

IRSN

INSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Faire avancer la sûreté nucléaire

Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017



réseau national

Réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement

IRSN

INSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017



réseau national

Réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement

SOMMAIRE

01. LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT	6
1.1. OBJECTIFS DE LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT	6
1.2. LES DISPOSITIFS DE LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT	8
La surveillance du compartiment atmosphérique	8
La surveillance du compartiment aquatique	16
La surveillance du compartiment terrestre	20
Synthèse des critères stratégiques et des dispositifs de prélèvement et de mesure associés à la surveillance radiologique des différents compartiments de l'environnement	22
1.3. DU PLAN DE PRÉLÈVEMENT AUX RÉSULTATS DE MESURE	24
1.4. MODALITÉS DE PRÉSENTATION ET D'EXPLOITATION DES RÉSULTATS DE MESURE DANS LE BILAN RADIOLOGIQUE 2015-2017	26
Origine des données et unités	26
Seuils de décision, résultats non significatifs, incertitudes métrologiques et arrondis	27
Moyennes et autres indicateurs statistiques	28
1.5. LE RÉSEAU NATIONAL DE MESURES DE LA RADIOACTIVITÉ DE L'ENVIRONNEMENT (RNM)	34
Le site de référence des mesures de la radioactivité de l'environnement en France	34
Le fonctionnement du RNM	35
L'agrément des laboratoires	39
02. LE « BRUIT DE FOND » RADIOLOGIQUE FRANÇAIS	46
2.1. LE BRUIT DE FOND RADIOLOGIQUE NATUREL	46
Le rayonnement cosmique et les radionucléides cosmogéniques dans l'environnement	46
Les radionucléides telluriques dans l'environnement	48
2.2. LE BRUIT DE FOND RADIOLOGIQUE RÉMANENT DES RETOMBÉES ANCIENNES	61
Retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires	61
Retombées de l'accident de Tchernobyl	64
Retombées de l'accident de Fukushima	64
2.3. GAMME DES DOSES À LA POPULATION, LIÉES AU BRUIT DE FOND RADIOLOGIQUE FRANÇAIS	66
Doses efficaces externes liées aux rayonnements cosmique et tellurique	66
Doses efficaces par ingestion de radionucléides naturels <i>via</i> l'alimentation et le tabagisme	66
Dose efficace liée à l'inhalation de radon	68
Doses efficaces liées à la rémanence des retombées anciennes de radionucléides artificiels	69
Bilan des doses efficaces liées au bruit de fond radiologique français	73
03. DONNÉES RELATIVES AUX DIFFÉRENTS SITES NUCLÉAIRES FRANÇAIS	76
3.1. LES CENTRES NUCLÉAIRES DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ (CNPE) EN EXPLOITATION	76
Les rejets d'effluents radioactifs	77
Les plans de surveillance de l'environnement d'un CNPE	78
Influence des CNPE sur leur environnement et expositions du public associées	80
Conclusion	103
3.2. LES CENTRES NUCLÉAIRES DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ EN COURS DE DÉCONSTRUCTION	106
Le site de Creys-Malville	106
Le site de Brennilis	112
3.3. LES SITES INDUSTRIELS	116
Le site de Malvési	116
Le site du Tricastin	122
Le site de Romans-sur-Isère	130
Le site de La Hague	135
Le centre de stockage de l'Aube et le centre de stockage de Morvilliers	180
3.4. LES SITES DE RECHERCHE	188
Le site de Marcoule	188
Le centre de Valduc	199
Le site de Cadarache	210

Les sites de Grenoble	216
Centre CEA DAM/Île-de-France.....	224
Le site de Saclay	229
Le site de Fontenay-aux-Roses.....	238
3.5. LES BASES NAVALES NUCLÉAIRES	244
Port militaire de Brest et base opérationnelle de l'Île-Longue	244
Port militaire de Cherbourg	244
Port militaire de Toulon	244
La surveillance radiologique de l'environnement.....	245
Influence des sites sur l'environnement	248
04. LES ANCIENS SITES MINIERS	256
4.1. INTRODUCTION	256
Généralités sur les sites miniers	257
4.2. INFLUENCE POTENTIELLE DES ANCIENS SITES MINIERS SUR LEUR ENVIRONNEMENT ET EXPOSITIONS DU PUBLIC	260
4.3. LA SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT AUTOUR DES ANCIENS SITES MINIERS	260
Aspects réglementaires.....	261
Description générale des dispositifs de surveillance.....	261
4.4. PRÉSENTATION DÉTAILLÉE DE 4 ANCIENS SITES MINIERS RETENUS POUR LE BILAN RADIOLOGIQUE	261
Le site de l'Écarpière.....	263
Le site du Bosc	273
Le site de La Commanderie.....	285
Le site de La Porte	293
05. SYNTHÈSE DOSIMÉTRIQUE ET ÉLÉMENTS D'ACTUALITÉ SUR LA PÉRIODE 2015-2017	302
5.1. SYNTHÈSE DES ÉVALUATIONS DOSIMÉTRIQUES	302
5.2. DÉTECTION D'IODE-131 DANS L'AIR EN JANVIER ET FÉVRIER 2017.....	305
5.3. DÉTECTION DE RUTHÉNIUM-106 DANS L'AIR DE FIN SEPTEMBRE À DÉBUT OCTOBRE 2017	306
5.4. POINT SUR LE MARQUAGE RADIOLOGIQUE DE LA ZONE DU RU DES LANDES.....	308
06. COMPRENDRE LA RADIOACTIVITÉ ET LES EXPOSITIONS DES PERSONNES QU'ELLE PEUT ENGENDRER.....	316
6.1. LES RADIONUCLÉIDES	316
6.2. LES RAYONNEMENTS.....	317
6.3. L'ACTIVITÉ : LES BECQUERELS (Bq)	317
6.4. LA PÉRIODE RADIOACTIVE.....	318
6.5. LES MODES D'EXPOSITION À LA RADIOACTIVITÉ ENVIRONNEMENTALE	318
6.6. LA DOSE : LE SIEVERT (Sv).....	320
6.7. LA RADIOPROTECTION	323
07. LES SOURCES D'INFORMATION SUR LA SURVEILLANCE DE LA RADIOACTIVITÉ ET LA DIFFUSION DES DONNÉES	326
7.1. SITES INTERNET ET SUPPORTS D'INFORMATION DU PUBLIC	326
7.2. DIFFUSION D'INFORMATION DANS LE CADRE DE TRAITÉS OU CONVENTIONS INTERNATIONALES.....	329
08. ANNEXES	332
8.1. CALCUL DE MOYENNE ET PRISE EN COMPTE DES VALEURS NON SIGNIFICATIVES	332
8.2. LA REPRÉSENTATION D'INDICATEURS SOUS FORME DE « BOÎTE-À-MOUSTACHES »	334
8.3. MÉTHODE UTILISÉE POUR ESTIMER LES DOSES	335
8.4. GLOSSAIRE.....	343
8.5. COMITÉ ÉDITORIAL	351

Chaîne de spectrométrie gamma pour la mesure des filtres d'aérosols atmosphériques



© L. Zylberman/Graphix-Images/IRSN



01

LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

1.1. OBJECTIFS DE LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT	6
La surveillance radiologique de l'environnement répond à différents objectifs.....	7
1.2. LES DISPOSITIFS DE LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT	8
La surveillance du compartiment atmosphérique.....	8
La surveillance du compartiment aquatique.....	16
La surveillance du compartiment terrestre.....	20
Synthèse des critères stratégiques et des dispositifs de prélèvement et de mesure associés à la surveillance radiologique des différents compartiments de l'environnement.....	22
1.3. DU PLAN DE PRÉLÈVEMENT AUX RÉSULTATS DE MESURE	24
Plans de prélèvement et d'analyse.....	24
Préparation des échantillons.....	24
Analyses radiologiques.....	24
1.4. MODALITÉS DE PRÉSENTATION ET D'EXPLOITATION DES RÉSULTATS DE MESURE DANS LE BILAN RADIOLOGIQUE 2015-2017	26
Origine des données et unités.....	26
Seuils de décision, résultats non significatifs, incertitudes métrologiques et arrondis.....	27
Moyennes et autres indicateurs statistiques.....	28
1.5. LE RÉSEAU NATIONAL DE MESURES DE LA RADIOACTIVITÉ DE L'ENVIRONNEMENT (RNM)	34
Le site de référence des mesures de la radioactivité de l'environnement en France.....	34
Le fonctionnement du RNM.....	35
L'agrément des laboratoires.....	39

01

LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

1.1. OBJECTIFS DE LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

De nombreux acteurs participent à la surveillance radiologique de l'environnement français :

- les exploitants d'installations nucléaires (ANDRA⁽¹⁾, CEA⁽¹⁾, EDF⁽¹⁾, ILL⁽¹⁾, Marine nationale⁽¹⁾ et Orano⁽¹⁾) qui réalisent une surveillance locale autour de leurs sites nucléaires en application de dispositions réglementaires. Pour les installations nucléaires civiles, le programme de surveillance de l'environnement à mettre en œuvre est fixé de manière générale par la décision n°2013-DC-0360 de l'ASN du 16 juillet 2013 relative à la maîtrise des nuisances et de l'impact sur la santé et l'environnement des installations nucléaires de base, modifiée par la décision n°2016-DC-0569 de l'ASN du 29 septembre 2016. Ce programme peut le cas échéant être précisé et adapté aux spécificités locales dans des décisions de l'ASN propres à chaque site. Pour les anciens sites miniers, le programme de surveillance à mettre en œuvre est défini par arrêté préfectoral ;
- l'IRSN⁽¹⁾, l'ASN⁽¹⁾, les ministères (santé, DGAL⁽¹⁾, DGCCRF⁽¹⁾...), les services de l'État et les autres acteurs publics qui ont pour mission de réaliser une surveillance du territoire national ou qui réalisent des missions de contrôle ou de surveillance sur des secteurs particuliers (les denrées alimentaires pour ce qui concerne par exemple les ministères chargés de l'agriculture et de la consommation) ;

- les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA⁽¹⁾), les collectivités locales, les associations (CLI⁽¹⁾, associations de protection de l'environnement) qui réalisent des surveillances indépendantes des pouvoirs publics.

Cette pluralité des acteurs permet un partage de la surveillance entre, d'une part, l'IRSN et les acteurs publics qui assurent une surveillance du territoire à l'échelle régionale ou nationale et, d'autre part, les exploitants qui exercent une surveillance autour de leurs installations nucléaires. Les autres acteurs publics et les associations permettent de renforcer et de crédibiliser l'ensemble du système de surveillance, notamment de vérifier la cohérence des résultats des mesures réalisées.



Analyse par spectrométrie alpha

© Y. Geoffroy/Areva

1. Voir glossaire du chapitre 8.4.

La surveillance radiologique de l'environnement répond à différents objectifs

Objectif n° 1

Contribuer à la connaissance de l'état radiologique de l'environnement et de son évolution par la caractérisation des différents radionucléides présents dans ses différentes composantes, par la quantification de leurs niveaux d'activités, et par un suivi de l'évolution spatiale et temporelle permettant de détecter une élévation de la radioactivité d'origine artificielle jusqu'à plusieurs ordres de grandeur inférieurs aux fluctuations de la radioactivité ambiante d'origine naturelle.

Objectif n° 2

Contribuer à l'évaluation des expositions radiologiques dans un objectif de protection sanitaire des populations et de l'environnement, notamment à l'évaluation des doses, par la connaissance de l'état radiologique des différentes composantes de l'environnement : air, sols, eaux, denrées...

Objectif n° 3

Détecter le plus précocement possible une élévation anormale de la radioactivité environnementale, assurer son suivi, déterminer son origine (naturelle ou anthropique) et identifier l'installation s'il s'agit d'un rejet intempestif.

Objectif n° 4

Vérifier le respect des prescriptions applicables aux installations exerçant une activité nucléaire en identifiant en cas de dépassement de seuils prédéfinis, la nature et l'origine des substances détectées, et en contribuant à vérifier que l'impact radiologique des installations reste inférieur aux valeurs limites fixées par la réglementation.

Objectif n° 5

Contribuer par la restitution des résultats de la surveillance, par l'agrément des laboratoires et par la pluralité des acteurs, à la transparence et à la qualité de l'information du public.

Si un résultat donné de mesure ne répond pas forcément aux cinq objectifs, l'ensemble des mesures effectuées par les différents acteurs participe directement ou indirectement aux cinq objectifs de la surveillance de l'environnement. Chaque acteur met en œuvre non pas une, mais des modalités de surveillance (surveillance de routine et expertises par exemple) qui répondent chacune à des objectifs particuliers. La surveillance autour des sites nucléaires vient en complément de la surveillance des rejets par les exploitants. Toutefois, la surveillance des effluents rejetés ne permet pas de s'affranchir d'une surveillance de l'environnement.



Prélèvement de plantes aquatiques dans la Vienne en aval du CNPE de Civaux

© IRSN

1.2. LES DISPOSITIFS DE LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

La surveillance radiologique de l'environnement en France s'appuie sur deux approches complémentaires :

- la surveillance en continu *in situ* par des systèmes autonomes (réseaux de télésurveillance) permettant la transmission en temps réel des résultats. Ces dispositifs (figure 1A) sont principalement utilisés pour donner l'alerte en cas d'accident de grande ampleur. Parmi ces systèmes, on trouve notamment :
 - les réseaux des balises de débit de dose gamma ambiant (ex. : réseau Téléray pour l'IRSN, les balises des exploitants situées autour des sites),
 - le réseau Hydrotéléray de l'IRSN pour la surveillance des principaux cours d'eau par spectrométrie gamma, en aval de toutes les installations nucléaires et avant leur sortie du territoire national ;
- le traitement et la mesure en laboratoire d'échantillons prélevés dans différents compartiments de l'environnement d'installations autorisées à rejeter des radionucléides. Le prélèvement des échantillons s'effectue *via* deux méthodes :
 - des prélèvements ponctuels d'échantillons environnementaux. Ces échantillons concernent des matrices variées : les eaux (de pluies, douces de surface, souterraines ou marines), les indicateurs biologiques (mousses, algues), les sols et les sédiments, ainsi que les denrées (lait et produits laitiers, viande, poisson, mollusques, crustacés, céréales...);
 - des dispositifs de prélèvement en continu. Ces prélèvements concernent essentiellement les mesures effectuées dans le compartiment atmosphérique (aérosols, mesures de radionucléides spécifiques dans l'air comme le tritium et le carbone-14) et dans les eaux de surface (prélèvements par hydrocollecteurs).

Le choix des modalités de surveillance dépend de l'objectif recherché, des performances attendues et des contraintes liées aux analyses (présence d'interférent, temps de comptage, etc.).

Les dispositifs de prélèvements et de mesures déployés, et les types d'analyse effectués en France par les nombreux acteurs qui participent à la surveillance radiologique de l'environnement sont donc parfois très différents. Certains dispositifs sont adaptés aux objectifs assignés aux exploitants nucléaires dans le cadre de la surveillance réglementaire de leurs installations, tandis que d'autres acteurs utilisent des équipements de prélèvement et des techniques d'analyses beaucoup plus performants permettant d'atteindre des seuils de décision (cf. chapitre 1.4) nettement plus bas pour répondre à des objectifs différents. Dans la base de données du RNM, cela se traduit par la coexistence de résultats issus de sources différentes et obtenus selon des gammes analytiques différentes.

Une présentation détaillée des différents dispositifs de prélèvements puis des techniques d'analyse utilisées en France par les différents laboratoires est donc nécessaire afin de mieux comprendre la diversité des résultats présentés dans ce bilan radiologique.

La surveillance du compartiment atmosphérique

La surveillance du compartiment atmosphérique est assurée par deux types de réseaux : les réseaux de mesure en continu d'une part, et les dispositifs de prélèvement en continu (air, gaz, eau de pluie) avec des analyses réalisées en différé au laboratoire d'autre part.

Mesure en continu du débit de dose gamma ambiant

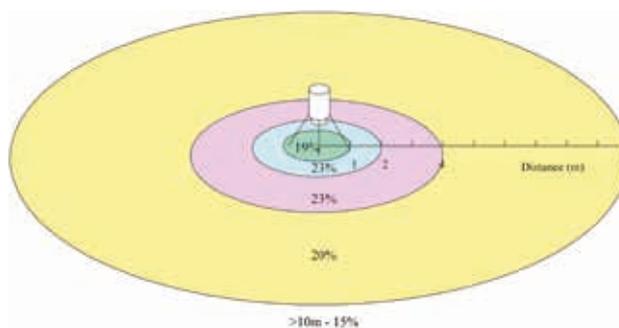
Les réseaux de mesure du débit de dose gamma ambiant constituent les principaux réseaux de mesures en continu de l'exposition aux rayonnements ionisants en France. Ces dispositifs, équipés de seuils de pré-alarme et d'alarme et reliés à des systèmes de supervision et d'astreinte, sont destinés à l'alerte en cas d'accident de grande ampleur sur un site nucléaire. Ils permettent une évaluation instantanée de la situation et de son évolution. Ces balises (cf. figure 1) sont déployées par l'IRSN sur l'ensemble du territoire français et outre-mer mais présentent une densification beaucoup plus forte autour des sites nucléaires dont les exploitants (EDF, CEA, Orano, ANDRA, Marine nationale, ILL, etc.) assurent la couverture de la zone située entre 0 et 10 km, tandis que l'IRSN complète le dispositif de surveillance dans un rayon compris entre 10 km et 30 km.

FOCUS
PRINCIPAUX FACTEURS INFLUENÇANT
LA MESURE DU DÉBIT DE DOSE GAMMA

Le débit de dose engendré par une source de rayonnement diminue rapidement quand la distance de cette source augmente. Il en résulte que la majeure partie des rayonnements gamma reçus par un détecteur

placé à 1 m au-dessus d'un sol dont l'activité est homogène, provient d'un cercle de 10 m de rayon environ. À titre d'illustration, la figure ci-dessous présente l'origine du rayonnement gamma détecté à 1 m au-dessus d'un sol contenant du ^{137}Cs : 19 % du rayonnement détecté provient du disque de sol de 1 m de rayon directement sous le détecteur, 65 % provient d'un disque de 4 m, et environ 15 % provient d'une distance supérieure à 10 m. Ces contributions peuvent varier en fonction de l'énergie du rayonnement du radionucléide contenu dans le sol. Mais surtout, tout élément topographique local comme la présence d'un talus, d'une construction, ou le fait que le détecteur se trouve dans une cuvette, peut modifier de manière importante ces contributions. Le détecteur peut se trouver plus directement exposé à des surfaces inclinées, voire verticales, qui se trouvent dans son voisinage immédiat. De même un mur peut se comporter comme un écran au rayonnement provenant de ce qui se trouve derrière ou à l'inverse, s'il est plus radioactif que le sol, devenir une source prépondérante.

Par ailleurs, le rayonnement est atténué par le sol même, par effet d'écran (cf. chapitre 5), et cette atténuation sera d'autant plus forte que l'énergie du rayonnement sera faible. De ce fait, dans le cas précédent, l'épaisseur de sol qui contribue au rayonnement reçu par le détecteur est également fonction de l'énergie du rayonnement du radionucléide contenu dans le sol. Mais pour la majorité des radionucléides d'intérêt cette profondeur est de l'ordre de 10 à 20 cm.



© V. Malfait/RSN

*Balise Téléray (à gauche)
et dispositif de spectrométrie gamma
de terrain (à droite)*

Dosimétrie passive environnementale

La surveillance en temps réel présentée précédemment peut être complétée en France par une surveillance par dosimétrie passive (cf. figure 1B) effectuée à l'aide de dosimètres thermo-luminescents (DTL) ou de dosimètres radio-photo-luminescents (RPL) implantés

sur le périmètre des sites nucléaires (pour les exploitants) ou couvrant l'ensemble du territoire national en ce qui concerne le réseau RPL de l'IRSN récemment redéployé. L'objectif est de s'assurer *a posteriori* (temps d'intégration mensuel à trimestriel puis analyse différée en laboratoire) du respect de la réglementation.

FIGURE 1 / SONDE DE MESURE EN CONTINU DU DÉBIT DE DOSE GAMMA AMBIANT DU RÉSEAU TÉLÉRAY DE L'IRSN (photo 1A) ET DOSIMÈTRE RPL INSTALLÉ SUR LE SITE DE CADARACHE (photo 1B)

1A



© A. Bouisson/MEDDTL/IRSN

1B



© DR

Aérosols atmosphériques

En France, la surveillance radiologique des aérosols à l'échelle nationale est assurée par l'IRSN. Les exploitants nucléaires et les associations contribuent localement à cette surveillance. Ce dispositif repose sur des prélèvements d'aérosols sur des filtres prélevés quotidiennement ou une fois par semaine, et sur des analyses différées de ces filtres en laboratoire.

En fonction des objectifs fixés et donc des performances recherchées, différents types de dispositifs de prélèvement sont déployés au niveau national (cf. figure 2). Ils diffèrent principalement par le débit d'aspiration de l'air. La plupart des stations ont un débit de 4 à 80 m³/h (bas à moyen débit) et une vingtaine de stations (IRSN, CEA, Marine nationale) sont équipées de dispositifs de prélèvement à débit supérieur (entre 100 et 700 m³/h).

Réglementairement, les exploitants nucléaires réalisent sur les filtres prélevés quotidiennement une mesure de l'indice d'activité bêta global et, pour certains sites, une mesure de l'indice d'activité alpha global. La mesure de cet indice⁽²⁾ est destinée à déceler toute anomalie importante dans l'activité de l'air et de déclencher alors des investigations complémentaires.

La réglementation prévoit également que l'indice d'activité bêta global dans l'air ne doit pas du fait de rejets normaux de l'installation, dépasser une certaine limite.

Ainsi, si la valeur de l'indice d'activité bêta global dépasse 2 mBq/m³ d'air, une analyse par spectrométrie gamma est exigée par la réglementation. La spectrométrie gamma permet alors de préciser le ou les radionucléides responsables de ce dépassement et s'il s'agit d'un radionucléide artificiel, de rechercher son origine et d'évaluer les conséquences radiologiques correspondantes.

L'IRSN et certains exploitants nucléaires réalisent systématiquement une spectrométrie gamma sur les filtres d'aérosols. Les performances sont liées principalement au débit d'aspiration et à la durée du comptage. À titre d'exemple, une station bas débit permet de mesurer des activités de césium-137 dans l'air de l'ordre de 5 mBq/m³; une station haut débit permet de descendre autour de 0,00005 mBq/m³ pour les stations IRSN avec un débit de 700 m³/h. Ce dernier type de station permet ainsi de mesurer le bruit de fond résiduel du césium-137 dans l'air, de l'ordre de 0,0002 mBq/m³ (cf. chapitre 2), et donc de déceler toute augmentation si faible soit-elle de ce bruit de fond.

FIGURE 2 / **EXEMPLES DE DISPOSITIFS DE PRÉLÈVEMENT D'AÉROSOLS ATMOSPHÉRIQUES**

Préleveur 700 m³/h à gauche, préleveur 80 m³/h au centre, préleveur 10 m³/h à droite.



2. L'indice d'activité bêta global (ou alpha global) est un indice destiné à déceler une augmentation de l'ambiance radioactive d'un milieu (air, eau ou matrice biologique) potentiellement liée à un rejet intempestif d'une installation nucléaire. L'indice d'activité bêta (ou alpha) global ne correspond pas à la somme des activités des radionucléides émetteurs bêta (respectivement alpha) contenus dans l'échantillon analysé et ne permet pas de déterminer les radionucléides en présence.

Cas particulier des descendants à vie courte du radon-222 ; mesure de l'Énergie Alpha Potentielle (EAP)

Le radon-222 qui s'est dégagé de la roche et a migré à travers le sol vers l'atmosphère se désintègre pour donner successivement des atomes de polonium-218, de plomb-214, de bismuth-214 et de polonium-214 (cf. chapitre 2). Ces radionucléides sont présents dans l'atmosphère sous forme de particules (aérosols) solides, attachées ou non à l'aérosol atmosphérique. Ce sont ces aérosols, et non le radon lui-même qui est un gaz inerte de courte période radioactive (3,8 jours) qui, une fois inhalés, peuvent se déposer dans les voies respiratoires et libérer, par désintégrations successives, des énergies non négligeables aux cellules. Ils sont donc à l'origine des doses habituellement attribuées au radon.

L'Énergie Alpha Potentielle volumique ou EAPv est un paramètre utilisé pour quantifier physiquement l'énergie qui peut potentiellement se déposer dans les voies respiratoires. Il est utilisé pour la surveillance des travailleurs et des sites miniers. Il s'exprime en J/m^3 (joule par mètre cube)

Dans le cas d'un équilibre total, où l'activité de chacun de ces descendants est égale à celle du radon, pour 1 Bq de radon-222, l'EAP est égale à $5,66 \cdot 10^{-9} J$. Ce facteur permet d'exprimer l'énergie alpha potentielle volumique sous forme de concentration équivalente à l'équilibre (EEC), qui s'exprime en Bq/m^3 .

Un exemple d'appareil de mesure de l'EAP est donné en figure 3. Cet appareil effectue une mesure intégrée de l'EAP dans l'atmosphère sur des durées d'exposition choisies par l'opérateur en fonction de l'objectif fixé.

Les gaz : tritium (3H) et carbone-14 (^{14}C)

Le tritium et le carbone-14 sont les principaux radionucléides rejetés dans l'air par les installations nucléaires.

Le prélèvement du tritium atmosphérique est réalisé par barbotage de l'air aspiré dans des pots barboteurs remplis d'eau (cf. figure 4). La teneur en tritium atmosphérique est déterminée à partir de l'analyse du tritium dans l'eau des barboteurs. Deux types de dispositifs sont utilisés dans le cadre de la surveillance en continu des installations : des dispositifs dotés de 2 pots permettant uniquement la mesure du tritium atmosphérique sous forme de vapeur d'eau

FIGURE 3 / DISPOSITIF DE MESURE DE L'ÉNERGIE ALPHA POTENTIELLE



© IRSN

FIGURE 4 / BARBOTEURS POUR LE PRÉLÈVEMENT DU TRITIUM OU DU ^{14}C ATMOSPHÉRIQUE



© DR

(tritium HTO), et des dispositifs munis de 4 pots barboteurs permettant d'accéder à la mesure du tritium HTO (2 premiers barboteurs) et des autres formes du tritium atmosphérique, dont le tritium gazeux HT, dans les 2 derniers pots placés en aval d'un four d'oxydation. Cette surveillance est principalement réalisée par les exploitants nucléaires avec des analyses hebdomadaires

par scintillation liquide (cf. figure 5) dont les résultats oscillent globalement entre 0,05 et 1,5 Bq/m³ (la valeur du bruit de fond du tritium atmosphérique varie de 0,005 à 0,01 Bq/m³, cf. chapitre 2).

Le prélèvement de carbone-14 s'effectue par barbotage de l'air aspiré dans de la soude afin de piéger le CO₂ sous forme de carbonates. Outre le CO₂ piégé dans les 2 premiers pots, ces dispositifs à 4 pots piègent également les autres formes carbonées présentes dans l'air (CH₄...) dans les 2 pots placés après un four catalytique. Différentes techniques d'analyse du carbone-14 sont utilisées. La principale technique consiste à mesurer le carbone-14, sous différentes formes, par scintillation liquide. Les activités volumiques obtenues suite aux mesures réalisées sur ces prélèvements hebdomadaires à mensuels sont généralement comprises entre 0,02 et 0,1 Bq/m³ (le bruit de fond du carbone-14 atmosphérique en France se situe entre 0,02 et 0,06 Bq/m³, cf. chapitre 2).

Pour le tritium comme pour le carbone-14, certains acteurs qui participent à la mesure de ces radionucléides utilisent des méthodologies permettant d'atteindre ou de s'approcher des valeurs de bruit de fond, notamment par l'utilisation de méthodes d'analyses et de temps de comptage adaptés. Les seuils de décision⁽³⁾ obtenus par les autres acteurs, notamment dans le cadre des mesures de routine, sont cependant cohérents avec les objectifs visés par la surveillance des installations nucléaires.

D'autres radionucléides présents dans les rejets atmosphériques de certaines installations sont également prélevés et analysés tels que l'iode atmosphérique (gazeux et particulaire) et le krypton-85 (gaz rare rejeté essentiellement par l'usine Orano de La Hague).

Les mesures effectuées sur ces radionucléides sont également transmises par les exploitants au RNM. Autour de certains sites, les analyses de tritium et de carbone-14 atmosphérique (et de krypton-85 autour de La Hague) contribuent à évaluer l'exposition de la population.

FIGURE 5 / APPAREIL DE MESURE PAR SCINTILLATION LIQUIDE



© IRSN

3. Le seuil de décision est la valeur minimale que doit avoir la mesure d'un échantillon pour que le métrologue puisse « décider » que cette activité est présente et donc mesurée. En dessous de cette valeur, l'activité de l'échantillon est donc trop faible pour être estimée. Ce seuil de décision dépend de la performance et du rayonnement ambiant autour des moyens métrologiques utilisés (cf. p. 27).

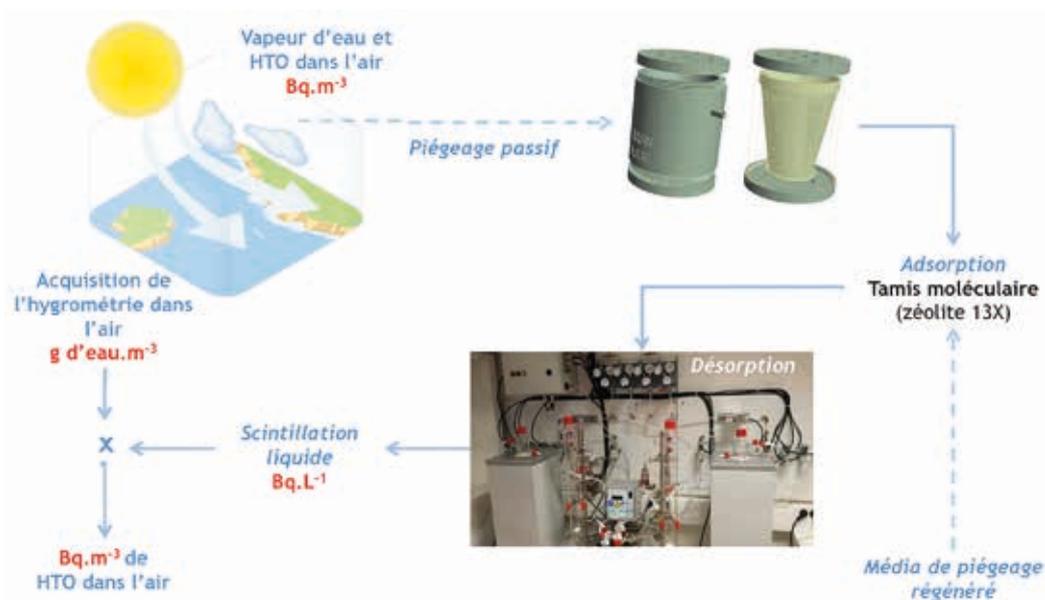
FOCUS
LE PIÉGEUR PASSIF : UNE NOUVELLE
TECHNIQUE DE PRÉLÈVEMENT
DU TRITIUM DANS L'AIR

Les systèmes de prélèvement du tritium atmosphérique actuellement mis en œuvre dans le cadre de la surveillance nécessitent une alimentation électrique et des interventions régulières conséquentes pour assurer leur fonctionnement. C'est notamment le cas

des barboteurs présentés en page 11. De ce fait, ils sont peu déployés pour la surveillance de routine alors que le tritium est le radionucléide le plus rejeté par l'industrie nucléaire.

C'est pourquoi l'IRSN a développé un dispositif présentant beaucoup moins de contraintes d'utilisation et de surcroît peu coûteux. Il s'agit d'un piègeur passif basé sur la propriété de diffusivité moléculaire des gaz, constitué essentiellement par un matériel adsorbant qui prélève préférentiellement l'eau (H_2O) et la vapeur d'eau tritiée (HTO), et par un support d'échantillonnage breveté (figure A). Le support est constitué par un couvercle et par une structure tronconique intérieure perforée. L'ensemble des deux composants maintient un taux de prélèvement constant par rapport à la disponibilité de la vapeur d'eau (H_2O et HTO) dans l'air. Le matériel d'échantillonnage est composé par un adsorbant (tamis moléculaire) qui joue le rôle de pompe (comme dans les systèmes dits actifs) et qui collecte la vapeur d'eau tritiée. Le tamis moléculaire est plus connu sous le nom de zéolite (aluminosilicate). Cette matière a la particularité d'adsorber sélectivement les molécules de gaz et notamment le tritium. Les tests effectués et les comparaisons avec les autres dispositifs, notamment les barboteurs, ayant donné des résultats satisfaisants, le brevet a été cédé à la société E2SInnovation pour la commercialisation de celui-ci en France et en Europe (figure B). Pour ce développement, des collaborations avec différents partenaires ont été mises en place : CEA, CERN, EDF, Marine nationale, Orano.

FIGURE A / GÉOMÉTRIE DU PRÉLÈVEUR PASSIF TRITIUM (Brevet IRSN n : W02014037461), IMPLANTATION DANS L'ENVIRONNEMENT ET PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES



**FIGURE B / VERSION DISPONIBLE
 ET COMMERCIALISÉE PAR
 LA SOCIÉTÉ E2SINNOVATION**

Tribase : piègeur passif et support d'enregistrement des paramètres environnementaux nécessaires au calcul de l'activité en tritium atmosphérique.



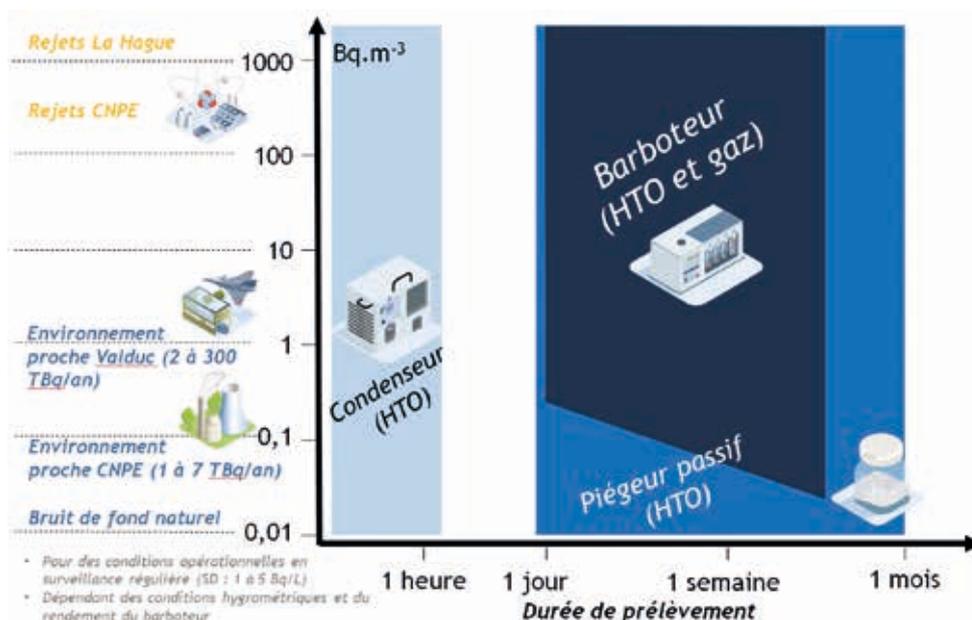
© IRSN

Caractéristiques du tamis moléculaire	
Quantité de tamis moléculaire	180 g
Capacité de piégeage maximal de prélèvement	30 % en poids
Diamètre, hauteur	94 et 111 mm
Temps d'opération	24 h à 30 jours
Température d'opération	- 10 °C à 35 °C
Hygrométrie relative	30-100 %

La figure C qui présente le domaine d'utilisation de ce préleveur passif, montre qu'il permet des durées de prélèvement allant de moins de 1 jour à plus d'un mois, et un seuil de décision de 1 Bq/L (0,01 Bq/m³) pour une analyse de l'échantillon réalisée par une scintillation liquide standard. Toutefois, il ne permet de collecter que le tritium contenu dans la vapeur d'eau atmosphérique. Notons que c'est la forme du tritium qui est directement transférable dans l'environnement aux végétaux et animaux et qui contribue le plus à l'exposition humaine.

L'IRSN a commencé à utiliser, dans le cadre de la surveillance, ce dispositif facile à déployer, relativement peu onéreux, ne nécessitant pas de locaux aménagés ni d'alimentation électrique, et qui, outre la surveillance de routine est donc tout à fait indiqué pour la réalisation de cartographies radiologiques dans le cadre d'une surveillance locale renforcée.

FIGURE C / DOMAINE D'UTILISATION DU PIÉGEUR PASSIF DU TRITIUM



Eaux de pluie

Le lessivage de l'atmosphère par les pluies provoque la précipitation sur le sol des radionucléides de l'atmosphère. La surveillance du compartiment atmosphérique est donc complétée par des prélèvements et analyses d'eau de pluie. Des collecteurs (cf. figure 6), relevés à une fréquence hebdomadaire ou mensuelle, récupèrent de façon continue les eaux issues des différents épisodes pluvieux.

FIGURE 6 / COLLECTEUR D'EAU DE PLUIE



© P. Demail

Des analyses de l'activité en tritium sont généralement réalisées sur l'eau de pluie. Dans le cadre de la surveillance des sites nucléaires, ces analyses sont souvent accompagnées des indices d'activité bêta global et alpha global (cf. note de bas de page, p. 11), voire de mesures par spectrométrie gamma.

La surveillance du compartiment aquatique

Eaux et matières en suspension

Milieu récepteur des rejets liquides des installations et des apports éventuels par les eaux de ruissellement, l'eau est le vecteur direct de la contamination des composants du milieu aquatique. La surveillance des eaux (eaux douces, eaux de mer) est effectuée à l'aide de différents dispositifs de prélèvement et d'analyse. Le dimensionnement de cette surveillance est propre à chaque site et dépend notamment des caractéristiques hydrogéologiques, du bruit de fond radiologique et de la présence éventuelle de radionucléides émis par le passé. Implanté sur les 7 principaux fleuves en aval de toute installation nucléaire, le réseau Hydrotéléray (cf. figure 7) de l'IRSN a pour objet de déclencher une alarme en cas d'activités dans le milieu susceptible de résulter d'un rejet accidentel de grande ampleur. À chacune des stations, une mesure par spectrométrie gamma est réalisée durant un temps d'intégration de deux heures pour un débit d'eau de l'ordre de 5 m³/h environ. Les mesures réalisées permettent d'atteindre des seuils de décision d'environ 0,5 à 1 Bq/L pour le ¹³⁷Cs, le ⁶⁰Co et l'¹³¹I. Les données sont automatiquement analysées, stockées et retransmises au centre de contrôle du site IRSN du Vésinet.

FIGURE 7 / STATION HYDROTÉLÉRAY



© DR

La surveillance des eaux est aussi réalisée à partir d'hydrocollecteurs permettant des prélèvements semi-automatisés d'eau (cf. figure 8). Ces équipements réalisent des échantillonnages continus ou séquentiels. Les fréquences de prélèvement et d'analyse varient selon les sites (journalières à mensuelles). Ce dispositif est parfois complété par un bac de décantation permettant de collecter les matières en suspension contenues dans ces eaux.

FIGURE 8 / HYDROCOLLECTEUR



De nombreux prélèvements ponctuels (instantanés) d'eau de surface sont enfin réalisés sur l'ensemble du territoire national par l'ensemble des acteurs à l'aide d'équipements principalement manuels (cf. figure 9). Ils complètent ainsi les prélèvements réalisés à l'aide des dispositifs semi-automatisés. Par exemple, EDF doit systématiquement effectuer un prélèvement dans le cours d'eau lors de chaque rejet liquide (prélèvement « mi-rejet ») pour l'analyse du tritium notamment.

Les eaux de nappes souterraines font également l'objet d'une surveillance réglementaire de la part des exploitants via des prélèvements ponctuels. L'objectif est notamment de vérifier l'absence de rejets directs dans les nappes ou de suivre l'évolution d'un marquage ancien par exemple. L'eau de nappe est pompée grâce à des ouvrages spécialement aménagés : les piézomètres. Les fréquences de prélèvement peuvent être mensuelles à annuelles.

FIGURE 9 / ÉCHANTILLONNAGE PONCTUEL D'EAU À L'AIDE D'UN PRÉLEVEUR HORIZONTAL KEMMERER



Des analyses de tritium et des activités alpha et bêta globales sont généralement réalisées sur les prélèvements d'eau. Pour certains sites nucléaires, ces mesures sont complétées par une détermination des isotopes de l'uranium ou la recherche de radionucléides spécifiques (spectrométrie gamma, spectrométrie alpha...). Les gammes analytiques peuvent également être très étendues pour les mesures réalisées sur les eaux. À titre d'exemple, les seuils de décision pour le tritium varient entre 2,5 et 10 Bq/L pour la plupart des exploitants (le bruit de fond en tritium dans les eaux douces, hors influence, va de moins de 1 à 3 Bq/L). Dans le cadre de certains programmes d'expertise, des seuils inférieurs à 1 Bq/L peuvent être atteints grâce à la mise en œuvre d'autres techniques de prélèvement et d'analyse. Les analyses de tritium effectuées dans de nombreux cours d'eau en aval d'installations nucléaires permettent de quantifier l'exposition potentielle de la population par ingestion. Les seuils de décision relatifs à la mesure des eaux par spectrométrie gamma varient en France entre 0,0001 et 0,5 Bq/L selon les laboratoires et les objectifs recherchés.

Sédiments

Les sédiments constituent un intégrateur sur le long terme pour les radionucléides peu solubles et de longue période. Des prélèvements ponctuels de sédiments sont ainsi réalisés en amont et en aval des installations nucléaires (cf. figure 10). Dans le cadre des programmes de surveillance, il s'agit principalement de sédiments de surface prélevés en vue d'obtenir des informations sur la présence éventuelle de radionucléides liée à des rejets récents.

La fréquence de ce type de prélèvement varie de mensuelle à quinquennale. Des analyses par spectrométrie gamma et des activités alpha et bêta globales sont principalement réalisées sur les sédiments. En fonction du spectre de rejets propre à chaque site, des analyses complémentaires (spectrométrie alpha, tritium, ^{14}C , ^{90}Sr) sont également effectuées avec des méthodes d'analyse permettant d'atteindre des performances analytiques conformes aux objectifs fixés (surveillance réglementaire, étude radioécologique...).

FIGURE 10 / PRÉLÈVEMENT PONCTUEL DE SÉDIMENTS RÉALISÉ À L'AIDE D'UN CÔNE DE BERTHOIS



© DR

Faune et flore aquatiques

La surveillance du milieu aquatique est complétée par des campagnes de prélèvement portant sur des produits consommés par l'homme (poissons, crustacés, mollusques) et des bio-indicateurs (végétaux aquatiques) dans un objectif d'évaluation de l'impact des rejets des installations.

Les végétaux aquatiques peuvent accumuler les radionucléides avec des facteurs de concentration élevés. Ils réagissent rapidement aux variations de l'activité des radionucléides dans l'eau et sont considérés comme des indicateurs de type « sentinelle ». Les poissons prélevés sont sélectionnés en tenant compte de leur régime alimentaire et de leur mobilité. Les espèces herbivores et sédentaires sont ainsi privilégiées.

Les exigences réglementaires minimales imposent généralement un prélèvement annuel de poissons. Cependant, certains exploitants réalisent des études radioécologiques en complément de leur surveillance réglementaire. Les prélèvements réalisés dans le cadre de ces études ponctuelles ou à fréquence déterminée (annuelle, décennale) portent notamment sur les matrices environnementales sentinelles (algues, bryophytes et phanérogames aquatiques, poissons, mollusques).

L'IRSN et d'autres acteurs de la surveillance (ACRO...) réalisent également des campagnes mensuelles, trimestrielles, semestrielles ou annuelles de prélèvement de sédiments, de faune et de flore aquatiques sur un ensemble de stations dulçaquicoles et marines dans le cadre de la surveillance des installations nucléaires en particulier et du territoire national en général. À cette surveillance régulière s'ajoutent les résultats issus d'études radioécologiques réalisées périodiquement à l'échelle d'une ou plusieurs régions (constats radiologiques).

Dans le milieu aquatique continental, les prélèvements sont généralement réalisés en amont et en aval des sites nucléaires (cf. figure 11). Dans le milieu marin, les prélèvements sont réalisés en champ proche et en champ lointain des installations. L'implantation de ces stations marines tient compte de la localisation des sources potentielles de rejets et de leurs conditions de dispersion en mer (courantologie, marnage...).

Ces matrices font l'objet de mesures systématiques par spectrométrie gamma afin de rechercher la présence éventuelle de produits d'activation (^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$...) et de produits de fission (^{131}I , ^{129}I , ^{137}Cs , ^{106}Ru ...). Le spectre des radionucléides analysés dépend des rejets liquides de l'installation surveillée et de sa proximité avec d'autres installations situées en amont ou en champ proche. Certains acteurs de la surveillance centrent également leur stratégie sur l'analyse des radionucléides qui contribuent

majoritairement à l'impact dosimétrique (^{14}C et ^3H le plus souvent).

Des mesures complémentaires (^{90}Sr , Pu, Am, U, ^{99}Tc) sont parfois effectuées autour de certains sites concernés par ces radionucléides, soit en raison de leurs rejets liquides actuels, soit à cause de marquages anciens. L'IRSN effectue par ailleurs un suivi de la rémanence des retombées issues des essais atmosphériques.

FIGURE 11 / ÉCHANTILLONNAGE DE VÉGÉTAUX AQUATIQUES (Jussie) DANS LA VIENNE EN AVAL DU CNPE DE CIVAUX



© DR

FIGURE 12 / PRÉLÈVEMENT D'UNE DENRÉE AGRICOLE



© DR

La surveillance du compartiment terrestre

Les végétaux terrestres et les sols

En raison de leur efficacité à capter les aérosols ainsi que les poussières remises en suspension à partir du sol, les mousses, les lichens, les feuilles d'arbres et l'herbe sont utilisés comme bio-indicateurs de la présence de radionucléides en suspension dans l'air. Ils renseignent sur les changements à court terme et à long terme des activités en radionucléides dans l'environnement, ce que ne permettent pas nécessairement les analyses sur des denrées.

Pour les radionucléides de période radioactive suffisamment longue (quelques années), les sols constituent des intégrateurs des dépôts qui migrent progressivement en profondeur. La contribution d'une installation à l'activité présente dans un sol est souvent difficile à estimer en raison de la présence de radionucléides issus des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl (notamment le ^{137}Cs et le ^{90}Sr).

La majorité des sites nucléaires font l'objet de prélèvements d'herbe (fréquence mensuelle ou trimestrielle), ainsi que de sol de surface (fréquence annuelle). Les analyses réalisées sur ces échantillons varient en fonction des radionucléides présents dans les rejets des installations. Une spectrométrie gamma est quasi systématiquement réalisée. Cette mesure est ensuite complétée ponctuellement par des analyses de ^3H , de ^{14}C , de ^{90}Sr , de plutonium, d'américium et d'uranium. À cette surveillance régulière s'ajoute celle réalisée dans le cadre des réseaux de surveillance institutionnels (IRSN, DGCCRF). Des analyses complémentaires sur les végétaux terrestres (feuilles d'arbres, mousses) et les sols sont également obtenues dans le cadre d'études radioécologiques spécifiques, ponctuelles ou chroniques.



Analyse d'eau de la rade de Toulon

Les denrées d'origine animale et végétale

Les feuilles des végétaux terrestres sont directement exposées au dépôt des radionucléides (sous forme aérosol ou gaz). Elles présentent ainsi les activités les plus élevées. Seule une partie de l'activité déposée, plus ou moins faible suivant les radionucléides, est transférée des feuilles vers les autres organes de la plante (fruits, grains, racines ou tubercules).

Les radionucléides se transfèrent aux animaux essentiellement par ingestion de denrées contaminées. L'intensité des transferts vers les produits animaux (lait, viande et œuf) varie en fonction du produit et du radionucléide. Toutefois, les produits animaux présentent toujours des activités inférieures, voire très inférieures, à celles des végétaux.

Dans la majorité des programmes de surveillance (exploitants, institutionnels, associations), des analyses sur les denrées sont donc effectuées afin de conforter la surveillance effectuée sur les rejets et de contribuer à l'estimation des doses reçues par le public.

Les principales denrées prélevées par les exploitants nucléaires sont le lait (cf. figure 13) et les céréales. Les denrées prélevées (céréales, champignons, fruits, légumes, viandes, miel, œuf, cidre, vin, huile d'olive...), les fréquences d'échantillonnage et les types d'analyse sont

très variables en fonction des exploitants et de la localisation des sites.

Une veille régulière des denrées est réalisée par l'IRSN à l'échelle départementale. Un réseau de préleveurs de productions végétales (céréales, légumes, fruits, champignons...) et animales (lait, viande, gibiers, poissons) a été déployé sur l'ensemble du territoire avec la contribution des services déconcentrés de la DGAL, de la DGCCRF et de France Agrimer. Enfin, l'état radiologique des zones non influencées par les rejets d'installations nucléaires est également établi à partir de mesures de très bas niveau réalisées lors d'études spécifiques ou de constats radiologiques.

Les mesures réalisées sont comparables à celles effectuées sur les végétaux terrestres (spectrométrie gamma sur tous les échantillons, puis ponctuellement pour les exploitants ou plus systématiquement pour les institutionnels des mesures de ^3H , de ^{14}C , de ^{90}Sr , de plutonium, d'américium et d'uranium). Comme pour l'ensemble des échantillons prélevés dans le cadre de la surveillance radiologique de l'environnement, les performances métrologiques recherchées sont adaptées aux objectifs fixés (surveillance régulière d'une installation, étude radioécologique...) et peuvent aboutir à des seuils de décision variant parfois d'un facteur 10 à 100 en fonction des types d'analyse.

FIGURE 13 / ÉCHANTILLONNAGE DE LAIT DE VACHE



© P. Bourguignon/ANDRA

Synthèse des critères stratégiques et des dispositifs de prélèvement et de mesure associés à la surveillance radiologique des différents compartiments de l'environnement

Les tableaux ci-après synthétisent les différentes méthodes de surveillance des compartiments atmosphériques, aquatiques et terrestres ainsi que les critères stratégiques associés aux échantillons prélevés ou aux analyses *in situ* réalisées.

TABLEAU 1 / COMPARTIMENT ATMOSPHÉRIQUE

Compartiment atmosphérique	Critères stratégiques associés à la mesure et à l'échantillonnage dans ce compartiment	Dispositifs de prélèvement et/ou de mesure
Air	Milieu récepteur des rejets atmosphériques. Les particules et les gaz radioactifs présents dans l'air délivrent une dose à l'homme par exposition externe et interne (inhalation).	Sondes de mesure en continu (débit de dose gamma ambiant)
Aérosols atmosphériques		Dosimètres passifs environnementaux
Gaz		Balises de prélèvement et de mesure en continu d'aérosols
Eau de pluie		Dispositifs de prélèvement en continu d'aérosols (et mesure différée en laboratoire)
		Barboteurs (³ H, ¹⁴ C), moniteurs de gaz rares (⁸⁵ Kr), cartouche à charbon actif (iodes)
	Dépôt humide des aérosols (et donc potentiellement de la radioactivité) par lessivage de la colonne d'air traversée par les gouttes d'eau de pluie.	Collecteurs d'eau de pluie

TABLEAU 2 / COMPARTIMENT TERRESTRE INCLUANT LES DENRÉES

Compartiment terrestre et denrées	Critères stratégiques associés à la mesure et à l'échantillonnage dans ce compartiment	Dispositifs de prélèvement et/ou de mesure
Végétaux terrestres (herbes, feuilles d'arbres, mousses...)	En raison de leur efficacité à capter les aérosols ainsi que les poussières remises en suspension à partir du sol, les mousses, les lichens, les feuilles d'arbre et l'herbe sont utilisés comme bio-indicateurs de la contamination atmosphérique.	Prélèvements ponctuels (manuels)
Sols	Pour les radionucléides de période radioactive suffisamment longue (quelques années), les sols constituent des intégrateurs des dépôts qui migrent progressivement en profondeur. Les sols sont également responsables, par voie racinaire, de la contamination des légumes, des fruits ou des graminées.	<ul style="list-style-type: none"> • Prélèvements ponctuels (manuels) • Spectrométrie gamma <i>in situ</i>
Productions végétales (céréales, légumes, fruits, vin...)	Contamination par dépôt sur les parties aériennes ou par absorption racinaire. Risque de contamination interne après consommation.	Prélèvements ponctuels (manuels, collecte chez les producteurs)
Productions animales (lait, viande, œufs...)	La présence de radioactivité dans l'affouragement entraîne son transfert dans les produits d'origine animale dont le lait, vecteur important de radionucléides (césium, strontium, iode...).	Prélèvements ponctuels (manuels, collecte directe chez les producteurs, dans les abattoirs...)

TABLEAU 3 / COMPARTIMENT AQUATIQUE

Compartiment aquatique	Critères stratégiques associés à la mesure et à l'échantillonnage dans ce compartiment	Dispositifs de prélèvement et/ou de mesure
Eaux	Milieu récepteur des rejets liquides des installations et des apports éventuels par les eaux de ruissellement, l'eau est le vecteur direct de la contamination des composants du milieu aquatique.	<ul style="list-style-type: none"> • Dispositifs de prélèvement et de mesure en continu (balise Hydrotéléray de l'IRSN) • Hydrocollecteurs • Prélèvements ponctuels
Matières en suspension (MES)	Les MES sont des supports privilégiés des radionucléides. Leur mobilité contribue à la présence de radionucléides sur les berges, les plages ou les terres après des épisodes de crues.	<ul style="list-style-type: none"> • Bacs de décantation associés aux hydrocollecteurs • Filtration en laboratoire des eaux prélevées
Sédiments	Les sédiments sont de bons intégrateurs de radionucléides et constituent un réservoir pour le milieu aquatique par des phénomènes de désorption.	Prélèvements ponctuels (manuels ou mécaniques)
Végétaux aquatiques (algues, mousses, phanérogames)	Les végétaux aquatiques ont une grande capacité à fixer rapidement certains radionucléides. Leur large répartition géographique permet de comparer les activités massiques en radionucléides en différents lieux. Certains végétaux comme les algues marines réagissent rapidement à des variations de la teneur en radionucléides de l'eau.	Prélèvements ponctuels (manuels)
Mollusques	De par leur mode de nutrition, les mollusques marins sont de bons bio-indicateurs de surveillance à long terme, qu'ils soient filtreurs ou brouteurs.	Prélèvements ponctuels (manuels ou collecte directe chez les producteurs)
Crustacés Poissons	Leur position en fin de chaîne alimentaire en fait de bons intégrateurs des radionucléides. Ils sont, par ailleurs, largement consommés par les populations. La répartition géographique des espèces prélevées permet également de comparer les activités massiques mesurées sur les différents points de prélèvements du territoire.	Prélèvements ponctuels (pêches ou collecte directe chez les professionnels)



Salle des détecteurs de spectrométrie gamma de l'IRSN à Orsay permettant des mesures de très bas niveaux d'activité

1.3. DU PLAN DE PRÉLÈVEMENT AUX RÉSULTATS DE MESURE

Toutes les techniques d'analyse et de prélèvement présentées ci-après sont effectuées par les contributeurs au RNM suivant des normes NF ou ISO, qui les décrivent, notamment la norme NF EN ISO/CEI 17025.

Plans de prélèvement et d'analyse

La surveillance réglementaire de l'environnement des installations nucléaires de base est adaptée à chaque type d'installation (centre nucléaire de production d'électricité, usine, laboratoire). Les analyses réalisées sur chaque échantillon suivent des plans prédéfinis élaborés en fonction des rejets (type de rejet, radionucléides et activités rejetées) et de son historique événementiel (incidents et rejets passés). Dans le chapitre 3, les plans de prélèvement et d'analyses sont fournis pour chaque site après présentation des rejets.

Préparation des échantillons

Dès réception au laboratoire, les prélèvements sont traités et conditionnés en fonction des analyses radiologiques auxquelles ils vont être soumis. L'analyse de la radioactivité sur un échantillon prélevé dans l'environnement débute par sa préparation. Celle-ci va du simple conditionnement en récipient de forme normalisée à une préparation plus élaborée comme le séchage, la calcination ou la lyophilisation qui permettent de concentrer l'échantillon (cf. figure 14). D'une manière générale, les différentes techniques de traitement des échantillons visent à concentrer un maximum de radioactivité dans un minimum de volume afin de pouvoir détecter la présence de radionucléides à bas voire très bas niveaux. Dans certains cas, la concentration de l'échantillon débute dès son prélèvement grâce aux dispositifs spécifiques mis en œuvre (exemples : prélèvement des aérosols, des matières en suspension...).

Dans la plupart des cas, l'analyse ne nécessite pas d'utiliser l'intégralité de l'échantillon. Celui-ci est alors homogénéisé préalablement afin que la prise pour essai n'induisse pas de biais sur la représentativité de la mesure. La plupart des acteurs de la surveillance effectuent également l'archivage d'une partie des échantillons analysés (filtres, sols et sédiments séchés, échantillons de

faune et flore séchés ou calcinés), en vue d'une éventuelle analyse ultérieure par des moyens complémentaires ou plus performants.

La nécessité de concentrer l'échantillon ou d'extraire les radionucléides à mesurer implique la mise en œuvre d'un laboratoire qui permet de réaliser au meilleur niveau de qualité tout ou partie des étapes conduisant à la caractérisation des radionucléides présents dans un échantillon.

Analyses radiologiques

Déterminer l'activité d'un radionucléide (cf. chapitre 4) dans un échantillon consiste à estimer la quantité de rayonnement qu'il émet, et ceci par la mesure du rayonnement reçu par un détecteur. Les principales méthodes de détection sont fondées sur le fait qu'un rayonnement crée, au sein de la matière qui les reçoit, des ionisations (arrachements d'électrons aux atomes) et des excitations (transmission d'une quantité d'énergie aux atomes). Ces traces temporaires laissées par le rayonnement dans le détecteur sont amplifiées de manière à être comptées. La prise en compte du rendement du dispositif de mesure permet ensuite de relier le nombre d'impulsions par seconde (ou « coups par seconde ») reçues par le détecteur, au rayonnement émis par l'échantillon et donc à son activité. Du fait notamment des différences importantes dans la distance que peuvent parcourir les différents types de rayonnement (cf. chapitre 4), il existe plusieurs dispositifs et méthodes de mesures :

- la spectrométrie gamma permet d'identifier les radionucléides et de mesurer leur activité pour la plupart des radionucléides émetteurs gamma, dans des échantillons frais, séchés ou incinérés (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{125}Sb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{131}I , ^{129}I , ^{40}K , ^{210}Pb ...);
- en raison du parcours très faible des rayonnements alpha et leur absorption dans l'échantillon même (diminuant ainsi le rayonnement sortant de l'échantillon qui peut être mesuré), la mesure des radionucléides émetteurs alpha (plutonium, uranium, polonium...) par spectrométrie alpha notamment, nécessite un traitement radiochimique préalable au comptage. Il s'agit d'extraire les atomes radioactifs considérés de l'ensemble de l'échantillon en éliminant tout ou partie de la matière de l'échantillon qui les entoure;

- la radiochimie est également un préalable à la mesure de certains émetteurs bêta comme le strontium-90;
- enfin, pour les radionucléides émettant des particules bêta très peu énergétiques comme le tritium ou le carbone-14, l'échantillon est mis en solution de manière à être directement mélangé au liquide scintillant qui permettra leur détection.

La qualité des mesures effectuées est assurée par l'utilisation de traceurs ou de sources étalons de référence spécifiques en termes d'activité, de densité et de nature.

FIGURE 14 / PRINCIPALES ÉTAPES D'UNE ANALYSE DE LA RADIOACTIVITÉ DANS DES ÉCHANTILLONS ENVIRONNEMENTAUX (du prélèvement à l'archivage)



Une fois le prélèvement réalisé sur le terrain (1), celui-ci doit être rapidement conditionné afin d'éviter toute dégradation, puis transporté au laboratoire pour y subir différents traitements. Dès son arrivée, les caractéristiques de l'échantillon sont enregistrées afin de garantir la traçabilité tout au long du processus.

La mesure de la radioactivité sur un échantillon débute par sa préparation physique. Celle-ci va du simple conditionnement dans un récipient normalisé à une préparation plus élaborée comme le séchage à l'étuve (2), la lyophilisation (3), le broyage (4) et la calcination (5) qui permettent de concentrer la radioactivité contenue dans l'échantillon.

La nécessité de concentrer l'échantillon ou d'extraire les radionucléides à mesurer implique parfois la mise en œuvre de traitements poussés (6) aboutissant généralement à la concentration ou à la séparation des radionucléides recherchés.

À l'issue de cette phase, les échantillons sont mesurés sous différents types de compteurs en fonction des radionucléides recherchés (7) (compteurs proportionnels alpha-bêta, compteurs alpha à photomultiplicateurs, compteurs à scintillation liquide, détecteurs gammas...). Ils sont ensuite archivés (8).

1.4. MODALITÉS DE PRÉSENTATION ET D'EXPLOITATION DES RÉSULTATS DE MESURE DANS LE BILAN RADIOLOGIQUE 2015-2017

Origine des données et unités

Les données présentées dans ce bilan sous forme de graphiques ou de tableaux synthétiques sont issues des résultats de la surveillance, présents dans la base de données du RNM au 31 décembre 2017 et couvrant la période de janvier 2015 à décembre 2017. Toutefois, le recours à des données antérieures permet de mieux apprécier les évolutions temporelles au travers de chroniques. Les données exploitées proviennent également de résultats acquis par l'IRSN dans le cadre d'études spécifiques telles que les constats radiologiques ou des suivis radio écologiques réalisés pour le compte d'exploitants nucléaires (EDF ou Orano). Enfin, dans le chapitre relatif aux anciens sites miniers, sont présentés et commentés des résultats de mesure de l'énergie alpha potentielle (EAP) acquis par Orano sur et autour de ces sites. En accord avec l'ASN et la MSNR et bien que n'étant pas pour le moment agréées, ces données ont été jugées suffisamment pertinentes et fiables, pour figurer dans ce rapport.

Le tableau 4 présente les différents types de résultats de mesure présentés et exploités dans ce bilan ainsi que leurs unités.

Dans le cas du carbone-14, lorsque les activités ajoutées localement autour d'une installation sont trop faibles pour être distinguées du bruit de fond radiologique par des mesures d'activité massique exprimées en Bq/kg frais, des mesures de l'activité spécifique exprimées en Bq/kg de carbone, permettent de quantifier des activités ajoutées de l'ordre de quelques pourcents de ce bruit de fond (cf. chapitre 2). À partir de ces activités spécifiques ajoutées, il est possible de déduire les activités massiques correspondantes au moyen de la teneur en carbone des denrées concernées. La méthode utilisée pour cette conversion est présentée dans le chapitre 8 d'annexes.

Trois types de résultats d'analyse du tritium dans les matrices biologiques (denrées ou indicateurs biologiques) sont exploités dans ce bilan radiologique : des mesures de tritium total, exprimées en Bq/kg frais, des mesures de tritium lié (TOL) exprimées en Bq/kg frais de TOL ou en Bq/L d'eau de combustion, et des activités de tritium libre (HTO) exprimées en Bq/kg frais de tritium libre ou en Bq/L d'eau de séchage (cf. focus du présent chapitre pp. 29-31). Les relations entre ces différentes grandeurs et unités sont fournies dans le chapitre 8 d'annexes.

TABLEAU 4 / LES DIFFÉRENTS TYPES DE RÉSULTATS DE MESURE PRÉSENTÉS ET EXPLOITÉS AVEC LEURS UNITÉS

Débits de dose	Sv/h (sous-multiples μ Sv/h et nSv/h)
Activité de l'air	Bq/m ³ (sous-multiples mBq/m ³ et μ Bq/m ³)
Énergie Alpha Potentielle	J/m ³ (sous-multiple nJ/m ³)
Activité des eaux (pluie, cours d'eau, marines...)	Bq/L (sous-multiple mBq/L)
Activité des sols	Bq/kg sec (sous-multiple mBq/kg sec)
Activité des indicateurs biologiques	Bq/kg sec (sous-multiple mBq/kg sec)
Activité des denrées	Bq/kg frais (sous-multiple mBq/kg frais) Bq/kg de carbone pour le carbone-14 Bq/L d'eau de combustion pour le tritium lié (TOL) Bq/L d'eau de séchage pour le tritium libre (HTO)

Seuils de décision, résultats non significatifs, incertitudes métrologiques et arrondis

Même en l'absence de radioactivité dans l'échantillon à mesurer, les dispositifs de mesures radiologiques fournissent un résultat de mesure qui est lié aux rayonnements extérieurs, notamment aux rayonnements naturels (cf. chapitre 2), auxquels est exposé le détecteur, ainsi qu'à un bruitage intrinsèque au dispositif même. Ce « bruit de fond métrologique » est fluctuant. Aussi, lorsque l'activité de l'échantillon est très faible, il est difficile de distinguer le rayonnement ajouté issu de l'échantillon, de la fluctuation du bruit de fond métrologique. Dans certains cas, le métrologue « décide » que le résultat de la mesure de l'activité de l'échantillon n'est pas significatif (que l'activité mesurée ne peut pas être clairement attribuable à l'échantillon). Le métrologue déclare alors l'activité de l'échantillon « inférieure au seuil de décision » : \leq SD. Le seuil de décision est donc la valeur minimale que doit avoir la mesure d'un

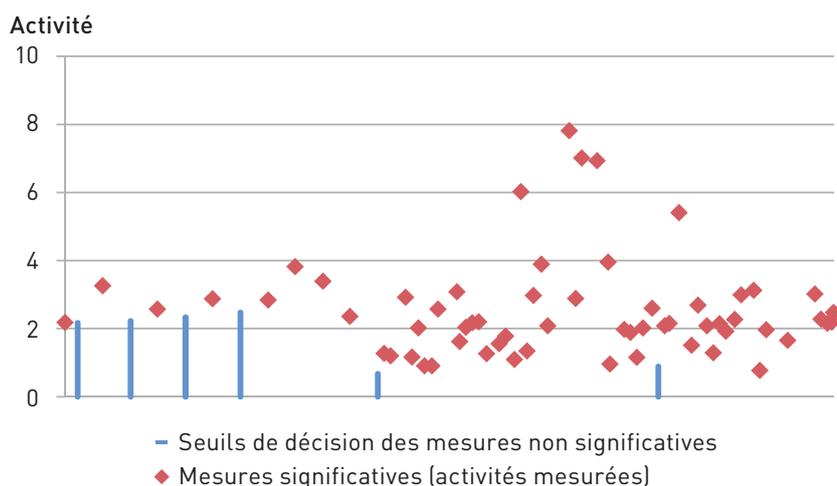
échantillon pour que le métrologue puisse décider de la présence d'une activité. À noter que la valeur de ce seuil de décision ne dépend que du dispositif de mesure (du bruit de fond métrologique) et non de l'activité de l'échantillon.

Les activités de certains radionucléides dans l'environnement étant très faibles, il est fréquent que les séries de résultats de mesure comportent des résultats inférieurs au seuil de décision. Ces résultats sont également qualifiés de résultats « non significatifs ». Un résultat « significatif » ou « mesure significative » désigne alors une activité supérieure au seuil de décision.

Dans les représentations graphiques, les résultats non significatifs sont représentés par des « bâtons verticaux » allant de l'axe des abscisses jusqu'à la valeur du SD. Dans la légende, il est mentionné « < SD ». Les résultats significatifs sont représentés par des symboles de couleur suivant la légende fournie (figure 15).

Le sigle « nm » dans les tableaux indique un paramètre ou un radionucléide non mesuré.

FIGURE 15 / EXEMPLE DE REPRÉSENTATION UTILISÉE POUR DISTINGUER LES MESURES INFÉRIEURES ET SUPÉRIEURES AUX SEUILS DE DÉCISION



En raison notamment de la fluctuation du bruit de fond métrologique, il n'existe pas de mesure exacte d'une activité. Le résultat d'analyse est toujours assorti d'une incertitude métrologique fournie par le métrologiste. Cette incertitude métrologique est cependant très faible au regard de celle liée à la représentativité de l'échantillon vis-à-vis de la composante de l'environnement échantillonnée et qui est beaucoup plus difficile à estimer. Quelle est en effet la représentativité d'un litre d'eau prélevé ponctuellement à un endroit précis d'une rivière au regard de l'eau de cette rivière au cours de la journée ou de la semaine ? Quelle est la représentativité de l'activité d'une salade prélevée à un endroit donné au regard de l'activité moyenne des salades de tout le champ ? C'est pourquoi, afin de ne pas donner un sentiment illusoire de précision, les incertitudes fournies par le métrologiste ne sont pas reportées dans les graphiques et tableaux de ce présent rapport.

L'arrondissement utilisé pour l'expression des résultats sous forme de moyenne est établi de manière à pouvoir disposer de deux chiffres significatifs sur l'incertitude associée au résultat. Lorsque le troisième chiffre significatif est compris entre 0 et 5, le second est arrondi au chiffre inférieur. Lorsque le troisième chiffre significatif est compris entre 5 et 9, le second est arrondi au chiffre supérieur. À titre d'exemple, si l'on dispose du résultat suivant, 23,12548 Bq/L, la valeur indiquée sera 23,1 Bq/L.

Moyennes et autres indicateurs statistiques

L'indicateur statistique choisi pour le présent bilan est une moyenne arithmétique, calculée à partir d'une part, des résultats d'analyse significatifs ($> SD$) et d'autre part, des résultats d'analyse non significatifs ($< SD$) auxquels est affectée la valeur du SD lorsque certaines conditions sont remplies. Les raisons du choix de cet indicateur, la méthode utilisée et les différents cas possibles sont présentés dans le chapitre 8 d'annexes.

Dans le chapitre 2, des « boîtes-à-moustaches » sont utilisées pour représenter les gammes d'activités observées dans l'environnement pour les différents radionucléides qui constituent le bruit de fond radiologique. Les informations fournies dans ces représentations et leur signification sont précisées dans le chapitre 8 d'annexes.



Broyage et mise en géométrie d'un échantillon d'herbe séchée

© IRSN

FOCUS
ANALYSE DU TRITIUM ORGANIQUEMENT LIÉ
(TOL) DANS LES MATRICES
ENVIRONNEMENTALES, SOLIDES ET LIQUIDES
(HORS EAUX)

Dans la matière organique des matrices environnementales coexistent :

- le tritium de l'eau libre de l'échantillon (tritium de l'eau de déshydratation, TED), présent sous forme de molécules HTO ;
- le tritium organiquement lié (TOL), substitué

à des atomes d'hydrogène liés à des atomes de la matière organique.

Pour l'analyse du TOL, la 1^{re} étape est la séparation du tritium de l'eau libre du TOL, dans la matrice considérée. Cette séparation est généralement réalisée par lyophilisation.

La fraction TOL peut être séparée en deux fractions : (i) le tritium organiquement lié échangeable (TOL-E) où les atomes de tritium sont associés aux atomes d'azote, d'oxygène ou de soufre par des liaisons à caractère labile et (ii) le tritium organiquement lié non échangeable (TOL-NE) où les atomes de tritium sont associés aux atomes de carbone par des liaisons covalentes. Dans l'état des connaissances actuelles, au niveau analytique, seule l'analyse du TOL est validée.

L'activité en TOL peut être obtenue soit par :

1. mesure du tritium dans l'eau par comptage des scintillations en milieu liquide ;
2. calcul après mesure de l'hélium 3 (descendant du tritium) par spectrométrie de masse ;

1. Mesure du tritium dans l'eau par comptage des scintillations en milieu liquide

Les échantillons déshydratés subissent une combustion qui permet d'extraire l'hydrogène de la matière organique sous la forme H₂O.

Différents systèmes de combustion existent :

- combustion sous courant d'oxygène avec un dispositif automatisé (type Oxidizer) ;
- combustion dans un système clos sous oxygène pressurisé (type bombe de Parr) ;
- combustion sous courant d'oxygène dans un four tubulaire (type Pyroxiser)

Parmi les gaz de combustion, la vapeur d'eau tritiée obtenue est recueillie, en fin de combustion, sous forme d'eau à l'aide d'un piège froid. Cette eau est ensuite analysée par scintillation liquide (SL).

Dans les laboratoires français, les systèmes les plus utilisés sont l'Oxidizer et le four tubulaire.

2. Calcul après mesure de l'hélium 3 (descendant du tritium) par spectrométrie de masse

Les échantillons déshydratés sont placés dans des contenants d'isolement (ballons en verre, pots métalliques) présentant, une fois fermés, le plus faible taux de fuite possible pour l'hélium.

Les contenants sont placés sur une ligne permettant un dégazage sous vide ($P < 10^{-5}$ Torr). Ce dégazage doit éliminer tous les gaz dissous présents dans l'échantillon, en particulier l'hélium. Il constitue la « mise à zéro » en hélium avant fermeture.

Après dégazage, les contenants sont fermés de façon étanche et stockés jusqu'à la mesure.



L'isolement des échantillons permet la recroissance de l'hélium-3 par désintégration du tritium. La durée d'isolement (t), généralement de l'ordre de quelques semaines à quelques mois, est déterminée en fonction de la masse de la prise d'essai, de l'activité attendue en tritium et de l'incertitude souhaitée.

