴ Sb	Antimoine	β, γ, X	60,2 j
¹³⁵ I	Iode	β, γ, X	6,57 h	⁷ Be	Béryllium	β, γ	53,2 j
²³⁴ Pa	Protactinium	β, γ, X	6,7 h	⁹⁵ Zr	Zirconium	β, γ, X	64 j
¹³⁵ Xe	Xénon	β, γ, X	9,2 h	⁵⁸ Co	Cobalt	β, γ, X	71 j
¹³³ I	Iode	β, γ, X	20,87 h	⁶⁵ Zn	Zinc	β, γ, X	244 j
^{133m} Xe	Xénon	γ, X	2,2 j	^{110m} Ag	Argent	β, γ, X	250 j
¹³³ Xe	Xénon	β, γ, X	5,27 j	¹⁴⁴ Ce	Cérium	β, γ, X	285 j
¹³¹ I	Iode	β, γ, X	8 j	⁵⁴ Mn	Manganèse	β, γ, X	312 j
¹⁰⁶ Ru	Ruthénium	β	371,5 j	²⁴¹ Am	Américium	α, γ	433 a
¹⁰⁹ Cd	Cadmium	γ, X	462,6 j	^{108m} Ag	Argent	γ, X	438 a
¹³⁴ Cs	Césium	β, γ, X	2,1 a	¹⁴ C	Carbone	β	5 700 a
⁵⁵ Fe	Fer	γ, X	2,75 a	²⁴⁰ Pu	Plutonium	α, γ, X	6 600 a
¹²⁵ Sb	Antimoine	β, γ, X	2,8 a	²³⁹ Pu	Plutonium	α, γ, X	24 100 a
⁶⁰ Co	Cobalt	β, γ, X	5,3 a	⁵⁹ Ni	Nickel	β	7,6.10 ⁴ a
⁸⁵ Kr	Krypton	β, γ, X	10,4 a	⁹⁹ Tc	Technétium	β, γ, X	2,11.10 ⁵ a
³ H	Tritium	β	12,3 a	⁴⁰ K	Potassium	β, γ, X	1,3.10 ⁹ a
²¹⁰ Pb	Plomb	α, β, γ, X	22,3 a	²³⁸ U	Uranium	α, γ, X	4,5.10 ⁹ a
⁹⁰ Sr	Strontium	β	28,8 a	²³² Th	Thorium	α, γ, X	1,4.10 ¹⁰ a
¹³⁷ Cs	Césium	β, γ, X	30,0 a				
²³⁸ Pu	Plutonium	α, γ	88,0 a				
⁶³ Ni	Nickel	β	98,7 a				

3.1.2. ORIGINES DE LA RADIOACTIVITE DANS L'ENVIRONNEMENT

3.1.2.1. ORIGINE NATURELLE

Les principaux radionucléides naturels rencontrés dans l'environnement ont deux origines :

- Une origine cosmique, représentée par les radionucléides issus de l'interaction de la matière avec les rayonnements (neutrons) cosmiques (tritium, béryllium 7, béryllium 10, carbone 14, silicium 32, chlore 36, sodium 22, phosphore 32...). La réaction la plus importante conduit à la formation de carbone 14 à partir de l'azote atmosphérique ;
- Une origine tellurique, représentée par les radionucléides présents dans l'écorce terrestre depuis l'origine de la Terre. Un isotope radioactif du potassium (^{40}K) et les familles radioactives de l'uranium 238, de l'uranium 235 et du thorium 232 constituent la majeure partie de ce groupe.

3.1.2.2. ORIGINE ARTIFICIELLE

Un certain nombre de radionucléides d'origine artificielle sont détectés de manière plus ou moins homogène sur l'ensemble du territoire. Ils proviennent des retombées atmosphériques des essais aériens nucléaires (de 1945 à 1980), des accidents nucléaires (Tchernobyl en 1986 et, dans une moindre mesure, Fukushima en 2011) ou bien des rejets réalisés dans le strict respect des limites autorisées d'INB⁵ comme les CNPE, les installations en déconstruction, les sites de fabrication et de retraitement du combustible, les sites de stockage, les sites militaires mais également les établissements de santé et universitaires *via* l'utilisation de radionucléides à des fins médicales et/ou de recherches.

3.1.2.2.1. Retombées des essais nucléaires aériens

Les essais nucléaires aériens auxquels ont procédé les grandes puissances militaires (Etats-Unis, Russie, Grande-Bretagne, France et Chine) entre 1945 et 1980 constituent le seul apport massif de radionucléides artificiels à l'échelle planétaire et la principale source de radioactivité artificielle dans l'environnement français. Au total, 543 essais aériens ont été effectués. L'essentiel de la puissance a été libéré entre 1954 et 1958 puis en 1961 et 1962. A partir de 1961, les essais nucléaires aériens ont progressivement laissé place aux essais souterrains, constituant une source de contamination moindre pour la biosphère. Le dernier essai nucléaire aérien a eu lieu en Chine le 16 octobre 1980.

La plupart des essais nucléaires aériens se sont déroulés dans l'hémisphère Nord. Environ 90 % des radionucléides émis dans l'atmosphère sont retombés dans cet hémisphère. Les radionucléides émis étaient des produits de fission (strontium 90, césium 137, iode 131...) et des produits d'activation (tritium et carbone 14) créés par l'interaction du rayonnement neutronique avec les atomes présents au sein des molécules constituant l'atmosphère.

Les radionucléides à courte période radioactive ont progressivement disparu (iode 131, cérium 141, ruthénium 103, zirconium 95, cérium-praséodyme 144, ruthénium-rhodium 106). En revanche, le césium 137, le strontium 90, le carbone 14, le tritium et les transuraniens (radionucléides émetteurs alpha) persistent toujours dans les matrices environnementales prélevées actuellement en France en raison de périodes radioactives beaucoup plus longues.

⁵ INB : Installation Nucléaire de Base.

Les radionucléides émetteurs alpha déposés *via* les retombées essais nucléaires aériens (plutonium 238, plutonium 239 et 240, américium 241...) sont caractérisés par les rapports d'activités ($^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$) égaux à 0,03 et ($^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$) égaux à 0,4⁶. Ainsi, les retombées atmosphériques dues aux essais nucléaires aériens constituent un bruit de fond radiologique plus ou moins hétérogène à l'échelle du territoire français.

3.1.2.2.2. Retombées de l'accident de Tchernobyl

L'accident de Tchernobyl est survenu le 26 avril 1986 en Ukraine. En raison des conditions météorologiques, le panache radioactif émis dans la troposphère s'est déplacé vers les pays nordiques, l'Europe Centrale et la Méditerranée. Il a survolé la vallée du Rhône puis l'est de la France au cours de la première semaine de mai 1986. Les événements pluvieux concomitants ont favorisé le dépôt des particules radioactives. Dix-neuf radionucléides ont été détectés dans l'environnement sur le territoire français parmi lesquels on trouve : le tellure 132, l'iode 131, le ruthénium 103, le ruthénium et rhodium 106, les radiocésiums 134 et 137 et l'argent 110 métastable. A l'exception du césium 137, ces radionucléides présentent des périodes de décroissance courtes (de quelques secondes pour le rhodium 106 à deux ans pour le césium 134). De ce fait, seul le césium 137, dont la période radioactive est de 30 ans, demeure actuellement détectable dans les matrices environnementales prélevées en France métropolitaine et contribue au bruit de fond radiologique anthropique.

Du fait de sa position géographique et des précipitations lors du passage du panache radioactif issu de l'accident de Tchernobyl, l'environnement au voisinage du site du Bugey et plus généralement l'Est de la France a été plus fortement impacté par les retombées radioactives comparativement à l'Ouest de la France.

3.1.2.2.3. Retombées de l'accident de Fukushima

L'accident de Fukushima est survenu le 11 mars 2011 au Japon. Le panache radioactif résultant des rejets radioactifs à l'atmosphère des réacteurs nucléaires accidentés s'est déplacé, tout en se diluant, dans les courants atmosphériques de l'hémisphère Nord. Le continent nord-américain a été le premier touché par cette dispersion à grande échelle, puis les particules radioactives ont atteint le nord et le nord-est de l'Europe (Scandinavie), une dizaine de jours après l'accident. La France et le Sud-Ouest de l'Europe ont été atteints vers le 25 mars. Les masses d'air ont ensuite poursuivi leur déplacement vers l'Asie.

Les différentes observations ont montré que les régions françaises ont globalement été touchées de façon similaire, avec de légères fluctuations spatiales et temporelles dues au déplacement des masses d'air. Les activités en radionucléides artificiels imputables à l'accident de Fukushima (iode 131, césium 134 et 137, tellure 132) mesurées en France ont été très faibles. Ces activités se situent à des niveaux 500 à plus de 1 000 fois inférieurs à ceux mesurés en mai 1986 en France suite à l'accident de Tchernobyl⁷.

A l'exception du ^{137}Cs , les autres radionucléides détectés en France présentent des périodes de décroissance courtes. Après l'accident, les niveaux d'activité des césiums mesurés dans les aérosols en France conduisaient à un rapport d'activité ($^{134}\text{Cs} / ^{137}\text{Cs}$) égal à 0,97, représentatif des rejets d'effluents radioactifs atmosphériques liés à l'accident de Fukushima. Actuellement, seul le ^{137}Cs pourrait être mesuré, néanmoins les activités sont trop faibles pour être décelées par rapport aux activités préexistantes dans l'environnement du fait des retombées des essais nucléaires aériens et de l'accident de Tchernobyl⁸.

⁶ Masson O., Piga D., Gurriaran R. et D'Amico D. 2010. Impact of an exceptional Saharan dust outbreak in France: PM10 and artificial radionuclides concentrations in air and in dust deposit. **Atmospheric Environment** 44(20): 2478-2486.

⁷ IRSN/DEI/2011-01, février 2012. Analyse de l'impact de l'accident de Fukushima en France (métropole et DROM-COM) à partir des résultats de la surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement.

⁸ Masson O. et al., 2011. Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-Ichi nuclear reactors by european networks. **Environmental Sciences and Technology**, 45: 7670 - 7677.

3.1.2.2.4. Autres sources

En dehors des rejets des installations du site du Bugey et des sources précédemment citées (retombées des essais nucléaires aériens et des accidents nucléaires), les principales sources de radioactivité artificielle sont présentées ci-après. A l'échelle du bassin versant du site du Bugey, le site en déconstruction de Creys-Malville, situé à 34 km en amont sur les bords du Rhône, est trop distant pour que les rejets d'effluents atmosphériques, réalisés dans le cadre des opérations de démantèlement, puissent influencer l'environnement terrestre de la zone d'étude. En revanche, les radionucléides présents dans les rejets d'effluents liquides du site de Creys-Malville sont susceptibles d'être mis en évidence dans l'environnement aquatique proche du site du Bugey. A l'échelle du bassin versant du Rhône, certaines activités (industries, centres de recherche, hôpitaux...) peuvent être la source potentielle d'apport de radionucléides. C'est notamment le cas de l'industrie horlogère qui utilisait du tritium dans la composition de peintures luminescentes pour les aiguilles de montres. Rejeté dans le Rhône et ses affluents, ce radionucléide est à l'origine d'un marquage de certaines matrices du compartiment aquatique au voisinage du site du Bugey, en particulier les sédiments. A noter par ailleurs que les centres hospitaliers situés en amont du Bugey sont à l'origine de rejets d'iode 131 (utilisations diagnostiques et thérapeutiques) détectable dans l'environnement aquatique du site. On compte également de nombreux centres de recherche utilisant des produits radioactifs, notamment autour du lac Léman. Les installations du CERN, la base aérienne d'Ambérieu-en-Bugey (01) et des sites en attente d'assainissement à Annemasse et Marnaz (74) détiennent du matériel contenant du tritium, du sodium 22 ou du radium 226. L'ensemble de ces sites est susceptible d'apporter de faibles quantités de radionucléides artificiels dans les cours d'eau qui alimentent le Rhône.

3.1.2.3. RADIONUCLÉIDES AYANT UNE DOUBLE ORIGINE

Le tritium et le carbone 14 ont une double origine naturelle et artificielle. La distinction de la part produite naturellement de celle issue de l'activité industrielle nucléaire peut être évaluée grâce à :

- Une bonne connaissance de l'activité de ces radionucléides au sein des rejets d'effluents réalisés par voies liquide et atmosphérique.
- Une bonne connaissance de l'activité de ces radionucléides dans les différentes matrices de l'environnement, en dehors de toute influence de rejets d'effluents radioactifs.
- Une stratégie d'étude adaptée qui porte sur des échantillons de même nature récoltés au même stade de développement, sous et hors vents dominants (sous et hors influence potentielle de l'installation nucléaire étudiée).

3.1.2.3.1. Tritium

Le tritium est produit naturellement par action des rayons (neutrons) cosmiques sur certains composants de l'air (azote, oxygène ou argon). L'inventaire permanent du tritium naturel est d'environ $1,3 \cdot 10^6$ TBq à l'échelle planétaire, avec une production annuelle de l'ordre de $7,2 \cdot 10^4$ TBq. Le bruit de fond qui en résulte, mesuré par l'activité volumique du tritium dans l'eau de pluie, est de l'ordre de 0,1 à 0,6 Bq/L.

En raison de ses propriétés physico-chimiques très similaires à celles de l'hydrogène, élément majeur de la biosphère notamment comme constituant de la molécule d'eau et de la matière organique, le tritium est présent dans toutes les matrices environnementales. Les mesures réalisées dans le cadre de la surveillance radioécologique des installations nucléaires permettent de distinguer le tritium présent dans l'eau tissulaire des organismes (« tritium libre » (HTO)) du tritium lié à la matière organique (« tritium organiquement lié » (TOL)). La première forme s'équilibre très rapidement dans toutes les matrices de l'environnement selon le cycle de l'eau et permet d'identifier un apport récent de tritium dans l'environnement. Le tritium organiquement lié reflète l'activité du radionucléide dans le milieu au moment de sa fixation à la matière organique, et apporte ainsi une information rétrospective « intégrée » des activités environnementales en tritium assimilées sur plusieurs semaines à plusieurs années.

Entre 1945 et 1980, les essais nucléaires aériens ont disséminé à l'échelle mondiale environ $2,3 \cdot 10^8$ TBq de tritium. La quantité de tritium présente dans la biosphère a alors fortement augmenté. Le pic d'activité observé en 1963 traduit l'influence des apports liés aux retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens avec une valeur d'activité d'environ 500 Bq/L mesurée en France dans l'eau de pluie. La décroissance des activités en tritium dans les précipitations s'est faite de manière exponentielle. Du fait de la période radioactive relativement courte (12,3 ans) de ce radionucléide, il ne reste actuellement qu'environ $1,3 \cdot 10^7$ TBq de tritium répartis dans les océans (90 %) et les eaux continentales (10 %). Sur la période de 2014 à 2016, les niveaux de tritium libre (HTO) dans les eaux de pluie en milieu continental en France métropolitaine ont varié entre $0,71 \pm 0,05$ et $1,4 \pm 0,1$ Bq/L.

Dans les autres matrices du milieu terrestre, les activités en tritium diminuent également, se rapprochant au fur et à mesure des années du bruit de fond antérieur aux tirs. En effet, les mesures de HTO et de TOL acquises de 2007 à 2012⁹, en France métropolitaine hors influence potentielle d'un rejet tritié, pour des végétaux et des denrées (feuilles annuelles d'arbres, légumes, vins, viandes, laits) témoignent d'un bruit de fond moyen de $1,4 \pm 1,2$ Bq/L.

Dans le milieu aquatique continental, dans les eaux des cours d'eau, la gamme de valeurs entre 2014 et 2016 en HTO est comprise entre $0,12 \pm 0,11$ et $0,86 \pm 0,15$ Bq/L en France métropolitaine. Néanmoins, des niveaux d'activité supérieurs à ce bruit de fond peuvent être rencontrés localement, à proximité d'installations autorisées à rejeter du tritium.

3.1.2.3.2. Carbone 14

Le carbone est l'un des quatre éléments essentiels, avec l'hydrogène, l'oxygène et l'azote, au développement de toute vie. Il est très majoritairement présent sous forme d'isotopes stables (carbone 12 \approx 99 % ; carbone 13 \approx 1 %). Le carbone 14, isotope radioactif présent à l'état de traces, est produit majoritairement par voie naturelle par capture des neutrons cosmiques par les noyaux de l'azote atmosphérique. Le stock de ^{14}C à l'échelle de la planète est à ce jour d'environ $1,27 \cdot 10^7$ TBq, dont 90 % sont contenus dans les profondeurs des océans. Outre cette origine naturelle, 2 % des stocks de ^{14}C sont issus des activités humaines.

Dans la nature, le ^{14}C existe principalement sous forme minérale (gaz carbonique ($^{14}\text{CO}_2$) dans l'atmosphère et carbonates dans l'eau), et sous forme organique suite à son assimilation par les plantes au cours de la photosynthèse.

L'activité en ^{14}C , relativement constante au cours des derniers millénaires, a subi de grandes fluctuations depuis le début de l'ère industrielle. La constante augmentation des rejets de CO_2 , liée à l'utilisation de combustibles fossiles aux teneurs plus faibles en ^{14}C , a contribué à diminuer l'activité spécifique du ^{14}C présent dans l'atmosphère (effet de dilution isotopique généralement connu sous le nom de l'effet Suess). Au contraire, les rejets de ^{14}C d'origine humaine, essentiellement dus aux essais nucléaires aériens pratiqués entre 1945 et 1980 ($\approx 2 \cdot 10^5$ TBq), ont augmenté l'activité atmosphérique. Ainsi, l'activité spécifique en ^{14}C dans l'atmosphère est passée de 226 Bq/kg de carbone au milieu du 19^{ème} siècle à un maximum d'environ 400 Bq/kg de carbone dans les années 1960 suite aux essais nucléaires aériens. L'activité en ^{14}C dans l'atmosphère est en diminution depuis l'arrêt des essais nucléaires aériens.

⁹ IRSN, juillet 2017. Actualisation des connaissances acquises sur le tritium dans l'environnement. PRP-ENV/SERIS/2017-00004, 76 p.

En 2016, le niveau atmosphérique, de l'ordre de 230 Bq/kg de carbone¹⁰, continue à décroître et se rapproche des niveaux antérieurs aux essais nucléaires aériens en raison des phénomènes d'absorption par les eaux océaniques et de dilution par les émissions de carbone issues notamment de la combustion des combustibles fossiles. Dans l'environnement terrestre, l'activité spécifique en ¹⁴C diminue au cours du temps. Néanmoins, les mesures d'activité en ¹⁴C effectuées sur des matrices végétales prélevées à proximité immédiate des CNPE français montrent une contribution locale des rejets d'effluents atmosphériques.

En milieu aquatique, le carbone se répartit entre carbone organique (dissous et particulaire) et carbone minéral (CO₂ et acide carbonique dissous, carbonates et bicarbonates) et subit un ensemble complexe de processus biochimiques. Le carbone 14 des écosystèmes d'eau douce n'est donc pas en équilibre avec le carbone 14 atmosphérique. Hors de l'influence directe d'une installation, les niveaux, fortement influencés par la teneur en carbonates du milieu, varient actuellement entre 180 et 220 Bq/kg de carbone pour ce qui concerne l'eau (carbone minéral), les végétaux immergés et les poissons, ce qui représente une activité de l'ordre de 0,02 Bq/L d'eau douce et de 10 à 50 Bq/kg frais pour les végétaux immergés et les poissons.

3.1.3. ÉTAT RADIOLOGIQUE A L'INTERIEUR DU SITE

L'état radiologique à l'intérieur du périmètre du site du Bugey a été réalisé en s'appuyant sur les résultats des mesures réglementaires (disponibles sur le site Internet du RNM – www.mesure-radioactivite.fr) effectuées dans le cadre du contrôle et de la surveillance réglementaire à l'intérieur du périmètre du site du Bugey. Ces mesures sont réalisées à des fréquences relativement courtes et ont des seuils de décision analytiques cohérents avec l'objectif de surveillance, qui vise à déceler de manière précoce tout accroissement atypique de la radioactivité lié à l'exploitation des installations du site. En conséquence, eu égard à la fréquence des mesures et des performances analytiques associées, la période de référence retenue correspond aux cinq dernières années (2014-2018) de la période d'analyse de l'état radiologique réalisé aux [Paragraphes 3.1.5](#) et [3.1.6](#).

Les mesures portent sur :

- Le compartiment atmosphérique : débit de dose gamma ambiant, activité bêta globale et alpha globale des poussières atmosphériques (aérosols), activité volumique du tritium dans l'air, activité bêta globale, alpha globale et tritium des eaux de pluie.
- Les eaux souterraines : activité bêta globale et tritium.

Les stations et balises considérées sont situées à l'intérieur ou en limite du périmètre du site et fournissent ainsi des informations pour définir son état radiologique. Leur localisation, ainsi que le détail des mesures réalisées et leur périodicité, sont présentés dans le [Paragraphe 3.3](#).

Concernant la mesure du débit de dose gamma ambiant, le débit de dose moyen mesuré à la station AS1 sur la période 2014-2018 est de 77,4 nSv/h. Ces valeurs sont à mettre en regard du bruit de fond gamma ambiant moyen du département de l'Ain évalué à 71 nSv/h (soit 0,62 mSv/an)¹¹.

Les activités bêta globale et alpha globale des poussières atmosphériques analysées à la station AS1 sont inférieures en moyenne à $5,6 \cdot 10^{-4}$ Bq/m³ et $7,9 \cdot 10^{-5}$ Bq/m³ respectivement sur la période 2014-2018.

L'activité volumique du tritium dans l'air, mesurée au niveau de la station AS1, est inférieure en moyenne à 0,15 Bq/m³. Dans l'eau de pluie prélevée au niveau de la station AS1, les activités volumiques bêta globale et alpha globale sont inférieures en moyenne à 0,13 Bq/L et 0,02 Bq/L respectivement. L'activité volumique du tritium est inférieure en moyenne à 5,1 Bq/L.

¹⁰ IRSN, Novembre 2018. Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017. Rapport DG/2018-00006 351p.

¹¹ IRSN – Bilan de l'état radiologique de l'environnement français en 2012 – Figure II.2 – Moyenne du débit de dose gamma ambiant par département sur la période de juillet 2011 à décembre 2012 (nSv/h).

3.1.4. HISTORIQUE DES ETUDES RADIOECOLOGIQUES

La chronologie des études réalisées autour du site du Bugey est présentée sur la [Figure 3.a](#). Dans celle-ci apparaissent également les événements extérieurs (essais nucléaires aériens, accidents de Tchernobyl et Fukushima) dont les retombées sont responsables d'une influence sur l'environnement proche du site.

Le site du Bugey se compose d'un ancien réacteur de 500 MWe de la filière des réacteurs UNGG¹² arrêté le 27 mai 1994 (Bugey 1) ainsi que de quatre réacteurs en exploitation de 900 MWe de la filière des REP¹³ successivement mis en service en mai 1978, septembre 1978, mars 1979 et juillet 1979.

Un état de référence initial (ou point zéro) commandité par EDF en vue de la divergence des quatre réacteurs de 900 MWe de Bugey 2, 3, 4 et 5 est réalisé uniquement dans l'environnement aquatique proche du site entre octobre 1976 et septembre 1977 afin de dresser un constat du niveau de radioactivité des eaux, des sédiments et des poissons. En 1992, à la demande d'EDF, une étude particulière du milieu aquatique (sédiments, végétaux aquatiques et poissons) est menée par l'IPSN.

A partir de 1992, des suivis radioécologiques annuels sont réalisés par l'IPSN, devenu depuis 2001 IRSN, dans l'environnement proche du site du Bugey.

En 1989, soit environ dix ans après le couplage au réseau des réacteurs de 900 MWe, est mené un premier bilan radiologique décennal. Ce bilan vise à évaluer de façon plus fine l'activité des radionucléides dans l'environnement terrestre et aquatique au voisinage du site.

Deux autres bilans décennaux sont réalisés en 1999 et 2010 afin de rendre compte de l'évolution radiologique de l'environnement du site du Bugey depuis le premier bilan décennal.

Les études utilisées pour établir l'état radiologique de l'environnement terrestre et aquatique au voisinage du site du Bugey sont réalisées entre 1976 (état de référence initial ou point zéro) et 2018. Afin de décrire l'évolution de cet état radiologique, quatre périodes sont considérées :

- l'état de référence initial ou point zéro (1976-1977) ;
- la première période 1989-1998 prenant en compte le bilan décennal de 1989 et les suivis radioécologiques annuels de 1992 à 1998 ;
- la deuxième période 1999-2008 prenant en compte le bilan décennal de 1999 et les suivis radioécologiques annuels. A partir de l'année 2000, le tritium libre est analysé annuellement dans le lait et l'eau douce ;
- la troisième période 2009-2018 prenant en compte les suivis radioécologiques annuels et le bilan décennal de 2010. Cette période correspond à la période de référence analysée dans le cadre de ce dossier (Cf. [Paragraphes 3.1.5](#) et [3.1.6](#)).

¹² UNGG : Uranium Naturel Graphite-Gaz.

¹³ REP : Réacteur à Eau Pressurisée.

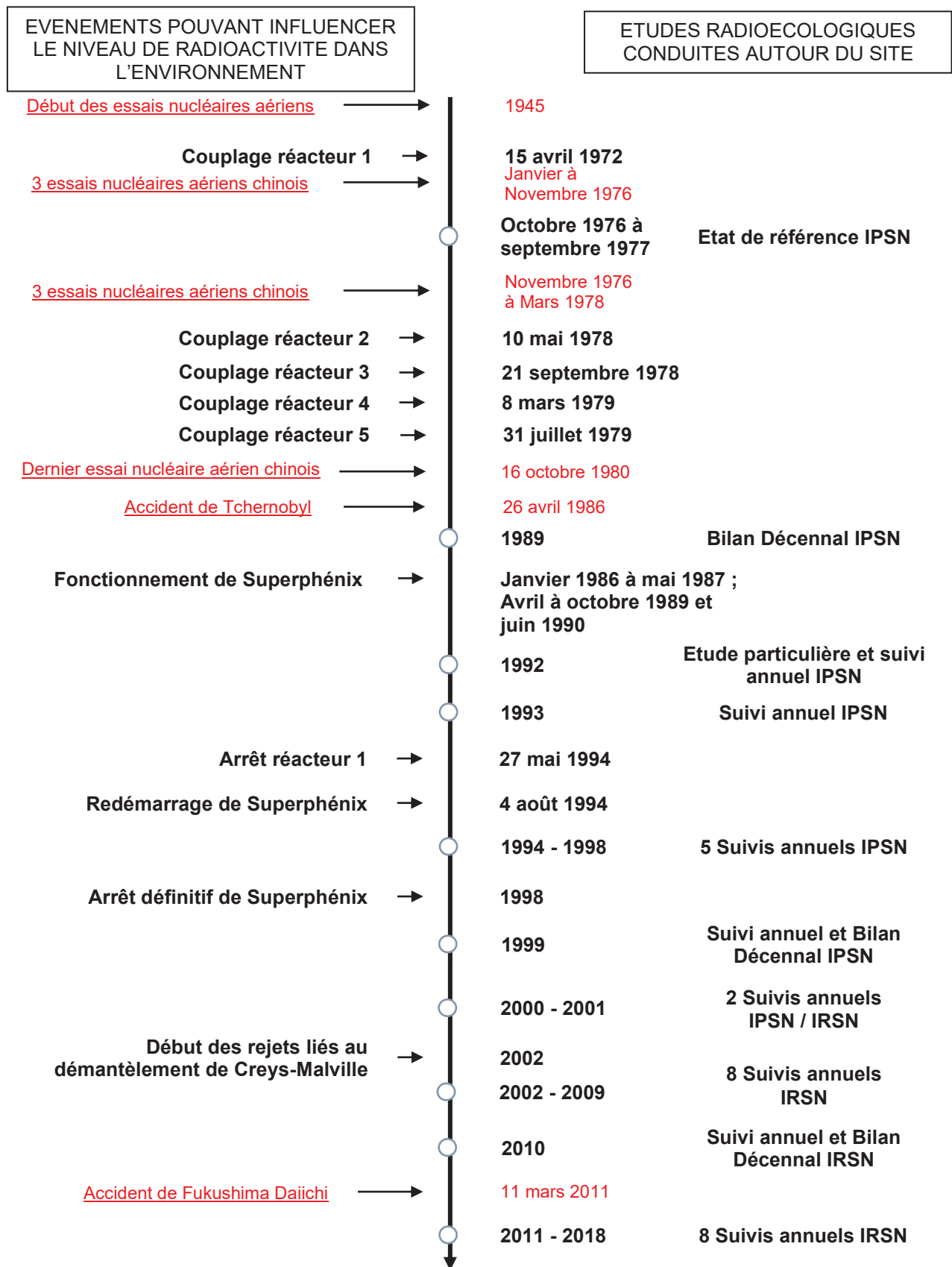


Figure 3.a : Chronologie des événements et des principales études radiologiques réalisées dans l'environnement du site du Bugey

3.1.5. ÉTAT RADIOLOGIQUE DU MILIEU TERRESTRE

Les études utilisées pour établir l'état radiologique actuel de l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey ont été réalisées entre 2009 et 2018. Elles portent sur une diversité d'échantillons et d'analyses radiologiques qui permettent une vision précise de l'état radiologique de l'environnement terrestre grâce à des mesures « bas bruit de fond » permettant de détecter des radionucléides à un niveau de performance analytique élevé (à l'état de traces).

Afin de pouvoir apprécier l'influence potentielle des rejets d'effluents radioactifs à l'atmosphère émis par le site du Bugey, les stations de prélèvements de l'environnement terrestre (Cf. [Figure 3.c](#)) sont choisies selon la rose des vents (Cf. [Figure 3.b](#)) dans un rayon d'environ 20 km qui comprend :

- des communes situées à proximité du site (rayon de 5 km) et dans les secteurs sud et sud-sud-est sous les vents dominants, en Zone potentiellement Influencée par les rejets d'effluents à l'atmosphère du site (ou ZI) ;
- des communes situées dans les secteurs ouest, nord-ouest, nord-est et est hors vents dominants, en Zone Non Influencée par les rejets d'effluents à l'atmosphère (ou ZNI).