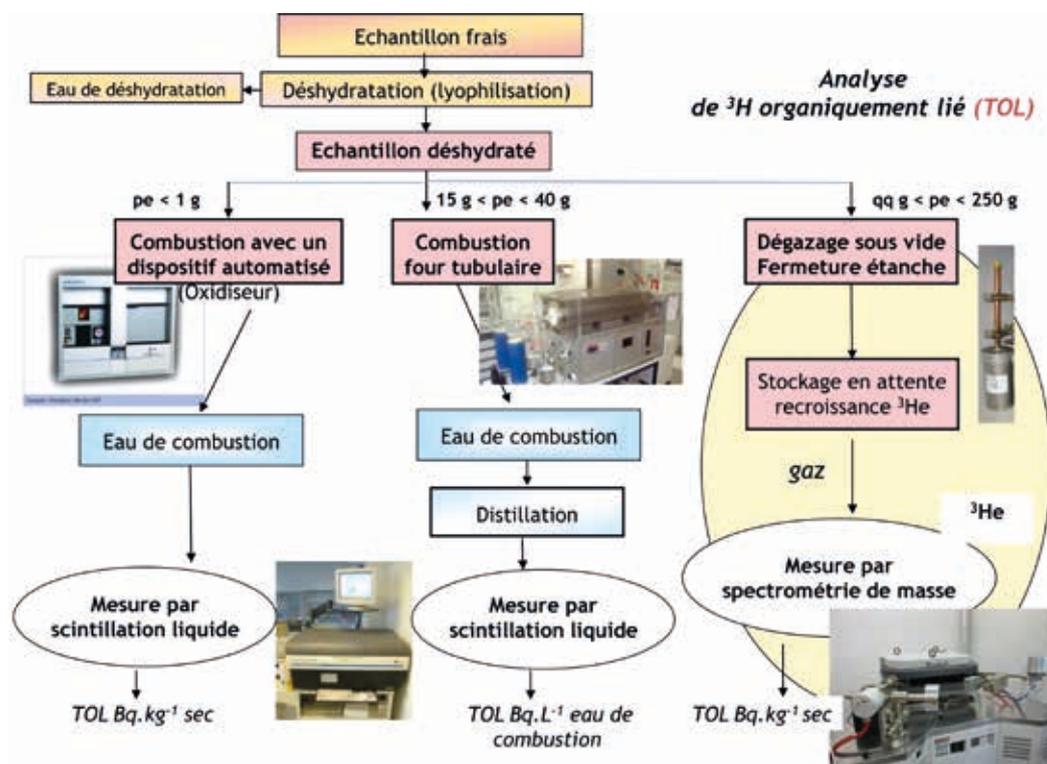
À l'issue de la période de stockage, les contenants sont montés sur une ligne d'introduction reliée à un spectromètre de masse spécialement conçu pour la mesure des gaz rares (fonctionnement en mode statique).

Connaissant, par la mesure par spectrométrie de masse, le nombre d'atomes d'hélium-3 produits dans l'échantillon pendant son isolement, il est possible de calculer le nombre d'atomes de tritium initialement présents et donc l'activité en tritium dans l'échantillon, à la date de début de stockage.

La figure A schématise les différentes méthodes d'analyse du TOL.

FIGURE A / LES DIFFÉRENTES MÉTHODES D'ANALYSE DU TOL

(pe = prise d'essai d'échantillon déshydraté)



Le choix du mode opératoire analytique dépend de nombreux paramètres, comme par exemple, le type de matrice, la masse (ou prise d'essai) d'échantillon déshydraté disponible, l'objectif de la mesure en termes de délai de réponse, de performances analytiques (seuil de décision, incertitude).

À titre d'exemple, le tableau A donne, pour le cas d'une matrice constituée à 80 % d'eau et contenant 6,2 % d'hydrogène (matrice végétale), les performances obtenues classiquement par les laboratoires, en fonction de la méthode utilisée.

TABLEAU A / LIMITATIONS ET PERFORMANCES EN FONCTION DE LA MÉTHODE DE PRÉPARATION

	Dispositif de combustion automatisé (oxidizer)	Four tubulaire	Spectrométrie de masse ³ He
Masse d'échantillon frais	2,5 g	100 g	500 g
Masse d'échantillon déshydraté	0,5 g	20 g	100 g
Masse d'eau de combustion mise en comptage	0,25 g*	10 g	-
Rendement de détection	30 à 40 % fenêtre tritium 1-2 mL eau/ 10 mL scintillant	20 à 25 % fenêtre tritium 10 mL eau/ 10 mL scintillant	-
Durée de comptage	120 min	120 min	-
Durée d'isolement (recroissance ³He)	-	-	5 mois
Seuil de décision	50 Bq/kg de matière sèche	5 Bq/L d'eau de combustion 2,5 Bq/kg de matière sèche	0,025 Bq/kg de matière sèche 0,05 Bq/L d'eau de combustion

* Cette masse n'est pas mesurée expérimentalement en mode automatique.

En fonction du mode opératoire choisi, le résultat est obtenu (cf. figure A), soit en Bq/kg sec, soit en Bq/L d'eau de combustion. La valeur du pourcentage massique d'hydrogène mesuré dans l'échantillon déshydraté permet de convertir le résultat dans l'autre unité.

Recommandation

Du fait des propriétés physico-chimiques des isotopes de l'hydrogène, il est recommandé de limiter les échanges isotopiques avec la vapeur d'eau de l'air ambiant, lors des différentes étapes (préparation, entreposage, aliquotage, conservation, manipulation, traitements) nécessaires à l'analyse du TOL. En particulier, chaque étape de manipulation de l'échantillon doit être réalisée dans un endroit adapté et le plus rapidement possible.

FOCUS
ANALYSE DU CARBONE-14
DANS LES MATRICES CARBONÉES
DE L'ENVIRONNEMENT

Le carbone-14 est présent dans l'air, principalement sous forme de dioxyde de carbone (CO₂). Son comportement et son transfert sont indissociables des processus du cycle du carbone. Il s'incorpore donc dans la matière organique des végétaux lors de la photosynthèse, puis

dans celle des animaux par ingestion. Comme le carbone stable, le carbone-14 devient alors un constituant de la matière organique.

L'activité en carbone-14 dans les matrices environnementales peut être déterminée par :

1. comptage des scintillations en milieu liquide (SL) ;
2. spectrométrie de masse couplée à un accélérateur (SMA).

Quelle que soit la technique de mesure utilisée, il faut au préalable déshydrater l'échantillon. Cette déshydratation est généralement réalisée par lyophilisation. Il faut ensuite transformer le carbone (dont le carbone-14) contenu dans l'échantillon en dioxyde de carbone par combustion ou oxydation.

Différents systèmes de combustion existent, comme par exemple :

- combustion dans un système clos sous oxygène pressurisé (type bombe de Parr) ;
- combustion sous courant d'oxygène avec un dispositif automatisé (type Oxidiser) ;
- combustion sous courant d'oxygène dans un four tubulaire (type Pyroxiser).

Dans le cas d'une analyse par scintillation liquide, le dioxyde de carbone obtenu est :

- soit piégé dans un absorbant spécifique de CO₂, par exemple le Carbosorb®E, avant l'ajout du liquide scintillant ;
- soit transformé chimiquement en une forme organique miscible avec le liquide scintillant (méthode par synthèse du benzène).

Après entraînement et piégeage de CO₂ dans des pièges froids, les différentes étapes de la synthèse du benzène sont les suivantes :

1. la production de carbure (750 °C) : $2 \text{CO}_2 + 10 \text{Li} \rightarrow \text{Li}_2\text{C}_2 + 4 \text{Li}_2\text{O}$;
2. l'hydrolyse du carbure de lithium : $\text{Li}_2\text{C}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_2\text{H}_2 + \text{Li}_2\text{O}$;
3. la trimérisation de l'acétylène en benzène (catalyseur Cr) : $3 \text{C}_2\text{H}_2 \rightarrow \text{C}_6\text{H}_6$.

Pour la mesure, les scintillants Butyl PBD (2-(4'-t-butylphenyl)-5-(4-biphenyl)-1,3,4-oxadiazole) et bis-MSB (1,4-bis-(2-methylstyryl)-benzene) sont ajoutés au benzène synthétisé.

Dans le cas d'une mesure par SMA, après combustion et récupération du dioxyde de carbone, une source graphite est obtenue par réduction catalytique de CO₂ par H₂, en présence de poudre de fer comme catalyseur. La réaction est réalisée à 600 °C avec un excès de H₂ (H₂/CO₂ = 2,5). La poudre fer-carbone obtenue est compressée sous forme de pastille pour la mesure.

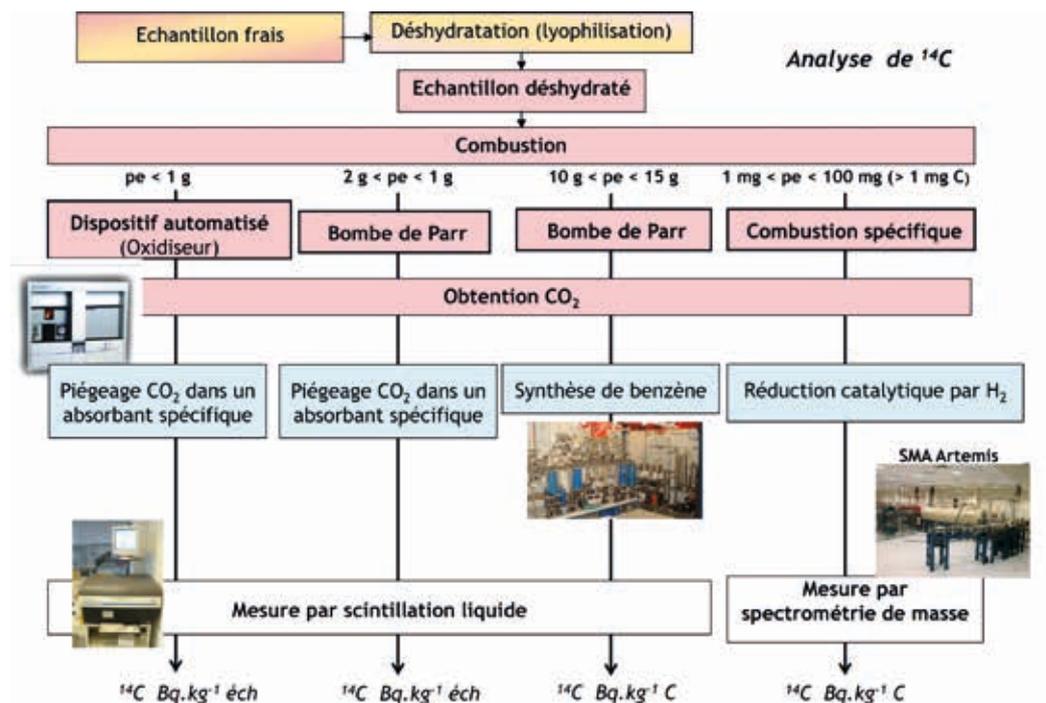
Le choix du mode opératoire analytique dépend de nombreux paramètres, comme par exemple, le type de matrice, la masse (ou prise d'essai) d'échantillon déshydraté disponible ou l'objectif de la mesure en termes de performances analytiques, de délai de réponse (cf. tableau A page suivante). Ainsi, les méthodes analytiques mettant en jeu une bombe de Parr sont adaptées aux matrices contenant au moins 10 % de carbone, teneur nécessaire pour piéger suffisamment de CO₂ pour la suite de l'analyse. Pour les sédiments (très faibles pourcentages massiques de carbone), seule la SMA est donc utilisable.



La figure A schématise les différentes méthodes d'analyse du carbone-14.

FIGURE A / LES DIFFÉRENTES MÉTHODES D'ANALYSE DE ¹⁴C

(pe = prise d'essai d'échantillon déshydraté)



En fonction du mode opératoire choisi, le résultat est obtenu (cf. figure A), soit en Bq/kg d'échantillon sec, soit en Bq/kg de carbone (cf. chapitre 2). La valeur du pourcentage massique de carbone mesuré dans l'échantillon déshydraté permet de convertir le résultat dans l'autre unité.

Pour l'analyse de ¹⁴C, la performance des différents outils disponibles en termes de limite de détection a peu d'importance car les niveaux d'activité mesurés sont toujours significatifs. En effet, le niveau du bruit de fond (hors influence directe d'un rejet) est actuellement de l'ordre de 227 Bq/kg C. La comparaison de leur performance se fera principalement sur la valeur de l'incertitude associée au résultat (tableau A).

TABLEAU A / PERFORMANCES ANALYTIQUES EN FONCTION DE DIFFÉRENTES MÉTHODES DE PRÉPARATION

	Dispositif de combustion automatisé (oxidizer)	Synthèse du benzène	SMA
Incertitude associée en % (avec un facteur d'élargissement k = 2) pour une activité de 227 Bq/kg C	20	6	2,5
Durée de l'analyse en jours	1	5	4

1.5. LE RÉSEAU NATIONAL DE MESURES DE LA RADIOACTIVITÉ DE L'ENVIRONNEMENT (RNM)

Le site de référence des mesures de la radioactivité de l'environnement en France

Le réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement centralise l'ensemble des données agréées 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.

L'une de ses forces est le pluralisme des sources d'information : les mesures proviennent des services de l'État et de ses établissements publics, des exploitants d'installations nucléaires ou d'autres acteurs publics, privés ou associatifs.

Depuis 2010, le site www.mesure-radioactivite.fr rend accessibles à tous, en toute transparence, les 300 000 mesures réalisées annuellement en France (qui totalisent en 2017 un peu plus de 2 millions de données) dans les différents milieux (l'air, l'eau, le sol, la faune et la flore) et dans les produits alimentaires.

Initiative unique en Europe, www.mesure-radioactivite.fr permet à chacun d'appréhender la surveillance de la radioactivité réalisée autour de son lieu de vie.

Centraliser

Il existe aujourd'hui une veille environnementale abondante et diversifiée dans le paysage nucléaire français, réalisée par une multitude d'acteurs. Les données de la radioactivité de l'environnement, qui sont transmises au RNM, comprennent les résultats des analyses réalisées :

- par les exploitants des installations nucléaires qui, conformément aux exigences réglementaires, assurent la surveillance de l'état radiologique de l'environnement proche de leur installation ;
- par les collectivités territoriales, les services de l'État et de ses établissements publics en charge du contrôle sanitaire de l'eau et des aliments ;

- par tout organisme public, privé ou associatif qui participe ainsi à la surveillance radiologique du territoire français.

Le réseau national de mesures collecte et centralise ces données de sources diverses dans une base de données unique.

Harmoniser

Le site www.mesure-radioactivite.fr permet de suivre l'évolution dans le temps de l'état radiologique d'un compartiment de l'environnement donné et de confronter des mesures réalisées par des acteurs différents. La comparaison est rendue possible par l'application de méthodes de mesure rigoureuses et homogènes, et de critères d'harmonisation des données telles que les unités de mesures.

Pour être déversées dans la base du RNM, les mesures doivent obligatoirement être effectuées par des laboratoires agréés par l'Autorité de sûreté nucléaire. Cet agrément est délivré sur avis d'une commission d'agrément multipartite.

Fiabiliser

Les laboratoires doivent satisfaire à deux conditions cumulatives destinées à garantir la fiabilité des mesures :

- se conformer à la Norme internationale ISO/CEI 17025 qui établit les exigences générales de compétence pour effectuer des essais et/ou des étalonnages, y compris l'échantillonnage ;
- obtenir des résultats satisfaisants aux essais de comparaison interlaboratoires organisés par l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN). Ces tests d'aptitude consistent à comparer à une valeur de référence les résultats obtenus par les laboratoires sur des échantillons identiques.

Restituer

Le site www.mesure-radioactivite.fr permet à chacun d'appréhender la surveillance de la radioactivité réalisée autour de son lieu de vie.

Totalement remanié en 2016, le site tente de mieux répondre aux attentes du grand public en lui proposant un mode de consultation « guidé » qui lui est destiné, et un mode « avancé » à destination d'un public averti.

Depuis début 2018, le site existe également en langue anglaise afin de mieux répondre aux attentes d'un public non francophone.

Le fonctionnement du RNM

Le réseau national est développé sous la présidence de l'Autorité de sûreté nucléaire. Sa gestion en a été confiée à l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN).

Les autres acteurs du réseau comprennent des représentants des principaux ministères concernés, des agences sanitaires, des instituts publics, des industriels du nucléaire, des personnes qualifiées et des associations de protection de l'environnement et des consommateurs.

Les instances de pilotage

Le réseau national est animé par un comité de pilotage placé sous la présidence de l'ASN, chargé de définir les orientations stratégiques du réseau. En complément, une commission d'agrément émet un avis sur les demandes des laboratoires qui sollicitent l'agrément de l'ASN. Les différents acteurs du RNM sont représentés dans ces deux instances.

Le Comité de pilotage se réunit 2 fois par an. Les comptes rendus de ces réunions sont disponibles dans la rubrique « Les publications ». Le Comité de pilotage donne son avis concernant les orientations stratégiques du RNM. Il s'appuie éventuellement sur les travaux de groupes de travail constitués en fonction des besoins d'évolutions du RNM.

La commission d'agrément a pour mission de s'assurer que les laboratoires de mesures ont les compétences organisationnelles et techniques pour fournir au réseau des résultats de mesures de qualité. La commission est compétente pour proposer l'agrément, le refus, le retrait ou la suspension d'agrément à l'ASN. L'ASN rend ensuite les décisions de délivrance ou de non-attribution d'agrément qui sont publiées au bulletin *Officiel* de l'ASN.

La gestion du réseau national de mesure a été confiée à l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN) qui assure la maîtrise d'ouvrage du développement, l'exploitation technique et l'animation du RNM.

La transmission des résultats de mesures au RNM

La majorité des acteurs français de la veille radiologique environnementale contribue au RNM en y déversant leurs résultats de mesures.

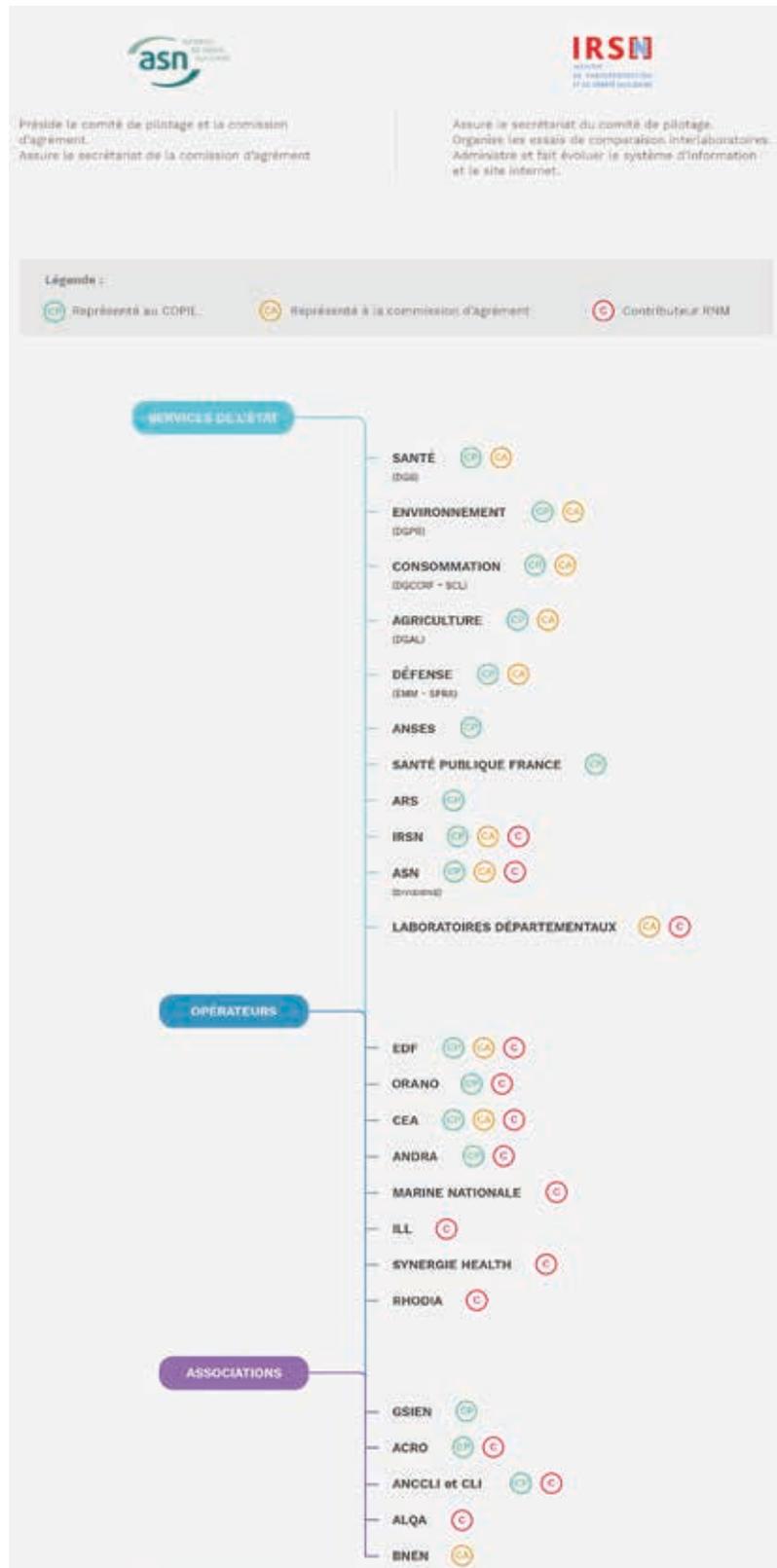
Chaque contributeur envoie, par un mode de transfert sécurisé *via* internet, ses données formatées selon un protocole d'échange d'informations qui a été défini en commun. À ce jour, 66 contributeurs transmettent des mesures de radioactivité de l'environnement au réseau national.

Ces envois alimentent la base de données centrale du réseau national depuis sa mise en service en janvier 2009. En moyenne, 25 000 mesures sont transmises chaque mois.

L'exploitation et la restitution des informations du RNM

Ces données centralisées dans le système d'information du RNM sont restituées au public et aux experts sous la forme d'un portail internet cartographique (www.mesure-radioactivite.fr). À partir de ces informations et de leur analyse, un bilan radiologique de l'état de l'environnement est produit tous les 3 ans. Ce rapport est le deuxième du genre, le premier ayant été publié en 2015 pour la période juin 2011- décembre 2014.

FIGURE 16/ SCHÉMA D'ORGANISATION DU RNM



FOCUS RNM
**UN SITE WEB RÉNOVÉ,
MAINTENANT DOTÉ
D'UNE VERSION ANGLAISE**

Le RNM poursuit son objectif de s'ouvrir à un public élargi : après une modernisation du site, en 2016, pour le rendre plus accessible au « grand public », la traduction en anglais du site devrait favoriser l'accès aux experts non francophones.

Fin 2016, le site web du RNM faisait peau neuve avec pour objectif principal d'être plus accessible au grand public. Ainsi, une version avec un « mode guidé », donne un premier niveau d'information qui concerne le nombre et la typologie des mesures : par exemple les mesures réalisées autour de la personne (géolocalisée) qui consulte le RNM.

Un second niveau de lecture permet à l'internaute non spécialiste d'avoir accès simplement, parmi les centaines de types de résultats de mesure disponibles, à une quinzaine, qui sont présélectionnés pour leur représentativité et qui bénéficient d'une analyse particulière, c'est pour cela qu'on les appelle des « Témoins ».

Les mesures « Témoins » du RNM

Sur ces « témoins », les valeurs maximales et la gamme du bruit de fond (valeurs mesurées dans l'environnement) ainsi que des informations spécifiques (via une rubrique « le saviez-vous ? ») sont mises en avant.

Les témoins sont sélectionnés car ils ont été jugés représentatifs de la radioactivité mesurée sur l'ensemble du territoire français (par exemple le débit de dose gamma ambiant ou la mesure du césium 137 dans les aérosols) ou pour leur spécificité à une ou plusieurs installations nucléaires (par exemple la mesure de l'iode-129 dans le lait qui concerne essentiellement l'installation

FIGURE A / LE MODE GUIDÉ DU SITE WEB
NOUVELLE VERSION

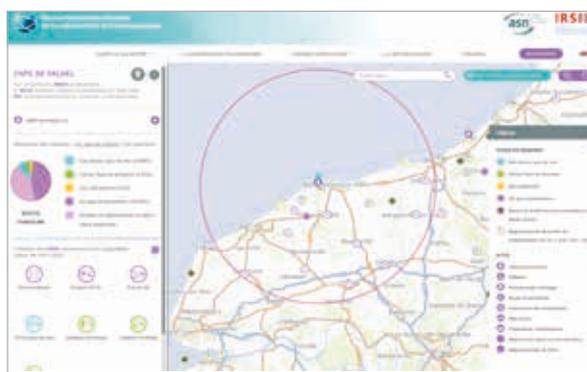
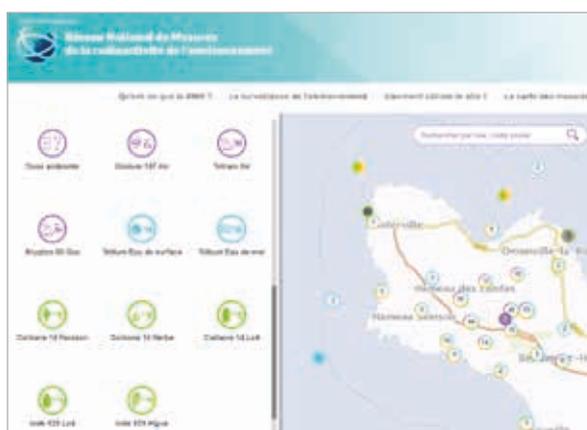


FIGURE B / LES « TÉMOINS » RESTITUÉS POUR LES SITES
DU NORD COTENTIN



de la Hague et la mesure du tritium dans les produits laitiers témoin des rejets de tritium des installations de Marcoule et Valduc). Pour le témoin sélectionné, un « thermomètre » de la mesure restitue le bruit de fond national (hors influence des installations nucléaires) et la valeur maximale mesurée sur le territoire français avec une explication contextuelle qui donne à l'internaute les explications nécessaires pour comprendre pourquoi une telle valeur a été mesurée.

La version « expert », quant à elle, restitue *via* des chroniques temporelles l'ensemble des mesures publiées sur le site.

Un site en anglais permettant à un public non francophone d'accéder aux informations disponibles dans le RNM.

Le deuxième objectif de la modernisation du site était de conquérir un public élargi à un territoire plus vaste, éventuellement non francophone: rien de plus normal alors que de traduire le site en anglais, ouvrant ainsi à la communauté scientifique anglophone les quelque 2,2 millions de données aujourd'hui disponibles. Lors des « événements radiologiques » (tels que l'épisode de détection du ¹⁰⁶Ru en provenance du sud de l'Oural à l'automne 2017), une analyse fine de l'origine des connexions a permis de constater une augmentation des connexions en provenance des pays tiers, l'ouverture du site en anglais permet également de répondre à cette demande latente d'obtention d'information de la part de pays tiers.

FIGURE C / LES EXPLICATIONS CONTEXTUELLES DONNÉES POUR LE TÉMOIN CESIUM 137

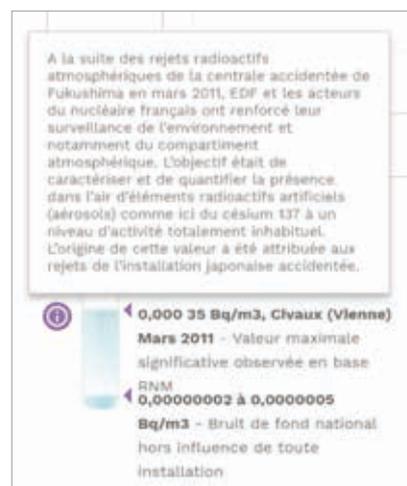
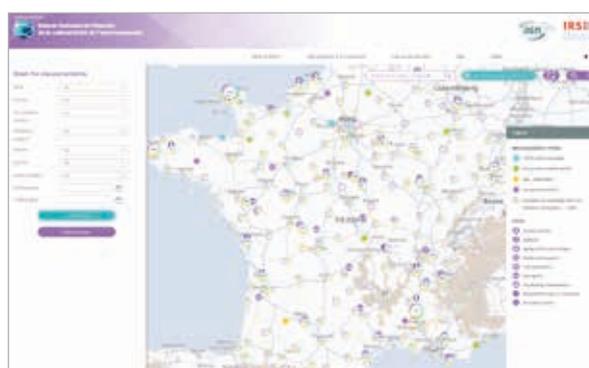


FIGURE D / SITE EN VERSION ANGLAISE



L'agrément des laboratoires

Les agréments des laboratoires pour les mesures de la radioactivité de l'environnement au titre de l'article R. 1333-26 du code de la santé publique sont délivrés par décision de l'Autorité de sûreté nucléaire.

Pour être agréés, les laboratoires sont tenus de :

- présenter à l'ASN un dossier de demande d'agrément faisant état des agréments sollicités et justifiant de la conformité de leurs pratiques en matière de mesures et de prélèvements aux exigences de la norme NF EN ISO/CEI 17025 applicables aux laboratoires d'essais ;
- satisfaire aux essais de comparaison inter-laboratoires organisés périodiquement par l'IRSN.

Les agréments sont délivrés par décision de l'ASN, sur l'avis de la commission d'agrément des laboratoires, fondée sur l'examen des demandes d'agrément et des résultats des laboratoires aux essais de comparaison interlaboratoires (EIL) organisés par l'IRSN. Ils sont attribués pour une durée de validité maximale de cinq ans.

Depuis 2003, plus de soixante laboratoires dont un laboratoire étranger se sont engagés dans la démarche d'agrément pour les mesures de radioactivité de l'environnement.

Les laboratoires agréés dans le cadre du réseau national sont :

- des laboratoires des exploitants nucléaires qui réalisent la surveillance de l'environnement des installations en application des dispositions réglementaires qui leur sont imposées ;
- des laboratoires d'instituts ou agences publiques qui réalisent des mesures de contrôle de radioactivité à des fins de contrôle sanitaire ;
- des laboratoires universitaires qui peuvent effectuer des mesures de radioactivité pour le compte d'exploitants nucléaires ou de collectivités territoriales (contrôle sanitaire des eaux de consommation) ;

- des laboratoires privés qui s'investissent notamment dans le contrôle radiologique des eaux de consommation ;
- des laboratoires d'associations de protection de l'environnement qui réalisent des mesures indépendantes et procèdent à des contre-expertises pour leur propre compte ou celui de collectivités territoriales ;
- des laboratoires étrangers, le plus souvent des laboratoires publics travaillant dans des secteurs rattachés à la protection sanitaire des populations.

Qu'est-ce qu'un essai de comparaison interlaboratoires ?

Les essais de comparaison interlaboratoires organisés par l'IRSN ont pour but d'éprouver la compétence technique des laboratoires. Il s'agit de tests d'aptitude consistant à comparer les résultats obtenus par les laboratoires sur des échantillons identiques à une valeur de référence.

Ces essais portent sur la mesure de radionucléides artificiels émetteurs alpha, bêta et gamma, ou encore des radionucléides des chaînes naturelles de l'uranium et du thorium. L'IRSN est chargé de la préparation des échantillons, de leur livraison aux laboratoires inscrits aux essais, de la détermination de la valeur de référence et du traitement statistique des résultats obtenus par les laboratoires.

Les échantillons préparés par l'IRSN sont distribués simultanément aux laboratoires participants pour être mesurés en parallèle. Le lot d'échantillons fourni par l'IRSN doit être suffisamment homogène en termes de radioactivité contenue afin qu'aucun écart de résultat ne puisse être attribué à un défaut d'homogénéité.

Pour chaque essai, le nombre de participants peut aller jusqu'à 70 laboratoires y compris quelques laboratoires étrangers.

Ce type d'essai est organisé par l'IRSN depuis 40 ans avec actuellement un rythme annuel de 4 à 5 essais dans le cadre du RNM. Depuis 2006, le laboratoire de l'IRSN qui organise ces essais de comparaison interlaboratoires est accrédité par le COFRAC (Comité français d'accréditation).

Les différents types d'essais proposés dans le cadre du réseau national de mesure sont programmés par type de matrice environnementale et par catégorie de mesures radioactives en fonction de la grille d'agrément des laboratoires définie en annexe de la décision homologuée de l'Autorité de sûreté nucléaire n° 2008-DC-0099 du 29 avril 2008 modifiée, relative à l'organisation du RNMRE et fixant les modalités d'agrément des laboratoires.

On distingue ainsi :

- 7 familles de matrices environnementales : les eaux, les sols, les matrices biologiques, les aérosols, les gaz, le milieu ambiant et les denrées alimentaires ;
- 17 catégories de mesures radioactives.

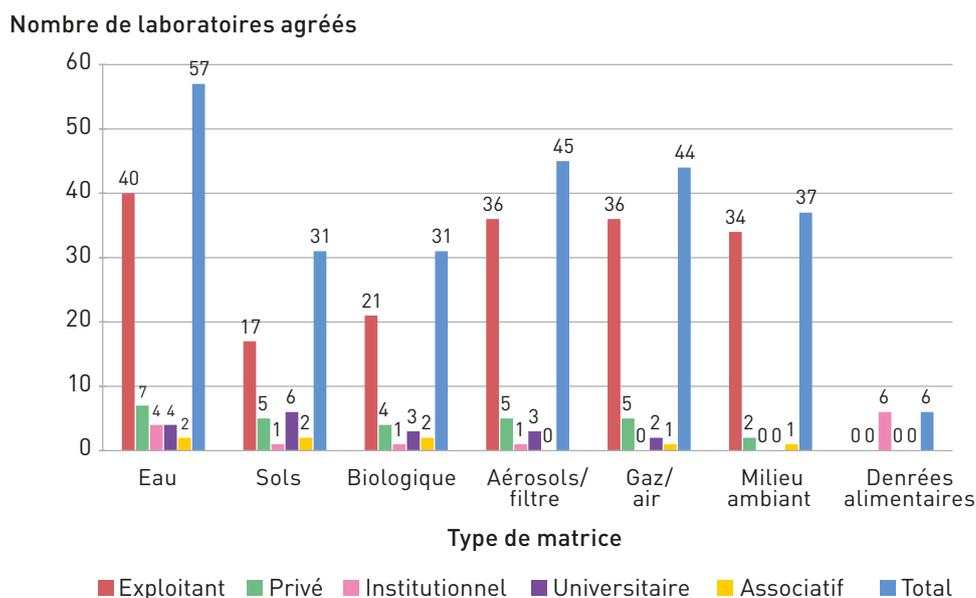
Les essais de comparaison interlaboratoires permettent aux laboratoires participants de justifier la qualité des méthodes d'analyses mises en œuvre, de fournir aux organismes d'accréditation les éléments permettant de juger de la maîtrise des processus d'analyses et d'obtenir un agrément de l'ASN dans le cadre de la réglementation.

Situation des laboratoires agréés au 1^{er} janvier 2018

Au 1^{er} janvier 2018, le nombre de laboratoires agréés pour la mesure de la radioactivité de l'environnement est de 58, dont 40 laboratoires d'exploitants nucléaires, les autres se répartissant entre les secteurs privé (6), institutionnel (3) et associatif (3). Ces laboratoires disposent de 880 agréments couvrant 51 catégories d'agrément. Depuis l'introduction, en 2015, d'un nouveau type d'agrément correspondant aux mesures des émetteurs gamma dans les denrées alimentaires dans le cadre des contrôles sanitaires, six laboratoires préalablement agréés par la DGAL et la DGCCRF ont sollicité un agrément auprès de l'ASN au titre du RNM. Cette équivalence permettra d'insérer dans le RNM les données fournies par ces laboratoires sur les denrées alimentaires.

C'est dans le domaine de la surveillance de la radioactivité des eaux que les laboratoires agréés sont les plus nombreux avec 57 laboratoires ayant chacun jusqu'à 13 agréments différents pour la surveillance de ce milieu (cf. figure 17).

FIGURE 17 / RÉPARTITION DES LABORATOIRES (avec IRSN)



Une quarantaine de laboratoires disposent d'agrément pour les mesures de matrices biologiques (chaîne alimentaire), des poussières atmosphériques, de l'air ou encore de la dosimétrie gamma ambiante. Dans les sols, le nombre de laboratoires s'établit à 31. Si la plupart des laboratoires sont compétents pour la mesure des émetteurs gamma dans toutes les matrices environnementales, seule une dizaine d'entre eux est agréée pour les mesures du carbone 14, des transuraniens ou des radionucléides des chaînes naturelles de l'uranium et du thorium dans les matrices eau, sol et biologiques.

CILEI - le site internet des comparaisons interlaboratoires pour l'environnement de l'IRSN

Dans le cadre de l'organisation des essais interlaboratoires pour la mesure de radioactivité dans l'environnement et des denrées alimentaires, l'IRSN a développé un site internet dédié aux échanges d'informations entre les laboratoires participant à ces essais et l'IRSN: <https://cilei.irsn.fr/>



Banc de dégazage de l'hélium-3 pour la mesure du tritium marin

© F. Levittain/Signatures/IRSN

FOCUS
RETOUR D'EXPÉRIENCE DES ESSAIS
DE COMPARAISON INTERLABORATOIRES
DANS LE PROCESSUS D'AGRÈMENT
DES LABORATOIRES

Les essais de comparaison interlaboratoires (EIL) organisés par l'IRSN dans le cadre du réseau national de mesure de la radioactivité de l'environnement ont pour but d'apprécier la qualité et la fiabilité des mesures effectuées par les différents laboratoires participants. Il s'agit généralement de tests d'aptitude

où les résultats obtenus par les laboratoires sur des échantillons identiques sont comparés à une valeur de référence. Pour ces tests, ouverts aux laboratoires français comme étrangers, l'IRSN se charge de la préparation des échantillons, de la détermination des valeurs de référence et de l'exploitation des résultats.

Les premiers textes réglementaires encadrant les activités de surveillance de la radioactivité de l'environnement (décret n° 88-715 du 9 mai 1988 relatif à l'harmonisation des mesures de la radioactivité de l'environnement et des denrées destinées à la consommation ; article R. 43-6 du code de la santé publique, modifié par le décret 2002-460 ; arrêté du 17 octobre 2003 portant organisation d'un réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement) ont conduit à l'organisation des premiers EIL par l'IRSN en avril 2003. La commission d'agrément des laboratoires, instituée par l'arrêté du 17 octobre 2003, s'est réunie pour la première fois le 7 janvier 2004, et a donné un avis favorable à 29 demandes d'agrément. Les agréments ont été délivrés pour une durée de validité de 5 ans.

La décision n° 2008-DC-0099 de l'Autorité de sûreté nucléaire du 29 avril 2008 décrit l'organisation du réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement et fixe les modalités d'agrément des laboratoires. Cette décision a été modifiée par la décision n° 2015-DC-0500 de l'Autorité de sûreté nucléaire du 26 février 2015, qui introduit un nouveau type d'agrément, afin de permettre aux laboratoires agréés par la DGAL et la DGCCRF de déposer dans la base de données du réseau national de mesure de la radioactivité de l'environnement (RNM) les résultats de mesures réalisées dans le cadre du contrôle sanitaire des denrées alimentaires.

La participation aux EIL répond à la fois à l'exigence imposée par la norme NF EN ISO/CEI 17025 spécifiant les exigences générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais ainsi qu'à la réglementation qui prévoit l'obligation, pour les laboratoires, de présenter les résultats obtenus aux EIL à l'appui de leurs demandes d'agrément. Lorsque le résultat obtenu par un laboratoire à un EIL n'est pas suffisamment probant, l'ASN peut, sur avis de la commission d'agrément, délivrer un agrément pour une durée probatoire d'un ou deux ans par exemple, ou conditionner la délivrance de l'agrément à la fourniture d'éléments complémentaires, voire la participation à un nouvel essai contradictoire.

Progressivement, le nombre d'EIL à organiser chaque année a augmenté depuis 2003, pour couvrir l'ensemble de la grille des agréments. L'IRSN organise en moyenne 6 EIL par an, répartis sur les deux semestres. Depuis 2010, la commission d'agrément des laboratoires se réunit à deux reprises par an, afin d'examiner les résultats obtenus par les laboratoires aux EIL et de donner un avis à l'ASN sur les demandes d'agrément sollicitées par les laboratoires.

De 2004 à 2017, l'IRSN a organisé 70 EIL, et l'ASN comptabilise à ce jour environ 880 agréments en cours de validité au 1^{er} janvier 2018, répartis entre 64 laboratoires.



Le tableau ci-dessous détaille le nombre d'agrément délivrés aux laboratoires par matrice et par an depuis le début de réalisation des EIL.

Année de début de validité	Eau	Sol et sédiment	Biologique	Aérosol	Air	Débit de dose gamma ambiant	Denrées alimentaires
2004	24		5				
2005	76		40				
2006	58	53	26	40			
2007	26		4	2			
2008	17			16	8	18	
2009	151		65		35	20	
2010	62	73	18	17	1	1	
2011	24	57	1	70	1		
2012	14	8	25	1	49		
2013	13	12	38		14		
2014	119	1	74	25	42	40	
2015	87	77	15	26			
2016	76	60		71		5	
2017	25	12	27	7	52		6

Le retour d'expérience de ces EIL montre que la périodicité de 5 ans pour la réalisation de chaque type d'essai, calquée sur la durée de validité des agréments correspondants, est bien adaptée. Un allongement de cette périodicité ne serait pas opportun dans la mesure où il ne permettrait pas suffisamment d'apprécier l'aptitude des laboratoires à maintenir au cours du temps leurs performances, compte tenu des mouvements de personnel, changements d'organisation, ou évolutions de normes et méthodes de mesure susceptibles d'intervenir pendant la durée de validité de l'agrément.

Depuis les premiers EIL, l'ASN et l'IRSN ont pu constater que des progrès ont été enregistrés pour la population des laboratoires agréés : au cours du temps, les laboratoires obtiennent globalement davantage de résultats satisfaisants aux EIL, ce qui se traduit par une diminution relative du nombre d'essais contradictoires à organiser. En effet, de 2004 à 2012, les 29 essais contradictoires organisés ont pu regrouper jusqu'à 4 laboratoires chacun. De 2013 à 2017, la plupart des 16 essais contradictoires n'ont concerné qu'un ou deux laboratoires. Le nombre d'agrément accordés pour des durées probatoires d'un ou deux ans, sous réserve de participation à un essai contradictoire ou de la fourniture de compléments à la commission d'agrément, a par ailleurs décru de 2004 à 2017.

Ainsi, l'ASN considère que l'organisation, par l'IRSN, des essais de comparaison interlaboratoires est un système efficace, robuste et bien rodé depuis 2003, qui remplit tout à fait son objectif d'apprécier la qualité et la fiabilité des mesures effectuées par les différents laboratoires participants. Il concourt à favoriser la montée en compétence des laboratoires et le maintien de leurs performances au cours du temps, afin de garantir la qualité des résultats de mesure de la radioactivité de l'environnement mis à disposition du public sur le site du réseau national de mesure de la radioactivité de l'environnement www.mesure-radioactivite.fr.

Banc de mesure du carbone-14 par synthèse du benzène



© A. Bouissou/MEDDE/IRSN



O2

LE « BRUIT DE FOND » RADIOLOGIQUE FRANÇAIS

2.1. LE BRUIT DE FOND RADIOLOGIQUE NATUREL	46
Le rayonnement cosmique et les radionucléides cosmogéniques dans l'environnement	46
Les radionucléides telluriques dans l'environnement	48
2.2. LE BRUIT DE FOND RADIOLOGIQUE RÉMANENT DES RETOMBÉES ANCIENNES	61
Retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires	61
Retombées de l'accident de Tchernobyl	64
Retombées de l'accident de Fukushima	64
2.3. GAMME DES DOSES À LA POPULATION, LIÉES AU BRUIT DE FOND RADIOLOGIQUE FRANÇAIS	66
Doses efficaces externes liées aux rayonnements cosmique et tellurique	66
Doses efficaces par ingestion de radionucléides naturels via l'alimentation et le tabagisme	66
Dose efficace liée à l'inhalation de radon	68
Doses efficaces liées à la rémanence des retombées anciennes de radionucléides artificiels	69
Bilan des doses efficaces liées au bruit de fond radiologique français	73

O2

LE « BRUIT DE FOND » RADIOLOGIQUE FRANÇAIS

On désigne par « bruit de fond » radiologique, les activités des différents radionucléides présents dans l'environnement, en dehors de toute influence anthropique actuelle (industrie nucléaire, autres industries, rejets hospitaliers...). Ce bruit de fond résulte d'une part de sources naturelles, et d'autre part de la rémanence d'apports anciens de radionucléides artificiels qui ont concerné l'ensemble du territoire; il s'agit notamment des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et des retombées de l'accident de Tchernobyl. Ce bruit de fond contribue aux expositions radiologiques auxquelles est soumise la population. Ce chapitre décrit le bruit de fond naturel (2.1), le bruit de fond d'origine artificielle (2.2), puis donne des éléments relatifs à l'exposition radiologique de la population qu'il engendre (2.3).

2.1. LE BRUIT DE FOND RADIOLOGIQUE NATUREL

Le bruit de fond radiologique naturel a deux origines: les radionucléides telluriques présents sur terre depuis sa formation et le rayonnement cosmique qui produit de manière permanente des radionucléides cosmogéniques.

Le rayonnement cosmique et les radionucléides cosmogéniques dans l'environnement

Le rayonnement cosmique provient du soleil et de l'espace (autres soleils et galaxies). Il est composé essentiellement de protons. Ces protons interagissent avec les atomes de la haute atmosphère ce qui engendre, d'une part un rayonnement cosmique « secondaire » composés d'électrons, de protons, de photons, de neutrons..., et d'autre part la production de radionucléides « cosmogéniques » comme le tritium (^3H), le carbone-14 (^{14}C), le béryllium-7 (^7Be) et le sodium-22 (^{22}Na) notamment.

Variabilité du rayonnement cosmique

Le rayonnement cosmique est atténué par l'épaisseur de l'atmosphère qui lui fait écran. Il en résulte que le débit de dose qu'il engendre augmente avec l'altitude. C'est ce que montrent les figures 1 et 2.

Le rayonnement cosmique varie également mais dans une moindre mesure avec la latitude. En effet, l'épaisseur de l'atmosphère est plus importante au niveau de l'équateur (15 à 17 km) qu'aux pôles (7 km).

Le tritium cosmogénique

Le tritium (^3H) est l'isotope radioactif de l'hydrogène. Sa production naturelle se fait par interaction du rayonnement cosmique avec les atomes d'azote, d'oxygène et d'argon présents dans la haute atmosphère. L'hydrogène étant un constituant de l'eau et de la matière organique, il en est de même du tritium désigné par HTO s'il est sous forme d'eau et par TOL (pour Tritium Organiquement Lié) s'il est intégré à la matière organique (voir focus pp. 29-31).

L'activité en tritium est souvent exprimée en Bq/L, qu'il s'agisse d'eau libre d'un cours d'eau, de vapeur d'eau dans l'air, d'eau extraite par séchage de la matière organique ou encore d'eau extraite par combustion d'un échantillon (cf. focus sur la mesure du tritium au chapitre 1). L'activité en tritium d'origine naturelle est de l'ordre de 0,1 à 0,6 Bq/L, ce qui correspond à des activités de l'ordre de 0,001 à 0,006 Bq/m³ d'air et de 0,1 à 0,6 Bq/kg frais dans les végétaux et les animaux.

FIGURE 1 / CARTE DU DÉBIT DE DOSE DANS L'AIR INDUIT PAR LE RAYONNEMENT COSMIQUE (μSv/h)

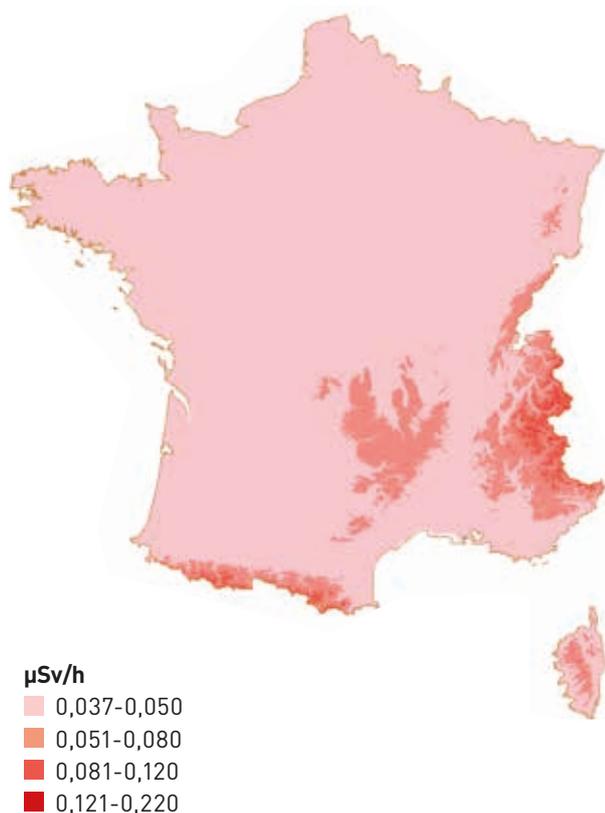
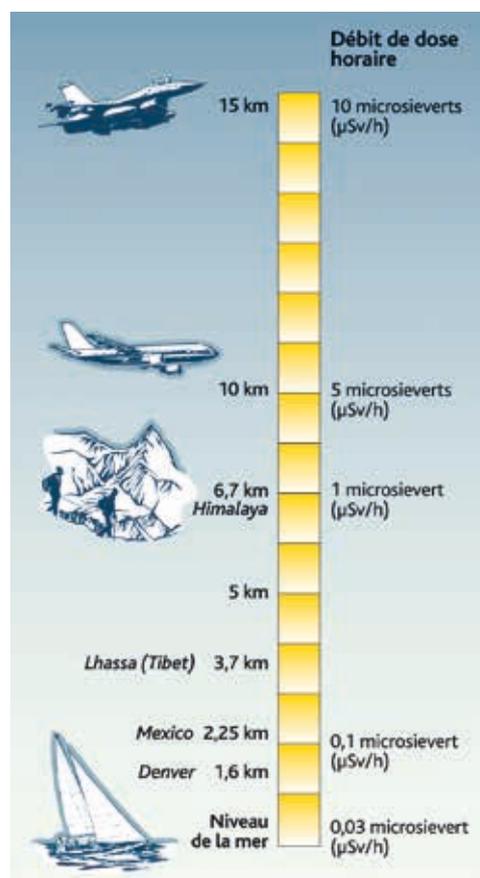


FIGURE 2 / ÉVOLUTION DU DÉBIT DE DOSE AVEC L'ALTITUDE (μSv/h)



Les activités en tritium mesurées actuellement dans l'environnement sont toujours supérieures à ces valeurs. En effet, à ce tritium naturel s'ajoute la rémanence du tritium apporté par les retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires dans l'hémisphère nord de 1945 à 1980, mais principalement entre 1953 et 1963 (cf. chapitre 2.2 relatif aux retombées des essais nucléaires).

Le carbone-14 cosmogénique

Le carbone-14 est naturellement produit par interaction du rayonnement cosmique avec les atomes d'azote de la haute atmosphère. Comme le carbone stable, le carbone-14 devient alors un constituant de la matière organique. Présent dans l'air principalement sous forme de CO₂, il s'incorpore aux végétaux lors de la photosynthèse

puis est transféré aux animaux par ingestion. La production de carbone-14 cosmogénique se traduit par une activité de ce radionucléide par unité de masse de carbone stable appelée « activité spécifique » qui était voisine de 226 Bq/kg de carbone stable dans l'air et dans toutes les composantes de l'environnement terrestre avant le début des essais nucléaires (1945).

Comme pour le tritium, de grandes quantités de carbone-14 ont été produites lors des essais atmosphériques d'armes nucléaires dans l'hémisphère nord. Ce qui se traduit par des activités mesurées dans l'environnement qui sont aujourd'hui encore légèrement supérieures à cette valeur (cf. chapitre 2.2 relatif aux retombées des essais nucléaires).

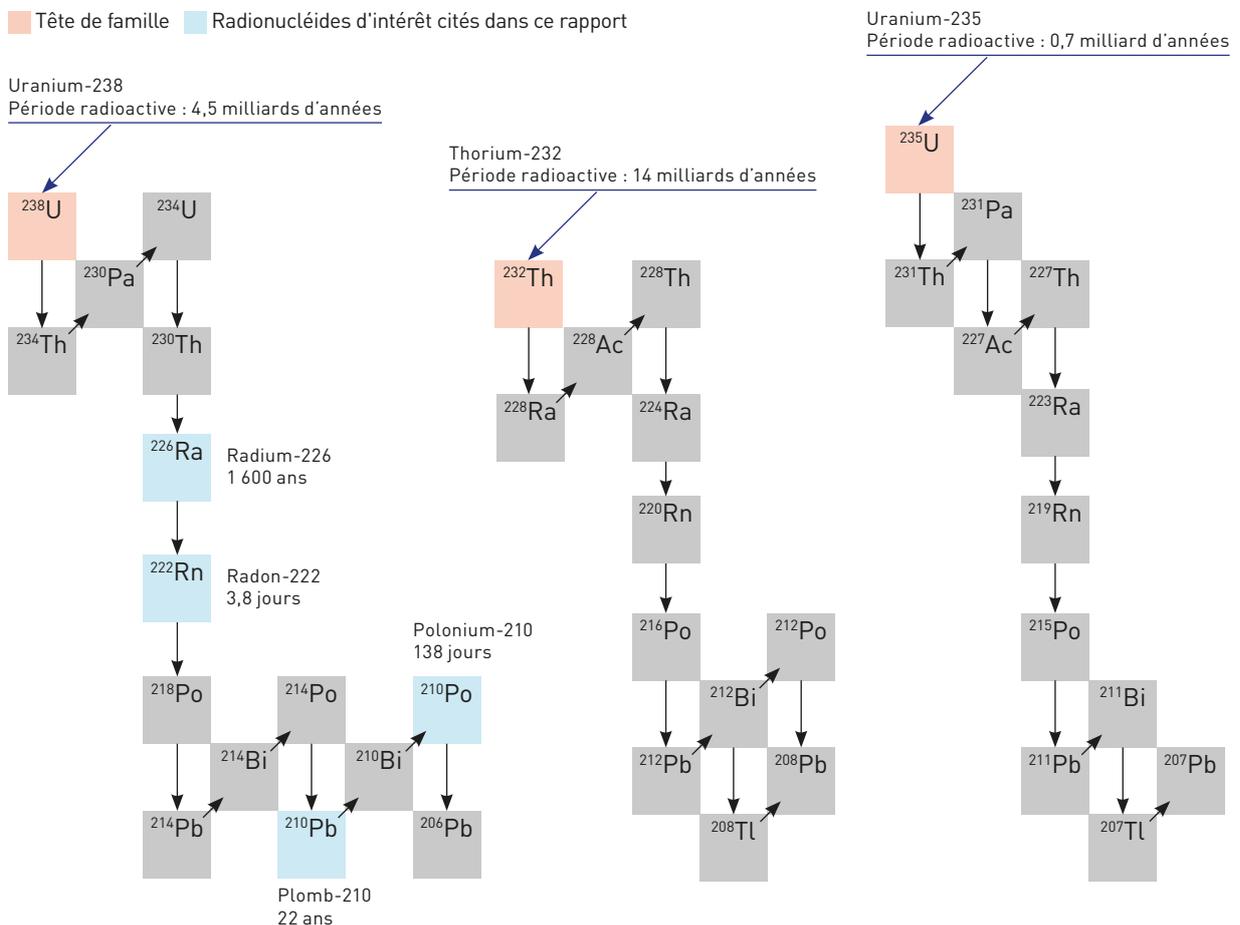
Les radionucléides telluriques dans l'environnement

Les radionucléides telluriques sont présents sur terre depuis sa formation. Il s'agit principalement du potassium-40 (^{40}K), et des produits des chaînes de désintégration de l'uranium-238 (^{238}U), de l'uranium-235 (^{235}U) et du thorium-232 (^{232}Th). Présents dans l'écorce terrestre, ces quatre radionucléides persistent encore aujourd'hui en raison de leur très longue période radioactive (de l'ordre de plusieurs milliards d'années). L'uranium-238, le thorium-232 et l'uranium-235 produisent par désintégrations successives 36 radionucléides (cf. figure 3). Au total c'est donc une quarantaine de radionucléides telluriques qui sont présents dans toutes les composantes de l'environnement : les sols, l'air, les eaux, la flore et la faune, dont l'Homme.

Le potassium-40

Le potassium est un élément très répandu sur Terre où il est contenu dans de nombreux minéraux. Même si le potassium-40 ne représente que 0,0117 % de la masse du potassium, ce radionucléide est le plus abondant dans l'environnement avec des activités de plusieurs centaines de Bq/kg dans les sols et les sédiments continentaux et marins (cf. figure 8). Élément majeur pour les organismes vivants, le potassium (dont le ^{40}K) est fortement transféré aux végétaux et animaux, ce qui explique les activités de l'ordre de la centaine de Bq/kg dans les denrées (cf. figure 9). Ces activités sont de loin les plus importantes de tous les radionucléides naturels et artificiels présents dans l'environnement, en dehors de toute influence anthropique locale.

FIGURE 3 / CHAÎNES DE DÉSINTÉGRATION DE L'URANIUM-238, DU THORIUM-232 ET DE L'URANIUM-235



Les radionucléides des chaînes de désintégration de l'uranium-238, du thorium-232 et de l'uranium-235

Dans les roches non altérées, tous les radionucléides des chaînes de l'uranium et du thorium présentent des activités sensiblement égales à celles de leur tête de chaîne respective (^{238}U , ^{235}U ou ^{232}Th): on dit qu'ils sont en équilibre. Par exemple l'activité en radium-226 d'une roche est égale à celle de l'uranium-238. Ce n'est pas le cas dans l'eau ni dans les organismes vivants: ces éléments ont des propriétés physico-chimiques différentes qui induisent des comportements et transferts différents. Dans les sols, l'équilibre des radionucléides telluriques est généralement observé jusqu'au radium bien que de légers déséquilibres peuvent être liés à l'action des organismes vivants ou au lessivage des sols. Cet équilibre n'est toutefois plus observé après les isotopes du radium. En effet, en se désintégrant, le radium produit un gaz radioactif, le radon (^{222}Rn principalement) qui est transporté du sol vers l'atmosphère, rompant l'équilibre pour la fin de la chaîne de désintégration. En se désintégrant, le radon produit des radionucléides qui se fixent aux particules en suspension dans l'air. Parmi ces radionucléides, le polonium-210 (^{210}Po) et le plomb-210 (^{210}Pb), se déposent à la surface du sol. Ce dépôt se traduit notamment par des activités des sols en surface légèrement plus élevées en ^{210}Pb qu'en uranium-238 ou en radium-226.

En France à un endroit donné, les activités des roches et sols en uranium-238 et en thorium-232 sont du même ordre; en revanche, celles de l'uranium-235 sont 20 fois plus faibles. Un rapport d'activité entre l'uranium-238 et l'uranium-235 inférieur à 20 traduit un enrichissement en uranium-235 (uranium enrichi); un rapport d'activité plus élevé correspond à de l'uranium appauvri. Par ailleurs, il faut signaler que l'uranium-236 (autre isotope de l'uranium) n'est mesurable dans l'environnement que sous l'influence de certaines installations; sa présence atteste donc indubitablement d'une origine industrielle.

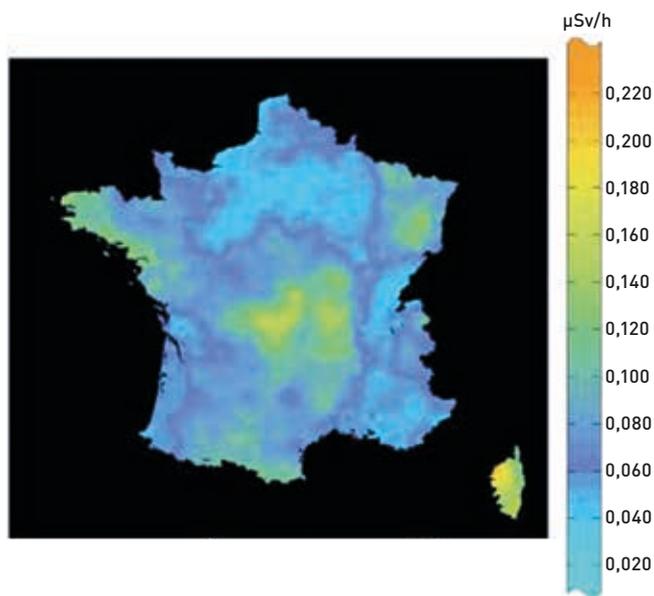
Variabilité de la teneur en uranium et thorium des sols et variabilité du débit de dose lié au rayonnement tellurique

Les activités en uranium et en thorium des principales composantes de l'environnement terrestre: air, végétaux, animaux, eaux de surface et sédiments, ainsi que les eaux souterraines, sont liées à celles des sols et à celles des formations géologiques sous-jacentes.

Si la moyenne des analyses effectuées par l'IRSN toutes régions, sites et type de sol confondus est de 40 Bq/kg sec pour l'uranium-238 comme pour le thorium-232, leurs activités varient de manière importante entre quelques Bq/kg sec et quelques centaines de Bq/kg sec suivant la nature du sous-sol. De manière générale, les roches des bassins sédimentaires (bassin parisien, bassin aquitain) et des formations calcaires sont plus pauvres en uranium que celles des massifs anciens (Massif armoricain, Massif central, Vosges). Ces activités peuvent atteindre le millier de Bq/kg sec dans des sols uranifères. Cette variabilité de la teneur des sols en descendants de l'uranium et du thorium uranium peut être montrée au travers de celle du rayonnement (débit de dose dans l'air) qu'ils engendrent.

La figure 4 présente la carte du débit de dose gamma d'origine tellurique à l'échelle de la France métropolitaine. Cette carte a été établie à partir de mesures provenant de dosimètres témoins (c'est-à-dire placés hors d'influence de tout appareil de radiographie) placés dans 17404 établissements dentaires et vétérinaires répartis sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les principales zones présentant les débits de dose les plus élevés sont le Massif central, le Massif armoricain, les Vosges et la Corse. Ces différentes régions sont toutes constituées de formations géologiques relativement riches en uranium (massifs granitiques). Cette carte est à rapprocher de celle de la figure 6 qui met en exergue ces formations géologiques comme étant également à l'origine des plus forts potentiels d'émission de radon dans l'air.

FIGURE 4 / CARTE DES DÉBITS DE DOSE GAMMA TELLURIQUE ÉTABLIE À PARTIR DE DOSIMÈTRES TÉMOINS



© IRSN

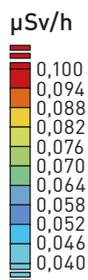
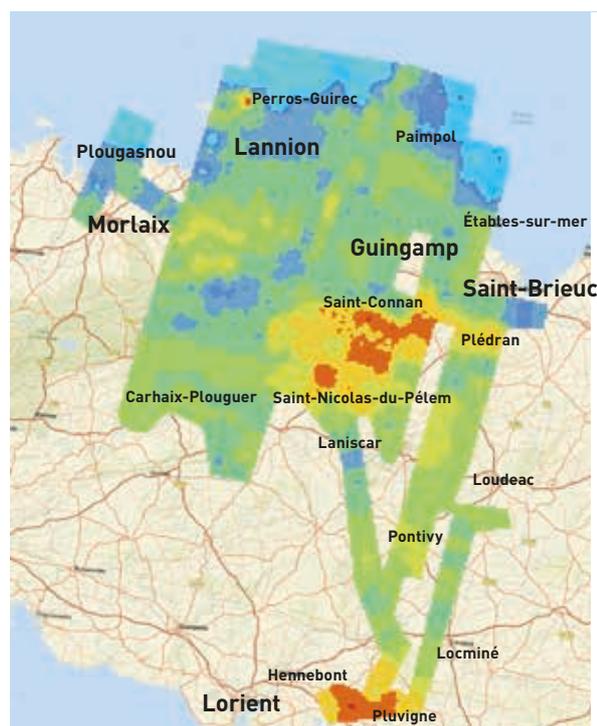
Dispositif de spectrométrie gamma embarqué Ulysse de l'IRSN; les détecteurs sont dans les nacelles de chaque côté de l'hélicoptère. C'est ce dispositif, mais embarqué dans un avion, qui a permis l'obtention de la carte de la figure 5A.

La variabilité des teneurs en uranium et thorium des sols, et la variabilité du débit de dose dans l'air qu'elle engendre sont également bien visibles à l'échelle régionale. Ainsi, la figure 5A présente les variations du débit de dose à l'échelle de la partie nord de la Bretagne. Cette carte a été établie directement à partir de mesures aériennes du débit de dose gamma. La mise en perspective de la teneur en uranium des sols (cf. figure 5B) montre une forte corrélation : les zones à plus fortes teneurs en uranium, en bleu-vert et bleu foncé coïncident avec les plus forts débits de dose (en jaune-orange/rouge).

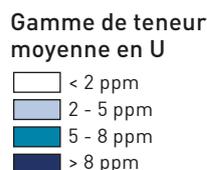
Par ailleurs, des variations très locales peuvent être observées sur seulement quelques kilomètres. Au sud de Guingamp ou au nord de Lannion, le débit de dose passe ainsi de moins de 0,050 à plus de 0,100 $\mu\text{Sv/h}$. De telles variations du débit de dose liées aux teneurs en uranium-thorium des sols sont également observables à l'échelle micro-locale, avec des débits de doses qui peuvent passer du simple au double, voire plus, en quelques centaines de mètres.

FIGURE 5A / CARTE DU DÉBIT DE DOSE À 1 M AU-DESSUS DU SOL MESURÉ PAR SURVOL AÉRIEN D'UNE PARTIE DE LA BRETAGNE

FIGURE 5B / CARTE DES TENEURS MOYENNES EN URANIUM DES FORMATIONS GÉOLOGIQUES DANS LE NORD DE LA BRETAGNE



Carte du débit d'équivalent de dose gamma acquise en 2013, au moyen du système de mesure radiologique aéroporté ULYSSE de l'IRSN lors d'un exercice en collaboration avec la Sécurité civile.



Carte des teneurs moyennes en uranium des formations géologiques dans le nord de la Bretagne.

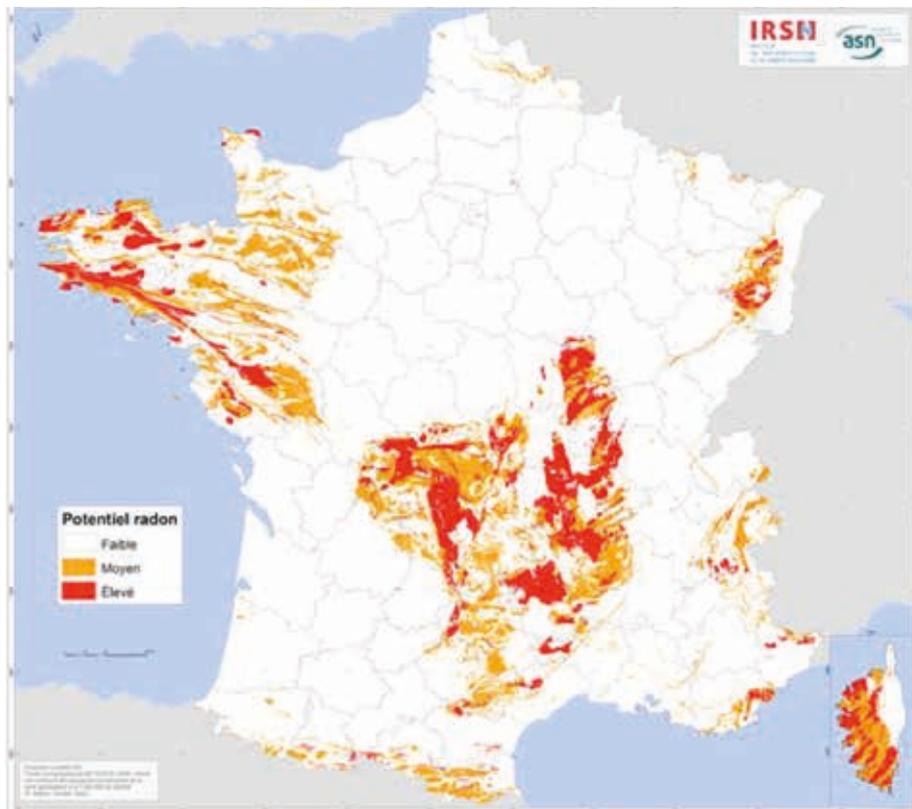
Variabilité de la teneur en radon de l'air extérieur

Le radon est un gaz radioactif omniprésent à la surface de la Terre où il se forme lors de la désintégration des radioéléments (uranium, thorium) naturellement présents dans les sols et les roches. Le radon existe sous trois isotopes (^{219}Rn , ^{220}Rn , ^{222}Rn) mais seul le radon-222 présente une demi-vie suffisamment longue (3,8 jours) pour permettre d'observer des activités volumiques non négligeables dans l'environnement. Le radon-222 fait partie de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 et provient de la désintégration du radium-226 (cf. figure 3).

Le radon émane des sols et des roches, en quantité variable en fonction des propriétés de celles-ci (nature géologique, teneur en radium, porosité, perméabilité à l'air). Les activités volumiques du radon dans l'air présent dans le sol sont plus

élevées dans les régions caractérisées par des roches plus riches en uranium telles que certains granites et certaines roches métamorphiques (Massif armoricain, Massif central, Vosges, Corse...), voire plus exceptionnellement dans des formations sédimentaires (dans la région de Lodève par exemple) ou karstiques. Une grande variabilité des activités en radon peut donc être observée à l'échelle du territoire national, mais aussi comme pour le débit de dose, à l'échelle régionale et même communale. De plus, l'existence de certains paramètres géologiques structuraux (présence de failles, cavités souterraines, sources thermales...) peut constituer un facteur facilitant les conditions de transfert du radon vers la surface. La connaissance de la géologie du territoire a conduit à l'établissement d'une carte nationale du potentiel radon (cf. figure 6), permettant de cibler les zones les plus propices à la production et au transfert du radon vers la surface du sol et l'atmosphère.

FIGURE 6 / CARTE DU POTENTIEL RADON DES FORMATIONS GÉOLOGIQUES À L'ÉCHELLE 1 : 1 000 000



L'activité volumique du radon dans l'air du sol varie globalement entre 1000 et plusieurs centaines de milliers de Bq/m³ et présente des variations importantes en fonction de la nature des sols et des formations géologiques sous-jacentes. Des gammes de l'activité volumique du radon mesurée dans l'air du sol sont présentées dans le tableau 1.

En plus des propriétés des sols et des roches, l'émission du radon vers l'atmosphère dépend également des conditions météorologiques. Ces dernières (vent, pluies, froid, etc.) jouent sur la variation de l'activité en radon dans le temps en un lieu donné.

Les activités volumiques observées dans l'atmosphère sont beaucoup plus faibles que dans le sol : elles varient de quelques Bq/m³ à une centaine de Bq/m³, avec une moyenne de quelques dizaines de Bq/m³. Ces activités varient selon de nombreux facteurs dont la géologie du point considéré, la distance au sol, la topographie ainsi que les conditions atmosphériques. Par exemple, à l'échelle de quelques centaines de mètres, des écarts peuvent être observés entre un fond de vallée encaissé peu ventilé où le radon se concentre, une position intermédiaire en mi-pente et une zone sommitale mieux aérée où le radon se disperse plus facilement (cf. le site de l'Écarpière dans le chapitre 4 relatif aux anciens sites miniers). Enfin, des fluctuations journalières en un même point peuvent être observées avec des valeurs plus élevées au niveau du sol au coucher et lever du soleil, lorsque les circulations d'air sont réduites.

La figure 7 présente les activités volumiques du radon dans l'atmosphère mesurées à deux mètres au-dessus du sol le long d'une route dans la partie sud du massif des Vosges. Ces mesures ont été réalisées au moyen d'un laboratoire mobile se déplaçant de nuit à faible vitesse. Cette cartographie met en évidence de fortes

variations spatiales. Ces variations s'expliquent par la variabilité des concentrations en uranium dans les roches sous-jacentes avec le passage de terrains granitiques au nord (relativement riches en uranium) à des roches volcano-sédimentaires au sud (significativement moins riches en uranium).

FIGURE 7 / **ACTIVITÉ VOLUMIQUE EN RADON-222 MESURÉE AU COURS D'UNE NUIT (entre 22h et minuit) AU MOYEN D'UN LABORATOIRE MOBILE (mesure à 2 mètres du sol)**

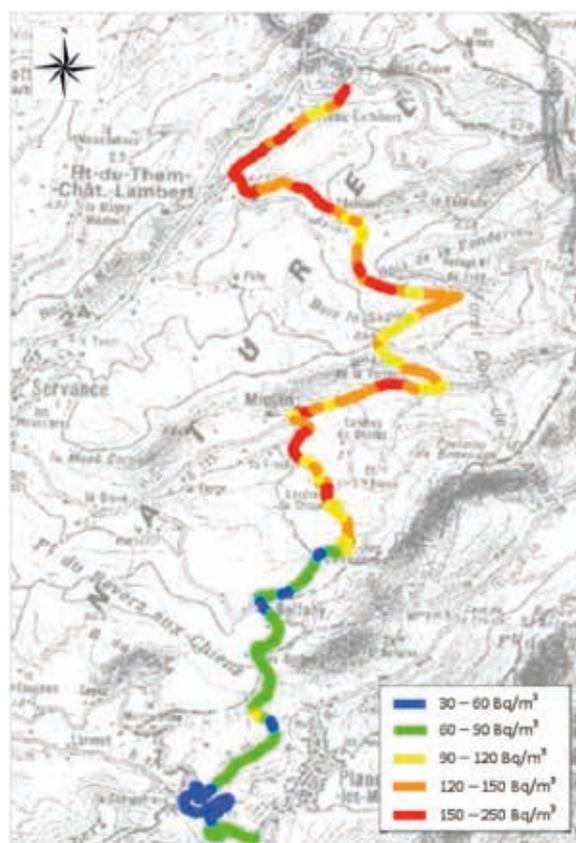


TABLEAU 1 / **VARIABILITÉ DE L'ACTIVITÉ VOLUMIQUE DU RADON DANS L'AIR DU SOL, EN FONCTION DE LA GÉOLOGIE, D'APRÈS DES MESURES RÉALISÉES DANS PLUSIEURS RÉGIONS DE FRANCE**

Nature des roches	Gamme de l'activité volumique du radon dans l'air du sol (Bq/m ³)	Activité volumique moyenne du radon dans l'air du sol (Bq/m ³)
Granites, orthogneiss	10 000 – 500 000	100 000
Formations sédimentaires et méta-sédimentaires	1 000 – 150 000	40 000
Formations volcaniques basiques	1 000 – 90 000	20 000

Variabilité des activités des radionucléides telluriques dans l'environnement

Les radionucléides présents dans le sol peuvent être absorbés par les racines des végétaux. Ceux présents dans l'air, notamment le polonium-210 et le plomb-210 descendants du radon, se déposent sur leurs feuilles. De tous les radionucléides d'origine tellurique, ces deux radionucléides présentent les activités les plus élevées dans les denrées (cf. figure 9). L'absorption des isotopes du radium par les racines des végétaux est en général beaucoup plus forte que celle des isotopes de l'uranium ou du thorium. Il en résulte une activité en radium des végétaux plus importante.

Le transfert aux animaux d'élevage et aux produits animaux (lait, viande, œuf) se fait essentiellement par l'alimentation. Il en résulte que les teneurs en radium, en polonium-210 et en plomb-210 des denrées d'origine animale, sont également plus élevées que celles des isotopes de l'uranium ou du thorium.

En milieu marin, les radionucléides naturels proviennent du drainage des sols continentaux et du dégazage du radon. En raison de leurs caractéristiques chimiques différentes, les radionucléides telluriques présentent dans ce milieu des comportements différents et leurs activités dans les différents compartiments du milieu marin sont très variables. Dans l'eau, l'uranium et le radium se trouvent principalement sous forme dissoute, avec des activités de l'ordre de 30 à 40 mBq/L pour l'uranium-238 (les activités en ^{235}U étant, comme dans les sols, 20 fois plus faibles) et de l'ordre de 3 mBq/L pour le radium-226. En revanche, le thorium se fixe aux particules qui sédimentent et l'activité en thorium-232 dissous dans l'eau est extrêmement faible. Le plomb et le polonium ont également une forte propension à se fixer sur les particules mais l'enrichissement de surface dû aux apports atmosphériques (désintégration du radon), fait que leur activité dans les eaux marines de surface est de l'ordre de 0,3 à 5 mBq/L. La particularité du milieu marin réside dans les teneurs très élevées des denrées marines en polonium-210. Ceci résulte de la forte assimilation de cet élément par le plancton. Les organismes marins qui dépendent le plus directement du plancton présentent les teneurs en plomb-210 les plus élevées. C'est le cas plus particulièrement des coquillages, des crustacés et des petits poissons (sardines, harengs, anchois).

Les teneurs en descendants des chaînes de l'uranium et du thorium des eaux de surface et des

eaux souterraines sont extrêmement variables en raison de la variabilité des teneurs dans les roches et les sols, et aussi des caractéristiques physico-chimiques des eaux qui peuvent varier. Pour l'uranium-238, l'uranium-234, le radium-226 et le radium-228, les activités dans les cours d'eau, majoritairement inférieures à 0,1 Bq/L (plus de 95 %), vont de moins de 0,001 Bq/L jusqu'à atteindre exceptionnellement 1 Bq/L. Des valeurs plus élevées sont observées dans les eaux de surface sous influence des anciens sites miniers (cf. chapitre 4).

Le plus souvent plus faibles et inférieures à 0,01 Bq/L, les activités en plomb-210 et en polonium-210 peuvent atteindre exceptionnellement 0,6 et 0,1 Bq/L respectivement.

Commentaires des figures 8 à 13

Les figures 8 à 13 présentent les activités des principaux radionucléides mesurés en France et qui constituent le bruit de fond radiologique métropolitain. Il s'agit soit de radionucléides naturels, soit de radionucléides rémanents des retombées anciennes (cf. chapitre 2.2). Les données à l'origine de ces graphiques en été acquises depuis 2009 par l'IRSN dans différents cadres. Afin d'être plus complet, certaines séries dont les origines sont précisées, ont été ajoutées. Il s'agit d'une représentation en « boîtes-à-moustaches » qui permet de visualiser les gammes d'activités correspondant à 80 % des valeurs significatives mesurées (activités comprises entre les percentiles 10 % et 90 % représentées par le rectangle coloré), les modes (percentile 50 %) représentés par le tiret coupant en deux les rectangles colorés, ainsi que les valeurs maximales mesurées (tirets supérieurs). Ces valeurs statistiques sont représentatives des mesures effectuées par l'IRSN et ne constituent qu'une approche de la réalité. Notamment, seuls les résultats de mesure significatifs, supérieurs au seuil de décision (cf. chapitre 8 des annexes) ont été pris en compte ; les activités environnementales les plus faibles, non mesurables ne sont pas représentées. C'est pourquoi, les « boîtes-à-moustaches » ne comportent pas de valeurs minimales. De manière générale, la représentativité de ces statistiques est d'autant plus réaliste que le nombre de données est important. À titre d'information, le nombre d'analyses et le nombre de résultats significatifs exploités est fourni pour chaque série de données au niveau de l'axe des abscisses. Même si ce nombre est élevé, des biais peuvent avoir influencé les indicateurs statistiques présentés, notamment pour les radionucléides

naturels. En effet, les teneurs en radionucléides naturels sont très contrastées en France, entre les bassins sédimentaires et les massifs anciens. Or, les zones des massifs anciens plus riches en descendants de l'uranium et du thorium, sont peu représentées dans les échantillons prélevés et analysés par l'IRSN. Pour compenser ce biais, la figure 11 permet de comparer les activités sur des sites caractérisés par un haut niveau de radioactivité naturelle (notés HNRN), à celles

acquises sur le reste de la France métropolitaine. Par ailleurs, de manière à fournir l'information la plus complète possible, le choix a été fait de présenter une « boîte-à-moustaches », même si le nombre de données disponibles est très restreint, dès lors que les indicateurs statistiques paraissent réalistes. Enfin, il est important de souligner que des valeurs supérieures aux valeurs maximum présentées peuvent toujours être mesurées.

FIGURE 8 / **ACTIVITÉS DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES DANS LES SOLS ET LES SÉDIMENTS FRANÇAIS**

Bien que les teneurs moyennes des sols et des sédiments en plutonium-239+240, héritées des retombées des essais nucléaires, semblent assez homogènes sur la France, la variabilité observée dans les sols non cultivés traduit la variabilité des dépôts que montre la carte de la figure 15 : des activités de plutonium plus importantes sur les massifs montagneux en raison de précipitations moyennes annuelles plus élevées. Les activités de césium des sols sont quant à elles globalement cohérentes avec la carte du cumul des dépôts des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl (figure 18) : des activités plus faibles à l'ouest (moyenne de 7 Bq/kg sec) qu'à l'est (moyenne de 11 Bq/kg sec), plus élevées sur les zones où les retombées ont été les plus importantes (zones de rémanence avec une moyenne de 26 Bq/kg sec ; cf. focus p. 70). Par ailleurs, les points chauds d'altitude, petites surfaces de moins de 1 m² où les dépôts neigeux de mai 1986 se sont reconcentrés, présentent des activités beaucoup plus élevées : de l'ordre de 10 000 Bq/kg sec. Les activités en césium-137 des sols sont plus élevées que celles du strontium-90 pour deux raisons principales : d'une part les retombées de l'accident de Tchernobyl sont venues s'ajouter, notamment dans l'est du pays, à celles des essais nucléaires, et par ailleurs le strontium étant plus mobile dans les sols, une part plus importante de ses activités initialement déposées ont été entraînées vers la profondeur des sols. Concernant les teneurs en radionucléides naturels telluriques descendant des chaînes de l'uranium et du thorium, les données permettent de discriminer les sols des bassins sédimentaires (moyenne de 26 Bq/kg sec), des sols des massifs anciens (moyenne de 44 Bq/kg sec), et des sols provenant de zones à très haut niveau de radioactivité naturelle (données de Haute-Vienne et de Saône-et-Loire). Enfin, les activités en potassium-40 sont, comme attendu, plus élevées et homogènes entre sols et sédiments. Pour chaque catégorie de sols ou de sédiments sont fournis le nombre de résultats exploités (supérieurs au seuil de décision) et le nombre d'analyses (exemple : 262/270).

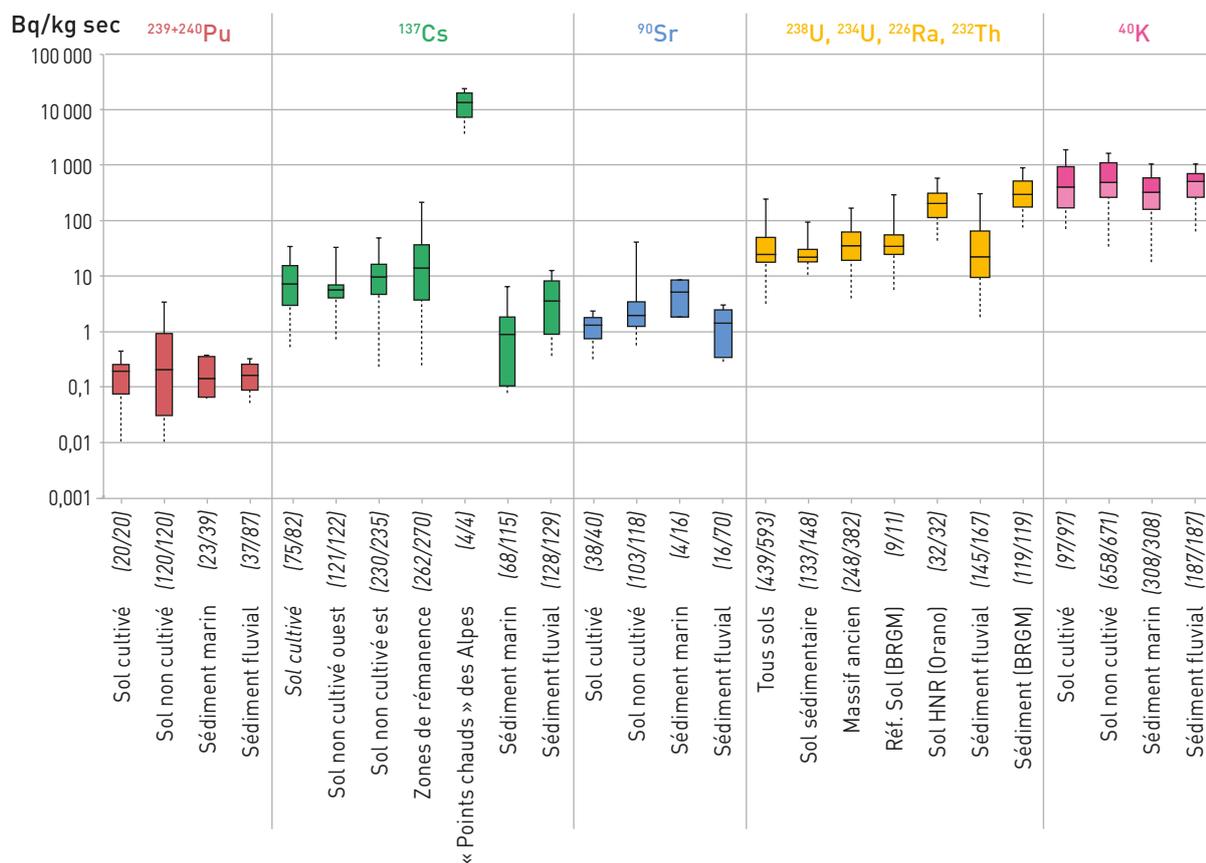


FIGURE 9 / ACTIVITÉS DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES NATURELS DANS LES DENRÉES PRODUITES EN FRANCE

Les activités des principaux radionucléides naturels dans les denrées s'étalent sur plus de 4 ordres de grandeur. Les activités en uranium en milieu terrestre sont plus faibles que celles du radium en raison d'une plus faible absorption racinaire. Elles sont plus élevées en milieu marin en raison de la solubilité de cet élément dans l'eau de mer. Les activités des denrées terrestres en plomb-210 et polonium-210, plus élevées que celles du radium résultent du dépôt sur les feuilles des végétaux de ces deux radionucléides présents dans l'air après émanation du radon. Si les activités de ces deux radionucléides sont proches dans l'air et en milieu terrestre, celles du polonium-210 sont nettement plus élevées en milieu marin. En effet, pour des raisons non complètement expliquées scientifiquement, le polonium se concentre dans le plancton et donc dans tous les organismes qui s'en nourrissent : les coquillages, les crustacés et dans une moindre mesure les petits poissons. En tant que nutriment essentiel, la teneur en potassium et donc les activités en potassium-40 de la matière organique sont les plus élevées de toutes. Pour chaque catégorie de denrées sont fournis le nombre de résultats supérieurs au seuil de décision et le nombre d'analyses (exemple : 10/12).

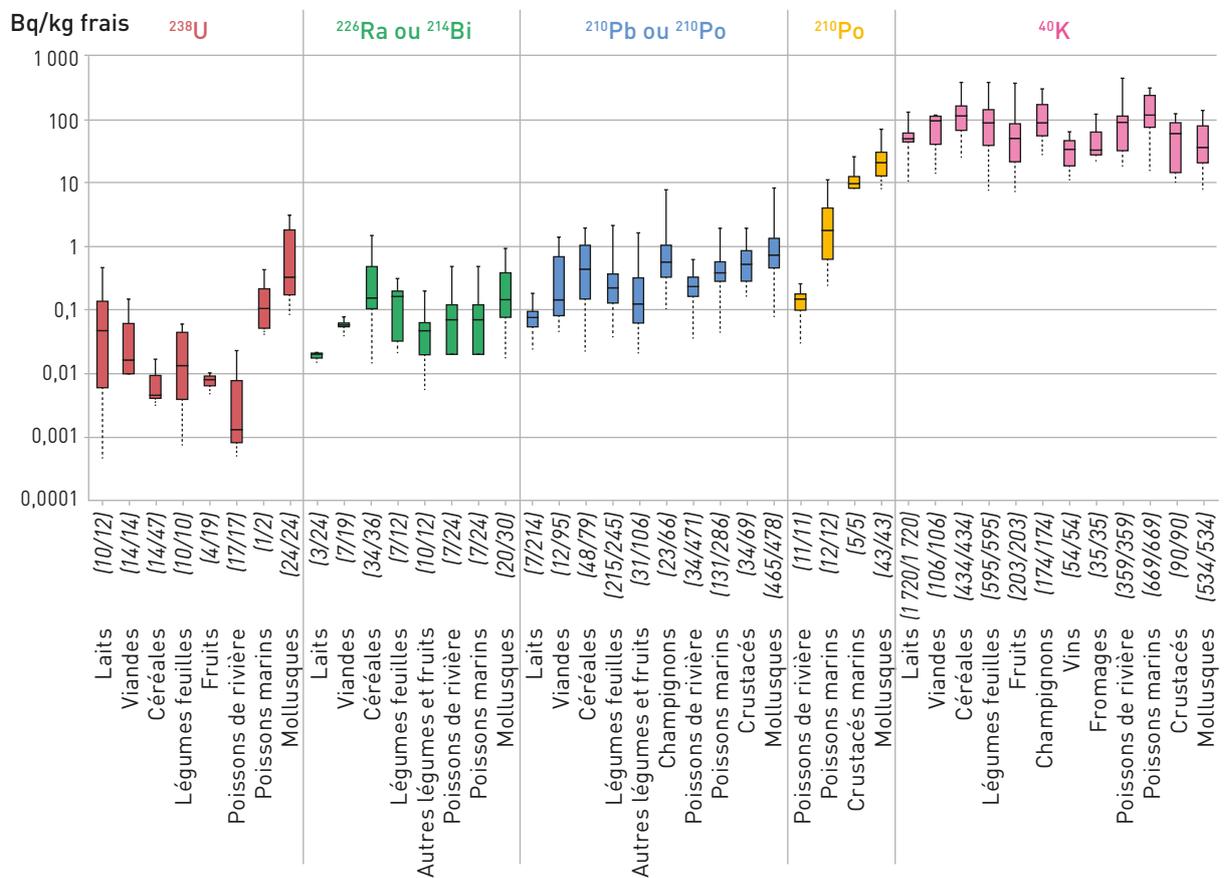


FIGURE 10 / ACTIVITÉS DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES ARTIFICIELS DANS LES DENRÉES PRODUITES EN FRANCE

La figure 10 présente les activités des principaux radionucléides artificiels dans les denrées produites en France. Ces activités sont liées essentiellement à la rémanence des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl (pour le césium-137). Les activités en plutonium-239+240 sont les plus faibles pour trois raisons principales : (1) lors des retombées des essais nucléaires, les dépôts de $^{239+240}\text{Pu}$ ont été de l'ordre de 100 fois plus faibles que celles du césium-137 ou du strontium-90 ; (2) le césium-137 des retombées de l'accident de Tchernobyl est venu s'ajouter à celui déposé lors des essais nucléaires, et (3) le transfert racinaire du plutonium est beaucoup plus faible que celui du césium ou du strontium. Bien que les sols qui constituent le réservoir de ces radionucléides présentent des activités en césium-137 nettement plus élevées que celles de strontium-90 (cf. figure 8), les niveaux de ces deux radionucléides dans les denrées sont du même ordre en raison d'un transfert racinaire du strontium plus important. Les denrées sauvages (champignons, baies et gibiers) constituent un cas particulier, la rémanence des retombées de l'accident de Tchernobyl étant beaucoup plus importante en milieu forestier (cf. focus sur les zones de rémanence p. 70). Les activités du tritium en milieu terrestre sont très proches, quel que soit le type de denrée, et en équilibre avec celles de l'air qui constitue le réservoir de ce radionucléide. Elles résultent toujours pour l'essentiel de la rémanence des retombées des essais nucléaires, même si l'on se rapproche du niveau naturel cosmogénique. Ce niveau naturel cosmogénique, de l'ordre de 10 fois inférieur, est celui que l'on observe en milieu marin ; en raison de l'abondance de l'hydrogène cosmogénique, ce milieu n'a quasiment pas été affecté par les retombées des essais nucléaires. De même, le carbone-14 a une origine naturelle mais provient encore principalement de la rémanence des essais d'armes nucléaires. Pour chaque catégorie de denrées sont fournis le nombre de résultats exploités (supérieurs au seuil de décision) et le nombre d'analyses (exemple : 262/270).

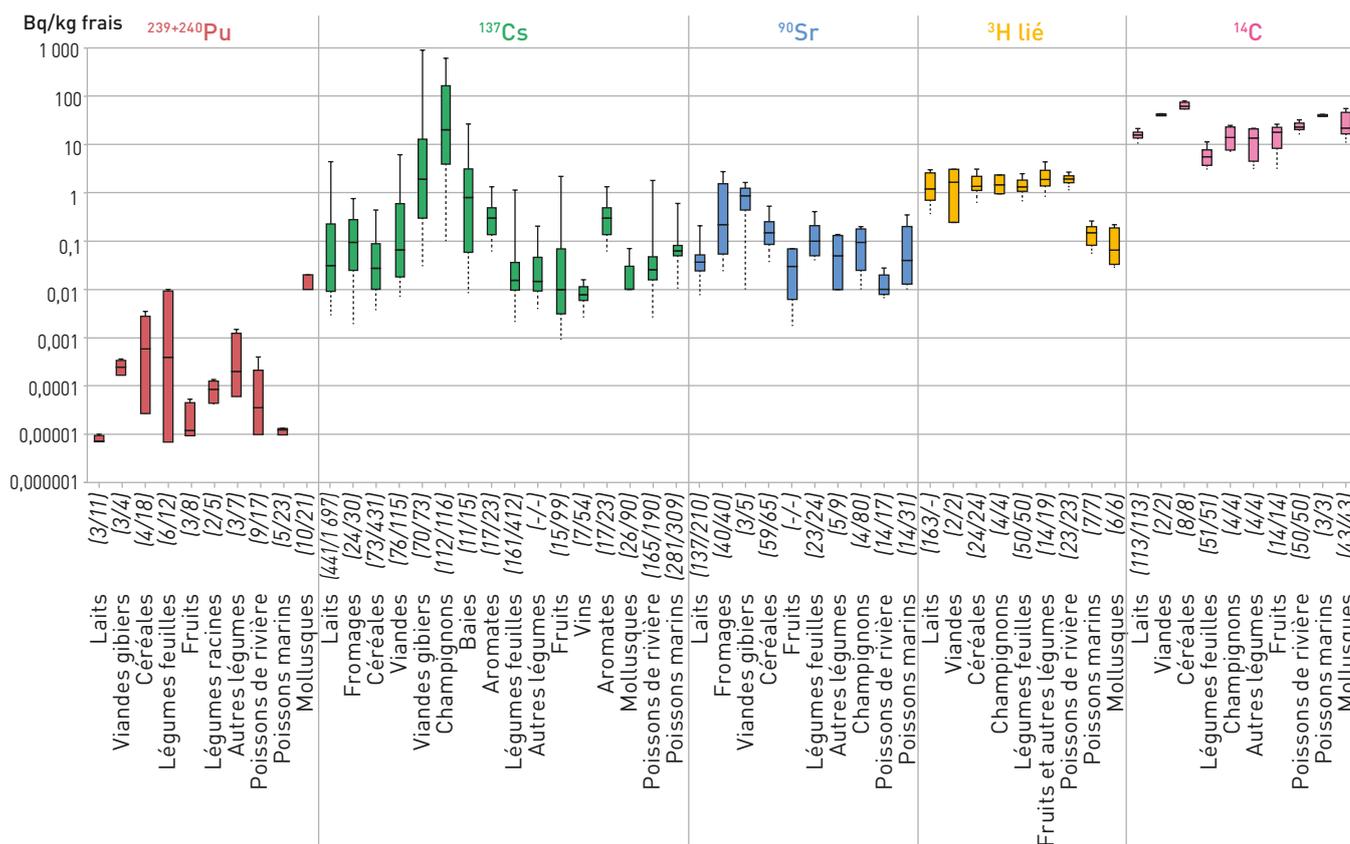


FIGURE 11 / COMPARAISON DES ACTIVITÉS DE CERTAINES DENRÉES PRODUITES SUR DES ZONES À HAUTS NIVEAU DE RADIOACTIVITÉ NATURELLE (HNRN principalement de Haute-Vienne et de Saône-et-Loire) AVEC CELLES PRODUITES PRINCIPALEMENT EN ZONES SÉDIMENTAIRES (bassin parisiens, aquitains, vallées fluviales...)

Comme indiqué précédemment, les données présentées dans la figure 9 sont plutôt représentatives de grandes plaines alluviales et de bassins sédimentaires où les sols présentent des teneurs en uranium faibles à moyennes. La figure 11 permet d'illustrer le cas de zones à Haut niveau de radioactivité naturelle (HNRN) telles que l'on peut en trouver dans les Massifs central, armoricain, vosgien ou en Corse. Pour différentes catégories de denrées, cette figure permet de comparer les activités mesurées dans ces zones HNRN (en ton sombre sur le graphique) avec les activités « de référence » présentées dans la figure 9 (en ton clair sur le graphique). Sur les zones HNRN, les gammes d'activités des radionucléides naturels sont le plus souvent supérieures, voire très supérieures à celles représentatives du reste de la France. C'est à ces données acquises sur les HNRN que doivent être comparées les activités mesurées autour des anciens sites miniers présentées dans le chapitre 4. Pour chaque catégorie de denrées sont fournis le nombre de résultats exploités (supérieurs au seuil de décision) et le nombre d'analyses (exemple : 262/270).

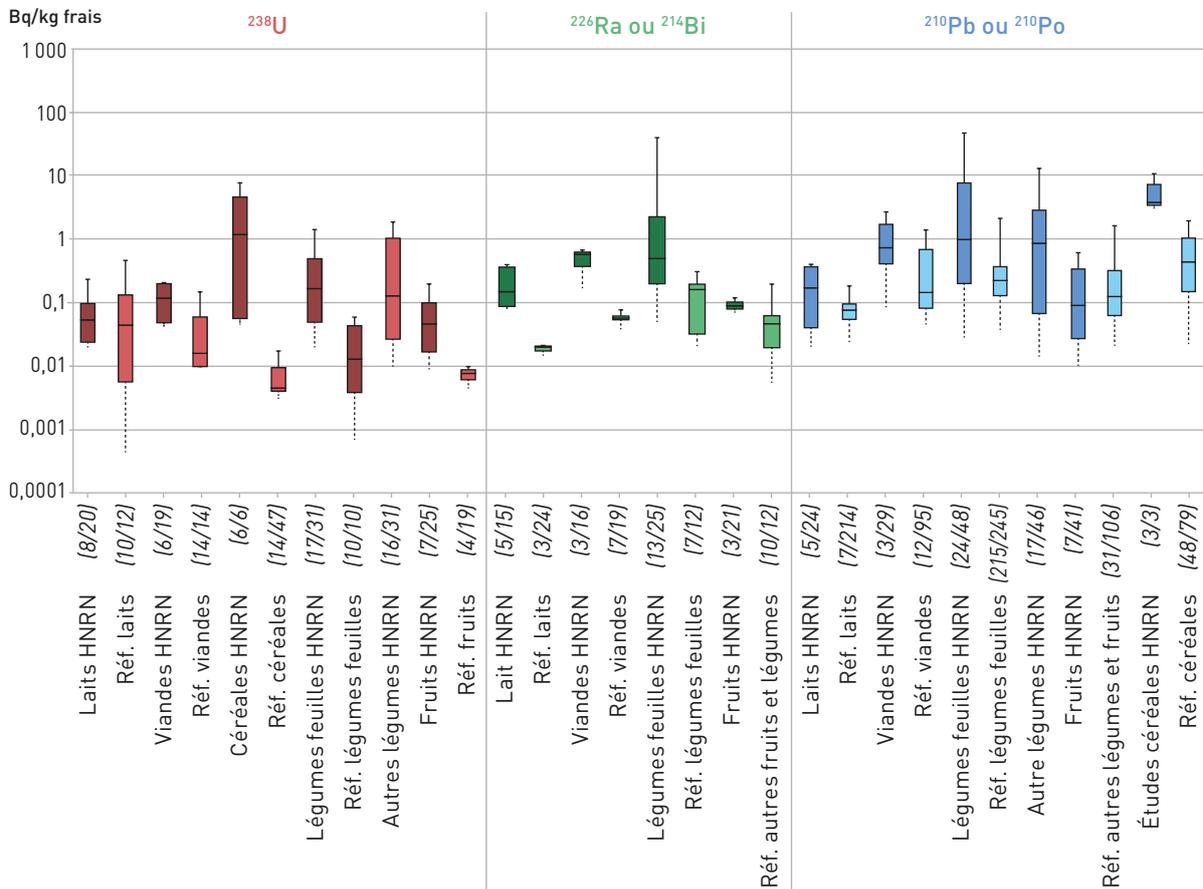
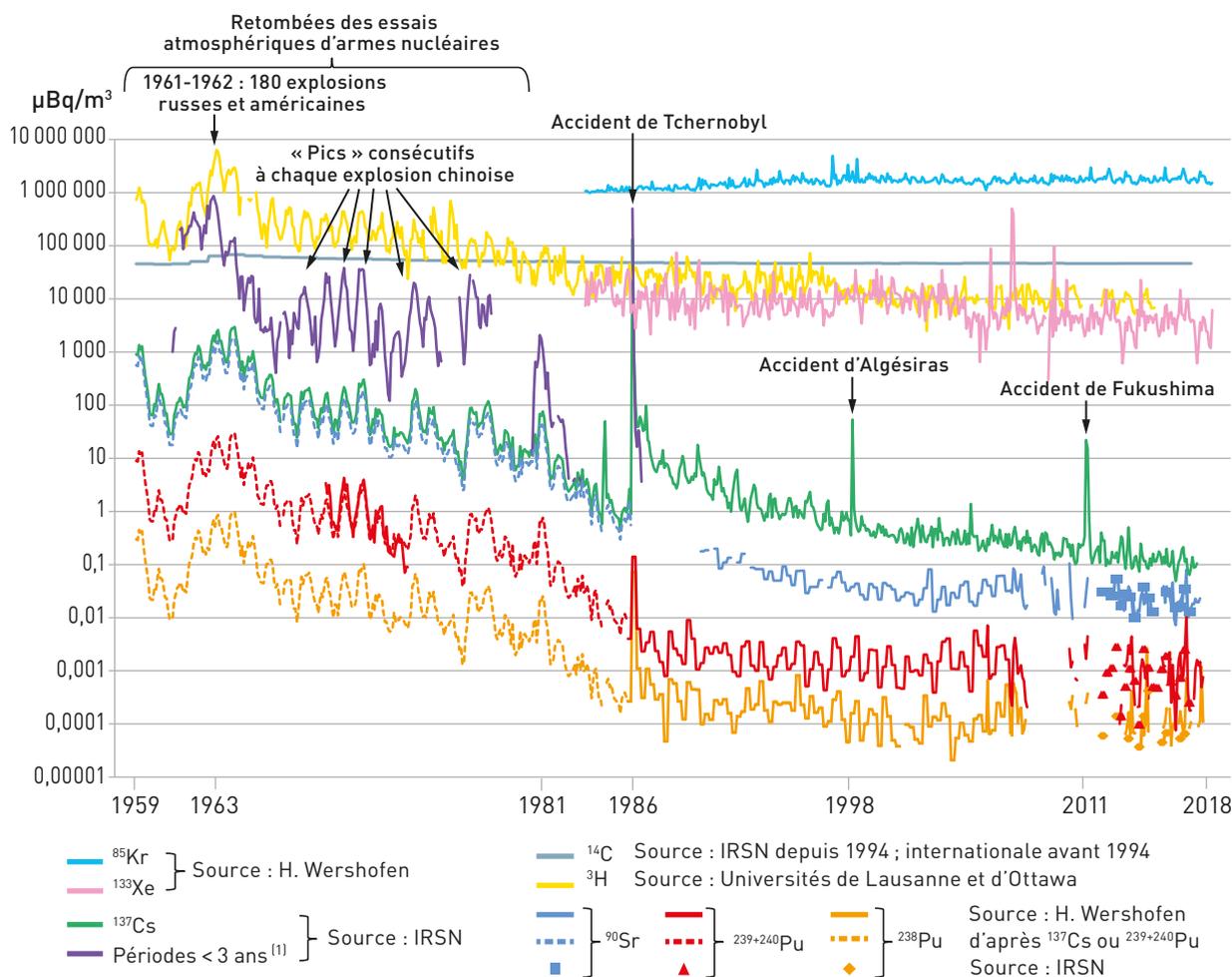


FIGURE 12 / ÉVOLUTION DES ACTIVITÉS DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES ARTIFICIELS MESURÉS DANS L'AIR EN FRANCE ET EN ALLEMAGNE AU COURS DES 60 DERNIÈRES ANNÉES

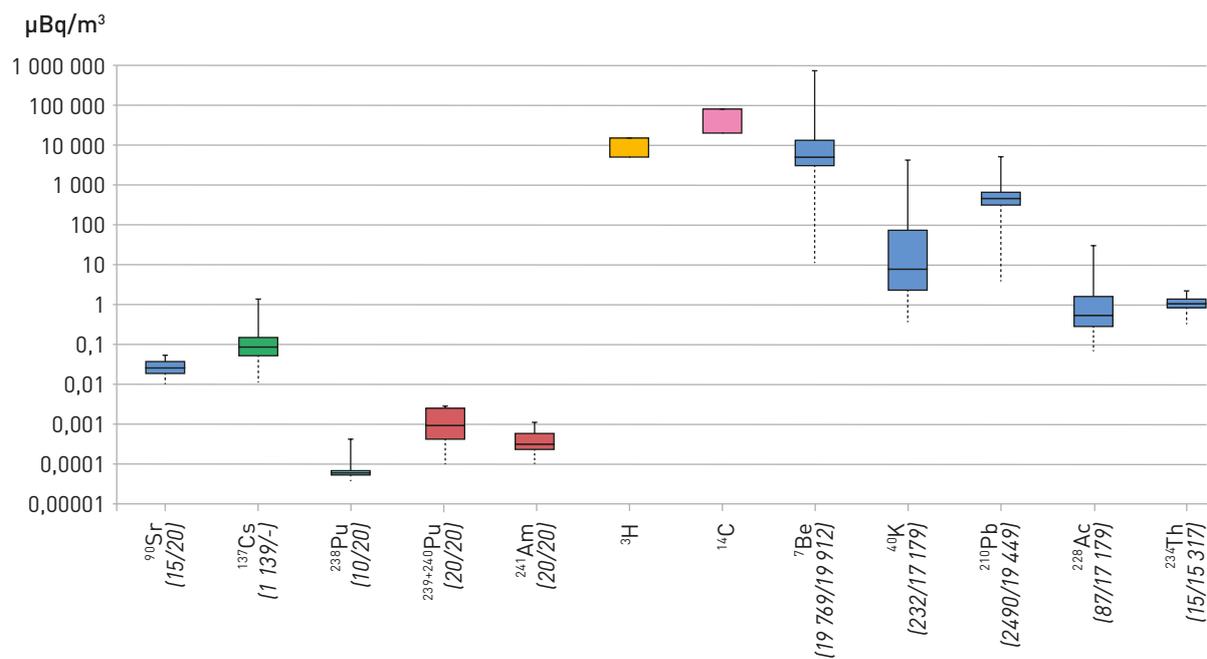
La figure 12 présente des données acquises en France par l'IRSN et en Allemagne par le Physikalisch-Technische Bundesanstalt (source H. Verschofen). Pour les radionucléides issus des retombées des essais nucléaires, ces données allemandes sont tout à fait représentatives du bruit de fond radiologique français ; les données de strontium-90 et de plutonium acquises par l'IRSN depuis 2012 montrent notamment une bonne concordance avec les données allemandes. Les activités de krypton-85 mesurées en Allemagne peuvent être considérées comme représentatives du bruit de fond radiologique français qui a quatre origines : naturelle (très faible), les essais d'armes nucléaires, les accidents de Tchernobyl et de Fukushima et l'ensemble des rejets des usines de retraitement du combustible. En France, l'influence des rejets de l'usine de La Hague vient s'ajouter à ce bruit de fond (cf. chapitre 3.3 La Hague). Le xénon-133 a été émis lors des essais d'armes nucléaires, lors des accidents de Tchernobyl et de Fukushima et il est rejeté par de nombreuses installations nucléaires, notamment les CNPE. Toutefois, sa principale origine sont les rejets de l'industrie radio-pharmaceutique. Ainsi, le xénon-133 présent dans l'air en France et en Allemagne provient principalement de l'Institut national des radioéléments (IRE) installé à Fleurus en Belgique. Pour tous les radionucléides, les valeurs présentées sont des moyennes mensuelles pour la France entière. Ces moyennes ne rendent pas compte de valeurs atteintes ponctuellement. Ainsi, le 1^{er} mai 1986 après l'accident de Tchernobyl, l'activité en césium-137 de l'air a atteint 7 Bq/m³ (7 000 000 µBq/m³) à Verdun. De même, l'activité de césium-137 mesurée sur la station de La Seyne-sur-mer suite à l'incinération accidentelle d'une source de césium-137 le 25 mai 1998 à Algesiras en Espagne, a été de 2480 µBq/m³ début juin. Enfin les activités maximales en radionucléides de période inférieure à 3 ans (¹³¹I et ¹³⁴Cs notamment) ont approché ponctuellement 10 000 µBq/m³ (dont 7500 µBq/m³ d'iode-131 gazeux et 2000 µBq/m³ d'iode-131 particulaire), et 250 µBq/m³ de césium-137, entre le 25 mars et le 20 avril 2011 après l'accident de Fukushima. Les activités en plutonium-238 sont 30 fois inférieures à celles du plutonium-239+240. Elles résultent des essais d'armes nucléaires et aussi de la désintégration, dans l'atmosphère en 1964, d'un satellite (SNAP 4) dont l'énergie était fournie par ce radionucléide. Enfin, l'américium-241, descendant du plutonium-241 émis lors des essais nucléaires n'est pas représenté dans ce graphique. Durant les deux dernières décennies, son activité dans l'air est de l'ordre de la moitié de celle du plutonium-239+240 comme l'indique la figure 13.



1. Radionucléides de périodes inférieures à 3 ans : ¹³¹I, ¹⁴⁰Ba, ¹⁴¹Ce, ¹⁰³Ru, ⁸⁹Sr, ⁹¹Y, ⁹⁵Zr, ¹⁴⁴Ce, ⁵⁴Mn, ¹⁰⁶Ru, ⁵⁵Fe, ¹²⁵Sb, ¹³⁴Cs...

FIGURE 13 / ACTIVITÉS MOYENNES DEPUIS 2009 DE QUELQUES RADIONUCLÉIDES ARTIFICIELS ET NATURELS MESURÉS DANS L'AIR EN FRANCE

La figure 13 présente les activités moyennes sur les 10 dernières années de quelques radionucléides artificiels et naturels mesurés par l'IRSN. Pour chaque radionucléide sont fournis le nombre de résultats exploités (supérieurs au seuil de décision) et le nombre d'analyses (exemple : 15/20).



2.2. LE BRUIT DE FOND RADIOLOGIQUE RÉMANENT DES RETOMBÉES ANCIENNES

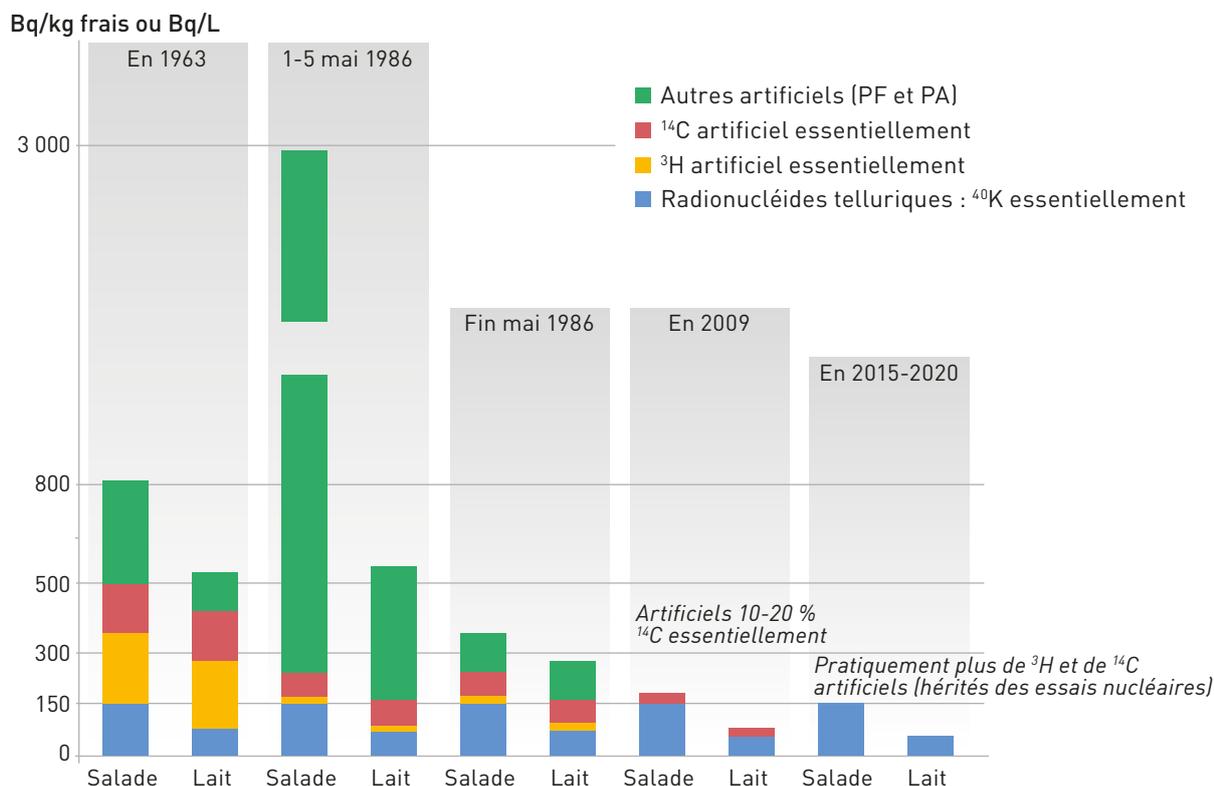
Retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires

De 1945 à 1980 plus de 500 essais atmosphériques d'armes nucléaires ont été réalisés par les États-Unis, l'Union Soviétique, la Grande-Bretagne, la Chine et la France. L'essentiel des retombées radioactives s'est produit sur deux périodes : de 1951 à 1958 et de 1961 à 1962 avant le moratoire de 1963. Ces essais ont libéré dans l'atmosphère de nombreux radionucléides dont une vingtaine était régulièrement mesurée dans l'air en France (cf. figure 12), dans les eaux de pluies et diverses denrées. En 1963, au plus fort de ces retombées radioactives, l'activité moyenne de l'air en

radionucléides artificiels a atteint 8 Bq/m^3 (dont 6 Bq/m^3 de tritium), celle des salades 650 Bq/kg frais (dont $1/3$ de tritium et $1/5^e$ de carbone-14), celle du lait 450 Bq/L (cf. figure 14). Cette même année la dose moyenne reçue par la population française a été estimée à $300 \mu\text{Sv}$, principalement par ingestion de denrées contaminées. La plupart des radionucléides de période radioactive courte (inférieure à 3 ans) issus de ces retombées ayant disparu, il ne subsiste aujourd'hui que le tritium, le carbone-14, le césium-137 (^{137}Cs), le strontium-90 (^{90}Sr), les isotopes 238, 239, 240 et 241 du plutonium (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu et ^{241}Pu), et l'américium-241 (^{241}Am) provenant de la désintégration du plutonium-241.

Pour l'ensemble de ces radionucléides, à l'exception du tritium et du carbone-14, le sol constitue aujourd'hui le réservoir qui alimente les autres composantes de l'environnement : l'air par remise en suspension, les végétaux par

FIGURE 14 / ACTIVITÉS DES SALADES (Bq/kg frais) ET DU LAIT (Bq/L) EN FRANCE AU PLUS FORT DES RETOMBÉES DES ESSAIS D'ARMES NUCLÉAIRES (1963), MAXIMALES LORS DES RETOMBÉES DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL (du 1^{er} au 5 mai 1986), FIN MAI 1986, EN 2009 ET ATTENDUES DANS LES ANNÉES À VENIR



absorption racinaire et dépôt sur les feuilles des particules remises en suspension, les cours d'eau par drainage des sols et les animaux par ingestion. La figure 15 présente la carte des dépôts cumulés de plutonium-239+240, de césium-137 et de strontium-90 dans les sols. Dans toutes les composantes de l'environnement, une activité de plutonium-238, 30 fois inférieure à celle du plutonium-239+240 caractérise les retombées anciennes (armes nucléaires et désintégration du satellite, cf. commentaire de la figure 12).

Cas du tritium et du carbone-14

C'est l'air qui constitue le principal réservoir de tritium et de carbone-14. Ces deux radionucléides s'intègrent à la matière organique des végétaux par la photosynthèse. Ils sont ensuite transférés aux animaux principalement par ingestion.

L'évolution depuis les années 1950 de la teneur en carbone-14 résultant des retombées des essais nucléaires se mesure dans toutes les composantes de l'environnement au travers de l'activité spécifique qui s'exprime en Bq/kg de carbone. En milieu terrestre, la teneur en carbone-14 de la matière vivante végétale et animale est en équilibre avec l'air, ce qui se traduit par une activité spécifique égale. Cette activité spécifique est connue de manière précise et évolue chaque année; elle est par ailleurs égale dans toutes les composantes de l'environnement terrestre. La figure 16 présente l'évolution de l'activité spécifique commune à tout l'hémisphère nord depuis 1950.

Cette activité spécifique est passée du niveau cosmogénique (226 Bq/kg de C., cf. chapitre 2.1 sur les radionucléides cosmogéniques) à près de 420 Bq/kg de C. en 1963, au plus fort des retombées des essais et l'année de l'arrêt des essais atmosphériques américano-soviétiques. Si l'activité totale contenue dans le compartiment atmosphérique a peu diminué depuis (décroissance radioactive négligeable et faible prélèvement/fixation par la matière organique), l'activité spécifique a quant à elle fortement diminué en raison de l'augmentation du CO₂ d'origine fossile. En effet, ce CO₂ dont l'activité spécifique est au niveau cosmogénique, dilue le carbone-14 rémanent des essais nucléaires. Aujourd'hui, avec

227 Bq/kg de C. l'activité spécifique est proche du niveau cosmogénique. Une activité spécifique différente de plus de 3 Bq/kg de C. traduit une influence anthropique locale: les rejets d'une installation nucléaire si l'activité spécifique mesurée est supérieure à cette valeur, les rejets d'une industrie produisant du CO₂ fossile si l'activité spécifique mesurée est inférieure à cette valeur. L'activité spécifique permet donc de déceler de très faibles influences locales non mesurables par l'activité massique (Bq/kg frais).

L'activité spécifique du carbone-14 dans les cours d'eau et les lacs est toujours inférieure à celle observée dans les autres composantes de l'environnement en raison d'une dilution plus ou moins importante par des carbonates anciens, non affectés par les retombées des essais nucléaires qui sont présents dans le milieu. Suivant cette teneur en carbonates, l'activité spécifique du carbone-14 dans les cours d'eau varie actuellement entre 200 et 220 Bq/kg de C.

Comme pour le carbone-14, le réservoir du tritium rémanent des retombées des essais d'armes nucléaires se situe dans l'atmosphère. C'est également par la photosynthèse des végétaux qu'il entre dans la composition de la matière organique dont l'activité, exprimée en Bq/L d'eau (cf. focus du chapitre 1) est ainsi en équilibre (même activité) avec celle de la vapeur d'eau atmosphérique. Par ailleurs, le compartiment atmosphérique détermine l'activité des cours d'eau, notamment *via* les précipitations. L'évolution du bruit de fond du tritium dans l'ensemble atmosphère/milieu terrestre/aquatique continental peut donc être représentée par l'activité de l'eau de pluie. La figure 17 montre que l'activité en tritium de l'eau de pluie dans l'hémisphère nord a augmenté brutalement à partir des années 1950 depuis le niveau cosmogénique (0,1 à 0,6 Bq/L; cf. chapitre 2.1) pour atteindre un maximum de près de 600 Bq/L en 1963 au plus fort des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires. Depuis, cette activité a diminué en se diluant dans le gigantesque réservoir d'hydrogène que constituent les océans. En effet, l'importance de ce réservoir a fait que les retombées des essais nucléaires n'ont pas eu d'influence sur l'activité en tritium des eaux marines qui sont restées au niveau cosmogénique.

FIGURE 15 / DÉPÔTS DE CÉSIIUM-137, DE STRONTIUM-90 ET DE PLUTONIUM-239+240 AU TERME DES ESSAIS NUCLÉAIRES ATMOSPHÉRIQUES

À la suite des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires (1945-1980) en Bq/m², les dépôts étant plus importants lors des pluies, ces activités déposées sont le reflet des précipitations moyennes annuelles.

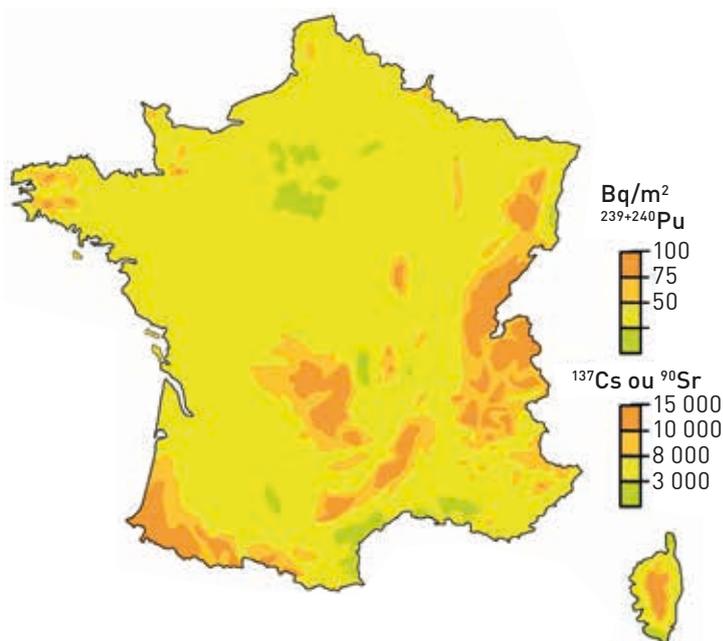


FIGURE 16 / ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ SPÉCIFIQUE DU CARBONE-14 DANS L'HÉMISPHÈRE NORD DEPUIS 1950 (Bq/kg de carbone)

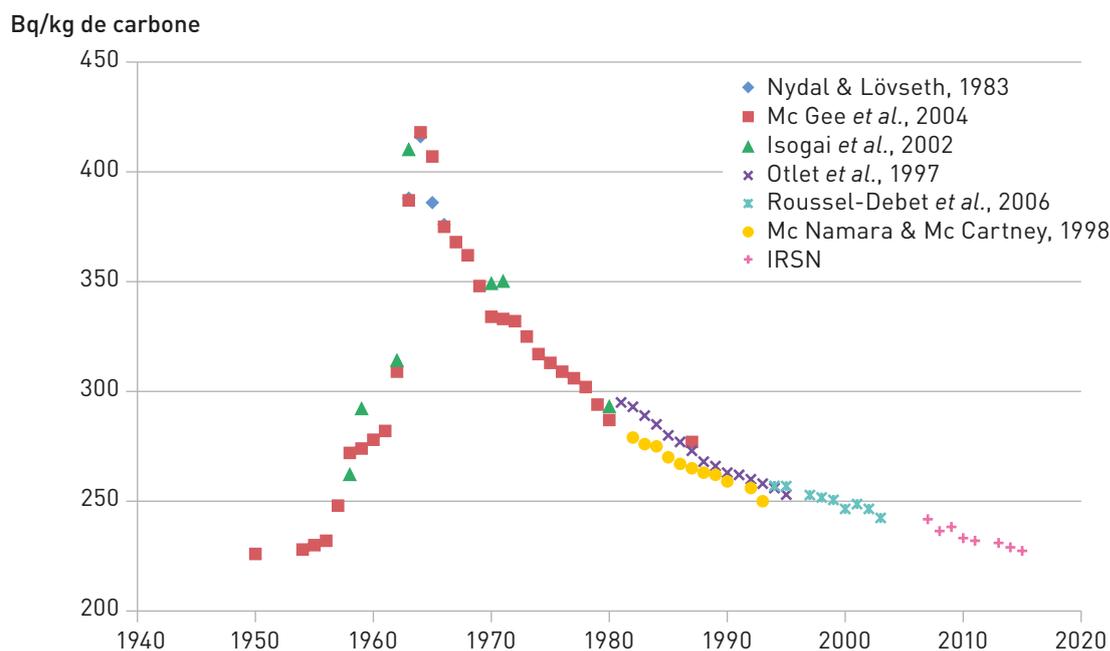
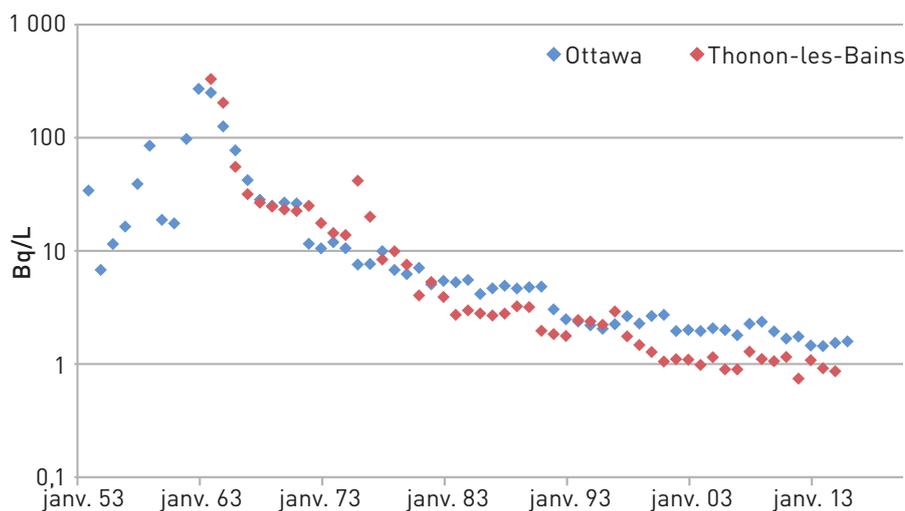


FIGURE 17 / ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ EN TRITIUM DE L'EAU DE PLUIE (Bq/L ; source AIEA)

La concordance des données acquises au Canada (Ottawa) et en France (Thonon-les-Bains) montre la très grande homogénéité du tritium atmosphérique rémanent des retombées des essais d'armes nucléaires à l'échelle de tout l'hémisphère nord.



Retombées de l'accident de Tchernobyl

Les masses d'air contaminées par l'accident de Tchernobyl ont affecté la France au début de mai 1986, principalement entre le 1^{er} et le 5 mai 1986. En raison des pluies très variables survenues durant cette période dans l'est du pays, les dépôts radioactifs, notamment ceux d'iode-131 et de césium 134 et 137 ont été plus importants que dans le reste du pays et très hétérogènes (cf. figure 18). La contamination des denrées a été maximale immédiatement après les dépôts et a concerné les légumes, notamment les légumes feuillés, le lait (cf. figure 13) et plus tardivement les viandes ovines et bovines. Les activités en iode-131 ont disparu au bout de 3 mois par décroissance radioactive et celles de césium ont diminué de 100 à 1000 fois dans ce délai. En raison de la date de l'accident très précoce dans le développement de la plupart des cultures, les grandes cultures céréalières et fruitières ont été relativement épargnées. Pour l'année 1986, les doses efficaces reçues par les adultes habitant le tiers Est du pays ont été en moyenne de 0,75 mSv (mai-décembre 1986). Elles ont ensuite régulièrement diminué au fil des années (cf. figure 19). Ces doses efficaces ont été réestimées en 2015 sur la base de mesures acquises en 2013-2014 dans le cadre du constat radiologique de la rémanence de la radioactivité artificielle (cf. p. 69 et focus p. 70). Les doses équivalentes moyennes à la thyroïde des enfants qui habitaient dans l'est du pays entre mai et juillet

1986, ont été en moyenne de l'ordre de 10 mSv. L'essentiel de ces doses a résulté de l'ingestion de denrées contaminées, notamment de légumes et de lait consommés frais aux cours des trois premiers mois suivant les dépôts radioactifs.

À noter que si dans l'est du pays, le césium-137 est très majoritairement imputable aux retombées de l'accident de Tchernobyl, dans les 2/3 ouest, il peut provenir de manière importante, voire majoritaire, des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires.

Retombées de l'accident de Fukushima

Les retombées atmosphériques en France métropolitaine des radionucléides issus de l'accident de Fukushima, survenu le 11 mars 2011 au Japon, ont été très faibles et très fugaces : des traces d'iode-131, césiums 134 et 137 ont été détectées de fin mars jusqu'en mai 2011 dans l'air, les eaux de pluie et dans quelques denrées (légumes feuille, lait...) avec des activités 500 à plus de 1000 fois inférieures à celles mesurées en France début mai 1986 suite à l'accident de Tchernobyl. L'influence de ces dépôts n'est plus mesurable depuis mi-2011 (cf. rapport IRSN DEL 2011-01 « Analyse de l'impact de l'accident de Fukushima en France à partir des résultats de la surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement » disponible sur le site internet de l'IRSN).

FIGURE 18 / CARTE DES ACTIVITÉS SURFACIQUES ACTUELLES DU CÉSIIUM-137 DANS LES SOLS FRANÇAIS (Bq/m²) LIÉES À LA RÉMANENCE DES RETOMBÉES DES ESSAIS D'ARMES NUCLÉAIRES (cf. figure 14) ET DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

Si sur les 2/3 de l'Ouest du pays, le césium-137 peut provenir encore significativement voire majoritairement des essais nucléaires, dans les zones de l'Est de la France où il a plu début mai 1986, le césium provient très majoritairement des retombées de l'accident de Tchernobyl.

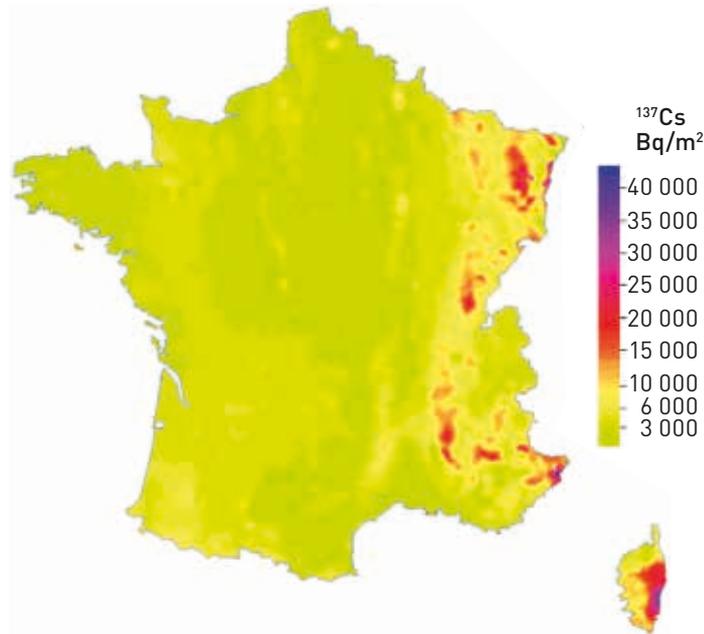
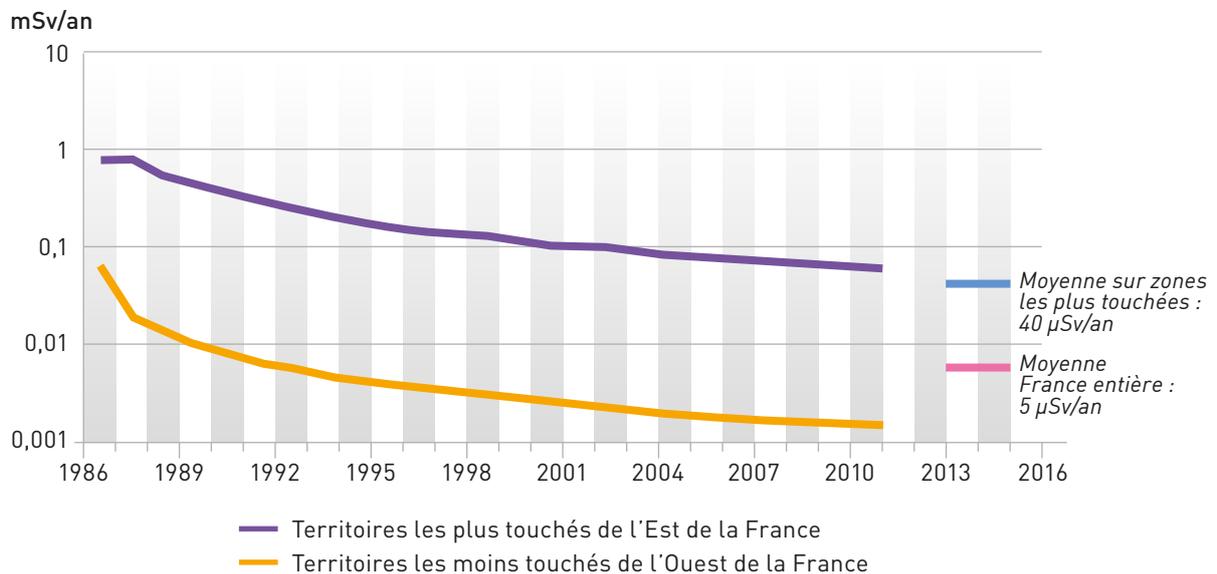


FIGURE 19 / ÉVOLUTION DE LA DOSE EFFICACE ANNUELLE TOTALE, TOUS RADIONUCLÉIDES ET VOIES D'ATTEINTE CONFONDUS, REÇUE EN FRANCE PAR UN ADULTE (mSv/an) DU FAIT DES RETOMBÉES DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL



2.3. GAMME DES DOSES À LA POPULATION, LIÉES AU BRUIT DE FOND RADIOLOGIQUE FRANÇAIS

Les différents éléments fournis ci-après, relatifs aux doses efficaces reçues par la population française et dues aux sources naturelles de rayonnement ou à la rémanence des retombées anciennes, sont principalement issus du rapport IRSN 2015-00004 « Exposition de la population française aux rayonnements ionisants » téléchargeable à partir du site Internet de l'IRSN.

Doses efficaces externes liées aux rayonnements cosmique et tellurique

Sur la base de la carte de France du rayonnement cosmique (cf. figure 1 chapitre 2.1), en considérant d'une part qu'une personne passe l'essentiel de son temps à l'intérieur de constructions : 22 h/j en moyenne et 16 h/j pour un travail en extérieur et que d'autre part la construction atténuée de 20 % ce rayonnement, la dose efficace moyenne reçue par un adulte et due au rayonnement cosmique est évaluée à 0,31 mSv/an. Pour 95 % des personnes elle est inférieure à 0,36 mSv/an mais peut atteindre 1,68 mSv/an pour les communes situées en altitude. Ainsi, pour la majeure partie de la population, l'exposition au rayonnement cosmique est peu variable si l'on excepte les communes d'altitude et les expositions lors des trajets aériens. En effet, les personnes amenées à voyager en avion sont soumises à des expositions supplémentaires. Compte tenu du faible nombre moyen de trajets par habitant, cette exposition supplémentaire est de seulement 0,01 mSv/an en moyenne pour l'ensemble de la population, mais elle est de 0,55 mSv/an en moyenne pour les voyageurs fréquents, c'est-à-dire ceux effectuant entre dix et trente vols par an (soit environ 11 % des passagers ou 3 % de la population). Avec une dose efficace individuelle moyenne de 1,9 mSv/an en 2013 (cf. rapport IRSN/PRP-HOM/2014-007 « Exposition professionnelle aux rayonnements ionisants en France : bilan 2013 »), les personnels navigants représentent la population de travailleurs la plus exposée aux rayonnements ionisants en moyenne.

L'exposition de la population aux rayonnements telluriques dépend du sous-sol et des matériaux utilisés. De manière pénalisante, on considère que les matériaux de construction participent au débit

de dose à l'intérieur des habitations en ajoutant 40 % du débit de dose mesuré à l'extérieur. Les données de mesures utilisées proviennent de dosimètres témoins placés dans 17 404 établissements dentaires et vétérinaires répartis sur le territoire (cf. chapitre 2.1). Sur la base de ces résultats et après déduction de la contribution due au rayonnement cosmique, la dose efficace moyenne pour un adulte due au rayonnement tellurique est de 0,62 mSv/an, la majeure partie de la population (90 %) recevant une dose comprise entre 0,36 et 1,1 mSv/an. Cette dose peut atteindre 2 mSv/an dans certaines communes.

Doses efficaces par ingestion de radionucléides naturels via l'alimentation et le tabagisme

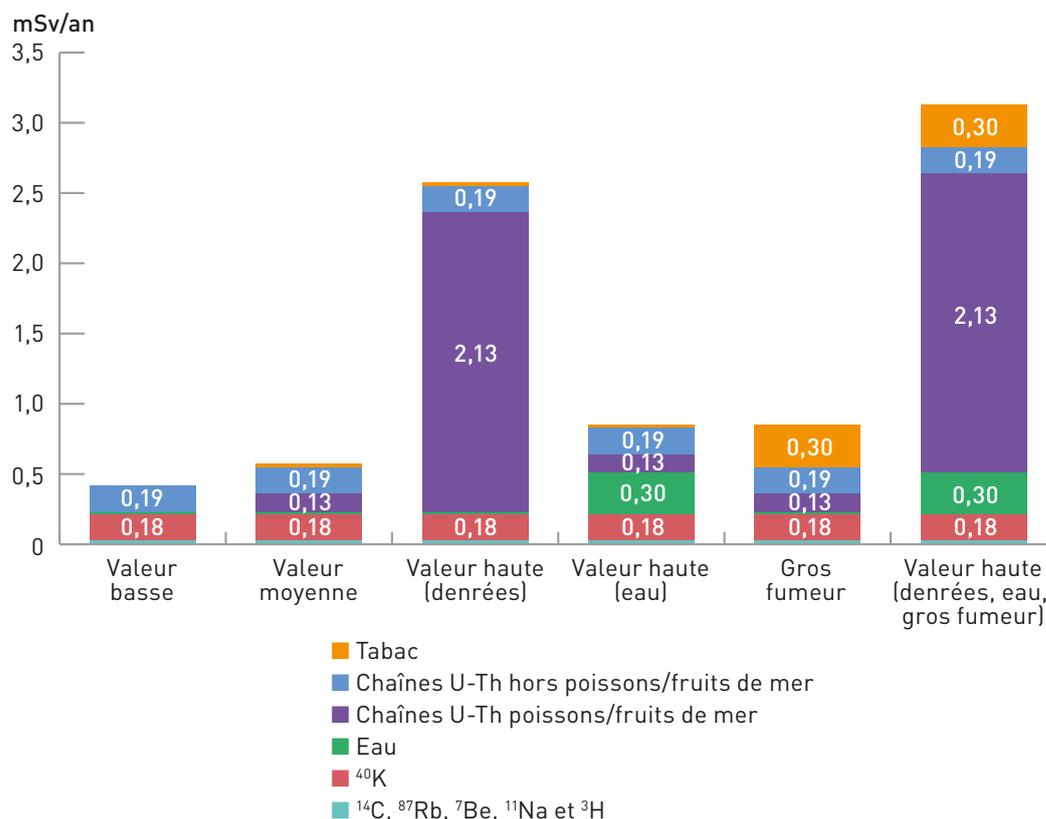
La dose efficace moyenne pour un adulte liée à l'incorporation de radionucléides naturels (cosmogéniques et telluriques) due à l'ingestion de denrées et au tabagisme est estimée à 0,55 mSv/an. Cette dose ne varie pas en fonction de la région mais des habitudes de consommation de chacun, en particulier de poissons/fruits de mer, dans une gamme allant de 0,4 mSv/an pour les personnes ne consommant pas ces produits et jusqu'à plus de 3,1 mSv/an pour celles en consommant de façon importante (cf. figure 20). Bien que le potassium-40 représente une part importante (30 %) de cette dose, cette part varie très peu d'un individu à l'autre et ne dépend pas des habitudes alimentaires, le potassium étant régulé par l'organisme (kaliémie). Par ailleurs, les radionucléides cosmogéniques sont de faibles contributeurs (0,02 mSv/an soit moins de 4 %). La dose efficace moyenne liée aux descendants des chaînes de l'uranium et du thorium présents dans les denrées alimentaires est de 0,32 mSv/an, ce qui représente près de 60 % de la dose totale due à l'ingestion de denrées. Elle est extrêmement variable car liée à la consommation de poissons et surtout de coquillages et de crustacés qui présentent des teneurs élevées en ^{210}Po . Par rapport à une personne qui ne consomme jamais ces produits, une consommation très régulière de coquillages et de crustacés (1 à 2 fois par semaine), conduit à une dose efficace supplémentaire de 0,54 mSv/an, doublant ainsi la dose totale moyenne due à l'ingestion de denrées. De même, un gros fumeur peut recevoir une dose efficace supplémentaire de l'ordre de 0,3 mSv/an par rapport à un non-fumeur, en raison principalement de la teneur en ^{210}Po du tabac.

Enfin, les teneurs en radionucléides des eaux de boisson (eau du robinet et eau en bouteille) étant extrêmement variables, la dose reçue par une personne est directement liée à l'eau de son robinet ou à l'eau minérale de son choix et pas à une moyenne nationale. Ainsi, la dose reçue par les adultes *via* la consommation d'eau de boisson ne dépasse 100 µSv/an que pour moins de 0,2 %

d'entre eux s'ils boivent l'eau de leur robinet ou si leur choix s'est porté sur l'un des 4 % d'eaux conditionnées dont la consommation régulière (2 L/jour soit 730 L/an) peut amener à dépasser cette dose. Pour la très grande majorité des adultes, la dose par ingestion d'eau est donc probablement comprise entre quelques µSv/an et 100 µSv/an.

FIGURE 20 / **SYNTHÈSE DES DOSES (exprimées en mSv/an) DUES À L'INCORPORATION PAR UN ADULTE DE RADIONUCLÉIDES NATURELS**

La valeur basse correspond à une personne qui ne fume pas, ne consomme pas une eau chargée en radionucléides naturels et ne consomme pas de coquillages et de crustacés; la valeur haute « denrées » correspond à une personne consommant beaucoup de fruits de mer; la valeur haute « eau » correspond à une personne consommant une eau chargée en radionucléides naturels.



Dose efficace liée à l'inhalation de radon

Les radionucléides issus de la désintégration du radon se fixent sur les aérosols de l'air et, une fois inhalés, se déposent le long des voies respiratoires en provoquant leur irradiation. L'accumulation de radon dans les espaces confinés tels que les bâtiments est variable selon la localisation et la nature des sols et roches sous-jacents, le type de bâtiment, le mode de construction du bâtiment et les habitudes de vie des occupants.

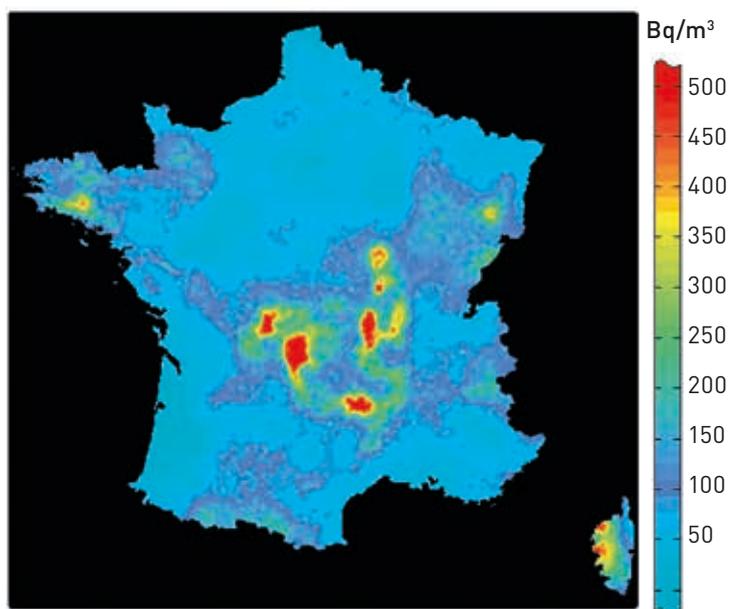
La concentration moyenne en radon-222 à l'intérieur de l'habitat en France métropolitaine, pondérée par la population et le type d'habitat, est de 60 Bq/m³. La dose moyenne correspondante est estimée à 1,43 mSv/an. La carte des activités volumiques potentielles de radon à l'intérieur des habitations (cf. figure 11) montre une situation extrêmement contrastée entre une majeure partie de la France où les activités sont inférieures à 150 Bq/m³ et quelques zones du massif central, des Vosges, d'Armorique et de l'ouest de la Corse où les activités dépassent 400 Bq/m³. Ainsi, si 90 % de la population française reçoivent une

dose efficace due au radon comprise entre 0,54 et 3,15 mSv/an, la dose moyenne pour des départements comme la Lozère ou le Cantal atteint 5 à 6 mSv/an. Des valeurs supérieures, peuvent être atteintes très localement (20 mSv/an). Enfin, il faut signaler le cas d'habitations construites sur des résidus miniers où les activités en radon dans l'air peuvent atteindre plusieurs milliers de Bq/m³ avec des doses correspondantes d'autant plus élevées.

Sur la base d'une recommandation de la Commission Internationale de protection radiologique (CIPR), le facteur de conversion de dose du radon (facteur qui détermine la relation entre la dose et l'activité de radon inhalée) devrait être revu prochainement à la hausse pour prendre en compte de récentes études épidémiologiques et de nouveaux calculs dosimétriques. Au moment de la rédaction du présent rapport, cette recommandation n'a pas encore été reprise dans la réglementation française. Sa prise en compte pourrait globalement conduire à un doublement des doses liées au radon présentées précédemment.

FIGURE 21 / **ACTIVITÉ VOLUMIQUE POTENTIELLE DU RADON À L'INTÉRIEUR DES HABITATIONS DÉDUITE DE LA NATURE DES ROCHES QUI COMPOSENT LE SOUS-SOL (Bq/m³)**

Les concentrations les plus élevées, supérieures à 400 Bq/m³, sont observées sur les massifs anciens (armoricain, central, Vosges et côte nord-occidentale de la Corse), les valeurs les plus faibles, inférieures à 100 Bq/m³, sur les bassins sédimentaires (parisien et aquitain).



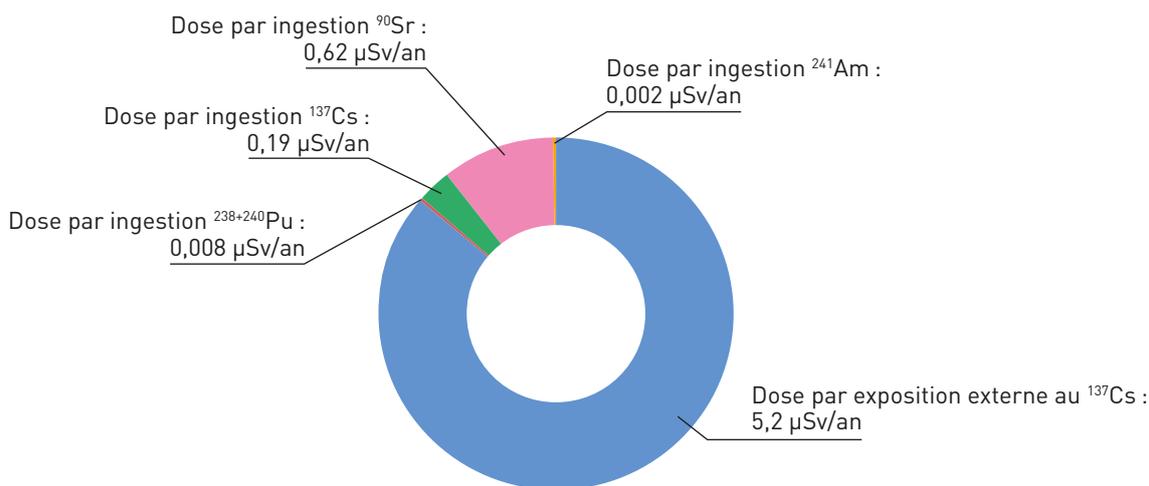
Doses efficaces liées à la rémanence des retombées anciennes de radionucléides artificiels

L'exposition actuelle de la population française à la rémanence des retombées des essais d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, a été réévaluée récemment sur la base de résultats de mesure acquis dans le cadre du constat radiologique effectué par l'IRSN en 2013-2014 (cf. focus p. 70).

Pour une très large majorité de la population, cette dose est aujourd'hui de l'ordre de 6 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Elle est principalement (87 %) liée à l'exposition externe au rayonnement émis par le ^{137}Cs présent dans les sols (cf. figure 22). Seulement 13 % de cette dose sont liés à l'ingestion de denrées. Le strontium-90 (^{90}Sr) rémanent des retombées des essais nucléaires est alors le principal contributeur à cette dose par ingestion, devant le césium-137 des deux origines et loin devant le plutonium et l'américium.

Comme indiqué dans le focus, les doses potentiellement reçues par les personnes vivant dans les régions de France les plus touchées par ces retombées peuvent être nettement plus élevées, notamment pour de gros consommateurs de champignons et de gibiers (cf. focus p. 72).