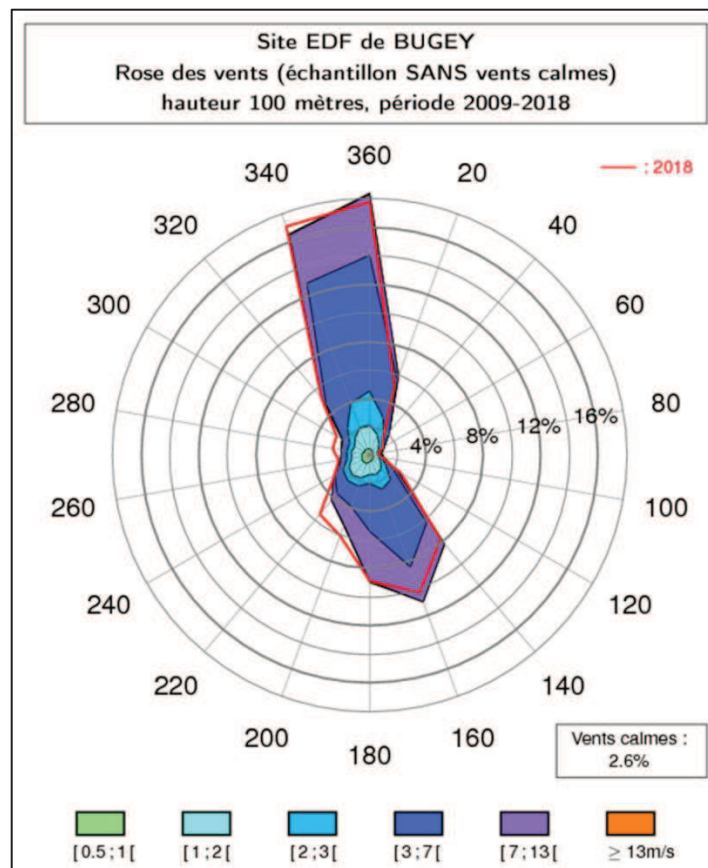


Figure 3.b : Rose des vents du site du Bugey (période 2009-2018)

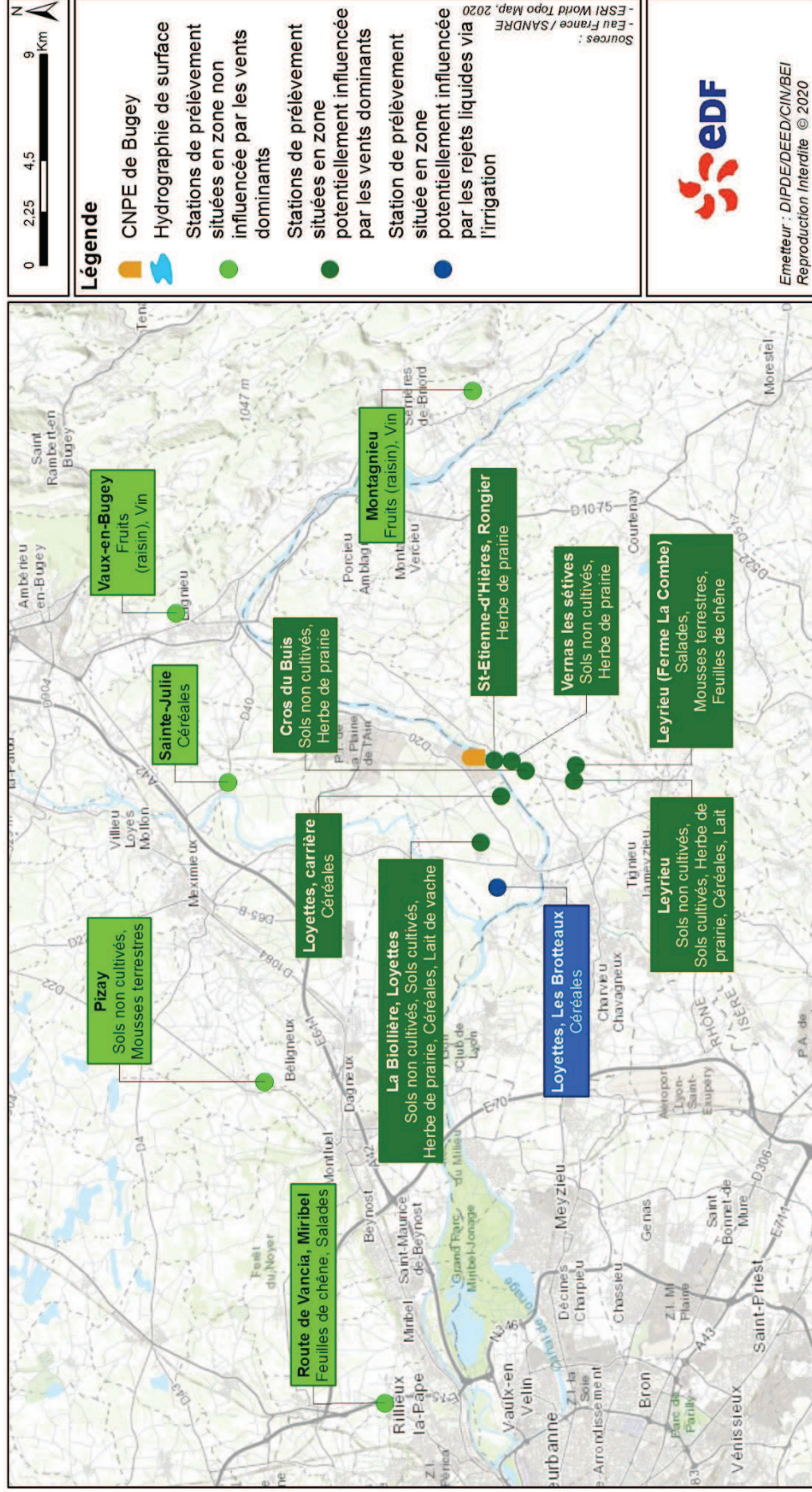


Figure 3.c : Localisation des stations de prélèvements dans l'environnement terrestre du site du Bugey entre 2009 et 2018

3.1.5.1. SYNTHÈSE DES PRINCIPALES ÉTUDES RADIOLOGIQUES RÉALISÉES DANS L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE AU VOISINAGE DU SITE AVANT 2009

Afin de mettre en perspective par la suite le résultat de l'analyse de l'état radiologique actuel de l'environnement terrestre au voisinage du site, cette partie présente succinctement les conclusions des principales études menées avant la période de référence de cette analyse (2009-2018).

L'exploitation des mesures de radioactivité nécessite de distinguer les radionucléides produits naturellement dans l'environnement de ceux produits artificiellement lors de réactions nucléaires de fission ou d'activation (essais atmosphériques, accidents nucléaires, effluents radioactifs industriels ou hospitaliers). Dans un souci de simplification, les résultats concernant les radionucléides émetteurs gamma d'origine naturelle ne sont pas détaillés pour les périodes antérieures à 2009, bien que la radioactivité présente dans l'environnement soit majoritairement d'origine naturelle.

3.1.5.1.1. État de référence initial (ou point zéro) radioécologique (1976-1977)

Avant la mise en service des réacteurs REP du CNPE du Bugey, aucune analyse n'a été réalisée dans l'environnement terrestre.

3.1.5.1.2. Première période 1989-1998

Les radionucléides émetteurs gamma (γ) sont principalement d'origine naturelle avec des mesures d'activité cohérentes avec celles obtenues lors de l'état de référence initial (ou point zéro) réalisé sur d'autres sites français à cette époque.

La radioactivité gamma (γ) d'origine artificielle est due essentiellement au **césium 137**, détecté à des valeurs comprises entre 0,06 et 74,0 Bq/kg sec, avec une présence systématique dans les sols cultivés et non cultivés et les fruits, quasi-systématique dans les herbes de prairie et les salades, et sporadique dans les céréales. Le césium 137 est également détecté systématiquement dans les mousses et les lichens avec des valeurs mesurées de 9,9 à 1703,6 Bq/kg sec, ce qui est attendu pour ce type de bioindicateurs. Dans les mousses terrestres, seule matrice analysée en zones sous et hors vents dominants entre 1992 et 1998, les activités mesurées sont supérieures en zones hors vents dominants. Le césium 137 n'est pas détecté dans le lait de vache (activités inférieures aux seuils de décision analytiques). Il est accompagné de **césium 134**, à des activités de 0,2 à 291,1 Bq/kg sec, dans les herbes de prairie et les lichens (uniquement en 1989), les mousses terrestres, les sols cultivés et non cultivés. Les rapports isotopiques $^{137}\text{Cs} / ^{134}\text{Cs}$ permettent de préciser la double origine de ces radionucléides : les retombées globales anciennes des essais nucléaires aériens (^{137}Cs) et celles de l'accident de Tchernobyl (^{134}Cs et ^{137}Cs). Leurs niveaux d'activité et fréquences de détection sont en baisse au cours du temps. Ces radionucléides sont accompagnés, en 1989, de traces de **manganèse 54** dans un sol forestier et de **cobalt 60** dans un échantillon de mousses terrestres, prélevés sous les vents dominants. Ces détections ponctuelles sont liées aux rejets d'effluents atmosphériques du site du Bugey. La détection d'**argent 110 métastable** dans les lichens, d'**antimoine 125** et de **ruthénium-rhodium 106** dans les mousses et les lichens, uniquement en 1989, proviennent des retombées de l'accident de Tchernobyl, ces radionucléides ne faisant pas partie des rejets atmosphériques du site.

Les **activités alpha (α) et bêta (β) totales** de l'ensemble des matrices prospectées lors du bilan décennal de 1989 sont conformes aux niveaux usuels mesurés dans l'environnement d'autres sites à cette époque.

Le **strontium 90** est recherché dans un échantillon de mousses terrestres lors du bilan décennal de 1989. L'activité mesurée ($4,3 \pm 0,4$ Bq/kg sec), du même ordre de grandeur que celles mesurées dans des zones non soumises aux rejets potentiels des CNPE, permet d'attribuer l'origine de ce radionucléide aux retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens.

Le **tritium organiquement lié (TOL)** est mesuré, lors du bilan décennal de 1989, dans les herbes de prairie, les mousses terrestres et les céréales en zones sous les vents dominants. Toutes les valeurs mesurées (de 21,5 à 45,2 Bq/L d'eau de combustion) sont du même ordre de grandeur que les niveaux attendus hors influence industrielle en 1989. Le **tritium libre (HTO)**, le **carbone 14** et les **radionucléides émetteurs alpha (α)** ne sont pas mesurés lors de la période considérée.

En conclusion, sur la période 1989-1998, la radioactivité artificielle, mesurée dans l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey, est caractérisée principalement par la présence des césiums 134 et 137, de tritium organiquement lié, de strontium 90, d'argent 110 métastable, d'antimoine 125 et de ruthénium-rhodium 106 émis lors des essais nucléaires aériens et l'accident de Tchernobyl. Les détections ponctuelles de traces de manganèse 54 dans un sol forestier et de cobalt 60 dans une mousse terrestre sont liées aux rejets d'effluents atmosphériques du site du Bugey.

3.1.5.1.3. Deuxième période 1999-2008

Les radionucléides émetteurs gamma (γ) sont principalement d'origine naturelle avec des mesures d'activité cohérentes avec celles obtenues lors du premier bilan décennal de 1989 et des suivis annuels réalisés depuis 1992.

La radioactivité gamma (γ) d'origine artificielle est due principalement au **césium 137**, détecté de manière systématique dans les sols cultivés et non cultivés, les mousses terrestres, les céréales, le vin et le miel, quasi-systématiquement dans les herbes de prairie et le lait de vache, et à une fréquence moindre dans les salades. Les activités mesurées (entre 0,016 et 52 Bq/kg sec dans les sols, les herbes de prairie, les mousses terrestres, les salades, les céréales et le miel, et entre 0,00006 à 0,06 Bq/L dans le vin et le lait) sont du même ordre de grandeur entre les zones hors et sous les vents dominants, à l'exception du vin dans lequel il n'est mesuré que sous les vents dominants et des mesures dans les mousses terrestres et les sols cultivés supérieures en zone sous les vents dominants. La présence du césium 137 est imputable aux retombées globales anciennes des essais nucléaires aériens et de l'accident de Tchernobyl, sans qu'une influence des rejets d'effluents atmosphériques du Bugey ne puisse être exclue sous les vents dominants. Dans la majorité des matrices, les valeurs mesurées sont en baisse par rapport aux résultats de mesure de la première période, du fait de l'éloignement dans le temps des événements qui en sont à l'origine. Ce radionucléide est accompagné de **césium 134** dans un seul échantillon de sol de prairie prélevé hors vents dominants ($0,4 \pm 0,2$ Bq/kg sec) avec un rapport isotopique $^{137}\text{Cs} / ^{134}\text{Cs}$ caractéristique de l'accident de Tchernobyl. Aucune influence des radionucléides émetteurs gamma présents dans les rejets d'effluents à l'atmosphère des installations du site sur l'environnement n'est mise en évidence.

Le **strontium 90**, recherché lors du bilan décennal de 1999, est détecté systématiquement dans la totalité des échantillons analysés (de 1,47 à 10,99 Bq/kg sec dans les sols non cultivés et les herbes de prairie, et de 0,066 à 0,072 Bq/L dans le lait), à des activités massiques conformes aux valeurs habituellement mesurées dans des milieux terrestres soumis uniquement aux retombées des essais nucléaires aériens.

Le **tritium libre (HTO)** est recherché, lors du bilan décennal de 1999, dans les herbes de prairie, les salades, le lait (sous et hors vents dominants) et le vin (sous les vents dominants uniquement). Il fait également l'objet d'un suivi annuel dans le lait, en zones sous les vents dominants uniquement, à partir de 2000. Les valeurs mesurées dans les herbes de prairie, les salades et le lait (de 1,0 à 2,4 Bq/L d'eau de déshydratation) sont du même ordre de grandeur que les niveaux attendus hors influence industrielle et comparables entre zones sous et hors vents dominants. Seule la valeur mesurée ponctuellement dans le vin ($26,0 \pm 0,7$ Bq/L d'eau de déshydratation) prélevé à proximité immédiate du site (1 km) est liée aux rejets d'effluents atmosphériques du site du Bugey. À titre d'information, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande une valeur guide de 10 000 Bq/L pour le tritium dans l'eau de boisson.

Le **tritium organiquement lié (TOL)** est recherché lors du bilan décennal de 1999 en zones sous et hors vents dominants dans les sols cultivés et non cultivés, les herbes de prairie, les salades, le miel et le lait, et dans le vin en zone sous les vents dominants uniquement. Les valeurs mesurées dans ces matrices, comprises entre 1,5 et 5,8 Bq/L d'eau de combustion, sont du même ordre de grandeur que les niveaux attendus hors influence industrielle et comparables entre zones sous et hors vents dominants. D'autres activités mesurées sont supérieures aux niveaux attendus hors influence industrielle, sous les vents dominants (10,7 et 11,5 Bq/L d'eau de combustion dans un échantillon de sol cultivé et d'herbe de prairie, prélevés à 15 et 4 km du site respectivement), mais également en zones hors vents dominants (35,2 et 46,2 Bq/L d'eau de combustion dans un échantillon de sol non cultivé et de miel, respectivement). Les valeurs supérieures au bruit de fond hors influence industrielle mesurées dans l'échantillon de sol cultivé et dans l'échantillon d'herbes de prairie prélevé sous les vents dominants peuvent être liées aux rejets d'effluents atmosphériques du site du Bugey et à la rémanence des retombées globales, sans que la contribution respective de chacune de ces sources ne puisse être établie. L'origine de la valeur supérieure au bruit de fond mesurée dans le miel en zone hors vents dominants reste inexplicite compte-tenu de la localisation de la station de prélèvement, l'origine et la nature des essences constituant le miel. La valeur mesurée dans le sol non cultivé prélevé en zone hors vents dominants pourrait être liée à une rémanence des essais nucléaires associée à un non-remaniement des premiers centimètres de ce sol.

Les activités en **carbone 14** mesurées, lors du bilan décennal de 1999, dans les herbes de prairie, les salades, le miel et le lait, en zones hors et sous les vents dominants (de 244 à 254 Bq/kg de carbone), sont du même ordre de grandeur que le bruit de fond hors influence industrielle à cette période (~ 250 Bq/kg de carbone en 1999¹⁴) et comparables entre zones hors et sous les vents dominants.

Les **radionucléides émetteurs alpha (α)** sont mis en évidence à l'état de traces, lors du bilan décennal de 1999, dans les sols non cultivés, les herbes de prairie et les mousses (plutonium 238, plutonium 239+240 et américium 241), à l'exception du plutonium 238 absent d'un échantillon de sol non cultivé prélevé hors vents dominants et d'un échantillon d'herbes de prairie prélevé sous les vents dominants. Dans le lait, les activités mesurées sont toutes inférieures aux seuils de décision analytiques, à l'exception du plutonium 239+240 détecté dans l'échantillon prélevé hors vents dominants. Les rapports isotopiques $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ (compris entre 0,023 et 0,038) et $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$ (compris entre 0,36 et 0,44), lorsqu'ils sont calculables, indiquent clairement que ces radionucléides proviennent des retombées anciennes issues des essais nucléaires aériens.

¹⁴ Roussel-Debet S., 2014. Données utiles à l'interprétation des mesures de carbone 14 en milieu terrestre. Radioprotection, 49(1) : 49 - 54.

En conclusion, sur la période 1999-2008, la radioactivité artificielle, mesurée dans l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey, est caractérisée principalement par la présence des césiums 134 et 137, de strontium 90, de tritium, de carbone 14 et de radionucléides émetteurs alpha émis lors des essais nucléaires aériens et l'accident de Tchernobyl. A l'exception d'un marquage en tritium libre (HTO) dans le vin et en tritium organiquement lié (TOL) dans un échantillon de sol cultivé et d'herbes de prairie, aucune autre influence des rejets d'effluents radioactifs atmosphériques du site du Bugey n'est mise en évidence sur l'environnement terrestre.

3.1.5.2. ANALYSE DE L'ÉTAT RADIOLOGIQUE ACTUEL DE L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE DU SITE (2009-2018)

Cette partie décrit l'état radiologique actuel de l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey. Les résultats acquis dans l'environnement terrestre sur la période 2009-2018 sont comparés à ceux acquis lors de l'état de référence initial du site établi avant la construction du CNPE du Bugey. Les résultats concernant les radionucléides artificiels sont présentés sous forme de graphiques. Néanmoins, certaines informations (en particulier les détections ponctuelles ou matrices pour lesquelles peu d'analyses ont été réalisées ou pour lesquelles toutes les activités mesurées sont inférieures au seuil de décision) peuvent être uniquement reportées dans le texte associé au graphique.

Pour les radionucléides d'origine naturelle, compte-tenu de l'absence d'évolution de la radioactivité naturelle au cours des études antérieures, les résultats des échantillons prélevés sous et hors vents dominants sont regroupés. De même, pour l'état de référence initial (ou point zéro), établi avant la construction du CNPE, les valeurs présentées correspondent également à l'étendue des activités mesurées dans l'environnement.

En revanche, pour les radionucléides artificiels, les résultats collectés sous et hors vents dominants, sur la période 2009-2018, sont présentés distinctement de façon à mettre en évidence une éventuelle influence des rejets d'effluents atmosphériques du site sur l'environnement proche.

3.1.5.2.1. Radionucléides émetteurs gamma

3.1.5.2.1.1. Radionucléides émetteurs gamma d'origine naturelle

La radioactivité d'origine naturelle des matrices échantillonnées sur la période considérée (2009-2018) est du même ordre de grandeur que lors des études précédentes. Elle est essentiellement liée au **potassium 40**, détecté par activité massique décroissante dans les légumes feuilles (salades), les herbes de prairie, le raisin, les sols, les mousses terrestres et les céréales (de 101 ± 10 à $2\,910 \pm 280$ Bq/kg sec), principalement en raison de l'apport d'engrais potassiques sur les productions agricoles. Les activités mesurées sont conformes aux valeurs observées en France métropolitaine. Dans le lait de vache, le potassium 40 est toujours proche de 50 Bq/L, quels que soient l'année ou le lieu du prélèvement. Dans le vin, les activités en potassium 40 sont comprises entre 12,3 et 22,2 Bq/L. Le **béryllium 7** est présent uniquement dans les sols et les végétaux (de $0,120 \pm 0,031$ à 840 ± 80 Bq/kg sec) dont la surface foliaire est propice à la captation des retombées atmosphériques.

Il ressort de cette analyse que les niveaux de radioactivité d'origine naturelle sont stables dans l'environnement terrestre au voisinage du site depuis les bilans décennaux de 1989 et 1999.

3.1.5.2.1.2. Radionucléides émetteurs gamma d'origine artificielle

Durant la période 2009-2018, et hormis en 2011 (détection ponctuelle de césium 134 dans les herbes de prairie), le **césium 137** est le seul radionucléide émetteur gamma d'origine artificielle qui soit détectable dans l'environnement terrestre au voisinage du site.

Ainsi, comme le montrent les [Figure 3.d](#) et [Figure 3.e](#), le **césium 137** est détecté systématiquement dans les sols, les mousses terrestres et le lait et quasi-systématiquement dans les herbes de prairie, les légumes feuilles et les céréales. Il est présent à une fréquence moindre dans le vin et le raisin. Les activités mesurées lors du bilan décennal de 2010 dans le raisin et le vin prélevés uniquement en zone hors vents dominants sont de $0,062 \pm 0,026$ Bq/kg sec et $0,0071 \pm 0,0026$ Bq/L, respectivement.

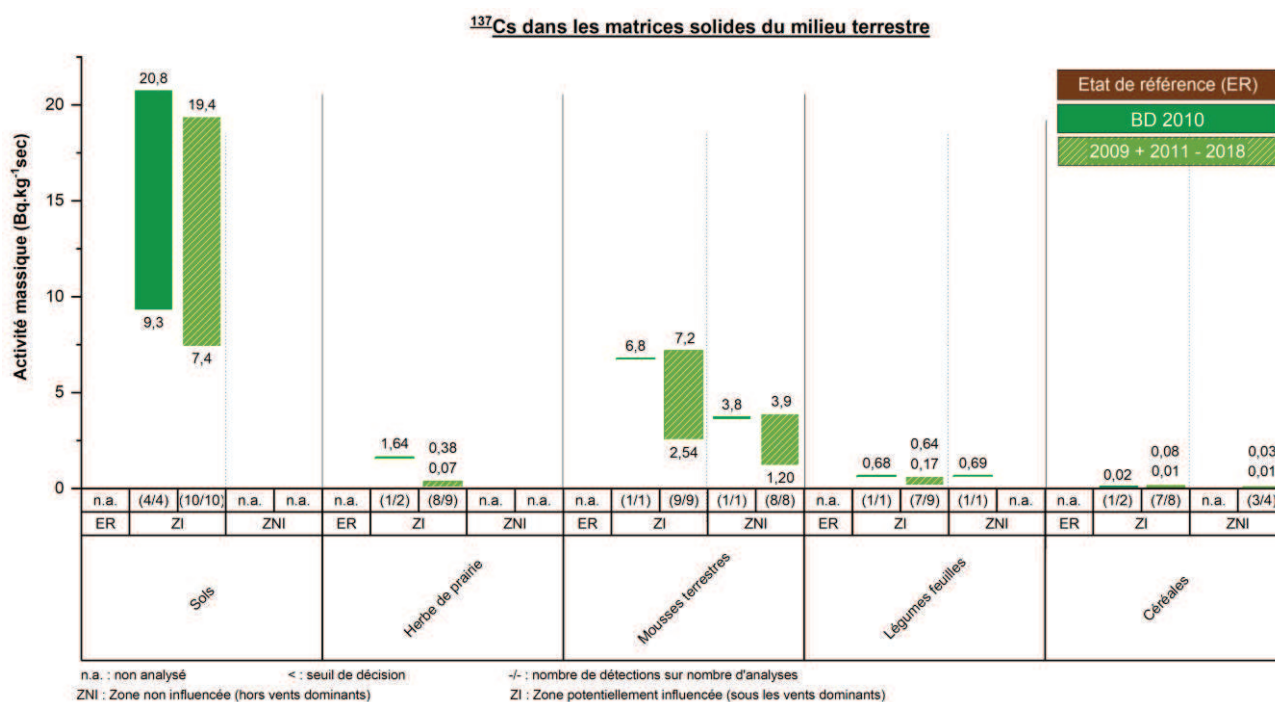


Figure 3.d : Activités massiques en césium 137 dans les matrices solides de l'environnement terrestre prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants

Le césium 137 est détecté de manière systématique dans le lait de vache à des activités inférieures à 0,04 Bq/L (Cf. [Figure 3.e](#)).

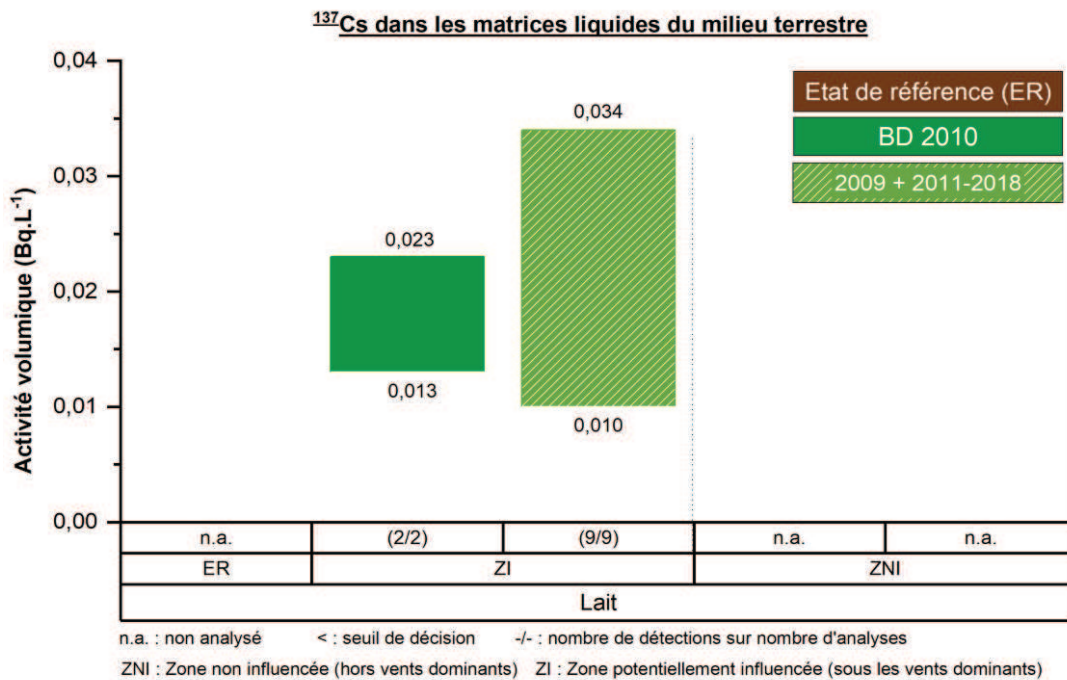


Figure 3.e : Activités volumiques du césium 137 dans le lait de vache de l'environnement terrestre prélevé en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants

Les [Figure 3.d](#) et [Figure 3.e](#) montrent également que les activités mesurées en césium 137 sur la période 2009-2018 sont du même ordre de grandeur que les prélèvements soient situés en zone hors et sous les vents dominants. Les niveaux d'activité du césium 137 sont constants ou en baisse dans les sols, les herbes de prairie, les mousses, les légumes feuilles, les céréales et le lait depuis les bilans décennaux de 1989 et 1999. Ces éléments permettent de conclure que les essais nucléaires aériens et l'accident de Tchernobyl sont à l'origine de la détection de ce radionucléide dans les matrices de l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey.

En 2011, des traces de césium 134 sont détectées dans un échantillon d'herbes de prairie prélevé sous les vents dominants ($0,19 \pm 0,05$ Bq/kg sec), à un niveau d'activité équivalent aux valeurs mesurées sur l'ensemble du territoire métropolitain de mi-mars à mai 2011, témoignant des retombées de l'accident de Fukushima en France. Ce radionucléide n'avait plus été détecté dans l'environnement terrestre du site depuis 1999.

Les activités des autres radionucléides émetteurs gamma artificiels recherchés (cobalt 58 et 60, argent 110 métastable, manganèse 54, iode 129 et 131) sont inférieures aux seuils de décision analytiques.

Il ressort de cette analyse que les niveaux de radioactivité des émetteurs gamma (γ) d'origine artificielle sont stables ou en décroissance dans l'environnement terrestre au voisinage du site depuis les bilans décennaux de 1989 et 1999 du fait de l'éloignement dans le temps des retombées atmosphériques globales (essais nucléaires et accident de Tchernobyl). La détection ponctuelle de césium 134 dans des herbes de prairie en 2011 est à relier à l'accident de Fukushima. Aucune contribution du site du Bugey en lien avec l'apport de radionucléides émetteurs gamma artificiels *via* les rejets réalisés n'est mise en évidence dans l'environnement terrestre.

3.1.5.2.2. Radionucléides émetteurs bêta

A l'occasion du bilan décennal de 2010, les principaux radionucléides émetteurs bêta (tritium libre et organiquement lié, carbone 14 et strontium 90) font l'objet d'une recherche spécifique dans la majorité des matrices de l'environnement terrestre (sols, végétaux, vin et lait de vache). Lors des suivis annuels, le tritium et le carbone 14, présents dans les rejets du site sont recherchés dans les matrices les plus représentatives de l'environnement du site.

3.1.5.2.2.1. Tritium

Le tritium libre (HTO) fait l'objet d'un suivi annuel dans le lait de vache depuis 2000. Lors du bilan décennal de 2010, il est recherché dans les herbes de prairie, les feuilles de chêne, le raisin et le vin. Il fait également l'objet d'un suivi annuel depuis 2015 dans les herbes de prairie et les céréales, depuis 2016 dans les légumes feuilles.

Il est détecté de manière systématique dans les herbes de prairie, les légumes feuilles, les céréales et les feuilles de chêne, et quasi systématiquement dans le lait à des activités comprises entre 0,6 et 7,8 Bq/L d'eau de déshydratation. Dans le raisin, les activités mesurées en zone hors vents dominants sont comprises entre 1,2 et 1,3 Bq/L d'eau de déshydratation. Dans les échantillons de vin prélevés hors vents dominants, des valeurs supérieures au bruit de fond hors influence industrielle sont mesurées (de 5,8 à 5,9 Bq/L d'eau de déshydratation).

Les valeurs acquises sur la période 2009-2018 dans les herbes de prairie, les légumes feuilles, le lait et le vin, inférieures à 3 Bq/L d'eau de déshydratation (Cf. [Figure 3.f](#)), sont cohérentes avec les niveaux mesurés en France métropolitaine hors influence de tout rejet de l'industrie nucléaire ($1,4 \pm 1,2$ Bq/L d'eau de déshydratation pour les feuilles annuelles d'arbres, les légumes, le vin et le lait).

Des valeurs supérieures au bruit de fond sont mesurées ponctuellement dans les feuilles de chêne prélevées sous les vents dominants en 2010 ($4,0 \pm 0,7$ Bq/L d'eau de déshydratation), dans les céréales irriguées à partir d'un captage dans le Rhône situé en aval du dispositif des rejets liquides du site ($4,3 \pm 0,8$ et $7,8 \pm 0,8$ Bq/L d'eau de déshydratation en 2015 et 2018, respectivement) et dans le vin prélevé hors vents dominants (de 5,8 à 5,9 Bq/L d'eau de déshydratation). Dans les feuilles de chênes, l'activité du tritium libre mesuré sous les vents dominants ($4,0 \pm 0,7$ Bq/L d'eau de déshydratation) n'est pas significativement différente de celle mesurée hors vents dominants ($2,9 \pm 0,7$ Bq/L d'eau de déshydratation) et l'origine des mesures supérieures au bruit de fond dans le vin reste incertaine. Ces résultats ne mettent pas en évidence d'influence des rejets d'effluents atmosphériques tritiés du site du Bugey sur l'environnement terrestre au voisinage du site. Les résultats dans les céréales sont liés aux rejets d'effluents liquides du site et s'expliquent *via* l'irrigation des cultures.

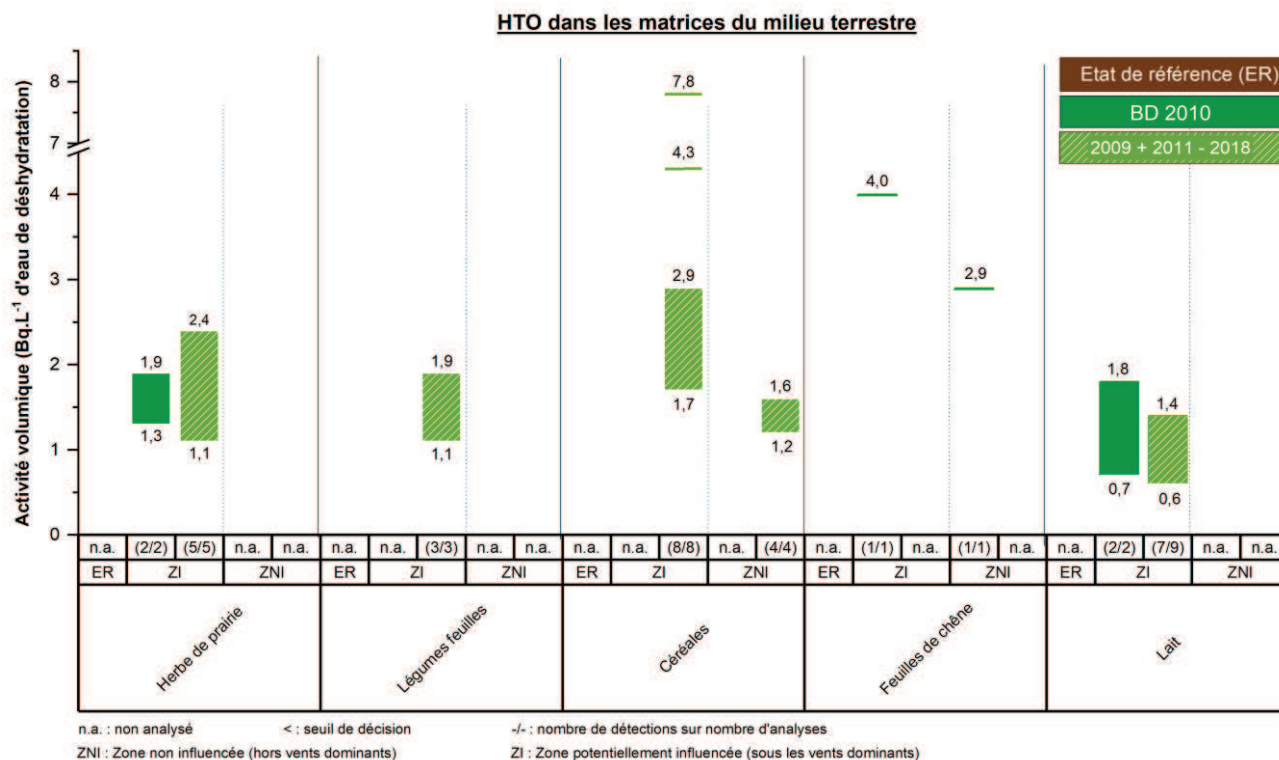


Figure 3.f : Activités volumiques du tritium libre (HTO) dans les matrices de l'environnement terrestre prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants

Lors du bilan décennal de 2010, le **tritium organiquement lié (TOL)** est recherché dans les feuilles de chêne prélevées en zone sous et hors vents dominants, dans les sols non cultivés, les herbes de prairie et le lait en zone sous les vents dominants et dans le raisin prélevé hors vents dominants. Il fait également l'objet d'un suivi annuel dans le lait de vache depuis 2011 en zones sous les vents dominants, dans les céréales depuis 2015 en zone sous et hors vents dominants et dans les légumes feuilles et les herbes de prairie depuis 2016 en zones sous les vents dominants.