FIGURE 22 / ESTIMATIONS DES DOSES EFFICACES LIÉES À LA RÉMANENCE DES RETOMBÉES DES ESSAIS NUCLÉAIRES ET DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL, REÇUES PAR UNE LARGE MAJORITÉ DES ADULTES FRANÇAIS (personnes ne vivant pas sur les zones les plus touchées par ces retombées)



FOCUS
LE CONSTAT RADIOLOGIQUE
DE LA RÉMANENCE DE
LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE

L'objectif de ce constat est de dresser un bilan actualisé des radionucléides d'origine artificielle encore présents dans les zones les plus marquées par les dépôts provenant des tests atmosphériques d'armes nucléaires (années 1950 à 1980) et de l'accident de Tchernobyl (1986) et d'évaluer

l'exposition des populations vivant dans ces territoires.

La stratégie de l'étude

Les zones couvertes par cette étude sont pour l'essentiel les massifs montagneux de l'est du territoire, fortement influencées par les retombées de Tchernobyl (Vosges, Jura, Alpes du Sud et Corse) ainsi que les Pyrénées, où les dépôts des radionucléides consécutifs aux essais atmosphériques d'armes nucléaires sont prépondérants.

Le césium-137 (^{137}Cs) issu, dans des proportions variables selon les endroits, des retombées de Tchernobyl et des essais aériens, omniprésent dans l'environnement en quantités le plus souvent mesurables, est le principal indicateur des niveaux de radioactivité artificielle dans les échantillons examinés. Le strontium-90 (^{90}Sr), les isotopes du plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) et l'américium-241 (^{241}Am) quant à eux, sont issus des retombées des essais aériens.

Sur les zones d'étude, des échantillons divers (sols, herbages, laits, fromages, baies, champignons et gibiers) ont été prélevés en 2013 et en 2014 dans lesquels l'activité du césium-137, du strontium-90 et des isotopes du plutonium a été mesurée. En milieu aquatique, des prélèvements d'eau de surface, de sédiments, de mousses aquatiques et de poissons ont été réalisés sur six lacs du Mercantour et trois fleuves côtiers de l'est de la Corse (le Fium Orbo, le Tavignano et le Golo), sites sur lesquels des mesures avaient été effectuées dans les semaines qui ont suivi l'accident de Tchernobyl.

Les principaux résultats de l'étude

Des mesures obtenues en milieu aquatique, on retiendra que dans les lacs du Mercantour, la radioactivité artificielle évolue faiblement depuis 1986, à l'exception des mousses pour lesquelles l'activité en césium-137 diminue avec une période effective de décroissance de l'ordre de 6 ans. Dans ces « milieux fermés », la persistance des radionucléides artificiels dans l'eau (^{137}Cs : 0,2 à 1,7 mBq/L), les mousses aquatiques (^{241}Am : 2,5 à 5 Bq/kg sec) et les sédiments (^{137}Cs et ^{241}Am supérieurs à 1 000 et 1 Bq/kg sec, respectivement) est particulièrement marquée. En comparaison, dans les « milieux ouverts » que constituent les fleuves qui drainent l'est de la Corse, l'activité en césium-137 dans les poissons et les sédiments (0,05-0,09 Bq/kg frais et 4-14 Bq/kg sec, respectivement) a nettement diminué depuis les premières mesures réalisées en 1986-1987 (1-100 Bq/kg frais et 10-700 Bq/kg sec, respectivement). Ainsi, la période effective de décroissance du césium-137 dans les sédiments du Var et ses affluents est comparable à celle qui a été observée dans d'autres fleuves ou rivières du territoire hors d'une influence anthropique locale.



De la synthèse des activités des radionucléides artificiels en milieu terrestre, trois points essentiels sont à retenir :

- les sols des massifs de l'est du territoire (Vosges, Jura, Alpes du Sud et Corse) présentent les activités les plus élevées en césium-137 avec plus de 10 000 Bq/m² de césium-137 en certains points de prélèvement. Ces observations sont cohérentes avec les niveaux attendus dans ces zones où les retombées de Tchernobyl se superposent aux dépôts consécutifs aux essais nucléaires. Les sols des Pyrénées témoignent d'une activité en césium-137 plus faible (activité de ¹³⁷Cs supérieure à 3 000 Bq/m²), issue pour l'essentiel des essais nucléaires, cohérente avec les niveaux proposés par les modèles de dépôts (carte de la figure 18). Les activités en plutonium (²³⁹⁺²⁴⁰Pu provenant des essais d'armes nucléaires) des sols des zones de relief (100-200 Bq/m²), sont en cohérence avec la carte de la figure 15, deux à quatre fois plus élevés que dans les sols de plaines (50-80 Bq/m²). Trente ans après l'accident de Tchernobyl, les « points chauds » des prairies d'altitude des Alpes, surfaces de quelques dm² à quelques m², témoignent d'une activité en césium-137 encore très élevée (plus de 10 000 Bq/kg très localement). En ces points, le césium-137 s'est concentré dans les congères formées par les chutes de neige qui ont accompagné le passage sur les Alpes des masses d'air contaminées par l'explosion de Tchernobyl (mai 1986) ;
- les données mettent également en évidence la migration verticale dans les sols et le transfert des produits de fission (¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr) dans les végétaux des pâtures et des forêts. Comme attendu, le strontium-90, plus mobile que le césium-137, a migré plus profondément dans les sols et témoigne d'un transfert plus marqué dans les végétaux des prairies. Ces phénomènes de migration et de transfert dépendent des propriétés physico-chimiques des sols (granulométrie, pH, teneur en matière organique et en cations échangeables) et de paramètres anthropiques comme l'occupation du sol ou les pratiques culturelles ;
- l'activité dans les denrées issues des zones de relief étudiées est globalement supérieure aux niveaux observés dans les zones de plaines. Par exemple, l'activité en césium-137 dans le lait prélevé dans les zones de rémanence (0,32 Bq/L en moyenne) est dix à cent fois plus élevée que celle du lait prélevé dans l'environnement des centrales nucléaires d'EDF (comprise entre 0,004 et 0,03 Bq/L). Ces observations sont cohérentes avec l'activité des sols, plus élevée d'un ordre de grandeur en moyenne sur les reliefs, en comparaison des zones de plaine. Une différence importante est observée entre le niveau d'activité des denrées provenant des zones de prairie (en moyenne ¹³⁷Cs : 0,32 Bq/L dans le lait) et les denrées provenant des forêts (baies, champignons et gibiers), dont les activités en césium-137 sont plus variables et s'étalent sur deux ordres de grandeur environ selon l'espèce et la zone de prélèvement) et potentiellement supérieure à 100 Bq/kg frais (cas des champignons et de la viande de sanglier).



Les doses efficaces aux populations d'adultes vivant dans les zones les plus marquées par la radioactivité d'origine artificielle ont été évaluées à partir des activités en césium-137 des denrées et des mesures *in situ* du débit de dose dans l'air (cf. tableau A).

TABLEAU A / **DOSES DANS ET EN DEHORS DES ZONES LES PLUS MARQUÉES PAR LA RADIOACTIVITÉ D'ORIGINE ARTIFICIELLE (en $\mu\text{Sv}/\text{an}$)**

	Exposition externe	Exposition interne (ingestion)
En dehors des zones les plus marquées	5 $\mu\text{Sv}/\text{an}$	1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$
Dans les zones les plus marquées	Jusqu'à 40 $\mu\text{Sv}/\text{an}$	Jusqu'à quelques dizaines à quelques centaines de $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les consommateurs de champignons et de gibier

Ainsi, la dose externe consécutive à l'exposition au dépôt de césium-137 (40 $\mu\text{Sv}/\text{an}$) a été calculée à partir des mesures de débit de dose dans l'air (de 2 à 7 nSv/h)⁽¹⁾. Les valeurs de débit de dose les plus élevées (100 nSv/h) sont mesurées sur les « points chauds » du Mercantour (surface de quelques dm^2 à un m^2 où l'activité en césium-137 atteint plusieurs dizaines de milliers de Bq/kg). Pour une personne qui resterait plusieurs heures au contact de ces sols (bivouac ou sieste, en position allongée), la dose efficace externe atteindrait quelques dizaines de $\mu\text{Sv}/\text{h}$. L'ingestion de denrées provenant des zones de forte rémanence de la radioactivité artificielle conduit à une dose par ingestion de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Cependant, la consommation des denrées issues de la forêt (champignons et gibier), dont l'activité en césium-137 serait de plusieurs centaines de Bq/kg frais, pourrait induire une dose de quelques dizaines à quelques centaines de $\mu\text{Sv}/\text{an}$, en fonction des quantités ingérées.

Pour en savoir plus : http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/surveillance-environnement/Documents/IRSN_Constat-Remanence-France_201604.pdf

1. On considère 8 h/j passées à l'extérieur de la maison et un facteur de protection de 0,4 durant le séjour à l'intérieur.

Bilan des doses efficaces liées au bruit de fond radiologique français

L'exposition moyenne de la population française au bruit de fond radiologique, tel que défini précédemment et hors expositions médicales, est estimée à 2,9 mSv/an. Cette dose varie en fonction du lieu de résidence (accumulation de radon dans l'air, rayonnement tellurique) et du mode de vie (consommation de fruits de mer, tabagisme, voyages en avion).

La figure 23 présente les doses pour deux cas très différents : celui d'une personne parmi les moins exposées de la population française et celui d'une personne qui cumule de par son lieu de résidence et son mode de vie, des expositions plus importantes

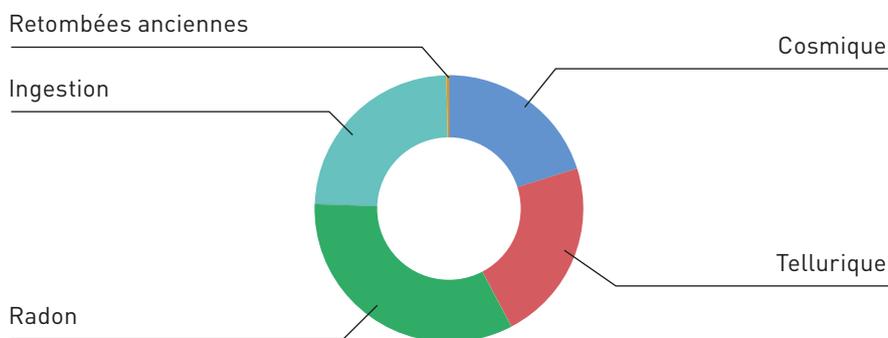
au radon, à l'ingestion de radionucléides naturels, ainsi que des expositions liées à des voyages en avion et au tabagisme.

Il est important de mentionner que, comme indiqué précédemment (cf. paragraphe sur l'exposition au radon), la contribution du radon pourrait prochainement être doublée à la suite de la prise en compte de la recommandation de la CIPR concernant l'évaluation de l'impact de ce radionucléide. Cette voie d'exposition de la population française deviendrait alors très largement prépondérante. À ces expositions liées au bruit de fond viennent s'ajouter celles liées aux examens médicaux (cf. rapport IRSN 2015-00004 « Exposition de la population française aux rayonnements ionisants »).

FIGURE 23 / **DOSES EFFICACES LIÉES AUX RAYONNEMENTS NATURELS POUR 2 SITUATIONS D'EXPOSITION DIFFÉRENTES (mSv/an)**
 Extrait du rapport IRSN 2015-00004 « Exposition de la population française aux rayonnements ionisants »

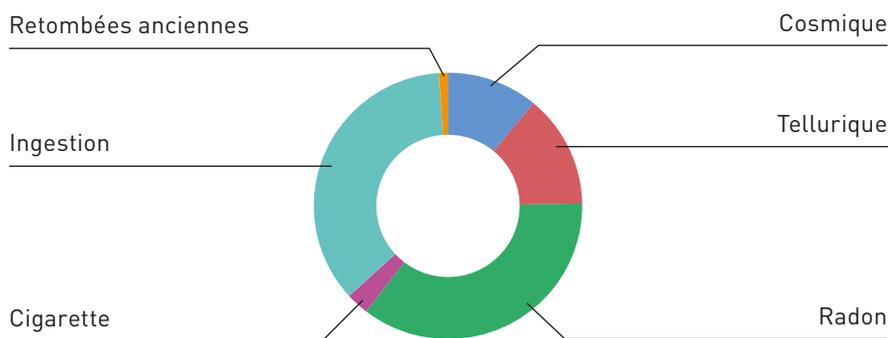
CAS 1 : 1,6 mSv/an

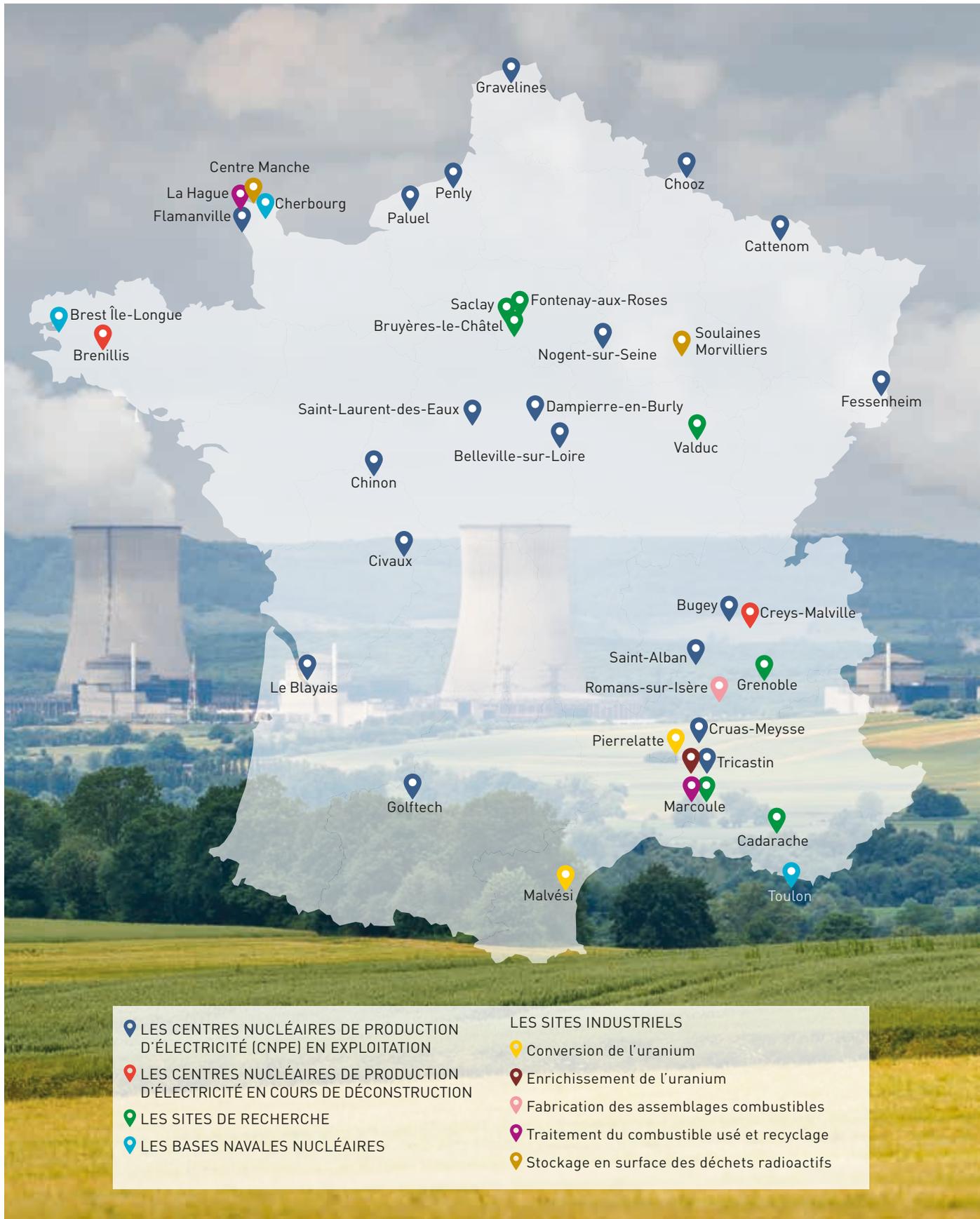
Adulte vivant dans une commune à faible teneur en radon et à faible niveau de rayonnements telluriques, peu touchée par les retombées anciennes, consommant peu de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels et ne fumant pas.



CAS 2 : 8,6 mSv/an

Adulte vivant dans une commune à forte teneur en radon et niveau élevé de rayonnements telluriques, fortement touchée par les retombées anciennes, fumant beaucoup, ayant une consommation importante de denrées alimentaires riches en radionucléides naturels et voyageant fréquemment en avion.





03

DONNÉES RELATIVES AUX DIFFÉRENTS SITES NUCLÉAIRES FRANÇAIS

3.1. LES CENTRES NUCLÉAIRES DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ (CNPE) EN EXPLOITATION	76
Les rejets d'effluents radioactifs.....	77
Les plans de surveillance de l'environnement d'un CNPE.....	78
Influence des CNPE sur leur environnement et expositions du public associées.....	80
Conclusion.....	103
3.2. LES CENTRES NUCLÉAIRES DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ EN COURS DE DÉCONSTRUCTION	106
Le site de Creys-Malville.....	106
Le site de Brennilis.....	112
3.3. LES SITES INDUSTRIELS	116
Le site de Malvési	116
Le site du Tricastin	122
Le site de Romans-sur-Isère	130
Le site de La Hague	135
Le centre de stockage de l'Aube et le centre de stockage de Morvilliers.....	180
3.4. LES SITES DE RECHERCHE	188
Le site de Marcoule.....	188
Le centre de Valduc	199
Le site de Cadarache	210
Les sites de Grenoble	216
Centre CEA DAM/Île-de-France.....	224
Le site de Saclay.....	229
Le site de Fontenay-aux-Roses	238
3.5. LES BASES NAVALES NUCLÉAIRES	244
Port militaire de Brest et base opérationnelle de l'Île-Longue ..	244
Port militaire de Cherbourg	244
Port militaire de Toulon.....	244
La surveillance radiologique de l'environnement.....	245
Influence des sites sur l'environnement	248

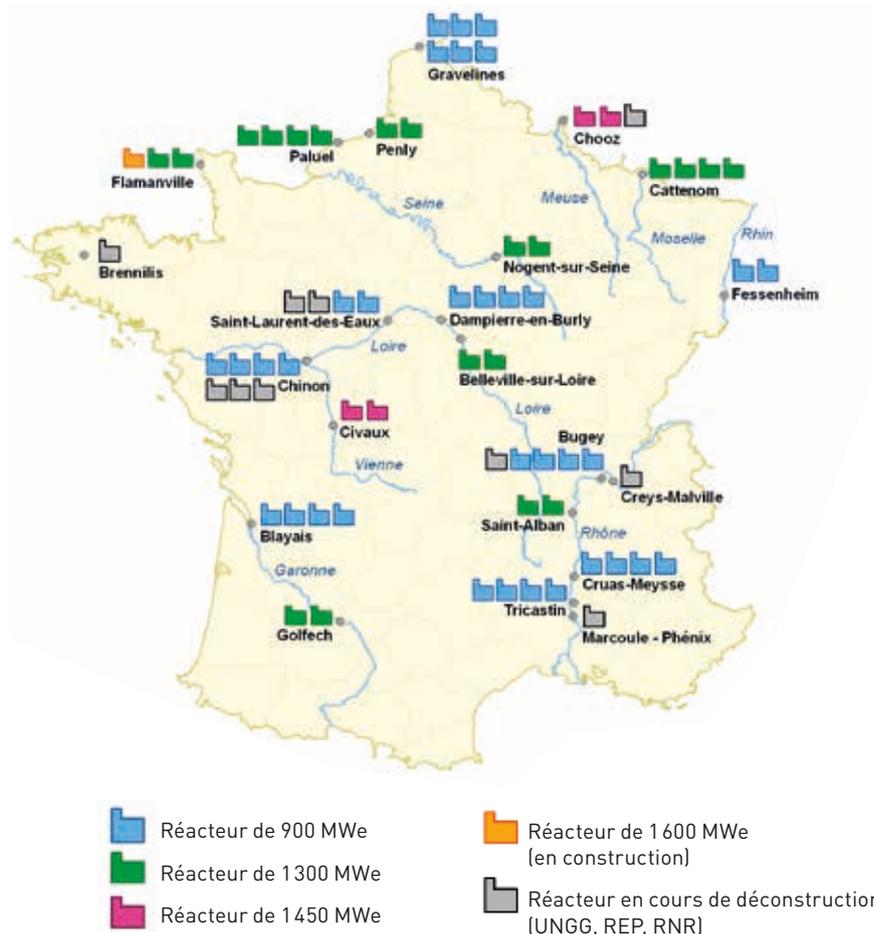
03

DONNÉES RELATIVES AUX DIFFÉRENTS SITES NUCLÉAIRES FRANÇAIS

3.1. LES CENTRES NUCLÉAIRES DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ (CNPE) EN EXPLOITATION

19 centres nucléaires de production d'électricité sont actuellement exploités en France par EDF SA. Chaque CNPE comporte de 2 à 6 réacteurs pour un total de 58 réacteurs en production : 34 réacteurs d'une puissance unitaire de 900 MWe, 20 réacteurs de 1 300 MWe et 4 réacteurs de 1 450 MWe.

FIGURE 1 / LOCALISATION DES CENTRES NUCLÉAIRES DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ (CNPE) D'EDF EN EXPLOITATION, EN COURS DE DÉMANTÈLEMENT OU EN CONSTRUCTION, NOMBRE ET PUISSANCE DES RÉACTEURS EN EXPLOITATION



Les rejets d'effluents radioactifs

Le fonctionnement d'un CNPE entraîne la production d'effluents radioactifs dont les modalités de rejet dans l'environnement sont encadrées par des autorisations propres à chaque centrale. Ces rejets sont effectués dans l'atmosphère, les fleuves ou la mer, après contrôle/surveillance des niveaux de radioactivité. Conformément à la réglementation, chaque CNPE dispose d'une autorisation spécifique encadrant notamment les quantités et les conditions de rejet des substances radioactives dans l'air et dans l'eau du fleuve ou de la mer en bord duquel il est implanté.

Les conditions de rejets permettent d'assurer que dans toutes les plages et conditions de fonctionnement normal, y compris les plus pénalisantes, l'exposition du public reste inférieure à 1 mSv/an conformément à l'article R.1333-8 du Code de la santé publique. Mais par application

des principes d'optimisation et de limitation, les rejets réalisés par les exploitants sont inférieurs, voire très inférieurs aux limites de rejets accordées. Les tableaux 1 et 2 présentent, pour la période du présent bilan radiologique de l'environnement, les gammes (minimum et maximum) des rejets atmosphériques et liquides réalisés par site en fonction du nombre et de la puissance des réacteurs composants le CNPE.

En termes d'activité rejetée, outre les gaz rares (xénon, argon et surtout krypton, qui se trouvent exclusivement dans l'air et ne sont pas transférés dans les autres composantes de l'environnement en raison de leur caractère inerte sur le plan chimique), le tritium et le carbone-14 sont les radionucléides les plus abondants dans les rejets d'effluents aussi bien atmosphériques que liquides (cf. tableaux 1 et 2).

TABLEAU 1 / GAMES DES REJETS ANNUELS ATMOSPHÉRIQUES RÉELS (min. et max.) (GBq/an) POUR LA PÉRIODE 2014-2016 EN FONCTION DE LA PUISSANCE DES RÉACTEURS IMPLANTÉS SUR CHAQUE SITE

CNPE	Gaz rares	³ H	¹⁴ C	Iodes	PF/PA*
Gravelines	3 950-6 320	2 760-3 380	830-1 130	0,113-0,152	0,013-0,021
Cattenom, Paluel	510-850	1 480-3 320	640-910	0,034-0,048	0,007-0,011
Bugey, Cruas, Chinon, Dampierre Tricastin, Blayais	430-7 250	620-1 740	410-680	0,014-0,196	0,002-0,017
Civaux, Chooz	360-1 370	620-1 880	280-670	0,015-0,146	0,001-0,005
Belleville, Flamanville, Golfech, Nogent, Penly, St-Laurent	350-3 260	880-2 290	280-670	0,009-0,075	0,001-0,009
Fessenheim, St-Alban	120-4 710	630-910	200-350	0,008-0,035	0,001-0,002

* PF/PA : produits de fission / produits d'activation : cobalt-60, cobalt-58, argent-110m, césium-137... (cf. glossaire du chapitre 8).

TABLEAU 2 / GAMES DES REJETS ANNUELS LIQUIDES RÉELS (min. et max.) (GBq/an) POUR LA PÉRIODE 2014-2016 EN FONCTION DE LA PUISSANCE DES RÉACTEURS IMPLANTÉS SUR CHAQUE SITE

CNPE	³ H	¹⁴ C	Iodes	PF/PA*
Gravelines	59 000-77 500	51,3-67,3	0,03-0,05	2,06-3,02
Cattenom, Paluel	52 800-122 000	30,0-68,2	0,01-0,02	0,64-2,10
Bugey, Cruas, Chinon, Dampierre Tricastin, Blayais	28 500-56 800	17,3-62,7	0,01-0,04	0,33-2,90
Civaux, Chooz	36 600-69 800	35,0-44,9	0,005-0,01	0,21-1,08
Belleville, Flamanville, Golfech, Nogent, Penly, St-Laurent	38 800-72 500	15,2-44,4	0,004-0,02	0,17-0,70
Fessenheim, St-Alban	16 900-30 100	9,0-22,8	0,004-0,01	0,33-0,61

* PF/PA : produits de fission / produits d'activation : cobalt-60, cobalt-58, argent-110m, césium-137... (cf. glossaire du chapitre 8).

Les plans de surveillance de l'environnement d'un CNPE

Pour chacun des CNPE en exploitation, EDF effectue une surveillance des rejets à la source d'une part (avant, pendant et après les rejets dans le milieu récepteur), et une surveillance de la radioactivité de l'environnement à proximité des sites d'autre part. Dans ce qui suit, seules les dispositions de surveillance environnementale sont présentées. EDF produit ainsi chaque année de l'ordre de 50 000 résultats de mesure autour de l'ensemble des CNPE.

Les obligations réglementaires relatives à la surveillance de l'environnement sont fixées de manière générale par la décision n° 2013-DC-0360 de l'ASN du 16 juillet 2013 relative à la maîtrise des nuisances et de l'impact sur la santé et l'environnement des installations nucléaires de base, modifiée par la décision n° 2016-DC-0569 de l'ASN du 29 septembre 2016, ainsi que par la décision n° 2017-DC-0588 de l'ASN du 6 avril 2017, relative aux modalités de prélèvement et de consommation d'eau, de rejets d'effluents et de surveillance de l'environnement des réacteurs électronucléaires à eau sous pression. Sur cette base, ces obligations sont précisées dans des décisions spécifiques propres à chaque CNPE.

TABLEAU 3-A / EXEMPLE DE PLAN-TYPE DE LA SURVEILLANCE RÉALISÉE PAR EDF (surveillance réglementaire) ET PAR L'IRSN

Milieu surveillé ou nature du contrôle	EDF	IRSN
Air au niveau du sol	<ul style="list-style-type: none"> • 4 points de prélèvements et mesures quotidiennes de l'activité β-global sur filtre • Spectrométrie γ si valeurs $> 2 \text{ mBq/m}^3$ et sur cumul de filtres mensuels • 1 mesure hebdomadaire de tritium (^3H) sous vent dominant 	<ul style="list-style-type: none"> • 1 station de prélèvement en continu d'aérosols à $80 \text{ m}^3/\text{h}$ avec spectrométrie γ à une fréquence hebdomadaire
Rayonnement γ ambiant	<ul style="list-style-type: none"> • 10 balises en bordure de site • 4 balises à 1 km et 4 balises à 5 km 	<ul style="list-style-type: none"> • Jusqu'à 16 balises Téli-ray dans un rayon de 10 à 30 km autour du site
Pluie	<ul style="list-style-type: none"> • 1 mesure bimensuelle β-global et ^3H 	<ul style="list-style-type: none"> • 1 mesure mensuelle ^3H
Végétaux terrestres	<ul style="list-style-type: none"> • 1 point de prélèvement d'herbe et mesures mensuelles spectrométrie γ, HTO et TOL. Mesure trimestrielle de ^{14}C et C total • Campagne annuelle sur les productions agricoles avec mesures spectrométrie γ et ^{14}C, HTO et TOL 	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement de légume-feuille pour analyse ^3H, ^{14}C et spectrométrie γ • 1 prélèvement annuel de céréales pour analyse ^{14}C et spectrométrie γ
Lait	<ul style="list-style-type: none"> • 2 points de prélèvement pour mesures mensuelles spectrométrie γ, HTO, TOL, ^{40}K et annuellement ^{14}C 	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement de lait semestriel pour analyse ^3H et spectrométrie γ
Sol	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement annuel avec spectrométrie γ 	
Milieu récepteur des rejets liquides	<ul style="list-style-type: none"> • 1 mesure β-global sur matières en suspension et 1 mesure ^3H à mi-rejet pour CNPE fluvial ou après dilution dans eau de refroidissement et bimensuel en mer pour CNPE marin* 	<ul style="list-style-type: none"> • 1 mesure mensuelle par spectrométrie γ sur matières en suspension (complétée d'analyses alpha, U, Sr, α-global, β-global une fois/an et par bassin versant) • 1 mesure ^3H dans l'eau à mi-rejet pour CNPE fluvial ou après dilution dans eau de refroidissement pour CNPE marin
Flore aquatique	<ul style="list-style-type: none"> • 2 prélèvements de végétaux aquatiques (amont et aval pour CNPE fluvial) • 1 analyse annuelle par spectrométrie γ et ^3H (HTO) 	
Faune aquatique	<ul style="list-style-type: none"> • 2 prélèvements de poissons (amont et aval pour CNPE fluvial) • 1 analyse annuelle par spectrométrie γ, ^{14}C et ^3H (HTO) 	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement de poissons pour analyse annuelle par spectrométrie γ, ^{14}C et ^3H (TOL)
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> • Prélèvements et analyses mensuelles du β-global et ^3H 	

* Ces prélèvements et analyses relèvent plus du contrôle de la bonne réalisation des rejets que de la surveillance de l'environnement; c'est plus particulièrement le cas pour les CNPE de bord de mer pour lesquels le prélèvement est effectué dans un canal de rejet, et non pas dans l'environnement même, comme pour les CNPE fluviaux.

L'IRSN réalise également, dans le cadre de ses missions, une surveillance autour des installations nucléaires et notamment des CNPE d'EDF (cf. tableau 3-A, 2^e colonne). À ce titre autour de 30 000 résultats d'analyses sont produits annuellement. La majeure partie de ces résultats concerne l'air et l'eau qui sont les milieux récepteurs des rejets réalisés.

Afin de compléter cette surveillance, EDF a mis en place depuis plus de 25 ans une surveillance annuelle d'expertise dite « radioécologique » autour de ses CNPE, elle-même complétée par des bilans radioécologiques décennaux, qui sont réalisés par l'IRSN et SUBATECH.

Le tableau 3-B présente un exemple type des prélèvements et analyses réalisés dans ce cadre. L'utilisation de techniques métrologiques plus

performantes, en lien avec les objectifs assignés à cette surveillance d'expertise complémentaire de la surveillance de routine, associé au recours à des indicateurs biologiques pertinents permet de caractériser des radionucléides (naturels et artificiels) dans les compartiments aquatiques et terrestres, comme par exemple le tritium et le carbone-14.

D'autres radionucléides peuvent être ponctuellement caractérisés, mais il est important de noter que les teneurs dans les denrées terrestres sont trop faibles pour être mesurées même au moyen des meilleures techniques disponibles, à l'exception du césium-137 rémanent, issu des retombées de l'accident de Tchernobyl et/ou de celles des essais atmosphériques d'engins nucléaires (cf. chapitre 2).

TABEAU 3-B / EXEMPLE DE PLAN-TYPE DE PRÉLÈVEMENTS ET D'ANALYSES RÉALISÉ PAR L'IRSN ET SUBATECH DANS LE CADRE DU SUIVI RADIOÉCOLOGIQUE ANNUEL POUR LE COMPTE D'EDF EN COMPLÉMENT DE LA SURVEILLANCE RÉGLEMENTAIRE PRÉSENTÉE DANS LE TABLEAU 3-A

Milieu	Matrices	Analyses				
		Spectrométrie γ	Tritium		Carbone-14	Iode 131
			libre	lié		
Terrestre	Mousses et/ou lichens	2				2
	Herbe de prairie	1				
	Lait de vache ou de chèvre	1		1		
	Eau potable (AEP)		1			
Aquatique continental	Sédiments	2				
	Mousses et plantes aquatiques	3	2	2	2	2
Marin	Algues		3	3	3	3
	Mollusques				2	

Influence des CNPE sur leur environnement et expositions du public associées

En raison de leur importance relative en termes d'activités rejetées et de leur capacité de transfert dans l'environnement, le carbone-14 et le tritium sont les deux radionucléides pour lesquels l'influence des CNPE est la plus facilement caractérisable dans l'environnement. Malgré leur faible radiotoxicité, ce sont les deux principaux contributeurs à l'exposition potentielle de la population résidant à proximité de ces installations.

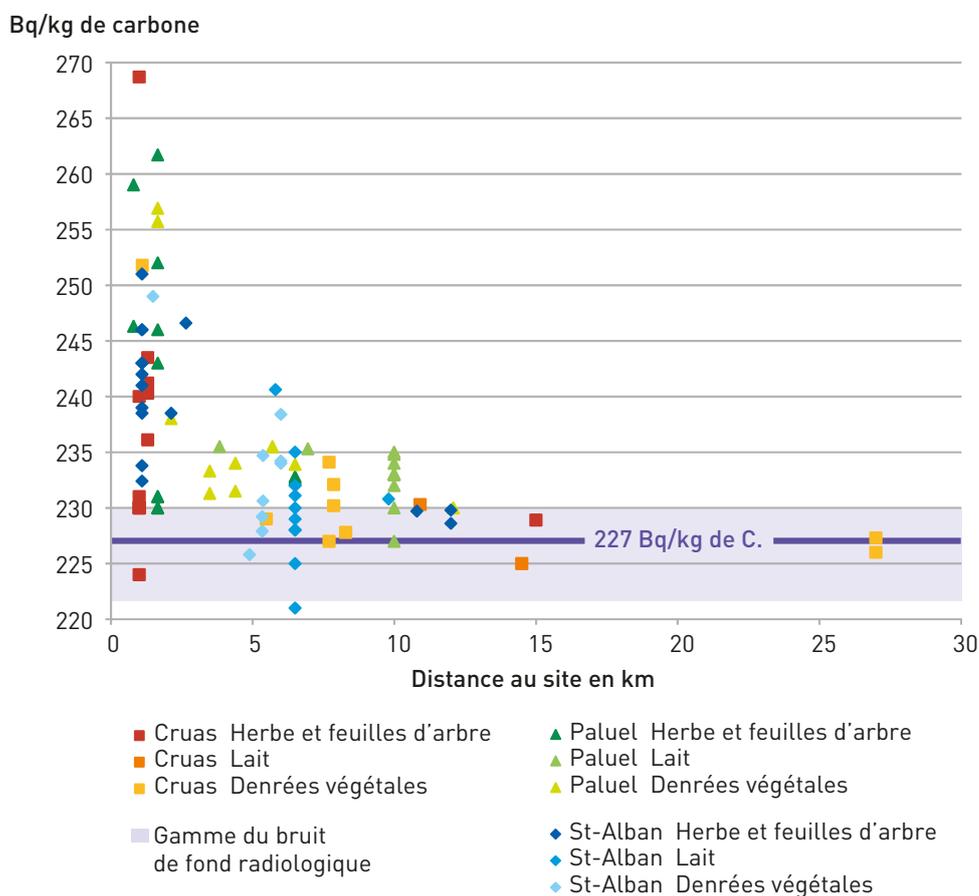
Influence des rejets d'effluents à l'atmosphère : cas du carbone-14

Le marquage de l'environnement autour des CNPE par leurs rejets atmosphériques de carbone-14 est faible mais cependant mesurable grâce à l'emploi des meilleures techniques analytiques. Elle a pu être quantifiée au cours d'une campagne de

mesures effectuée par l'IRSN à Cruas de mai 2015 à mai 2016 (voir focus, pp. 84-85). Les résultats de cette campagne montrent qu'à la clôture sud du site, soit à moins de 1 km de la cheminée sous les vents dominants, l'activité en ^{14}C de l'air peut être jusque 2 fois celle du bruit de fond ambiant de ce radionucléide. Cependant, et même pour une personne qui résiderait toute l'année à cet emplacement, la dose par inhalation résultant de cette activité ajoutée de carbone-14 dans l'air est négligeable : de l'ordre de 0,001 $\mu\text{Sv/an}$.

Comme indiqué dans le focus, un tiers seulement des rejets d'EDF se présentent sous la forme de CO_2 susceptible d'être absorbée par les végétaux lors de la photosynthèse. L'activité de ^{14}C ajoutée par les rejets atmosphériques des CNPE dans leur environnement terrestre est trop faible pour être quantifiée par la mesure de l'activité massique. Elle ne peut l'être que par des mesures de l'activité spécifique du ^{14}C exprimée en Bq/kg de carbone.

FIGURE 2 / ÉVOLUTION DES ACTIVITÉS SPÉCIFIQUES DE ^{14}C (Bq/kg de carbone) MESURÉES EN 2014-2016 DANS DIFFÉRENTES COMPOSANTES DE L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE DES CNPE DE SAINT-ALBAN, CRUAS ET PALUEL, EN FONCTION DE LA DISTANCE DEPUIS LES POINTS DE REJET DES SITES



Il s'agit d'un indicateur très sensible à même de discerner de faibles influences locales (cf. chapitre 1, focus p. 32 et chapitre 2). Cet indicateur est mesuré autour des CNPE dans le cadre de la surveillance de l'environnement effectuée par l'IRSN et dans celui du suivi radioécologique des sites réalisé par l'IRSN et SUBATECH à la demande d'EDF.

La figure 2 présente l'évolution des activités spécifiques de ^{14}C mesurées dans différentes composantes du milieu terrestre autour des CNPE de Cruas, Saint-Alban et Paluel, en fonction de la distance au site. Entre 1 et 2 km, l'activité ajoutée du fait des rejets et en moyenne de + 8 % pouvant atteindre ponctuellement + 15 à + 20 % du bruit de fond radiologique (BdF = 227 Bq/kg de C sur la période 2014-2016, voir chapitre 2) ce qui est cohérent avec les résultats dans l'air présentés précédemment (BdF + 36 % à moins de 1 km). C'est également dans ces faibles distances au site que l'on observe la plus grande variabilité des activités : depuis 224 jusqu'à 268 Bq/kg de C. L'activité spécifique diminue ensuite avec la distance pour rejoindre le bruit de fond radiologique au-delà de 10 à 15 km. De manière générale, cette diminution est plus nette au travers des mesures effectuées sur des végétaux de quelque nature qu'ils soient, les analyses faites sur le lait étant le reflet des surfaces à l'origine des affouragements donnés aux animaux et de l'eau d'abreuvement. Néanmoins, les activités mesurées dans le lait restent cohérentes avec celles des végétaux.

Dans un rayon de 5 km autour d'un CNPE, l'activité spécifique ajoutée moyenne, établie sur la base de 348 résultats de mesures acquis durant la période 2014-2016 autour de l'ensemble des 19 sites d'EDF, est de + 11 Bq/kg de C (soit BdF + 5 %). Les activités plus élevées mesurées autour du site du Tricastin en raison de rejets d'installations autres que le CNPE n'ont pas été utilisées pour calculer cette moyenne car elles introduiraient un biais. Il faut par ailleurs noter que cette activité spécifique moyenne ajoutée est pénalisante du fait du nombre plus important de données provenant de la proximité immédiate des sites (< 2 km).

L'activité massique de carbone-14 ajoutée dans les denrées fraîches du fait des rejets du CNPE peut être déduite de l'activité spécifique ajoutée. Ainsi, à l'activité spécifique moyenne ajoutée de

+ 11 Bq/kg de C. correspond une activité massique moyenne ajoutée de + 0,3 Bq/kg frais pour une salade, + 0,7 Bq/kg frais dans un fruit ou du lait de vache, + 2 Bq/kg frais dans de la viande de bœuf et jusqu'à + 4 Bq/kg frais dans des céréales.

Dans un rayon de 10 km, l'activité ajoutée établie sur la base de 206 résultats de mesures serait légèrement plus faible: + 7 Bq/kg de C, soit BdF + 3 %.

En raison des caractéristiques physiques de ce radionucléide, la principale voie d'exposition de la population associée à ces rejets atmosphériques de ^{14}C est liée à la consommation potentielle de denrées produites localement. Sur la base de la ration alimentaire et des pourcentages de denrées d'origines locales fournies au chapitre 8, les doses dues au ^{14}C résultant de l'ingestion de denrées produites dans un rayon de 5 km autour d'un CNPE sont estimées à 0,075 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et à 0,05 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ si elles sont produites dans un rayon de 10 km autour d'une CNPE. Ces estimations sont du même ordre que celles estimées par EDF, par calcul à partir des rejets de 2016. À titre illustratif ces doses calculées sont de 0,026 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour Cruas et 0,023 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour Gravelines. Ces estimations sont par ailleurs tout à fait concordantes avec celle de 0,1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ présentée dans le Bilan Radiologique précédent (2011-2014) qui avait été établie sur la base d'une approche plus globale à partir des mesures réalisées entre 1994 et 2004 et en considérant que toutes les denrées consommées provenaient du voisinage des sites.



CNPE de Saint-Laurent-des-Eaux

© EDF/Médiathèque

Influence des rejets d'effluents à l'atmosphère : cas du tritium

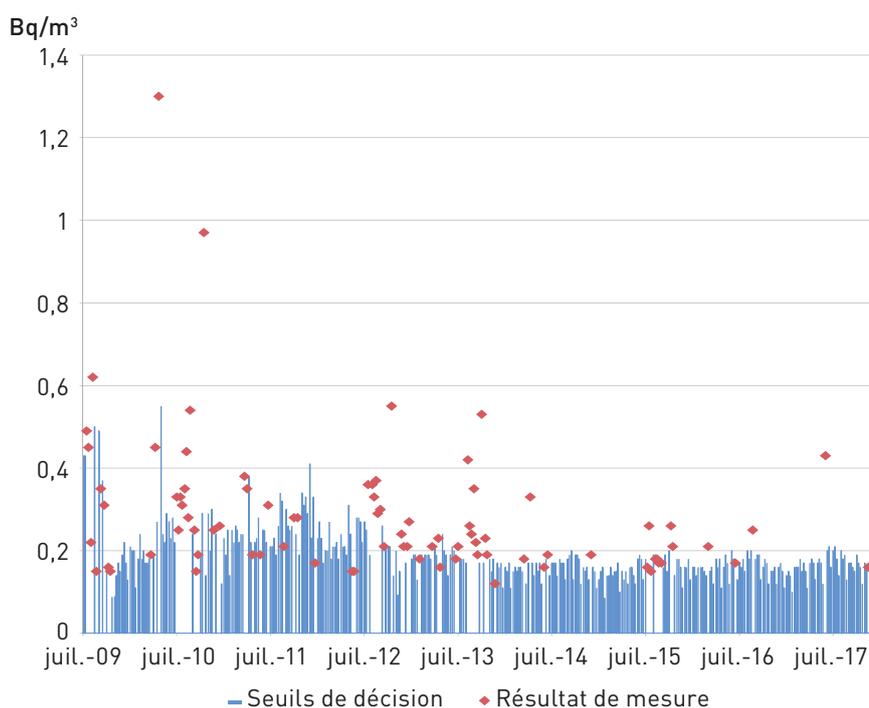
Le tritium de la vapeur d'eau atmosphérique (HTO de l'air) est analysé hebdomadairement à proximité immédiate de chacun des 19 CNPE dans le cadre de la surveillance réglementaire. Pour 99 % des 2 694 échantillons prélevés sur la période 2015-2017, les activités sont trop faibles pour être mesurées avec des protocoles analytiques utilisés dans le cadre de la surveillance de routine qui montre cependant qu'elles sont inférieures à 0,25 Bq/m³. Cette activité est à comparer à la limite réglementaire fixée à 50 Bq/m³. Sur cette période 2015-2017, l'activité mesurée la plus élevée a été de 0,43 Bq/m³ au cours de la 1^{re} semaine de juin 2017 à proximité du Tricastin. De manière générale, l'ensemble des données acquises depuis 2011, montre que c'est à proximité du site du Tricastin que les activités de tritium dans l'air les plus élevées sont observées (figure 3). Deux causes en sont à l'origine :

- la présence d'autres industries rejetant du tritium sur le complexe nucléaire du Tricastin ;
- la proximité du centre de Marcoule, dont les rejets en tritium étaient jusqu'à récemment parmi les plus élevés de France.

La quantification précise des activités tritium dans l'air sous influence d'un CNPE a pu être faite au cours de la campagne de mesure d'expertise spécifique effectuée par l'IRSN sur le site de Cruas de mai 2015 à mai 2016 (voir focus).

Les résultats montrent que les activités volumiques à moins de 1 km sous les vents du point de rejet, sont le plus souvent comprises entre 0,03 et 0,1 Bq/m³, pour une moyenne de 0,07 Bq/m³. Ces activités sont cohérentes avec les mesures réalisées par EDF et sont effectivement le plus souvent trop faibles pour être quantifiées par la surveillance de routine. Néanmoins, cette valeur mesurée à proximité immédiate du CNPE, est de 7 fois le bruit de fond radiologique pour ce radionucléide. L'étude menée sur Cruas montre également que le tritium dans la vapeur d'eau (HTO), mesuré en routine par EDF, a représenté 86 % du tritium émis, les autres formes hydrogène tritié (HT) et méthane tritié (CH₃T) étant largement minoritaires en termes d'activité dans l'air et d'impact dosimétrique. Même pour une personne qui résiderait toute l'année à cet emplacement, la dose par inhalation et absorption transcutanée résultant de cette activité ajoutée de tritium dans l'air serait de l'ordre de 0,007 µSv/an.

FIGURE 3 / ACTIVITÉS EN TRITIUM DANS LA VAPEUR D'EAU ATMOSPHÉRIQUE À PROXIMITÉ DU SITE DU TRICASTIN (Bq/m³) MESURÉES DANS LE CADRE DE LA SURVEILLANCE RÉGLEMENTAIRE DEPUIS 2009



Cette estimation est cohérente avec celle calculée par EDF sur la base de rejets de 2016, 0,0024 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, quoique supérieure du fait que la station se trouve à moins de 1 km du point de rejet alors que l'estimation d'EDF porte sur le groupe de référence (cf. chapitre 8) qui se situe sur la commune de Savasse à 3,5 km du site.

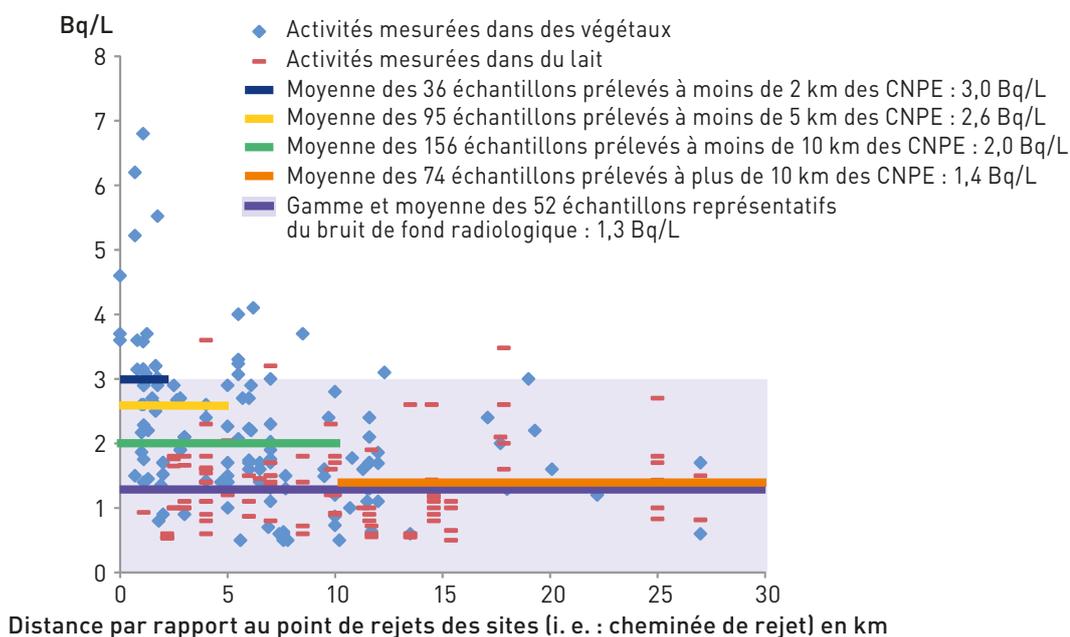
Le tritium de la vapeur d'eau est incorporé par les végétaux lors de la photosynthèse. L'activité ajoutée dans l'air sous cette forme par les rejets des CNPE se traduit alors par une augmentation très locale de l'activité des végétaux et de la chaîne alimentaire qui en découle. Cette augmentation est également visible *via* la mesure de l'activité en tritium liée à la matière organique (TOL) de toutes les composantes biologiques de l'environnement. Cette activité de TOL est mesurée dans différents échantillons de végétaux, notamment des légumes feuilles, ainsi que dans des échantillons de lait prélevés autour des CNPE dans le cadre du suivi radioécologique des sites réalisés par l'IRSN et SUBATECH à la demande d'EDF.

L'activité moyenne en tritium lié à la matière organique (TOL) des échantillons prélevés à moins de 5 km des points de rejet, établie sur la période 2014-2016 à partir de 95 résultats d'analyses

d'échantillons provenant de l'environnement des 19 CNPE, est de 2,6 Bq/L. Cette valeur se situe dans la gamme du bruit de fond actuel qui fluctue de moins de 1 à 3 Bq/L. Toutefois elle se distingue de la valeur moyenne de ce bruit de fond estimée à 1,3 Bq/L. La figure 4 montre qu'au-delà de 10 km, l'activité du tritium établie sur la base de 74 résultats de mesures, rejoint la gamme de variabilité du bruit de fond radiologique avec une moyenne de 1,4 Bq/L sous influence des rejets contre 1,3 Bq/L hors influence. Comme pour le ^{14}C , cette relation avec la distance n'est pas perceptible au travers des activités mesurées dans le lait qui reflètent celle des surfaces à l'origine des affouragements données aux animaux et de l'eau d'abreuvement.

De même que pour le carbone-14, la principale voie d'exposition de la population associée aux rejets atmosphériques de tritium est liée à la consommation potentielle de denrées produites localement. Sur la base de la ration alimentaire et des pourcentages de denrées d'origines locales fournies en annexe 6 fournie dans le chapitre 8, la dose due au tritium résultant de l'ingestion de denrées produites dans un rayon de 5 km autour d'un CNPE est estimée à 0,003 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

FIGURE 4 / ÉVOLUTION DES ACTIVITÉS EN TRITIUM LIÉ À LA MATIÈRE ORGANIQUE (Bq/L d'eau de combustion) MESURÉES EN 2014-2016 DANS DIFFÉRENTES COMPOSANTES DE L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE DES 19 CNPE, EN FONCTION DE LA DISTANCE DEPUIS LES POINTS DE REJET DES SITES



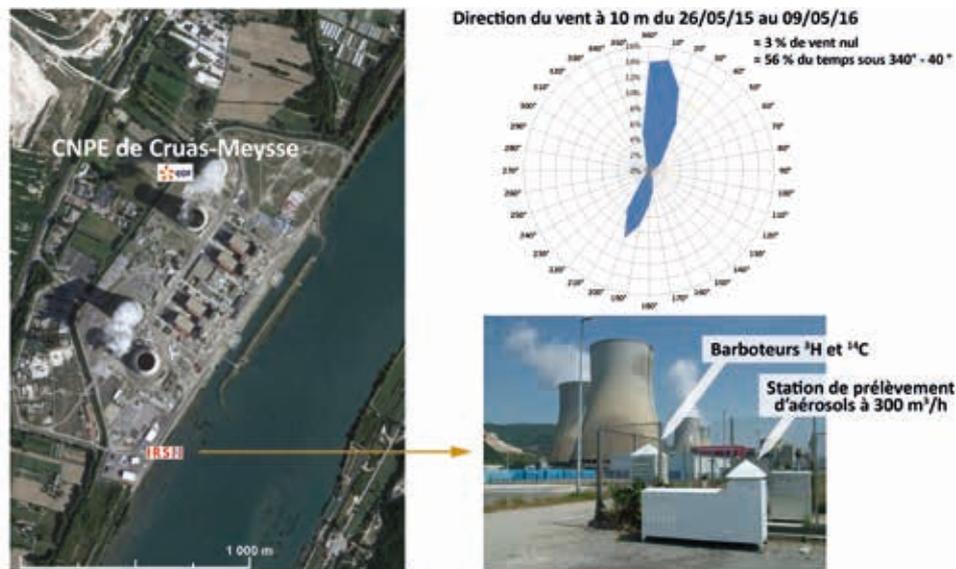
FOCUS
ÉTUDE DES NIVEAUX DE RADIOACTIVITÉ
ATMOSPHÉRIQUE EN CARBONE-14 ET TRITIUM
À PROXIMITÉ DU CNPE DE CRUAS-MEYSSE

Bien que le tritium et le carbone-14 soient les deux radionucléides les plus rejetés par les CNPE, quantifier leurs activités dans l'air nécessite une métrologie performante qui ne peut pas être utilisée dans le cadre d'une surveillance de routine. Au cours d'une campagne

de caractérisation radiologique de l'air au sud du site de Cruas-Meyssse et en parallèle des analyses faites sur les aérosols (voir focus suivant), l'IRSN a installé deux dispositifs spécifiquement dédiés au prélèvement du carbone-14 et du tritium atmosphérique de mai 2015 à mai 2016.

Deux préleveurs de type barboteur (SDEC) ont été utilisés dans l'objectif d'effectuer des analyses par scintillation liquide du tritium (MARC 7000) et du carbone-14 (HAG 7000). Ces barboteurs ont été installés à proximité immédiate du site à moins de 1 km des points de rejet (figure A). Les prélèvements ont été effectués à une fréquence bimensuelle. Ces dispositifs associés à une métrologie performante permettent notamment d'étudier les différentes formes chimiques sous lesquelles ces radionucléides sont présents dans l'air ambiant : CO_2 et CH_4 essentiellement pour le carbone-14, HTO (vapeur d'eau tritiée) et HT (hydrogène tritié) pour le tritium.

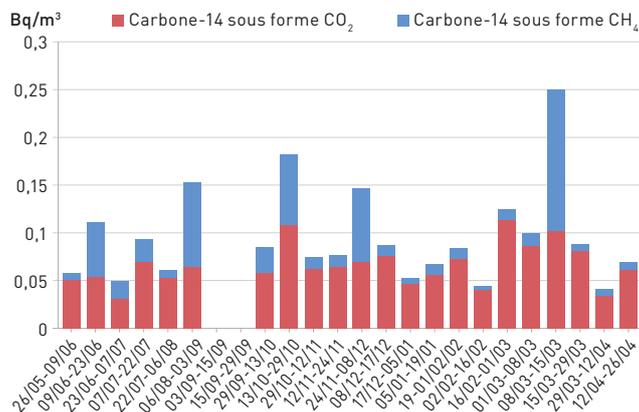
FIGURE A / LOCALISATION DE L'IMPLANTATION DES BARBOTEURS ^3H ET ^{14}C AU SUD DU CNPE DE CRUAS-MEYSSE



Les activités de carbone-14 mesurées lors de cette étude sont comprises entre $0,042 \pm 0,018 \text{ Bq/m}^3$ et $0,25 \pm 0,023 \text{ Bq/m}^3$ (figure B) avec une moyenne de $0,095 \text{ Bq/m}^3$, soit de l'ordre du doublement du bruit de fond radiologique de ce radionucléide ($0,047 \text{ Bq/m}^3$ hors influence de rejets). Ces résultats sont cohérents avec les activités volumiques ajoutées totales calculées par l'exploitant. Le ^{14}C mesuré se trouve principalement sous sa forme de dioxyde ($^{14}\text{CO}_2 = 67,4\%$ du carbone-14 atmosphérique total en moyenne). Toutefois, seuls 27 % de ce $^{14}\text{CO}_2$ sont imputables aux rejets du CNPE, le reste étant d'origine naturelle. Assimilable par les végétaux lors de la photosynthèse, c'est cette partie de $^{14}\text{CO}_2$ ajoutée par le CNPE qui est à l'origine du très faible marquage constaté dans les végétaux autour des CNPE d'EDF. Mais l'essentiel des rejets du site est constitué de CH_4 (64 % du total des rejets de carbone-14) qui génère la quasi-totalité de cette forme mesurée dans l'air puisque la part de $^{14}\text{CH}_4$ attribuable au bruit de fond dans l'air est extrêmement faible (de l'ordre de $0,0002 \text{ Bq/m}^3$ contre $0,031 \text{ Bq/m}^3$ de $^{14}\text{CH}_4$ effectivement mesuré).

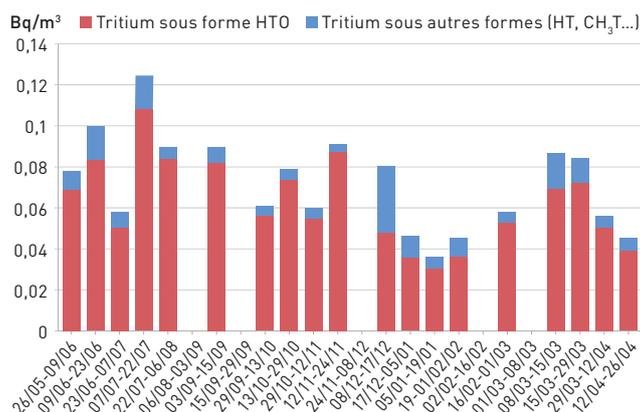


FIGURE B / ACTIVITÉS DE $^{14}\text{CO}_2$ ET $^{14}\text{CH}_4$ MESURÉES DANS L'AIR AU SUD DU CNPE DE CRUAS-MEYSSE DE MAI 2015 À MAI 2016



Les activités en tritium mesurées lors de cette étude sont comprises entre $0,036 \pm 0,004$ et $0,124 \pm 0,007$ Bq/m³ (figure C). La contribution des rejets de l'installation amène une augmentation d'environ 7 fois le bruit de fond radiologique hors influence qui est de l'ordre de 0,01 Bq/m³. Ces activités en tritium, mesurées majoritairement sous sa forme de vapeur d'eau HTO ($\approx 86\%$) et principalement attribuables aux rejets du CNPE, sont cohérentes avec les résultats de mesure dans les différentes composantes de l'environnement terrestre. Les autres formes du tritium mesurées dans l'air (HT et CH₃T) sont largement minoritaires et ne contribuent pas ou peu au marquage de l'environnement car non assimilable par la photosynthèse végétale.

FIGURE C / ACTIVITÉS DE HTO ET HT-CH₃T MESURÉES DANS L'AIR AU SUD DU CNPE DE CRUAS-MEYSSE DE MAI 2015 À MAI 2016



Cette étude a ainsi permis de mesurer avec précision les niveaux de tritium et de carbone-14 dans l'air ambiant à proximité immédiate d'un CNPE sous influence directe de ses rejets atmosphériques. Ces niveaux sont effectivement plus bas que ceux atteints par les dispositifs de surveillance de routine et très en dessous des seuils de décisions fixés par voie réglementaire à l'exploitant. Elle a également confirmé la prépondérance de la forme HTO pour le tritium et CH₄ pour le carbone-14 dans les rejets des CNPE.

Influence des rejets d'effluents à l'atmosphère des autres radionucléides

Les activités des autres radionucléides rejetés sont de l'ordre de 10 000 à 100 000 fois inférieure à celles du tritium et du carbone-14. Il s'agit principalement d'isotopes radioactifs de l'iode, des césiums 134 et 137, des cobalts 58 et 60 et de l'argent-110m. Les activités de ces radionucléides dans l'air ou dans l'environnement terrestre sont beaucoup trop faibles pour être mesurées dans le cadre des surveillances de routine effectuées par EDF ou par l'IRSN. Toutefois, les progrès météorologiques récents ont permis à l'IRSN de réaliser des campagnes de mesures d'expertise de ces radionucléides dans les aérosols atmosphériques (voir focus) à proximité de certains CNPE. Les résultats acquis lors de la campagne sur le site de Cruas de mai 2015 à mai 2016, et ceux en cours d'acquisition depuis mai 2017 sur le CNPE de Gravelines, viennent conforter ceux acquis sur le complexe nucléaire du Tricastin en 2012-2013. Pour les quatre radionucléides régulièrement mesurés (^{58}Co , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ et ^{137}Cs), les activités vont de moins de $0,1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ à plus de $1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Dans le cas du Tricastin, bien que les rejets des autres installations présentes sur le site ne soient que de l'ordre du dixième de ceux du CNPE, ils contribuent aux activités mesurées qui ne peuvent donc pas être imputées au seul CNPE. En revanche, le positionnement optimal de la station installée à Cruas au regard des conditions et caractéristiques météorologiques locales, permet de penser que les activités mesurées sur ce site sont représentatives des activités parmi les plus élevées susceptibles de résulter des rejets d'un CNPE en exploitation. Malgré les rejets plus importants du site de Gravelines, les activités mesurées y sont plus faibles qu'à Cruas du fait d'une rose des vents moins contrastée.

Les radionucléides caractérisés sont à l'origine d'une exposition de la population par inhalation mais également par exposition externe en lien avec le rayonnement émis par certains radionucléides dans l'air. Une personne qui résiderait aux endroits où étaient installées les stations de prélèvement recevrait une dose très inférieure à $0,001 \mu\text{Sv}/\text{an}$, presque exclusivement due à incorporation par inhalation, la contribution de l'exposition externe n'étant que de quelques pourcents. Cette dose négligeable est cohérente avec celle calculée par EDF sur la base des rejets de 2016.

Une fois émis dans l'air, les aérosols radioactifs retombent au niveau du sol où ils peuvent être captés par les végétaux. Mais les activités dans les végétaux sont trop faibles pour être mesurées même au moyen des techniques les plus performantes. Cependant, à partir des mesures d'activités de l'air, il est possible d'évaluer celles des denrées produites localement. Ainsi, pour les denrées les plus sensibles aux retombées atmosphériques, comme les légumes à feuilles par exemple (salades, épinards...), les activités seraient inférieures à $1 \text{mBq}/\text{kg}$ frais pour chacun des radionucléides susmentionnés ; ces niveaux sont bien en deçà des limites de détection des techniques météorologiques les plus performantes (de l'ordre de 3 à $10 \text{mBq}/\text{kg}$ frais pour les ^{60}Co , ^{58}Co et $^{110\text{m}}\text{Ag}$). Dans le cas du ^{137}Cs , il est à noter que l'activité ajoutée ne peut être distinguée de la rémanence des retombées anciennes (cf. chapitre 2) illustrant de facto la faible contribution du CNPE aux niveaux ambiants mesurés pour ce radionucléide.



Pêche sur la Garonne en aval du CNPE de Golftech

FOCUS
ÉTUDE DES NIVEAUX DE RADIOACTIVITÉ
DANS LES AÉROSOLS ATMOSPHÉRIQUES
À PROXIMITÉ DE CNPE D'EDF

En complément de sa surveillance régulière l'IRSN réalise dans le cadre d'études spécifiques menées avec la participation d'EDF, des campagnes de mesure de l'activité des aérosols atmosphériques à proximité des centres nucléaires de production d'électricité. Depuis 2011, quatre campagnes

ont été menées près des CNPE de Golfech (de juillet 2011 à avril 2012), de Cruas-Meysses (de mai 2015 à mai 2016) et depuis mai 2017 de Gravelines (figure A), ainsi qu'à proximité du site du Tricastin qui comporte d'autres installations nucléaires que le CNPE (de janvier 2012 à août 2013). Pour chacune de ces études, une station de collecte d'aérosols atmosphériques à grand débit (300 m³/h), fonctionnant 7 jours sur 7 et 24 heures sur 24, a été installée, en complément du dispositif réglementaire d'EDF, à proximité immédiate de sites.

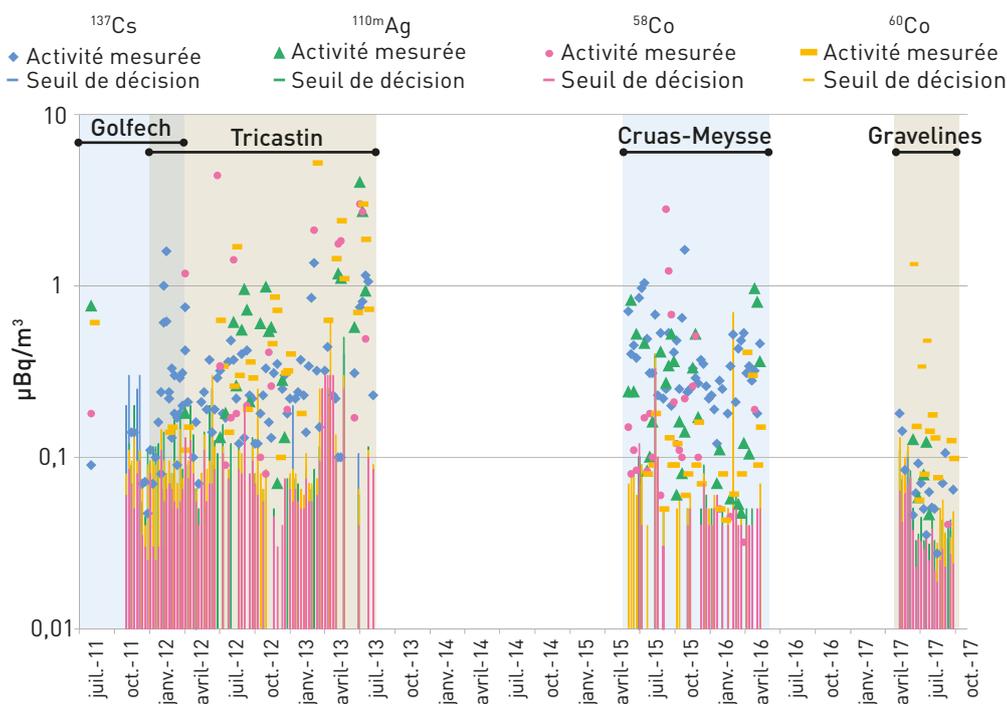
Les performances du dispositif de prélèvement et la métrologie de laboratoire associée permettent de mesurer de très faibles niveaux de radioactivité : de l'ordre de 0,01 µBq/m³ répondant aux objectifs de l'étude menée.

FIGURE A / IMPLANTATION DES STATIONS DE COLLECTE D'AÉROSOLS DE L'IRSN À PROXIMITÉ DES 4 CNPE D'EDF (source : vues aériennes géoportail)



Outre les radionucléides d'origine naturelle (^7Be , ^{40}K , ^{22}Na , ^{210}Pb ...), dont les activités sont comparables à celles mesurées hors influence des rejets atmosphériques des installations, les données acquises grâce à ces campagnes de mesures permettent de quantifier grâce à la performance des moyens mis en œuvre (prélèvement et métrologie) les activités de radionucléides présents dans les rejets atmosphériques des CNPE (figure B).

FIGURE B / ACTIVITÉS DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES D'ORIGINE ARTIFICIELLE MESURÉES PAR L'IRSN LORS DES 4 CAMPAGNES DE MESURES CONDUITES À PROXIMITÉ DE CNPE D'EDF



Le césium-137 rémanent des retombées (provenant des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl) est mesuré en routine par l'IRSN sur ses 10 stations à très grand débit ($700 \text{ m}^3/\text{h}$) situées hors influence des rejets atmosphériques d'installations nucléaires. Ce radionucléide également présent dans les rejets atmosphériques des CNPE est le radionucléide d'origine artificielle le plus fréquemment mesuré lors de ces études (de 76 à 100 % des filtres). Ces niveaux d'activités varient entre $0,03$ et $1,62 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, les niveaux le plus élevés étant mesurés sur les filtres des stations situées en vallée du Rhône, zone la plus impactée par les retombées de l'accident de Tchernobyl. Les fluctuations des niveaux d'activités en ^{137}Cs sont en corrélation avec les fluctuations des niveaux en ^{40}K et l'empoussièrement, principalement dû à des phénomènes naturels (remise en suspension de poussières minérales issues du sol, pollens, feux de forêts...) mais restent néanmoins en moyenne sensiblement plus élevées que le bruit de fond hors influence. Les autres radionucléides les plus fréquemment mesurés sont $^{110\text{m}}\text{Ag}$, le ^{60}Co et le ^{58}Co . Malgré les dispositifs de filtration, ces radionucléides, caractéristiques des rejets atmosphériques des CNPE sont, avec les iodes, les produits de fission et d'activation les plus rejetés par les CNPE (hors tritium et carbone-14). Les activités mesurées lors de ces études pour ces trois radionucléides varient entre $0,03$ et $5,2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (tableau A) et sont cohérentes avec les activités estimées par l'exploitant par calculs de dispersion.

TABLEAU A / ACTIVITÉS DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES D'ORIGINE ARTIFICIELLE MESURÉES PAR L'IRSN LORS DES 4 ÉTUDES SUR LES NIVEAUX DE RADIOACTIVITÉ DANS LES AÉROSOLS ATMOSPHÉRIQUES À PROXIMITÉ DES CNPE D'EDF

Activités en $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$	^{137}Cs	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{58}Co	^{60}Co
CNPE-Cruas-Meyssse	de 0,12 à 1,62	de 0,047 à 0,96	de 0,03 à 2,8	de 0,04 à 0,41
Nombre de filtres (sur 49)	49	30	24	22
Fréquence de détection	100 %	61 %	49 %	45 %
Site du Tricastin	de 0,07 à 1,59	de 0,07 à 4	de 0,08 à 4,4	de 0,1 à 5,2
Nombre de filtres (sur 75)	69	22	19	30
Fréquence de détection	92 %	29 %	25 %	40 %
CNPE-Golfech	de 0,05 à 0,6	0,76	de 0,18 à 1,2	0,61
Nombre de filtres (sur 24)	20	1	2	1
Fréquence de détection	83 %	4 %	8 %	4 %
CNPE-Gravelines	de 0,03 à 0,18	de 0,05 à 0,13	0,04	de 0,06 à 1,34
Nombre de filtres (sur 21)	16	5	1	12
Fréquence de détection	76 %	24 %	5 %	57 %

Les activités mesurées à proximité des CNPE de Golfech (2 tranches 1 300 MWe) et Gravelines (6 tranches 900 MWe), pour les 4 radionucléides d'intérêt, ont les fréquences de détection et les niveaux maximums les moins élevés. En revanche, celles mesurées à proximité des deux CNPE de la vallée du Rhône (4 tranches 900 MW) enregistrent les fréquences de détection et les niveaux maximums les plus élevés. Étant donné que toutes les stations de prélèvement ont été installées au point AS1 de chaque CNPE situé à une distance réglementaire du ou des points de rejets et sous les vents dominants, il apparaît que les activités mesurées dépendent des activités rejetées mais aussi de la localisation de l'équipement et de son exposition aux rejets suivant les roses des vents locales. Dans le cas du site de Cruas-Meyssse (comme pour Tricastin) les vents suivent un axe très régulier venant très majoritairement du secteur nord avec peu d'amplitude, la station était donc très majoritairement sous influence des rejets de l'installation. Alors que sur le site de Gravelines (comme pour Golfech) les vents sont plus diffus, la station est donc moins régulièrement exposée aux rejets.

D'autres radionucléides ont également été mesurés à proximité du site du Tricastin (^{54}Mn , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{124}Sb , ^{51}Cr et ^{57}Co) mais à des fréquences nettement moins importantes (de 1 à 12 % des filtres) (tableau B). Ces radionucléides sont mesurés aussi bien durant les opérations de maintenance (arrêts de tranche) que durant les phases de production, même si les niveaux semblent plus élevés durant les phases d'arrêts de tranche. Les rejets d'autres installations présentes sur le site ont probablement contribué à augmenter suffisamment l'activité de ces radionucléides pour qu'ils puissent être mesurés. À noter que le ^{95}Zr et le ^{95}Nb ont également été mesurés sur 1 filtre de la station de Gravelines avec des activités de 0,6 et 1 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ respectivement.

TABLEAU B / AUTRES RADIONUCLÉIDES D'ORIGINE ARTIFICIELLE MESURÉS LORS DES ÉTUDES IRSN AU POINT AS1 DU SITE DU TRICASTIN

Activités en $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$	^{54}Mn	^{95}Zr	^{95}Nb	^{124}Sb	^{51}Cr	^{57}Co
Site du Tricastin (janvier 2012 à août 2013)	de 0,08 à 0,9	de 0,28 à 1,47	de 0,39 à 3,0	de 0,24 à 0,4	de 2,5 à 3,4	0,06
Nombre de filtres (sur 75)	9	4	4	2	2	1
Fréquence de détection	12 %	5 %	5 %	3 %	3 %	1 %

Influence du carbone-14 présent dans les rejets d'effluent liquides

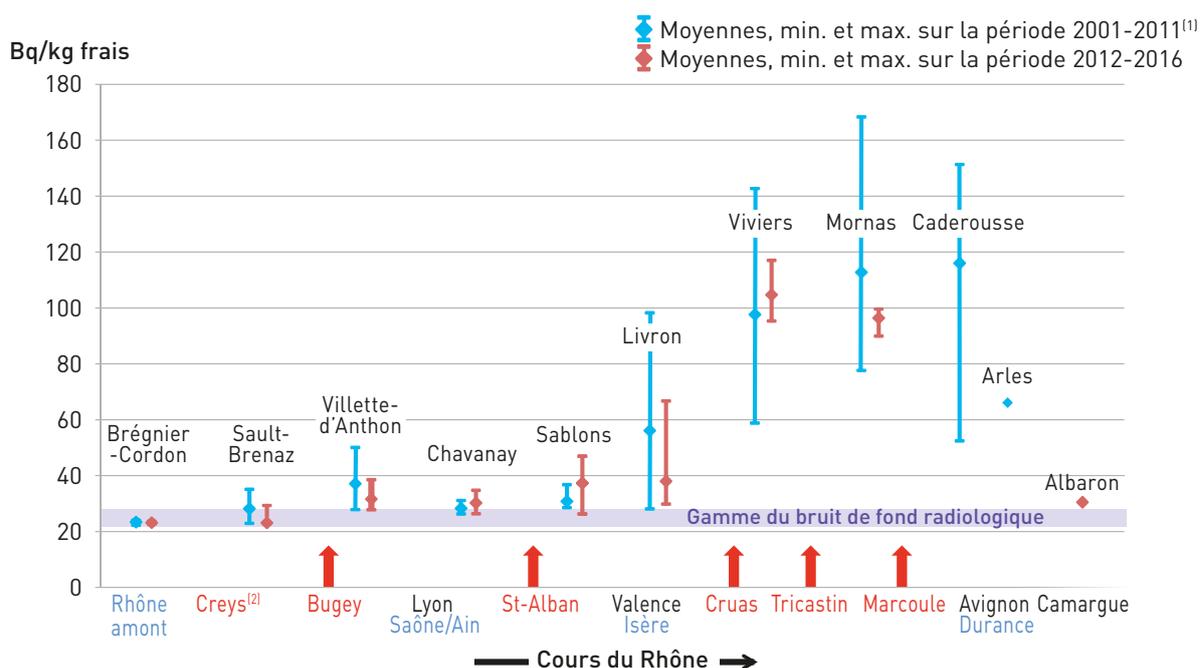
L'activité en carbone-14 des poissons en amont et en aval de chaque CNPE fait l'objet d'analyses annuelles, d'une part dans le cadre du programme de surveillance de l'IRSN, d'autre part dans le cadre du suivi radioécologique annuel effectué par l'IRSN et SUBATECH pour le compte d'EDF.