Il est détecté à des activités comprises entre 0,7 et 9,3 Bq/L d'eau de combustion (Cf. [Figure 3.g](#)), de manière systématique dans toutes ces matrices, à l'exception du lait dans lequel il est détecté à une fréquence moindre. Dans le raisin, les activités mesurées en 2010 uniquement en zones hors vents dominants sont comprises entre $2,0 \pm 0,4$ et $2,0 \pm 0,8$ Bq/L d'eau de combustion.

Compte-tenu des incertitudes de mesure, l'ensemble des valeurs acquises sur la période 2009 - 2018 est dans la gamme de valeurs mesurées en France métropolitaine hors influence de tout rejet de l'industrie nucléaire ($1,4 \pm 1,2$ Bq/L d'eau de combustion pour les feuilles annuelles d'arbres, les légumes, le vin et le lait), à l'exception de valeurs supérieures mesurées en 2015, 2017 et 2018 dans les céréales (de 3,2 à 9,3 Bq/L d'eau de combustion) prélevés dans une zone irriguée par un captage dans le Rhône situé en aval du dispositif des rejets liquides du site. Ces valeurs sont liées aux rejets d'effluents liquides du site du Bugey et s'expliquent *via* l'irrigation des cultures.

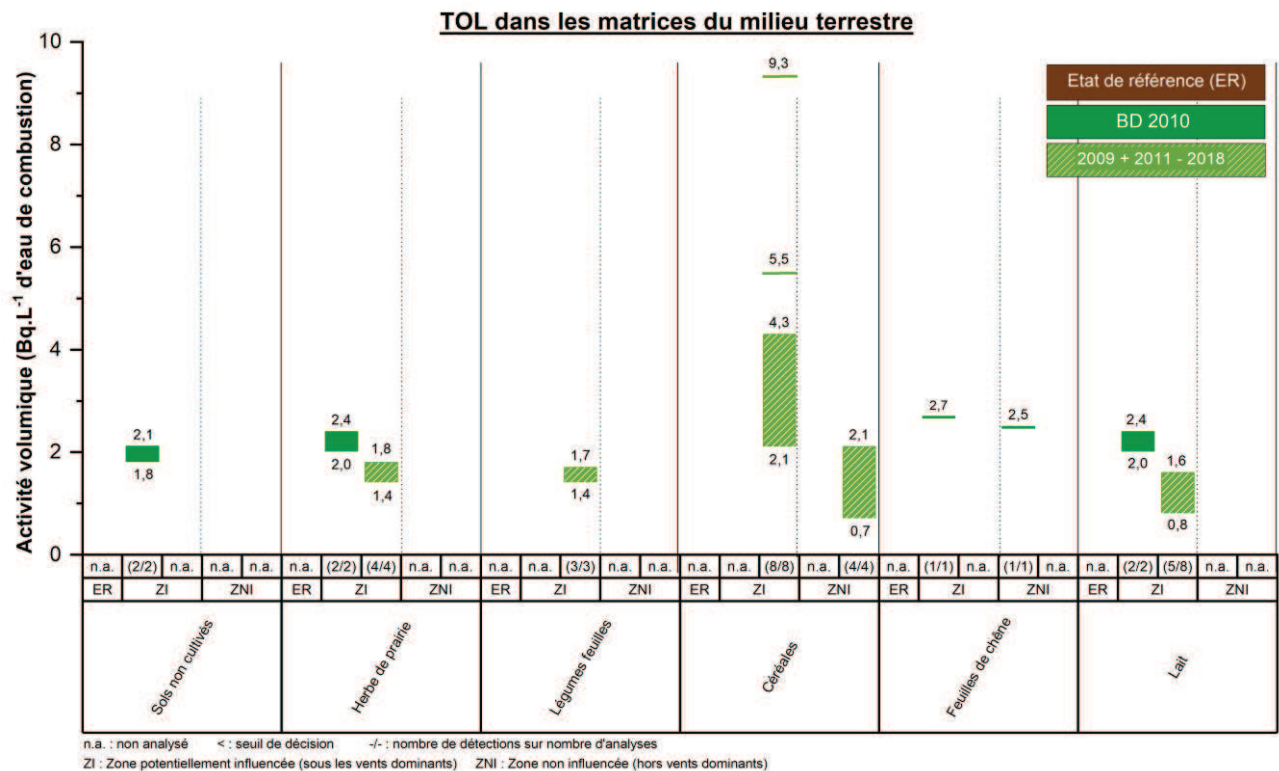


Figure 3.g : Activités volumiques du tritium organiquement lié (TOL) dans les matrices de l'environnement terrestre prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants

Il ressort de cette analyse que les rejets d'effluents atmosphériques tritiés du site du Bugey n'ont pas d'influence sur l'environnement terrestre autour du site. Seules des mesures en tritium libre et tritium organiquement lié dans les céréales en 2015, 2017 et 2018 sont liées aux rejets d'effluents liquides du site et s'expliquent via l'irrigation des cultures. L'impact de ces marquages en tritium est négligeable.

3.1.5.2.2.2. Carbone 14

A l'occasion du bilan décennal de 2010, le **carbone 14** est mesuré dans les feuilles de chêne en zones sous et hors vents dominants, les sols non cultivés, les herbes de prairie et le lait en zone sous les vents dominants, ainsi que dans le raisin en zone hors vents dominants. Il fait également l'objet d'un suivi annuel dans les herbes de prairie depuis 2011, le lait de vache depuis 2015 et les légumes feuilles depuis 2016 sous les vents dominants, ainsi que dans les céréales depuis 2015 en zone sous et hors vents dominants.

La [Figure 3.h](#) présente les activités spécifiques en carbone 14 mesurées dans les matrices de l'environnement terrestre de 2009 à 2018 (pas d'analyse du carbone 14 avant 2010). Les résultats acquis sur les prélèvements de l'environnement terrestre du site du Bugey sont compris entre 219,0 et 247,7 Bq/kg de carbone. Dans les raisins prélevés uniquement hors vents dominants en 2010, les activités mesurées sont comprises entre 239 et 243 Bq/kg de carbone.

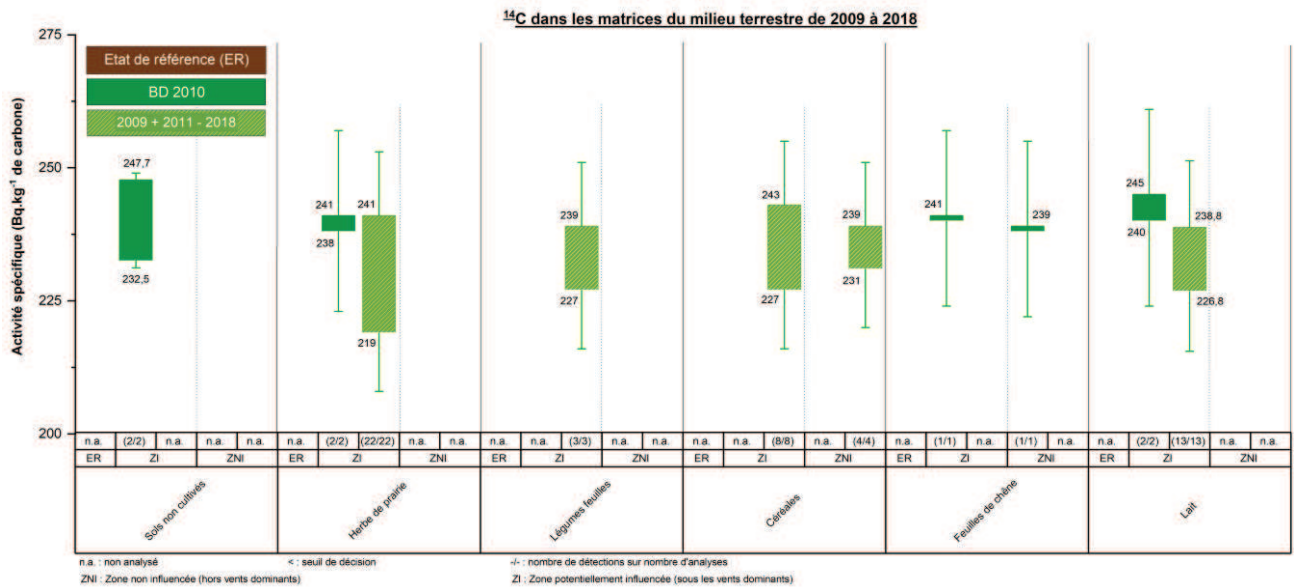


Figure 3.h : Activités spécifiques du carbone 14 dans les matrices de l'environnement terrestre de 2009 à 2018 prélevées en zone hors (ZNI) et sous (ZI) les vents dominants

Compte-tenu des incertitudes de mesure, l'ensemble des valeurs acquises sur la période 2009-2018 est dans la gamme de bruit de fond hors influence de rejets de l'industrie nucléaire (entre 230 Bq/kg de carbone en 2016 et 235 Bq/kg de carbone en 2010¹⁵ et ¹⁶) à l'exception d'une valeur mesurée en 2010 dans un échantillon de sol non cultivé prélevé en zone sous les vents dominants (247,7 ± 1,3 Bq/kg de carbone) à proximité du site (4 km au sud). A l'exception de cette mesure locale et ponctuelle, supérieure au bruit de fond, ces résultats ne mettent pas en évidence d'influence des rejets d'effluents atmosphériques du site du Bugey.

La Figure 3.i présente, quant à elle, le détail des résultats obtenus depuis 2010 dans les herbes de prairie et le lait de vache, prélevés sous les vents dominants. Les activités spécifiques obtenues dans tous les échantillons de lait et d'herbes de prairie sont cohérentes avec le bruit de fond atmosphérique du carbone 14 hors influence industrielle (entre 235 Bq/kg de carbone en 2010 et 230 Bq/kg de carbone actuellement) compte-tenu des incertitudes de mesure.

¹⁵ IRSN, Novembre 2018. Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017. Rapport DG/2018-00006 351p.

¹⁶ Roussel-Debet S., 2014. Données utiles à l'interprétation des mesures de carbone 14 en milieu terrestre. Radioprotection, 49(1): 49 – 54.

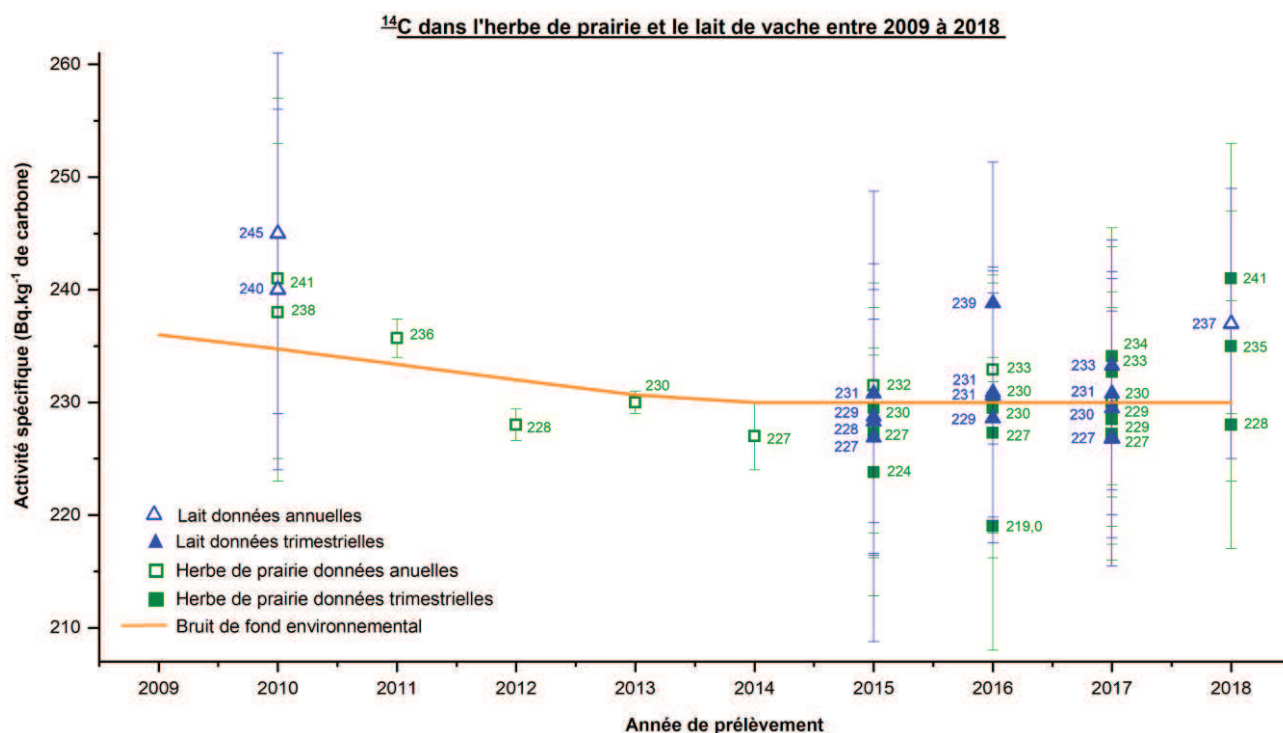


Figure 3.i : Activités spécifiques du carbone 14 (données annuelles et trimestrielles) dans les herbes de prairie et le lait prélevés sous les vents dominants de 2009 à 2018 et bruit de fond hors influence)

Il ressort de cette analyse que les activités en carbone 14 mesurées dans l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey sont représentatives de l'activité spécifique en carbone 14 de l'atmosphère pour des zones considérées comme étant hors influence de tout rejet d'installation nucléaire. Néanmoins, une influence locale et ponctuelle des rejets d'effluents atmosphériques du site sur l'environnement terrestre est mise en évidence par un marquage en carbone 14 dans le sol non cultivé prélevé en 2010 à proximité du site (4 km). L'impact de ce marquage est négligeable.

3.1.5.2.2.3. Strontium 90

La recherche de radionucléides non présents dans le spectre des rejets des installations du site du Bugey tel que le strontium 90 est réalisée à fréquence décennale pour acquérir des valeurs de référence dans l'environnement proche du site.

Lors du bilan décennal de 2010, le strontium 90 est recherché dans les sols non cultivés, les herbes de prairie et le lait de vache. Il fait ensuite l'objet de mesures dans le lait de vache lors des suivis réglementaires en 2015 et 2016 et dans les sols non cultivés lors du suivi annuel de 2018. Le strontium 90 est détecté systématiquement dans ces matrices à des activités comprises entre 0,83 et 2,22 Bq/kg sec dans les sols et l'herbe de prairie et entre 0,021 et 0,040 Bq/L pour le lait. Les valeurs mesurées sont conformes aux valeurs attendues pour une zone soumise uniquement aux retombées atmosphériques des essais aériens nucléaires.

En cohérence avec l'absence de ce radionucléide dans les rejets du site, il ressort de cette analyse que les niveaux de radioactivité du strontium 90 mesurés dans l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey sont cohérents avec les valeurs attendues pour une zone soumise uniquement aux retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens passés. Par ailleurs, dans ces matrices, les niveaux d'activités sont en baisse depuis le bilan décennal de 1999, du fait de l'éloignement dans le temps des événements passés à l'origine des détections en strontium 90.

3.1.5.2.2.4. Fer 55

La recherche de radionucléides non présents dans les rejets atmosphériques du CNPE mais potentiellement présents dans ceux des réacteurs UNGG tel que le fer 55 est réalisée pour acquérir des valeurs de référence dans l'environnement proche du site.

Ainsi, à l'occasion du suivi annuel de 2018, le **fer 55** est recherché dans un échantillon de sol non cultivé. L'activité mesurée est inférieure au seuil de décision analytique (≤ 11 Bq/kg sec).

3.1.5.2.3. Radionucléides émetteurs alpha

La recherche de radionucléides non présents dans les rejets du CNPE mais potentiellement présents dans le spectre de rejet des réacteurs UNGG est réalisée pour acquérir des valeurs de référence dans l'environnement proche. Ainsi, les radionucléides émetteurs alpha sont recherchés à fréquence décennale. Ces radionucléides sont présents dans l'environnement du fait des retombées des essais nucléaires aériens.

Lors du bilan décennal de 2010, les **radionucléides émetteurs alpha (α)** sont recherchés dans les sols non cultivés, les herbes de prairie, les mousses terrestres et le lait de vache. Ils font également l'objet de mesures dans les sols non cultivés lors du suivi annuel de 2018. Ces radionucléides sont détectés systématiquement dans l'ensemble des échantillons analysés, à l'exception du lait dans lequel seul le plutonium 239+240 est détecté.

L'exploitation des rapports isotopiques d'activité $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$, lorsqu'ils sont calculables, permet de préciser l'origine de ces radionucléides. Compris entre $0,0234 \pm 0,0042$ et $0,039 \pm 0,013$ pour le rapport $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ et entre $0,40 \pm 0,06$ et $0,46 \pm 0,09$ pour le rapport $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$, ces rapports témoignent de la présence de radionucléides émetteurs alpha issus des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens dont les valeurs de référence sont respectivement 0,03 et 0,4.

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus lors du précédent bilan radioécologique décennal de 1999.

Il ressort de cette analyse que les niveaux de radioactivité des radionucléides émetteurs alpha mesurés dans l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey trouvent leur origine dans les retombées des essais nucléaires aériens.

3.1.5.3. BILAN DE L'ÉTAT RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE

La radioactivité présente dans l'environnement terrestre à proximité du site du Bugey est majoritairement d'origine naturelle et est stable depuis les bilans décennaux de 1989 et 1999. Elle est essentiellement due au potassium 40 dans les sols et les végétaux, et au béryllium 7 dans les végétaux. En comparaison, les radionucléides issus des familles du thorium 232 et de l'uranium 238 sont détectés à des fréquences et des niveaux d'activité moindres.

Les radionucléides produits artificiellement, mesurés dans l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey, proviennent majoritairement d'une rémanence des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens et de l'accident de Tchernobyl, et dans une moindre mesure de celui de Fukushima. Ces événements anciens sont à l'origine de la détection au cours de la période 2009-2018 des césiums 134 et 137 et, uniquement pour les essais nucléaires, de strontium 90, de radionucléides émetteurs alpha (plutonium 238, plutonium 239 et 240 et américium 241). Les retombées des essais nucléaires aériens participent également au bruit de fond d'activité en tritium et carbone 14. Ces deux radionucléides sont par ailleurs produits par voie naturelle et font également partie des radionucléides présents dans les rejets d'effluents à l'atmosphère des installations du site.

A l'exception d'un marquage local et ponctuel en carbone 14 dans un échantillon de sol non cultivé en 2010, aucune autre contribution des rejets autorisés d'effluents atmosphériques du site du Bugey aux activités mesurées dans l'environnement terrestre au voisinage du site n'est mise en évidence sur la période 2009-2018. Les activités supérieures au bruit de fond en tritium libre et tritium organiquement lié dans les céréales en 2015, 2017 et 2018 sont liées aux rejets autorisés d'effluents liquides du site via l'irrigation des cultures. L'impact associé aux rejets d'effluents du site sur l'environnement terrestre est négligeable.

3.1.6. ÉTAT RADIOLOGIQUE DU MILIEU AQUATIQUE

Les études utilisées pour établir l'état radiologique actuel de l'environnement aquatique au voisinage du site du Bugey sont réalisées entre 2009 et 2018. Elles portent sur une diversité d'échantillons et de mesures radiologiques qui permettent une vision plus précise de l'état radiologique de l'environnement aquatique grâce à des mesures « bas bruit de fond » permettant la caractérisation des radionucléides à un niveau de performance analytique élevé (à l'état de traces).

Afin de pouvoir apprécier l'influence potentielle des rejets d'effluents radioactifs liquides émis par le site du Bugey, les stations de prélèvements de l'environnement aquatique sont choisies à l'amont (Plage de la Vallée Bleue, Sault-Brénaz, Mairie de Vertrieu et Marcilleux La vie des Loyettes) et à l'aval (Serre du Bugey, Station de pompage ASIA de Loyettes, Loyettes, Chavanoz cimetière, Villette-d'Anthon, Pont de Jons et Ecluse de Jonage) du point de rejet (Cf. [Figure 3.i](#)).

Concernant les prélèvements d'eau, ils sont considérés sous influence potentielle lorsqu'ils sont réalisés en aval du site dans une zone pouvant être influencée par les rejets d'effluents liquides des installations du site. Des prélèvements d'eau de boisson sont effectués à l'amont (Mairie de Vertrieu) et à l'aval du site (Chavanoz cimetière). Le premier prélèvement d'eau de boisson à l'amont est situé sur le réseau d'eau potable de Vertrieu. Le second prélèvement d'eau de boisson réalisé en zone potentiellement influencée provient de la nappe d'Anthon (alimentée par l'eau du Rhône), à l'Ouest du site du Bugey (Chavanoz) en aval du dispositif de rejet liquide du site. Lors du bilan décennal de 2010, des prélèvements d'eau de nappe ont été effectués en amont du site à Marcilleux au lieu-dit La vie des Loyettes (en zone non influencée par les rejets liquides) et à l'aval au plus près du site (sous influence potentielle des rejets liquides) dans les captages des serres situées au Sud du Bugey. Des prélèvements d'eau de surface (dans le Rhône) sont également réalisés en trois points : la station Sault-Brénaz en amont (hors influence des rejets liquides), la station Loyettes et la station de pompage ASIA de Loyettes, toutes deux situées en aval et donc sous influence potentielle des rejets liquides des installations du site.

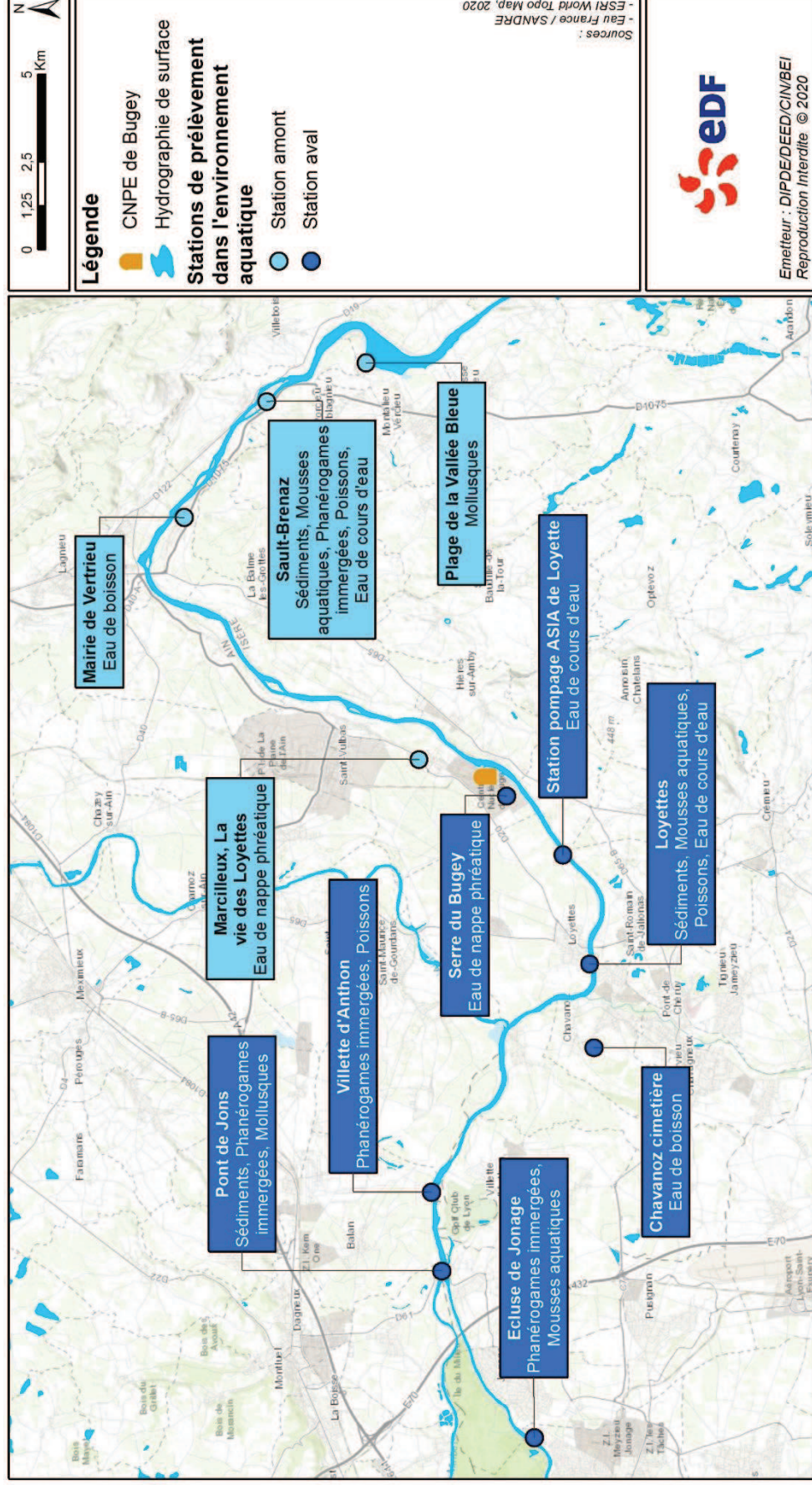


Figure 3.j : Localisation des stations de prélèvements dans l'environnement aquatique du site du Bugey entre 2009 et 2018

3.1.6.1. SYNTHÈSE DES PRINCIPALES ÉTUDES RADIOLOGIQUES RÉALISÉES DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE AU VOISINAGE DU SITE AVANT 2009

Afin de mettre en perspective par la suite le résultat de l'analyse de l'état radiologique actuel de l'environnement aquatique au voisinage du site, cette partie présente succinctement les conclusions des principales études menées avant la période de référence de cette analyse (2009-2018).

L'exploitation des mesures de radioactivité nécessite de distinguer les radionucléides produits naturellement dans l'environnement de ceux produits artificiellement lors de réactions nucléaires de fission ou d'activation (essais atmosphériques, accidents nucléaires, effluents radioactifs industriels ou hospitaliers). Dans un souci de simplification, les résultats concernant les radionucléides émetteurs gamma d'origine naturelle ne sont pas détaillés pour les périodes antérieures à 2009 (à l'exception de l'état de référence), bien que la radioactivité présente dans l'environnement soit majoritairement d'origine naturelle.

3.1.6.1.1. État de référence initial (ou point zéro) radioécologique (1976-1977)

L'état radiologique de référence initial de l'environnement aquatique au voisinage du site du Bugey est caractérisé avant la mise en service des REP entre octobre 1976 et septembre 1977. L'évaluation des niveaux d'activité est réalisée sur la base d'un échantillonnage de sédiments, de poissons et d'eau du Rhône. Dans le cas des poissons, des prélèvements ont également été préalablement réalisés en 1968 et 1969 avant la mise en service des réacteurs UNGG, puis en 1974 et 1975 après la mise en service de ces réacteurs. Les résultats lors de cet état de référence initial montrent que :

La radioactivité gamma (γ) d'origine naturelle est représentée essentiellement par le **potassium 40** (de 337 à 577 Bq/kg sec dans les sédiments et de 91 à 110 Bq/kg frais dans les poissons). Le **béryllium 7** ainsi que les familles du thorium 232 et de l'uranium 238 sont également assez régulièrement détectés. Le **radium 226** est également systématiquement détecté dans les sédiments et les poissons.

La **radioactivité gamma (γ) d'origine artificielle** mesurée lors de l'état de référence initial est principalement due au **césium 137** détecté de manière systématique dans les sédiments et les poissons (de 4,44 à 51,8 Bq/kg sec et de 0,14 à 3,2 Bq/kg frais, respectivement). Il n'est pas détecté dans l'eau du Rhône (activité inférieure au seuil de décision analytique : $< 0,0185$ Bq/L). Des traces de **césium 134** sont également mesurées de manière systématique dans les poissons (de 0,2 à 1,5 Bq/kg frais). Ces césiums sont occasionnellement accompagnés de traces de **cobalt 60**, d'**antimoine 125** (dans les sédiments), de **zirconium 95** (dans les sédiments et les poissons), de **zinc 65** et de **niobium 95** (dans les poissons). Tous ces radionucléides proviennent des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens. Dans les poissons, une contribution des rejets d'effluents liquides du site (réacteur UNGG) à l'apport de césium 134, de zinc 65, de niobium 95 et de césium 137, se superpose à cette origine exogène.

Les niveaux d'**activité alpha (α) et bêta (β) globales** des matrices échantillonnées (poissons et eau du Rhône) sont conformes aux niveaux usuels mesurés dans l'environnement d'autres sites à cette époque.

Le **strontium 90** est détecté lors de l'état de référence initial dans les poissons (de 1,2 à 2,3 Bq/kg frais) et l'eau du Rhône (0,016 Bq/L), à des niveaux d'activités cohérents avec ceux des stations soumises uniquement aux retombées des essais nucléaires aériens.

Le **tritium libre** est mesuré uniquement dans un échantillon d'eau douce prélevé dans le canal de rejet dans le Rhône lors de l'état de référence initial (25 Bq/L). Cette valeur est à relier aux retombées globales des essais nucléaires aériens et aux rejets d'effluents de Bugey 1.

Aucune mesure d'activité en **tritium organiquement lié** et en **carbone 14** ne sont réalisées lors de l'état de référence initial.

En conclusion, en 1976-1977, l'environnement aquatique au voisinage du site du Bugey présente une radioactivité artificielle due à la présence de césium 134 et 137 et de traces de cobalt 60, antimoine 125, zirconium 95 et niobium 95, mais également de tritium libre et strontium 90 provenant principalement des retombées des essais nucléaires aériens et potentiellement des rejets de l'installation de Bugey 1 pour les césium 134 et 137, le zinc 65 et le tritium libre.

3.1.6.1.2. Première période 1989-1998

Les **radionucléides émetteurs gamma (γ)** sont principalement d'origine naturelle. La radioactivité gamma (γ) d'origine naturelle est stable depuis l'état de référence initial.

Les **radionucléides émetteurs gamma (γ) d'origine artificielle** sont essentiellement représentés par le **césium 137** détecté systématiquement dans les sédiments, les phanérogames immergées et les mousses aquatiques et quasi-systématiquement dans les phanérogames semi-aquatiques et les poissons. Les activités mesurées sont comparables entre l'amont et l'aval du site dans les sédiments, les phanérogames immergées et semi-aquatiques et les poissons (de 0,6 à 21,2 Bq/kg sec dans les sédiments et les végétaux aquatiques et de 0,08 à 1,2 Bq/kg frais dans les poissons). En revanche, dans les mousses aquatiques, les activités mesurées sont supérieures à l'aval (de 10,9 à 110 Bq/kg sec) par rapport à l'amont (de 8,0 à 24,8 Bq/kg sec), et ce surtout jusqu'en 1992, en lien avec les rejets d'effluents liquides du site du Bugey. L'activité de ce radionucléide est inférieure aux seuils de décision analytiques dans l'eau de boisson. Depuis l'état de référence initial, les activités en césium 137 sont constantes ou en baisse dans les sédiments et les poissons, du fait de l'éloignement dans le temps des événements passés (retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens et accident de Tchernobyl). Le césium 137 est accompagné de manière sporadique par du **césium 134**, mesuré à des niveaux d'activité équivalents entre l'amont et l'aval dans les sédiments (de 0,20 à 2,9 Bq/kg sec) et les poissons (de 0,016 à 0,3 Bq/kg frais). Il est uniquement détecté à l'amont dans les phanérogames immergées ($1,3 \pm 0,8$ Bq/kg sec). Comme pour le césium 137, en 1989, dans les mousses aquatiques, les activités du césium 134 sont supérieures à l'aval (de 0,7 à 29 Bq/kg sec) par rapport à l'amont du site ($3,4 \pm 0,8$ Bq/kg sec). Les rapports isotopiques d'activités $^{137}\text{Cs} / ^{134}\text{Cs}$ calculés permettent de préciser l'origine du césium 134 : à l'amont, la valeur du rapport à cette date (7,3) est caractéristique des retombées de l'accident de Tchernobyl¹⁷ mais à l'aval, les valeurs inférieures de ce rapport (3,8 et 4,4) attestent d'une origine liée aux rejets d'effluents liquides du site du Bugey. La détection, uniquement à l'aval, de **cobalts 58 et 60** (dans les sédiments, les végétaux aquatiques et les poissons), d'**argent 110 métastable** (dans les sédiments et les végétaux aquatiques), de **manganèse 54** (dans les végétaux aquatiques), et dans une moindre mesure d'**antimoines 124 et 125** (dans les végétaux aquatiques), est liée aux rejets d'effluents liquides du site du Bugey. Des traces de **cobalt 57** ainsi que d'**europium 154** sont détectées ponctuellement dans les mousses aquatiques en 1998, ayant la même origine. Des traces d'**américium 241** dans les poissons en 1994 sont détectées. Ce radionucléide ne faisant pas partie des rejets liquides du site, son origine est inconnue.