Les résultats acquis dans les deux cadres distincts montrent que l'activité en carbone-14 des poissons des cours d'eau français soumis aux rejets de carbone-14 par voie liquide par les CNPE, conduisent à une augmentation très variable de l'activité massique des poissons des cours d'eau concernés.

Ainsi, l'activité en ^{14}C des poissons fluctue tout au long du Rhône, en fonction des apports liés aux rejets des installations nucléaires présentes sur ce fleuve et notamment des CNPE rhodaniens d'une part, et d'autre part sous l'effet de la dilution par le débit du fleuve notamment lorsqu'il reçoit l'eau de ses affluents. La figure 5 présente cette évolution au fil du Rhône et souligne la stabilité dans le temps des activités mesurées en comparant 2 périodes 2001-2011 et 2012-2016.

En amont du site du Bugey, à Brégner-Cordon ou Sault-Brenaz, les activités mesurées se situent dans la gamme du bruit de fond radiologique du ^{14}C dans les poissons d'eau douce français en 2016 : entre 22 et 29 Bq/kg pour une moyenne de 24 Bq/kg frais (voir chapitre 2). Les poissons pêchés en aval du CNPE du Bugey présentent une activité moyenne de 33 Bq/kg frais sur la période 2012-2016, soit une augmentation de + 9 Bq/kg par rapport au bruit de fond radiologique moyen (BdF). Pour une consommation annuelle de 1,3 kg de poisson par an qui correspond à celle d'un pêcheur amateur occasionnel, la dose correspondante à cette activité ajoutée serait de 0,007 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Elle atteindrait 0,03 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les personnes consommant plus régulièrement ces poissons (5,3 kg/an). À Chavanay, en amont de Saint-Alban, l'activité en ^{14}C des poissons se rapproche du bruit de fond radiologique sous l'effet de la dilution, notamment par les apports d'eau de l'Ain et de la Saône. Les rejets des CNPE de Saint-Alban, Cruas et Tricastin conduisent ensuite à une augmentation de l'activité moyenne en ^{14}C des poissons allant jusqu'à 105 Bq/kg frais (BdF + 81 Bq/kg frais) après Cruas sur la période 2012-2016, et 113 Bq/kg frais (BdF + 89 Bq/kg frais) à Mornas en aval du Tricastin sur la période

FIGURE 5 / ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ EN CARBONE-14 DES POISSONS (Bq/kg frais), TOUT AU LONG DU COURS DU RHÔNE, ÉTABLIE SUR LA BASE DES MESURES RÉALISÉES SUR LA PÉRIODE 2001-2011 (en bleu) ET SUR LA PÉRIODE 2012-2016 (en rouge)



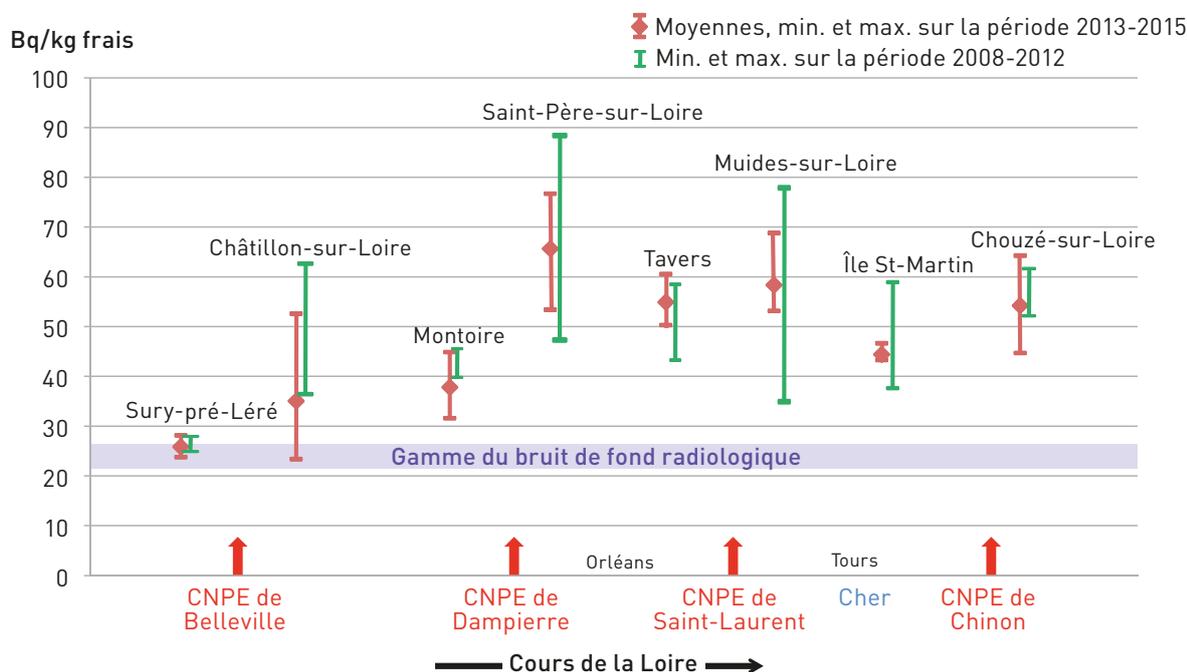
1. Avant 2009, les données ne portent que sur certaines années (bilans décennaux et études spécifiques).
2. Ce site est positionné à titre indicatif ; il ne dispose pas d'autorisation de rejet de carbone-14.

2001-2011. À ces augmentations correspondent des doses de l'ordre de 0,06 à 0,07 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un consommateur occasionnel⁽¹⁾ (1,3 kg/an) et de 0,2 à 0,3 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un consommateur régulier (5,3 kg/an). Avec la distance et l'apport des eaux de la Durance, l'activité en ^{14}C des poissons se rapproche ensuite du bruit de fond radiologique, notamment au niveau de la Camargue où l'influence des rejets des installations nucléaires rhodaniennes redevient proche du bruit de fond : 30 Bq/kg frais (BdF +6 Bq/kg frais).

Une évolution similaire est observée au travers des mesures de ^{14}C faites sur des poissons de la Loire pêchés au cours de deux périodes 2008-2012 et 2013-2015 (figure 6). À Sury-Pré-Léré, en amont du CNPE de Belleville, avec une activité moyenne de 26 Bq/kg frais sur la période 2013-

2015, l'activité en ^{14}C des poissons se situe dans la gamme du bruit de fond radiologique. Les rejets liquides des CNPE de Belleville, Dampierre et Saint-Laurent entraînent une augmentation de cette activité qui se situe autour de 60 Bq/kg frais entre Saint-Père-sur-Loire et Muides-sur-Loire. À cette activité ajoutée de + 35 Bq/kg par rapport au bruit de fond, correspondrait une dose liée à la consommation de poissons de 0,03 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un consommateur occasionnel (1,3 kg/an) et 0,1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un consommateur régulier (5,3 kg/an). La dilution, par les eaux du Cher (notamment) fait baisser l'activité en ^{14}C des poissons à 44 Bq/kg frais (soit BdF +20 Bq/kg) au niveau de l'île Saint-Martin, avant que les rejets liquides de Chinon la fassent augmenter de nouveau à 54 Bq/kg frais (BdF +30 Bq/kg frais) à la hauteur de Chouzé-sur-Loire.

FIGURE 6 / ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ EN CARBONE-14 DES POISSONS (Bq/kg frais), TOUT AU LONG DU COURS DE LA LOIRE, ÉTABLIE SUR LA BASE DES MESURES RÉALISÉES SUR LA PÉRIODE 2008-2012 (en vert) ET SUR LA PÉRIODE 2013-2015 (en rouge)



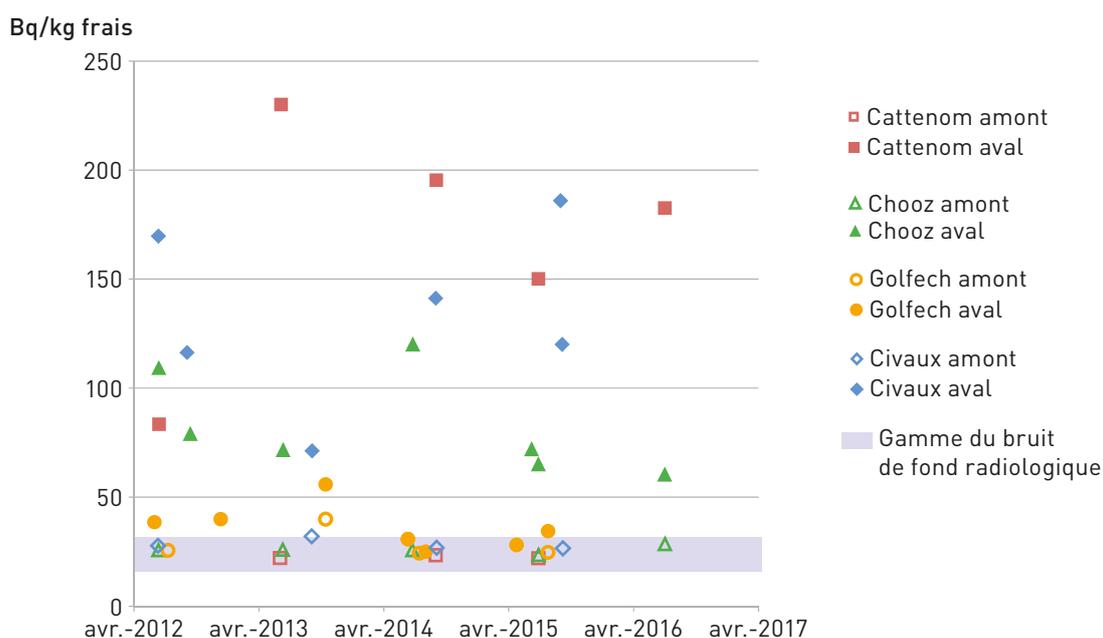
1. À noter qu'en raison de pollutions chimiques sans liens avec les CNPE, la pêche est partiellement interdite dans différents tronçons du Rhône.

La figure 7 permet de comparer les activités de ^{14}C mesurées dans les poissons à l'amont et à l'aval de quelques CNPE depuis 2012. Elle montre l'influence du débit des cours d'eau récepteurs et donc leur capacité à diluer/disperser les rejets d'effluents liquides des CNPE, sur les activités des poissons pêchés en aval des points de rejets. À l'exception du prélèvement de 2013 à Golfech, toutes les activités des échantillons de poissons prélevés en amont sont dans la gamme du bruit de fond radiologique. Cette exception témoigne de possibles déplacements des poissons entre l'amont et l'aval des points de rejet. Les activités mesurées à l'aval des sites sont extrêmement variables et en relation directe avec le débit des cours d'eau. Le débit de la Garonne parvient à maintenir les activités en aval de Golfech à des niveaux similaires, voire inférieurs à ceux observés précédemment dans la Loire. En revanche les activités en ^{14}C des poissons pêchés dans la Moselle et dans la Vienne en aval des sites de Cattenom et Civaux sont supérieures à celles mesurées dans le Rhône aval où les différents rejets rhodaniens se cumulent : 168 Bq/kg frais en moyenne en aval de Cattenom (BdF + 144 Bq/kg frais) et 137 Bq/kg frais en aval de Civaux (BdF + 113 Bq/kg frais).

Toutefois, malgré ces niveaux d'activité plus élevés que celles mentionnées précédemment, les doses liées à la consommation de ces poissons restent extrêmement faibles : 0,1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un consommateur occasionnel et 0,4 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un consommateur régulier. À titre indicatif, la dose liée à la consommation de poissons pêchés en aval de Cattenom, calculée par EDF sur la base des rejets de 2016 est de 0,2 $\mu\text{Sv}/\text{an}$.

De manière plus générale, dans le précédent bilan radiologique (2011-2014), la dose moyenne liée à la consommation de poissons marqués par les rejets d'effluents liquides des CNPE contenant du ^{14}C , tous sites confondus et pour un consommateur régulier (5,3 kg/an), était estimée à 0,12 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Cette valeur est confirmée sur la période 2014-2016 avec une nouvelle estimation de 0,15 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ qui en est extrêmement proche. La contribution du ^{14}C provenant des rejets des CNPE à la dose consécutive à l'ingestion d'un kilogramme de poisson ne représente toujours que 1 % d'une dose totale de 12 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ liée à la radioactivité naturelle des poissons (voir page 70 du BR 2011-2014).

FIGURE 7 / ACTIVITÉS SPÉCIFIQUES EN ^{14}C (Bq/kg de carbone) MESURÉES DEPUIS 2012 DANS LES POISSONS PÊCHÉS EN AMONT ET AVAL DES REJETS DES CNPE DE CATTENOM, CHOOZ, GOLFECH ET CIVAUX



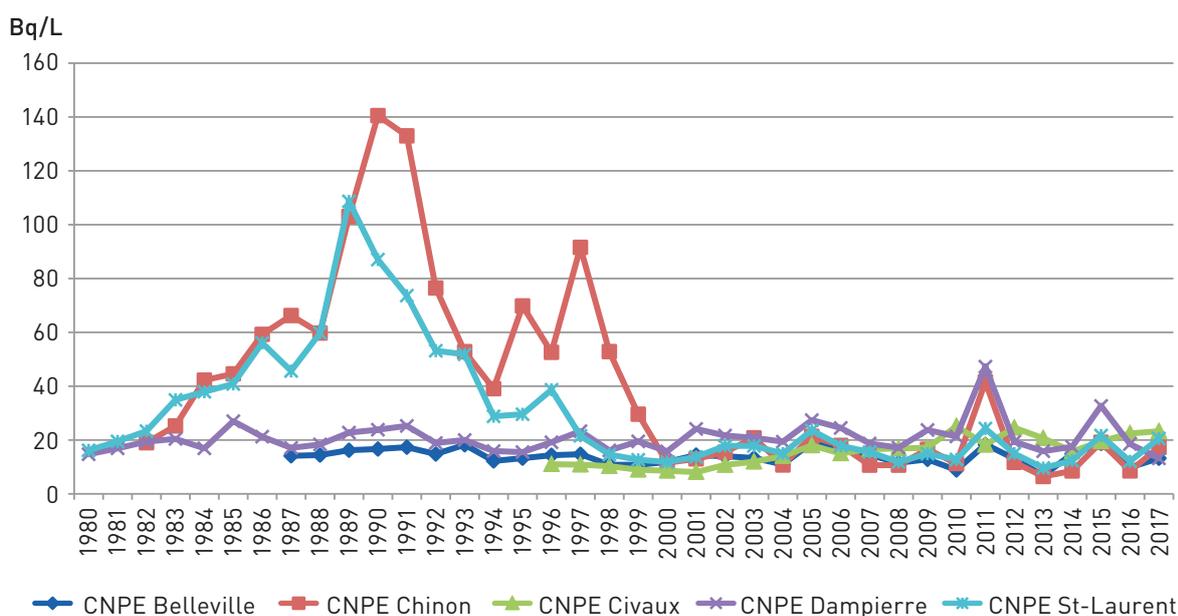
Influence des rejets d'effluents liquides tritiés

L'essentiel du tritium présent dans le milieu fluvial en aval des CNPE provient des rejets d'effluents liquides des installations. La rémanence des essais atmosphériques d'armes nucléaires et la production naturelle de tritium cosmogénique (cf. chapitre 2) conduit à un « bruit de fond radiologique » de l'ordre de 1 à 3 Bq/L. Les activités mesurées à partir des échantillons prélevés de manière permanente⁽²⁾ par des hydro-collecteurs de l'IRSN sont liées aux rejets de chaque site, au débit du cours d'eau et donc à sa capacité à disperser les rejets, ainsi que, pour les sites situés en aval d'autres sites, à un effet de cumul (voir les figures 8, 9, 10 et 11 pour les évolutions au fil des années et le tableau 4 pour les moyennes des 3 dernières années).

Ainsi, les activités moyennes annuelles les plus faibles sont mesurées dans le canal d'Alsace et dans le Rhône malgré le nombre d'installations qui y rejettent ce radionucléide : 3 Bq/L dans le canal d'Alsace en aval de Fessenheim, 6 Bq/L en aval de St-Alban et jusqu'à 11 Bq/L en aval de Bugey (au niveau du CNPE du Bugey, le Rhône n'a encore pas reçu ses affluents majeurs et présente un débit de seulement 450 à 600 m³/s). Les activités dans la Loire sont assez homogènes et comprises entre 14 Bq/L en aval de Belleville et 21 Bq/L en aval de Dampierre. C'est dans les cours d'eau de moindre débit qu'ont été mesurées les activités moyennes les plus élevées : de 22 Bq/L sur la Vienne en aval de Civaux à 35 Bq/L sur la Seine en aval de Nogent. Ces activités se situent en dessous des limites réglementaires et sont de l'ordre de 300 à 3000 fois inférieures à la valeur guide recommandée par l'OMS pour le tritium dans les eaux de boisson (10000 Bq/L).

FIGURE 8 / ACTIVITÉS MOYENNES ANNUELLES EN TRITIUM DES EAUX DE LA LOIRE EN AVAL DES CNPE DE BELLEVILLE, DAMPIERRE, CHINON, SAINT-LAURENT ET CIVAUX (Bq/L)

Les chroniques d'activités moyennes annuelles en tritium mesurées par l'IRSN depuis les années 1980 dans les eaux de la Loire mettent en évidence la stabilité des rejets liquides de tritium des CNPE d'EDF depuis les années 2000. On note également des activités plus importantes en aval de Chinon jusqu'en 2000. Après 2000, les activités moyennes annuelles fluctuent moins d'une année sur l'autre. Ceci peut résulter en partie d'une concertation désormais préalable aux rejets : le CNPE de Saint-Laurent-des-Eaux coordonne les rejets de l'ensemble des CNPE rejetant dans ce fleuve et, sauf dérogation, deux rejets ne peuvent être réalisés simultanément. Les conditions climatiques sévères en mai-juin 2011, avec un déficit pluviométrique important, ont conduit à une augmentation de l'activité en tritium dans le fleuve qui n'avait pas été observée depuis 1996. L'activité du tritium dans l'eau de la Loire en aval du site de Dampierre entre juillet et décembre 2015 est légèrement plus élevée que de coutume.



2. Le caractère permanent est conféré par un prélèvement séquentiel ; l'activité mesurée est donc bien représentative de l'activité moyenne mensuelle (cf. chapitre 1 p. 17).

FIGURE 9 / ACTIVITÉS MOYENNES ANNUELLES EN TRITIUM DES EAUX DE LA MEUSE, DE LA MOSELLE, DU CANAL D'ALSACE ET DE LA SEINE EN AVAL DES CNPE DE CHOOZ, CATTENOM, FESSENHEIM ET NOGENT (Bq/L)

L'arrêt définitif de l'exploitation du CNPE de Chooz-A en 1991 a entraîné une forte baisse de l'activité en tritium dans la Meuse au début des années 1990, passant de 40 Bq/L à 10 Bq/L en moyenne annuelle. Depuis le milieu des années 1990, l'activité moyenne annuelle du tritium dans la Meuse est en légère mais constante augmentation pour atteindre environ 30 Bq/L actuellement. L'activité moyenne annuelle dans la Moselle en aval du CNPE de Cattenom est également en constante augmentation, passant de 15 Bq/L en 1985 à environ 30 à 40 Bq/L actuellement. L'activité moyenne annuelle du tritium en aval du CNPE de Fessenheim décroît régulièrement depuis 1976. L'activité moyenne annuelle mesurée depuis 2014 dans la Seine est comprise entre 27 et 48 Bq/L.

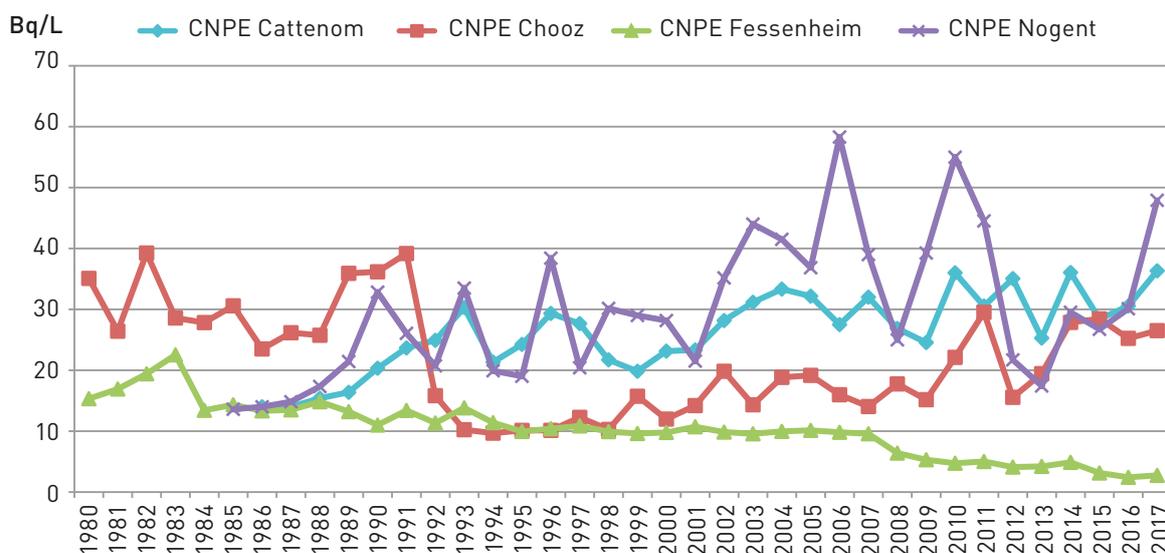


FIGURE 10 / ACTIVITÉS MOYENNES ANNUELLES EN TRITIUM DANS L'EAU DE LA GARONNE EN AVAL DU CNPE DE GOLFECH ET DE LA GIRONDE EN AVAL DE CELUI DU BLAYAIS (Bq/L)

L'implantation de l'hydrocollecteur de l'IRSN situé en aval du CNPE du Blayais a changé en 2007. Initialement installé à Laspeyres, il a été rapproché de l'exutoire du CNPE, expliquant ainsi la hausse de l'activité en raison d'une moindre dilution. Depuis 2007, les prélèvements réalisés directement dans le déversoir du CNPE montrent des activités en tritium de 5 à 40 Bq/L qui, après dilution/dispersion dans l'estuaire, ne sont en général plus détectables à Vitrezay ou à Pauillac. Outre ce changement, les activités sont en constante diminution et ont été divisées par 3 depuis 1981. L'activité du tritium mesurée dans l'eau de la Garonne en aval de Golfech est également en diminution constante depuis la fin des années 1980. L'activité moyenne annuelle mesurée depuis 2014 est comprise entre 5 et 10 Bq/L.

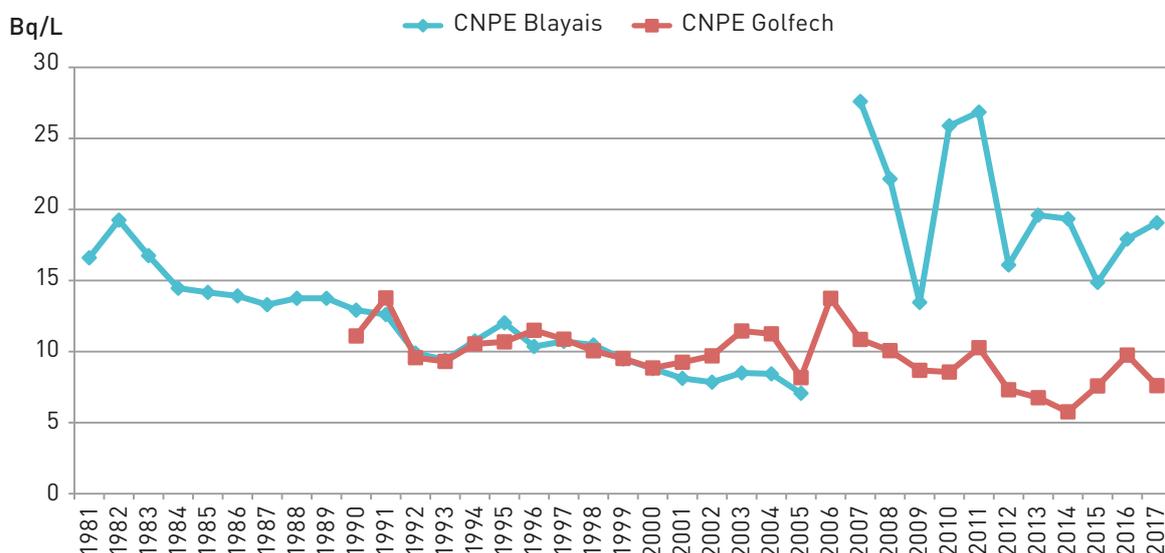
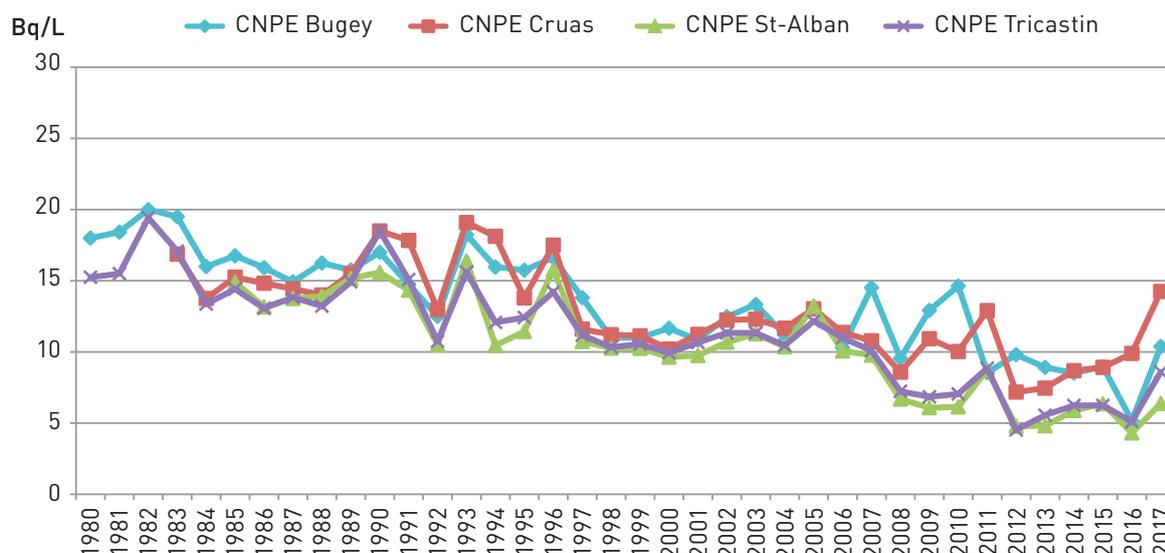


FIGURE 11 / ACTIVITÉS MOYENNES ANNUELLES DU TRITIUM DANS L'EAU DU RHÔNE EN AVAL DES CNPE DE BUGEY, SAINT-ALBAN, CRUAS ET TRICASTIN (Bq/L)

Depuis le début des années 1980, l'activité en tritium des eaux du Rhône en aval des CNPE a diminué d'un facteur 3 à 4. Des activités de plus en plus souvent inférieures à 10 Bq/L ont amené l'IRSN à améliorer ses performances métrologiques en 2008-2010 de manière à permettre la mesure d'activités toujours plus faibles et jusqu'à un seuil de décision de 1 Bq/L. L'objectif de l'IRSN est de quantifier l'activité de l'eau qui se situe très en dessous des limites réglementaires. En 2017, des activités mensuelles mesurées en aval des CNPE de Cruas et de Bugey comprises entre 18 et 34,9 Bq/L ont conduit à des augmentations des activités annuelles moyennes.



Des activités en tritium supérieures au bruit de fond sont régulièrement mesurées dans certaines eaux de boisson d'origine fluviale : 12 Bq/L à Beaumont-en-Véron près de Chinon en 2014, 8 et 19 Bq/L en 2014 et 14 Bq/L en 2015 à Petit-Puy toujours près de Chinon, 24 Bq/L en 2014 à Blois sous influence du CNPE de St-Laurent, 6,3 et 12 Bq/L à la station de pompage de Mornas près du Tricastin, 8,2 Bq/L à Chavanoz près du Bugey en 2017... Contrairement à la plupart des radionucléides rejetés par voie liquide, le tritium n'est pas « arrêté » par les traitements de potabilisation. Il en résulte que de l'eau de boisson peut se trouver aux niveaux d'activité mesurés dans les cours d'eau.

Les doses dues au tritium, et consécutives à une consommation de 2 L d'eau/j sur une année, compte tenu des activités mesurées, seraient de l'ordre de 0,04 µSv/an en aval de Fessenheim, à 0,4 µSv/an en aval de Cattenom et 0,5 µSv/an en aval de Nogent. Ces doses sont inférieures pour les plus élevées, à celles évaluées par EDF par calcul sur la base des activités rejetées : de 0,05 à 4,8 µSv/an pour Fessenheim et Cattenom respectivement.

Nota : des activités en tritium dans l'eau des cours d'eau (rivières, fleuves) plus élevées mesurées par EDF sont reportées dans le Réseau National de Mesure. Il s'agit d'analyses réalisées sur des prélèvements effectués au moment des rejets tels qu'exigés par la réglementation (cf. prélèvement à mi-rejet du tableau 3-A) dans l'objectif de surveiller le bon déroulement des rejets d'effluents liquides. Très logiquement, les activités mesurées peuvent être en moyenne jusqu'à 6 fois supérieures à celles mesurées par l'IRSN par prélèvement continu tout au long de l'année (cf. BR 2011-2014 p. 80).

Concernant les eaux des nappes phréatiques, 70 % des résultats des analyses effectuées par EDF dans le cadre de la surveillance de routine sont inférieurs au seuil de décision. Toutefois, suite à des dysfonctionnements ou à des incidents, les eaux de nappes phréatiques échantillonnées à l'intérieur des sites d'EDF peuvent présenter temporairement des marquages en tritium (cf. BR 2011-2014 p. 78). En particulier, parmi les événements significatifs pour l'environnement recensés par l'IRSN⁽³⁾ pour l'ensemble des CNPE de fin 2014 à fin 2016, la perte d'étanchéité d'une

3. Rapport FT/AV/PSN-2018-00036 : EDF-REP, analyse du retour d'expérience ; tendances issues des déclarations d'EDF d'évènements significatifs pour l'environnement pour les années 2015 et 2016.

canalisation véhiculant des effluents tritiés survenue sur le site du Bugey fin 2014 a conduit à un marquage en tritium des eaux de la nappe phréatique au niveau du site. Les résultats des analyses des eaux prélevées notamment au niveau des piézomètres N0 SEZ006 PZ et N0 SEZ013 PZ (figure 12) ainsi que les résultats acquis dans le cadre de la surveillance renforcée mise en place

(figure 13) montrent que ce marquage a perduré jusqu'en 2017 en certains points. Les résultats des prélèvements effectués à partir des autres piézomètres sont restés sur cette période dans la gamme des valeurs habituellement observées, illustrant la faible extension du marquage consécutif à cet événement.

FIGURE 12 / ACTIVITÉS EN TRITIUM DES EAUX DE NAPPES PHRÉATIQUES (Bq/L) SUR LE SITE DU BUGEY AU NIVEAU DES PIÉZOMÈTRES N0 SEZ006 PZ ET N0 SEZ013 PZ SUITE À L'ÉVÈNEMENT SIGNIFICATIF POUR L'ENVIRONNEMENT DE DÉCEMBRE 2014

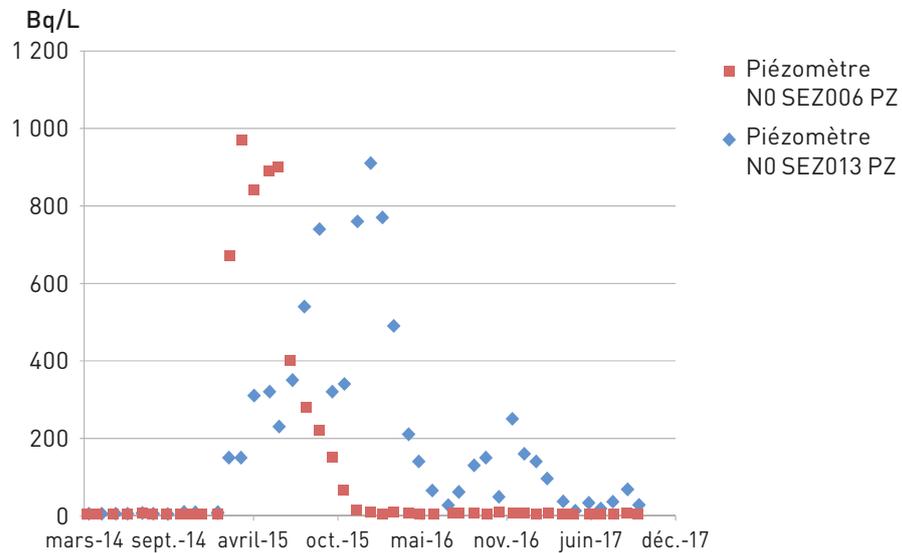
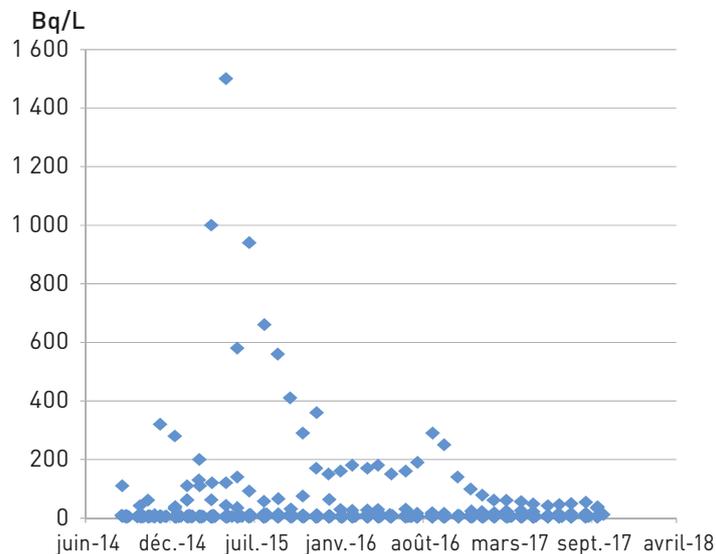


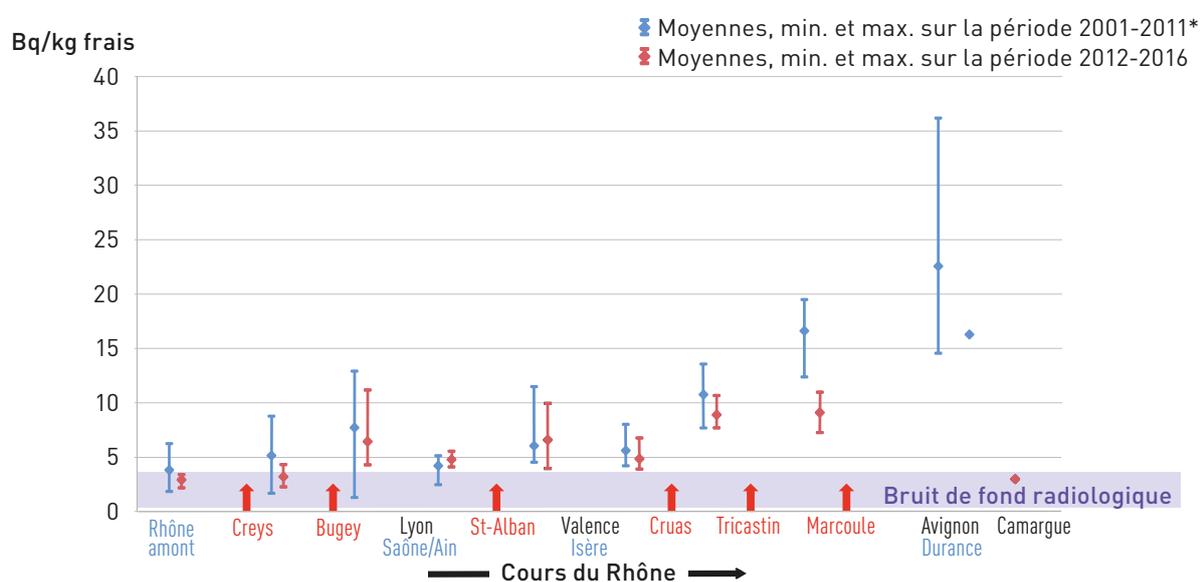
FIGURE 13 / ACTIVITÉS EN TRITIUM DES EAUX DE NAPPE PHRÉATIQUE (Bq/L) SUR LE SITE DU BUGEY MESURÉES DANS LE CADRE DE LA SURVEILLANCE RENFORCÉE MISE EN PLACE PAR EDF SUITE À L'ÉVÈNEMENT SIGNIFICATIF POUR L'ENVIRONNEMENT DE DÉCEMBRE 2014



Les activités en tritium des poissons des cours d'eau qui reçoivent les rejets d'effluents des CNPE, sont mesurées dans le cadre de la surveillance réglementaire. Les figures 14 et 15 montrent que les évolutions des activités en tritium des poissons pêchés au fil du Rhône et de

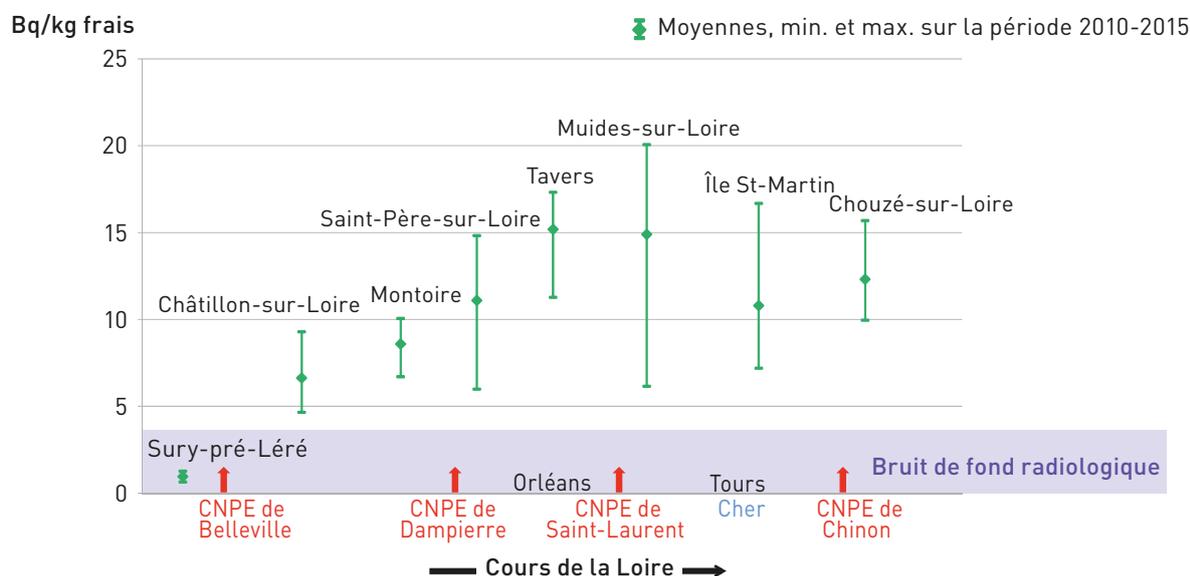
la Loire présentent des allures tout à fait similaires à celles relatives au carbone-14 présentées précédemment (figures 5 et 6) : des augmentations en aval de chaque CNPE et des diminutions après des confluences majeures (Saône, Ain, Isère et Durance dans le cas du Rhône et Cher dans

FIGURE 14 / PROFIL D'ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ EN TRITIUM DES POISSONS (Bq/kg frais), TOUT AU LONG DU COURS DU RHÔNE, ÉTABLIE SUR LA BASE DES MESURES RÉALISÉES SUR LA PÉRIODE 2001-2011 (en bleu) ET SUR LA PÉRIODE 2012-2016 (en rouge)



* Avant 2009, les données ne portent que sur certaines années (bilans décennaux et études spécifiques)

FIGURE 15 / PROFIL D'ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ EN TRITIUM DES POISSONS (Bq/kg frais), TOUT AU LONG DU COURS DE LA LOIRE, ÉTABLIE SUR LA BASE DES MESURES RÉALISÉES SUR LA PÉRIODE 2010-2015



le cas de la Loire) en raison de l'augmentation du débit du cours d'eau qui favorise la dispersion des activités rejetées. Tout au long du Rhône la mise en perspective des activités sur les périodes 2001-2011 d'une part, et 2012-2016 d'autre part montre la stabilité dans le temps de cette influence.

La figure 16 montre comme pour le carbone-14 (figure 7), la plus faible capacité de la Moselle à disperser les rejets d'effluents du CNPE de Cattenom, avec des activités en aval de ce site similaires, voire supérieures à celles mesurées dans le Rhône en aval de l'ensemble des CNPE.

De manière générale, l'activité en tritium des poissons est bien corrélée à l'activité de l'eau telle que mesurée par les hydro-collecteurs. Le tableau 4 montre que le rapport d'activité poisson/eau est toujours égal ou voisin de 1.

La dose due au tritium suite à la consommation de poisson est tout à fait négligeable au regard de celle attribuable au carbone-14 : de l'ordre de 1000 fois inférieure.

Les rejets de tritium et de carbone-14 sous forme liquide des CNPE de Flamanville, Paluel, Penly et Gravelines se font en Manche. Les activités de ces radionucléides mesurées dans le cadre de la surveillance de l'IRSN et dans celui du suivi radioécologique réalisée pour EDF, montrent que l'influence des rejets liquides des CNPE n'est pas discernable, même localement, de celle des rejets d'Orano La Hague qui sont plus de 150 fois supérieurs.

FIGURE 16 / ACTIVITÉ EN TRITIUM DES POISSONS PÊCHÉS EN AVAL DE CATTENOM, CHOOZ, CIVAUX ET GOLFECH (Bq/kg frais)

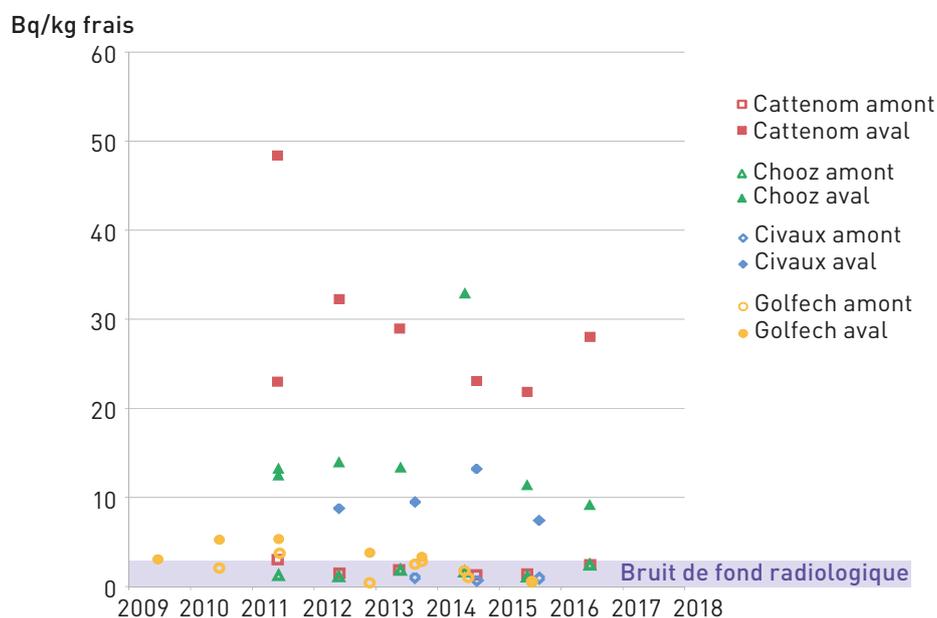


TABLEAU 4 / ACTIVITÉS MOYENNES EN TRITIUM DANS LES EAUX PRÉLEVÉES VIA LES HYDRO-COLLECTEURS (Bq/L) ET DES POISSONS PÊCHÉS EN AVAL DE CNPE (Bq/kg frais)

CNPE	Bel.	Civ.	Cho.	Cat.	Nog.	Gol.	Bug.	Tri.	Cru.	St-Al.	Chi.	St-La.	Dam.
Eau	13,9	21,7	26,7	31,8	34,9	8,3	8,2	6,6	11,0	5,7	15,0	18,1	21,5
Poisson	13,6	22,1	22,9	32,5	33,0	7,7	10,2	9,1	9,0	6,6	12,3	14,9	11,0
Poisson/eau	1,0	1,0	0,9	1,0	0,9	0,9	1,2	1,4	0,8	1,2	0,8	0,8	0,5

Influence des rejets liquides d'autres radionucléides

En milieu fluvial, les radionucléides émetteurs gamma font l'objet d'une analyse mensuelle par l'IRSN *via* les boues de décantation des eaux collectées par les 24 hydro-collecteurs situés sur les grands cours d'eau qui reçoivent les rejets des installations nucléaires. Les activités mesurées dans ces boues sont représentatives de celles des particules en suspension dans l'eau, notamment pour les radionucléides qui sont transportés majoritairement sous forme particulaire dans les cours d'eau (d'autres comme le tritium ou les antimoine-124 et 125 se présentent sous forme dissoute). Les principaux radionucléides émetteurs gamma qui composent les rejets d'effluents liquides des CNPE ont tous été détectés au moins une fois sur la période 2014-2017. Comme attendu, le cobalt-60 qui est le plus rejeté est aussi le plus fréquemment détecté (43 % des analyses) dans les boues des hydro-collecteurs de l'IRSN, avec les activités les plus élevées (jusqu'à 46 Bq/kg sec). Il est suivi, comme pour les rejets, de l'argent-110m (18 % de détection avec une activité maximale de 7,7 Bq/kg sec) et du cobalt-58 (9,5 % de détection avec une activité maximale de 13 Bq/kg sec). Le manganèse-54, et le césium-134, beaucoup moins rejetés par les CNPE, ne sont détectés que rarement (respectivement 1,7 % et 0,69 % des analyses avec des activités maximales de 2,8 et 0,8 Bq/kg sec). La forte fréquence de détection du césium-137 est liée à sa présence dans le bruit de fond radiologique français comme rémanence des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. Les fortes activités d'iode-131 mesurées (jusqu'à 68 Bq/kg sec) sont principalement liées aux rejets hospitaliers en aval des grands centres de médecine nucléaire. Elles sont par ailleurs souvent plus élevées en amont du CNPE qu'en aval. Enfin, il faut noter que du ruthénium 106 a été mesuré par deux fois, dans les boues de décantation des hydro-collecteurs, en novembre 2013 et en décembre 2015, dans le bassin de rejet du CNPE de Flamanville. Ce radionucléide ne provient pas du CNPE mais plus vraisemblablement de la Hague, *via* l'eau de mer utilisée pour disperser les rejets du CNPE.

Des radionucléides émetteurs gamma sont également décelés dans certains indicateurs biologiques (plantes aquatiques), très rarement dans les sédiments, jamais dans les poissons ces dernières années, et seulement au moyen des meilleures techniques disponibles mises en œuvre dans le cadre des études réalisées par l'IRSN et SUBATECH à la demande d'EDF. Il s'agit encore assez régulièrement du ⁶⁰Co et du ⁵⁸Co et très ponctuellement du ⁵⁴Mn et du ^{110m}Ag, le ¹³⁴Cs n'ayant pas été décelé au cours des trois dernières années. Les figures 17 et 18 présentent les activités de ⁶⁰Co et ⁵⁸Co mesurées dans les plantes aquatiques prélevées en différents points du Rhône et en aval des CNPE de Nogent, Chooz et Cattenom depuis 2008. Ces figures montrent qu'après la baisse importante des rejets intervenue au cours des années 1980-1990 qui ont atteint un niveau plancher, les activités sont maintenant assez constantes. Dans le Rhône, les activités les plus élevées sont mesurées en aval de Bugey en raison d'un débit du Rhône encore faible qui assure une moindre dispersion (450 à 600 m³/s à Bugey comparé à 1040 m³/s après la confluence de la Saône et de l'Ain et 1410 m³/s à Valence après la confluence de l'Isère). L'influence des rejets d'un CNPE est mesurable sur plusieurs dizaines de kilomètres comme en témoignent les résultats des prélèvements réalisés en amont de Saint-Alban (rejets de Bugey) et de Tricastin (rejets de Cruas). C'est également en aval du Bugey que de l'^{110m}Ag est le plus souvent décelé et que ses activités sont les plus élevées (figure 19). Dans ces composantes du milieu aquatique, de l'iode-131 peut être mesuré irrégulièrement et à des niveaux très variables. Comme pour les boues de décantation, la présence de ce radionucléide résulte principalement des rejets hospitaliers qui sont à rapprocher des utilisations thérapeutiques et diagnostiques de ce radionucléide.

FIGURE 17 / ACTIVITÉS EN COBALTS 58 ET 60 DES PLANTES AQUATIQUES (mousses et phanérogames) COLLECTÉES EN DIFFÉRENTS POINTS DU RHÔNE (Bq/kg frais)

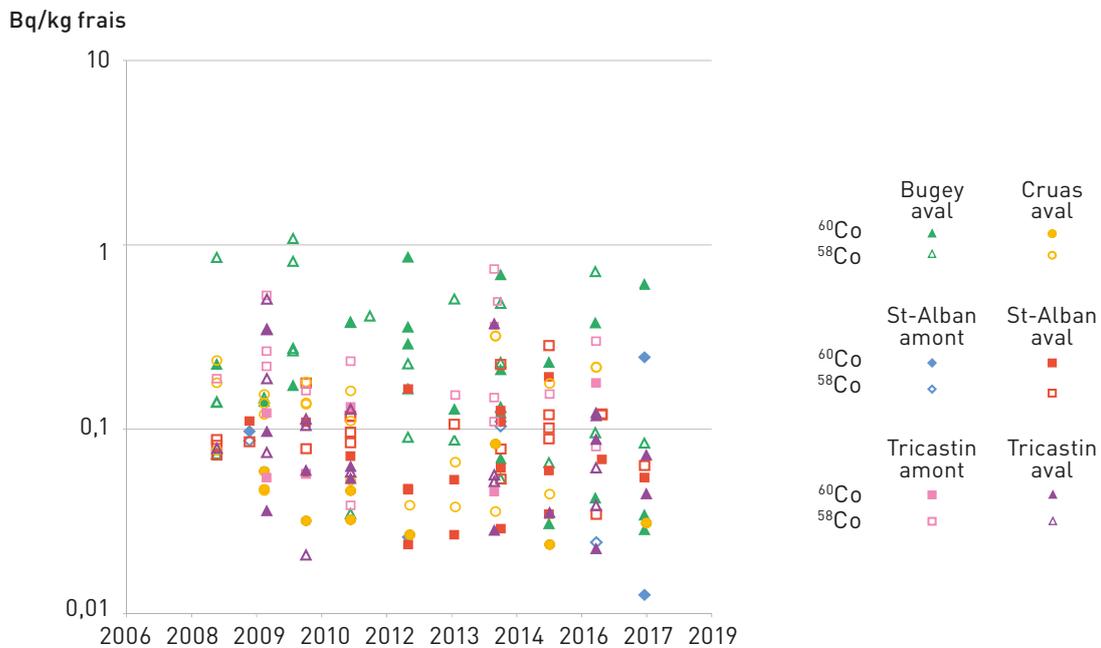


FIGURE 18 / ACTIVITÉS EN COBALTS 58 ET 60 DES PLANTES AQUATIQUES (mousses et phanérogames) DANS LA SEINE, LA MEUSE ET LA MOSELLE EN AVAL DES CNPE DE NOGENT, CHOOZ ET CATTENOM (Bq/kg sec)

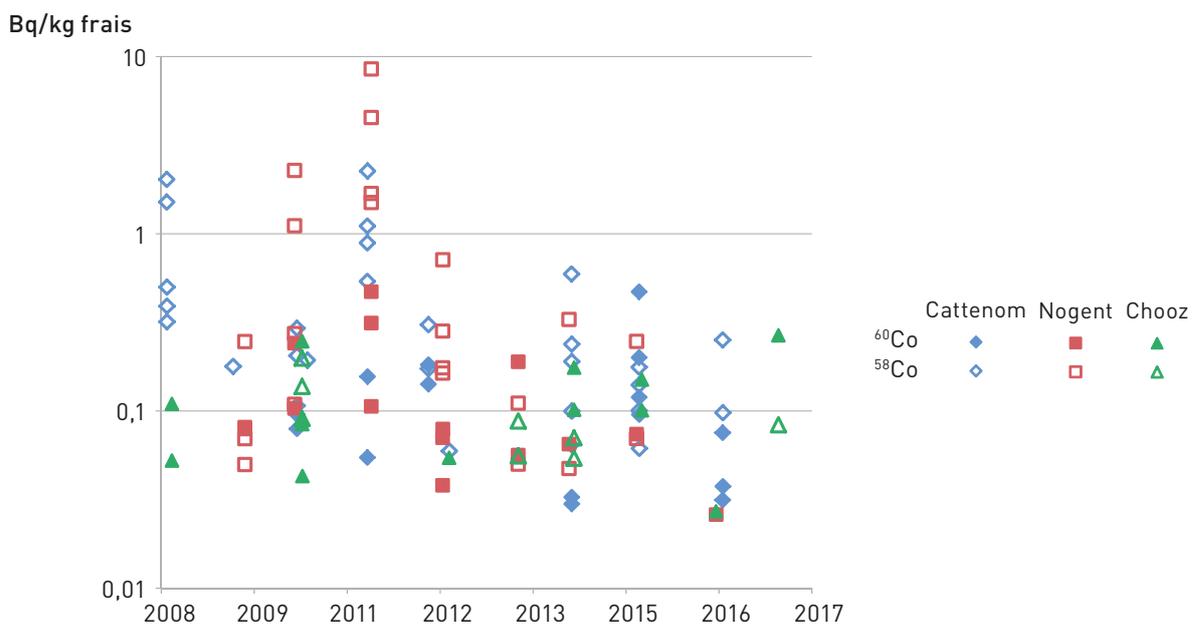
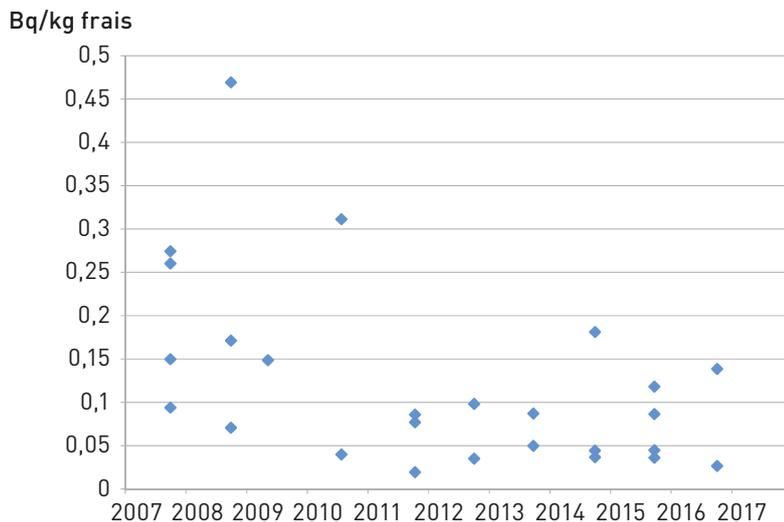


FIGURE 19 / ACTIVITÉS EN ^{110m}Ag DANS LES PLANTES AQUATIQUES (mousses et phanérogames) DU RHÔNE EN AVAL DU CNPE DU BUGEY (Bq/kg sec)



Enfin, les radionucléides mesurés en Manche, y compris au voisinage des CNPE, sont principalement imputables aux rejets liquides des installations d'Orano La Hague ou de l'usine de Sellafield (Grande-Bretagne, cf. chapitre 3.3 La Hague). La contribution vraisemblablement très faible des rejets d'effluents liquides des CNPE n'est pas distinguable par la mesure, à l'exception du ^{110m}Ag rejeté plus spécifiquement par ces installations. Dans le cadre de la surveillance de routine effectuée par l'IRSN, ce radionucléide est recherché et caractérisé dans les matières en suspension ou les boues de décantation prélevées dans les émissaires de rejets (canaux ou puits), à des activités pouvant atteindre quelques Bq/kg de matière sèche (valeur maximale de 2,9 Bq/kg sec mesurée dans le canal marin de Gravelines en septembre 2014).

Dans l'environnement, à de très rares exceptions près, l'activité de ce radionucléide dans les algues et sédiments est trop faible pour être décelée. Les 250 analyses effectuées depuis 2001 dans les poissons n'ont jamais permis de quantifier l'activité du ^{110m}Ag mais montrent qu'elles sont inférieures à 0,04 Bq/kg frais.

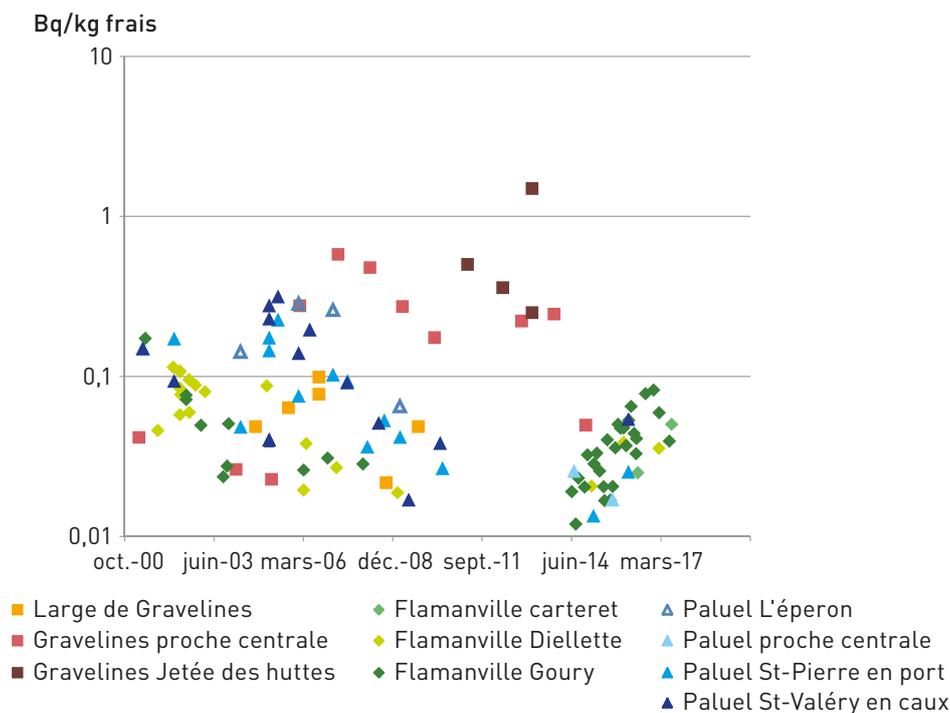


Poisson (silure) pêché dans du Rhône

En revanche, ce radionucléide est en moyenne mesuré une fois sur trois analyses dans les coquillages (moules, patelles, huîtres...) et les crustacés (crevettes, crabes, araignées de mer). Les activités n'étant pas significativement différentes d'un type de denrées à l'autre, la figure 20 présente les résultats acquis sur l'ensemble des denrées mais pour différentes stations de prélèvements autour des sites de Flamanville, Paluel et Gravelines (autour de Penly les activités sont plus faibles et très rarement mesurables). Les activités sont presque toutes comprises entre 0,1 et 1 Bq/kg frais, avec des fluctuations très importantes au niveau d'une même station de prélèvement comme l'illustrent les échantillons prélevés à proximité du point de rejet de la centrale de Gravelines dont les activités oscillent entre 0,02 Bq/kg et 0,6 Bq/kg. L'activité la plus élevée mesurée au cours des 16 dernières années est de 1,5 Bq/kg frais dans un échantillon de patelle prélevée à la jetée de Huttes près de Gravelines en 2013.

Même pour un gros consommateur de fruits de mer (31 kg/an de mollusques, 61 kg/an de crustacés), la dose potentiellement liée à l'incorporation/ingestion de ^{110m}Ag sur la base de ces résultats de mesure serait très faible, inférieure à 0,02 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Dans le précédent Bilan radiologique, la dose calculée sur la base des résultats acquis sur le seul site de Gravelines était estimée à 0,05 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Ces doses sont inférieures à celles estimées par EDF par calcul sur la base des activités rejetées par le site de Gravelines: 0,08 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un consommateur moyen et 0,16 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour un gros consommateur.

FIGURE 20 / ACTIVITÉS EN ^{110m}Ag DANS LES COQUILLAGES ET CRUSTACÉS PRÉLEVÉS EN MANCHE AUTOUR DES CNPE (Bq/kg frais)



Conclusion

Aucune anomalie radiologique n'a été décelée durant ces trois dernières années dans l'environnement des centres nucléaires de production d'électricité d'EDF, notamment par les stations de prélèvement sur filtre d'aérosols. Tous les dépassements de l'indice d'activité bêta global de référence dans l'air (2 mBq/m^3) observés sur la période, sont attribuables à des augmentations de la radioactivité naturelle (plomb 210 principalement), en relation avec des conditions météorologiques particulières.

Parmi les événements significatifs pour l'environnement recensés par l'IRSN⁽⁴⁾ pour l'ensemble des CNPE de fin 2014 à fin 2016, la perte d'étanchéité d'une canalisation véhiculant des effluents radioactifs survenue sur le site du Bugey fin 2014 a conduit à un marquage en tritium des eaux de la nappe phréatique au niveau du site. Ce marquage est observé jusqu'en 2017 dans les eaux prélevées sur 2 des 9 piézomètres de la surveillance de routine ainsi que dans les échantillons prélevés dans le cadre d'un plan de surveillance renforcée mis en place après l'événement afin de mieux le caractériser et suivre son évolution.

Les autres événements n'ont pas eu de conséquences dans l'environnement mesurables au travers de la surveillance réglementaire. C'est le cas notamment du rejet d'effluents à l'atmosphère réalisé par le CNPE de Golfech le 19 octobre 2016, estimé à 136 GBq de gaz rares. Ce dernier, n'a pas conduit à déclencher les balises de mesure du débit de dose gamma ambiant de l'exploitant disposées autour du site, ni celles de l'IRSN, car le débit de dose associé à ce rejet a été très faible après dispersion. Par ailleurs, chimiquement inertes, les gaz rares se dispersent dans l'air sans marquer l'environnement.

Au cours des années 2015-2017, les activités mesurées dans toutes les composantes de l'environnement autour des CNPE sont conformes à celles attendues. Elles sont assez constantes par rapport aux années précédentes. Le carbone-14 et le tritium, qui sont les deux radionucléides les plus abondants dans les rejets d'effluents, sont les seuls pour lesquels l'influence des CNPE peut être mesurée dans la plupart des composantes des milieux terrestre et aquatique continentaux, notamment dans les denrées.

Les activités mesurées dans l'air et en milieu terrestre montrent que l'influence des rejets réalisés à l'atmosphère diminue très rapidement avec la distance au site, notamment dans les 5 premiers kilomètres, et n'est plus discernable du bruit de fond radiologique à partir de 10 kilomètres. L'exposition par inhalation d'air est extrêmement faible et négligeable au regard de l'exposition potentielle liée à la consommation de denrées locales elle-même très faible. La dose qui résulterait de cette consommation, en supposant que les denrées d'origine locale soient produites dans un rayon de 5 km autour du site, serait de l'ordre de $0,075 \mu\text{Sv/an}$. Cette dose est quasiment exclusivement liée au carbone-14.

L'influence des rejets d'effluents liquides contenant du carbone-14 et du tritium est visible en aval de tous les CNPE. Elle est mesurée dans toutes les composantes du milieu aquatique pour le tritium et dans les poissons pour le carbone-14. La dose moyenne résultant d'une consommation occasionnelle de poissons liée une activité de pêche de loisir en aval des CNPE fluviaux est estimée à $0,15 \mu\text{Sv/an}$. Cette dose peut être plus élevée en aval de certains sites et atteindre $0,4 \mu\text{Sv/an}$. Elle est quasi exclusivement imputable au carbone-14 et ne représente, à titre de repère, que quelques pourcents de la dose totale liée à la consommation de poissons résultant de leur radioactivité naturelle estimée à $12 \mu\text{Sv/an}$.

4. Rapport FT/AV/PSN-2018-00036 : EDF-REP, analyse du retour d'expérience ; tendances issues des déclarations d'EDF d'événements significatifs pour l'environnement pour les années 2015 et 2016.

La consommation d'eau d'origine fluviale en aval des CNPE conduirait à une dose comprise entre 0,004 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et 0,5 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ en lien avec la présence de tritium.

En raison d'activités extrêmement faibles, les radionucléides autres que le carbone-14 et le tritium (^{60}Co et $^{110\text{m}}\text{Ag}$ notamment) présents dans les rejets des CNPE, ne sont mesurables que dans l'air et dans certaines composantes du milieu aquatique, en mettant en œuvre les meilleures techniques disponibles. Les doses associées sont négligeables au regard de celles liées au tritium et au carbone-14 déjà faibles. Même s'il existe une potentielle contribution des rejets des CNPE, les activités de ^{137}Cs mesurées dans l'environnement des CNPE ont quant à elles pour origines majoritaires les retombées de l'accident de Tchernobyl et des essais atmosphériques d'armes nucléaires (cf. chapitre 2).

Les activités mesurées dans l'environnement et les estimations des doses susceptibles d'en résulter pour la population locale présentées précédemment, sont en complet accord avec les évaluations dosimétriques effectuées par EDF dans ses rapports annuels. Ces doses se situent plus de mille fois en dessous de la limite réglementaire de dose admissible en lien avec une exposition d'origine artificielle (hors exposition médicale) pour la population : 1 mSv/an.



Prélèvement de mousse sur un pont du Rhône

© DR



© Noak/Le bar Floréal/IRSN

Prélèvement de plante aquatique près du complexe nucléaire du Tricastin

3.2. LES CENTRES NUCLÉAIRES DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ EN COURS DE DÉCONSTRUCTION

Neuf réacteurs d'EDF sont actuellement en cours de déconstruction. Les sept d'entre eux qui se trouvent sur des sites où des réacteurs sont en exploitation sont traités dans le chapitre 3.1. Le présent chapitre ne présente donc que les deux sites où aucun réacteur n'est en exploitation : Creys-Malville et Brennilis.

Le site de Creys-Malville

Le site nucléaire de Creys-Malville, implanté dans le département de l'Isère, est situé en rive gauche du Rhône, sur la commune de Creys-Mépieu, à une cinquantaine de kilomètres en amont de l'agglomération urbaine de Lyon. Le site comprend deux installations nucléaires de base (INB) : la centrale électronucléaire de la filière des Réacteurs à Neutrons Rapides (RNR) mise en service en 1985, mise à l'arrêt définitif en 1998 et actuellement en phase de déconstruction, et un ensemble d'installations dont l'atelier pour l'entreposage du combustible (APEC).

Rejets et surveillance de l'environnement

Conformément à la réglementation, le site de Creys-Malville dispose d'une autorisation spécifique pour rejeter des substances radioactives dans l'environnement. Les effluents radioactifs liquides proviennent du rejet d'une partie de l'eau utilisée dans les installations. Les effluents radioactifs gazeux proviennent eux de la ventilation des bâtiments. Le tritium constitue de loin l'essentiel des activités rejetées : de 98 à 99,9 % des rejets liquides et gazeux. Le tableau 1 présente les activités rejetées pour la période de 2011 à 2016, la figure 1 présente l'évolution des rejets de tritium sous forme gazeuse et liquide de 2002 à 2016. On note l'augmentation des rejets liquides en 2015 et 2016 et la hausse régulière des rejets gazeux de 2002 à 2010 entre 0,1 et 1 TBq pour dépasser les 10 TBq de 2011 à 2013, et atteindre 48 TBq en 2014 et 2016. En 2015, les rejets gazeux en tritium ont été 100 fois plus faibles qu'en 2014 et 2016. Ces augmentations sont en liaison avec des opérations spécifiques de démantèlement. Le programme de surveillance réglementaire de l'environnement du site de Creys-Malville est présenté dans la figure 2. Il est complété par des études radioécologiques annuelles confiées par EDF à l'IRSN. Une étude spécifique a également été réalisée par l'IRSN à la demande d'EDF, du 24 septembre au 9 novembre 2012, pour caractériser finement l'impact environnemental d'une séquence de rejets atmosphériques de tritium.

TABLEAU 1 / ACTIVITÉS REJETÉES PAR LES INSTALLATIONS DE CREYS-MALVILLE POUR LA PÉRIODE DE 2011 À 2016

	Unité	Activité rejetée					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Rejets radioactifs liquides							
Tritium	TBq	0,72.10 ⁻³	0,91.10 ⁻³	0,2.10 ⁻³	2,63.10 ⁻³	1,53.10 ⁻²	3,86.10 ⁻²
Hors Tritium	GBq	7,7.10 ⁻³	1,72.10 ⁻²	1,7.10 ⁻²	1,22.10 ⁻²	1,76.10 ⁻²	4,19.10 ⁻¹
Rejets radioactifs gazeux							
Tritium	TBq	13,32	15,73	14,85	47,9	3,26.10 ⁻¹	48,3
Produits de fission ou d'activation	GBq	1,5.10 ⁻³	1,5.10 ⁻³	3,2.10 ⁻³	5,37.10 ⁻³	2,43.10 ⁻³	2,31.10 ⁻³
Gaz rares (⁸⁵ Kr)	GBq	0,27	0,05	0,05	0,0225	0,024	0,0375

FIGURE 1 / ÉVOLUTION DES REJETS DE TRITIUM DU SITE DE CREYS-MALVILLE SOUS FORME GAZEUSE ET LIQUIDE DE 2002 À 2016 (TBq/an)

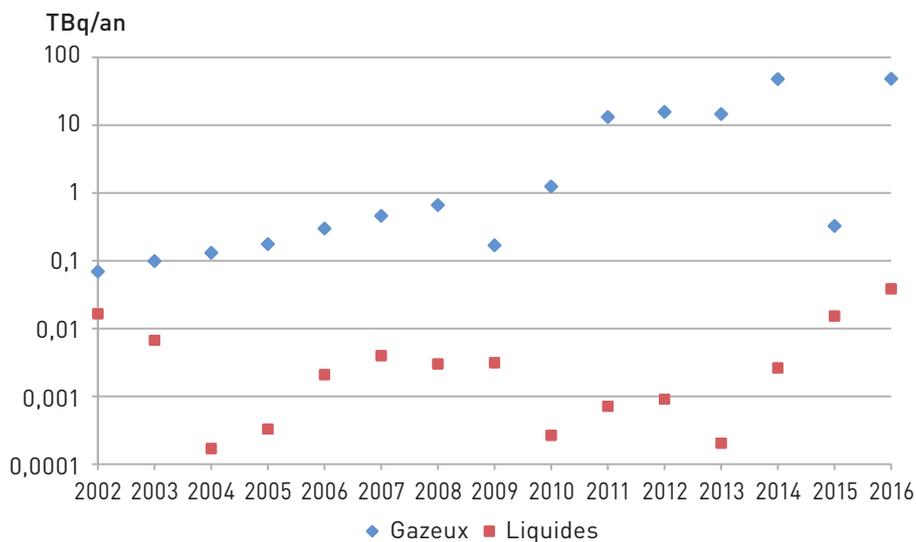
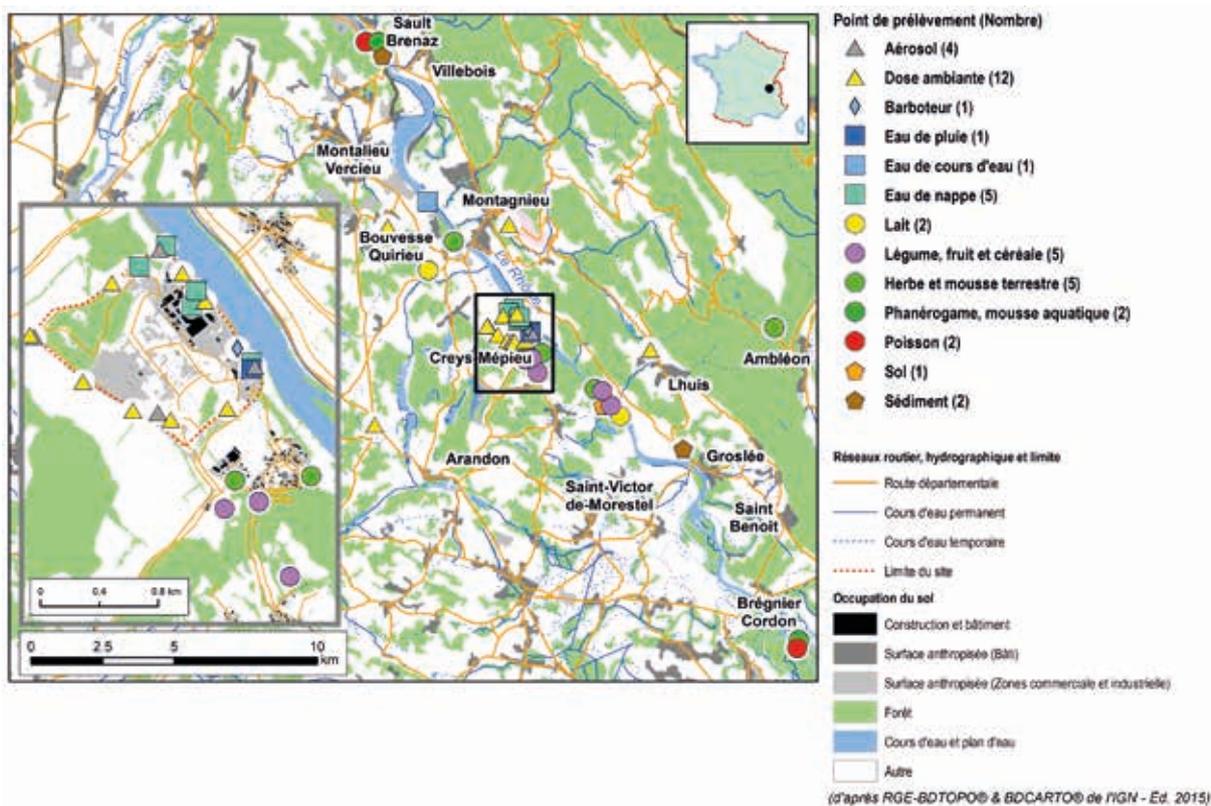


FIGURE 2 / REPRÉSENTATION CARTOGRAPHIQUE DU PLAN-TYPE DE SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT RÉALISÉE PAR EDF POUR LA SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT DU SITE DE CREYS-MALVILLE



TABEAU 2-A / PLAN DE LA SURVEILLANCE RÉGLEMENTAIRE RÉALISÉE PAR EDF DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE DE CREYS-MALVILLE

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Mesure, prélèvements et analyses
Rayonnement gamma ambiant	<ul style="list-style-type: none"> • 10 balises en limite de site • 4 balises à 1 km • 4 balises à 5 km
Air au niveau du sol	<ul style="list-style-type: none"> • 4 points de prélèvement et mesures quotidiennes de l'activité bêta globale sur filtre • spectrométrie γ si valeurs $> 2 \text{ mBq/m}^3$ • 1 spectrométrie γ mensuelle sur regroupement des filtres quotidiens d'une même station • 1 prélèvement en continu sous les vents dominants avec mesure hebdomadaire du tritium atmosphérique
Eau de pluie	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement en continu sous les vents dominants avec mesure bi-mensuelle de l'activité bêta globale et du tritium
Milieu récepteur des rejets liquides	<ul style="list-style-type: none"> • Aliquote horaire prélevée à mi-rejet : activité bêta globale, potassium et tritium sur eau filtrée + activité bêta globale sur MES • Mesure tritium sur aliquote journalière + spectrométrie γ si $> 140 \text{ Bq/L}$ (en cas de rejet en cours) ou $> 100 \text{ Bq/L}$ hors période de rejet
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> • 5 points de prélèvement : mesures mensuelles de l'activité bêta globale, du ^{40}K et du ^3H sur l'eau filtrée et activité bêta globale sur MES
Sol	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement annuel des couches superficielles des terres : spectrométrie γ
Végétaux	<ul style="list-style-type: none"> • 2 échantillons mensuels d'herbe (dont 1 sous les vents dominants) : spectrométrie γ + HTO et TOL annuel
Lait	<ul style="list-style-type: none"> • 2 échantillons mensuels de lait (dont 1 sous les vents dominants) : spectrométrie γ mensuelle + mesure tritium trimestrielle
Sol	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement annuel : spectrométrie γ
Flore aquatique	<ul style="list-style-type: none"> • 2 échantillons annuels (amont/aval) : spectrométrie γ
Faune aquatique	<ul style="list-style-type: none"> • 2 échantillons annuels (amont/aval) : spectrométrie γ + TOL
Sédiments	<ul style="list-style-type: none"> • 2 échantillons annuels (amont/aval) : spectrométrie γ
Productions agricoles	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement annuel des principales productions agricoles : spectrométrie γ, HTO, TOL

TABEAU 2-B / PLAN DU SUIVI RADIOÉCOLOGIQUE ANNUEL AUTOUR DU SITE DE CREYS-MALVILLE EN 2017

Matrice	Gamma	HTO	TOL	C-14	Ni-63
Sol de prairie		1	1		
Herbe	1		1		
Lait	1		1		
Mousse terrestre	2				
Feuille de chênes		2	2	2	
Sédiment			2	2	2
Mousse aquatique	2				2
Phanérogames aquatiques			2	2	

Influence du site de Creys-Malville sur son environnement et doses associées

L'influence des rejets de tritium du site de Creys-Malville est assez peu visible au travers des mesures effectuées dans l'environnement, car ses rejets ne sont pas continus tout au long de l'année. L'activité moyenne en tritium total de l'air prélevé à proximité du site de Creys-Malville est de 4,14 Bq/m³ en 2016, notablement plus élevée que celle correspondant au bruit de fond (entre 0,005 et 0,01 Bq/m³). Cependant, elle résulte d'augmentations sur de courtes périodes (quelques jours) correspondant aux phases de rejets. La figure 3 présente les activités en tritium mesurées dans l'air, par EDF, sur le site de Creys-Malville de juin 2011 à décembre 2017. On note sur cette figure que l'augmentation conséquente des rejets de tritium atmosphérique en 2014 et 2016, par rapport aux années précédentes, a eu pour conséquence l'augmentation du nombre de mesures significatives et des niveaux mesurés. À l'inverse, les rejets très faibles de tritium atmosphérique en 2015 se traduisent également par une absence de mesures significatives pendant cette période.

La figure 4 présente les activités en tritium mesurées dans l'eau de pluie, par EDF et l'IRSN, sur le site de Creys-Malville de juin 2011 à décembre 2017. De manière à la fois moins sensible (de par l'effet de dilution des rejets par l'eau de pluie) et moins fréquente (de par l'absence de pluies continues), les eaux de pluie témoignent d'une augmentation des activités mesurées. Sur 163 mesures, 93 % se situent en dessous des seuils de décision (autour de 5 à 6 Bq/L), seules 11 mesures indiquent des valeurs significatives comprises entre 2,1 et 16,5 Bq/L. Les courtes augmentations de l'activité de l'air influencent de manière modérée et surtout très brève les autres composantes de l'environnement terrestre. Les échantillons d'herbe, de légumes, de céréales ou de lait ne rendent pas compte de ces augmentations temporaires. Ainsi, les activités moyennes en tritium, entre 2011 et 2017, de l'herbe (3,18 Bq/kg frais), de légumes (2,91 Bq/kg frais), de céréales (1,64 Bq/kg frais) et de lait (1,77 Bq/L), mesurées dans le cadre des études radio-écologiques sont faibles et dans la gamme du bruit de fond du tritium environnemental (de moins de 1 à 3 Bq/L).

FIGURE 3 / ACTIVITÉS DU TRITIUM MESURÉES DANS L'AIR AUTOUR DU SITE DE CREYS-MALVILLE DE JUIN 2011 À DÉCEMBRE 2017 (Bq/m³)

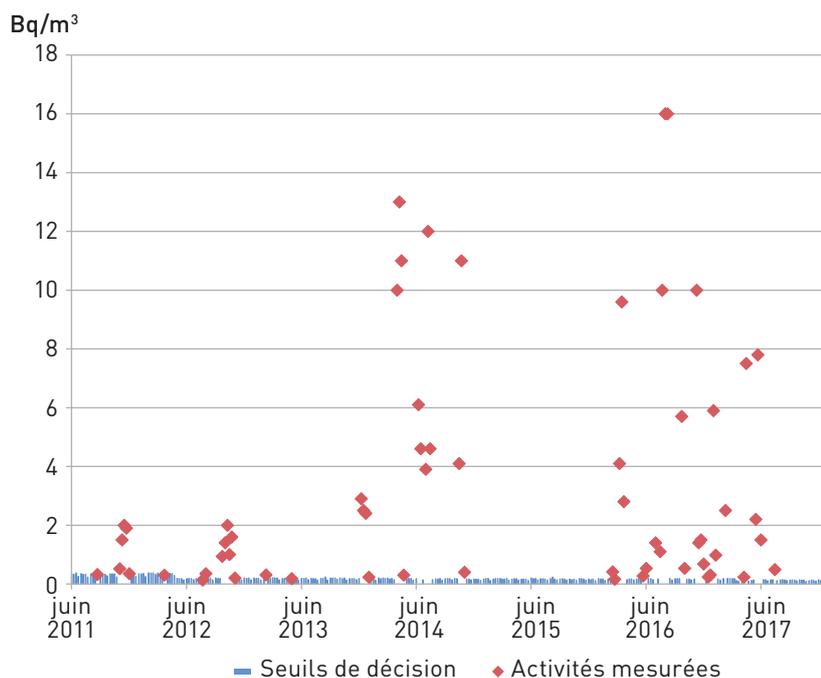
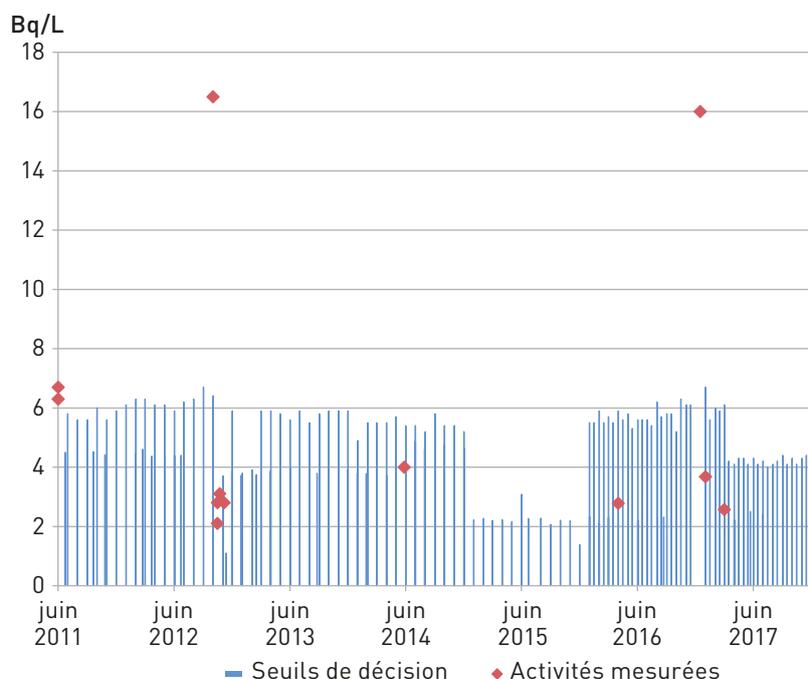


FIGURE 4 / ACTIVITÉS DU TRITIUM MESURÉES DANS L'EAU DE PLUIE AUTOUR DU SITE DE CREYS-MALVILLE DE JUIN 2011 À DÉCEMBRE 2017 (Bq/L)



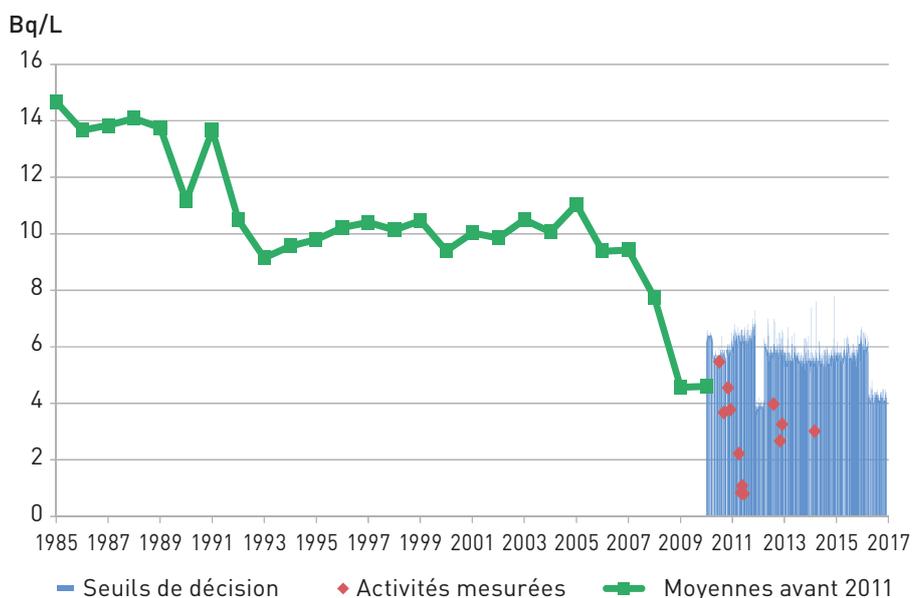
Afin de mieux caractériser la situation durant les rejets, EDF a demandé à l'IRSN de réaliser une campagne de mesure spécifique lors de l'une d'elles : 12 TBq de tritium rejetés entre le 24 septembre et le 9 novembre 2012.

Cette campagne de mesure a confirmé le caractère modéré et fugace de l'augmentation des niveaux de tritium après ce rejet. Ainsi, suite à une activité dans l'air maximale de 0,96 Bq/m³, accompagnée d'une activité dans l'eau de pluie de 16,5 Bq/L, les activités mesurées dans l'herbe et dans le lait (3,9 Bq/L) sont restées à un niveau très proche du bruit de fond. Seules les feuilles de chêne ont atteint 12 Bq/kg frais. Cette influence très faible est liée au fait que le tritium rejeté se trouve sous la forme d'hydrogène tritié (HT) qui est beaucoup moins transférée au milieu vivant que la vapeur d'eau tritiée (HTO). Par ailleurs, la saison automnale a pu contribuer à limiter le marquage de la végétation. Dès la fin du mois de novembre, soit au bout de quelques semaines seulement, les niveaux de tritium étaient redevenus normaux.

99 % des mesures d'eau du Rhône en aval du site de Creys-Malville sont inférieures aux seuils de décision. Quelques mesures significatives montrent des activités en tritium autour de 5 à 6 Bq/L et notamment celles obtenues à partir de l'hydro-collecteur situé en aval du site de Creys-Malville (cf. figure 5). Ces niveaux mesurés sont très légèrement supérieurs au bruit de fond (1 à 3 Bq/L). Il n'y a pas d'enregistrement régulier des niveaux d'activité en tritium dans l'eau du Rhône à l'amont de ce site, ce qui ne permet pas de conclure quant à l'origine du tritium mesuré. Les mesures d'activités en tritium dans les eaux des nappes phréatiques sont toutes inférieures au seuil de décision (6 Bq/L).

À l'exception de l'iode-131, d'origine médicale, mesuré dans les végétaux aquatiques, les autres mesures réalisées dans l'environnement du site de Creys-Malville se situent au niveau d'un bruit de fond, constitué par la radioactivité naturelle, la rémanence des retombées de l'accident de Tchernobyl ou de celles des essais atmosphériques d'armes nucléaires. Les résultats des mesures de tritium lié et de ¹⁴C des poissons sont illustrés au chapitre 3.1 « CNPE en exploitation ».

FIGURE 5 / ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ EN TRITIUM MESURÉE MENSUELLEMENT DANS LE RHÔNE EN AVAL DU SITE DE CREYS-MALVILLE (Bq/L)



L'étude des résultats de mesures radiologiques des échantillons environnementaux prélevés dans l'environnement du site de Creys-Malville montre que l'influence des rejets de ce site n'est liée qu'au tritium. Cependant, dans les productions agricoles et les eaux de boisson, les activités en tritium sont du même ordre de grandeur que celles mesurées hors influence de toutes installations. Les rejets du site en tritium n'étant pas mesurables dans les denrées, il n'est pas possible d'évaluer la dose par ingestion de denrées locale imputable au site. Il est en revanche possible de calculer une dose par inhalation et incorporation transcutanée à partir des concentrations mesurées dans l'air. Cette dose est évaluée pour un adulte séjournant

aux alentours du site 100 % de son temps et la valeur utilisée de concentration dans l'air est la moyenne (4,14 Bq/m³) des mesures significatives. Sur un total de 28 mesures en 2016, 20 sont significatives et 8 sont inférieures au seuil de décision. Ainsi, la concentration dans l'air sera pondérée par un coefficient multiplicateur égal à 20/28 pour tenir compte de la présence ou non d'activités en tritium supérieures au bruit de fond. Le débit d'inhalation par l'homme est fixé à 24 m³/jour. Avec ces hypothèses, la dose par inhalation et transfert percutané serait de 0,06 µSv/an en considérant que le tritium rejeté est constitué à 90 % de HT et 10 % de HTO, comme l'a montré l'étude de 2012.

Le site de Brennilis

Le site des Monts d'Arrée (SMA) est implanté au cœur du Finistère, sur la commune de Brennilis, à 35 km au sud de Morlaix. Il est situé en bordure est du lac Saint-Michel. Le site comporte la centrale nucléaire de Brennilis et les barrages hydrauliques de Saint-Michel et Saint-Herbot. La centrale nucléaire de Brennilis a été exploitée de 1967 à 1985, sa puissance était de 70 MW. Définitivement arrêtée depuis 1985, elle est en cours de déconstruction.

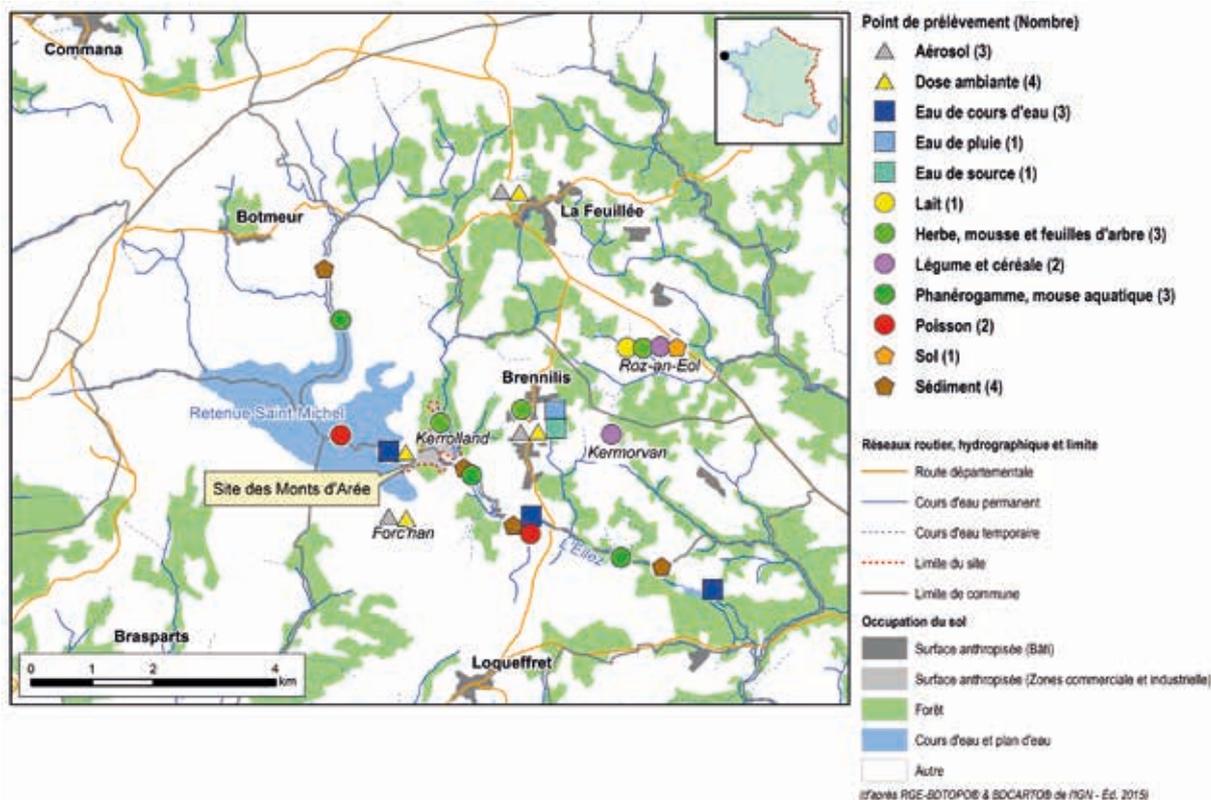
Rejets et surveillance de l'environnement

Pendant la période de fonctionnement de l'installation, les rejets d'effluents autorisés étaient composés principalement de tritium, aussi bien dans les effluents liquides que dans les effluents gazeux. Après l'arrêt de l'installation, une production d'effluents gazeux de tritium a perduré,

mais à des niveaux moindres. Pour les effluents liquides, le rejet dans l'Ellez a eu lieu jusqu'en 1992 ; postérieurement à cette date, les rejets ont cessé. Les effluents liquides, en moindre quantité et dépourvus de tritium sont désormais expédiés à l'extérieur du site pour traitement. Conformément à la réglementation, le site des Monts d'Arrée dispose aujourd'hui d'une autorisation spécifique pour rejeter des substances radioactives, sous forme gazeuse uniquement, dans l'environnement. Les rejets radioactifs gazeux proviennent de la ventilation des bâtiments. Le tritium constitue la majeure partie des activités rejetées. Le tableau 1 présente les activités rejetées pour la période de 2012 à 2016. Les fluctuations dans les rejets sont liées aux opérations de démantèlement.

Le programme de surveillance réglementaire de l'environnement du site des Monts d'Arrée est présenté dans le tableau 2 et la figure 1. Il est complété par des études radioécologiques

FIGURE 1 / CARTE DE LOCALISATION DES PRÉLÈVEMENTS DU PLAN DE SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT DU SITE DE BRENNILIS EN 2016



ponctuelles ou annuelles confiées par EDF à des laboratoires externes. Ce programme permet d'assurer un suivi :

- des eaux de pluie (station météorologique de Brennilis);
- des eaux de surface (Ellez, Lac de St-Herbot);
- des eaux souterraines (source de la Vierge à Brennilis, nappe phréatique sous le site);
- de l'air (stations météorologiques de Brennilis, la Feuillée, et Forc'han);
- de la chaîne alimentaire (salades, blé et lait à Kermorvan, Roz-an-Eol et Tromathiou);
- de végétaux terrestres (herbe et sol sous-jacent à Roz-an-Eol et Tromathiou, mousses à Brennilis et Landivisiau, feuilles de chêne à Kerrolland et Landivisiau);
- de sédiments, végétaux aquatiques (mousses et phanérogames) et poissons dans l'Ellez, en amont et en aval du site de Brennilis;
- du rayonnement ambiant (stations météorologiques de Brennilis et La Feuillée).

Influence de la centrale de Brennilis sur son environnement

L'absence de rejets liquides et des rejets gazeux très faibles, expliquent pourquoi les résultats de mesure de la surveillance environnementale autour du site, sont tous inférieurs aux seuils de décision, y compris pour le tritium.

Afin de mieux caractériser l'influence potentielle sur l'environnement des opérations de déconstruction, EDF fait réaliser un suivi environnemental du site depuis 2012. Les mesures par spectrométrie gamma et alpha des différents échantillons mesurés dans les compartiments terrestre ou aquatique de l'environnement montrent des niveaux de radioactivité, qui peuvent être plus élevés que la moyenne française, mais

qui relèvent soit de la radioactivité naturelle (radionucléides des chaînes naturelles de l'uranium), soit de la rémanence des retombées des essais d'armes nucléaires (¹³⁷Cs et isotopes du plutonium), dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl. La géologie particulière des sols, ainsi que la pluviométrie élevée du site peuvent expliquer ces résultats de radioactivité naturelle et de radioactivité artificielle, respectivement. Dans le milieu terrestre, les niveaux d'activité en ³H et ¹⁴C correspondent aux niveaux ambiants mesurés en dehors de toute influence industrielle. Dans le milieu aquatique, il n'y a pas de différence significative entre les teneurs en ¹⁴C des poissons pêchés en amont et en aval. De même, depuis 2012, il n'est plus possible d'observer un marquage en ¹⁴C et ³H dans les végétaux aquatiques. En revanche, le marquage en ³H organiquement lié et en ¹⁴C est toujours mis en évidence dans les sédiments, illustrant la rémanence des rejets anciens du site, comme cela a pu être montré précédemment lors d'études menées par l'IRSN en 2002 et 2008, ainsi qu'au travers des suivis radioécologiques annuels. Ces marquages sont toutefois en diminution, le site ne rejetant plus d'effluents liquides depuis 1992.

TABLEAU 1 / ACTIVITÉS REJETÉES PAR L'INSTALLATION DE BRENNILIS POUR LA PÉRIODE DE 2012 À 2016

Bilan des rejets atmosphériques (en GBq/an)			
Activités rejetées	Tritium	Autres produits de fission ou d'activation émetteurs bêta et gamma	Carbone-14
2012	39,9	0,00118	0,0694
2013	39,8	0,000025	0,2
2014	31,6	0,0000096	0,233
2015	27,7	0,0000976	0,251
2016	26,4	0,000109	0,049

TABLEAU 2-A / PLAN DE LA SURVEILLANCE RÉGLEMENTAIRE RÉALISÉE PAR EDF DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE DE BRENNILIS

Milieu surveillé ou nature du contrôle	EDF
Rayonnement gamma ambiant	<ul style="list-style-type: none"> • 4 dosimètres en bordure de site • 5 dosimètres dans un rayon de 1 km • 1 dosimètre dans un rayon de 5 km • 1 balise gamma dans un rayon de 1 km
Air au niveau du sol	<ul style="list-style-type: none"> • 3 points de prélèvement et mesures quotidiennes de l'activité beta globale sur filtre • spectrométrie γ si valeurs > 2 mBq/m³ • 1 spectrométrie γ mensuelle sur regroupement des filtres quotidiens d'une même station • 1 prélèvement en continu sous les vents dominants avec mesure hebdomadaire du tritium atmosphérique
Eau de pluie	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement en continu sous les vents dominants avec mesure bi-mensuelle de l'activité bêta globale et du tritium
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> • 6 points de prélèvement (3 puits + 3 collecteurs de pompage) : spectrométrie γ et/ou mesures hebdomadaires à mensuelles de l'activité bêta globale, du ⁴⁰K et du ³H sur l'eau filtrée et activité bêta globale sur MES
Sol	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement annuel des couches superficielles des terres : spectrométrie γ
Végétaux	<ul style="list-style-type: none"> • 2 échantillons mensuels d'herbe (dont 1 sous les vents dominants) : spectrométrie γ mensuelle + ¹⁴C, HTO et TOL annuel
Lait	<ul style="list-style-type: none"> • 1 échantillon trimestriel de lait (dont 1 sous les vents dominants) : spectrométrie γ + tritium + ¹⁴C annuel
Sol	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement annuel : spectrométrie γ
Flore aquatique	<ul style="list-style-type: none"> • 2 échantillons annuels (amont/aval) : spectrométrie γ
Faune aquatique	<ul style="list-style-type: none"> • 2 échantillons quinquennaux (amont/aval) : spectrométrie γ + TOL + ¹⁴C
Sédiments	<ul style="list-style-type: none"> • 2 échantillons annuels (amont/aval) : spectrométrie γ
Productions agricoles	<ul style="list-style-type: none"> • 1 prélèvement annuel des principales productions agricoles : spectrométrie γ, ¹⁴C, HTO, TOL

TABLEAU 2-B / PLAN DU SUIVI RADIOÉCOLOGIQUE ANNUEL AUTOUR DU SITE DE BRENNILIS EN 2017

Matrice	Spectrométrie γ	HTO	TOL	C-14	Ni-63	Fe-55	Spectrométrie α
Sol de prairie					2	1	
Herbe	1						
Lait	1		1				
Mousse terrestre	2						
Feuille de chênes		2	2	2			
Sédiment			4	4	3		4
Mousse aquatique	2				2		
Phanérogames aquatiques			2	2			
Poissons	2						

FIGURE 2 / TENEURS EN TRITIUM ORGANIQUE DES SÉDIMENTS ET VÉGÉTAUX AQUATIQUES EN AMONT ET EN AVAL DU SITE DE BRENNILIS DE 2012 À 2017 (Bq/L d'eau de combustion)

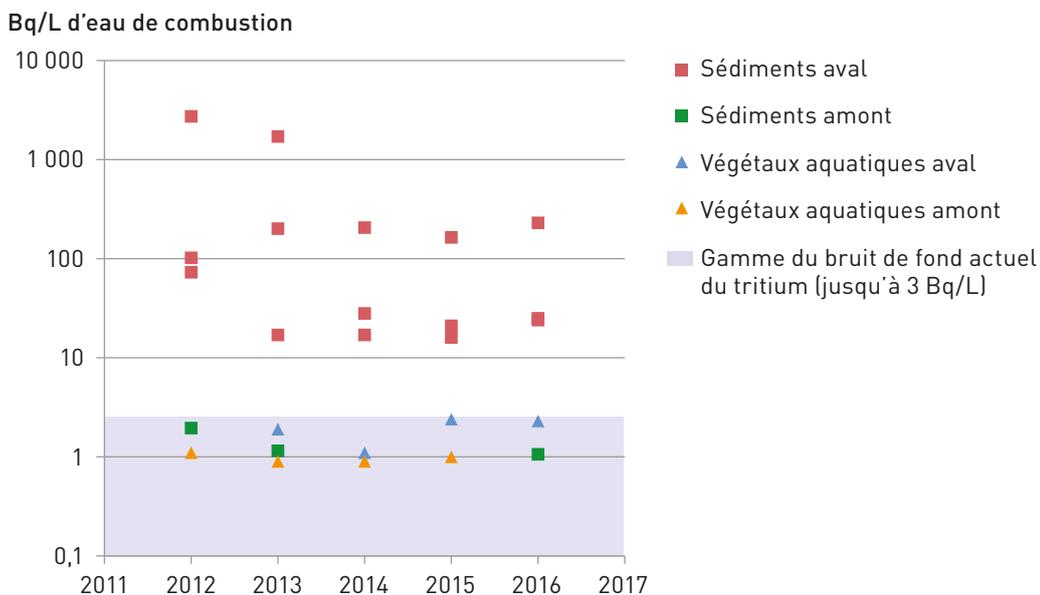
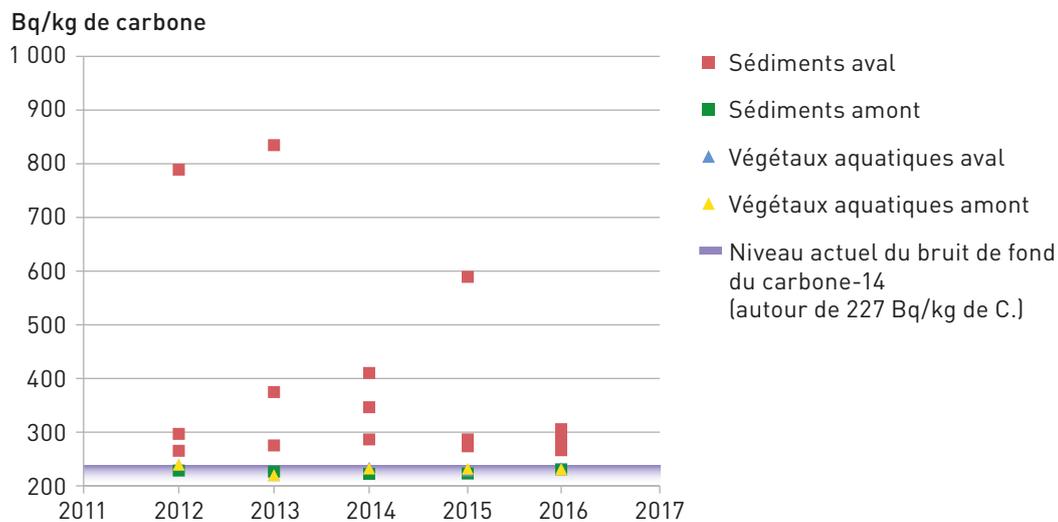


FIGURE 3 / TENEURS EN ¹⁴C DES SÉDIMENTS ET VÉGÉTAUX AQUATIQUES EN AMONT ET EN AVAL DU SITE DE BRENNILIS DE 2012 À 2017 (Bq/kg de carbone)



3.3. LES SITES INDUSTRIELS

Le site de Malvési

Depuis 1959, l'usine Orano de Malvési, localisée à 3 km au nord de la ville de Narbonne (département de l'Aude, cf. figure 1), assure la purification de concentrés miniers d'uranium (« yellow cake ») et la conversion de l'uranium en UF₄. La production annuelle de l'usine de conversion est actuellement de l'ordre de 10 000 tonnes par an. Les effluents issus du procédé de purification de l'uranium sont traités puis aboutissent à des bassins de décantation et d'évaporation localisés sur le site. En plus de l'usine de conversion de l'uranium, le site Orano de Malvési comporte d'anciens bassins d'effluents (B1/B2), aujourd'hui dédiés à l'entreposage de déchets historiques (INB ECRIN).

Rejets et plan de surveillance

Les rejets de radionucléides de l'usine de Malvési contiennent exclusivement de l'uranium. Les rejets liquides constitués uniquement d'eaux pluviales et industrielles sont effectués dans le canal du Tauran qui longe le site de Malvési. Le canal de Tauran aboutit dans le canal de la Robine qui traverse la ville de Narbonne avant de se jeter dans l'Étang de Bages-Sigean. La masse d'uranium rejetée en 2016 est de 0,2 kg, équivalent à 0,005 GBq d'uranium naturel. Les rejets d'uranium dans l'atmosphère ont été divisés par deux entre 2008 et 2009 et sont depuis assez constants malgré des fluctuations d'une année sur l'autre. (cf. figure 2). La quantité d'uranium rejetée dans l'atmosphère par les différents ateliers de l'usine a été de 24 kg pour l'année 2016, correspondant à 0,6 GBq d'uranium naturel.

FIGURE 1 / LOCALISATION DU SITE ORANO DANS L'AUDE

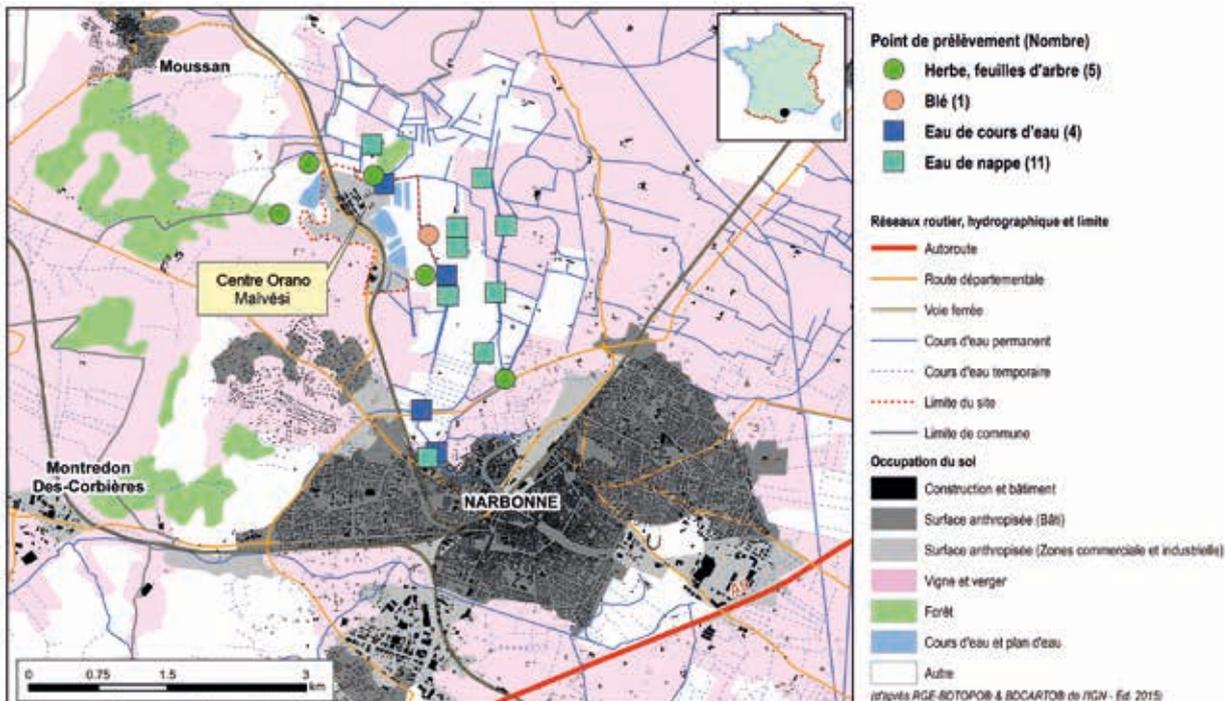
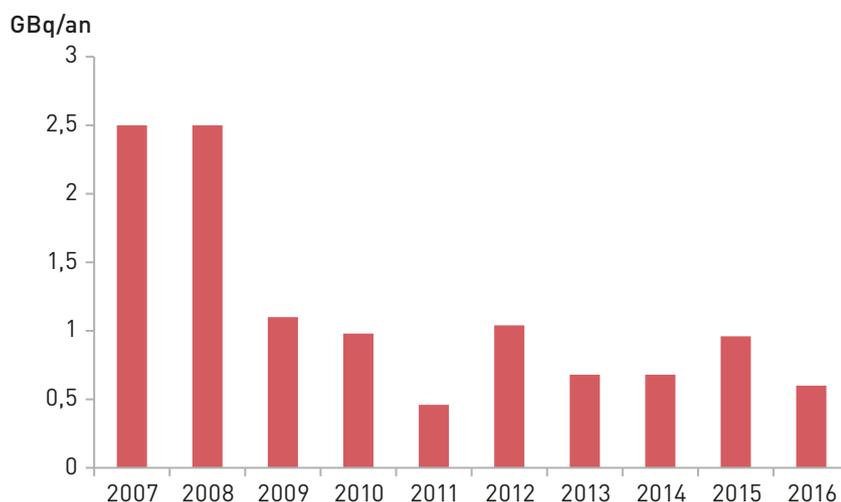


FIGURE 2 / CHRONIQUE DES REJETS ATMOSPHÉRIQUES D'URANIUM DE L'USINE DE MALVÉSI (GBq/an)



À ces rejets d'uranium liés au fonctionnement de l'usine s'ajoutent les radionucléides provenant de l'INB ECRIN. Il s'agit d'émissions diffuses de faibles quantités de poussières mises en suspension par le vent malgré la couverture en place sur les bassins B1/B2 depuis 2007, ainsi que des eaux pluviales collectées au niveau de l'INB puis envoyées dans les bassins d'évaporation ou rejetées dans le canal de Tauran, après traitement. Les radionucléides susceptibles d'être émis par l'installation ECRIN sont principalement le thorium-230, radionucléide naturel descendant de l'uranium-238 et dans une moindre mesure le plutonium, radionucléide artificiel.

Enfin, la fuite d'une cuve de nitrate d'uranyle survenue le 7 juillet 2016 dans les ateliers de Malvési a été classée de niveau 1 sur l'échelle INES (qui compte sept niveaux) par l'ASN et n'a pas eu de conséquences significatives sur le personnel du site ni sur l'environnement.

L'usine de conversion de l'uranium de Malvési est soumise à la réglementation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) et aux prescriptions de son arrêté préfectoral en matière de surveillance de l'environnement. La surveillance de l'INB ECRIN, encadrée réglementairement par des décisions de l'ASN, s'inscrit également dans le plan de surveillance de l'usine. Orano effectue des prélèvements périodiques en milieu aquatique, dans le canal de Tauran, à l'amont et à l'aval du point de rejet. Des prélèvements complémentaires sont réalisés plus à l'aval, dans la ville de Narbonne (canal de la Robine) jusqu'à l'étang de Bages-Sigean. La concentration en uranium est également mesurée dans l'eau de nappe prélevée à proximité du site, en « ceinture proche » et dans des puits de riverains situés à un kilomètre environ du site, en « ceinture éloignée ». Les productions agricoles locales (fruits et légumes) font aussi l'objet de mesures de la part de l'exploitant. Dans l'environnement de Malvési, l'IRSN privilégie la mesure de l'uranium dans les eaux de surface (canal de Tauran) et les végétaux terrestres (feuilles d'arbres, herbe et blé).

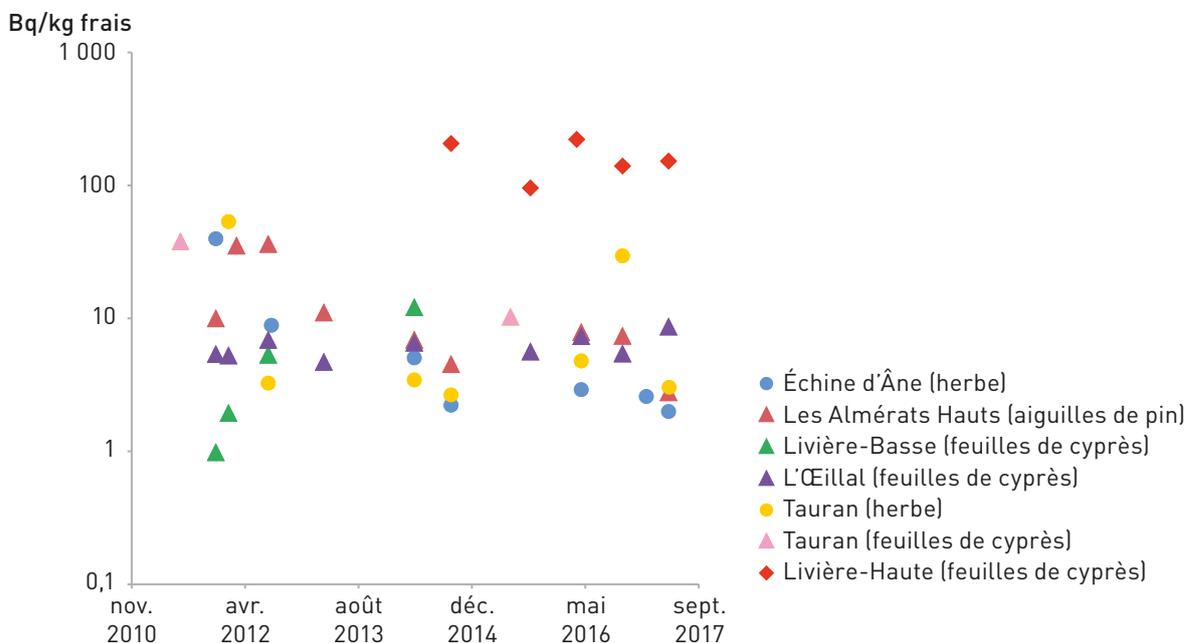
Influence du site de Malvési sur l'environnement et l'exposition du public

Les isotopes de l'uranium (^{234}U , ^{235}U et ^{238}U) sont les radionucléides pour lesquels l'influence du site de Malvési est la plus visible dans l'environnement terrestre et aquatique. En effet, les rejets en uranium provenant de la conversion contribuent à une augmentation locale de l'activité en uranium des poussières atmosphériques qui se déposent ensuite sur les végétaux terrestres et d'autre part des eaux de surface et des végétaux aquatiques.

Depuis 2011, des prélèvements de feuilles de cyprès sont réalisés au nord (lieu-dit « L'Œillal »), au sud-est (Tauran) du site Orano (figure 3). Les prélèvements réalisés au sud (Livière-Basse) entre 2011 et 2013 ont été déplacés à l'est du site (Livière-Haute), à partir de 2014. D'autres matrices végétales (aiguilles de pin et herbe de

prairie) ont également été prélevées à l'ouest (les Almérats Hauts et Échine d'Âne) et à l'est du site (Tauran), respectivement. Les activités en uranium-238 les plus élevées, supérieures à 100 Bq/kg, sont observées à l'est du site à Livière-Haute, sous le vent dominant provenant du site Orano. Ponctuellement, une activité supérieure à 10 Bq/kg est mesurée aux autres points de prélèvements, situés sous le vent dominant à l'est (Tauran) ou sous les vents secondaires, à l'ouest de l'installation (les Almérats Hauts et Échine d'Âne). Ainsi, les activités mesurées dans les végétaux terrestres témoignent de l'influence (plus ou moins marquée d'un site de prélèvement à l'autre) des rejets en uranium provenant du site Orano de Malvési, en comparaison des mesures dans les végétaux prélevés en dehors de l'influence des rejets de l'industrie nucléaire (0,1-1 Bq/kg sec).

FIGURE 3 / ACTIVITÉS MASSIQUES EN URANIUM-238 DES VÉGÉTAUX PRÉLEVÉS DANS L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE DU SITE ORANO DE MALVÉSI ENTRE 2011 ET 2017 (Bq/kg frais)



Les activités en uranium-238 mesurées dans les épis de blé prélevés en bordure est du site de Malvési sont relativement élevées (une moyenne de 3,0 Bq/kg sur la période 2014-2017) et très proches des valeurs observées sur la période précédente [3,2 Bq/kg en moyenne entre 2011 et 2014] (figure 4). Les valeurs observées depuis 2010, bien que plus faibles que celles des trois années précédentes, restent néanmoins très supérieures aux mesures réalisées par l'IRSN en dehors de l'influence des rejets de l'industrie nucléaire (activité comprise entre 0,011 et 0,17 Bq/kg).

Ainsi, le marquage en uranium-238 des végétaux durant la période 2014-2017 est globalement comparable à celui de la période précédente (2011-2014), ce qui montre que l'activité en uranium-238 de l'atmosphère est comparable durant les deux périodes, soit en moyenne 30 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air. Cette moyenne avait été établie à partir de mesures réalisées sur la période 2009-2010, au moyen d'une station de prélèvement à grand débit déployée par l'IRSN. Cette valeur est à comparer au niveau de l'activité de l'uranium observée en France en dehors de l'influence des installations du cycle du combustible : de l'ordre de 0,2 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air.

FIGURE 4 / ACTIVITÉS MASSIQUES EN URANIUM-238 ET EN THORIUM-230 DES ÉPIS DE BLÉ PRÉLEVÉS À L'EST DU SITE ORANO DE MALVÉSI ENTRE 2007 ET 2017 (Bq/kg de matière sèche)



Vue aérienne du site de Malvési

Dans les eaux de surface prélevées à l'amont des rejets (Canal de Tauran), la concentration volumique en uranium est dans 63 % des cas inférieure au seuil de décision (0,5 µg/L). À l'aval du rejet, la concentration volumique moyenne en uranium diminue au fil du temps, passant de 4,0 µg/L entre 2011 et 2014 à 1,7 µg/L entre 2011 et 2017 (équivalente à une activité moyenne en

uranium-238 de 0,02 Bq/L) (figure 5). La figure 6 montre effectivement que cette moyenne a fortement diminué depuis le début des années 2000.

Par ailleurs, la concentration volumique moyenne dans l'eau prélevée à l'aval des rejets est inférieure à la valeur guide proposée par l'OMS (30 µg/L).

FIGURE 5 / TENEUR EN URANIUM DANS L'EAU DU CANAL DE TAURAN, À L'AMONT ET À L'AVAL DES REJETS DU SITE DE MALVÉSI, ENTRE 2011 ET 2017 (µg/L)

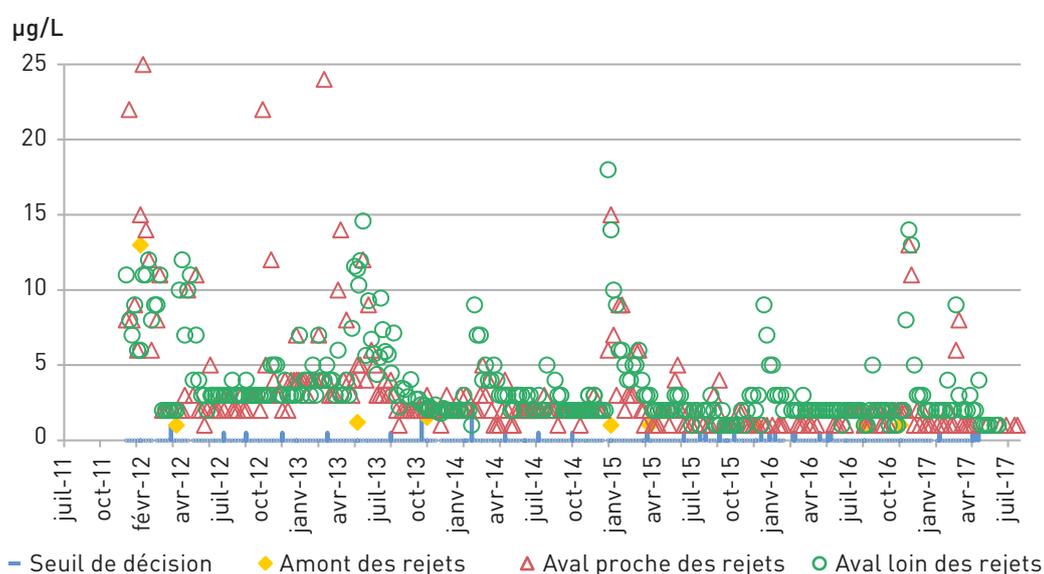
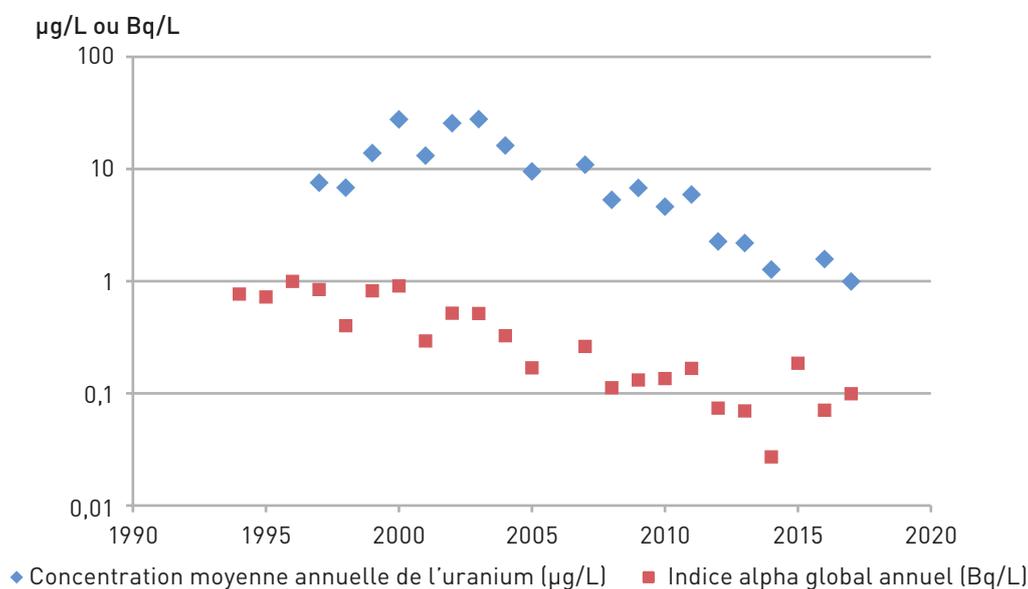


FIGURE 6 / CHRONIQUE DE LA CONCENTRATION VOLUMIQUE EN URANIUM DANS LES EAUX DU CANAL DE TAURAN ENTRE 1997 ET 2017 (µg/L)

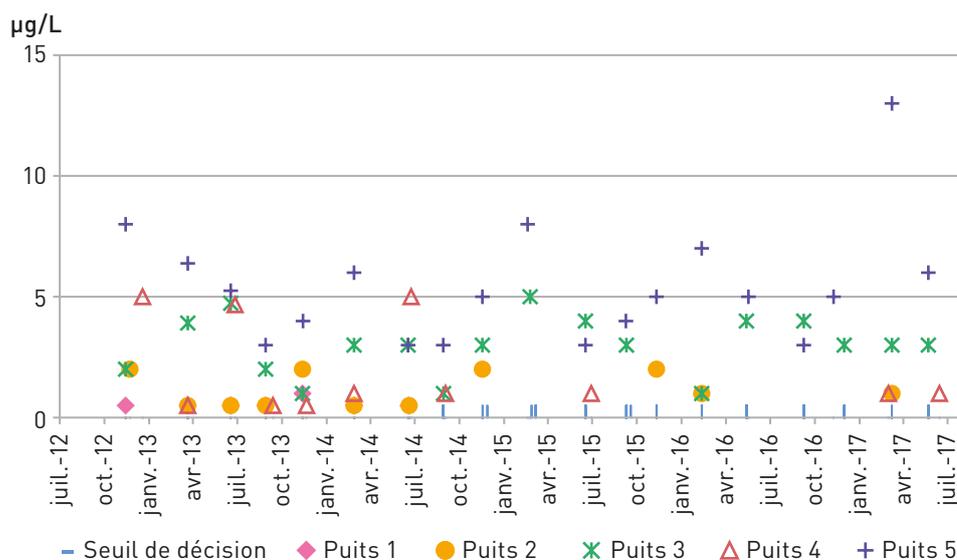


D'autre part, le suivi de l'eau de la nappe phréatique, prélevée chez des riverains du site, montre que la concentration volumique en uranium varie d'un point de prélèvement à un autre (figure 7). Cependant, la concentration en uranium pour un puits donné varie peu au cours du temps. La concentration moyenne en ^{238}U est de $2,5 \mu\text{g/L}$, équivalente à une activité moyenne de ce radionucléide de $0,031 \text{ Bq/L}^{(1)}$, sans que l'origine de l'uranium soit connue avec certitude (naturelle ou liée au site).

Outre l'uranium, d'autres radionucléides sont mesurés dans l'environnement de Malvési, mais en quantités beaucoup plus faibles. Ces radionucléides, parmi lesquels le thorium-230 et le plutonium-239+240, proviennent de l'INB ECRIN. Ainsi, l'activité en ^{230}Th dans le blé prélevé en bordure du site a considérablement diminué depuis 2007 (cf. figure 4). Depuis 2010, l'activité en ^{230}Th du blé ($0,1 \text{ Bq/kg}$) est dans la fourchette des mesures réalisées par l'IRSN hors influence des rejets, entre $0,009$ et $0,2 \text{ Bq/kg}$.

En concordance avec les rejets et les activités environnementales mesurées, les isotopes de l'uranium constituent la principale source d'exposition potentielle des populations riveraines aux rejets provenant du site. Résider dans la zone influencée par les rejets atmosphériques située à l'est de l'usine conduirait à une dose efficace par inhalation de poussières d'uranium de $2,0 \mu\text{Sv/an}$. Cette évaluation dosimétrique est comparable aux calculs proposés par l'exploitant dans l'hypothèse d'inhalation en bordure de site : $1,7\text{-}19 \mu\text{Sv/an}$. Les différentes enquêtes alimentaires menées en France montrent que le blé et les dérivés céréaliers consommés ont rarement une origine locale. Par ailleurs les parcelles de blé appartiennent à Orano et sont utilisées pour de l'ensemencement. Toutefois, la consommation d'un kilogramme du blé produit en bordure du site conduirait à une dose de $0,01 \mu\text{Sv/kg}$. De même, l'eau du canal de Tauran n'est pas consommée régulièrement par les riverains. Toutefois, si cela se produisait (remplissage d'une gourde, par exemple), la consommation de 1 L conduirait à une dose due à l'uranium extrêmement faible de $0,002 \mu\text{Sv/L}$.

FIGURE 7 / CONCENTRATION VOLUMIQUE EN URANIUM DANS L'EAU PRÉLEVÉE DANS CINQ PUIITS DE RIVERAINS DE L'USINE ORANO DE MALVÉSI ($\mu\text{g/L}$)



1. L'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites de référence pour la qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine, ne définit pas de valeur limite de potabilité pour les radionucléides émetteurs alpha comme l'uranium, mais indique qu'une analyse spécifique des radionucléides est requise dès lors que l'activité α -globale dépasse $0,10 \text{ Bq/L}$.

Le site du Tricastin

Situé dans la vallée du Rhône entre Bollène et Pierrelatte, à proximité du CNPE d'EDF, le site du Tricastin regroupe plusieurs établissements chargés de la conversion et de l'enrichissement de l'uranium (cf. figure 1). Orano intervient également dans la chimie de l'uranium (défluoration et dénitrification de l'uranium, notamment) ainsi que dans le démantèlement des anciennes usines d'enrichissement par diffusion gazeuse et la maintenance des conteneurs de transport d'uranium.

L'enrichissement de l'uranium par centrifugation est assuré par la Société d'Enrichissement du Tricastin (SET) dans les usines Georges Besse II, alors que l'usine d'enrichissement par diffusion gazeuse EURODIF est arrêtée depuis juin 2012. Enfin, SOCATRI est chargé du traitement des effluents uranifères ainsi que du traitement, de l'entreposage et de l'élimination de déchets radioactifs et conventionnels.

En 2017, le site du Tricastin compte sept Installations Nucléaires de Base (INB) et une INBS (Installation Nucléaire de Base Secrète). Il comprend également deux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) classées SEVESO.

Les rejets radioactifs du site du Tricastin

Bien qu'une grande partie de l'activité Industrielle du site concerne l'uranium, des radionucléides artificiels, produits de fission ou d'activation, sont rejetés par les installations du site du Tricastin (cf. figures 2 et 3). Depuis 2010, les rejets varient peu au cours du temps. Le carbone-14 et le tritium sont prépondérants dans les rejets atmosphériques, en quantité comparable (1,7 et 1,3 GBq/an, respectivement en 2015). Les activités en uranium rejetées dans l'air, tous isotopes confondus, sont environ 100 fois plus faibles (0,04 GBq/an, en 2015) et proviennent principalement de l'usine de conversion. Les transuraniens (isotopes du plutonium notamment) et les produits de fission représentent 0,0002 et 0,005 GBq/an, respectivement, en 2015. Les vents dominants de la vallée du Rhône (de secteur N-NE et S-SW à 80 et 15 %, respectivement) dispersent les rejets au nord et surtout au sud du site, qui constitue la principale zone influencée par les rejets atmosphériques provenant du site du Tricastin.

Après traitement et contrôle du niveau d'activité, les effluents issus des procédés sont dirigés vers le canal de Donzère-Mondragon, à l'est du site. En 2015, les rejets liquides radioactifs du site se composent essentiellement d'isotopes de l'uranium, dont 4,4 GBq/an environ sont

FIGURE 1 / LOCALISATION DU SITE AREVA DU TRICASTIN

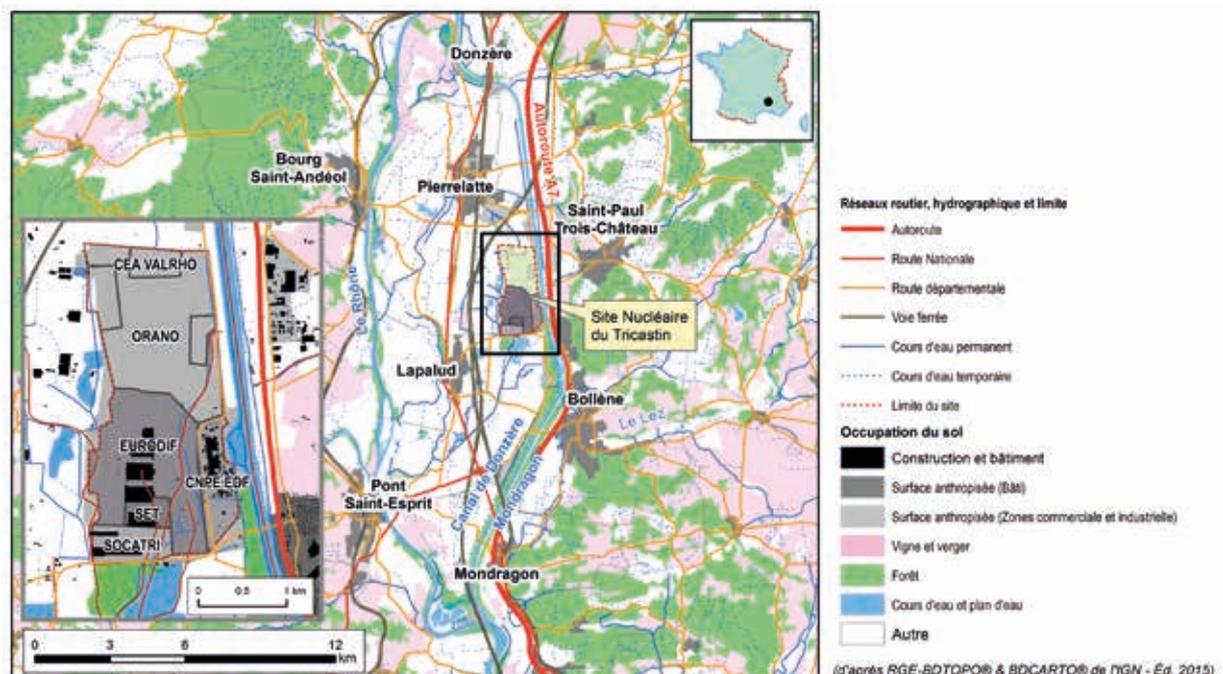
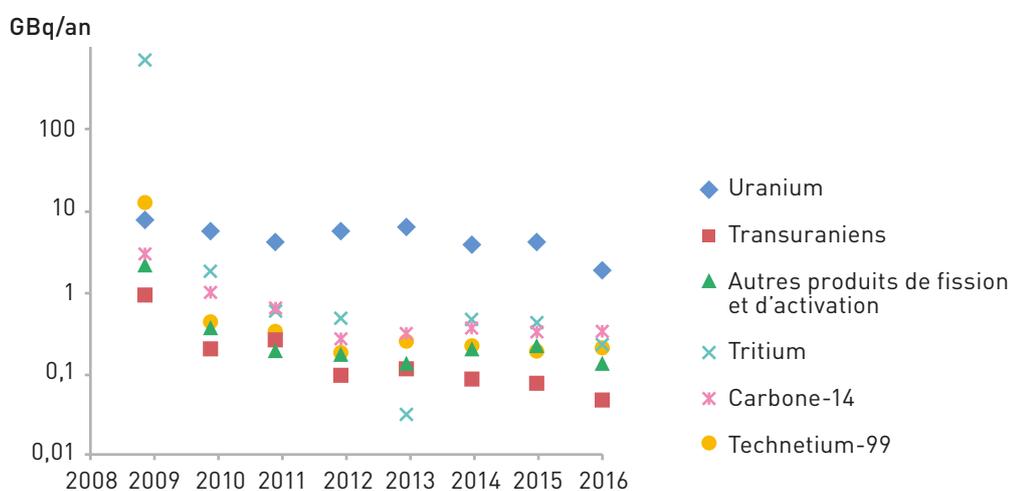


FIGURE 2 / CHRONIQUE DES REJETS ATMOSPHÉRIQUES DU SITE ORANO DU TRICASTIN PENDANT LA PÉRIODE 2009-2016 (GBq/an)



FIGURE 3 / CHRONIQUE DES REJETS LIQUIDES DU SITE ORANO DU TRICASTIN PENDANT LA PÉRIODE 2009-2016 (GBq/an)



rejetés annuellement dans le canal. L'INBS est le principal contributeur à ce rejet d'uranium. Les radionucléides artificiels font également partie des rejets aqueux du site Orano du Tricastin, comme le carbone-14 (0,3 GBq/an), le tritium (0,4 GBq/an), d'autres produits de fission (0,23 GBq/an) et des transuraniens (0,08 GBq/an).

Deux événements survenus sur les installations Orano du Tricastin et déclarés par l'exploitant sont à l'origine de faibles rejets dans l'atmosphère et

dans le Canal de Donzère-Mondragon, en août 2015 et en septembre 2016, respectivement. Les conséquences de ces rejets ne sont pas décelés dans les mesures en uranium réalisées dans le cadre de la surveillance, essentiellement parce que les quantités rejetées sont faibles. Lors du rejet dans l'atmosphère par exemple, 22,8 g d'uranium ont été émis qui ne peuvent pas être décelés dans l'environnement au regard d'un rejet normal de l'installation de 1,7 kg par an.

La surveillance de l'environnement du site Orano du Tricastin

Pour assurer la surveillance de la radioactivité dans l'environnement du site du Tricastin, Orano s'appuie sur un réseau de prélèvements en milieu aquatique et terrestre : le Réseau de Surveillance de l'Environnement (RSE). Ainsi, dans le Canal de Donzère-Mondragon, des prélèvements d'eau de surface sont réalisés en amont et en aval des rejets pour la mesure de la concentration volumique en uranium et en tritium. Les teneurs en uranium sont également surveillées dans La Gaffière, cours d'eau qui traverse le site et dans le Lac Trop-Long, situé au sud du site. Enfin, Orano dispose d'un réseau de piézomètres pour prélever l'eau de la nappe phréatique et détecter une éventuelle influence à l'aval hydraulique du site. La surveillance du milieu terrestre s'appuie sur un réseau de points de prélèvement situés sous l'influence potentielle des rejets atmosphériques provenant du site. À ces points, sont prélevées de l'herbe et des denrées agricoles principalement pour la mesure de l'uranium et du tritium.

Dans les principaux cours d'eau cités précédemment, l'IRSN réalise également des prélèvements pour détecter une éventuelle influence du site du Tricastin sur les teneurs en uranium de l'eau, des végétaux aquatiques et des sédiments. En complément, les transuraniens sont mesurés dans les sédiments. En milieu terrestre,

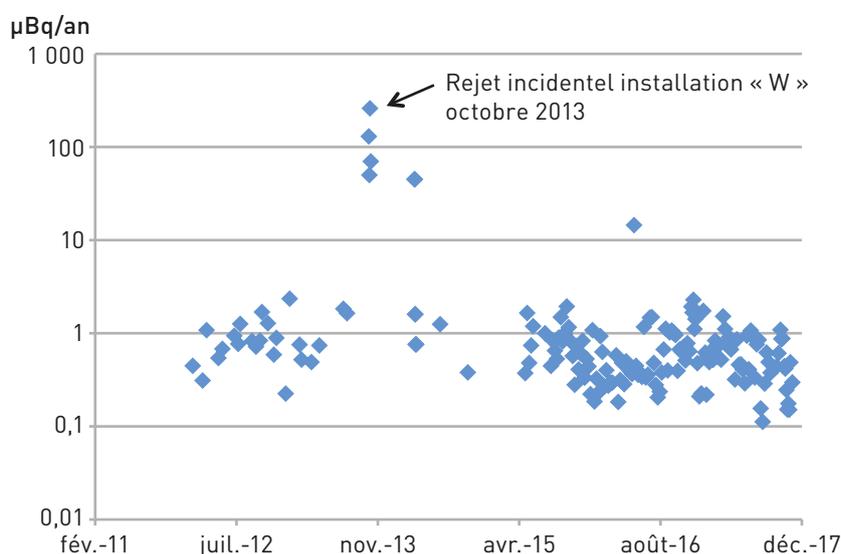
la surveillance exercée par l'IRSN repose sur des prélèvements de végétaux et de denrées en différents points, pour la mesure de l'uranium, du tritium et du carbone-14. De plus, depuis 2014, des prélèvements d'aérosols et des mesures des isotopes de l'uranium sont réalisés par l'IRSN au sud-est du site, dans la continuité des mesures réalisées dans le compartiment atmosphérique depuis 2011.

L'influence du Tricastin et l'exposition du public

Les isotopes de l'uranium

Les mesures effectuées sur les aérosols par l'IRSN entre avril 2014 et novembre 2017 ont mis en évidence une activité moyenne en uranium-238 de $1,1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air, très proche de la valeur observée entre janvier 2012 et août 2013 ($0,9 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air). Cette concentration volumique, plus élevée que le niveau d'activité de l'uranium mesuré hors influence des rejets des installations du cycle du combustible ($0,2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air), ainsi que la proportion de l'uranium-235 dans l'air traduisent l'influence locale des rejets en uranium des installations d'Orano du Tricastin dans le compartiment atmosphérique. De plus, des activités volumiques dépassant notablement la valeur moyenne (c'est-à-dire supérieure à $10 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air) sont observées à deux reprises (avril 2014 et mai 2016), sans que l'origine soit clairement identifiée (figure 4).

FIGURE 4 / ACTIVITÉ EN ^{238}U MESURÉE DANS L'AIR PRÉLEVÉ AU SUD DU SITE ORANO DU TRICASTIN DEPUIS 2012 ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air)



Rappelons enfin que le rejet incidentel d'uranium appauvri de l'installation « W » (octobre 2013) a induit une activité en ²³⁸U dans l'air supérieure à 100 µBq/m³ d'air.

Résider à proximité de la station de prélèvement ou à une distance similaire du site sous les vents dominants conduirait à une dose consécutive à l'inhalation des poussières d'uranium de 0,06 µSv/an ; une estimation très proche de celle effectuée pour la période précédente : 0,05 µSv/an.

Cette activité dans l'air est à l'origine de concentrations en uranium-238 dans les végétaux et notamment dans l'herbe prélevée par Orano dans le cadre de la surveillance réglementaire. Les activités mesurées sont peu variables et comprises entre 0,32 et 0,52 Bq/kg sec en moyenne, selon le site de prélèvement (tableau 1). En comparaison de la période 2011-2014, on constate une légère augmentation de l'activité en uranium dans cette matrice.

L'activité en uranium-238 des feuilles d'arbres prélevées dans la même zone est plus élevée (en moyenne 2 Bq/kg) et varie d'une espèce à l'autre. L'ensemble de ces mesures montre l'influence des activités en uranium de l'air et donc des rejets du site, sur les végétaux. Ce constat est par ailleurs confirmé par la mesure de l'uranium-236, isotope artificiel de l'uranium, dans ces matrices.

En revanche, l'activité massique en uranium-238 du blé prélevé en 2016 au sud du site est étonnamment faible (0,01 Bq/kg) au regard des valeurs précédentes, et dans la fourchette basse des données acquises par l'IRSN en dehors de l'influence des installations du cycle du combustible (activité comprise entre 0,011 et 0,17 Bq/kg).

TABLEAU 1 / ACTIVITÉS MASSIQUES MOYENNES EN URANIUM-238 DANS L'HERBE PRÉLEVÉES DANS LE RÉSEAU DE SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT EN 2015-2017 ET EN 2011-2014 (Bq/kg sec)

	2015-2017 Uranium-238 (Bq/kg)	2011-2014* Uranium-238 (Bq/kg)
ID1 - Faveyrolles	0,35	0,14
ID2 - Prés Guérinés	0,50	0,20
ID3 - Bollène-la-Croisière	0,52	0,24
ID4 - Lapalud	0,32	0,11

* Les activités présentées en 2011-2014 et provenant la base du RNM étaient erronées. Les données présentées ici ont été calculées à partir des concentrations massiques en U mesurées durant cette période.



Vue aérienne du site du Tricastin

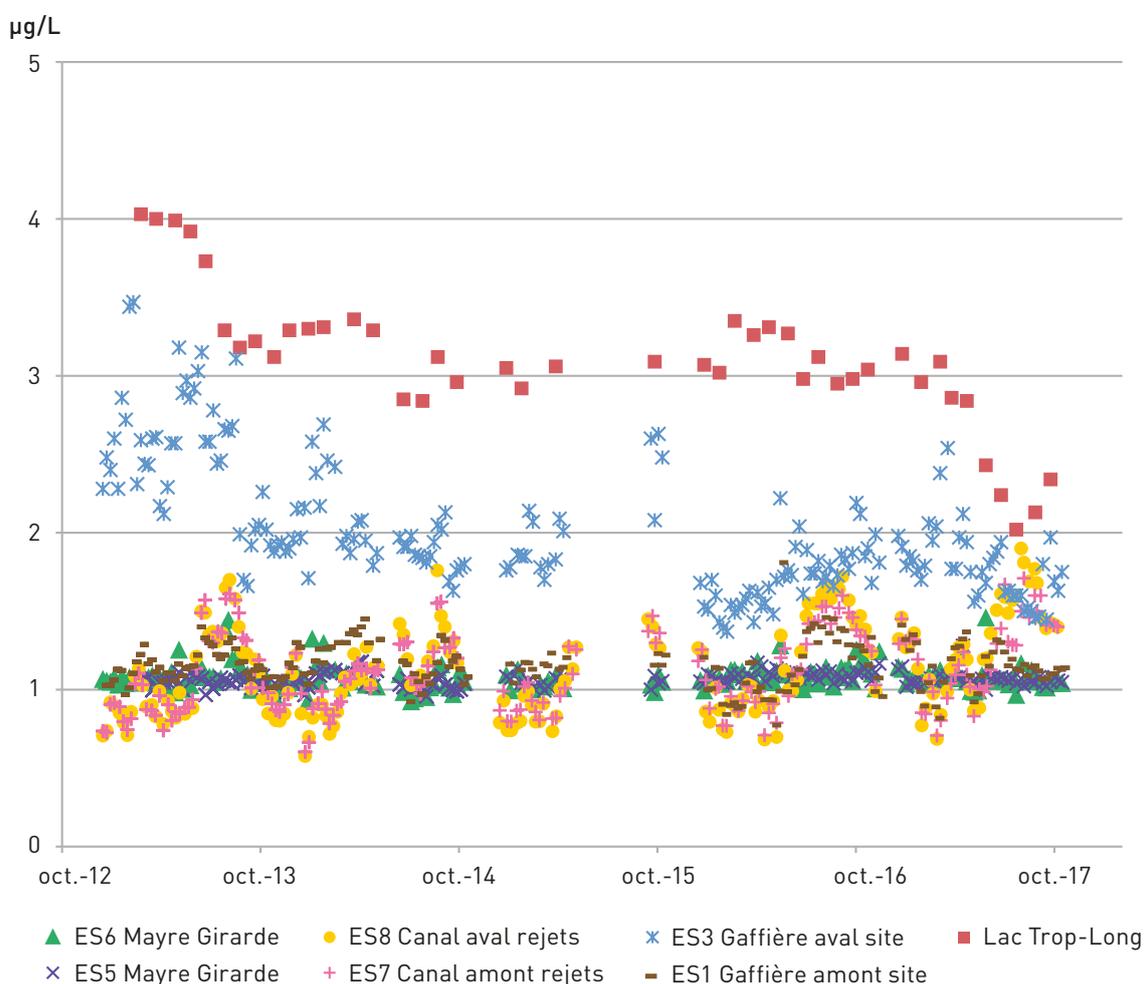
© AREVA

Dans la Gaffière, une concentration moyenne légèrement plus élevée est observée à l'aval du site (1,8 µg/L soit une activité moyenne en uranium-238 de 0,02 Bq/L) en comparaison de celle de l'amont (1,1 µg/L en moyenne) (cf. figure 5). Parmi les eaux de surface surveillées, les eaux du Lac Trop-Long sont de loin les eaux les plus marquées par l'uranium (2,9 µg/L en moyenne sur la période 2015-2017, correspondant à une activité moyenne en uranium-238 de 0,03 Bq/L), même si la concentration volumique a diminué depuis la période 2011-2014 (3,6 µg/L en moyenne, durant cette période).