L'**iode 131** est détecté dans les mousses aquatiques, à des niveaux d'activité équivalents entre l'amont et l'aval du site (de 5,2 à 20 Bq/kg sec) en 1997 et 1998. Sa présence est liée aux utilisations médicales de l'iode 131 dans les services de médecine nucléaire situés en amont sur le Rhône mais une influence potentielle du site du Bugey en aval ne peut être exclue.

¹⁷ IRSN (2017) Suivi radioécologique de l'environnement terrestre, aquatique et marin des centres nucléaires de production d'électricité français Nord-Est, Manche et Rhône - Document principal. Rapport n° RT/PSE-ENV/2018-00061.

Le **strontium 90** est recherché, lors du bilan décennal de 1989, dans les sédiments, les phanérogames immergées, les mousses aquatiques et les poissons. Les activités mesurées sont comprises entre 1,76 et 2,77 Bq/kg sec dans les végétaux aquatiques et entre 0,67 et 1,28 Bq/kg frais dans les poissons. Il n'est pas détecté dans les sédiments (activités inférieures aux seuils de décision analytiques). Dans les poissons, les activités mesurées sont inférieures à celles mesurées lors de l'état de référence initial. Toutes les activités sont conformes à une origine unique liée aux retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens.

Le **tritium libre (HTO)** et le **carbone 14** ne sont pas recherchés dans les matrices aquatiques sur la période considérée (1989 - 1998).

Les activités en **tritium organiquement lié (TOL)** mesurées, lors du bilan décennal de 1989, dans les sédiments, les mousses aquatiques et les poissons sont supérieures à l'aval (de 103 à 13 920 Bq/L d'eau de combustion) par rapport à l'amont du site (de 41 à 2716 Bq/L d'eau de combustion) et sont également supérieures aux niveaux rencontrés à cette période dans les milieux soumis à la seule influence des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens. Ces valeurs en tritium organiquement lié dans toutes les matrices aquatiques et plus particulièrement dans les sédiments proviennent majoritairement des rejets de l'industrie horlogère implantée par le passé dans le Haut-Rhône et utilisant le tritium dans la composition de peintures luminescentes (le bruit de fond est donc lié à la possible remobilisation de sédiments anciennement marqués^{18 19}). Une contribution des rejets d'effluents liquides du site du Bugey se superposant à cette origine exogène ne peut cependant pas être exclue en aval.

La recherche de **radionucléides émetteurs (α)** révèle la présence systématique de **plutonium 238**, **plutonium 239+240** et d'**américium 241** dans les sédiments et les mousses aquatiques, à l'exception de l'américium 241 présent uniquement dans un des deux échantillons de sédiments. Dans les poissons, les activités de ces radionucléides sont inférieures aux seuils de décision analytiques. Les rapports isotopiques, lorsqu'ils sont calculables, sont compris entre 0,10 et 1,67 pour le rapport $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et entre 1,2 et 2,7 pour le rapport $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$. Ces rapports sont supérieurs aux rapports caractéristiques des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens. Ces rapports atypiques non observés les années suivantes (en 1999 et 2010, Cf. [Paragraphe 3.1.6.1.3](#) et [3.1.6.2.3](#)), restent inexplicables.

En conclusion, sur la période 1989-1998, la radioactivité d'origine artificielle est principalement liée aux retombées atmosphériques anciennes (essais nucléaires aériens et accident de Tchernobyl) pour les césiums 134 et 137, le strontium 90, et dans une moindre mesure aux rejets d'effluents liquides du site du Bugey pour les césiums 134 et 137, les cobalts 58 et 60, l'argent 110 métastable, le manganèse 54, les antimoine 124 et 125, le cobalt 57 et l'euprotactinium 154. Les niveaux d'activité en tritium organiquement lié (TOL) dans toutes les matrices aquatiques, et plus particulièrement dans les sédiments, trouvent leur origine dans les rejets tritiés liés à l'industrie horlogère implantée par le passé dans le Haut-Rhône pour les valeurs en amont auxquels une contribution des rejets d'effluents liquides du site du Bugey se superposant à cette origine exogène ne peut cependant pas être exclue en aval. L'origine des niveaux mesurés en radionucléides émetteurs alpha est inexplicables, les rapports atypiques calculés en 1989 n'étant plus observés par la suite.

¹⁸ Gontier G. 1991. The contribution of Mytilus sp. in radionuclide transfer between water column and sediments in the estuarine and delta system of the Rhône River. Estuarine, coastal and shelf science, 34: 593-601.

¹⁹ Gontier G. & Siclet F. 2011. Le tritium organique dans les écosystèmes d'eau douce, évolution à long terme dans l'environnement des Centres Nucléaires de Production d'Electricité français. Radioprotection, 46: 457-491.

3.1.6.1.3. Deuxième période 1999-2008

Les **radionucléides émetteurs gamma (γ) sont principalement d'origine naturelle**. La radioactivité gamma (γ) d'origine naturelle est stable depuis l'état de référence.

Les **radionucléides émetteurs gamma (γ) d'origine artificielle** sont essentiellement représentés par le **césium 137**, détecté de manière systématique dans les sédiments, les phanérogames immergées, les mousses aquatiques (de 0,9 et 14 Bq/kg sec) et les poissons (de 0,05 à 0,21 Bq/kg frais). Il n'est pas détecté dans l'eau douce (activités inférieures aux seuils de décision analytiques dans l'eau de boisson et d'irrigation). Les activités mesurées dans les matrices échantillonnées sont comparables entre l'amont et l'aval, à l'exception des valeurs mesurées dans les phanérogames immergées, supérieures à l'aval (de 0,9 à 11,2 Bq/kg sec) par rapport à celles de l'amont (de 1,2 à 4,8 Bq/kg sec), ce qui est lié aux rejets d'effluents liquides du site du Bugey. La baisse des niveaux d'activité enregistrés depuis l'état de référence initial, dans les sédiments et les poissons, se poursuit du fait de l'éloignement dans le temps des événements passés (essais nucléaires aériens et accident de Tchernobyl) et de l'arrêt des rejets de Bugey 1. Ce radionucléide est accompagné de **césium 134**, détecté uniquement à l'aval dans un échantillon de mousses aquatiques en 2000 ($0,6 \pm 0,3$ Bq/kg sec). L'origine du césium 137 est principalement liée aux retombées des essais nucléaires aériens et de celles de l'accident de Tchernobyl et dans une moindre mesure aux rejets d'effluents liquides du site du Bugey, ces derniers étant à l'origine de la détection de césium 134. La détection de traces de **cobalts 58 et 60** (uniquement à l'aval dans les sédiments et les mousses aquatiques, et dans les phanérogames immergées à des niveaux d'activité supérieurs à l'aval par rapport à l'amont), d'**argent 110 métastable** (dans les sédiments et les végétaux aquatiques, uniquement à l'aval) et de **manganèse 54** (dans les mousses aquatiques à des niveaux d'activité supérieurs à l'aval par rapport à l'amont, et dans les phanérogames immergées à des niveaux comparables entre l'amont et l'aval), sont liées aux rejets d'effluents liquides du site du Bugey. L'apport de cobalts 58 et 60 et de manganèse 54 en amont peut résulter des rejets liquides du site de Creys-Malville. La détection d'**iode 131** dans les végétaux aquatiques, à des niveaux d'activité supérieurs à l'amont (de 2 à 60 Bq/kg sec) par rapport à l'aval (de 1,6 à 34 Bq/kg sec) est liée aux activités de médecine nucléaire en amont du site du Bugey.

Le **strontium 90** est recherché dans les phanérogames immergées et les poissons lors du bilan décennal de 1999. Il n'est pas détecté dans les poissons (activités inférieures aux seuils de décision analytiques). Les activités mesurées dans les phanérogames immergées (de 2,34 à 4,34 Bq/kg sec) sont du même ordre de grandeur que celles mesurées lors du précédent bilan décennal (1989) et conformes à une origine unique liée aux retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens.

Le **tritium libre (HTO)** est recherché dans les végétaux aquatiques, les poissons et l'eau douce (eau d'irrigation et eau de boisson). Les activités mesurées dans les phanérogames immergées ne présentent pas de différence significative entre l'amont et l'aval (de 0,8 à 2,6 Bq/L d'eau de déshydratation) et sont du même ordre de grandeur que les niveaux rencontrés à cette période dans les milieux soumis à la seule influence des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens. Dans les mousses aquatiques et l'eau douce, les activités mesurées sont supérieures à l'aval par rapport à l'amont (de 1,1 à 4,7 Bq/L d'eau de déshydratation en aval pour 1,6 à 2,4 Bq/L d'eau de déshydratation à l'amont dans les mousses, et de 2,3 à 7 Bq/L en aval par rapport à 1,2 à 1,7 Bq/L en amont dans l'eau) et supérieures également aux niveaux attendus hors influence industrielle. Dans les poissons, le tritium libre n'est détecté qu'à l'aval ($1,0 \pm 0,8$ Bq/L d'eau de déshydratation). La détection de HTO dans les matrices aquatiques dépend fortement de la concomitance des rejets et des prélèvements en raison de la dilution et du transfert rapide du tritium libre au sein de ces milieux récepteurs. Ces résultats sont liés aux rejets tritiés réalisés par le site du Bugey.

Les activités en **tritium organiquement lié (TOL)** mesurées, lors du bilan décennal de 1999, dans les sédiments et les végétaux aquatiques sont supérieures à l'amont (de 83,1 à 1 977,5 Bq/L d'eau de combustion) par rapport à l'aval (de 3,9 à 1500,7 Bq/L d'eau de combustion) et également supérieures aux niveaux rencontrés dans les milieux soumis à la seule influence des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens. Ces résultats sont à relier aux rejets tritiés de l'industrie horlogère implantée par le passé dans le Haut-Rhône. En revanche, la valeur en TOL mesurée dans les poissons uniquement à l'aval ($120,4 \pm 3,1$ Bq/L d'eau de combustion) à proximité du site (6 km) est supérieure aux niveaux rencontrés dans les milieux soumis à la seule influence des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens. Cette mesure ponctuelle est liée aux rejets tritiés du site du Bugey.

Le **carbone 14** est recherché dans les végétaux aquatiques et les poissons lors du bilan décennal de 1999. Toutes les activités mesurées, à l'amont et à l'aval du site (de 195 à 235 Bq/kg de carbone), sont du même ordre de grandeur que le bruit de fond hors influence à cette période (~ 245 Bq/kg de carbone), à l'exception de l'échantillon de poissons prélevé à l'aval (726 ± 18 Bq/kg de carbone) à proximité du site (6 km). Les activités mesurées sont néanmoins supérieures à l'aval (de 223 à 726 Bq/kg de carbone) par rapport à l'amont (de 195 à 228 Bq/kg de carbone) dans toutes les matrices. Ces résultats sont liés aux rejets d'effluents liquides du CNPE du Bugey.

La recherche de **radionucléides émetteurs (α)**, absents des rejets d'effluents du site sur la période considérée, révèle la présence systématique de **plutonium 238**, **plutonium 239+240** et **d'américium 241** dans les sédiments et les phanérogames immergées, à l'exception du plutonium 238 absent des phanérogames immergées prélevées à l'amont. Dans les poissons, du plutonium 238 et de l'américium 241 sont uniquement détectés dans un échantillon prélevé à l'aval du site. Dans cet échantillon, l'origine de la présence du plutonium 238 à un niveau d'activité de 6 mBq/kg frais est inconnue. Les rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (de $0,027 \pm 0,009$ à $0,032 \pm 0,008$) et $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$ (de $0,32 \pm 0,09$ à $0,40 \pm 0,08$), lorsqu'ils sont calculables, sont caractéristiques de l'unique influence des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens.

En conclusion, sur la période 1999-2008, la radioactivité d'origine artificielle est principalement liée aux retombées atmosphériques anciennes pour les césiums 134 et 137, le strontium 90, le tritium, le carbone 14 et les radionucléides émetteurs alpha (essais nucléaires aériens et, uniquement pour le césium 137, accident de Tchernobyl), et dans une moindre mesure aux rejets d'effluents liquides du site du Bugey pour les cobalts 58 et 60, les césiums 134 et 137, l'argent 110 métastable, le manganèse 54, le tritium libre (eau de boisson et mousses aquatiques), le tritium organiquement lié et le carbone 14 (principalement dans les poissons). Les niveaux d'activité mesurés en tritium organiquement lié dans les sédiments et les végétaux aquatiques, en amont comme en aval, sont à relier aux rejets tritiés de l'industrie horlogère implantée par le passé dans le Haut-Rhône. La présence de manganèse 54 en amont peut résulter des rejets liquides des installations du site de Creys-Malville. La détection d'iode 131, à un niveau d'activité supérieur à l'amont par rapport à l'aval, a pour origine probable les rejets d'effluents liquides d'installations hospitalières situées en amont du site et utilisant ce radionucléide à des fins médicales.

3.1.6.2. ANALYSE DE L'ÉTAT RADIOLOGIQUE ACTUEL DE L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE DU SITE (2009-2018)

Cette partie décrit l'état radiologique actuel de l'environnement aquatique au voisinage du site du Bugey. Les résultats acquis dans l'environnement aquatique pendant la période d'étude 2009-2018 sont comparés à ceux acquis par le passé lors de l'état de référence radiologique initial du site. Les résultats concernant les radionucléides artificiels sont présentés sous forme de graphiques. Néanmoins, certaines informations (en particulier les détections ponctuelles ou matrices pour lesquelles peu d'analyses ont été réalisées ou pour lesquelles toutes les activités mesurées sont inférieures au seuil de décision) peuvent être uniquement reportées dans le texte associé au graphique.

Pour les radionucléides naturels, compte-tenu de l'absence d'évolution de la radioactivité naturelle au cours des études antérieures, les résultats des échantillons prélevés en amont et en aval du site sont regroupés. Pour l'état de référence initial (ou point zéro), établi avant la construction du CNPE, les valeurs présentées correspondent à l'étendue des activités mesurées dans l'environnement.

En revanche, pour les radionucléides artificiels, les résultats collectés en amont et en aval sur la période 2009-2018 sont présentés distinctement de façon à mettre en évidence une éventuelle influence des rejets d'effluents liquides des installations du site sur l'environnement aquatique.

3.1.6.2.1. Radionucléides émetteurs gamma

3.1.6.2.1.1. Radionucléides émetteurs gamma d'origine naturelle

La radioactivité d'origine naturelle des matrices échantillonnées sur la période considérée 2009-2018 est du même ordre de grandeur depuis l'état de référence initial (ou point zéro). Elle est essentiellement liée au **potassium 40**, détecté par activité massique décroissante dans les phanérogames immergées, les sédiments, les mousses aquatiques (de 218 ± 23 à 930 ± 110 Bq/kg sec), les poissons (de 93 ± 10 à 120 ± 13 Bq/kg frais), les mollusques (de $5,2 \pm 1,3$ à $7,13 \pm 1,40$ Bq/kg frais) et l'eau douce (de $0,019 \pm 0,007$ à $0,043 \pm 0,005$ Bq/L). Les activités massiques des radionucléides issus des **familles du thorium 232** et de **l'uranium 238** sont conformes aux valeurs observées en France métropolitaine.

Le **béryllium 7** est présent dans les végétaux aquatiques et les sédiments (de $11,1 \pm 1,4$ à 430 ± 50 Bq/kg sec), ainsi que dans l'eau de nappe (de $0,0226 \pm 0,0028$ à $0,145 \pm 0,01$ Bq/L).

Il ressort de cette analyse que les niveaux de radioactivité d'origine naturelle sont stables dans l'environnement aquatique au voisinage du site depuis l'état de référence initial (ou point zéro).

3.1.6.2.1.2. Radionucléides émetteurs gamma d'origine artificielle

Parmi les radionucléides émetteurs gamma (γ) d'origine artificielle, sur la période 2009-2018, le **césium 137** est détecté systématiquement dans les sédiments, les phanérogames immergées, les mousses aquatiques et les poissons. Les activités mesurées sont comparables entre l'amont et l'aval du site du Bugey dans toutes ces matrices aquatiques (Cf. [Figure 3.k](#) à [Figure 3.n](#)), à l'exception de valeurs supérieures mesurées certaines années dans les mousses aquatiques prélevées à proximité du site (6 km). Dans les mollusques et l'eau douce (eau de boisson et de nappe) prélevés à l'amont et à l'aval du site, le césium 137 n'est pas détecté (activités inférieures aux seuils de décision analytiques).

Au cours des dernières années, une stabilité des activités mesurées est observée. Ces dernières sont de l'ordre d'une dizaine de Bq/kg sec dans les sédiments et les mousses aquatiques, inférieures à 4 Bq/kg sec dans les phanérogames immergées et de quelques centièmes de Bq/kg frais dans les poissons. Ces résultats attestent que le césium 137 mesuré dans l'environnement aquatique au voisinage du site du Bugey est à attribuer principalement aux retombées globales anciennes (essais nucléaires et accident de Tchernobyl), auxquels s'ajoutent potentiellement une contribution des rejets d'effluents liquides du site du Bugey. La baisse des niveaux observés depuis l'état de référence initial est liée à l'éloignement dans le temps des événements anciens (essais nucléaires et accident de Tchernobyl). Cette baisse des niveaux observés traduit également la faible contribution du site aux niveaux mesurés dans l'environnement.

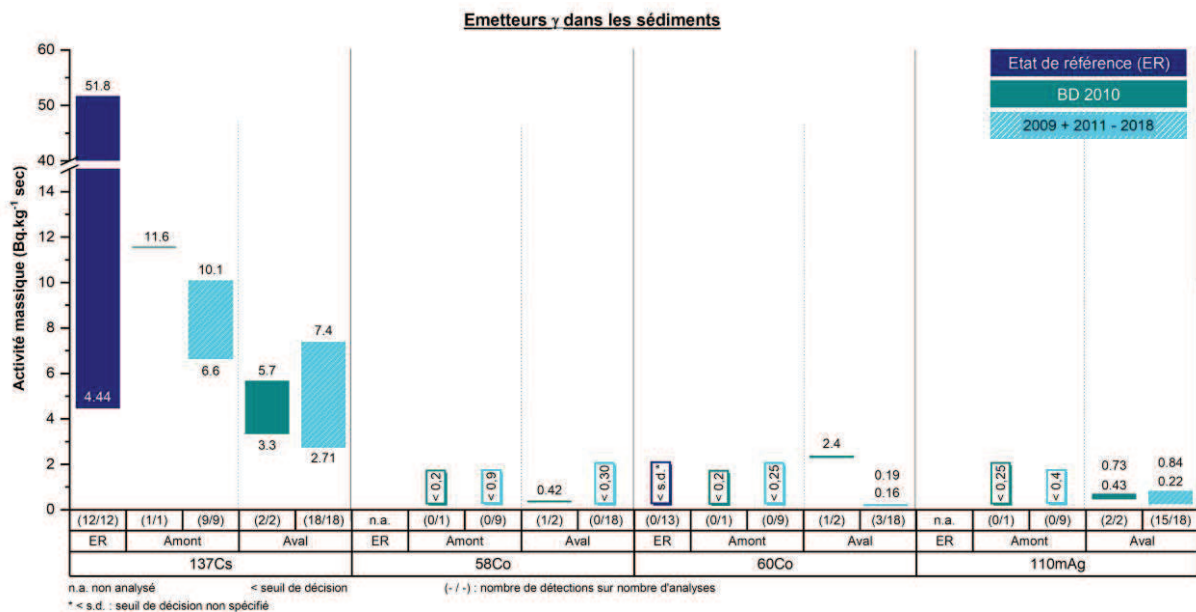


Figure 3.k : Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les sédiments prélevés à l'amont et à l'aval du point de rejet

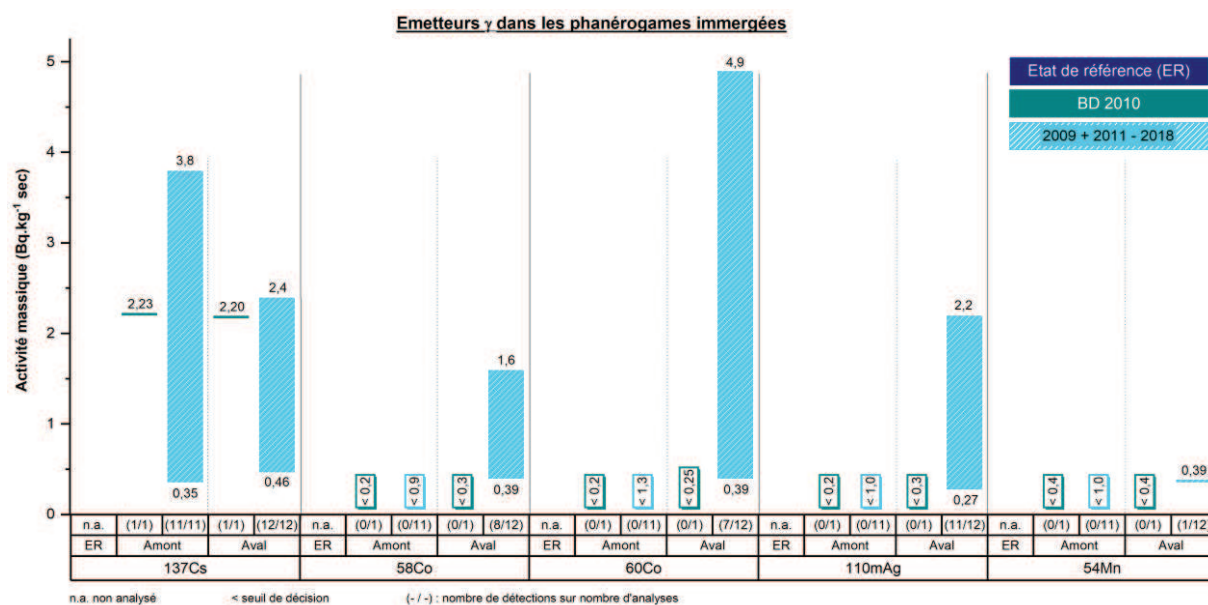


Figure 3.l : Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les phanérogames immergées prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet

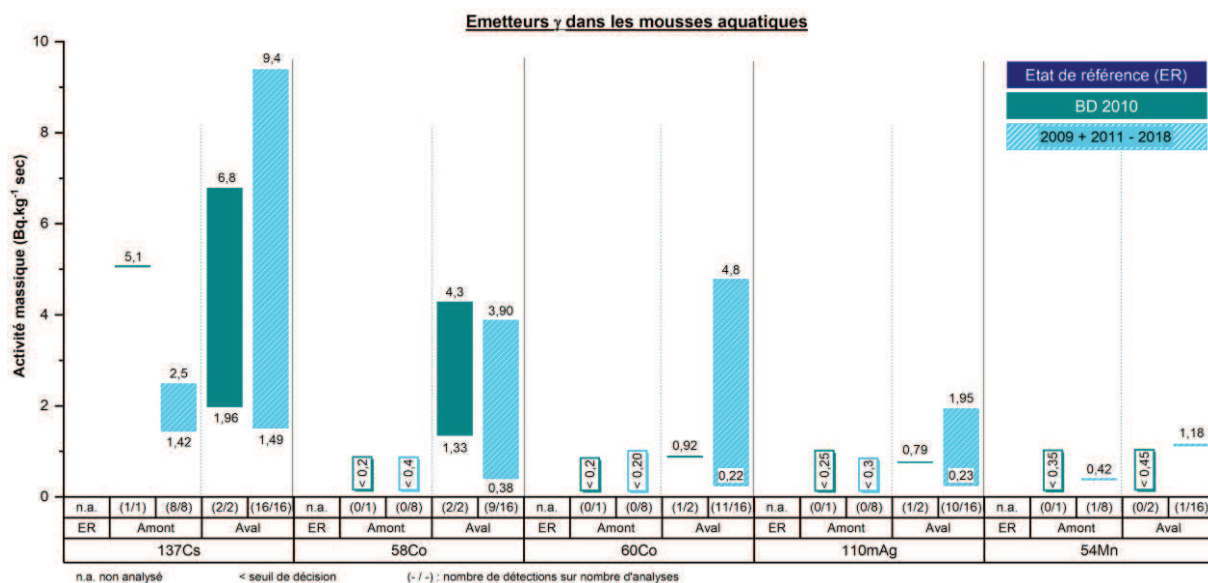


Figure 3.m : Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les mousses aquatiques prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet

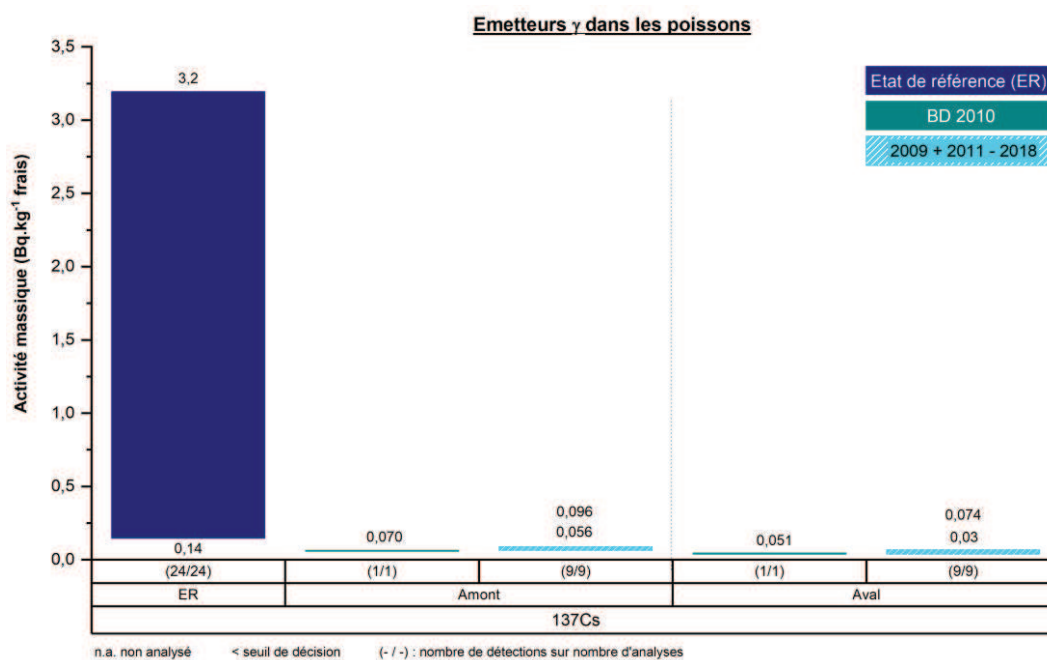


Figure 3.n : Activités massiques des radionucléides émetteurs gamma dans les poissons prélevés à l'amont et à l'aval du point de rejet

Le **césium 134**, présente des activités systématiquement inférieures aux seuils de décision analytiques pour les différentes matrices prélevées sur la période 2009-2018 (sédiments, végétaux aquatiques, mollusques, poissons et eau douce), à l'exception d'une activité mesurée à l'état de traces dans un échantillon de mousses aquatiques prélevées à l'aval ($0,41 \pm 0,14$ Bq/kg sec en juin 2011) du site. L'origine de ce radionucléide est liée aux retombées atmosphériques de l'accident de Fukushima survenu en mars 2011.

Les **cobalts 58 et 60** sont détectés, uniquement à l'aval du site, de manière quasi-systématique sur la période 2009 - 2018 dans les phanérogames immergées et les mousses aquatiques, et à une fréquence moindre dans les sédiments. La détection régulière de ces cobalts, uniquement à l'aval du site du Bugey, est liée aux rejets d'effluents liquides réalisés par le site dans le milieu aquatique.

L'**argent 110 métastable** est détecté quasi-systématiquement à l'état de traces, uniquement à l'aval du site dans les sédiments, les phanérogames immergées et les mousses aquatiques, et ponctuellement dans les mollusques en 2010. Dans ces derniers, l'activité mesurée est de $0,47 \pm 0,09$ Bq/kg frais. La détection d'argent 110 métastable, uniquement à l'aval du site, est liée aux rejets d'effluents liquides réalisés dans le milieu aquatique par le CNPE du Bugey.

Des traces de **manganèse 54** sont également détectées de manière sporadique dans les mousses aquatiques à l'amont (en 2015) comme à l'aval (en 2016) et dans les phanérogames immergées (en 2016) à l'aval du site. La détection de ce radionucléide en amont peut résulter des rejets liquides du site de Creys-Malville. En aval, il n'est pas possible de distinguer la contribution relative de cette source de celle du CNPE de Bugey.

L'**iode 131** est recherché en 2009 dans les phanérogames immergées, lors du bilan décennal de 2010 dans les mousses aquatiques et les poissons, ainsi que lors des suivis annuels à partir de 2011 dans les phanérogames immergées. Il est détecté de manière quasi-systématique, uniquement dans les végétaux aquatiques, à des niveaux d'activité supérieurs à l'amont par rapport à l'aval du site (Cf. Figure 3.o). Sa présence est à relier aux utilisations médicales de l'iode 131 dans les services de médecine nucléaire situés en amont sur le Rhône.

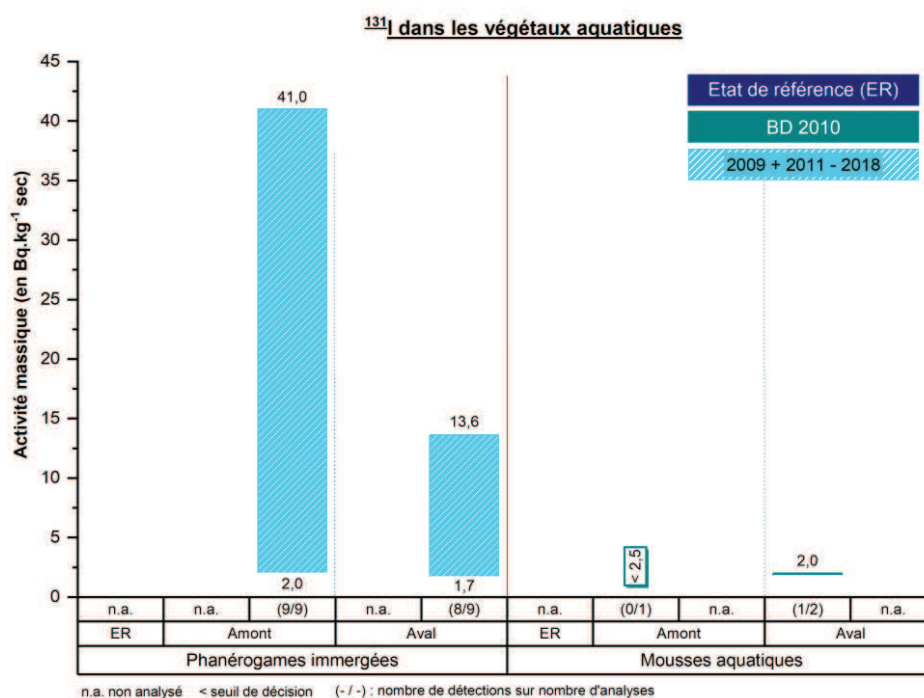


Figure 3.o : Activités massiques de l'iode 131 dans les végétaux aquatiques prélevés à l'amont et à l'aval du point de rejet

Il ressort de cette analyse que les niveaux de radioactivité des radionucléides émetteurs gamma (γ) d'origine artificielle présents dans l'environnement au voisinage du site du Bugey sont principalement dus au césium 137. Ce radionucléide trouve son origine dans les retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl, ainsi que dans les rejets d'effluents liquides du CNPE du Bugey. La détection de césium 134 dans un échantillon de mousses aquatiques prélevées à l'aval du site en 2011 montre l'influence des retombées de l'accident de Fukushima. Les niveaux d'activité mesurés en cobalt 58 et 60 (dans les sédiments et les végétaux aquatiques) et en argent 110 métastable (dans les sédiments, les végétaux aquatiques et les mollusques) sont liés aux rejets d'effluents liquides du CNPE du Bugey. La présence sporadique de manganèse 54 à l'amont du site a pour origine les rejets d'effluents liquides du site de Creys-Malville. En aval, il n'est pas possible de distinguer la contribution relative de cette source de celle du CNPE de Bugey. Ces détections de radionucléides émetteurs gamma d'origine artificielle occasionnent un marquage dont l'impact est négligeable. Par ailleurs, la détection d'iode 131, à des niveaux d'activité supérieurs à l'amont par rapport à l'aval du site du Bugey, a pour origine les rejets d'effluents liquides d'installations hospitalières situées en amont sur le Rhône.