Une activité moyenne des isotopes de l'uranium plus élevée est observée dans les sédiments de la Gaffière à l'aval du site Orano (activité moyenne en uranium-238 de 26 Bq/kg dans les sédiments) en comparaison de celle de l'amont (activité

moyenne en uranium-238 de 9,1 Bq/kg dans les sédiments) (cf. tableau 1). En comparaison des sédiments, l'activité en uranium-238 des végétaux aquatiques est plus homogène et aucun marquage en uranium de cette matrice n'est observé à l'aval du site (cf. tableau 2). Ces observations permettent de conclure au marquage des eaux de surface et des sédiments de la Gaffière par l'uranium provenant du site. Le marquage des sédiments à l'aval du site est cependant très faible au regard de l'activité moyenne en uranium-238 des sédiments en France mesurés par l'IRSN, de l'ordre 40 Bq/kg sec. L'eau de la Gaffière ou du Lac Trop-Long n'est pas consommée par les riverains. Toutefois, si cela se produisait (remplissage d'une gourde, par exemple), la consommation de 1 L conduirait à une dose due à l'uranium extrêmement faible de 0,003 µSv/an.

FIGURE 5 / CONCENTRATION VOLUMIQUE EN URANIUM DANS LES EAUX DE SURFACE PRÉLEVÉES DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE ORANO DU TRICASTIN DEPUIS 2012 (en µg/L)



Les prélèvements et les mesures de l'eau du Canal de Donzère-Mondragon ne font pas apparaître de différence significative entre la concentration en uranium mesurée à l'amont du rejet et celle de l'aval (en moyenne 1,15 et 1,18 µg/L, respectivement). Il en est de même pour les sédiments et les végétaux aquatiques prélevés à l'aval des rejets dans le Canal de Donzère-Mondragon qui ne révèlent aucun marquage en uranium et en transuraniens (tableaux 2 et 3).

En comparaison des eaux de surface, les eaux de la nappe alluviale prélevées dans le voisinage immédiat du site Orano du Tricastin témoignent d'une concentration volumique moyenne en uranium très homogène, de l'ordre de 1,2 µg/L (cf. figure 6). En quelques points situés majoritairement au sud du site, le marquage en uranium de la nappe alluviale perdure depuis l'étude effectuée par l'IRSN en 2010, comme au Mas de Flore où la concentration moyenne est stable (12 µg/L).

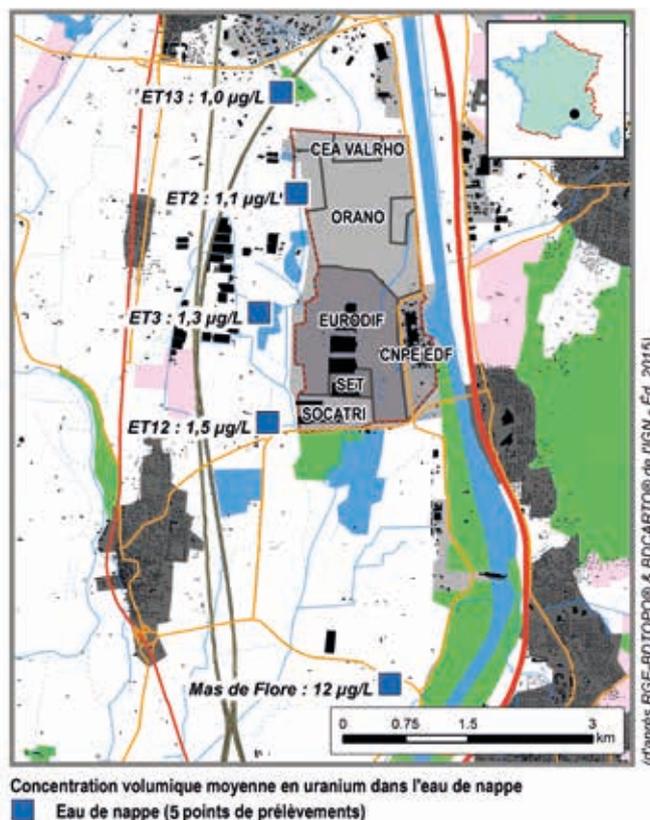
TABLEAU 2 / ACTIVITÉS MASSIQUES DES ISOTOPES DE L'URANIUM, DU PLUTONIUM ET DE L'AMÉRICIUM (²⁴¹Am) DANS LES SÉDIMENTS PRÉLEVÉS DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE DU SITE ORANO DU TRICASTIN ENTRE 2015 ET 2017 (Bq/kg sec)

	Uranium-234 (Bq/kg sec)	Uranium-235 (Bq/kg sec)	Uranium-238 (Bq/kg sec)	Plutonium (239+240) (Bq/kg sec)	Américium-241 (Bq/kg sec)
Canal de Donzère-Mondragon, amont rejets	18	0,8	17	0,10	0,05
Canal de Donzère-Mondragon, aval rejets	15	0,6	15	0,05	0,05
Gaffière, amont rejets	9,4	0,4	9,1	0,09	< 0,05
Gaffière, aval rejets	27	1,3	26	0,12	0,18
Lauzon	6,2	0,4	6,6	< 0,05	0,06

TABLEAU 3 / ACTIVITÉS MASSIQUES DES ISOTOPES DE L'URANIUM DANS LES VÉGÉTAUX AQUATIQUES PRÉLEVÉS DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE DU SITE ORANO DU TRICASTIN ENTRE 2015 ET 2017 (Bq/kg sec)

	Uranium-234 (Bq/kg)	Uranium-235 (Bq/kg)	Uranium-238 (Bq/kg)
Canal de Donzère - Amont CNPE	1,0	0,04	1,0
Canal de Donzère - Aval CNPE	2,1	0,1	2,0
Gaffière - Amont CNPE	1,2	0,05	1,1
Gaffière - Aval CNPE	1,1	0,05	1,0

FIGURE 6 / CARTOGRAPHIE DE LA CONCENTRATION VOLUMIQUE MOYENNE EN URANIUM DANS LES EAUX DE LA NAPPE PRÉLEVÉE DANS LES DIFFÉRENTS PIÉZOMÈTRES DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE ORANO DU TRICASTIN, ENTRE 2015 ET 2017 (en $\mu\text{g/L}$)



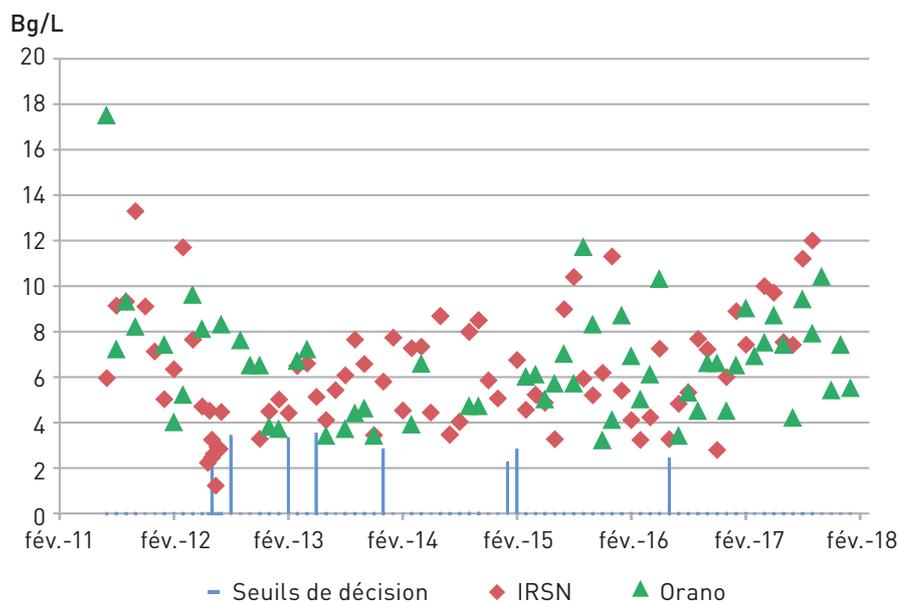
Le tritium et le carbone-14

L'activité en carbone-14 dans les poissons prélevés dans le Rhône à Mornas en 2015 et 2016 (86 et 89 Bq/kg frais, respectivement) est supérieure au bruit de fond dans le milieu aquatique, de l'ordre de 20 à 25 Bq/kg frais, observable à l'amont des CNPE. Rappelons que les poissons et mollusques du Rhône, influencés par les rejets en carbone-14 des CNPE du fleuve, témoignent d'une activité croissante de ce radionucléide vers l'aval, avec des valeurs maximales de l'ordre de 150 à 170 Bq/kg frais (cf. figure 5 du chapitre 3.1). Ainsi, la mesure dans les poissons provenant de Mornas ne permet pas de discriminer la part du carbone-14 attribuable aux installations nucléaires du Tricastin, d'autant que les rejets d'Orano du Tricastin pour ce radionucléide (0,35 GBq/an en 2016) sont plus faibles que ceux du CNPE du Tricastin (40,6 GBq/an).

En milieu terrestre, le marquage des végétaux par le carbone-14, extrêmement discret et limité à l'environnement proche du site, n'est visible qu'au travers d'un indicateur très sensible : l'activité spécifique. Elle est en moyenne de 269 Bq/kg C en 2014-2016 dans l'herbe prélevée sous l'influence des rejets, soit légèrement supérieure à la valeur attendue en dehors de l'influence des rejets, de l'ordre de 230 Bq/kg C. S'il n'est pas possible de discriminer la part de cette activité ajoutée imputable aux rejets d'Orano, il faut noter que ceux-ci, d'une valeur de 1,43 GBq/an, sont plus de 200 fois inférieurs à ceux du CNPE d'EDF voisin (413 GBq/an).

Cette prédominance probable de l'influence des rejets du CNPE d'EDF sur les activités environnementales mesurées est encore plus sensible pour le tritium. Ainsi, les mesures de l'activité en tritium dans les eaux du canal de

FIGURE 7 / ACTIVITÉ VOLUMIQUE EN TRITIUM DANS L'EAU DU CANAL DE DONZÈRE-MONDRAGON, À L'AVAL DES REJETS DU SITE ORANO DU TRICASTIN, ENTRE 2011 ET 2017 (Bq/L)



Donzère-Mondragon effectuées par Orano et l'IRSN entre 2015 et 2017 donnent des valeurs moyennes très proches l'une de l'autre : 6,3 et 6,7 Bq/L, respectivement (cf. figure 7), et également proches des valeurs synthétisées récemment par l'IRSN pour cette portion du Rhône (4,7 Bq/L en moyenne à l'aval du Tricastin). Ces activités sont principalement dues aux rejets d'EDF (cf. chapitre CNPE d'EDF). En effet, les rejets de tritium d'Orano (0,3 GBq/an en 2016) sont infimes au regard des rejets du seul CNPE d'EDF voisin (42 000 GBq en 2016). De plus, les CNPE situées en amont constituent d'autres sources de ce radionucléide très mobile mesuré dans l'eau. L'activité en tritium dans les denrées est globalement faible : en moyenne de 5,7 et 3,5 Bq/L dans le lait de chèvre provenant de Lamotte-du-Rhône et de Mondragon, respectivement et 3,3 Bq/L d'eau de combustion dans les salades de Bollène-la-Croisière. En tout état de cause, les activités en tritium dans les denrées sont celles attendues dans un environnement très peu à non influencé par des rejets locaux.

Conclusion

L'influence du site Orano du Tricastin, perceptible au travers des mesures environnementales, est faible et se limite essentiellement à l'uranium dans l'air, au marquage des végétaux terrestres à proximité du site ainsi que dans le cours d'eau de la Gaffière. Les activités mesurées dans l'air pourraient conduire à une dose d'inhalation de l'ordre de 0,06 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Cette dose est du même ordre, quoique plus faible que celle calculée par modélisation par Orano sur la base des activités rejetées en 2016 (0,13 $\mu\text{Sv}/\text{an}$). Ces estimations calculatoires montrent que cette dose liée à l'inhalation d'uranium représenterait près de 60 % de la dose totale susceptible de résulter des rejets des installations d'Orano. En raison des rejets du CNPE d'EDF implanté sur le site, l'influence des rejets atmosphériques de carbone-14 d'Orano qui pourrait constituer la seconde contribution à cette dose totale, ne peut être discernée dans les résultats des mesures environnementales.

Les activités en tritium mesurées dans l'eau du canal de Donzère-Mondragon, et celles de carbone-14 mesurées dans les poissons de ce canal, résultent principalement des rejets liquides d'EDF, du CNPE du Tricastin mais aussi des CNPE situés en amont.

Le site de Romans-sur-Isère

Localisé dans la vallée de l'Isère, le site FRAMATOME de Romans-sur-Isère comporte deux installations nucléaires de base (figure 1). La première installation (INB63) est spécialisée dans la fabrication d'éléments de combustible pour les réacteurs de recherche. La seconde installation (INB98) est l'unité de fabrication des combustibles nucléaires destinés aux réacteurs à eau sous-pression. Ainsi, en 2016, cette INB a transformé 620 tonnes d'uranium enrichi en assemblages de combustible.

Rejets et plan de surveillance

Les effluents aqueux qui contiennent potentiellement de l'uranium (comme les eaux de procédé, les eaux de lavage des sols, les effluents de la laverie, etc.) sont dirigés vers une station de traitement des eaux appelée Neptune. À l'issue du traitement des eaux, les principaux radionucléides rejetés dans l'Isère sont les isotopes de l'uranium et dans une moindre mesure, des produits de fission et des transuraniens (figure 2). Ces radionucléides sont également rejetés dans

l'atmosphère par les cheminées des installations (figure 3). Les activités rejetées des isotopes de l'uranium sont en diminution depuis 2008. La baisse brutale depuis 2015 des rejets gazeux des isotopes de l'uranium est associée à l'arrêt temporaire de l'atelier de recyclage qui redémarre progressivement depuis 2017.

Le plan de surveillance mis en place par FRAMATOME a pour objectif de mesurer ces radionucléides dans les différentes matrices de l'environnement terrestre et aquatique. Ainsi, en milieu aquatique, des prélèvements d'eau de surface, de sédiments, de mousses, de roseaux et de poissons sont réalisés dans l'Isère, à l'amont et à l'aval des rejets (figure 1). Dans le milieu terrestre, des végétaux (feuilles d'arbres, herbe, mousses terrestres) et des denrées (blé) sont prélevés dans les zones influencées par les rejets atmosphériques du site (S et N du site) et en dehors de l'influence des rejets. En complément, des prélèvements (aérosols et feuilles d'arbres) et des mesures sont également effectués sur le site, aux quatre points cardinaux pour évaluer les conséquences des rejets atmosphériques à proximité des installations.

FIGURE 1 / LOCALISATION DES POINTS DE PRÉLÈVEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT AUTOUR DE L'USINE DE ROMANS-SUR-ISÈRE

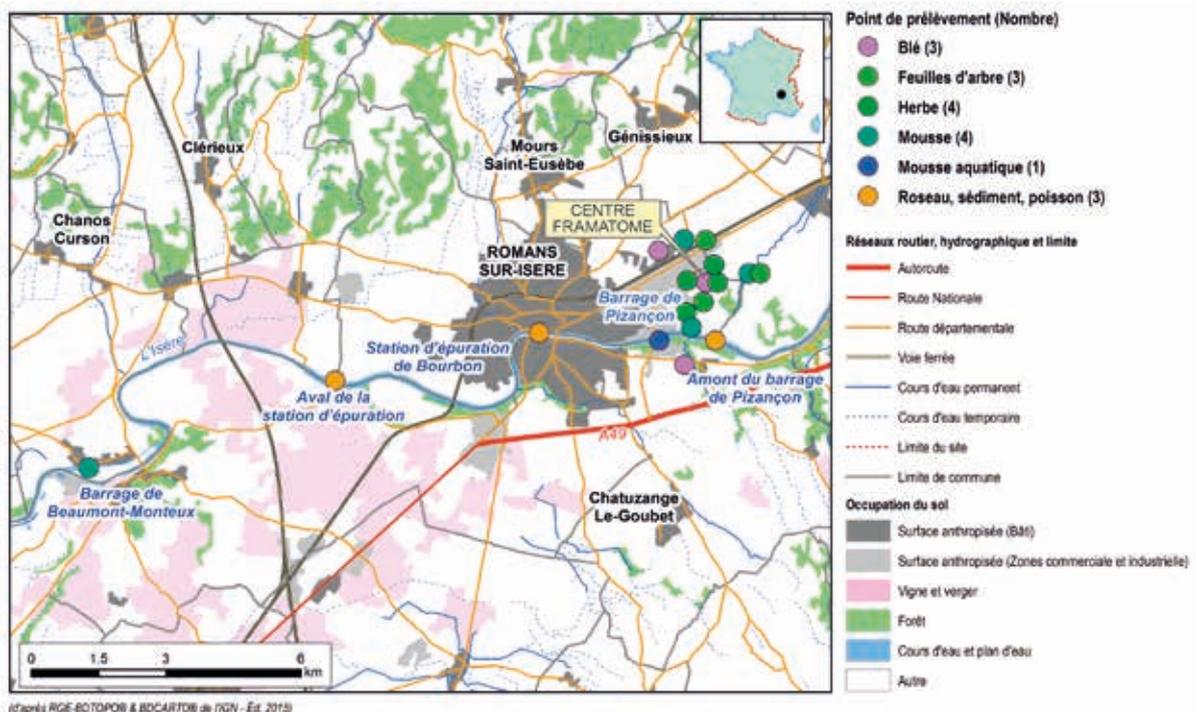


FIGURE 2 / CHRONIQUE DES REJETS LIQUIDES DU SITE FRAMATOME DE ROMANS-SUR-ISÈRE (GBq/an)

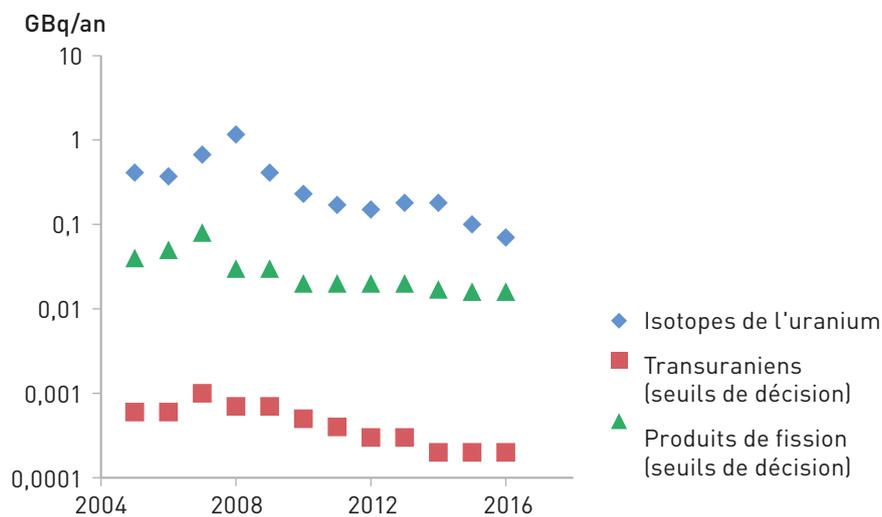


FIGURE 3 / CHRONIQUE DES REJETS ATMOSPHÉRIQUES DU SITE FRAMATOME DE ROMANS-SUR-ISÈRE (GBq/an)



Les rejets des isotopes de l'uranium dans l'air contribuent à une augmentation des activités des aérosols atmosphériques. Ainsi, l'activité moyenne des isotopes de l'uranium observée dans les aérosols prélevés sur le site est comprise entre 0,19 et 0,20 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ et entre 0,86 et 1,10 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ pour l'uranium-235 et l'uranium-238, respectivement (tableau 1). La diminution de l'activité volumique moyenne dans l'air par rapport à la précédente période d'observation (2011-2014: de 1,5 à 2,1 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ pour l'uranium-238) est liée à la baisse des rejets cumulés annuels (figure 3). Ces valeurs sont à comparer au niveau de l'activité en uranium observé en France en dehors de l'influence des installations du cycle du combustible: de l'ordre de 0,2 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ en uranium-238.

Les activités en uranium mesurées dans les feuilles d'arbres proviennent du dépôt de ces aérosols atmosphériques marqués par les rejets du site. La concentration massique en uranium la plus élevée est mesurée à l'intérieur du site dans la partie sud avec une concentration moyenne de 47 $\mu\text{g}/\text{kg sec}$ (figure 4). Dans les autres parties du site, la concentration massique moyenne en uranium est plus faible, soit 17 $\mu\text{g}/\text{kg}$ par exemple à l'est du site. La baisse des activités observée

depuis 2012, bien que beaucoup moins brutale est liée à la baisse des rejets due à l'arrêt de l'installation de recyclage.

Les concentrations dans les feuilles d'arbres prélevées en dehors du site sont plus faibles qu'à l'intérieur et varient, entre 0,6 et 1,8 $\mu\text{g}/\text{kg sec}$. Dans les autres végétaux prélevés dans l'environnement du site, la concentration moyenne en uranium est un peu plus élevée (tableau 2). Ainsi, dans l'herbe, les concentrations massiques en uranium sont en moyenne plus élevées au nord et au sud (11,5 et 12 $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivement) en comparaison de l'est et de l'ouest (4,7 et 5,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivement).

Les analyses de l'eau de l'Isère prélevée à l'aval du rejet ne révèlent aucune augmentation de la concentration en uranium par rapport aux prélèvements réalisés à l'amont. En effet, les concentrations pondérales sont très proches à l'amont et à l'aval (1,69 et 1,74 $\mu\text{g}/\text{L}$, respectivement). La nappe phréatique témoigne de concentrations pondérales moyennes en uranium du même ordre de grandeur (0,40 à 1,06 $\mu\text{g}/\text{L}$) avec des variations sans doute dues à la nature des aquifères.

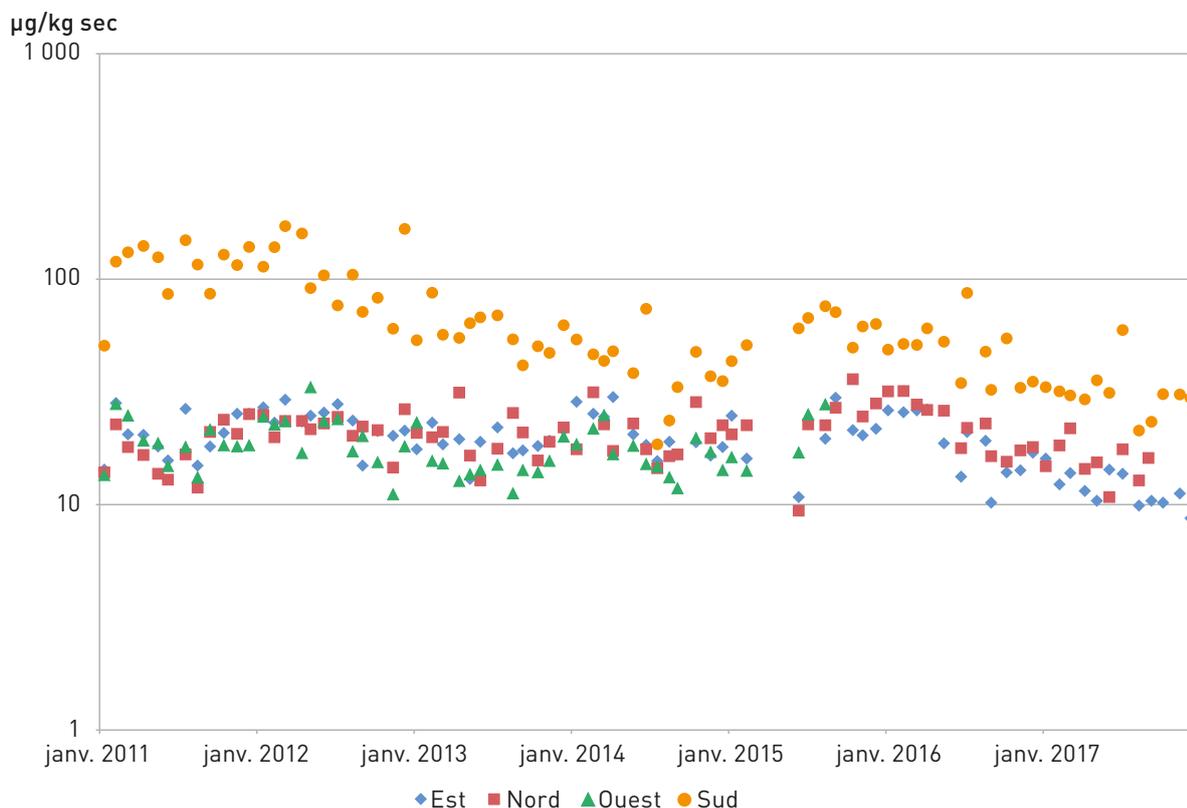
TABLEAU 1 / ACTIVITÉS MOYENNES DES ISOTOPES DE L'URANIUM DANS LES AÉROSOLS PRÉLEVÉS SUR LE SITE FRAMATOME DE ROMANS-SUR-ISÈRE ENTRE 2015 ET 2017 ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)

	^{234}U ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)	^{235}U ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)	^{236}U ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)	^{238}U ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)
Est	< 14	0,20	< 0,22	0,86
Nord	< 13	0,19	< 0,22	0,88
Ouest	< 13	0,19	< 0,22	1,10
Sud	< 12	0,19	< 0,21	1,00

TABLEAU 2 / CONCENTRATION EN URANIUM PONDÉRAL DANS LES VÉGÉTAUX PRÉLEVÉS DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE FRAMATOME DE ROMANS-SUR-ISÈRE ($\mu\text{g}/\text{kg sec}$)

	Localisation des prélèvements	Nord	Est	Sud	Ouest
Herbe	Distance site (m)	200	200	750	1 200
	Uranium ($\mu\text{g}/\text{kg sec}$)	11,5	4,7	12	5,2
Mousses terrestres	Distance site (m)	750	1 000	1 250	
	Uranium ($\mu\text{g}/\text{kg sec}$)	114	156	145	
Blé	Distance site (m)		200	2 000	750
	Uranium ($\mu\text{g}/\text{kg sec}$)		2,7	2	< SD

FIGURE 4 / CONCENTRATION EN URANIUM PONDÉRAL DANS LES AIGUILLES DE PIN PRÉLEVÉES SUR LE SITE FRAMATOME DE ROMANS-SUR-ISÈRE, ENTRE 2011 ET 2017



Les analyses des isotopes de l'uranium effectuées dans les matrices prélevées dans l'Isère ne révèlent aucun excès des isotopes de l'uranium dans les échantillons provenant de l'aval du rejet par rapport aux échantillons provenant de l'amont (tableau 3). Ainsi, dans les roseaux, les sédiments et les poissons des activités similaires en uranium-238 sont mesurées à l'amont et à l'aval (uranium-238 dans les sédiments : 5,7 et 5,3 Bq/kg frais, respectivement). De plus, les analyses effectuées en milieu aquatique ne révèlent pas de présence de l'uranium-236, isotope artificiel de l'uranium.

En conséquence des activités environnementales mesurées, les isotopes de l'uranium constituent la principale source d'exposition potentielle des populations riveraines aux rejets atmosphériques provenant du site. Résider dans la zone influencée par les rejets atmosphériques de l'usine conduit à une dose maximale consécutive à l'inhalation des poussières d'uranium de 0,15 µSv/an. Cette valeur est plus faible que celle qui a été estimée lors de la précédente période d'observation (2011-2014 : 0,5 µSv/an), car les rejets en uranium ont fortement baissé et la proportion d'uranium-234 dans l'air, estimée avec davantage de précision, est plus faible (4 µBq/m³ d'air).

TABLEAU 3 / ACTIVITÉ MOYENNE DES ISOTOPES DE L'URANIUM MESURÉE DANS LES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS DANS L'ISÈRE À L'AMONT ET À L'AVAL DE L'ÉMISSAIRE DES REJETS DU SITE FRAMATOME DE ROMANS SUR ISÈRE

		Amont rejet 1,5 km	Amont rejet 250 m	Aval rejet 2,5 km	Aval rejet 6 km	Aval rejet 9 km
		Amont Barrage Pizançon	Barrage Pizançon	Centre-ville Romans-sur-Isère	Aval STEP Romans-sur-Isère	Barrage de Beaumont- Monteux
Roseaux (Bq/kg frais)	²³⁴ U	< 0,11		< 0,11	< 0,11	
	²³⁵ U	0,0001±0,00003		0,00016±0,00004	0,00007±0,00002	
	²³⁶ U	< 0,0011		< 0,0012	< 0,0011	
	²³⁸ U	0,0011±0,0003		0,0014±0,0003	0,007±0,001	
Mousses aquatiques (Bq/kg frais)	²³⁴ U		2,9±0,6			1,8±0,4
	²³⁵ U		0,4±0,1			0,20±0,04
	²³⁶ U		< 0,012			< 0,018
	²³⁸ U		7,7±0,2			3,3±0,7
Sédiment (Bq/kg frais)	²³⁴ U	< 28		< 30	< 28	
	²³⁵ U	0,3±0,05		0,3±0,06	0,4±0,08	
	²³⁶ U	< 0,3		< 0,4	< 0,3	
	²³⁸ U	5,3±1,1		5,7±1,1	6,7±1,3	
Poissons (Bq/kg frais)	²³⁴ U	< 0,11		< 0,09	< 0,08	
	²³⁵ U	0,00004±0,00001		0,0002±0,00004	0,00009±0,00002	
	²³⁶ U	< 0,001		< 0,001	< 0,0008	
	²³⁸ U	0,001±0,003		0,004±0,0009	0,002±0,0005	



Vue aérienne du site de Romans-sur-Isère

Le site de La Hague

Les installations du site d'Orano Cycle (anciennement AREVA NC) de La Hague assurent la première étape du traitement des combustibles usés provenant de l'exploitation des réacteurs nucléaires. Le site jouxte le Centre de Stockage de déchets radioactifs de la Manche (CSM) exploité par l'ANDRA qui, entre 1969 et 1994, a accueilli près de 530 000 m³ de déchets faiblement et moyennement radioactifs (cf. figure 1). Aujourd'hui, le CSM ne reçoit plus de colis de déchets et est en phase de surveillance.

Étant donné la proximité de ces deux sites, les résultats de leur surveillance sont restitués dans un seul et même chapitre de ce bilan radiologique.

Les rejets

La figure 2 présente les activités des principaux radionucléides rejetés dans les effluents gazeux du site d'Orano Cycle de La Hague. Les activités rejetées annuellement sont assez constantes dans le temps depuis la fin des années 1990. Le krypton-85 prédomine très largement, devant le tritium et le carbone-14. L'iode-129 vient ensuite comme principal contributeur aux rejets d'iodes. Les autres radionucléides émetteurs β - γ parmi lesquels figurent notamment le ruthénium-106 et l'antimoine 125 sont rejetés dans des proportions beaucoup plus faibles qui ne permettent pas leur quantification. Les valeurs indiquées dans les figures 2 et 3 pour les émetteurs β - γ et α correspondent à des sommes de seuils de décision.

FIGURE 1 / PHOTO AÉRIENNE DES SITES ORANO CYCLE LA HAGUE ET ANDRA CSM

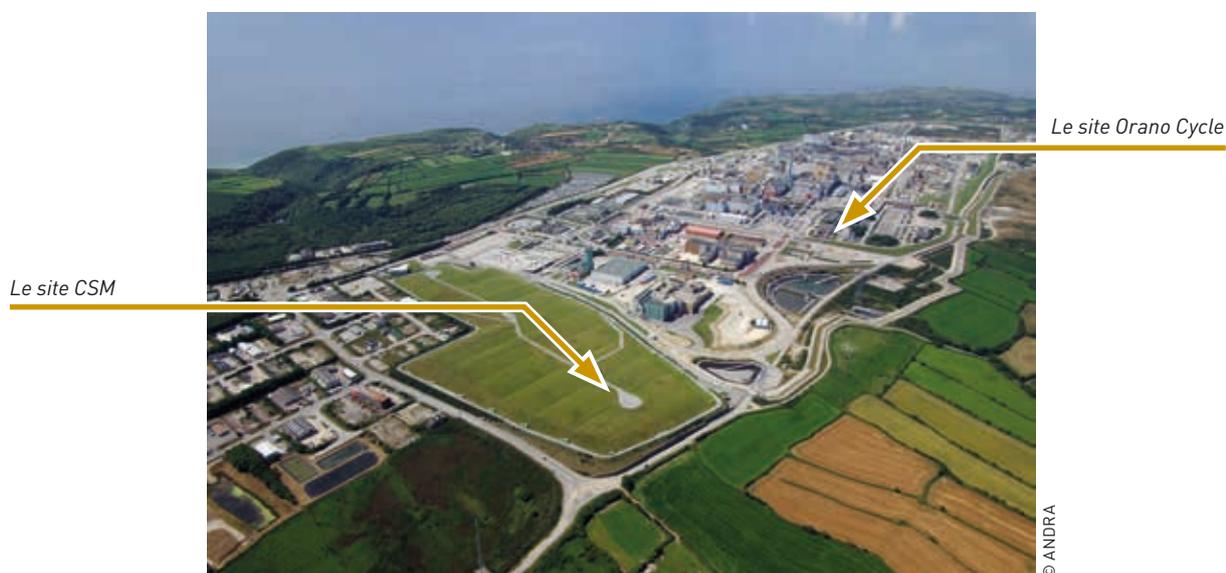


FIGURE 2 / BILAN DES REJETS ATMOSPHERIQUES DES INSTALLATIONS D'ORANO-LA HAGUE (TBq/an)

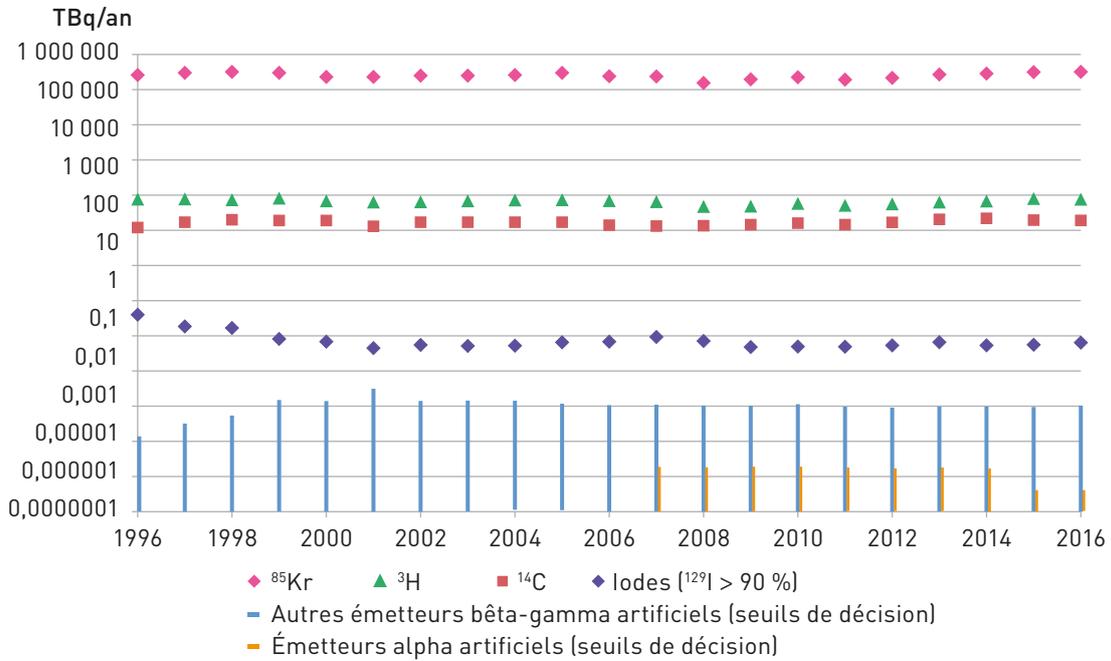


FIGURE 3 / BILAN DES REJETS LIQUIDES DES INSTALLATIONS D'ORANO-LA HAGUE (TBq/an)

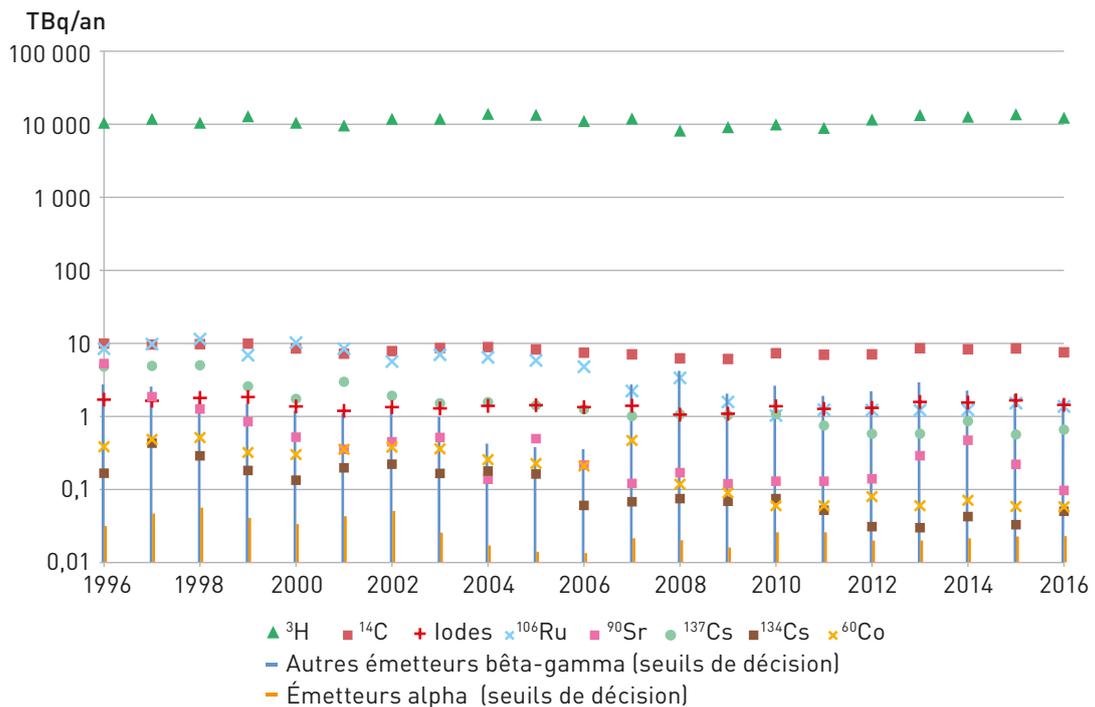
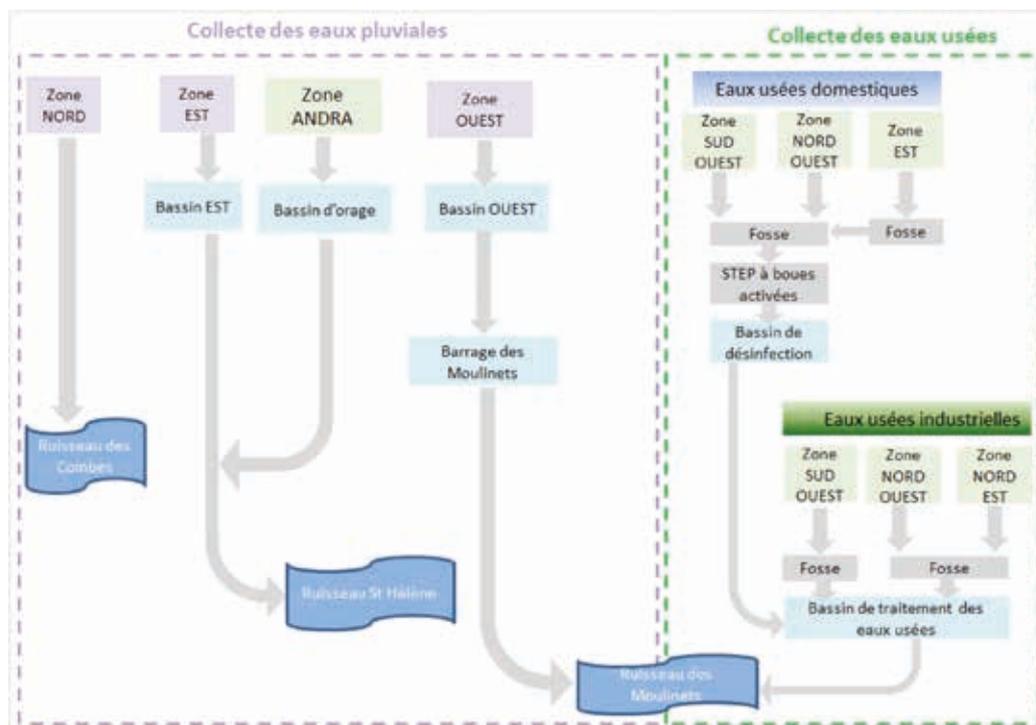


FIGURE 4 / LES REJETS D'EAUX PLUVIALES ET D'EAUX USÉES DU SITE ORANO DE LA HAGUE



Pour la voie liquide, le tritium prédomine très largement parmi les radionucléides rejetés, suivi dans une moindre mesure par le carbone-14 et les isotopes de l'iode, en particulier l'iode-129 dans les mêmes proportions que pour les rejets gazeux (cf. figure 3). Les effluents liquides sont rejetés en mer, *via* une conduite dont l'émissaire débouche à environ 5 kilomètres au large du port de Goury.

Les eaux pluviales et les eaux usées sont rejetées en fonction de leur provenance dans trois ruisseaux : les Combes, la St-Hélène et les Moulinets.

En ce qui concerne les effluents liquides du Centre de la Manche, aujourd'hui couvert et végétalisé, les eaux de drainage sont collectées et envoyées vers le site Orano pour rejets en mer. Les activités concernées sont négligeables au regard de celles rejetées par Orano. Le principal radionucléide rejeté par voie liquide est le tritium (2,1 GBq en 2016).

Les plans de surveillance de l'environnement du site de La Hague

Les tableaux 1 et 2 détaillent le plan de la surveillance réglementaire mis en œuvre par Orano dans l'environnement de l'Établissement de la Hague ainsi que celui de l'IRSN. Compte tenu du nombre de radionucléides rejetés par les installations et des différentes matrices

potentiellement impactées, le plan de surveillance est particulièrement étendu.

La figure 5 permet de localiser les points de surveillance où sont prélevés les échantillons des milieux terrestres, aquatiques continentaux et atmosphériques. La figure 6 détaille la localisation des sites de prélèvements marins.

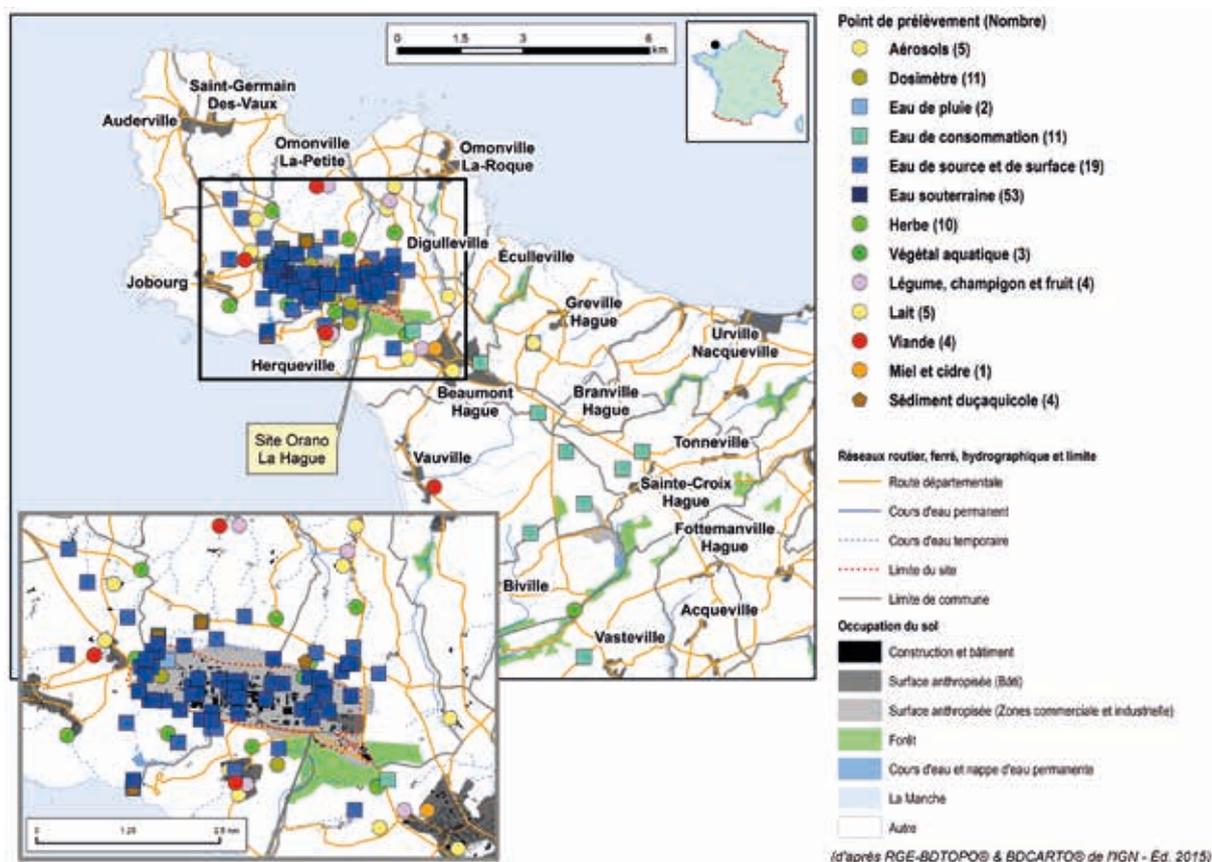
TABLEAU 1 / PLANS DE SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE DU SITE DE LA HAGUE EFFECTUÉS PAR ORANO ET PAR L'IRSN

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Orano	IRSN
Air au niveau du sol	<ul style="list-style-type: none"> 5 points de prélèvements; mesures α et β-global sur filtre quotidien Spectrométrie γ si β-global > 2 mBq/m³ Spectrométrie α sur cumul mensuel de filtres, Iodes sur cartouche hebdomadaire, ³H hebdomadaire, ¹⁴C bimensuelle, ⁸⁵Kr mensuelle 	<ul style="list-style-type: none"> 1 station; mesures spectro γ, α global, β global sur filtre hebdomadaire, une mesure Pu par mois sur filtre hebdomadaire (1^{re} période), Iodes sur cartouche hebdomadaire, ³H bimensuelle
Dosimètre	<ul style="list-style-type: none"> 11 points à la clôture, mesures mensuelles 	
Pluie	<ul style="list-style-type: none"> 2 stations pour mesures hebdomadaires ³H libre α et β-global et spectro γ si comptage α ou β significatif 	<ul style="list-style-type: none"> 1 station; mesures ³H libre mensuelles
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> 53 stations dont une douzaine hors du périmètre du site; mesures α et β-global, ³H libre mensuelles 	-
Eaux de consommation	<ul style="list-style-type: none"> 12 stations; mesures α et β-global, ³H libre mensuelles 	-
Eaux de sources et ruisseaux	<ul style="list-style-type: none"> 7 stations pour mesures α et β-global, ³H libre, spectro γ hebdomadaires ou semestrielles Sur 4 ruisseaux, mesures spectro γ et ⁹⁰Sr mensuelles 	<ul style="list-style-type: none"> 6 points de prélèvement annuels à trimestriels; mesures ³H libre, spectro γ, α global, β global
Sol	<ul style="list-style-type: none"> 7 points de prélèvement; mesures spectro. γ trimestrielles 	-
Herbes	<ul style="list-style-type: none"> 10 points; mesures ³H lié, ¹⁴C, ¹²⁹I, spectro. γ mensuelle ou trimestrielle, spectro. α annuelle 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement à fréquence mensuelle; mesures spectro. γ, ³H libre et lié, ¹⁴C
Lait	<ul style="list-style-type: none"> 5 points; mesures ³H libre, ¹⁴C, ¹²⁹I, ⁹⁰Sr, spectro. γ mensuelle 	<ul style="list-style-type: none"> 3 points de prélèvements à fréquence trimestrielle; mesures spectro. γ, ³H libre, ¹⁴C, ¹²⁹I, ⁹⁰Sr
Viande	<ul style="list-style-type: none"> 2 à 3 échantillons par an; mesures ³H libre et lié, ¹⁴C, ¹²⁹I, spectro. γ, spectro. α et ⁹⁰Sr sur un échantillon 	<ul style="list-style-type: none"> 1 prélèvement annuel; mesures ³H lié, ¹⁴C, spectro. γ, ⁹⁰Sr
Autres denrées (légumes, œufs, miel...)	<ul style="list-style-type: none"> 10 à 12 échantillons par an; mesures ³H lié, ¹⁴C, ¹²⁹I, spectro. γ, 1 spectro. α/an (Pu, ²⁴⁴Cm) et ⁹⁰Sr 	<ul style="list-style-type: none"> 1 prélèvement de céréales annuel; mesures ³H lié, ¹⁴C, spectro. γ, ⁹⁰Sr, spectro. α (Pu/Am)
Plantes de cours d'eau	<ul style="list-style-type: none"> 3 points pour 12 prélèvements par an; mesures ³H lié, spectro. γ 	-
Sédiments/sables de plage	<ul style="list-style-type: none"> 26 points: 10 marins et 13 de basse mer; mesures spectro. γ, spectro. α trimestrielles 	<ul style="list-style-type: none"> 10 points de prélèvement, annuels à trimestriels; mesures spectro. γ, ⁹⁰Sr, spectro. α (Pu/Am et Cm sur 3 échantillons)

TABLEAU 2 / PLANS DE SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT MARIN DU SITE DE LA HAGUE EFFECTUÉS PAR ORANO ET PAR L'IRSN

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Orano	IRSN
Eau de mer	• 5 points : 2 sur la côte, 3 au large ; mesures ^3H libre, ^{129}I quotidienne (Anse des Moulinets), spectro α et ^{90}Sr mensuelles ou trimestrielles	• 1 point de prélèvement ; mesures ^3H libre trimestrielles
Algues	• 6 points de prélèvements pour 24 échantillons par an ; mesures ^{14}C , ^{129}I , spectro. γ , spectro. α	• 3 points de prélèvements à fréquence trimestrielle ; mesures spectro. γ , ^{90}Sr , spectro. α (Pu/Am/Cm)
Poissons	• 3 points de prélèvement pour 24 échantillons par an ; mesures ^{14}C , ^{129}I , spectro. γ , spectro. α	• 3 prélèvements annuels ; mesures spectro γ , ^{90}Sr , spectro α (Pu/Am)
Mollusques	• 5 et 6 points de prélèvement pour 40 à 50 échantillons par an ; mesures ^{14}C , ^{129}I , spectro. γ , spectro. α	• 3 prélèvements semestriels à trimestriels ; mesures spectro γ , spectro α (Pu/Am/Cm)
Crustacés	• 3 points de prélèvement pour 12 échantillons par an ; mesures ^{14}C , ^{129}I , spectro. γ	-

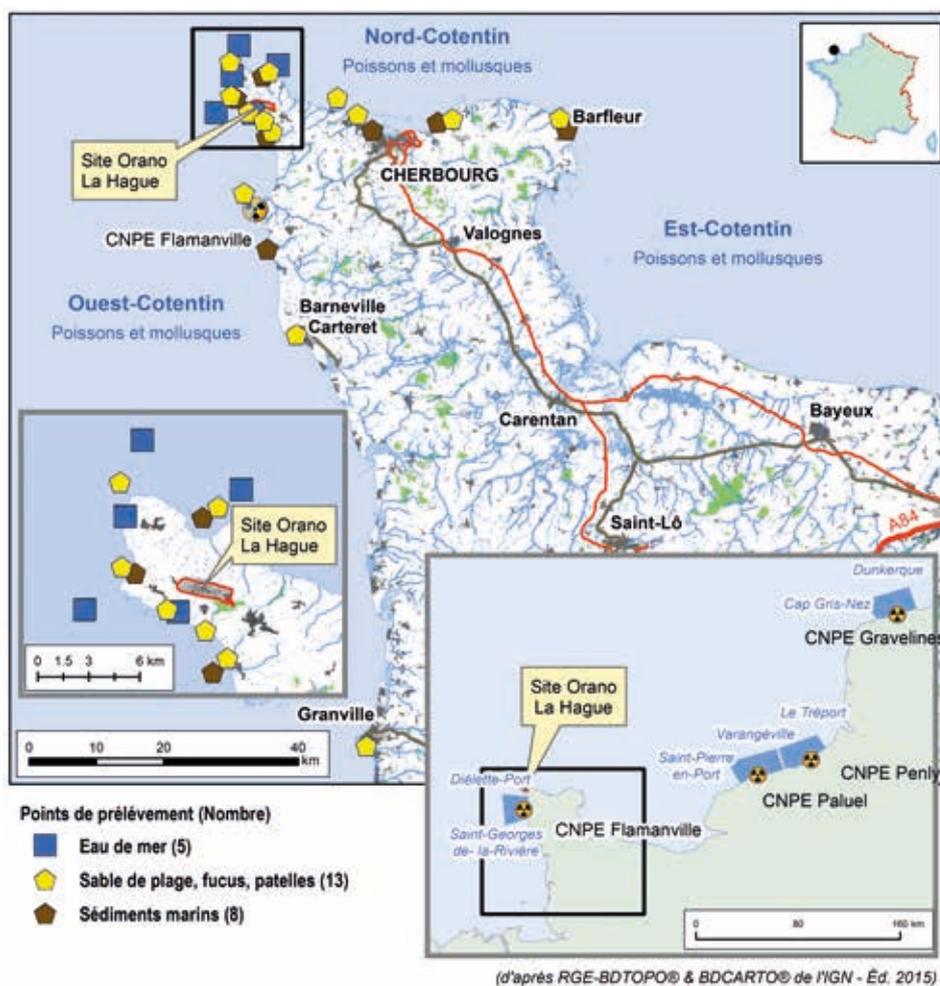
FIGURE 5 / LOCALISATION DU SITE DE LA HAGUE, DES COMMUNES ET DES STATIONS SUR LESQUELLES SONT PRÉLEVÉS LES ÉCHANTILLONS TERRESTRES ET ATMOSPHÉRIQUES



Étant donné les forts courants marins à proximité du canal de rejet de la Hague, l'influence des rejets en mer d'Orano est décelable au-delà de l'environnement immédiat du site et sur l'ensemble de la Manche. Les mesures réalisées par EDF autour des CNPE marins (Flamanville,

Penly, Paluel et Gravelines) ainsi que par l'IRSN, permettent également de la caractériser. La figure 6 permet de localiser les zones de prélèvements marins au voisinage des centrales nucléaires de production électrique d'EDF.

FIGURE 6 / LOCALISATION DES SITES DE PRÉLÈVEMENTS MARINS AUTOUR DE LA HAGUE



LA STATION IRSN D'OMONVILLE-LA-PETITE

FOCUS

L'IRSN dispose depuis 1994 d'une zone expérimentale située à Omonville-la-Petite, au nord de l'Établissement Orano de La Hague. Implantée sous les vents dominants,

cette plateforme technique regroupe différents instruments de mesure permettant à l'IRSN de suivre les rejets atmosphériques des installations de la Hague et de mener des études notamment sur le comportement du tritium dans l'air et les écosystèmes.

Pour la surveillance régulière, l'IRSN a décidé depuis 2017 de regrouper ses différents équipements et appareils de mesure à Omonville-la-Petite :

- balise Téléray (compteur proportionnel) et de spectrométrie gamma ;
- barboteur tritium ;
- piègeur passif tritium ;
- station aérosols OPERA-AIR 80 ;
- collecteur d'eau de pluie.

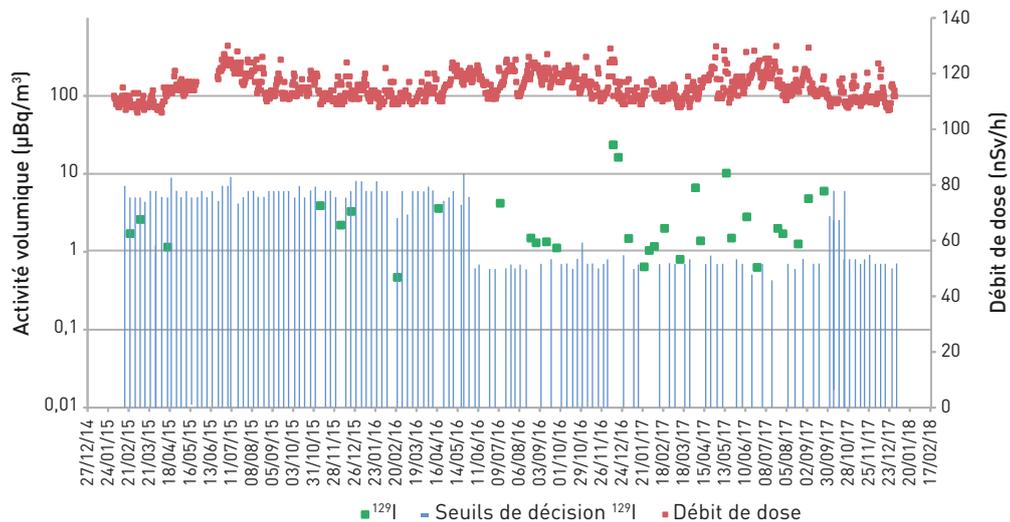
FIGURE A / INSTRUMENTATION DE LA STATION IRSN D'OMONVILLE-LA-PETITE



Installée à Omonville depuis 2014, la station de prélèvement du nouveau réseau OPERA-AIR 80 de l'IRSN permet de filtrer les particules (aérosols) en aspirant l'air ambiant avec un débit de 80 m³/h et de piéger l'iode gazeux sur une voie dédiée (3 m³/h) grâce à un système de prélèvement sur cartouche spécifique. Le filtre et la cartouche sont remplacés chaque semaine et expédiés aux laboratoires au Vésinet pour être analysés.

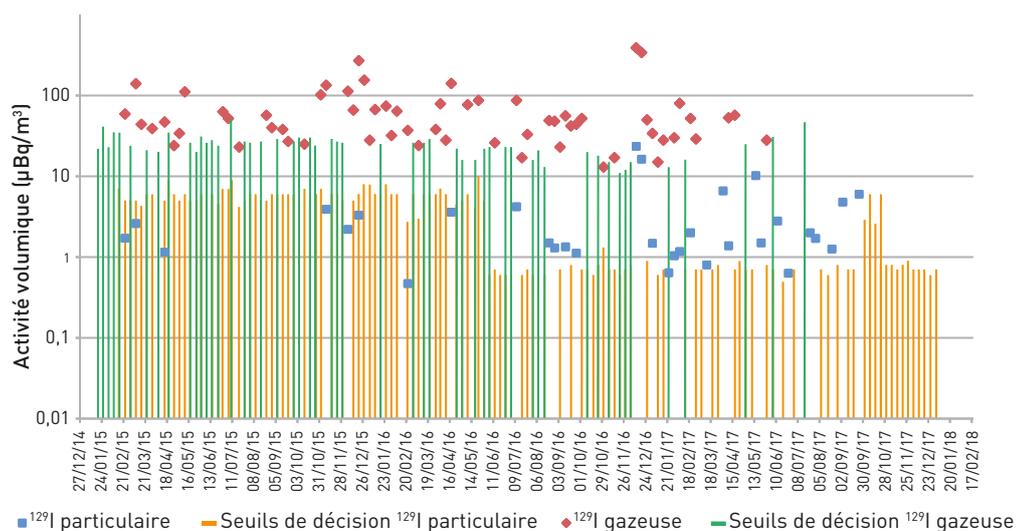
La figure B présente l'activité volumique en iode-129 sous forme particulaire dans l'air qui est un des seuls radionucléides artificiels encore régulièrement détecté sur cette station par l'IRSN. Les deux autres radionucléides mesurés systématiquement par spectrométrie gamma sont le béryllium-7 et le plomb-210, tous les deux d'origine naturelle. Sur cette figure, on peut également observer le lien entre la présence d'iode-129 dans l'air et l'augmentation du débit de dose liée aux rejets de La Hague (cf. focus sur le krypton-85 en page 146). Enfin, la mesure de l'iode-129 particulaire illustre les efforts menés à l'IRSN pour poursuivre l'amélioration des performances météorologiques avec l'acquisition en 2016 de détecteurs équipés d'un système anti-cosmique et le passage à un comptage sur 24 heures des filtres aérosols. Des efforts sont encore en cours pour abaisser les seuils de décision avec le compactage des filtres mise en œuvre, après une série de tests concluants, depuis le 1^{er} janvier 2018.

FIGURE B / ACTIVITÉS VOLUMIQUES EN IODE-129 SOUS FORME PARTICULAIRE
À LA STATION IRSN D'OMONVILLE-LA-PETITE



Sur la figure suivante, les activités volumiques en iode-129 sous forme gazeuse et particulaire à la station d'Omonville sont représentées. On observe que les activités volumiques en iode-129 sont principalement composées d'iode sous forme gazeuse qui est piégé sur des cartouches de charbon actif avec d'autres isotopes de l'iode rejetés par les installations de la Hague (iode-131 et iode-133).

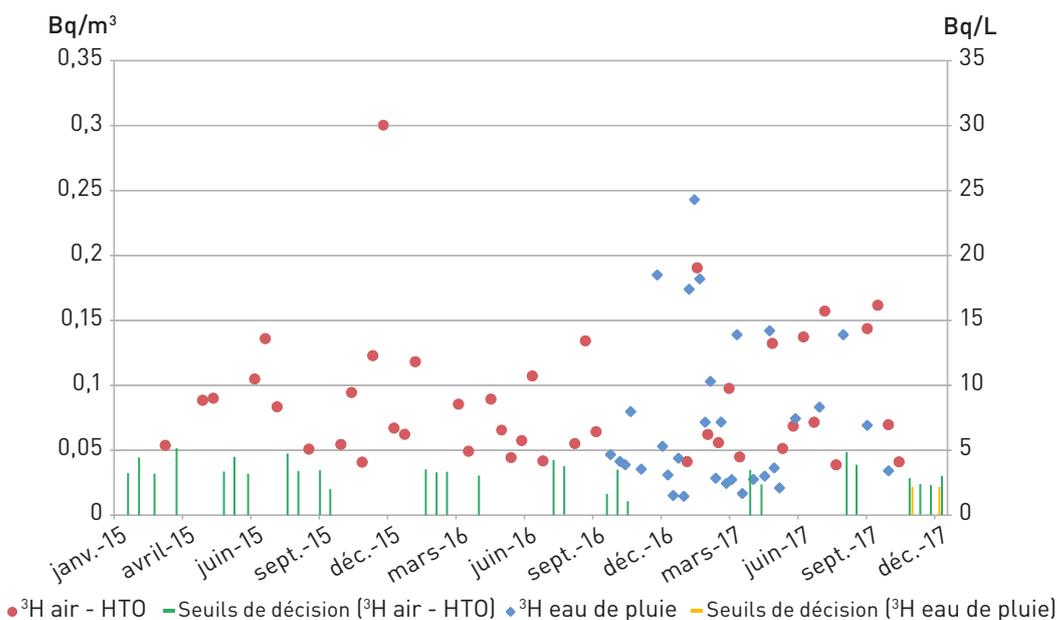
FIGURE C / ACTIVITÉS VOLUMIQUES EN IODE-129 SOUS FORME PARTICULAIRE ET GAZEUSE
À LA STATION IRSN D'OMONVILLE-LA-PETITE



En complément de la surveillance du débit de dose et des aérosols, l'IRSN met en œuvre différents moyens de prélèvement pour suivre les rejets en tritium des installations de La Hague dans le compartiment atmosphérique. Ce suivi se fait à l'aide d'un barboteur installé à Omonville depuis 2015. Ce dispositif permet de piéger le tritium présent dans l'atmosphère sous forme de vapeur d'eau (HTO) et sous forme gazeuse (HT) dans de l'eau avant d'être mesuré par scintillation liquide. Depuis 2017, ce dispositif est complété par un collecteur d'eau de pluie qui permet la collecte des dépôts humides.

Le fait d'avoir regroupé ces équipements sur une même station permet, en complément du suivi des niveaux d'activité dans les différentes composantes du compartiment atmosphérique, de mettre en relation les activités mesurées. La figure D montre la relation entre le tritium HTO mesuré dans la vapeur d'eau de l'air et dans l'eau de pluie. Elle témoigne également des faibles niveaux d'activité observés aujourd'hui dans ce compartiment et des moyens métrologiques nécessaires pour mesurer des activités significatives en tritium (< 5 Bq/L).

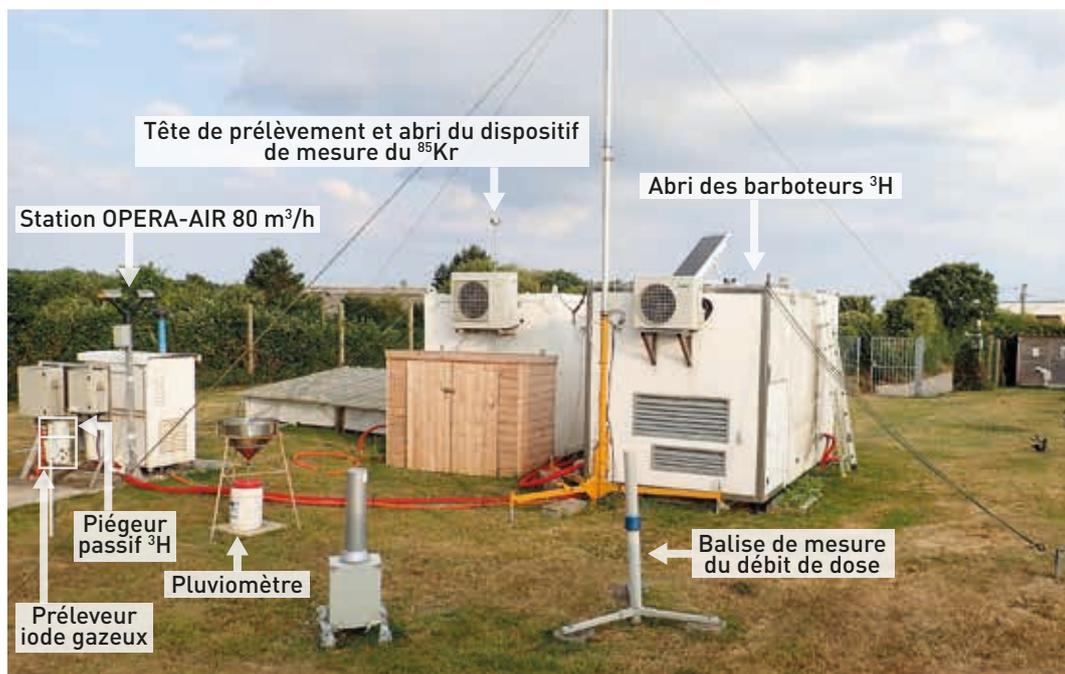
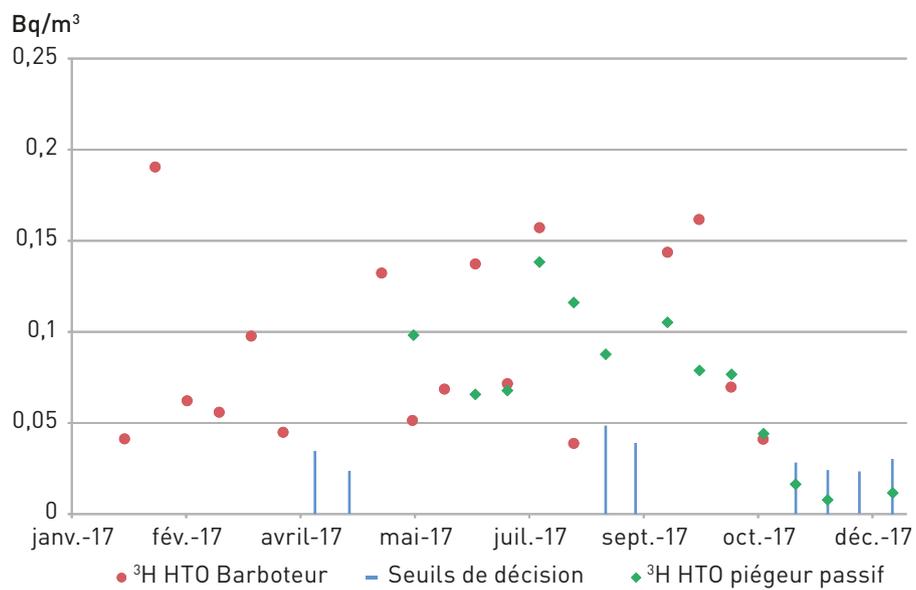
FIGURE D / ACTIVITÉS EN TRITIUM HTO MESURÉES DANS L'AIR ET DANS L'EAU DE PLUIE À LA STATION IRSN D'OMONVILLE-LA-PETITE



Afin de compléter le panel des moyens de prélèvement du tritium dans le compartiment atmosphérique, l'IRSN a développé un système dit « passif » permettant de piéger le tritium atmosphérique sous sa forme HTO à l'aide d'un matériel adsorbant (tamis moléculaire) exposé, à l'aide d'une géométrie particulière, dans l'environnement (cf. focus sur les piègeurs passifs pp. 14-15). Après une période de prélèvement, le tamis est recueilli pour subir une étape de désorption de l'eau piégée avant un comptage du tritium par scintillation liquide. Ce dispositif est testé sur la station d'Omonville depuis 2017 en complément du barboteur.

La figure E présente les activités comparées en tritium HTO de l'air avec les deux techniques de prélèvement. On peut noter une bonne cohérence des activités mesurées permettant ainsi de poursuivre la validation du dispositif. À noter également que le prélèvement par piègeur passif permet, avec des moyens métrologiques adaptés, d'avoir systématiquement des valeurs supérieures au seuil de décision sur la période, contrairement au barboteur.

FIGURE E / ACTIVITÉS EN TRITIUM HTO MESURÉES DANS L'AIR À LA STATION IRSN D'OMONVILLE-LA-PETITE (BARBOTEUR ET PIÉGEUR PASSIF)



Influence du site de La Hague sur l'environnement et exposition du public associée

Les radionucléides prépondérants dans les rejets liquides et gazeux des installations du site de La Hague sont également ceux qui sont le plus régulièrement mesurés dans l'environnement et qui présentent les activités les plus élevées. Il s'agit du krypton-85 dans l'air, du carbone-14 et du tritium dans tous les milieux, et de l'iode-129 en milieux terrestre et marin.

Le krypton-85

Le krypton-85 est un gaz rare qui se disperse dans l'air sans se déposer au sol. Ses rejets n'ont pas de conséquence sur le milieu terrestre et notamment sur les denrées.

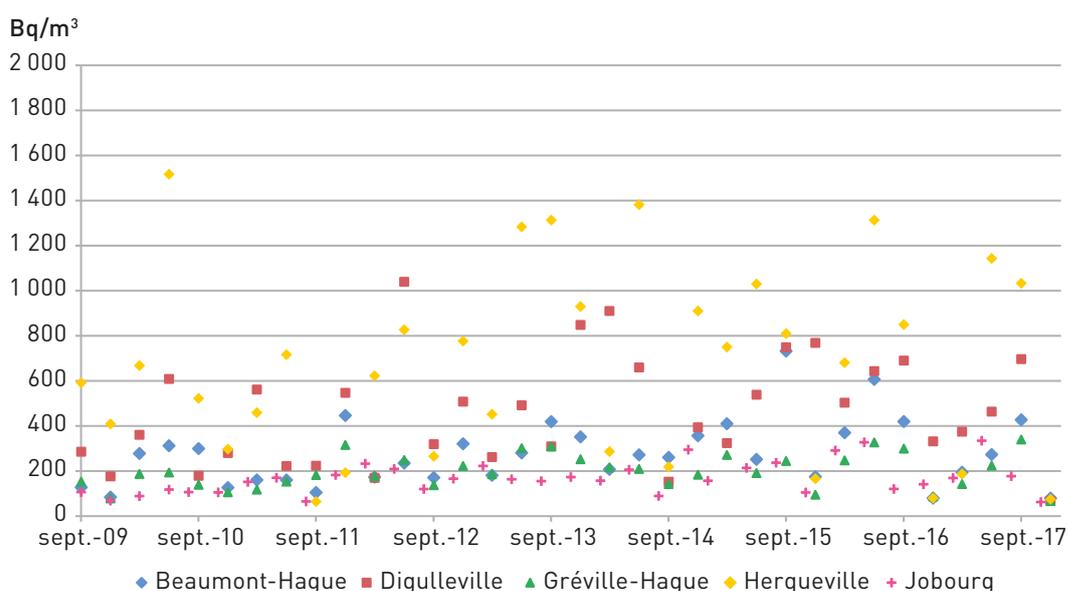
Il est régulièrement mesuré au niveau des cinq stations villages situées autour du site de La Hague : Beaumont-Hague, Digulleville, Gréville-Hague, Herqueville et Jobourg.

Les activités volumiques mesurées dans l'air fluctuent entre quelques dizaines et quelques milliers de Bq/m³, avec des valeurs moyennes calculées sur les trois dernières années, de 2015

à 2017, de l'ordre de 200 Bq/m³ à Jobourg et Gréville-Hague et jusqu'à 680 Bq/m³ autour d'Herqueville (cf. figure 7). Pour les habitants de ces communes, ce gaz rare génère exclusivement une exposition externe. Les doses efficaces estimées du fait de ces activités vont de 1,6 µSv/an à Jobourg, 2,7 µSv/an à Beaumont-Hague et jusqu'à 5,4 µSv/an à Herqueville. Ces doses sont tout à fait conformes à celles évaluées par Orano à partir des rejets de 2016 : 1,2 µSv/an pour un adulte qui habiterait à Goury et 8,1 µSv/an pour une personne résidant dans le canton de Digulleville.

Les bouffées de krypton-85 occasionnent régulièrement des augmentations parfois importantes mais très fugaces du débit d'équivalent de dose gamma ambiant. À la station d'Omonville-la-Petite, où l'IRSN a installé une balise Téléray couplée à une balise de spectrométrie gamma, il est possible de calculer la dose ajoutée liée à ces augmentations. Pour l'année 2017, elle est de l'ordre de 3,3 µSv/an (cf. focus Détection de bouffées de ⁸⁵Kr, p. 146), ce qui est tout à fait concordant avec les estimations faites à partir des activités de ⁸⁵Kr mesurées dans l'air autour du site.