3.1.6.2.2. Radionucléides émetteurs bêta

A l'occasion du bilan décennal de 2010, les principaux radionucléides émetteurs bêta (tritium libre et organique, carbone 14 et strontium 90) font l'objet d'une recherche spécifique dans la majorité des matrices de l'environnement aquatique (sédiments, phanérogames immergées, mousses aquatiques, mollusques, poissons, eau douce). A cette occasion, le nickel 63 est recherché dans les sédiments, les phanérogames immergées et les mousses aquatiques et le fer 55, dans les phanérogames immergées. Lors des suivis annuels, le tritium et le carbone 14, présents dans les rejets du site sont suivis dans les matrices les plus adaptées. Le nickel 63 et le fer 55 sont également recherchés à l'occasion du suivi annuel de 2018 dans les mousses aquatiques.

3.1.6.2.2.1. Tritium

Le **tritium libre (HTO)** fait l'objet d'un suivi annuel à partir de 2000 dans l'eau de boisson, depuis 2001 dans les phanérogames immergées, en 2000, 2003 et 2004 dans les mousses aquatiques et depuis 2008 dans les poissons. Lors du bilan décennal de 2010, il est également recherché dans les phanérogames immergées, les mousses aquatiques, les mollusques, les poissons et l'eau douce (eau de boisson, de nappe et du Rhône).

La [Figure 3.p](#) montre que les activités en **tritium libre (HTO)** mesurées à l'amont du site du Bugey (de $0,7 \pm 0,7$ à $1,4 \pm 0,6$ Bq/L d'eau de déshydratation dans les végétaux aquatiques, mollusques, poissons et l'eau douce) sur la période 2009 - 2018 sont conformes au bruit de fond ambiant mesuré hors influence industrielle (eaux des cours d'eau entre 2014 et 2016 : de $0,12 \pm 0,11$ à $0,86 \pm 0,15$ Bq/L). A l'aval, les valeurs de tritium libre mesurées sont conformes à ce bruit de fond, et comparables avec celles de l'amont, dans les végétaux aquatiques, l'eau de nappe et de cours d'eau (de $0,6 \pm 0,6$ à $1,1 \pm 0,6$ Bq/L d'eau de déshydratation), à l'exception d'une valeur supérieure mesurée ponctuellement dans les phanérogames immergées en 2017 ($13,1 \pm 1,0$ Bq/L d'eau de déshydratation).

En revanche, des prélèvements de poissons et d'eau de boisson réalisés à l'aval sur la période 2009-2018 présentent des valeurs de tritium libre au-delà de la gamme du bruit de fond hors influence (de $0,7 \pm 0,7$ à $14,1 \pm 1,0$ Bq/L d'eau de déshydratation²⁰), et ce principalement pour l'eau de boisson prélevée à Chavanoz. Ces activités mesurées à l'aval du site sont également supérieures à la valeur mesurée à l'amont de manière systématique dans l'eau de boisson et quasi-systématique dans les poissons. Ces résultats sont liés aux rejets tritiés réalisés par le site du Bugey dans le milieu aquatique. Il est cependant important de noter que la détection de tritium libre (HTO) dans les matrices aquatiques dépend fortement de la concomitance des rejets et des prélèvements en raison de la dilution et du transfert rapides du tritium libre au sein du milieu récepteur.

²⁰ IRSN, juillet 2017. Actualisation des connaissances acquises sur le tritium dans l'environnement. PRP-ENV/SERIS/2017-00004, 76 p.

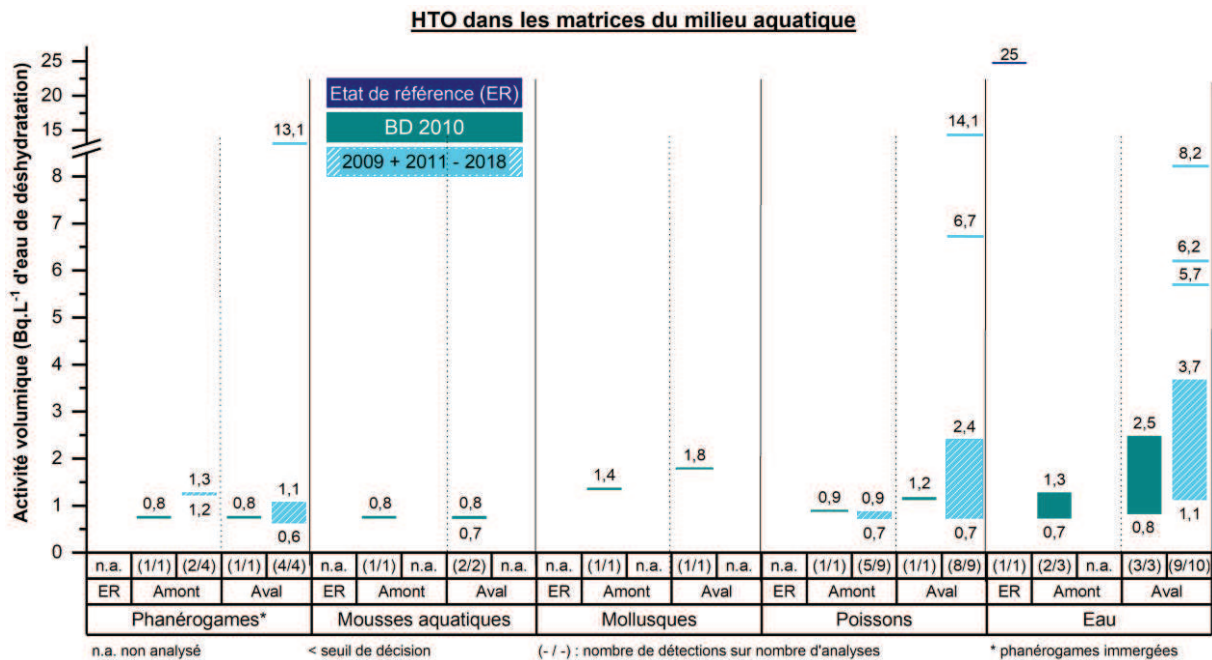


Figure 3.p : Activités volumiques du tritium libre (HTO) dans les matrices de l'environnement aquatique prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet

Lors du bilan décennal de 2010, le **tritium organiquement lié (TOL)** est recherché dans les sédiments, les phanérogames immergées, les mousses aquatiques, les mollusques et les poissons. Il fait également l'objet d'un suivi annuel à partir de 2011 dans les poissons, dans les sédiments en 2016 et dans les phanérogames immergées en 2016 et 2018.

Les mesures de **tritium organique (TOL)** présentées à la [Figure 3.q](#) dans les sédiments (de 420 ± 70 à $13\,500 \pm 700$ Bq/L d'eau de combustion), et dans une moindre mesure les phanérogames immergées (de $7,0 \pm 0,8$ à $12,1 \pm 0,8$ Bq/L d'eau de combustion), les mousses aquatiques (de $6,6 \pm 0,9$ à $21,6 \pm 1,6$ Bq/L d'eau de combustion), les mollusques (de $6,7 \pm 0,8$ à $24,2 \pm 1,4$ Bq/L d'eau de combustion) et les poissons (de $1,9 \pm 0,6$ à $13,9 \pm 0,7$ Bq/L d'eau de combustion) sont supérieures à la gamme de valeurs attendues en dehors de tout apport industriel local (de $0,12 \pm 0,11$ à $0,86 \pm 0,15$ Bq/L d'eau de combustion²¹) sur la période 2009-2018.

Dans les végétaux aquatiques, les poissons et les mollusques, les valeurs mesurées à l'aval (de $3,3 \pm 0,8$ à $24,2 \pm 1,4$ Bq/L d'eau de combustion) sont globalement supérieures à celles de l'amont ($1,9 \pm 0,6$ à $14,9 \pm 1,1$ Bq/L d'eau de combustion). Dans les sédiments, la deuxième mesure réalisée à l'aval n'est pas exploitable ($> 1\,100$ Bq/L d'eau de combustion²²) et ne permet donc pas de comparaison amont / aval concluante. En outre, le marquage en tritium du Haut-Rhône lié à l'utilisation passée de ce radionucléide dans l'industrie horlogère franco-suisse rend difficile la distinction de la contribution potentielle des rejets d'effluents du site.

²¹ IRSN, juillet 2017. Actualisation des connaissances acquises sur le tritium dans l'environnement. PRP-ENV/SERIS/2017-00004, 76 p

²² L'activité mesurée dans l'eau de combustion est de 1100 Bq mais la teneur en hydrogène n'ayant pu être quantifiée, il n'est pas possible de convertir l'activité du TOL de l'échantillon en Bq/L d'eau de combustion.

Ces résultats de mesure réalisés dans les différentes matrices prélevées sont à relier aux rejets tritiés de l'industrie horlogère implantée par le passé dans le Haut-Rhône, aux rejets tritiés du site du Bugey en aval auxquels se superposent ceux de l'installation de Creys-Malville située en amont sur le Rhône, sans pouvoir distinguer la contribution du site.

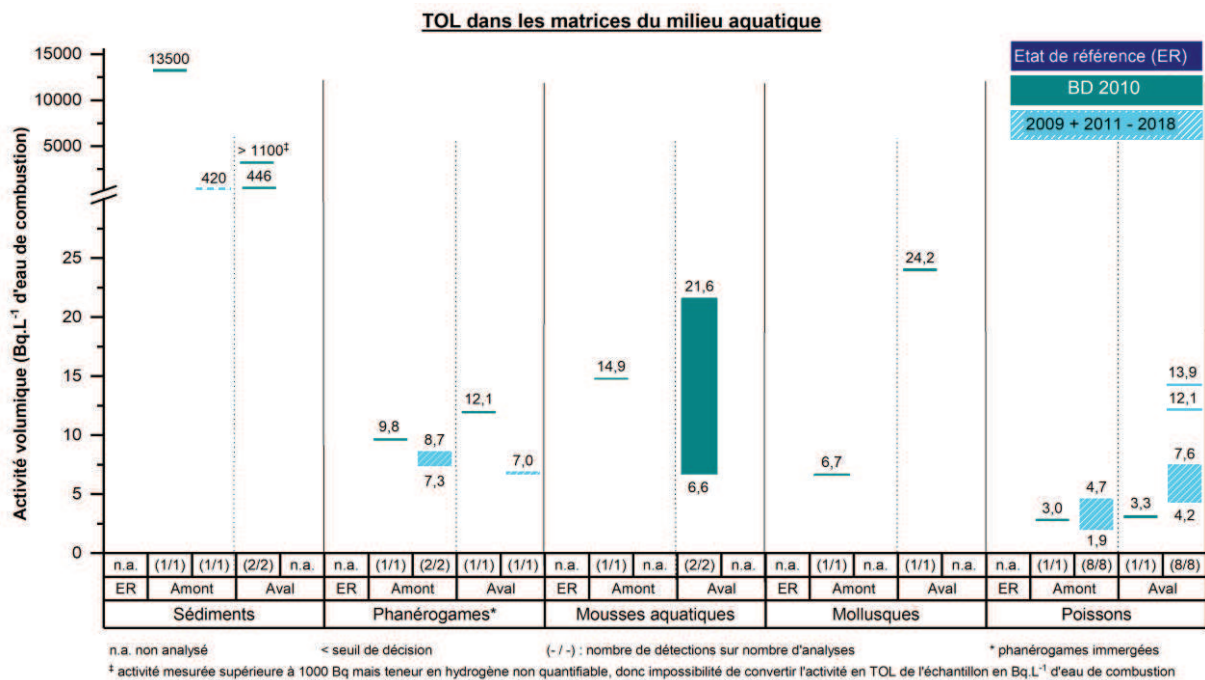


Figure 3.q : Activités volumiques du tritium organiquement lié (TOL) dans les matrices de l'environnement aquatique prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet

Il ressort de cette analyse que les niveaux d'activité en tritium libre (HTO) et tritium organiquement lié (TOL) mesurés dans l'environnement aquatique du site sont supérieurs au bruit de fond attendu. Du fait des échanges très rapides de la fraction libre du tritium avec le milieu, la variation des niveaux de tritium libre mesurés dépend de la concomitance d'opérations de rejets avec la réalisation des prélèvements. Pour le TOL, la contribution du site ne peut être distinguée du marquage préexistant principalement lié aux rejets passés de l'industrie horlogère mais également potentiellement de ceux de Creys-Malville. L'impact associé aux rejets d'effluents liquides du site sur l'environnement est négligeable.

3.1.6.2.2.2. Carbone 14

L'activité en **carbone 14** est mesurée lors du bilan décennal de 2010 dans les sédiments, les phanérogames immergées, les mousses aquatiques, les mollusques, les poissons et l'eau douce (eau du Rhône). Elle fait également l'objet d'un suivi annuel à partir de 2011 dans les poissons ainsi que dans les phanérogames immergées en 2018.

Les activités spécifiques en **carbone 14** mesurées à l'amont dans l'ensemble des matrices (de $189,4 \pm 1,2$ à 231 ± 15 Bq/kg de carbone) sont conformes aux niveaux hors influence observés en milieu fluvial (199 à 238 Bq/kg de carbone²³). Ces mesures sont inférieures ou proches de l'activité spécifique moyenne atmosphérique et continentale de 235 Bq/kg de carbone du fait de l'influence des carbonates anciens du bassin versant du Rhône, appauvris en carbone 14. Toutefois, deux valeurs mesurées ponctuellement dans les poissons (de 261 à 264,3 Bq/kg de carbone en 2016 et 2013, respectivement) sont supérieures au bruit de fond. Ces poissons collectés en amont du site peuvent avoir passé une partie de leur vie en aval de l'exutoire des rejets d'effluents liquides.

A l'aval du site du Bugey, dans l'eau de boisson et les mousses aquatiques, les niveaux d'activité en carbone 14 sont équivalents à ceux mesurés en amont et conformes au bruit de fond hors influence. Les activités en carbone 14 mesurées en aval (de 256,6 à 354 Bq/kg de carbone) dans les phanérogames immergées, les mollusques et les poissons sont supérieures aux valeurs mesurées en amont et aux niveaux hors influence observés en milieu fluvial. Ces résultats sont liés aux rejets d'effluents liquides du CNPE du Bugey (Cf. [Figure 3.r](#)).

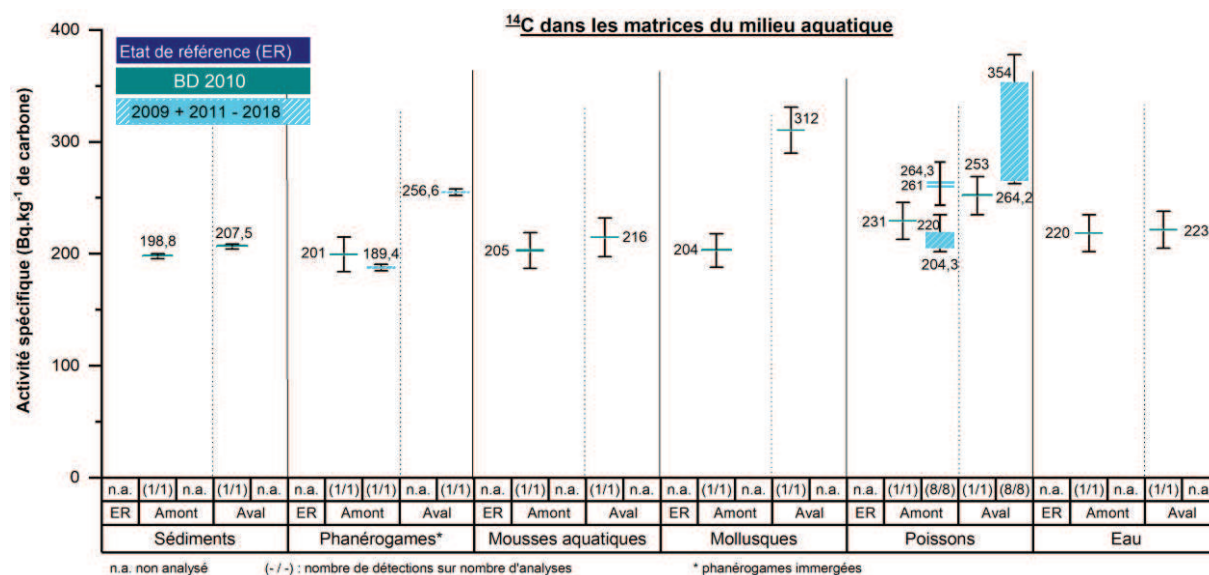


Figure 3.r : Activités spécifiques du carbone 14 dans les matrices de l'environnement aquatique prélevées à l'amont et à l'aval du point de rejet

Il ressort de cette analyse que le marquage en carbone 14 observé dans certaines matrices aquatiques prélevées à l'aval du site (phanérogames, mollusques et poissons) est lié aux rejets d'effluents liquides du CNPE du Bugey, marquage dont l'impact est négligeable.

²³ Eyrolle-Boyer F., Claval D., Cossonnet C., Zebracki M., Gairoard S., Radakovitch O., Clamon P., Leclerc E. 2015. Tritium and ¹⁴C background levels in pristine aquatic systems and their potential sources of variability. Journal of Environmental Radioactivity, 139: 24-32.

3.1.6.2.2.3. Strontium 90

La recherche de radionucléides, non présents dans le spectre des rejets passés des installations du site du Bugey, tel que le strontium 90 est réalisée à une fréquence décennale pour acquérir des valeurs de référence dans l'environnement proche.

Lors du bilan décennal de 2010, les analyses sont réalisées dans les sédiments, les mousses aquatiques et les poissons.

Ce radionucléide est détecté à des activités comparables entre l'amont (de 0,7 à 0,91 Bq/kg sec dans les sédiments et les mousses aquatiques, et $0,020 \pm 0,006$ Bq/kg frais dans les poissons) et l'aval (de 0,64 à 1,1 Bq/kg sec dans les sédiments et les mousses aquatiques, et $0,010 \pm 0,005$ Bq/kg frais dans les poissons). Ces valeurs sont cohérentes avec celles d'un site soumis uniquement aux retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens.

Il ressort de cette analyse que les niveaux de radioactivité de l'émetteur bêta strontium 90 (absent du spectre des rejets d'effluents liquides du site) mesurés dans l'environnement aquatique au voisinage du site trouvent leur origine unique dans les retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens.

3.1.6.2.2.4. Nickel 63

La recherche du nickel 63, présent dans les rejets liquides du CNPE, et potentiellement présent dans le spectre de rejets des réacteurs UNGG, est réalisée en 2010 lors du bilan décennal et lors du suivi annuel de 2018.

A l'occasion du bilan décennal de 2010, le **nickel 63** est recherché dans les sédiments, les phanérogames immergées et les mousses aquatiques. Lors du suivi annuel de 2018, il fait également l'objet de mesures dans les mousses aquatiques. Les activités significatives mesurées en 2010 dans les sédiments (à l'amont et à l'aval) sont comparables (respectivement 0,28 et 0,38 Bq/kg sec). Dans les végétaux aquatiques, les valeurs sont dans la majorité des cas inférieures au seuil de décision ($< 0,125$ Bq/kg sec). La seule activité significative ($0,23$ Bq/kg sec) est mesurée en 2010 dans les mousses aquatiques à l'amont.

Il ressort de cette analyse que les niveaux de radioactivité de l'émetteur bêta nickel 63 mesurés dans l'environnement aquatique au voisinage du site ne montrent pas d'influence des rejets du site.

3.1.6.2.2.5. Fer 55

Bien que non présent dans le spectre de rejets du CNPE, mais potentiellement présent dans le spectre de rejets des réacteurs UNGG, le fer 55 est recherché en 2010 lors du bilan décennal et en 2018 lors du suivi annuel pour acquérir des valeurs de référence dans l'environnement proche du site.

A l'occasion du bilan décennal de 2010, le **fer 55** est recherché dans les phanérogames immergées. Il fait l'objet de mesures dans les mousses aquatiques lors du suivi annuel de 2018. Les activités mesurées sont inférieures aux seuils de décision analytiques ($< 7,7$ Bq/kg sec).

3.1.6.2.3. Radionucléides émetteurs alpha

La recherche de radionucléides, non présents dans le spectre des rejets du site, tels que les radionucléides émetteurs alpha est réalisée à une fréquence décennale pour acquérir des valeurs de référence dans l'environnement proche, ces radionucléides étant présents dans l'environnement du fait des essais nucléaires aériens.

Lors du bilan décennal de 2010, les radionucléides émetteurs alpha (plutonium 238, plutonium 239+240 et américium 241) sont donc recherchés dans les sédiments, les mousses aquatiques et les poissons, en amont et en aval du site.

Les plutoniums 238 et 239+240 et l'américium 241 sont détectés de manière systématique dans les sédiments et les mousses aquatiques. Dans les poissons, aucun radionucléide émetteur alpha n'est détecté, à l'exception du plutonium 239+240 à l'aval du site.

L'exploitation des rapports d'activité $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$, lorsqu'ils sont calculables, permet de préciser l'origine de ces radionucléides. Compris entre $0,027 \pm 0,006$ et $0,031 \pm 0,007$ pour le rapport $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ et entre $0,362 \pm 0,036$ et $0,421 \pm 0,040$ pour le rapport $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$ dans les sédiments et les mousses aquatiques, ces rapports témoignent de la présence unique de transuraniens issus des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens réalisés entre 1945 et 1980 dont les valeurs de référence sont respectivement 0,03 et 0,4²⁴. Le prélèvement de mousses aquatiques réalisé en aval du site présente un rapport $^{241}\text{Am} / ^{239+240}\text{Pu}$ ($0,164 \pm 0,021$) inférieur à la valeur caractéristique des retombées atmosphériques anciennes ; ceci peut s'expliquer par le fait que l'échantillon en aval a retenu moins d'américium 241 via la fixation de colloïdes que l'échantillon amont. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus lors du précédent bilan radioécologique décennal de 1999.

Absents des spectres des rejets des effluents liquides du site, il ressort de cette analyse que les niveaux de radioactivité des radionucléides émetteurs alpha artificiels mesurés dans l'environnement aquatique du site du Bugey sont issus des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens.

3.1.6.3. BILAN DE L'ÉTAT RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE

La radioactivité d'origine naturelle est essentiellement due au potassium 40 détecté dans les sédiments, les végétaux aquatiques, les poissons, les mollusques et l'eau douce (eau de boisson, d'irrigation et de nappe), ainsi qu'au béryllium 7 détecté dans les sédiments, les végétaux aquatiques et l'eau de nappe. Ces radionucléides sont accompagnés, à des activités et fréquences moindres, de ceux issus des familles du thorium 232 et de l'uranium 238.

La radioactivité gamma d'origine artificielle présente dans l'environnement aquatique au voisinage du site est principalement due au césium 137 qui trouve son origine dans les essais nucléaires atmosphériques et l'accident de Tchernobyl, et dans une moindre mesure dans les rejets liquides du site du Bugey (dans les mousses aquatiques à proximité du site). Des traces de césium 134, mesurées dans un échantillon de mousses aquatiques en 2011, ont pour origine les retombées de l'accident de Fukushima. Les rejets autorisés d'effluents liquides du site du Bugey sont à l'origine de détections en cobalt 58 et cobalt 60 (dans les sédiments et les végétaux aquatiques), en argent 110 métastable (dans les sédiments, les végétaux aquatiques et les mollusques) et de manière ponctuelle en manganèse 54 (dans les végétaux aquatiques). La présence sporadique de manganèse 54 à l'amont du site est à relier aux rejets d'effluents liquides du site de Creys-Malville. L'iode 131, mesuré à des niveaux d'activité supérieurs à l'amont par rapport à l'aval, est à relier aux utilisations médicales de l'iode 131 dans les services de médecine nucléaire situés en amont sur le Rhône.

²⁴ Masson O., Piga D., Gurriaran R. et D'Amico D. 2010. Impact of an exceptional Saharan dust outbreak in France: PM10 and artificial radionuclides concentrations in air and in dust deposit. Atmospheric Environment 44(20): 2478-2486.

Les activités en carbone 14 mesurées dans l'environnement du site supérieures à l'aval par rapport à celles de l'amont, sont liées aux rejets autorisés du site du Bugey. Les niveaux de tritium libre sont liés aux rejets d'effluents du site du Bugey, de façon concomitante aux rejets. Pour les activités mesurées en tritium organiquement lié, la contribution du site ne peut être distinguée du marquage tritium préexistant principalement lié aux rejets passés de l'industrie horlogère mais également potentiellement de ceux du site Creys-Malville.

Le strontium 90 et les radionucléides émetteurs alpha (α) (plutonium 238, plutonium 239 et 240, américium 241) détectés dans l'environnement aquatique au voisinage du site du Bugey proviennent des retombées anciennes des essais nucléaires aériens.

Les résultats des études radiologiques montrent que la radioactivité d'origine artificielle présente dans l'environnement aquatique proche du site du Bugey est principalement issue des retombées atmosphériques anciennes, de l'industrie horlogère suisse et française installée en amont sur le Haut Rhône, des rejets autorisés réalisés par les installations du site du Bugey et dans une moindre mesure de ceux du site de Creys-Malville situé en amont sur le Rhône. La surveillance hydroécologique réalisée de 2009 à 2018 dans l'environnement du site du Bugey ne montre pas d'évolution anormale du milieu aquatique imputable au fonctionnement de la centrale.

3.1.7. SYNTHÈSE DES ENJEUX SUR L'ÉTAT RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

Sur la période d'étude considérée (2009-2018), la radioactivité présente dans l'environnement terrestre et aquatique au voisinage du site du Bugey est majoritairement d'origine naturelle et est essentiellement due au potassium 40 et au béryllium 7. Les niveaux de radioactivité d'origine naturelle sont stables dans l'environnement terrestre et aquatique au voisinage du site depuis l'état de référence et les précédents bilans décennaux de 1989 et 1999.

Dans l'environnement terrestre au voisinage du site du Bugey, la radioactivité d'origine artificielle provient majoritairement de la rémanence des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens, de celles de l'accident de Tchernobyl et dans une moindre mesure de celles de Fukushima. Ces événements anciens sont à l'origine de la détection, au cours de la période 2009-2018, des césiums 134 et 137 et, uniquement pour les essais nucléaires, de strontium 90, de radionucléides émetteurs alpha (plutonium 238, plutonium 239 et 240 et américium 241). Les retombées des essais nucléaires aériens participent également au bruit de fond d'activité en tritium et carbone 14. Ces deux radionucléides sont par ailleurs produits par voie naturelle et font également partie des radionucléides présents dans les rejets d'effluents à l'atmosphère des installations du site. À l'exception d'un marquage local et ponctuel en carbone 14 (dans un échantillon de sol non cultivé en 2010) à proximité du site, aucune autre contribution des rejets autorisés d'effluents atmosphériques du site du Bugey aux activités mesurées dans l'environnement terrestre au voisinage du site n'est mise en évidence. Les détections de tritium libre et tritium organiquement lié dans les céréales sont liées aux rejets autorisés d'effluents liquides du site *via* l'irrigation des cultures. L'impact associé aux rejets autorisés d'effluents atmosphériques du site sur l'environnement est négligeable.

Dans l'environnement aquatique, la radioactivité gamma d'origine artificielle est principalement due au césium 137 qui trouve son origine dans les retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens et l'accident de Tchernobyl, et dans une moindre mesure dans les rejets liquides du site du Bugey (dans les mousses aquatiques à proximité du site). Des traces de césium 134 ont pour origine les retombées de l'accident de Fukushima. Le strontium 90 et les radionucléides émetteurs alpha détectés dans l'environnement aquatique proviennent des retombées anciennes des essais nucléaires aériens. L'iode 131, détecté en amont et en aval du site, a quant à lui une origine liée aux utilisations médicales de ce radionucléide. Les rejets liquides autorisés du site du Bugey sont à l'origine de détections en cobalt 58 et 60, en argent 110 métastable, de manière ponctuelle en manganèse 54. La présence sporadique de manganèse 54 à l'amont du site est à relier aux rejets d'effluents liquides du site de Creys-Malville. Les activités mesurées en carbone 14 à l'aval du site sont liées aux rejets d'effluents du site du Bugey. Les niveaux de tritium libre sont liés aux rejets d'effluents du site du Bugey, de façon concomitante aux rejets. Pour les activités mesurées en tritium organiquement lié, la contribution du site ne peut être distinguée du marquage tritium préexistant principalement lié aux rejets passés de l'industrie horlogère mais également potentiellement de ceux de Creys-Malville. La surveillance hydroécologique réalisée de 2009 à 2018 dans l'environnement du site du Bugey ne montre pas d'évolution anormale de l'état du milieu aquatique imputable au fonctionnement du site.

En conclusion de cette étude, il ressort que l'analyse des résultats de la surveillance radioécologique réalisée au voisinage du site du Bugey, sur la période 2009-2018, permet de mettre en évidence la composante naturelle majoritaire de la radioactivité, les contributions respectives des retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens, des accidents de Tchernobyl et de Fukushima, de l'industrie horlogère installée dans le passé dans le Haut-Rhône ainsi que la contribution liée aux rejets autorisés d'effluents radioactifs atmosphériques et liquides du site du Bugey et des installations du site de Creys-Malville situé en amont sur le Rhône. Cette analyse constitue l'état initial de l'environnement dans le cadre du projet.

Il ressort de cette analyse que la radioactivité présente dans l'environnement terrestre et aquatique au voisinage du site du Bugey est majoritairement d'origine naturelle. L'impact associé aux rejets autorisés d'effluents atmosphériques et liquides du site sur l'environnement est négligeable.

↳ ÉVOLUTION PROBABLE DE L'ÉTAT RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT EN L'ABSENCE DE MISE EN ŒUVRE DU PROJET

Donner un aperçu de l'évolution probable de l'état radiologique de l'environnement nécessite de connaître l'origine des radionucléides susceptibles d'être détectés. On distingue deux grandes familles : la première, majoritaire, caractérise les radionucléides d'origine naturelle (cosmique et tellurique) et la seconde caractérise les radionucléides d'origine artificielle (retombées atmosphériques des essais nucléaires aériens (1945 à 1980), accidents nucléaires (Tchernobyl en 1986 et Fukushima en 2011), rejets autorisés d'INB, sites de fabrication et de retraitement du combustible, sites de stockage, sites militaires et établissements de santé). Certains radionucléides comme le carbone 14 et le tritium sont issus de ces deux origines (naturelle et artificielle).

Ainsi, en l'absence de mise en œuvre du projet :

- la radioactivité d'origine naturelle resterait inchangée ;
- la radioactivité d'origine artificielle liée aux événements anciens (retombées des essais nucléaires aériens et accident de Tchernobyl) serait appelée à diminuer à long terme dans l'environnement en fonction des périodes de demi-vie des différents radionucléides ;
- la radioactivité d'origine artificielle liée aux rejets d'effluents du site serait inchangée.

3.2.

ANALYSE DES INCIDENCES

Afin d'évaluer l'incidence des rejets passés d'effluents radioactifs liquides et atmosphériques des installations du site du Bugey sur l'environnement, une analyse rétrospective est réalisée dans un premier temps, en considérant les résultats de l'état de référence initial (point zéro), des bilans décennaux et des suivis annuels.

Dans un deuxième temps, une analyse prospective est réalisée *via* l'utilisation de l'outil européen ERICA d'évaluation du risque radiologique sur l'écosystème terrestre lié aux rejets d'effluents radioactifs à l'atmosphère du projet, en considérant les limites de rejets autorisées avec le spectre du domaine de fonctionnement révisé, présenté au [Chapitre 2](#). L'ICEDA ne présente pas de rejets d'effluents radioactifs liquides.

3.2.1. ÉVALUATION RETROSPECTIVE SUR LA BASE DES MESURES EFFECTUEES DANS L'ENVIRONNEMENT

L'évaluation rétrospective de l'état radiologique de l'environnement au voisinage du site du Bugey s'appuie sur les études radioécologiques « bas bruit de fond » menées avant et depuis la mise en service du site du Bugey.

Ces études radioécologiques s'appuient sur un programme d'échantillonnage et d'analyse qui vise à caractériser finement les niveaux de radioactivité dans l'environnement et à évaluer dans quelle mesure l'exploitation des installations du site contribue à l'apport de radionucléides artificiels sur le long terme dans le milieu récepteur au regard des autres sources potentielles.

Les résultats des mesures sont présentés pour l'environnement terrestre dans le [Paragraphe 3.1.5](#) et pour l'environnement aquatique dans le [Paragraphe 3.1.6](#).

En conclusion, les rejets effectués jusqu'à ce jour par les installations du site du Bugey n'ont globalement pas modifié les caractéristiques radiologiques de l'environnement terrestre et aquatique. La radioactivité présente dans l'environnement terrestre et aquatique du site du Bugey est majoritairement d'origine naturelle. Les rejets autorisés dans le cadre du fonctionnement des installations du site du Bugey depuis sa mise en service n'ont pas conduit à une augmentation significative des niveaux de radioactivité dans l'environnement du site.

3.2.2. ÉVALUATION PROSPECTIVE DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL DES REJETS D'EFFLUENTS RADIOACTIFS À L'ATMOSPHÈRE

Afin d'évaluer l'incidence potentielle des rejets d'effluents radioactifs, une évaluation du risque environnemental est réalisée avec l'outil ERICA selon les étapes présentées ci-dessous, qui sont explicitées dans les [Paragraphe 3.2.2.1](#) à [Paragraphe 3.2.2.4](#) pour l'environnement terrestre :

- Étape 1 : Définition des voies d'exposition et des organismes de référence
- Étape 2 : Détermination des points d'intérêt retenus.
- Étape 3 : Évaluation des activités dans l'air et dans les sols pour l'environnement terrestre.
- Étape 4 : Évaluation des débits de dose reçus par les organismes de référence.
- Étape 5 : Évaluation du risque environnemental par comparaison des débits de dose calculés avec la valeur de débit total de dose sans effet de 10 $\mu\text{Gy/h}$.

À l'étape 3, les limites de rejets autorisées de l'ICEDA, avec le spectre du domaine de fonctionnement révisé, sont considérées.

Les étapes 4 et 5 font appel à l'utilisation de l'outil ERICA, développé dans le cadre d'un programme de recherche européen (2004-2007), permettant l'évaluation du risque environnemental induit par la présence de radionucléides dans l'environnement terrestre et aquatique. La présente évaluation est effectuée avec la version V1.2.1 de février 2016 de cet outil. L'outil est utilisé par EDF pour les études d'impact depuis 2008. Les principales hypothèses, paramètres et caractéristiques des calculs sont rappelées dans le présent document.

L'évaluation du risque sur le milieu aquacole n'est pas réalisée car les transferts de radionucléides en milieu aquatique issus des rejets d'effluents atmosphériques via le dépôt des aérosols sur les surfaces fluviales sont négligeables.

3.2.2.1. DEFINITION DES VOIES D'EXPOSITION ET DES ORGANISMES DE REFERENCE POUR L'ECOSYSTEME TERRESTRE

La méthode ERICA repose sur un modèle conceptuel simplifié d'écosystème récepteur : l'exposition externe ou interne de chaque organisme de référence est établie en fonction de son milieu de vie (air/sol et air/eau).

Ainsi pour l'écosystème terrestre, l'exposition externe sera évaluée différemment selon si les organismes vivent dans le sol (invertébré du sol), à la surface du sol (gastéropode, mammifère), partiellement dans le sol (herbe, arbre) ou dans l'air (insecte volant).

De même, les voies d'exposition interne retenues sont les voies foliaire et racinaire pour les végétaux ; l'inhalation, l'abreuvement, l'ingestion de sol et de végétaux issus du milieu récepteur pour les mammifères herbivores.

Les organismes de référence représentatifs de l'écosystème terrestre intégrés dans l'outil ERICA sont présentés dans le [Tableau 3.b](#).

La liste des espèces présentes dans l'environnement terrestre du site du Bugey a été consultée (Cf. [Chapitre 4](#)) afin de déterminer si les organismes génériques référencés dans l'outil ERICA pour l'écosystème terrestre sont adaptés à l'évaluation du risque environnemental du site.

Les caractéristiques morphologiques, biologiques et comportementales de ces espèces ont été examinées afin de déterminer si elles permettaient de les associer à l'un des organismes de référence

intégrés à l'outil ERICA. Toutes les espèces présentes dans l'environnement du site du Bugey ont pu être assimilées à un organisme générique de l'outil ERICA.

Tableau 3.b : Organismes de référence de l'outil ERICA pour l'écosystème terrestre

Ecosystème terrestre		
Amphibien	Herbes et pelouses	Gastéropode
Annélide	Lichen et bryophytes	Reptile
Arthropode détritivore	Mammifère (grand)	Arbuste
Oiseau	Mammifère (petit fouisseur)	Arbre
Insecte volant		

3.2.2.2. DETERMINATION DES POINTS D'INTERET RETENUS

Les deux critères principaux guidant la sélection des points retenus pour évaluer le risque environnemental lié aux effluents émis à l'atmosphère par le site du Bugey sont la définition des zones les plus influencées par les vents dominants et des points d'intérêt écologique des zones considérées. L'émissaire de rejets d'effluents radioactifs atmosphériques considéré est la cheminée de l'ICEDA.

La première étape a consisté à analyser la rose des vents afin de déterminer la direction préférentielle des vents. L'environnement terrestre est principalement influencé par les vents provenant du secteur nord - nord-ouest portant les effluents atmosphériques en majorité vers le sud – sud-est du site.

La seconde étape consiste à définir les points d'intérêt écologique à proximité du site. L'intérêt écologique des zones est évalué en considérant les zonages écologiques français et européens (Natura 2000, ZNIEFF²⁵) décrits dans l'état initial des espèces protégées et des espaces naturels (Cf. [Chapitre 4](#) et [Chapitre 7](#) pour Natura 2000).

Ainsi, 15 points ont été sélectionnés dans les zones citées précédemment, à différentes distances du site en tenant compte de la rose des vents (Cf. [Figure 3.s](#)).

²⁵ ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique.

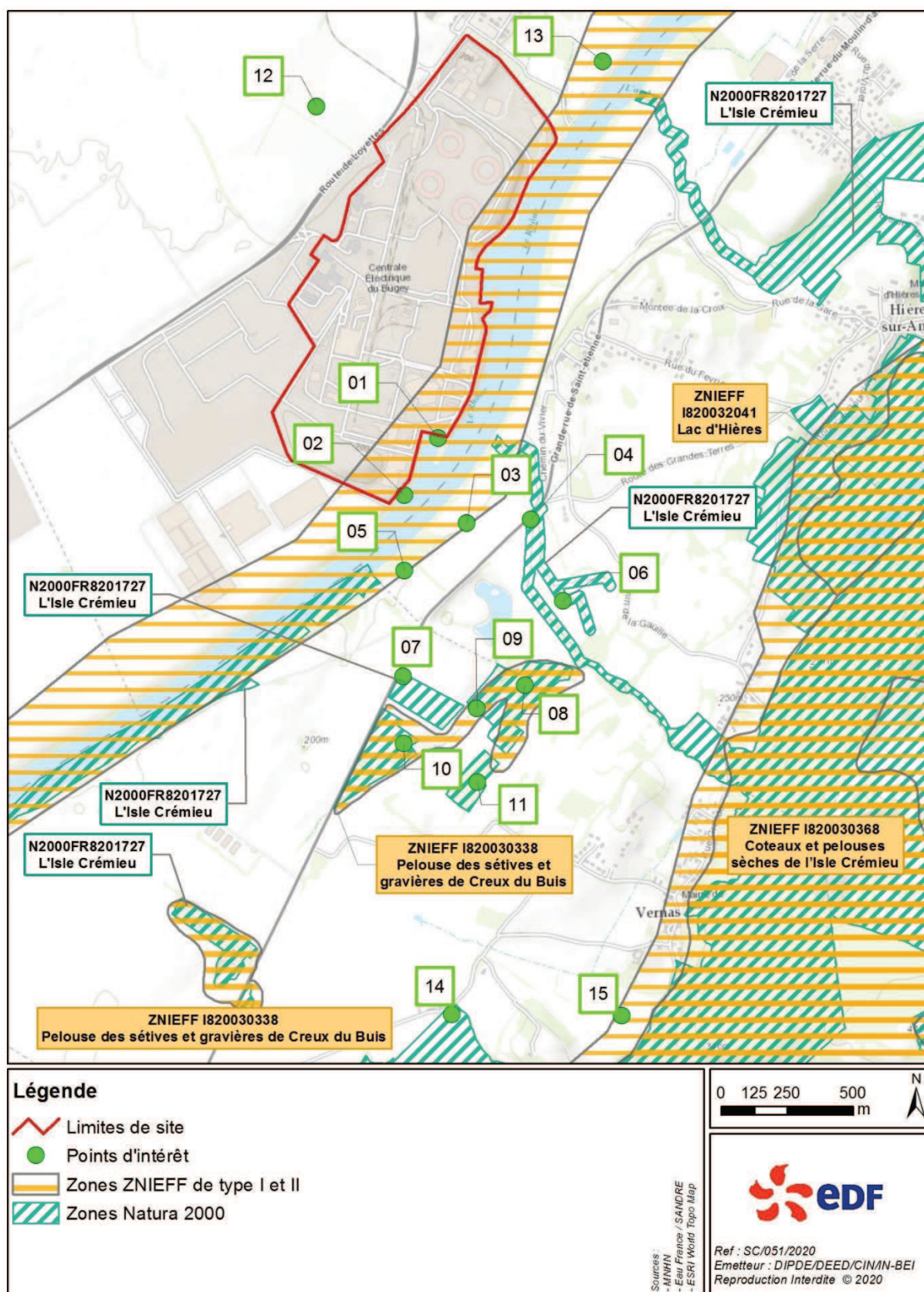


Figure 3.s : Localisation des points étudiés pour évaluer le risque environnemental des rejets d'effluents radioactifs atmosphériques de l'ICEDA sur l'environnement terrestre

Pour ces points, les Coefficients de Transfert Atmosphérique (CTA) ont été estimés grâce à l'outil SYMBIOSE, utilisé pour l'évaluation des conséquences radiologiques à l'homme des rejets radioactifs à l'atmosphère (Cf. [Chapitre 5](#)). Le CTA est un coefficient permettant de quantifier la dispersion atmosphérique d'un radionucléide entre le point de rejet et le point de calcul. En chaque point, les concentrations atmosphériques et CTA sont liés par la relation suivante :

$$C_p = CTA_p \times Q \times 10^3$$

Avec :

- C_p : concentration atmosphérique de la substance (mg/m^3) en un point p de coordonnées (x ; y ; z) ;
- CTA_p : Coefficient de Transfert Atmosphérique en ce point (s/m^3) ;
- Q : débit massique de rejet de la substance (g/s).

Le calcul des CTA a permis de déterminer le point, parmi les 15 sélectionnés, pour lequel les activités dans l'air sont les plus grandes. La localisation des points et les CTA correspondants sont indiqués dans le [Tableau 3.c](#).

Tableau 3.c : Coordonnées et Coefficients de Transfert Atmosphérique (CTA) des points étudiés

Lieux d'étude	Coordonnées Lambert II étendu		CTA moyen (s/m^3)
	X	Y	
Point 01	828070,4	2092411,2	$1,78 \times 10^{-8}$
Point 02	827944,5	2092192,9	$9,34 \times 10^{-8}$
Point 03	828183,2	2092087,8	$2,30 \times 10^{-7}$
Point 04	828425,6	2092105,4	$1,82 \times 10^{-7}$
Point 05	827946,9	2091907	$5,59 \times 10^{-7}$
Point 06	828549,8	2091797,3	$2,86 \times 10^{-7}$
Point 07	827946,7	2091505,4	$5,68 \times 10^{-7}$
Point 08	828408,3	2091473,8	$6,05 \times 10^{-7}$
Point 09	828227,5	2091384,2	$6,91 \times 10^{-7}$
Point 10	827951,0	2091249,9	$5,90 \times 10^{-7}$
Point 11	828232,7	2091104	$4,89 \times 10^{-7}$
Point 12	827598,3	2093665,5	$3,60 \times 10^{-7}$
Point 13	828683,5	2093847,6	$2,02 \times 10^{-7}$
Point 14	828142,7	2090221,7	$3,55 \times 10^{-7}$
Point 15	828788,1	2090222,7	$3,55 \times 10^{-7}$

La comparaison des CTA permet de déterminer la zone écologique potentiellement la plus influencée par les rejets d'effluents à l'atmosphère de l'ICEDA. Il s'agit du **point 9**, situé au Sud du site.

Ainsi, l'évaluation du risque radiologique sur l'environnement terrestre des rejets d'effluents radioactifs atmosphériques, aux limites de rejets autorisées de l'ICEDA, est réalisée au point 9.

3.2.2.3. ÉVALUATION DES ACTIVITES DANS L'AIR ET DANS LES SOLS

De façon à considérer le scénario le plus pénalisant, l'évaluation du risque environnemental est faite en considérant les limites de rejets autorisées de l'ICEDA avec le spectre du domaine de fonctionnement révisé (cf. [Tableau 3.d](#) pour rappel).

Tableau 3.d : Spectre des rejets radioactifs atmosphériques retenu et activités annuelles estimées rejetées

Radionucléide	Activité annuelle (Bq)
³ H	1,0.10 ¹²
¹⁴ C	2,0.10 ⁹
Total PF/PA	1,5.10⁸
⁵⁵ Fe	4,1.10 ⁷
⁶⁰ Co	2,7.10 ⁷
⁶³ Ni	6,2.10 ⁷
^{108m} Ag	3,1.10 ⁶
⁹⁰ Sr	7,5.10 ⁵
¹⁰⁹ Cd	1,5.10 ⁷
¹³⁷ Cs	1,5.10 ⁶

Les activités dans l'environnement terrestre des radionucléides issus des rejets d'effluents à l'atmosphère de l'ICEDA sont calculées au point d'étude retenu en utilisant l'outil SYMBIOSE.

Les activités volumiques dans l'atmosphère et les activités massiques dans le sol ainsi obtenues sont présentées dans le [Tableau 3.e](#) et le [Tableau 3.f](#).

Dans le cas de l'évaluation du risque environnemental dans l'environnement terrestre, l'activité renseignée dans l'outil ERICA pour le tritium et le carbone 14 est l'activité volumique dans l'air contrairement aux autres radionucléides pour lesquels l'activité requise est l'activité massique dans le sol. Les gaz rares sont considérés comme ne se déposant pas au sol et ne sont pas considérés dans l'outil ERICA. L'outil prend en compte les fils des familles de radionucléide d'une période inférieure à 10 jours (les Coefficients de Conversion de Dose sont combinés pour l'ensemble des radionucléides d'une famille, considérés en équilibre séculaire).

Tableau 3.e : Activités volumiques des radionucléides dans l'air au point d'étude

Radionucléides	Activité volumique dans l'atmosphère (Bq/m ³)
³ H	2,19 x 10 ⁻²
¹⁴ C	4,42 x 10 ⁻⁵

Tableau 3.f : Activités massiques des radionucléides dans le sol au point d'étude

Radionucléides	Activité massique dans le sol (Bq/kg de sol sec)
^{108m} Ag	3,55 x 10 ⁻³
¹⁰⁹ Cd	7,37 x 10 ⁻⁴
⁶⁰ Co	5,48 x 10 ⁻³
¹³⁷ Cs	1,07 x 10 ⁻³
⁵⁵ Fe	4,46 x 10 ⁻³
⁶³ Ni	5,28 x 10 ⁻²
⁹⁰ Sr	1,39 x 10 ⁻⁴

3.2.2.4. ÉVALUATION DES DÉBITS DE DOSE ET DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL SUR L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE

Dans le cadre de cette évaluation de risque, l'évaluation de niveau 2 de l'outil ERICA est directement utilisée car l'approche proposée est plus adaptée. En effet, l'évaluation de niveau 1 ne propose pas l'ensemble des radionucléides présents dans le spectre de rejets d'effluents radioactifs à l'atmosphère (Ag^{108m} , Fe^{55}). De plus, l'évaluation de niveau 2 permet d'avoir une approche par espèce.

Le [Tableau 3.g](#) et la [Figure 3.t](#) présentent les résultats de l'évaluation du risque environnemental pour l'environnement terrestre de l'ICEDA, obtenus au point 9, en suivant l'évaluation de niveau 2 de l'outil ERICA. Ce tableau présente les débits de dose et les indices de risque calculés pour chaque organisme de référence à partir des activités aux limites de rejets avec le spectre du domaine de fonctionnement révisé.

À titre de comparaison, les indices de risques obtenus avec le spectre relatif au domaine de fonctionnement révisé sont du même ordre de grandeur, et même légèrement inférieurs, à ceux obtenus avec le spectre issu du domaine de fonctionnement actuel de l'ICEDA.

Tableau 3.g : Débits de dose et indices de risque calculés au point d'étude

Organisme de référence	Débit de Dose total ($\mu Gy/h$)	Indice de risque (-) (valeur conservative)
Amphibien	$3,98 \times 10^{-5}$	$1,19 \times 10^{-5}$
Annélide	$3,85 \times 10^{-5}$	$1,15 \times 10^{-5}$
Arthropode détritivore	$3,83 \times 10^{-5}$	$1,15 \times 10^{-5}$
Oiseau	$3,34 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-5}$
Insecte volant	$3,01 \times 10^{-5}$	$9,04 \times 10^{-6}$
Herbe et pelouse	$3,30 \times 10^{-5}$	$9,89 \times 10^{-6}$
Lichen et bryophytes	$3,30 \times 10^{-5}$	$9,91 \times 10^{-6}$
Mammifère (grand)	$3,45 \times 10^{-5}$	$1,04 \times 10^{-5}$
Mammifère (petit fouisseur)	$3,99 \times 10^{-5}$	$1,20 \times 10^{-5}$
Gastéropode	$3,18 \times 10^{-5}$	$9,55 \times 10^{-6}$
Reptile	$3,92 \times 10^{-5}$	$1,18 \times 10^{-5}$
Arbuste	$3,22 \times 10^{-5}$	$9,67 \times 10^{-6}$
Arbre	$3,29 \times 10^{-5}$	$9,88 \times 10^{-6}$

Les débits de dose reçus par les organismes de référence (avec le spectre issu du domaine de fonctionnement révisé) sont compris entre $3,01 \cdot 10^{-5}$ $\mu\text{Gy/h}$ (insecte volant) et $3,99 \cdot 10^{-5}$ $\mu\text{Gy/h}$ (Mammifère petit fouisseur). Les indices de risque calculés à partir de la valeur de débit total de dose sans effet ($10 \mu\text{Gy/h}$) sont compris entre $9,04 \cdot 10^{-6}$ et $1,20 \cdot 10^{-5}$ respectivement pour les mêmes espèces.

Ces indices de risque sont inférieurs à 1, le risque environnemental associé aux rejets d'effluents à l'atmosphère aux limites autorisées de l'ICEDA avec le spectre issu du domaine de fonctionnement révisé, permet de conclure sur le caractère négligeable du risque selon la méthodologie ERICA.

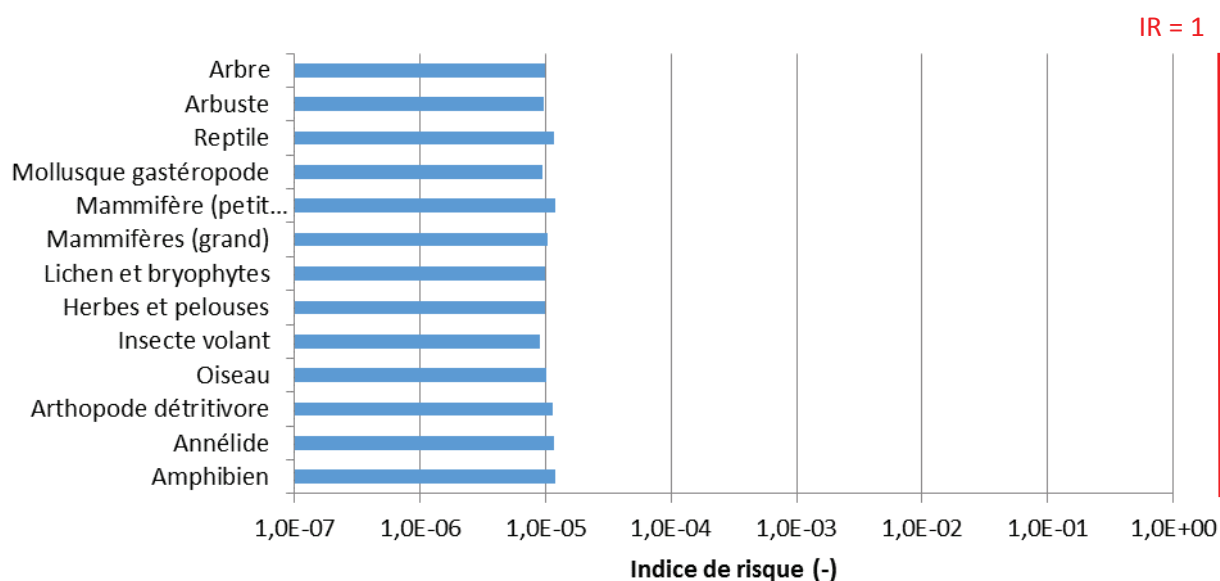


Figure 3.t : Indices de risque calculés au point d'étude pour les organismes de référence de l'écosystème terrestre

En conclusion, l'évaluation du risque environnemental associé aux rejets d'effluents radioactifs à l'atmosphère aux limites autorisées de l'ICEDA, réalisée selon la méthodologie ERICA, permet de conclure au caractère négligeable du risque.

3.3.

SURVEILLANCE

3.3.1. SURVEILLANCE DES REJETS RADIOACTIFS À L'ATMOSPHÈRE

Le projet est à l'origine de rejets radioactifs uniquement atmosphériques. Les contrôles portent sur le respect des valeurs limites en vigueur, à savoir :

- l'activité rejetée annuellement, pour les trois catégories de radionucléides suivantes : tritium, carbone 14 et autres produits de fission ou d'activation émetteurs bêta ou gamma,
- l'absence d'activité volumique alpha globale d'origine artificielle dans les aérosols,
- le débit d'activité au point de rejet, pour les catégories de radionucléides réglementées (le tritium et les autres produits de fission ou d'activation),
- les activités volumiques dans le milieu récepteur pour les paramètres suivants :
 - tritium,
 - activité bêta globale pour les aérosols d'origine artificielle.

Le contrôle des rejets radioactifs gazeux est mis en œuvre conformément aux prescriptions en vigueur relatives aux modalités de prélèvement et de consommation d'eau et de rejets dans l'environnement des effluents liquides et gazeux du site.

3.3.1.1. DESCRIPTION DES DISPOSITIFS DE PRELEVEMENT ET DES APPAREILS DE MESURE

Tous les prélèvements sont effectués au niveau de la cheminée de rejet de l'ICEDA. Les prélèvements de tritium sont réalisés sur barboteur réfrigéré, et ceux de carbone 14 sur tamis moléculaire. Les prélèvements des autres émetteurs bêta ou gamma et des émetteurs alpha sont effectués sur filtre.

Tous ces systèmes sont doublés et secourus, tout comme la mesure de débit à la cheminée.

Ces prélèvements sont ensuite transmis au laboratoire « Effluents » du site du Bugey, qui est responsable des analyses, ou vers un laboratoire extérieur pour certaines analyses (carbone 14 notamment). Le laboratoire « Effluents » dispose d'un appareil à scintillation liquide, d'un compteur alpha-bêta et d'une spectrométrie gamma pour effectuer les analyses.

3.3.1.2. SURVEILLANCE DES REJETS

Les prélèvements effectués sur les effluents gazeux rejetés à la cheminée font l'objet des analyses suivantes :

- mesure de l'activité du tritium, sur un prélèvement en continu,
- mesure des activités bêta et alpha globales et analyse par spectrométrie gamma des autres émetteurs bêta ou gamma, un deuxième prélèvement étant également réalisé et mis à disposition de l'ASN (transmis sur demande),
- mesure de l'activité rejetée en carbone 14, sur un prélèvement en continu, un deuxième prélèvement étant également réalisé et mis à disposition de l'ASN (transmis sur demande).

Le débit de ventilation à la cheminée est également mesuré (double mesure), l'un des deux enregistrements étant transmis à l'Autorité de Sécurité Nucléaire (ASN).

Les prélèvements, hors carbone 14 et émetteurs bêta purs, X ou à faible pourcentage d'émission gamma, sont analysés à la fin de chaque période réglementaire (du 1^{er} au 7, du 8 au 14, du 15 au 21 et du 22 à la fin du mois).

Le prélèvement de carbone 14 est analysé tous les trimestres. L'activité des émetteurs bêta purs, X ou à faible pourcentage d'émission gamma est déterminée mensuellement à partir de l'analyse des filtres du mois.

Ces analyses permettent d'établir le bilan des activités rejetées et de déterminer les débits d'activité à la cheminée, et donc de s'assurer du respect des valeurs limites d'activité annuelle et de débit d'activité à la cheminée en vigueur.

3.3.1.3. CONDITIONS DE REJET

Les rejets à l'atmosphère sont évacués par l'intermédiaire d'une cheminée unique propre à l'installation permettant leur bonne dilution, après passage sur filtres à Très Haute Efficacité (THE).

3.3.1.4. ÉVALUATION DES ACTIVITES REJETEES ET DES DEBITS D'ACTIVITE AU POINT DE REJET

Pour chaque catégorie de radionucléides (RN), l'activité rejetée est déterminée comme étant le produit de l'activité volumique de la catégorie de radionucléides considérée par le volume d'air rejeté à la cheminée, pendant une durée considérée.

Pour le tritium et les autres émetteurs bêta et gamma, le bilan de l'activité rejetée est établi pour chaque période. Pour le carbone 14, le bilan est établi chaque trimestre et, pour les émetteurs bêta purs, chaque mois.

Pour le tritium et les autres émetteurs bêta ou gamma, le volume d'air rejeté à la cheminée pendant une période est déterminé comme étant le produit du débit moyen à la cheminée sur la période par la durée de la période. Pour le carbone 14 ou les émetteurs bêta purs, le volume d'air rejeté à la cheminée pendant respectivement un trimestre ou un mois est déterminé comme étant la somme des différents volumes d'air rejetés à la cheminée pendant les périodes composant respectivement le trimestre ou le mois.

L'activité volumique de chacune de ces catégories est déterminée de la façon suivante :

- pour le tritium, à partir de l'activité tritium mesurée sur le prélèvement et du volume d'effluent ayant transité au travers du dispositif de prélèvement pendant la période,
- pour le carbone 14, à partir de l'activité carbone 14 mesurée sur le prélèvement et du volume d'effluent ayant transité au travers du dispositif de prélèvement pendant le trimestre,
- pour les autres RN émetteurs bêta ou gamma, à partir des résultats de l'analyse spectrométrique et du volume d'effluent ayant transité au travers du dispositif de prélèvement pendant la période pour les RN détectables par spectrométrie gamma. Pour les autres RN émetteurs bêta purs ou très faiblement gamma, la mesure sera faite en temps différé par des moyens spécifiques d'extraction et de mesure à partir des filtres d'un mois.

Les RN retenus systématiquement pour la comptabilisation a minima au Seuil de Décision (SD) des rejets gazeux sont : le Cobalt 60 (spectrométrie gamma), le Nickel 63 (bêta pur) et le Fer 55 (X, très faiblement émetteur gamma). Les autres RN du spectre sont recherchés et comptabilisés dès qu'ils sont détectés et dépassent le SD. Ce choix a été fait en fonction du niveau d'activité estimé des rejets, des possibilités de mesure, de la fréquence d'apparition dans les rejets annuels et de l'impact sanitaire potentiel.

Le tableau suivant présente le mode de détermination de l'activité et les règles de comptabilisation pour les différents RN comptabilisés.

Tableau 3.h : Détermination et comptabilisation des rejets atmosphériques en autres produits de fission ou d'activation émetteurs bêta ou gamma

Radionucléides	Mode de détermination	Comptabilisation
Cobalt 60	Spectrométrie gamma	Systématique, à minima au Seuil de Décision
Nickel 63	Scintillation liquide ou spectrométrie gamma ou X suivant le RN, après dissolution des filtres d'un mois et extraction	
Fer 55		
Argent 108m		Si activité supérieure ou égale au Seuil de Décision
Strontium 90		
Cadmium 109		
Césium 137	Spectrométrie gamma	

Pour le tritium et les autres produits de fission ou d'activation émetteurs bêta ou gamma, le débit d'activité à la cheminée (Bq/s) est déterminé comme étant le rapport pour chaque catégorie de radionucléides de l'activité rejetée sur la période (Bq) divisée par la durée de la période (s).

3.3.1.5. SEUILS DE DECISION

Pour contrôler la qualité radiologique des effluents rejetés, EDF met en œuvre des méthodes analytiques visant à obtenir des Seuils de Décision correspondant aux meilleures techniques disponibles pour des mesures industrielles et qui garantissent des seuils de décision inférieurs aux valeurs mentionnées dans le [Tableau 3.i](#).

Les Seuils de Décision peuvent varier en fonction des modes opératoires, des prélèvements et des analyses (quantité prélevée, durée des prélèvements, temps de comptage, distance échantillon-détecteur...).

Tableau 3.i : Techniques de mesure mises en œuvre pour la caractérisation de l'activité des rejets radioactifs atmosphériques de l'ICEDA

Radionucléides	Moyen de prélèvement	Technique analytique	SD réglementaire
Tritium	Solution de piégeage	Scintillation liquide	20 Bq/m ³
Carbone 14	Cartouche de tamis moléculaire	Scintillation liquide	/
Autres produits de fission ou d'activation	Filtre papier	Comptage proportionnel (Activité bêta globale)	/
		Spectrométrie gamma (HPGe)	⁶⁰ Co : 1.10 ⁻³ Bq/m ³
		Scintillation liquide ou X suivant le radionucléide, après dissolution des filtres d'un mois et extraction (émetteurs bêta purs)	/
Activité alpha		Comptage proportionnel (Activité alpha globale)	1.10 ⁻³ Bq/m ³

3.3.1.6. CONTROLE DES EQUIPEMENTS ET DES APPAREILS DE MESURE

Le bon état de tous les conduits de transfert des effluents radioactifs gazeux fait l'objet d'une vérification annuelle. Les dispositifs de prélèvements (barboteur tritium, filtres aérosols) sont vérifiés lors des permutations de filtre ou de pots pour le barboteur : cohérence des volumes prélevés...

Les appareils de mesure du laboratoire font l'objet d'étalonnage et d'une vérification régulière de leur bon fonctionnement (registre appareils transmis mensuellement à l'administration).

3.3.2. SURVEILLANCE DES REJETS RADIOACTIFS LIQUIDES

L'installation ne procède à aucun rejet liquide radioactif dans l'environnement. Ces effluents sont entreposés puis évacués vers des centres de traitement extérieurs au site du Bugey. Aucune surveillance spécifique n'est donc mise en œuvre sur les rejets d'effluents radioactifs par voie liquide.

Conformément aux prescriptions applicables au site du Bugey, les réseaux d'eaux pluviales SEO et les réseaux d'eaux usées font l'objet d'une surveillance hebdomadaire afin de vérifier l'absence d'activité bêta globale et tritium, par des méthodes garantissant des Seuils de Décision ne dépassant pas 0,5 Bq/L en bêta global et 10 Bq/L en tritium.

3.3.3. SURVEILLANCE RADIOÉCOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

Afin de s'assurer du respect des dispositions réglementaires, l'exploitant met en place un programme de surveillance de l'environnement. Ce programme, établi en accord avec l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN), est réalisé sous la responsabilité de l'exploitant.

Ce paragraphe présente la surveillance de l'environnement actuellement en vigueur, conformément aux prescriptions applicables au site du Bugey (« Décision Environnement » n° 2013-DC-0360 relative à la maîtrise des nuisances et de l'impact sur la santé et l'environnement des INB modifiée par la décision ASN n° 2016-DC-0569, « Décision Modalités Parc » n° 2017-DC-0588 et décision « modalités » du site).

La surveillance radiologique de l'environnement est destinée notamment à alerter l'exploitant de toute élévation atypique du niveau de radioactivité dans l'environnement. Cette surveillance est réalisée au travers d'analyses radiologiques sur des échantillons « sentinelles » importants dans le transfert des radionucléides au sein de l'environnement et dans l'exposition de la population, en tenant compte du Retour d'Expérience (REX) acquis depuis la mise en service du site du Bugey.

La radioactivité dans l'environnement du site du Bugey est suivie actuellement dans le cadre :

- D'un plan de surveillance radiologique réglementaire réalisé par le site (Cf. [Paragraphe 3.3.3.1](#)) ;
- **D'études radioécologiques réalisées à l'initiative de l'exploitant** (suivis annuels, bilans décennaux, études particulières – Cf. [Paragraphe 3.3.3.2](#)) dont la réalisation est sous-traitée à des laboratoires spécialisés et agréés ;
- D'un **plan de surveillance radiologique réalisé par les autorités** (Cf. [Paragraphe 3.3.3.3](#)).

Ce Paragraphe présente les moyens mis en place pour la surveillance radiologique du compartiment atmosphérique, du compartiment terrestre et du compartiment aquatique.

Cette surveillance porte notamment sur :

- L'atmosphère au travers de la surveillance radiologique du rayonnement gamma ambiant (Cf. [Paragraphe 3.3.3.1.1.1](#)), des poussières atmosphériques (Cf. [Paragraphe 3.3.3.1.1.2](#)), du tritium de l'air (Cf. [Paragraphe 3.3.3.1.1.3](#)) et des eaux de pluie (Cf. [Paragraphe 3.3.3.1.1.4](#)) ;
- Le milieu terrestre au travers des mesures réalisées sur le lait et les végétaux terrestres (Cf. [Paragraphe 3.3.3.1.2.1](#)) et les couches superficielles des terres et les productions agricoles (Cf. [Paragraphe 3.3.3.1.2.2](#)) ;
- Le milieu aquatique au travers des mesures réalisées sur les eaux de surface (Cf. [Paragraphe 3.3.3.1.3.1](#)) et les sédiments, les végétaux aquatiques et les poissons (Cf. [Paragraphe 3.3.3.1.3.2](#)).

L'implantation actuelle des points de prélèvement et d'analyse appartenant au programme réglementaire de surveillance de l'environnement a été validée par l'ASN. La localisation géographique des stations de prélèvement du compartiment atmosphérique est présentée en [Figure 3.u](#) et [Figure 3.v](#).

Pour assurer la surveillance autour de ses installations, le site du Bugey possède un laboratoire dédié aux mesures environnementales (appelé laboratoire « environnement ») et du personnel compétent et qualifié en analyses chimiques et radiochimiques. Ce laboratoire dispose d'appareillages spécifiques permettant l'analyse des échantillons prélevés dans le milieu naturel. Il est soumis à des exigences relatives aux équipements, aux techniques de prélèvement et de mesure, de maintenance et d'étalonnage.

Conformément à la décision n° 2015-DC-0500 de l'ASN du 26 février 2015 (homologuée par arrêté ministériel en date du 3 juin 2015) relative à l'organisation du Réseau National de Mesures de la

radioactivité de l'environnement (RNM) et à la décision n° 2013-DC-0360 de l'ASN du 16 juillet 2003 (homologuée par arrêté ministériel en date du 9 août 2013) relative à la maîtrise des nuisances et de l'impact sur la santé et l'environnement des installations nucléaires de base, certaines mesures de surveillance de l'environnement sont confiées en sous-traitance à des laboratoires agréés. Dans ce paragraphe sont mentionnés les seuils de décision²⁶ analytiques réglementaires pour les échantillons prélevés dans l'environnement autour du site du Bugey.

²⁶ Les techniques de prélèvement et de mesure mises en œuvre dans le cadre de la surveillance de l'environnement doivent garantir des valeurs de seuils de décision ne dépassant pas les valeurs indiquées dans la décision ASN n° 2013-DC-0360, modifiée par la décision ASN n° 2016-DC-0569. Ces valeurs sont nommées « seuils de décision réglementaires » par la suite.

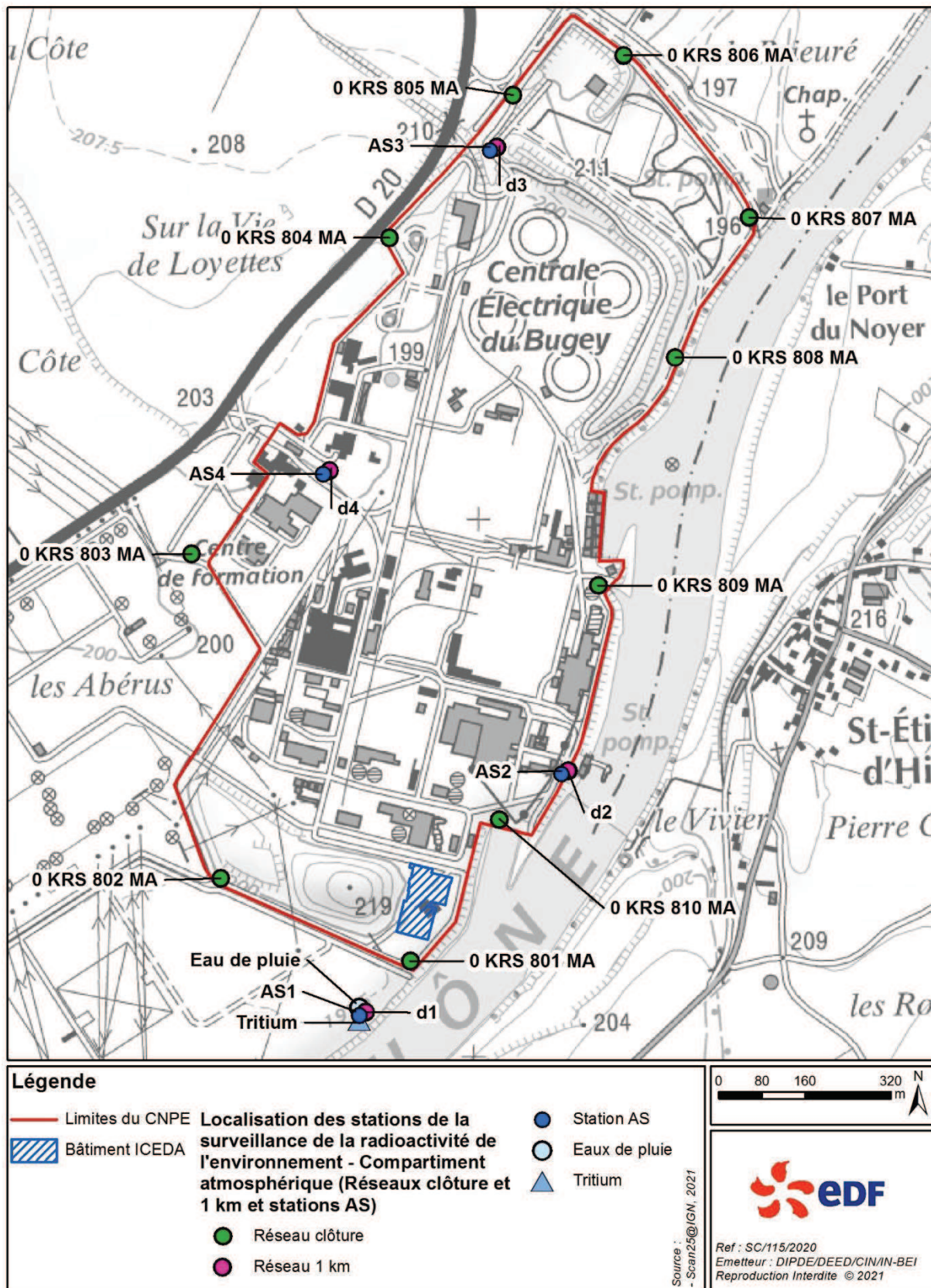


Figure 3.u : Surveillance radiologique de l'environnement – Compartiment atmosphérique : localisation des stations de prélèvement et de mesure à l'intérieur du site du Bugey

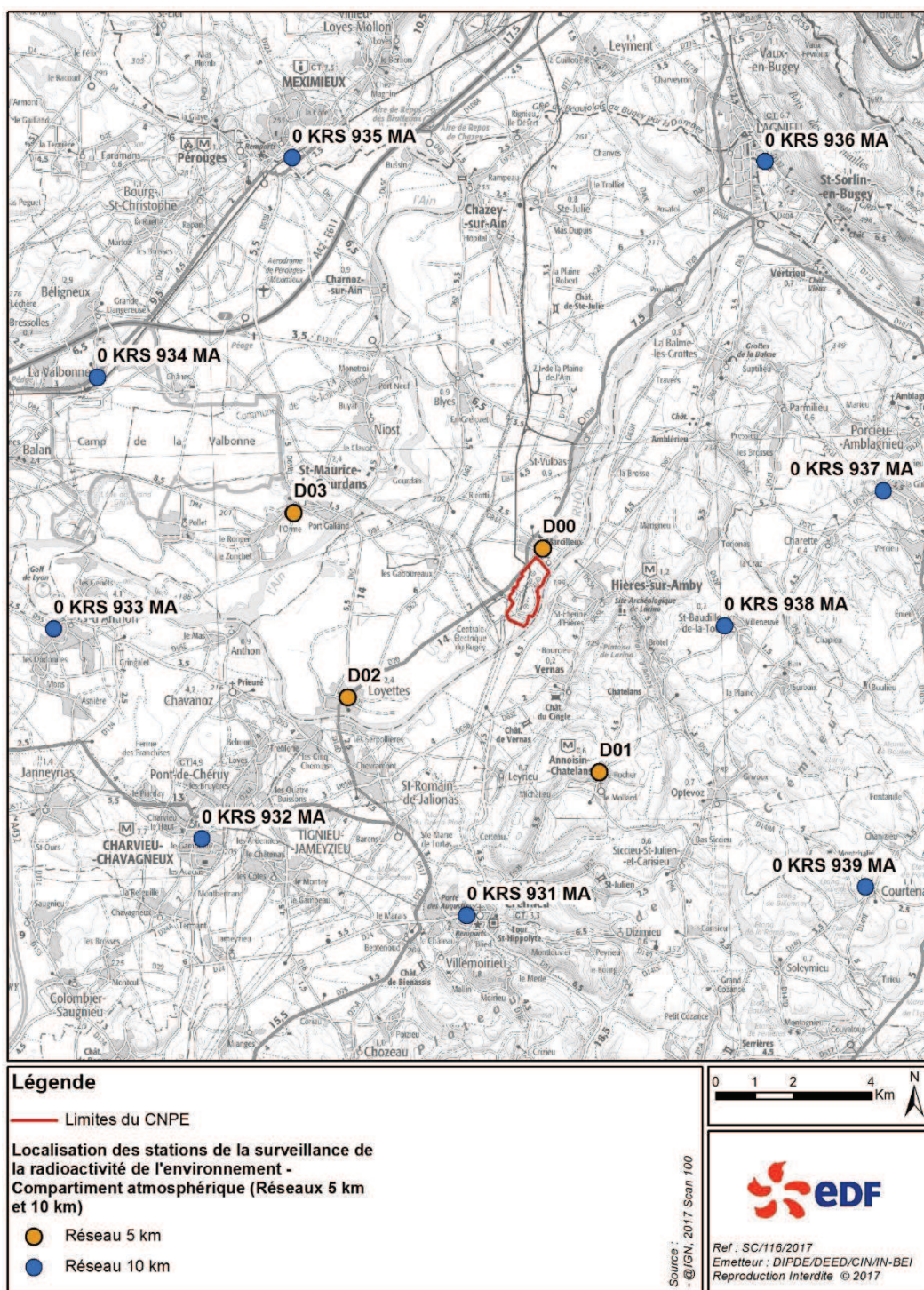


Figure 3.v : Surveillance radiologique de l'environnement – Compartiment atmosphérique : localisation des stations de prélèvement et de mesure à l'extérieur du site du Bugey

3.3.3.1. PLAN DE SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE

3.3.3.1.1. Surveillance radiologique règlementaire du compartiment atmosphérique

3.3.3.1.1.1. Surveillance du rayonnement gamma ambiant

Le système de surveillance du rayonnement gamma ambiant s'articule autour de quatre réseaux qui mesurent le débit de dose gamma ambiant. L'emplacement des stations de mesure des différents réseaux autour du site du Bugey est soumis à approbation de l'ASN.

3.3.3.1.1.1.1. Réseau clôture

Ce réseau est constitué de dix balises autonomes de mesure de débit de dose gamma ambiant. Ces balises radiométriques sont réparties sur la clôture du site à proximité du chemin de ronde à intervalles réguliers de façon à réaliser une mesure dans toutes les directions. Les balises sont identifiées de « 0 KRS 801 MA » à « 0 KRS 810 MA » (Cf. [Figure 3.u](#) et [Tableau 3.j](#)).

Tableau 3.j : Implantation des balises du « réseau clôture »

Référence station	Localisation
0 KRS 801 MA	Sud du site, face ICEDA
0 KRS 802 MA	Sud-ouest du site, proximité buttes
0 KRS 803 MA	Ouest du site, parking EDF
0 KRS 804 MA	Nord-ouest du site, parking entreprises
0 KRS 805 MA	Nord du site, proximité station d3
0 KRS 806 MA	Nord du site, aire entreposage GV usés
0 KRS 807 MA	Pointe Nord-est du site
0 KRS 808 MA	Est du site, face aéroréfrigérants 4.2 et 5.1
0 KRS 809 MA	Est du site, canal de rejet 4-5
0 KRS 810 MA	Sud du site, canal de rejet 2-3

Elles permettent l'enregistrement et la retransmission en continu du débit de dose gamma ambiant et de donner l'alerte en cas de dépassement du Bruit de Fond ambiant (BdF). Le seuil d'alarme est fixé à $BdF + 0,114 \mu Sv/h$.

Les informations (débits de dose et états de fonctionnement) issues des balises sont envoyées en continu vers un centralisateur qui permet la visualisation des données. Ces sondes intègrent et mémorisent l'évolution du débit de dose gamma ambiant par plages de 10 minutes et permettent de tracer le débit de dose minimum, maximum et moyen sur un mois. Les informations collectées par ces balises sont enregistrées, analysées et consignées tous les mois dans un registre.

La surveillance du débit de dose gamma ambiant dans l'environnement est mise en œuvre sous couvert de l'agrément 6_16 au Réseau National de Mesures de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.1.2. Réseau 1 km

Ce réseau est constitué de quatre balises de mesure de débit de dose gamma ambiant. Ces balises sont disposées dans un rayon d'environ 1 km au même endroit que les stations AS. Les balises sont identifiées de « d1 » à « d4 » (Cf. [Figure 3.u](#) et [Tableau 3.k](#)).

Tableau 3.k : Implantation des balises du « réseau 1 km »

Référence station	Localisation
d1	Sud du site
d2	Est du site
d3	Nord du site
d4	Ouest du site

Elles permettent l'enregistrement et la retransmission en continu du débit de dose gamma ambiant et de donner l'alerte en cas de dépassement du Bruit de Fond ambiant (BdF). Le seuil d'alarme est fixé à $BdF + 0,114 \mu Sv/h$.

Les informations (débits de dose et états de fonctionnement) issues des balises sont envoyées en continu vers un centralisateur qui permet la visualisation des données. Ces sondes sont enregistrées, analysées et consignées tous les mois dans un registre.

La surveillance du débit de dose gamma ambiant dans l'environnement est mise en œuvre sous couvert de l'agrément 6_16 au Réseau National de Mesures de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.1.3. Réseau 5 km

Ce réseau, implanté au plus près des populations, est constitué de quatre balises autonomes de mesures de débit de dose gamma ambiant. Ces balises radiométriques ont été installées dans les communes de Marcilleux, Annoisin, Loyettes, Saint-Maurice-de-Gourdans. Les balises sont identifiées de « D00 » à « D03 » (Cf. [Figure 3.v](#) et [Tableau 3.l](#)).

Ce réseau est destiné à fournir une information sur l'évolution des débits d'exposition au rayonnement gamma ambiant en cas d'incident mais aussi à déceler toute situation anormale.

Tableau 3.l : Implantation des balises du « réseau 5 km »

Référence station	Localisation
D00	Marcilleux, école
D01	Annoisin, école
D02	Loyettes, mairie
D03	Saint-Maurice-de-Gourdans, caserne des pompiers

Elles permettent l'enregistrement et la retransmission en continu du débit de dose gamma ambiant et de donner l'alerte en cas de dépassement du Bruit de Fond ambiant (BdF). Le seuil d'alarme est fixé à $BdF + 0,114 \mu Sv/h$.

Les informations (débits de dose et états de fonctionnement) issues des balises sont envoyées en continu vers un centralisateur qui permet la visualisation des données. Ces sondes sont enregistrées, analysées et consignées tous les mois dans un registre.

La surveillance du débit de dose gamma ambiant dans l'environnement est mise en œuvre sous couvert de l'agrément 6_16 au Réseau National de Mesures de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.1.4. Réseau 10 km

Ce réseau a été implanté à l'initiative de l'exploitant et ne fait donc pas partie de la surveillance réglementaire. Les informations suivantes sont données à titre indicatif.

Ce réseau, implanté dans un rayon de 10 km autour du CNPE, est constitué de neuf balises autonomes de mesures du débit de dose gamma ambiant. Ces balises radiamétriques ont été installées dans des zones à forte densité de population. Elles sont identifiées de « 0 KRS 931 MA » à « 0 KRS 938 MA » (Cf. [Figure 3.v](#) et [Tableau 3.m](#)).

Tableau 3.m : Implantation des balises du « réseau 10 km »

Codification	Localisation
0 KRS 931 MA	Crémieu
0 KRS 932 MA	Charvieu-Chavagneux
0 KRS 933 MA	Villette-d'Anthon
0 KRS 934 MA	La Valbonne
0 KRS 935 MA	Meximieux
0 KRS 936 MA	Lagnieu
0 KRS 937 MA	Montalieu-Vercieu
0 KRS 938 MA	Saint-Baudille-de-la-Tour
0 KRS 939 MA	Courtenay

Elles permettent l'enregistrement et la retransmission en continu du débit de dose gamma ambiant et de donner l'alerte en cas de dépassement du Bruit de Fond ambiant (BdF). Le seuil d'alarme est fixé à $BdF + 0,114 \mu Sv/h$.

La surveillance du débit de dose gamma ambiant dans l'environnement est mise en œuvre sous couvert de l'agrément 6_16 au Réseau National de Mesures de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.1.2. Surveillance de l'activité des poussières atmosphériques

Quatre stations d'aspiration en continu des poussières atmosphériques (aérosols) numérotées de AS1 à AS4 sont implantées dans un rayon de 1 km autour du CNPE aux mêmes points de surveillance que le réseau de balises radiamétriques « 1 km » (balises d1 à d4) (Cf. [Figure 3.u](#) et [Tableau 3.n](#)).

Tableau 3.n : Implantation des stations d'aspiration des poussières atmosphériques

Points de prélèvement	Localisation
AS1	Sud du site, station d1
AS2	Est du site, station d2
AS3	Nord du site, station d3
AS4	Ouest du site, station d4

L'aspiration des poussières atmosphériques sur filtre est réalisée en continu sur des périodes de 24 heures. Les filtres sont ensuite transmis au laboratoire « environnement » du site pour analyse. Une analyse journalière des indices d'activités bêta globale et alpha globale d'origine artificielle est réalisée au plus tôt 5 jours après la fin du prélèvement sur chaque filtre. Ces analyses permettent de s'assurer du respect de la valeur d'activité volumique limite réglementaire mesurée dans l'air au niveau du sol en activité bêta globale pour les aérosols d'origine artificielle de 10 mBq/m³ en moyenne journalière. En cas de dépassement de la valeur de 2 mBq/m³ des activités bêta globale et / ou alpha globale mesurées au plus tôt 5 jours après la fin du prélèvement sur chaque filtre, une analyse isotopique complémentaire par spectrométrie gamma est réalisée.

Une analyse isotopique mensuelle des aérosols par spectrométrie gamma sur regroupement des filtres quotidiens de chacune des quatre stations AS est également réalisée, ainsi qu'une spectrométrie alpha sur le regroupement des filtres quotidiens de la station AS située sous les vents.

Les seuils de décision règlementaires correspondants aux analyses réalisés sur les filtres sont présentés dans le [Tableau 3.o](#).

Tableau 3.o : *Seuils de décision règlementaires des mesures radiologiques des aérosols*

Mesure	Seuils de décision règlementaires
Bêta globale (pour un prélèvement de 24 heures)	2,5.10 ⁻⁴ Bq/m ³
Alpha globale (pour un prélèvement de 24 heures)	5.10 ⁻⁴ Bq/m ³
Spectrométrie gamma (regroupement mensuel de filtres)	10 ⁻⁵ Bq/m ³ (en ¹³⁷ Cs)
Spectrométrie alpha (regroupement mensuel de filtres)	-
Spectrométrie gamma (analyse isotopique complémentaire)	5.10 ⁻⁵ Bq/m ³ (en ¹³⁷ Cs)

Les étapes du prélèvement à l'analyse des échantillons, sont réalisées sous couvert des agréments 4_01, 4_02 et 4_04 du Réseau National de Mesure de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.1.3. Surveillance de l'activité du tritium de l'air

Un dispositif de prélèvement du tritium atmosphérique par barbotage est implanté sous les vents dominants, au niveau de la station AS1 (Cf. [Figure 3.u](#)).

Le prélèvement du tritium atmosphérique effectué en continu pendant chacune des périodes règlementaires (du 1er au 7, du 8 au 14, du 15 au 21 et du 22 à la fin du mois à plus ou moins un jour près) est analysé à la fin de chaque période. L'eau des barboteurs est transmise au laboratoire « environnement » du site pour analyse. Une mesure de tritium par scintillation liquide permet de déterminer l'activité en tritium dans l'eau du barboteur pour chaque période réglementaire.

Ces mesures permettent de s'assurer du respect de la valeur d'activité volumique limite réglementaire mesurée dans l'air au niveau du sol en tritium de 50 Bq/m³.

Le seuil de décision réglementaire correspondant aux analyses de tritium atmosphérique réalisées au niveau de la station AS1 est de 0,5 Bq/m³.

Les étapes du prélèvement à l'analyse des échantillons, sont réalisées sous couvert de l'agrément 5_05 du Réseau National de Mesure de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.1.4. Surveillance de l'activité des eaux de pluie

Un dispositif de prélèvement des eaux de pluie par un collecteur de précipitations est implanté sous les vents dominants, au niveau de la station AS1 (Cf. [Figure 3.u](#)).

Les eaux de pluie sont prélevées en continu sur quinze jours grâce à un collecteur de précipitations, avec une détermination bimensuelle des activités bêta global, alpha globale et tritium. Les eaux de pluie sont transférées au laboratoire « environnement » du site pour analyse. Le bidon de recueil des eaux de pluie est changé de manière systématique toutes les deux semaines et il peut éventuellement être changé plus souvent afin de tenir compte du volume des précipitations.

Les seuils de décision réglementaires correspondant aux analyses réalisées sur les eaux de pluie sont présentés dans le [Tableau 3.p](#).

Tableau 3.p : Seuils de décision réglementaires des mesures radiologiques des eaux de pluie

Mesure	Seuils de décision réglementaires
Bêta globale	0,25 Bq/L
Alpha globale	0,05 Bq/L
Tritium	10 Bq/L

Les étapes du prélèvement à l'analyse des échantillons, sont réalisées sous couvert des agréments 1_04 et 1_05 du Réseau National de Mesure de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.2. Surveillance radiologique réglementaire du compartiment terrestre

3.3.3.1.2.1. Surveillance des végétaux terrestres et du lait

Végétaux terrestres

Deux échantillons mensuels distincts d'herbe sont prélevés dont un sous les vents dominants. Dans la mesure du possible, les échantillons sont récoltés aux mêmes stations dans le temps afin de faciliter la comparaison et l'exploitation des résultats.

Sur ces prélèvements il est réalisé une spectrométrie gamma donnant notamment l'activité du potassium 40 à fréquence mensuelle, ainsi qu'une mesure de l'activité du carbone 14 à fréquence trimestrielle. Ces analyses sont complétées annuellement par une mesure du tritium libre (HTO) et organique (TOL), ainsi que par une spectrométrie alpha sur l'échantillon prélevé sous les vents dominants.

Lait

Si possible, un prélèvement mensuel de lait produit au voisinage de l'installation (0-10 km) est également réalisé. Dans la mesure du possible, les échantillons sont récoltés aux mêmes stations dans le temps afin de faciliter la comparaison et l'exploitation des résultats.

Sur ce prélèvement il est réalisé une spectrométrie gamma donnant notamment l'activité du potassium 40 à fréquence mensuelle, ainsi qu'une mesure de l'activité carbone 14, tritium (HTO) et strontium 90 à fréquence annuelle. Il est à noter que le strontium 90 est présent dans le spectre des rejets radioactifs révisé (cf. [Tableau 3.d](#)) alors qu'il ne l'est pas dans le spectre actuellement considéré (cf. spectre présenté au [Chapitre 2](#)). Comme précisé dans la Décision n°2013-DC-0360 modifiée par la Décision n°2016-DC-0569 de l'Autorité de Sûreté Nucléaire, une mesure de strontium 90 sur prélèvement de lait à une fréquence *a minima* annuelle est requise lorsque ce radionucléide est rejeté par l'installation.

Les seuils de décision réglementaire correspondant aux analyses réalisées sur les végétaux terrestres et le lait sont présentés dans le [Tableau 3.q](#).

Tableau 3.q : *Seuils de décision réglementaires et fréquence des mesures radiologiques pour les végétaux terrestres et le lait*

Nature du prélèvement	Mesure	Fréquence	Seuils de décision réglementaires
Végétaux terrestres	Spectrométrie gamma	Mensuelle	0,5 Bq/kg sec (¹³⁷ Cs)
	Spectrométrie alpha	Annuelle	-
	Carbone 14	Trimestrielle	Incertitude < 15 %
	Tritium (HTO et TOL)	Annuelle	10 Bq/L
Lait	Spectrométrie gamma	Mensuelle	-
	Carbone 14	Annuelle	Incertitude < 15 %
	Tritium	Annuelle	10 Bq/L
	Strontium 90	Annuelle	-

Les étapes du prélèvement à l'analyse des échantillons, sont réalisées sous couvert des agréments 3_01, 3_02, 3_05 et 3_06 du Réseau National de Mesure de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.2.2. Surveillance des couches superficielles des terres et des productions agricoles

Couches superficielles de terres

Un prélèvement annuel de couches superficielles de terres dans une zone située sous les vents dominants est effectué. Dans la mesure du possible, les échantillons sont récoltés aux mêmes stations d'une année sur l'autre afin de faciliter la comparaison et l'exploitation des résultats.

Sur ce prélèvement annuel il est réalisé une spectrométrie gamma donnant notamment l'activité du potassium 40.

Productions agricoles

Des prélèvements annuels de productions agricoles, notamment dans les zones situées sous les vents dominants et sur les cultures irriguées par l'eau du prélèvement dans le Rhône au niveau de Loyettes sont réalisés. Dans la mesure du possible, les échantillons sont récoltés aux mêmes stations d'une année sur l'autre afin de faciliter la comparaison et l'exploitation des résultats.

Sur ces prélèvements annuels sont réalisés une spectrométrie gamma donnant notamment l'activité du potassium 40 et des mesures du tritium libre (HTO) et organiquement lié (TOL). Des mesures de carbone 14 sur une production destinée à la consommation humaine sont également effectuées.

Les seuils de décision réglementaires correspondants aux analyses réalisées sur les couches superficielles de terres et les productions agricoles sont présentés dans le [Tableau 3.r](#).

Tableau 3.r : Seuils de décision réglementaires et fréquence des mesures radiologiques pour les couches superficielles des terres et des productions agricoles

Nature du prélèvement	Mesure	Fréquence	Seuils de décision réglementaires
Couches superficielle des terres	Spectrométrie gamma	Annuelle	0,5 Bq/kg sec (¹³⁷ Cs)
Productions agricoles	Spectrométrie gamma	Annuelle	0,5 Bq/kg frais (¹³⁷ Cs)
	Tritium (HTO et TOL)	Annuelle	10 Bq/L
	Carbone 14	Annuelle	15 %

Les étapes du prélèvement à l'analyse des échantillons, sont réalisées sous couvert des agréments 3_01, 3_02 et 3_05 (productions agricoles) et 2_01 et 2_02 (couches superficielles de terres) du Réseau National de Mesure de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.3. Surveillance radiologique réglementaire du compartiment aquatique

3.3.3.1.3.1. Surveillance des eaux de surface

Un prélèvement à mi-rejet est effectué lors de chaque rejet d'effluents liquides radioactifs issus des réservoirs A, T et S. Ce prélèvement est effectué sur un échantillon horaire, dans la zone de mélange complet au niveau de la station multiparamètres située en aval du rejet. Les prélèvements sont transmis au laboratoire « environnement » du site qui réalise une mesure sur l'eau filtrée (détermination de l'activité bêta globale, du tritium et du potassium) et sur les matières en suspension (activité bêta globale). Ces analyses permettent de s'assurer du respect des valeurs d'activité volumique horaire à mi-rejet et moyenne journalière en périodes de rejet et hors périodes de rejet.

En outre, lors de chaque rejet d'effluents radioactifs, il est également réalisé un prélèvement en amont du site, au niveau de la station multiparamètres située en amont. Ces échantillons sont conservés pour permettre d'éventuelles mesures dans le cas où les résultats des mesures en zone d'influence des rejets du site atteignent les limites réglementaires autorisées pour le site.

Par ailleurs, y compris en dehors des périodes de rejet des réservoirs T et S ou A (réservoirs d'entreposages du réacteur 1), des mesures de l'activité du tritium sont réalisées sur un échantillon aliquote moyen journalier de l'eau du milieu récepteur obtenu à partir de prélèvements horaires de l'hydrocollecteur situé en aval. Une partie suffisante du volume d'échantillons horaires prélevés est conservée afin de réaliser d'éventuelles mesures complémentaires.

Si les résultats des mesures atteignent les niveaux en activité volumique mentionnés dans le [Tableau 3.s](#), l'exploitant suspend le rejet éventuellement en cours et réalise les examens complémentaires suivants :

- Des mesures sur le prélèvement en amont afin de rechercher l'origine de ce niveau d'activité.
- Des mesures de l'activité du tritium sur chacun des prélèvements horaires en zone d'influence des rejets du site, s'il s'avère que les rejets d'effluents liquides du site peuvent être à l'origine de ce niveau d'activité.
- Des spectrométries gamma du ou des échantillons incriminés.

Le rejet ne peut être repris qu'à l'issue de l'analyse des résultats de ces investigations et de la mise en œuvre des éventuelles actions permettant de respecter les limites réglementaires d'activité volumique mentionnés dans le [Tableau 3.s](#).

Tableau 3.s : Limites réglementaires pour les activités volumiques mesurées dans l'environnement aquatique (Bq/L)

Paramètres	Activité volumique horaire à mi-rejet	Activité volumique moyenne journalière	
		En période de rejet	Hors période de rejet
Tritium	280	140	100
Emetteurs bêta (hors ⁴⁰ K et ³ H)	2	-	

Les étapes du prélèvement à l'analyse des échantillons, sont réalisées sous couvert des agréments 1_01, 1_02, 1_04 et 1_05 du Réseau National de Mesure de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.3.2. Surveillance des sédiments, des végétaux aquatiques et des poissons

Dans le cadre de la surveillance réglementaire de la radioactivité de l'environnement aquatique du site du Bugey des prélèvements annuels de sédiments, végétaux aquatiques et poissons sont réalisés dans le Rhône en amont et en aval du site.

Des stations d'échantillonnage pour chaque type de prélèvement permettent d'évaluer une éventuelle contribution des rejets d'effluents radioactifs liquides associés au fonctionnement du site à l'apport de radionucléides artificiels dans le compartiment aquatique. Dans la mesure du possible, les échantillons sont récoltés aux mêmes stations d'une année sur l'autre afin de faciliter la comparaison et l'exploitation des résultats.

Sur les prélèvements annuels de sédiments, végétaux aquatiques et poissons, il est réalisé une spectrométrie gamma. Sur les poissons, il est également réalisé une mesure de carbone 14 et une mesure de tritium organiquement lié (TOL).

Les seuils de décision correspondants aux analyses réalisées sur les sédiments, les végétaux aquatiques et les poissons sont présentés dans le [Tableau 3.t](#).

Tableau 3.t : Seuils de décision réglementaires des mesures radiologiques pour les sédiments, les végétaux aquatiques et les poissons

Nature du prélèvement	Mesure	Fréquence	Seuils de décision réglementaires
Sédiments	Spectrométrie gamma	Annuelle	0,5 Bq/kg sec (¹³⁷ Cs)
Végétaux aquatiques	Spectrométrie gamma	Annuelle	0,5 Bq/kg sec (¹³⁷ Cs)
Poissons	Spectrométrie gamma	Annuelle	0,5 Bq/kg frais (¹³⁷ Cs)
	Carbone 14	Annuelle	Incertitude < 15 %
	Tritium (TOL)	Annuelle	10 Bq/L

Les étapes du prélèvement à l'analyse des échantillons, sont réalisées sous couvert des agréments 2_01 et 2_02 (sédiments) et 3_01, 3_02, 3_05 et 3_06 (faune et flore aquatique) du Réseau National de Mesure de la radioactivité de l'environnement (RNM).

3.3.3.1.4. Synthèse de la surveillance radiologique de l'environnement

Les [Tableau 3.u](#), [Tableau 3.v](#) et [Tableau 3.w](#) récapitulent l'ensemble de la surveillance radiologique de l'environnement du site du Bugey.

Tableau 3.u : Tableau récapitulatif de la surveillance radiologique réglementaire dans l'atmosphère

Compartiment de l'environnement	Nature du contrôle	Localisation	Fréquence	Paramètres ou analyses
Radioactivité ambiante	Réseau clôture	10 stations en limite du CNPE	En continu	Débit De Dose γ ambiant
	Réseau 1 km	4 stations dans un rayon de 1 km	En continu	Débit De Dose γ ambiant
	Réseau 5 km	4 stations dans un rayon de 5 km	En continu	Débit De Dose γ ambiant
	Réseau 10 km ²⁷	9 stations dans un rayon de 10 km	En continu	Débit De Dose γ ambiant
Air au niveau du sol	Poussières atmosphériques	4 stations dans un rayon de 1 km (AS1 – sous les vents dominants, AS2, AS3, AS4)	Quotidienne	Détermination des activités bêta globale et alpha globale, spectrométrie gamma si bêta globale ou alpha globale supérieure à 2 mBq/m ³
			Mensuelle	Spectrométries gamma et alpha sur regroupement des filtres quotidiens d'une même station
	Tritium atmosphérique	Sous les vents dominants, station AS1	Hebdomadaire	Tritium
Précipitations atmosphériques	Eau de pluie	Sous les vents dominants, station AS1	Bimensuelle	Bêta globale
				Alpha globale
				Tritium

²⁷ Ce réseau a été implanté à l'initiative de l'exploitant et ne fait donc pas partie de la surveillance réglementaire. Les informations sont données à titre indicatif.

Tableau 3.v : Tableau récapitulatif de la surveillance radiologique réglementaire dans le compartiment terrestre

Compartiment de l'environnement	Localisation	Fréquence	Paramètres ou analyses
Végétaux terrestres	Dans une zone située sous les vents dominants à proximité du CNPE	Mensuelle	Spectrométrie gamma
		Trimestrielle	Carbone 14
		Annuelle	Tritium (HTO et TOL)
Spectrométrie alpha			
Lait	Si possible au voisinage de l'installation (0-10km)	Mensuelle	Spectrométrie gamma
		Annuelle	Carbone 14
			Tritium (HTO)
Strontium 90			
Couches superficielles de terres	Sous les vents dominants	Annuelle	Spectrométrie gamma
Productions agricoles	Si possible sous les vents dominants et irriguées par l'eau de prélèvement dans le Rhône au niveau de Loyettes	Annuelle	Spectrométrie gamma
			Tritium (HTO et TOL)
			Carbone 14 (sur une production destinée à la consommation humaine)

Tableau 3.w : Tableau récapitulatif de la surveillance radiologique réglementaire dans le compartiment aquatique

Compartment de l'environnement	Localisation	Fréquence	Paramètres ou analyses
Eaux de surface	Zone d'influence des rejets du site	Horaire (à mi-rejet à chaque rejet des réservoirs A, T et S)	Bêta globale, potassium et tritium (eau filtrée) Bêta globale (MES)
	Zone d'influence des rejets du site	Aliquotes moyens journaliers	Tritium
	En dehors de la zone d'influence des rejets du site (amont)	Aliquotes moyens journaliers	Tritium (si requis)
Sédiments	Zone d'influence des rejets du site et en dehors de la zone d'influence des rejets du site	Annuelle	Spectrométrie gamma
Végétaux aquatiques	Zone d'influence des rejets du site et en dehors de la zone d'influence des rejets du site	Annuelle	Spectrométrie gamma
Poissons	Zone d'influence des rejets du site et en dehors de la zone d'influence des rejets du site	Annuelle	Spectrométrie gamma
			Carbone 14
			Tritium (TOL)

3.3.3.2. ÉTUDES RADIOÉCOLOGIQUES

En complément des analyses réalisées dans le cadre de la surveillance réglementaire, EDF a mis en place sa propre stratégie d'étude destinée à évaluer le plus finement possible la contribution du site du Bugey à l'apport de radionucléides artificiels dans l'environnement.

Au début des années 1990, un suivi de l'activité gamma par des mesures à bas niveau de matrices environnementales terrestres (sols, végétaux, lait) et aquatiques continentales ou marines (sédiments, végétaux, poissons...), à une fréquence annuelle sur l'ensemble du Parc en exploitation, a été mis en place. Cette analyse a par la suite été complétée par la caractérisation de l'activité du tritium libre (HTO) et par la mesure du tritium organiquement lié (TOL) et du carbone 14 (¹⁴C).

Dans le cadre de ces études, les stations de prélèvement et la nature des échantillons collectés sont choisies afin de permettre la comparaison des résultats avec ceux obtenus lors des études précédentes, tout en tenant compte des activités économiques principales de la région et des conditions locales, notamment du régime éolien. Ainsi, les stations de prélèvement sont situées sous et hors l'influence des rejets d'effluents radioactifs liquides et à l'atmosphère. Les échantillons choisis représentent des vecteurs de transfert direct ou indirect de la radioactivité vers l'homme et l'environnement. Les sols et les sédiments sont également caractérisés par une granulométrie et une détermination de la concentration en matières organiques. Le rapport établi dans le cadre de ce suivi radioécologique annuel est intégré dans le Rapport Annuel de Surveillance de l'Environnement du CNPE.

Tous les dix ans, à compter de la date moyenne de mise en fonctionnement de chaque site un bilan radioécologique décennal est réalisé. Ceux du site du Bugey ont été effectués en 1989, puis en 1999 et en 2010. Afin de compléter la caractérisation des niveaux de radioactivité dans l'environnement, en plus de la détermination de l'activité, à l'état de traces, de radionucléides émetteurs gamma, du tritium libre (HTO), du tritium organiquement lié (TOL) et du carbone 14, sont caractérisés les émetteurs alpha (plutonium 238 (²³⁸Pu), plutonium 239 et 240 (²³⁹⁺²⁴⁰Pu), américium 241 (²⁴¹Am)), et d'autres radionucléides émetteurs bêta tels que le strontium 90 (⁹⁰Sr), le technétium 99 (⁹⁹Tc), le nickel 63 (⁶³Ni). Pour effectuer ces analyses, un nombre plus important et une plus grande diversité d'échantillons sont récoltés par rapport aux études réalisées annuellement.

Les résultats sont présentés aux [Paragraphe 3.1.5](#) et [3.1.6](#).

3.3.3.3. SURVEILLANCE EFFECTUEE PAR LES AUTORITES

Dans le cadre de sa mission réglementaire de surveillance de la radioactivité sur l'ensemble du territoire national, l'IRSN réalise un programme de surveillance de l'environnement autour du site du Bugey.

En parallèle de sa propre surveillance, le site du Bugey collecte les échantillons prélevés par les équipements de surveillance de l'environnement, propriété de l'IRSN

En outre, l'ASN, en tant qu'autorité de sûreté, réalise régulièrement des inspections, dont certaines inopinées avec un laboratoire extérieur indépendant mandaté pour réaliser des prélèvements et analyses.

Les plans de surveillance demandés par l'ASN et effectués par l'IRSN autour des installations tiennent compte du type d'exploitation et de leurs rejets. Ces plans varient en fonction de l'environnement géographique de l'installation. Ils répondent à deux objectifs :

- La détection précoce d'un incident ou d'un événement radiologique par le biais des balises de télémesure (balise Téléray).
- L'évaluation des niveaux d'activité mesurés dans des échantillons issus des différents compartiments de l'environnement susceptibles d'être marqués par les rejets d'effluents liquides ou à l'atmosphère de l'installation surveillée.

Le plan de surveillance établi à proximité du site du Bugey comprend notamment:

- Une mesure en continu dans l'air du débit de dose gamma ambiant effectuée par une sonde de surveillance du réseau Téléray (à proximité de Saint-Vulbas).
- Un prélèvement hebdomadaire de poussières atmosphériques effectué à la station AS1 et expédié les lundis à l'IRSN.
- Un prélèvement en continu des eaux de pluie effectué à la station AS1 récupéré à périodicité hebdomadaire (1, 8, 15, 22 de chaque mois à plus ou moins un jour près) ou en cas de fortes pluies et envoyé à l'IRSN pour analyse tous les mois.
- Un prélèvement de boue en fin de mois représentatif du mois écoulé, envoyé mensuellement à l'IRSN.
- Un prélèvement en continu du canal de rejet par hydrocollecteur, bidons récupérés tous les cinq à six jours environ, et envoyés mensuellement à l'IRSN.

Les données acquises par cette surveillance sont exportées sur le site internet du réseau national de mesures : <https://www.mesure-radioactivite.fr/>.

3.4.

MESURES D'ÉVITEMENT ET DE RÉDUCTION D'IMPACT ET MESURES COMPENSATOIRES

Les radionucléides rejetés sont le carbone 14, le tritium et les autres Produits de Fissions (PF) ou d'Activation (PA) émetteurs bêta ou gamma (ou autres PF/PA). Les rejets radioactifs de l'ICEDA modifiés par le projet sont uniquement atmosphériques. Les effluents atmosphériques radioactifs produits sont collectés de façon sélective avant d'être orientés vers les systèmes de traitement appropriés.

Le [Tableau 3.x](#) présente les mesures destinées à éviter et/ou réduire les impacts liés aux rejets atmosphériques radioactifs et les coûts associés.

Il indique les précisions attendues au regard de l'article R. 593-17-V du code de l'environnement et, également, quelles sont les considérations (critères) mentionnées dans l'annexe de l'arrêté du 26 avril 2011 pris en compte lors de la détermination des meilleures techniques disponibles. Les considérations ainsi que l'approche retenue sont détaillées au [§ 3.5.3.](#)

Tableau 3.x : Mesures d'évitement et/ou de réduction

Mesures d'évitement et/ou de réduction des impacts	Effet de la mesure	Précisions au regard de l'article R 593-17 V	Critères mentionnés de l'annexe de l'arrêté du 26/04/2011 pris en compte	Coût associé de la mesure
Limitation des opérations génératrices d'effluents radioactifs à l'atmosphère	Évitement	Performance attendue : Évitement de rejets liés à la découpe de déchets conditionnés en panier	Nécessité de prévenir ou de réduire à un minimum l'impact global des émissions et des risques sur l'environnement : Évitement de rejets	Intégré aux coûts d'exploitation
	Réduction		Nature, effets et volume des émissions concernées : Diminution du volume des rejets	
	Réduction	Performance attendue : Limitation des rejets au strict minimum	Nécessité de prévenir ou de réduire à un minimum l'impact global des émissions et des risques sur l'environnement : Diminution du volume des rejets	
	Réduction			
Absence de découpe d'une partie des déchets de déconstruction arrivant déjà découpés et déjà conditionnés en panier métallique : maintien dans leur panier et réalisation des opérations de cimentation en colis d'entreposage directement				
Limitation au strict minimum des opérations génératrices d'effluents atmosphériques radioactifs tels que la découpe				
Limitation du nombre total de colis par optimisation des découpes réalisées				
Utilisation d'une cisaille pour découper les déchets, procédé limitant la remise en suspension de l'activité radiologique				

<p>Maitrise des rejets dans l'environnement</p>	<p>Gestion du confinement :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Captage des polluants au plus près de leur source d'émission avec en particulier des opérations de découpe associées à un dispositif de type « aspirateur » - Mise en dépression des locaux contaminants / cascade de dépressions entre les locaux contaminants et l'environnement. 	<p>Évitement / Réduction</p>	<p>Performance attendue : Captage au plus près de leur émission, donc avec une efficacité optimale, de la majeure partie des particules radioactives libérées lors de la découpe / Évitement de la dispersion par le maintien en dépression des locaux</p>	<p>Procédés, équipements ou modes d'exploitation comparables qui ont été expérimentés avec succès à une échelle industrielle / Nécessité de prévenir ou de réduire à un minimum l'impact global des émissions et des risques sur l'environnement :</p> <p>Limitation de dispersion des particules radioactives pour récupération efficiente avec une gestion par confinement dynamique bénéficiant d'un REX favorable sur les installations exploitées par EDF</p>	<p>Coût de l'ensemble des équipements de ventilation / filtration / conditionnement d'air (équipements spécialisés, étages de filtration successifs...) : 15 M€</p> <p>Coût global de maintenance de l'installation de ventilation / filtration / conditionnement d'air intégrant main d'œuvre et fourniture des pièces de rechange : environ 100 k€/an</p>
	<p>Traitement des effluents atmosphériques générés par un système de filtration Très Haute Efficacité (THE).</p>	<p>Réduction</p>	<p>Performance attendue : Filtration à 99.99% des particules aérosols radioactifs</p>	<p>Procédés, équipements ou modes d'exploitation comparables qui ont été expérimentés avec succès à une échelle industrielle / Nécessité de prévenir ou de réduire à un minimum l'impact global des émissions et des risques sur l'environnement : Filtre THE faisant référence en terme de piégeage de particules</p>	<p>Coût global intégrant la main d'œuvre liée au changement des filtres et le traitement en déchets des filtres déposés : environ 60 k€/an</p>
	<p>Contrôles d'efficacité réguliers des filtres.</p>	<p>Contrôle / Réduction</p>	<p>Performance attendue : Vérification de l'efficacité de filtration à 99.99% des particules aérosols radioactifs</p> <p>S'inscrit dans le point 3 de l'article R593-17-V « mesures retenues par l'exploitant pour contrôler les prélèvements d'eau, les rejets de l'installation et surveiller les effets de l'installation sur l'environnement »</p>	<p>Pas de critère particulier</p>	<p>Intégré dans les coûts d'exploitation et dans le coût global de maintenance</p>

Nota : L'absence de précisions apportées vis-à-vis des points de l'article R. 593-17-V (cf. §3.5.3) signifie que les points considérés sont sans objet pour la mesure analysée.

Les rejets atmosphériques de l'ICEDA dans l'environnement font l'objet d'un contrôle, d'une comptabilisation et d'une déclaration à l'ASN. Des chaînes de mesure de la radioactivité assurent des prélèvements en continu des effluents rejetés à l'atmosphère par la cheminée de rejet de l'ICEDA. Des mesures sont réalisées en différé sur ces prélèvements (carbone 14, tritium, aérosols...). Ces mesures s'inscrivent dans le 3° de l'article R. 593-17-V « *mesures retenues par l'exploitant pour contrôler les prélèvements d'eau, les rejets de l'installation et surveiller les effets de l'installation sur l'environnement* ».

Ces différentes mesures ont été considérées dans les hypothèses (ou données d'entrée) prises en compte lors de l'analyse des incidences sur la radioécologie menée précédemment. Le projet n'ayant pas d'incidences notables sur la radioécologie, aucune mesure d'évitement ou de réduction d'impact supplémentaire ni de mesure de compensation n'est proposée.

3.5.

DESCRIPTION DES METHODES UTILISEES

3.5.1. ÉVALUATION RETROSPECTIVE SUR LA BASE DES MESURES EFFECTUEES DANS L'ENVIRONNEMENT

3.5.1.1. PRESENTATION DE LA METHODOLOGIE

L'analyse des incidences du risque environnemental du site du Bugey est estimée sur la base des études radioécologiques réalisées dans l'environnement. Les différentes études régulièrement réalisées permettent de connaître précisément la composition de la radioactivité des différentes matrices (minérales, biologiques...) de l'environnement terrestre et aquatique, et de mettre en évidence, en comparaison avec les résultats antérieurs, tout marquage dans l'environnement.

Cette approche permet de déterminer dans quelle mesure l'exploitation du site a contribué à l'apport de radionucléides artificiels dans l'environnement.

3.5.1.2. LIMITES DES MOYENS D'EVALUATION RETROSPECTIVE

L'évaluation rétrospective de l'impact environnemental s'appuyant sur les études radioécologiques progresse avec la stratégie appliquée dans le cadre de ces études. Les suivis radioécologiques annuels réalisés dans l'environnement des CNPE sont enrichis à partir des progrès scientifiques obtenus soit dans le domaine de la métrologie, soit dans celui de la méthodologie en fonction des retours d'expérience. Ces améliorations contribueront à vérifier a posteriori l'absence d'incidences sur l'environnement des rejets d'effluents radioactifs du site du Bugey.

3.5.2. ÉVALUATION PROSPECTIVE DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL

3.5.2.1. PRESENTATION DE LA METHODOLOGIE

L'outil ERICA²⁸ (Environmental Risks from Ionising Contaminants : Assessment and management) est le résultat de l'effort commun de 15 institutions (dont l'IRSN) de 7 pays européens dans le cadre du 6^{ème} PCRD (Programme Cadre de Recherche et Développement) financé par l'Union Européenne entre 2004 et 2007. Il permet d'évaluer, de caractériser et de gérer les risques environnementaux induits par la présence de radionucléides dans l'environnement terrestre et aquatique.

Depuis 2008, en application des recommandations internationales visant la radioprotection des espèces non humaines, EDF a complété son approche par une évaluation du risque environnemental attribuable aux rejets d'effluents radioactifs de ses installations avec l'outil ERICA²⁹. L'évaluation est réalisée par l'intermédiaire des calculs d'indices de risques pour des couples organismes de référence/radionucléide.

Cette méthode^{30 31} est graduée en trois niveaux d'évaluation basés sur des hypothèses ayant un degré de conservatisme décroissant. Elle s'appuie sur le principe de proportionnalité qui veille à ce qu'il y ait cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et le risque environnemental. Plus l'utilisateur progresse dans les niveaux d'évaluation, plus il lui est possible d'inclure dans son évaluation des paramètres spécifiques à l'environnement dont il souhaite faire l'étude de risque.

Les trois niveaux d'évaluation proposés dans la méthodologie ERICA sont les suivantes :

- Un premier niveau d'évaluation dit de "screening" : ce terme est utilisé pour désigner la première évaluation simplifiée, et délibérément conservative, qui permet à l'évaluateur d'écarter avec certitude les situations d'exposition qui n'engendrent aucun risque pour l'environnement.
- Un deuxième niveau d'évaluation utilisant des données génériques, des modèles de transfert des radionucléides plus réalistes, des organismes de référence plus représentatifs.
- Et, un troisième niveau d'évaluation, qui est mis en œuvre seulement si le second a permis d'identifier des situations à risque. Il s'agit d'une évaluation complète basée sur des données spécifiques au site étudié.

Comme pour la méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux substances chimiques, décrite dans les guides EChA³², chaque niveau d'évaluation de la méthodologie ERICA est constitué des quatre composantes suivantes :

- La **formulation du problème** (ou identification des dangers), qui vise à réunir toutes les informations disponibles concernant les substances nocives, les cibles à protéger (organismes de référence) dans l'environnement et les relations potentielles entre la source et la cible.

²⁸ D-ERICA : An integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation - Description of purpose, methodology and application. N. Beresford & al. February 2007.

²⁹ Radioprotection de l'environnement : méthodologie et retour d'expérience d'EDF. C. Boyer, G. Gontier et P.-Y. Hemidy. Radioprotection Volume 51, Number 4, October-December 2016, pages 237-244.

³⁰ Évaluer l'impact des rejets radioactifs sur l'environnement : situation actuelle et perspectives. J. Garnier-Laplace, K. Beaugelin-Seiller, R. Gilbin, J.-C. Gariel. La Revue de l'ASN « Contrôle » n°177, Novembre 2007, page 36 à 41.

³¹ A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals, J.E. Brown, B. Alfonso, R. Avila, N.A. Beresford, D. Copplestone, A. Hosseini, Journal of Environmental Radioactivity 153 (2016) 141-148.

³² Les guides de l'EChA (European Chemicals Agency ou Agence Européenne des Produits Chimiques) élaborés dans le cadre de la réglementation REACH sont mis à disposition sur : <http://echa.europa.eu/fr/guidance-documents/guidance-on-information-requirements-and-chemical-safety-assessment>.

- L'**analyse des expositions**, qui vise à déterminer, par la mesure ou le calcul, les concentrations auxquelles les organismes de référence peuvent être exposés (PEC, Predicted Environmental Concentration).
- L'**analyse des effets**, qui a pour objet la détermination des concentrations prévues sans effet (PNEC, Predicted No Effect Concentration) par l'examen des relations dose-réponse associées à chaque couple substance-organisme. Les effets retenus pour déterminer les PNEC sont, dans le cas des milieux récepteurs, de type déterministe, c'est-à-dire, pertinents au regard de la dynamique des populations des espèces (par exemple : croissance, reproduction, mortalité...).
- La **caractérisation du risque**, qui intègre les données d'exposition et les données d'effet.

3.5.2.2. HYPOTHESES DE CALCUL - CONSERVATISMES

Les principes de l'évaluation du risque pour l'environnement d'un rejet d'effluent radioactif sont les mêmes que ceux appliqués aux substances chimiques. Le débit de dose induit par les rejets radioactifs (PEDR) pour chaque organisme de référence de l'environnement donné est comparé à la valeur de débit de dose sans effet (PNEDR : Predicted No Effect Dose Rate).

Dans le cadre de l'approche ERICA, la PNEDR a été déterminée selon la technique des SSD (Species Sensitivity Distribution) appliquée aux données d'effets des rayonnements ionisants pour les organismes non humains. La méthode des SSD consiste à décrire la distribution statistique de la variation de sensibilité à un stresser au sein des espèces ayant fait l'objet de tests d'écotoxicité.

Le débit de dose, en deçà duquel 95 % des espèces d'un écosystème donné sont protégées, a été déterminé. La valeur de référence utilisée dans les deux premiers niveaux d'évaluation (1 et 2) de la méthode ERICA est obtenue par application d'un facteur de sécurité à la valeur de HDR5 (Hazardous Dose Rate 5 %). Le débit de dose sans effet (PNEDR) en résultant est estimé à 10 µGy/h.

Les différents niveaux d'évaluation de la méthode ERICA aboutissent au calcul d'un Indice de Risque (IR). Ce dernier est calculé différemment selon le niveau d'évaluation considéré.

Le premier niveau d'évaluation de la méthode ERICA (Tier 1 ou « screening ») permet de réaliser une analyse simple et conservative du risque environnemental d'un rejet d'effluent radioactif sur la base d'un minimum de données d'entrée. L'activité mesurée ou estimée dans l'environnement (A) est comparée à une valeur d'activité limite dans l'environnement (EMCL – Environmental Media Concentration Limit).

Chaque radionucléide est étudié individuellement et l'EMCL est déterminée par un rétro-calcul à partir du débit de dose sans effet (PNEDR) de 10 µGy/h.

Les valeurs d'activité en radionucléide (A) dans l'environnement sont obtenues par modélisation des transferts de radionucléides au sein des écosystèmes, sur la base des rejets. L'outil SYMBIOSE est utilisé pour le calcul des activités respectivement dans l'environnement terrestre (activités dans l'air et dans le sol) et dans l'environnement aquatique (activités dans l'eau et dans les sédiments).

Le calcul de l'indice de risque (IR) pour le niveau d'évaluation 1 est fourni par la formule :

$$IR = \frac{A}{EMCL}$$

Avec :

- IR : indice de risque pour un radionucléide donné,
- A : activité d'un radionucléide estimée ou mesurée (en Bq/L pour l'eau, Bq/kg pour les sols ou sédiments et Bq/m³ pour l'air),
- EMCL : valeur limite d'activité dans l'environnement pour un radionucléide donné pour le plus sensible des organismes de référence (mêmes unités).

Un indice de risque est calculé pour chaque organisme de référence. L'indice de risque retenu pour un radionucléide considéré est celui de l'organisme le plus sensible à ces effets. Par conséquent, l'indice de risque total, tenant compte de la somme des indices de risque des organismes les plus sensibles (IR) associés à chaque radionucléide, est toujours majorant.

Le résultat du calcul de l'indice de risque total est ensuite analysé :

- Si la somme des IR est inférieure à 1, la probabilité pour n'importe quel organisme de l'écosystème d'absorber une dose supérieure à 10 µGy/h est faible et le risque environnemental associé aux rejets d'effluents radioactifs peut être considéré comme négligeable. L'outil ERICA indique alors qu'il n'est pas nécessaire de réaliser le niveau 2 de l'évaluation du risque environnemental.
- Si la somme des IR est supérieure ou égale à 1, cela signifie qu'il existe une possibilité pour qu'au moins un organisme de l'écosystème puisse être soumis à une dose supérieure à 10 µGy/h ; il n'y a pas assez de preuve pour assurer que le risque radiologique vis-à-vis de l'environnement est négligeable. L'outil ERICA recommande alors de procéder à une évaluation générique du risque environnemental (niveau d'évaluation 2) afin d'affiner l'évaluation de ce risque.

Dans le niveau d'évaluation 2 de la méthode ERICA, le débit de dose de screening de 10 µGy/h est directement comparé au débit de dose total absorbé estimé pour chaque organisme considéré individuellement :

$$IR_{org} = \frac{DR_{org}}{DRS}$$

Avec :

- IR_{org} : indice de risque pour un organisme donné,
- DR_{org} : débit de dose total estimé pour l'organisme de référence (µGy/h),
- DRS : débit de dose de screening sélectionné par l'utilisateur (µG/h).

L'approche utilisée dans le niveau d'évaluation 2 diffère de celle adoptée dans le niveau d'évaluation 1 car l'indice de risque (IR) total pour un organisme donné est calculé en faisant la somme des IR des radionucléides pour cet organisme. Dans le niveau d'évaluation 1, l'indice de risque total est obtenu en additionnant les IR des organismes de référence limitant pour chaque radionucléide. Le niveau d'évaluation 2 est moins conservatif que le premier mais se justifie car l'utilisateur peut directement sélectionner les organismes de référence et les radionucléides qu'il souhaite considérer dans la modélisation. Bien que l'évaluation soit moins conservatrice, elle est plus représentative de l'environnement étudié.

3.5.2.3. LIMITES DES MOYENS D'ÉVALUATION PROSPECTIVE

L'évaluation prospective du risque environnemental effectuée selon la méthodologie ERICA a été validée par des études de cas³³ dans différents pays européens. Elle peut donc aujourd'hui être utilisée pour évaluer le risque environnemental lié à des rejets d'effluents radioactifs, actuels et futurs, dans un écosystème, complétant ainsi les observations de terrain.

Le projet ERICA et les groupes de travail associés ont pris fin en 2007. Il est néanmoins en constant développement puisque des améliorations lui sont apportées en continu pour combler ses limites actuelles. Parmi ces limites, on peut citer la séparation de l'environnement aquatique et terrestre. Il est actuellement impossible de réaliser une évaluation en considérant des organismes vivant dans plusieurs écosystèmes ou d'estimer les incidences d'un type de rejets d'effluents radioactifs (à l'atmosphère ou liquides) sur plusieurs écosystèmes (aquatiques ou terrestres). Le spectre de radionucléides disponible constitue une autre limite de l'outil, bien qu'il soit complété au fur et à mesure des développements.

Ces limites font partie des points à l'étude pour les futurs développements étudiés par le consortium en charge de l'évolution de l'outil. Certains radionucléides présents dans l'outil nécessitent également d'être paramétrés. Dans certains cas, la connaissance des paramètres nécessaires à l'évaluation (facteurs de concentration, relations dose-effets...) est insuffisante. La connaissance sur le comportement des radionucléides dans la biosphère est en constante évolution. L'outil est donc amélioré en y incorporant les nouvelles valeurs, plus précises, des paramètres.

Pour mieux contraindre ces paramètres, des programmes de recherche sont actuellement en cours. Par exemple, des programmes initiés par l'AIEA (Agence Internationale de l'Énergie Atomique) tels que les programmes EMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety), menés de 2003 à 2007 (EMRAS I) puis de 2009 à 2011 (EMRAS II), et les programmes MODARIA (MOdelling and DAta for Radiological Impact Assessments) (MODARIA I 2012-2015 et MODARIA II 2016-2019), ont pour objectif l'amélioration et l'intercomparaison des modèles d'évaluation des incidences des radionucléides dans l'environnement.

Initialement mis à disposition en 2007, l'outil ERICA en est aujourd'hui à sa 7^{ème} version. Les principales évolutions des dernières montées des versions (novembre 2014 et février 2016) sont l'ajout de radionucléides à la liste de radionucléides disponibles (¹⁴⁰Ba, ⁴⁵Ca, ⁵¹Cr, ²⁵²Cf, ¹⁹²Ir, ¹⁴⁰La, ²³¹Pa et ⁶⁵Zn), l'actualisation de la liste d'organismes de références, la mise à jour de certains coefficients de distribution Kd et de certains paramètres dosimétriques et l'actualisation de l'approche d'extrapolation utilisée pour combler des données manquantes parmi les mises à jour les plus importantes³⁴.

Des groupes de travail nationaux et internationaux, auxquels participent des experts faisant référence dans le domaine, permettent d'aborder des thèmes comme, notamment, celui de l'évaluation des doses au biota. La constitution d'une base de données des paramètres de transfert au biota et l'analyse des relations doses-effets contribuent à l'évolution constante de l'outil ERICA. L'ensemble des résultats est suivi et inclus dans l'amélioration de l'outil.

³³ Application of ERICA Integrated Approach at case study sites. Deliverable D10, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847, Beresford N., Howard B., Barnett C.. 2007. 126 pages.

³⁴ A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals. J.E. Brown et 142 al. / Journal of Environmental Radioactivity 153 (2016) 141-148.

3.5.3. VERIFICATION DU CARACTERE « MEILLEURES TECHNIQUES DISPONIBLES » DES MESURES PRISES

Pour rappel la démarche « Éviter, Réduire, Compenser (ERC) » et son objectif sont décrits au [paragraphe 2.3.3.1 du Chapitre 2](#).

L'approche retenue pour vérifier le caractère « Meilleures Techniques Disponibles » des mesures ERC consiste à préciser les éléments mentionnés par le V de l'article R. 593-17 du code de l'environnement au regard de chaque mesure. Cet article requiert que la description des mesures envisagées, précise, en justifiant de l'utilisation des meilleures techniques disponibles :

- 1° Les performances attendues, notamment, en ce qui concerne la protection des eaux souterraines, l'épuration, l'évacuation, la gestion et la surveillance des eaux résiduelles et des émanations gazeuses ;
- 2° Les conditions d'apport à l'installation des matières destinées à y être traitées, du transport des produits fabriqués et de l'utilisation rationnelle de l'énergie ;
- 3° Les mesures retenues par l'exploitant pour contrôler les prélèvements d'eau, les rejets de l'installation et surveiller les effets de l'installation sur l'environnement ;
- 4° Les solutions retenues pour minimiser les volumes de déchets produits et leur toxicité radiologique, chimique et biologique.

Nota : L'item relatif au transport des produits fabriqués est sans objet pour l'ICEDA en l'absence d'une fabrication spécifique de produit.

Les mesures ERC définies en phase projet ont été retenues via la prise en compte des considérations mentionnées dans l'annexe I de l'arrêté du 26/04/2011 qui définit la mise en œuvre des meilleures techniques disponibles. À ce titre, le caractère MTD est défini comme suit :

« Les meilleures techniques disponibles se définissent comme le stade de développement le plus efficace et avancé des activités et de leurs modes d'exploitation, démontrant l'aptitude pratique de techniques particulières à constituer, en principe, la base des valeurs limites d'émission visant à éviter et, lorsque cela s'avère impossible, à réduire de manière générale les émissions et l'impact sur l'environnement dans son ensemble.

Par « techniques », on entend aussi bien les techniques employées que la manière dont l'installation est conçue, construite, entretenue, exploitée et mise à l'arrêt.

Par « disponibles », on entend les techniques mises au point sur une échelle permettant de les appliquer dans le contexte du secteur industriel [...], dans des conditions économiquement et techniquement viables, en prenant en considération les coûts et les avantages, que ces techniques soient utilisées ou produites ou non sur le territoire de l'Etat membre intéressé, pour autant que l'exploitant concerné puisse y avoir accès dans des conditions raisonnables.

Par « meilleures », on entend les techniques les plus efficaces pour atteindre un niveau général élevé de protection de l'environnement dans son ensemble.

Les considérations pertinentes prises en compte pour chaque mesure sont identifiées parmi les suivantes :

1. *Utilisation de techniques produisant peu de déchets.*
2. *Utilisation de substances moins dangereuses.*
3. *Développement des techniques de récupération et de recyclage des substances émises et utilisées dans le procédé et des déchets, le cas échéant.*
4. *Procédés, équipements ou modes d'exploitation comparables qui ont été expérimentés avec succès à une échelle industrielle.*
5. *Progrès techniques et évolution des connaissances scientifiques*
6. *Nature, effets et volume des émissions concernées.*
7. *Dates de mise en service des installations nouvelles ou existantes.*
8. *Durée nécessaire à la mise en place d'une meilleure technique disponible.*
9. *Consommation et nature des matières premières (y compris l'eau) utilisées dans le procédé et l'efficacité énergétique.*
10. *Nécessité de prévenir ou de réduire à un minimum l'impact global des émissions et des risques sur l'environnement.*
11. *Nécessité de prévenir les accidents et d'en réduire les conséquences sur l'environnement.*
12. *Informations publiées par la Commission en vertu de l'article 16, paragraphe 2, de la directive 2008/1/CE du 15 janvier 2008 ou par des organisations internationales. »*

3.6. CONCLUSION

La radioactivité présente dans l'environnement terrestre et aquatique au voisinage du site du Bugey est majoritairement d'origine naturelle.

De façon prospective, l'évaluation du risque environnemental selon la méthodologie ERICA associé aux limites autorisées des rejets d'effluents radioactifs atmosphériques avec le spectre du domaine de fonctionnement révisé de l'ICEDA montre que celui-ci est négligeable.

L'analyse montre que les modifications demandées n'ont pas d'incidence notable sur **l'état radiologique de l'environnement.**