FIGURE 7 / MOYENNES TRIMESTRIELLES DES ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU KRYPTON-85 MESURÉES MENSUELLEMENT DANS L'AIR AUX CINQ STATIONS VILLAGES SITUÉES AUTOUR DU SITE DE LA HAGUE (Bq/m³) DEPUIS SEPTEMBRE 2009



FOCUS DÉTECTION DES BOUFFÉES DE KRYPTON-85 PAR LE RÉSEAU TÉLÉRAY

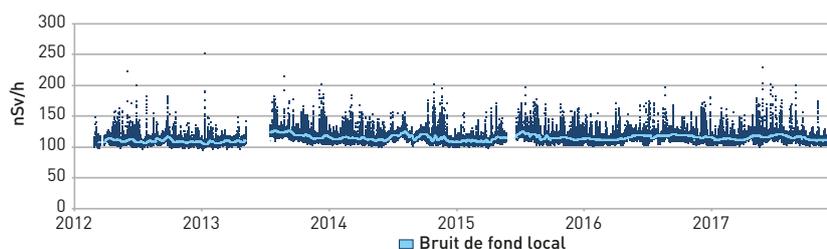
À la station d'Omonville-La-Petite, les équipements de l'IRSN détectent régulièrement des élévations du débit d'équivalent de dose exprimé en nanoSievert par heure (1 nSv/h = 0,001 µSv/h). La balise Téléray (compteur proportionnel) délivre une mesure toutes les 10 minutes, et détecte, lors de ces épisodes, des élévations de plus de 100 nSv/h (figure A).



Balise Téléray (1^{er} plan à gauche), à la station d'Omonville-la-Petite

© IRSN

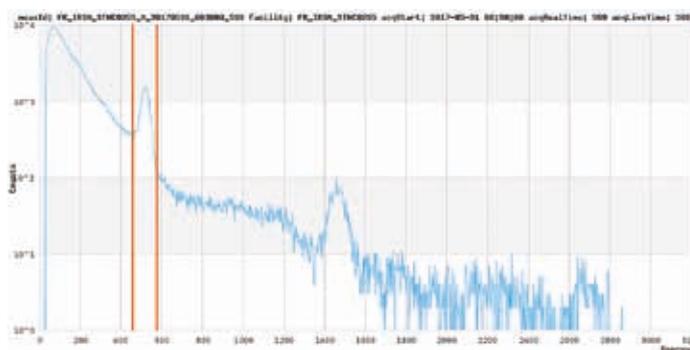
FIGURE A / DÉBIT DE DOSE (nSv/h) MESURÉ PAR LA BALISE DU RÉSEAU TÉLÉRAY D'OMONVILLE-LA-PETITE



Ces élévations ont parfois pour origine des phénomènes naturels de rabattement des descendants particuliers du radon, mais le plus souvent sont liées aux rejets de krypton-85 en provenance de l'usine d'Orano La Hague.

En complément de la balise Téléray, une balise de spectrométrie gamma est installée depuis octobre 2016. Lors des rejets industriels, le pic du krypton est clairement visible à 514 keV (figure B).

FIGURE B / SPECTRE DE LA BALISE DE SPECTROMÉTRIE GAMMA LORS D'UNE BOUFFÉE DE KRYPTON-85 – Station d'Omonville-la-Petite (nombre de coups en fonction de l'énergie)



Le traitement des spectres permet de discriminer les élévations d'origine artificielle de celles d'origine naturelle grâce au calcul d'un indicateur de présence de radionucléides artificiels, et d'isoler les radionucléides responsables de ces élévations avec par exemple l'extraction du nombre de coups attribués au krypton-85.

À la station d'Omonville-la-Petite, il existe une forte corrélation entre la présence de radionucléides artificiels et l'identification de krypton-85 (figure C).

FIGURE C / CORRÉLATION ENTRE L'INDICATEUR DE PRÉSENCE DE RADIONUCLÉIDES ARTIFICIELS ET LE NOMBRE DE DÉTECTIONS (COUPS) ATTRIBUÉS AU KRYPTON-85

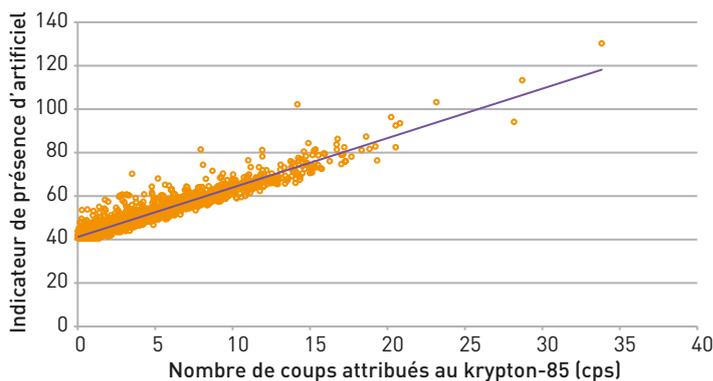
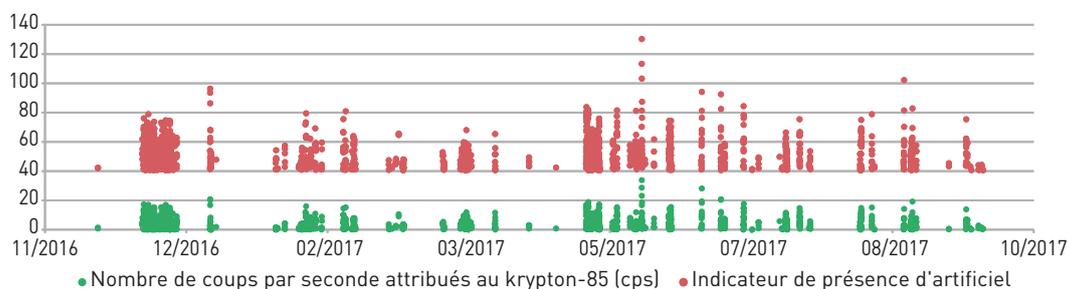
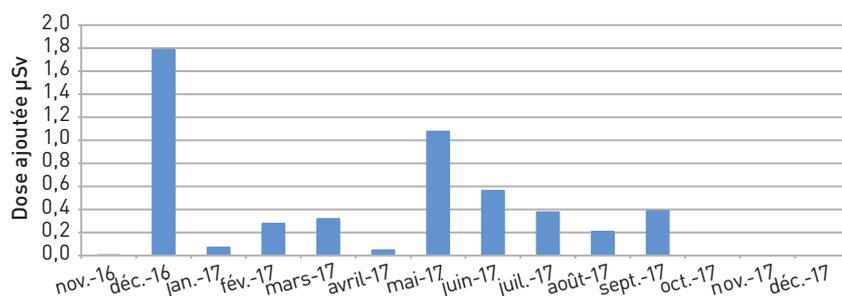


FIGURE D / IDENTIFICATION DES MESURES CONCERNÉES PAR UNE BOUFFÉE DE KRYPTON-85 – Station d'Omonville-la-Petite



Après identification des mesures significatives de rejets de radionucléides artificiels (figure D), et par soustraction de leur bruit de fond de référence, on peut déterminer la dose ajoutée provenant des rejets de krypton-85. Son cumul permet de calculer une dose ajoutée de 3,3 μSv pour l'année 2017. Le graphique en figure E montre les variations mensuelles de cette dose ajoutée, la valeur maximale enregistrée sur la station d'Omonville-la-Petite est de 1,8 μSv pour le seul mois de décembre 2016.

FIGURE E / DOSE AJOUTÉE MENSUELLE APPORTÉE PAR LE KRYPTON-85 DE NOVEMBRE 2016 À SEPTEMBRE 2017 – Station d'Omonville-la-Petite ($\mu\text{Sv}/\text{mois}$)



Le tritium

Au niveau de l'usine Orano de la Hague, la majeure partie du tritium est piégée sous forme d'eau tritiée puis évacuée en mer. Une très faible fraction du tritium est rejetée sous forme gazeuse. L'influence de ces rejets gazeux reste modérée en milieu atmosphérique.

En raison des seuils de décision utilisés par Orano pour la surveillance de routine (de l'ordre de $0,4 \text{ Bq/m}^3$ soit 40 fois le bruit de fond du tritium dans l'air, naturel et hérité des essais nucléaires) les mesures effectuées par Orano ne permettent que rarement de quantifier l'activité en tritium total (HTO+HT) de l'air prélevé aux 5 stations situées dans les communes autour du site. Entre 2015 et 2017 c'est à la station d'Herqueville, située au sud-est de l'usine que le nombre de valeurs significatives⁽¹⁾ est le plus élevé (seulement 3 % de valeurs supérieures au SD de $0,4 \text{ Bq/m}^3$). À l'inverse, il est régulièrement mesuré dans l'eau de pluie recueillie sur 3 stations installées à Omonville-la-Petite pour Orano, à Digulleville pour l'ANDRA et à Gréville-Hague pour l'IRSN (cf. figure 8). Pour les deux stations les plus exposées aux vents dominants (Digulleville et Omonville-la-Petite) les activités volumiques peuvent dépasser ponctuellement 30 Bq/L .

À Omonville-la-Petite, l'IRSN dispose depuis 2015, en complément de la surveillance d'Orano, d'un barboteur pour la surveillance du tritium atmosphérique. Ce dispositif ainsi que les moyens métrologiques plus performants mis en œuvre à des fins d'expertise (cf. focus « La station Omonville-la-Petite », p. 141)

permettent de mesurer les activités en tritium dans l'atmosphère et notamment sous forme de vapeur d'eau (HTO) et d'hydrogène tritiée (HT) (cf. figure 9). Depuis 2017, l'IRSN a également implanté son collecteur d'eau de pluie sur cette station en complément des dispositifs de mesures déjà implantés (barboteurs, station aérosols, balise Téléray et sonde de spectrométrie). Les valeurs moyennes de tritium sous forme HTO et HT mesurées dans l'air à cet endroit entre 2015 et 2017 sont respectivement de $0,07 \text{ Bq/m}^3$ et $0,14 \text{ Bq/m}^3$. La moyenne de l'activité en tritium dans l'eau de pluie à Omonville-la-Petite en 2017 est de $7,1 \text{ Bq/L}$. Ce résultat est parfaitement cohérent avec celui obtenu dans l'air pour la partie HTO.

À Omonville-la-Petite, ce marquage de l'air en tritium génère pour la population une exposition interne par inhalation extrêmement faible (la dose efficace est estimée à moins de $0,01 \mu\text{Sv/an}$), mais également dans le cas du tritium sous forme HTO une exposition interne par voie transcutanée. La dose efficace estimée est égale à celle calculée pour l'inhalation. La dose totale due au tritium atmosphérique est donc inférieure à $0,02 \mu\text{Sv/an}$. Cette dose est du même ordre de grandeur quoiqu'inférieure à celles évaluées par Orano à partir des rejets de 2016: $0,04 \mu\text{Sv/an}$ pour un adulte qui habiterait à Goury et $0,1 \mu\text{Sv/an}$ pour une personne résidant dans le canton de Digulleville. Les différences s'expliquent principalement par le lieu où sont faites les évaluations qui est plus ou moins éloigné du point de rejet et plus ou moins sous les vents dominants.

1. La notion de « valeur significatives » implique ici une valeur mesurée supérieure au seuil de décision (SD). Cette notion est valable pour tout le reste du document.

FIGURE 8 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM (HTO) DANS L'EAU DE PLUIE MESURÉES AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/L)

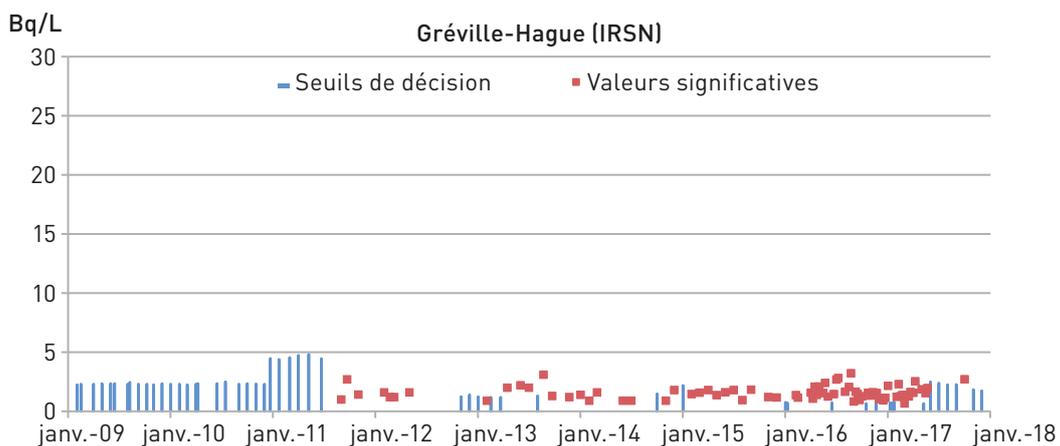
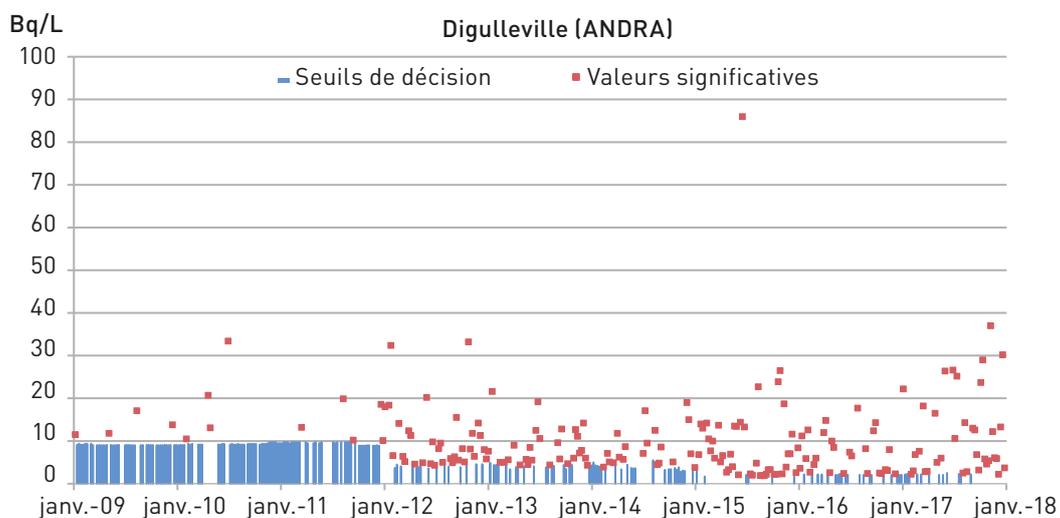
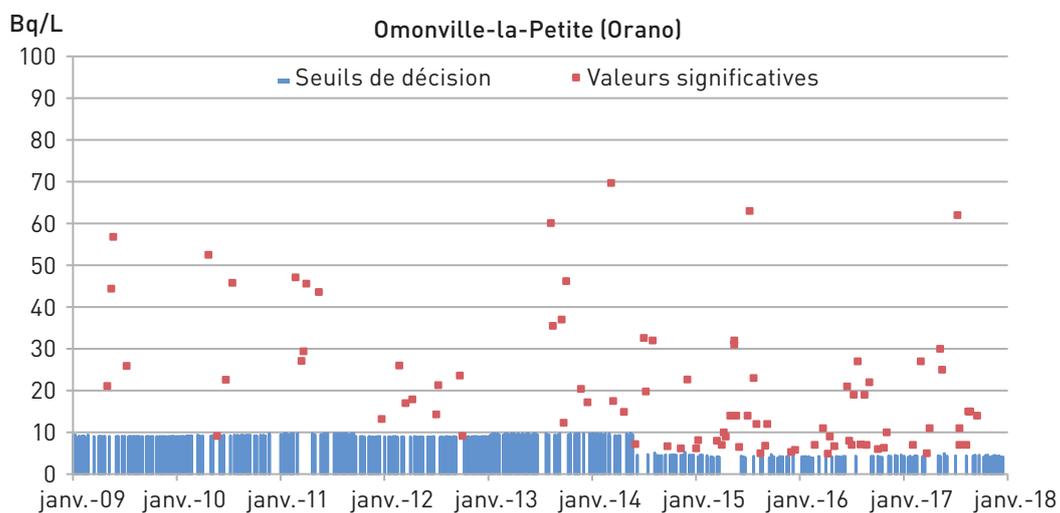
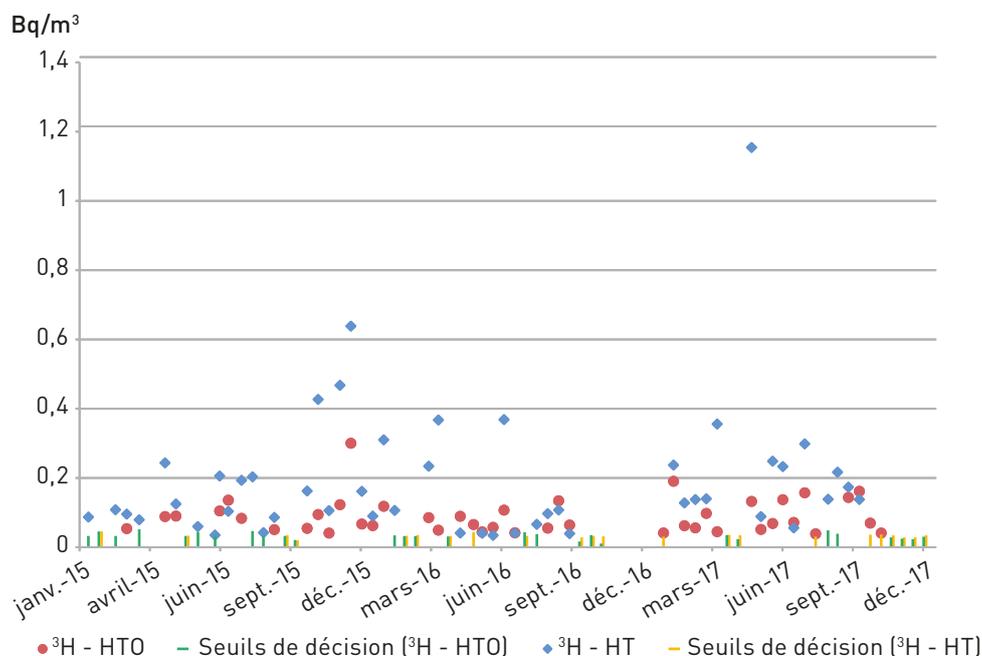


FIGURE 9 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM (HT et HTO) DANS L'ATMOSPHÈRE MESURÉES À LA STATION IRSN D'OMONVILLE-LA PETITE DEPUIS 2015 (Bq/m³)



Les faibles niveaux d'activités massiques de tritium lié mesurés dans l'herbe résultent de ces activités atmosphériques. Suivant les stations de prélèvement, les valeurs moyennes calculées sur la période 2015 à 2017 vont de 1,1 à 3,5 Bq/kg frais (cf. figure 10), soit des valeurs légèrement supérieures au bruit de fond radiologique local. Les activités les plus élevées se trouvent à proximité du site sur la commune de Digulleville, sous les vents dominants au nord-est du site.

La répartition spatiale des activités mesurées est cohérente avec la rose des vents du site (cf. figure 21).

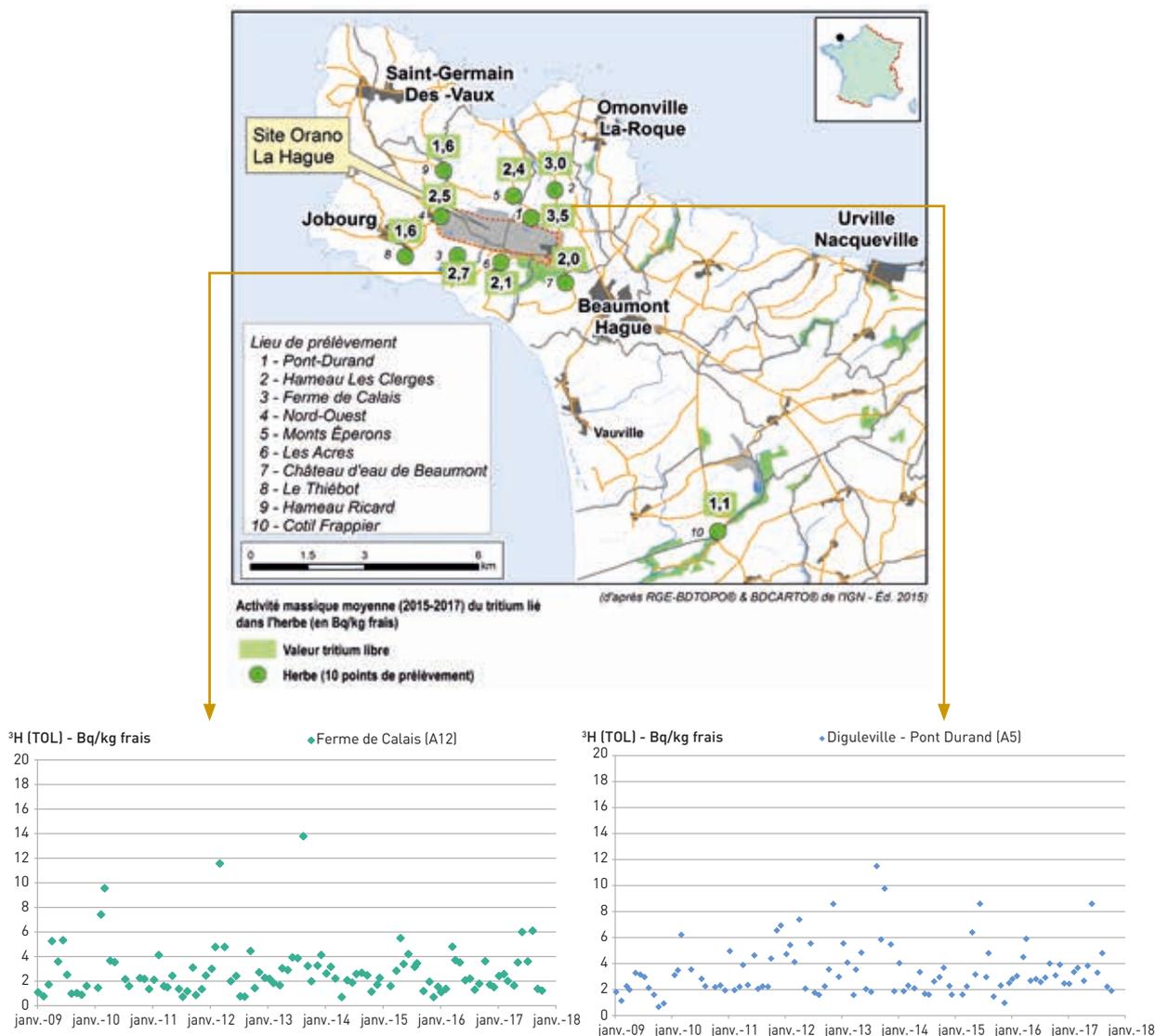
Dans les légumes feuilles (poireaux, chou-fleur, persil...) les activités massiques mesurées du tritium lié (TOL), comprises entre 0,5 à 2,2 Bq/kg frais, sont supérieures au bruit de fond avec une valeur moyenne de 1,1 Bq/kg frais. La mesure du tritium libre (HTO) a été réalisée sur seulement deux échantillons de chou-fleur. Les deux échantillons présentaient des valeurs significatives entre 2 et

8 fois la valeur du bruit fond. Dans les légumes racines (carotte et pomme de terre) les résultats sont similaires, la valeur moyenne est de 1,2 Bq/kg frais en tritium lié et 5,4 Bq/kg frais en tritium libre.

Les activités volumiques du tritium libre (HTO) du lait sont majoritairement inférieures au seuil de décision (< 4,5 Bq/L). Entre 2015 et 2017, c'est le lait provenant de la commune de Digulleville qui présente le plus grand nombre de valeurs significatives (21 % de valeurs) avec une activité maximale de 10 Bq/L. Les activités massiques du tritium lié quantifiées dans les viandes se distinguent du bruit de fond avec des moyennes sur la période étudiée de 5,3 Bq/kg frais pour les volailles, 2,1 Bq/kg frais pour le mouton et 3,6 Bq/kg frais pour le lapin de garenne.

Les activités massiques moyennes du miel et des œufs sont du même ordre de grandeur (respectivement 4,9 et 1,7 Bq/kg frais). Ces valeurs sont proches de celles observées en 2011-2014.

FIGURE 10 / ACTIVITÉS MASSIQUES MOYENNES SUR LA PÉRIODE 2015-2017 DU TRITIUM LIÉ DANS LES HERBAGES PRÉLEVÉS SUR LES 10 STATIONS AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg frais) ET CHRONIQUES DES ACTIVITÉS MESURÉES SUR DEUX DE CES STATIONS DEPUIS JANVIER 2009 (Bq/kg frais)

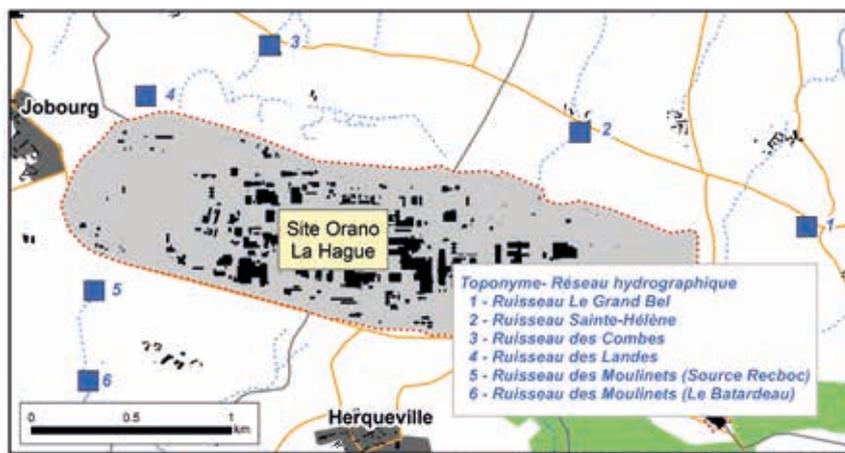
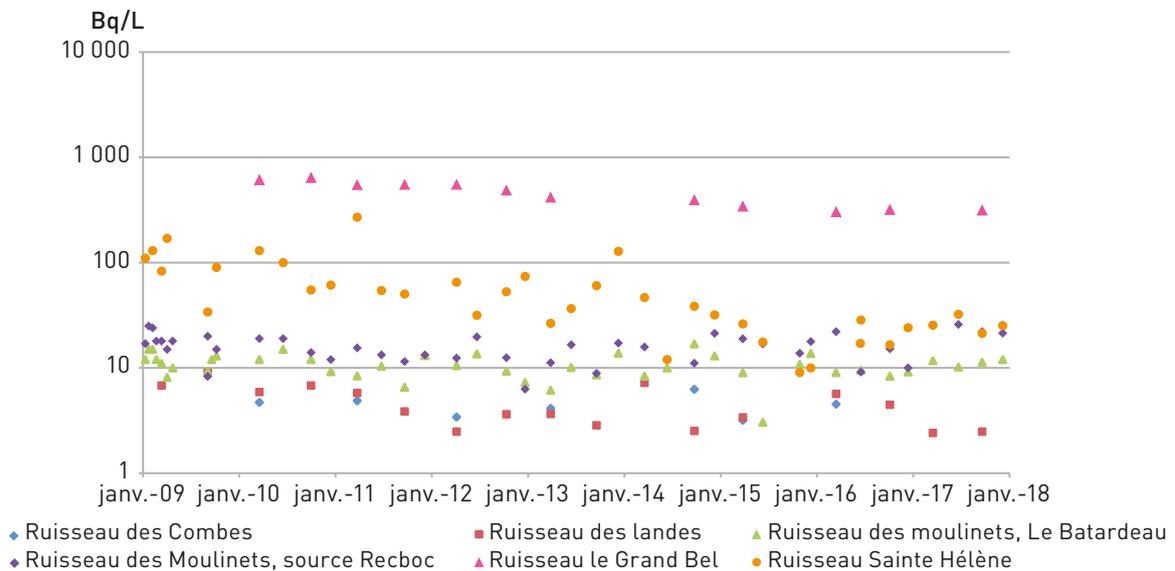


La configuration du relief et l'étroitesse de la presqu'île du Cotentin ne laissent la place qu'à de petites rivières côtières qui se jettent toutes dans la Manche. Des activités volumiques en tritium ont été mesurées dans l'eau de tous les ruisseaux situés dans l'environnement du site (cf. figure 11). Seuls 3 d'entre eux présentent régulièrement des activités en tritium dépassant 10 Bq/L : le ruisseau des Moulinets (source recboc), la Sainte-Hélène et le Grand Bel avec des activités volumiques moyennes pour les données IRSN calculées sur la période 2015-2017 respectivement de 18 Bq/L, 21 Bq/L et 319 Bq/L.

Le ruisseau de la Sainte-Hélène et son affluent le Grand Bel est l'exutoire, après stockage dans un bassin d'orage, des eaux pluviales et des eaux de drainage de la zone est du site d'Orano La Hague et du site de l'ANDRA (cf. figure 4). Le marquage en tritium qui perdure encore aujourd'hui est lié à une pollution historique datant des années 1970.

Le ruisseau des Moulinets est l'exutoire des eaux pluviales de la zone ouest du site d'Orano ainsi que des eaux usées. Enfin, le ruisseau des Combes est l'exutoire des eaux pluviales de la zone nord.

FIGURE 11 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM LIBRE (HTO) DANS LES COURS D'EAUX PRÉLEVÉS SUR LES 6 POINTS DE SURVEILLANCE DE L'IRSN AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/L) DEPUIS JANVIER 2009 ET LOCALISATION DES DIFFÉRENTS RUISSEAUX



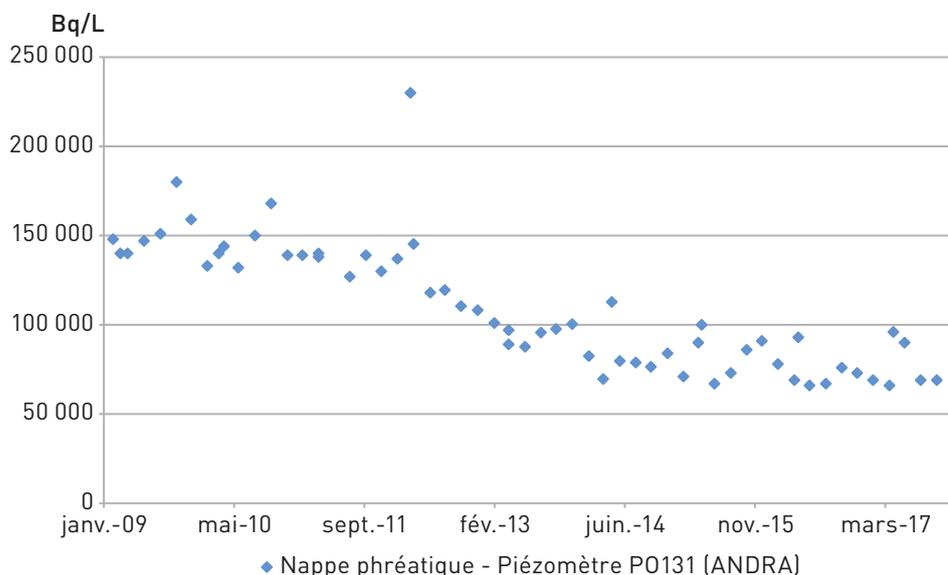
(d'après RGE-BD TOPO® & BDCARTO® de l'IGN - Éd. 2015)

Sur la période 2015-2018, l'amélioration des performances météorologiques des appareils mis en œuvre par l'exploitant a permis de mieux caractériser les activités volumiques du tritium HTO dans les eaux de boisson. Sur les 12 stations surveillées par Orano autour de l'établissement de la Hague, des activités significatives en tritium sont aujourd'hui quantifiables. Pour le forage du Hameau Fabien le plus proche du site, situé sur la commune de Beaumont-Hague, les valeurs d'activités volumiques mesurées sont comprises entre 7 et 17 Bq/L, avec une activité volumique moyenne de 9,8 Bq/L. Hormis pour ce forage, les activités mesurées, lorsqu'elles sont significatives, restent majoritairement inférieures à 10 Bq/L.

L'ingestion quotidienne de 2 L d'eau provenant du forage du hameau Fabien génère une dose efficace de 0,13 μ Sv/an.

Les eaux de la nappe phréatique situées sous le site de La Hague et plus particulièrement du CSM, présentent un marquage par le tritium élevé, pouvant atteindre au maximum une activité volumique de 100 000 Bq/L depuis 2014 sur le piézomètre le plus marqué. La nappe phréatique en aval du CSM est affectée par une contamination en tritium historique, liée à un incident sur un ouvrage de stockage en 1976 et actuellement en phase de décroissance (cf. figure 12). L'eau de cette nappe n'est destinée à aucun usage.

FIGURE 12 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM TOTAL DANS LA NAPPE PHRÉATIQUE AU NORD-EST ET À L'APLOMB DU CSM AU PIÉZOMÈTRE P0131 (Bq/L) DEPUIS JANVIER 2009



Le marquage par les rejets liquides tritiés de La Hague mais aussi, bien que dans une moindre mesure, de l'usine britannique de Sellafield, est net sur l'ensemble de la Manche.

L'activité volumique moyenne du tritium libre dans l'eau de mer sur la période 2015 à 2017 (cf. figure 13) se situe autour de 12 Bq/L au niveau du cap de La Hague (à comparer à un bruit de fond naturel de l'ordre de 0,1 à 0,2 Bq/L). Elle diminue progressivement lorsque l'on s'en éloigne. Il faut noter que ces valeurs moyennes masquent des variations très importantes en quelques heures (voir le focus du *Bilan radiologique IRSN* de 2012).

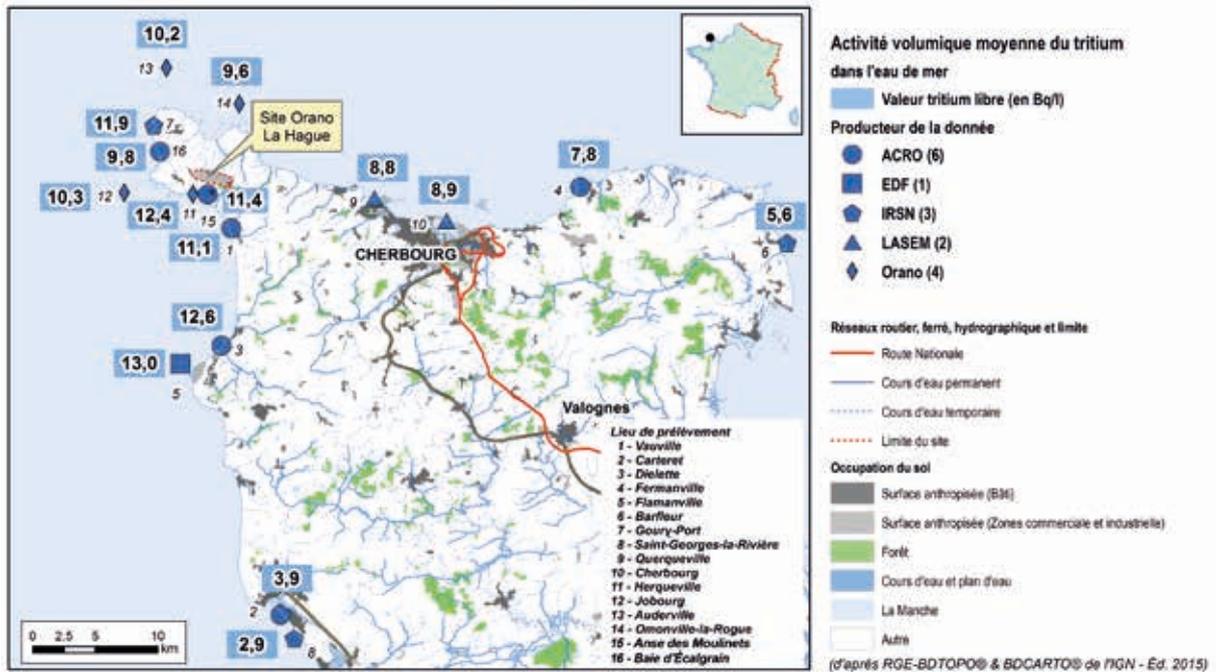
L'activité du tritium des organismes marins, végétaux et animaux étant en équilibre avec celle de l'eau, les activités massiques sont du même ordre de grandeur. Les activités massiques moyennes mesurées dans les poissons pêchés sur la côte ouest du Cotentin sont de 3,7 Bq/kg frais pour le tritium lié (TOL) et 6,8 Bq/kg frais pour le tritium libre (HTO). Quant aux mollusques, les deux échantillons de coquilles Saint-Jacques prélevés sur la côte nord du Cotentin dépassent tous le bruit de fond ; l'activité massique moyenne mesurée est de 3 Bq/kg frais pour le tritium lié et de 6,7 Bq/kg frais pour le tritium libre. Les

deux échantillons de patelles prélevés vers Herquemoulin présentent des niveaux similaires, avec une activité volumique moyenne pour le tritium libre un peu plus élevée (10,3 Bq/kg frais). Ces activités sont cohérentes avec celle de l'eau de mer puisqu'elles sont du même ordre de grandeur, l'équilibre en tritium s'établissant entre l'eau de mer et les poissons.

La dose potentiellement due au tritium rejeté par le site et liée à l'ingestion de denrées locales (légumes, poissons, viande, etc.) est extrêmement faible. Elle est estimée à moins de 0,01 µSv/an pour un adulte se nourrissant d'aliments produits autour du site de La Hague, sur la base des activités moyennes mesurées dans les denrées durant la période d'observation (2015-2017). Le régime alimentaire retenu (cf. tableau 5) est celui d'une population vivant dans le nord Cotentin et dont le chef de famille est pêcheur. Ce dernier est représentatif d'un régime alimentaire moyen avec une consommation un peu plus importante de poissons. Les données du régime alimentaire ainsi que les données d'autoconsommation sont issues de l'enquête CREDOC⁽²⁾. Cette dose est négligeable au regard de celles liées aux rejets de krypton-85 présentées précédemment.

2. Département Prospective de la consommation (1998) Enquête sur la consommation alimentaire dans le Nord Cotentin pour la COGEMA CREDOC.

FIGURE 13 / ACTIVITÉS MOYENNES DU TRITIUM LIBRE DANS L'EAU DE MER AU NIVEAU DE LA PRESQU'ÎLE DU COTENTIN SUR LA PÉRIODE 2015-2018 (Bq/L)



Le site de La Hague vu de l'Anse des Moulins

© J.-M. Taillat/Areva

Le carbone-14

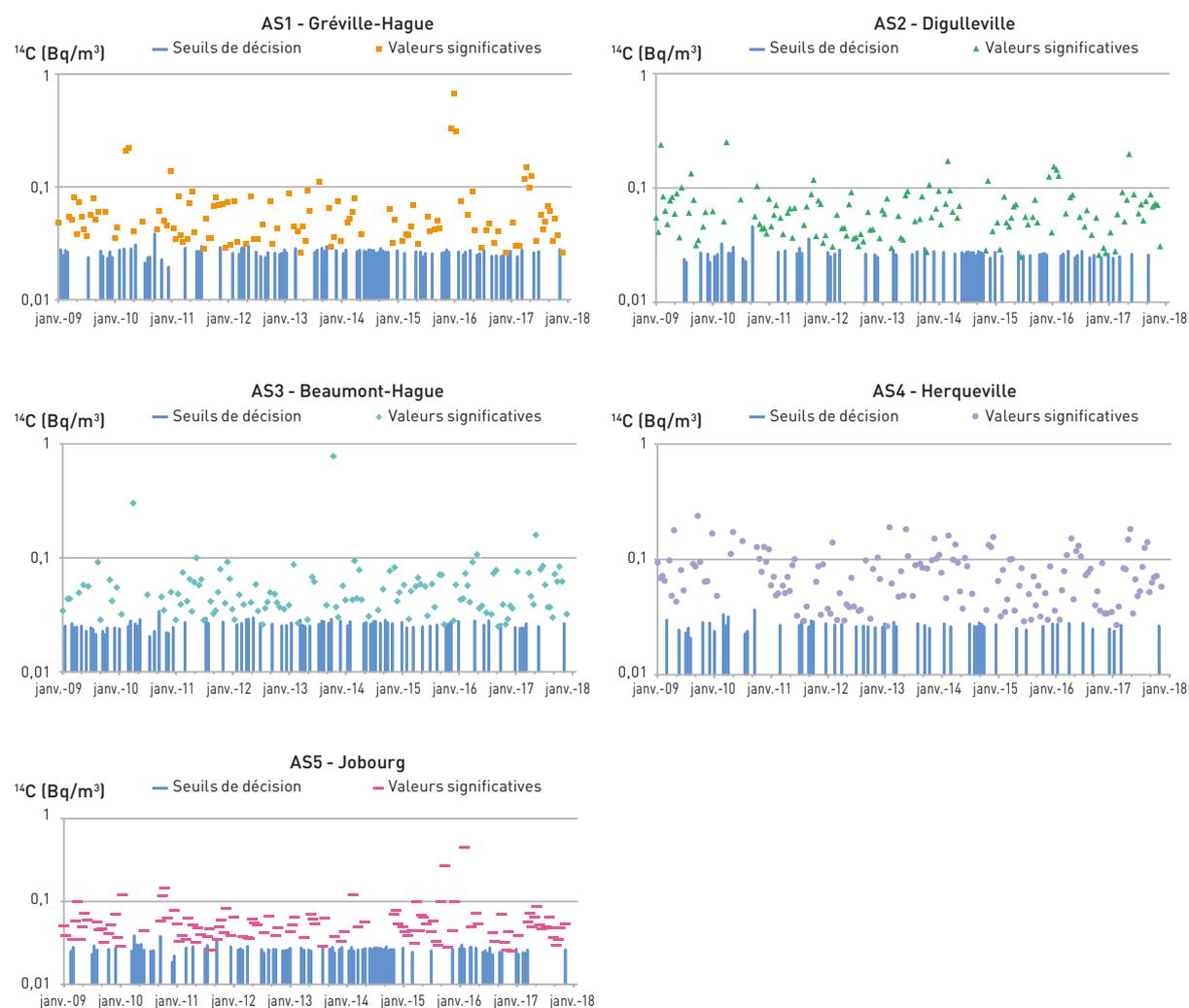
L'influence des rejets de carbone-14 sous forme liquide et gazeuse (CO_2) est visible dans la plupart des composantes de l'environnement.

Dans l'air, le carbone-14 est régulièrement mesuré au niveau des cinq stations villages situées autour du site (cf. figure 14). Les activités volumiques mesurées bimensuellement dans l'air (à l'origine des activités mesurées dans la chaîne alimentaire terrestre), fluctuent entre moins de $0,03 \text{ Bq/m}^3$ ($< \text{SD}$) et $2,2 \text{ Bq/m}^3$, avec des valeurs moyennes

calculées sur les trois dernières années, de 2015 à 2017, comprises entre la valeur du bruit de fond pour ce radionucléide (soit $0,05 \text{ Bq/m}^3$ environ) à Digulleville et Beaumont-Hague et $0,08 \text{ Bq/m}^3$ à Jobourg.

La dose liée à l'inhalation de carbone-14 (sous forme CO_2) reçue par la population résidant sur la commune de Jobourg où l'activité volumique moyenne mesurée est la plus élevée, est extrêmement faible (au maximum elle est inférieure à $0,002 \mu\text{Sv/an}$).

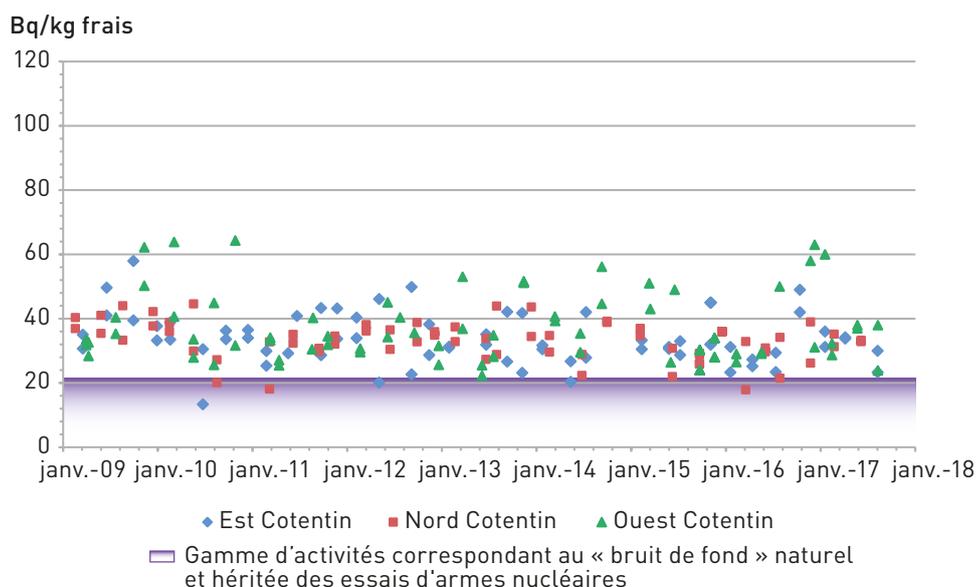
FIGURE 14 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU CARBONE-14 MESURÉES DANS L'AIR AU NIVEAU DES CINQ STATIONS VILLAGES DEPUIS JANVIER 2009 AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/m^3)



L'influence des rejets de carbone-14 est plus marquée dans les denrées et notamment dans les denrées marines (poissons, mollusques et crustacés) avec des activités massiques mesurées qui fluctuent entre le bruit de fond (de l'ordre de 20 Bq/kg frais) et 3 à 4 fois cette valeur (cf. figures 15 à 17). Les activités massiques moyennes calculées entre 2015 et 2017 sont comprises entre 33 Bq/kg frais pour les poissons et 53 Bq/kg frais pour les crustacés. La variabilité des activités massiques mesurées fait qu'il n'est pas possible de distinguer les denrées marines provenant

des différentes zones de prélèvement autour du site (ouest, nord et est Cotentin). Toutefois, les mesures spécifiques réalisées sur les patelles prélevées sur les côtes du Cotentin montrent que l'influence des rejets de La Hague est nettement plus marquée à proximité des rejets de l'usine (au niveau de la conduite de rejet vers Goury et l'Anse des Moulinets) que plus à l'est vers Cherbourg ou plus au sud vers Barneville-Carteret. Cette influence est par ailleurs visible, mais dans une moindre mesure, sur toutes les côtes françaises de la Manche jusqu'à Dunkerque (cf. figure 18).

FIGURE 15 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU CARBONE-14 DANS LES POISSONS PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE DEPUIS JANVIER 2009 (Bq/kg frais)



Prélèvement de poisson (plie)

FIGURE 16 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU CARBONE-14 DANS LES CRUSTACÉS PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE DEPUIS JANVIER 2009 (Bq/kg frais)

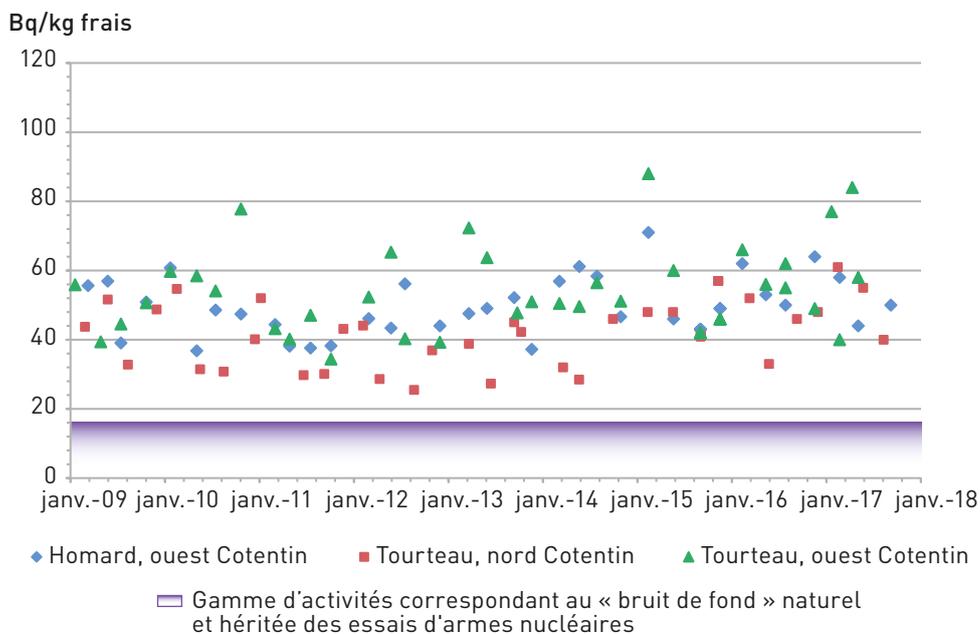
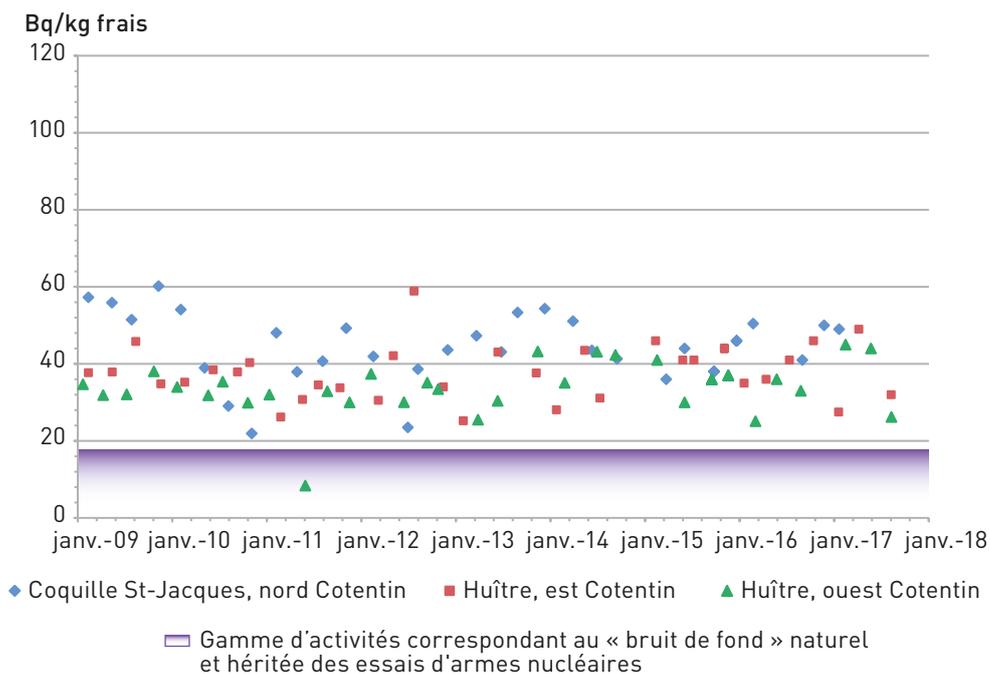
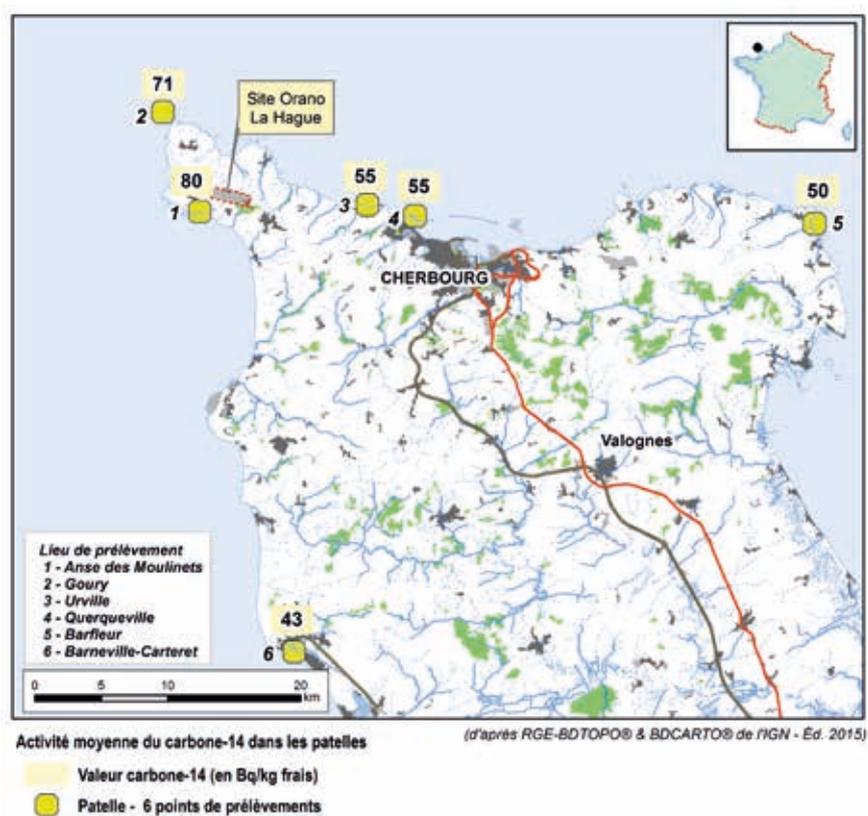


FIGURE 17 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU CARBONE-14 DANS LES MOLLUSQUES PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE DEPUIS JANVIER 2009 (Bq/kg frais)



Nota : depuis 2014, suite à l'indisponibilité de la ressource en moules, Orano ne prélève que des huîtres.

FIGURE 18 / ACTIVITÉS MOYENNES DU CARBONE-14 MESURÉES DANS LES PATELLES PRÉLEVÉES AUTOUR DE LA HAGUE ENTRE 2015 ET 2017 (Bq/kg frais)



En milieu terrestre, les activités du carbone-14 autour de La Hague se distinguent également du « bruit de fond » de ce radionucléide (cf. chapitre 2), mais dans une moindre mesure. Dans le lait (cf. figure 19), les activités volumiques mesurées dépassent rarement 40 Bq/L. Les moyennes calculées entre 2015 et 2017 sont comprises entre 19 Bq/L à Jobourg (Hameau Ricard) et 28 Bq/L à Herqueville (Hameau de l'église) dont la majeure partie est d'origine naturelle (de l'ordre de 15 Bq/L).

La répartition spatiale des activités mesurées dans l'herbe (cf. figure 20) est assez cohérente avec la rose des vents (cf. figure 21) et avec la distance entre le lieu de prélèvement et le site, ce qui permet de délimiter les zones d'influence des rejets atmosphériques de La Hague. Les vents dominants viennent majoritairement de l'ouest et du sud-ouest.

FIGURE 19 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU CARBONE-14 DANS LE LAIT PRÉLEVÉ AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/L)
 DEPUIS JANVIER 2009

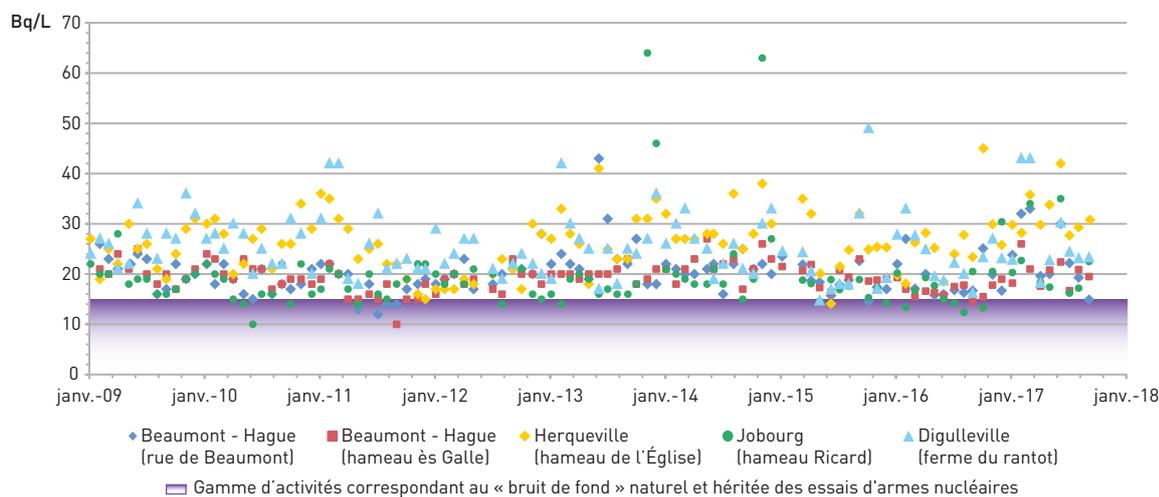
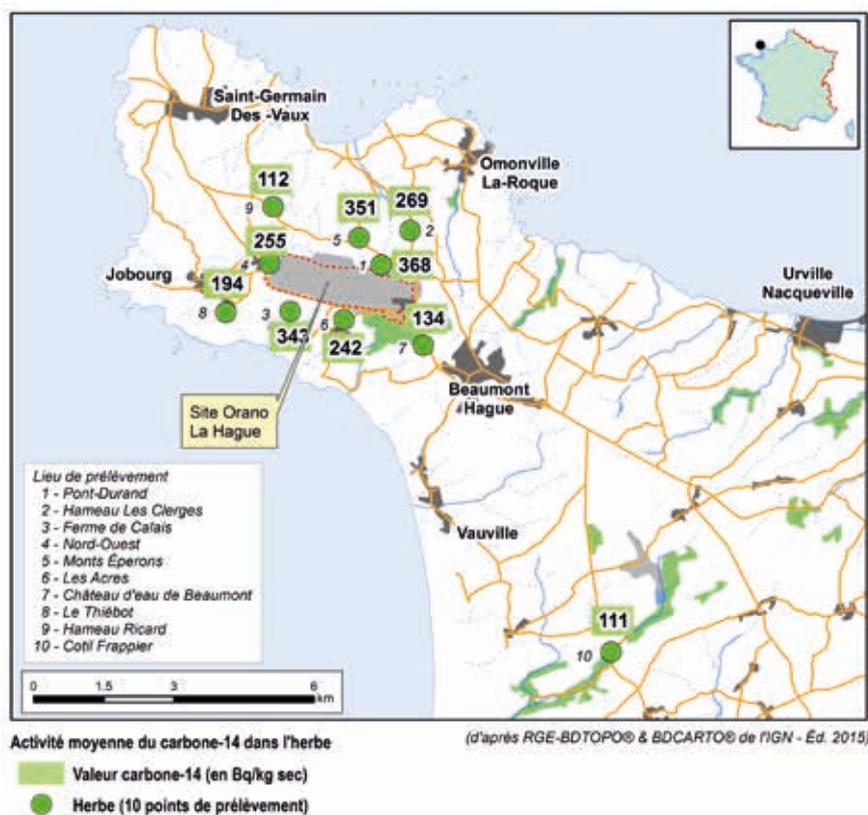


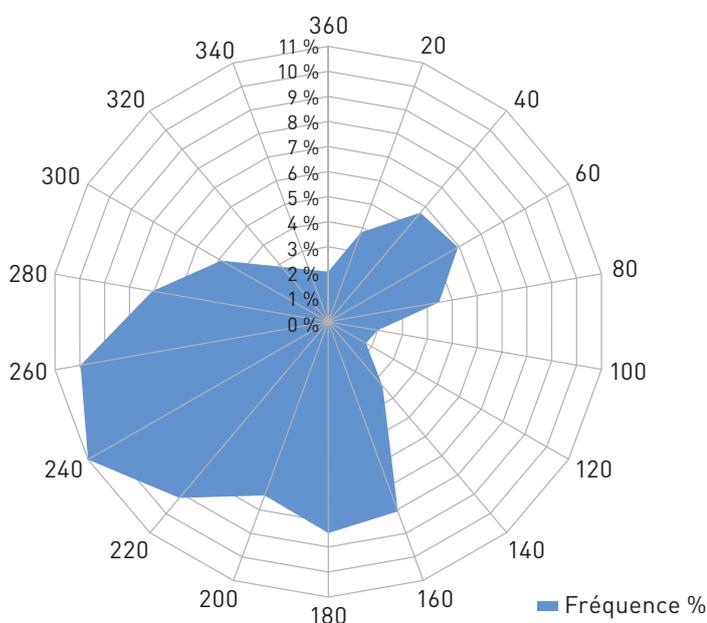
FIGURE 20 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU CARBONE-14 DES HERBAGES PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg sec)^[3]

Valeurs moyennes sur la période 2015-2017 pour les dix stations de prélèvement. Les activités les plus élevées se trouvent à proximité du site et sous les vents dominants à l'est/nord-est du site.



3. Depuis 2014, pour une meilleure harmonisation des données transmises dans la base de données du Réseau National de mesure (RNM), l'ASN a souhaité que les résultats sur les matrices non comestibles soient exprimés en Bq/kg sec.

FIGURE 21 / ROSE DES VENTS (La Hague)



Les valeurs moyennes mesurées dans les légumes feuilles et les légumes racines entre 2015 et 2017 (cf. figure 22) sont respectivement de 17 et 27 Bq/kg frais, soit entre 2 et 3 fois la valeur du bruit de fond (7 Bq/kg frais pour les légumes feuilles et 10 Bq/kg frais pour les légumes racines). Les teneurs en carbone-14 mesurées sur cette période dans les viandes (volaille et mouton) et les œufs (cf. figure 23) restent dans la gamme de celles observées en France et dont l'origine est essentiellement naturelle (environ 35 Bq/kg frais pour les œufs, 55 Bq/kg frais pour les volailles et 65 Bq/kg frais pour les moutons). Seul le lapin de garenne a présenté une fois un dépassement de la valeur du bruit de fond pour ce type de denrée (environ 50 Bq/kg frais). L'activité massique moyenne calculée pour ce produit entre 2015 et 2017 est de 46 Bq/kg frais. Pour les fruits (mûres) les activités massiques mesurées sont proches du bruit de fond (14 Bq/kg frais), la valeur moyenne calculée sur la période étudiée est de 15 Bq/kg frais.

Les deux échantillons de miel prélevés en 2015 et 2016 présentent une activité massique moyenne élevée de 73 Bq/kg frais. C'est le cas également du thym dont l'activité massique moyenne mesurée sur les deux échantillons est de 133 Bq/kg frais. Ces deux aliments ont la particularité de concentrer la radioactivité.

La dose potentiellement due à l'ingestion de denrées locales (lait, légumes, poissons, viande, miel, etc.) marquées en carbone-14 par les rejets de l'usine de la Hague est estimée à 0,4 µSv/an pour un adulte se nourrissant d'aliments produits autour du site de la Hague sur la base des activités moyennes mesurées dans les denrées durant la période d'observation (2015-2017). Le régime alimentaire retenu (cf. tableau 5) est celui d'une population vivant dans le nord Cotentin et dont le chef de famille est pêcheur. Les données du régime alimentaire et les taux d'autoconsommation sont issues de l'enquête CREDOC réalisée dans la région en 1998.

FIGURE 22 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU CARBONE-14 MESURÉES DANS QUELQUES DENRÉES VÉGÉTALES PRÉLEVÉES AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg frais) DEPUIS JANVIER 2009

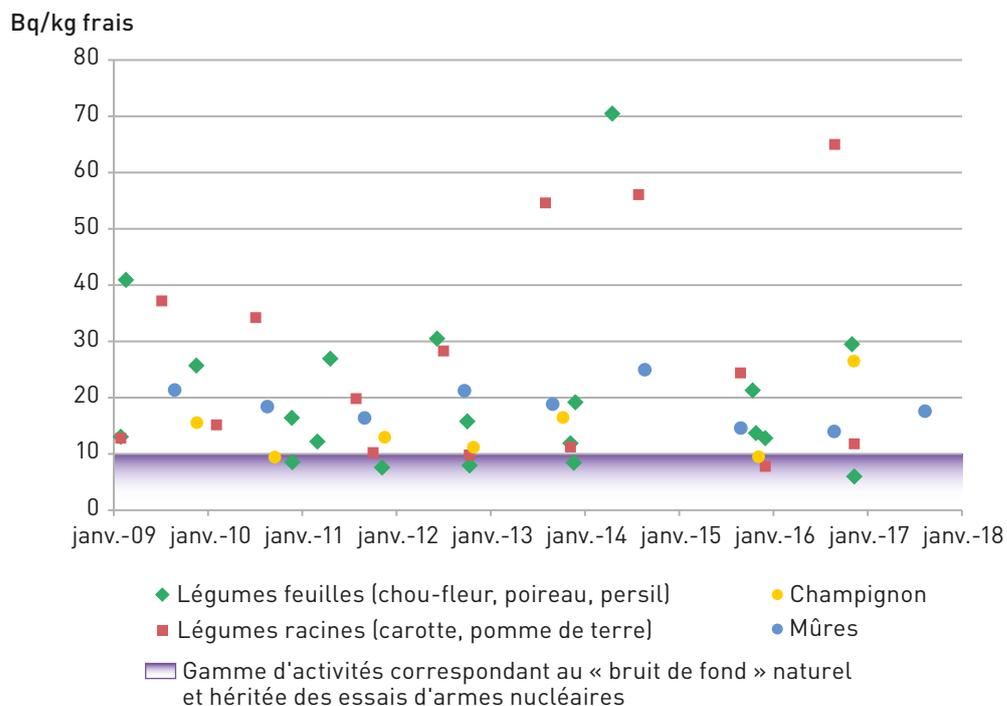
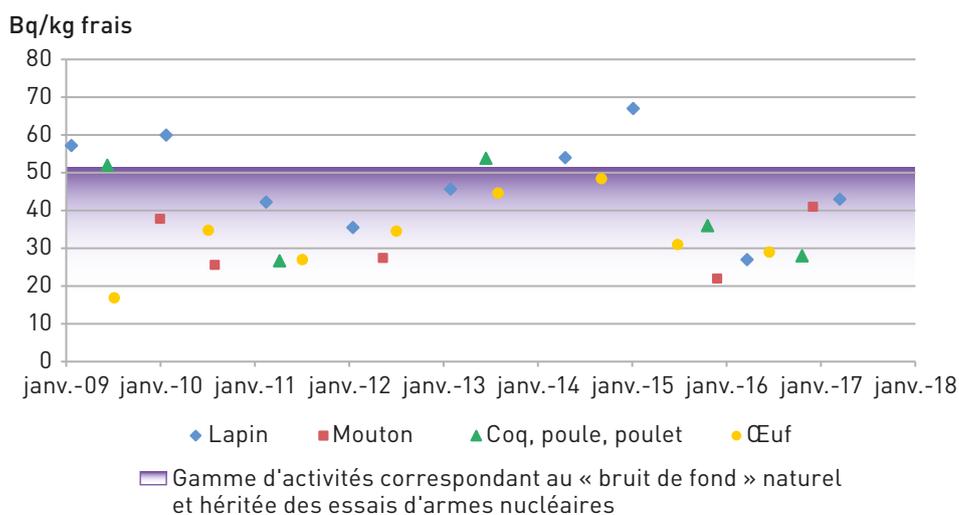


FIGURE 23 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU CARBONE-14 MESURÉES DANS QUELQUES DENRÉES D'ORIGINE ANIMALES PRÉLEVÉES AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg frais) DEPUIS JANVIER 2009



L'iode-129

L'iode-129 est majoritairement rejeté en mer après mélange avec les eaux tritiées.

Le rejet d'iode-129 par voie gazeuse (6,1 MBq en 2016) reste limité puisqu'il est préalablement absorbé dans des filtres à iode installés sur les cheminées de rejet. Pour cela et en raison des seuils de décision utilisés par Orano pour sa surveillance de routine (de l'ordre de $0,008 \text{ Bq/m}^3$), il n'est jamais mesuré dans l'air au niveau des cinq stations villages situées dans les communes autour du site.

À Omonville-la-Petite, l'IRSN dispose depuis 2015, en complément de la surveillance d'Orano, d'une nouvelle station de prélèvement d'aérosols dotée d'un débit plus grand que celle implantée auparavant à Beaumont-Hague ($80 \text{ m}^3/\text{h}$). Ce dispositif ainsi que les moyens métrologiques plus performants mis en œuvre à des fins d'expertise permettent de mesurer les activités en iode-129 dans l'atmosphère. Les activités volumiques

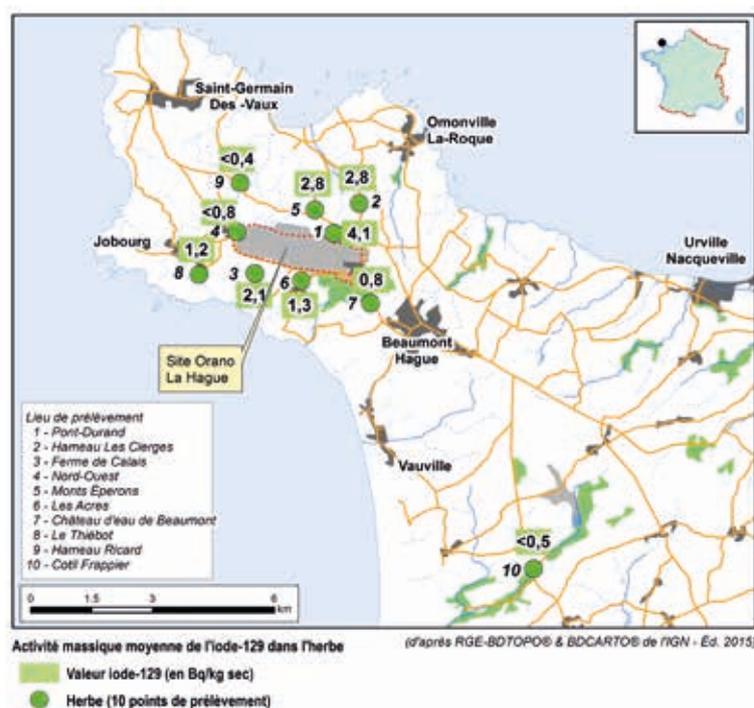
mesurées dans l'air fluctuent entre moins de $0,5 \mu\text{Bq/m}^3$ (SD) et $27 \mu\text{Bq/m}^3$ pour l'iode-129 mesuré sous forme particulaire et entre $13 \mu\text{Bq/m}^3$ (SD) et $390 \mu\text{Bq/m}^3$ pour l'iode-129 mesuré sous forme gazeuse. L'iode-129 est donc principalement rejeté sous forme gazeuse et la moyenne calculée entre 2015 et 2017 à Omonville-la-Petite s'élève à $48 \mu\text{Bq/m}^3$.

Ce marquage très faible de l'air en iode-129 à Omonville-la-Petite génère pour la population une exposition interne par inhalation extrêmement faible (la dose efficace est estimée à $0,04 \mu\text{Sv/an}$). Cette dose est inférieure à celle évaluée par Orano à partir des rejets de 2016: $0,9 \mu\text{Sv/an}$ pour un adulte résidant dans le canton de Digulleville.

Les activités massiques moyennes mesurées dans l'herbe⁽⁴⁾ entre 2015 et 2017, sont comprises entre moins de 0,4 et $4,4 \text{ Bq/kg sec}$ (cf. figure 24). La répartition spatiale des activités en iode-129 de l'herbe est similaire à celle du carbone-14 ou du tritium.

FIGURE 24 / ACTIVITÉS MASSIQUES MOYENNES DE L'IODE-129 DANS LES HERBAGES PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg sec) ENTRE 2015 ET 2017

Valeurs moyennes sur la période 2015-2015 pour les dix stations de prélèvement



4. Depuis 2014, pour une meilleure harmonisation des données transmises dans la base de données du Réseau National de mesure (RNM), l'ASN a souhaité que les résultats sur les matrices non comestibles soient exprimés en Bq/kg sec.

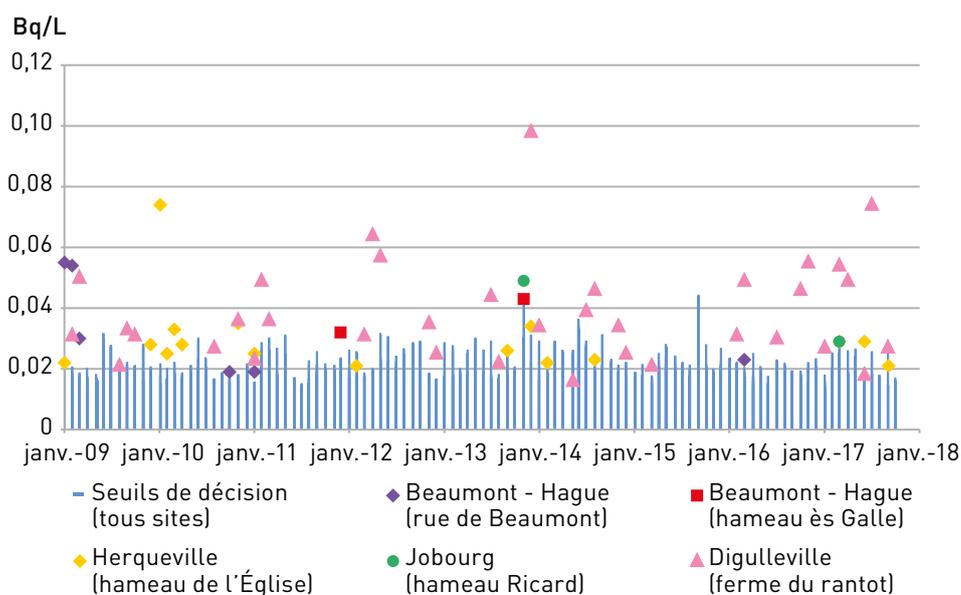
L'iode-129 est détecté dans moins de 10 % des échantillons de lait prélevés dans les fermes situées dans les communes de Beaumont-Hague, Herqueville et Jobourg (pour un seuil de décision de l'ordre de 0,02 Bq/L (cf. figure 25)). La valeur maximale mesurée sur ces communes est de 0,06 Bq/L. 34 % des échantillons de lait prélevés dans la ferme située au nord-est du site à Digulleville, où les échantillons d'herbes ont les niveaux d'activité massiques en iode-129 les plus élevés, présentent des valeurs significatives⁽⁵⁾ comprises entre 0,02 et 0,07 Bq/L. Les activités sont en bon accord avec celles mesurées dans les herbages, ce qui semble indiquer qu'une partie de l'affouragement des animaux est d'origine locale.

Aucune des analyses faites dans les choux, les carottes, les pommes de terre et les poireaux n'a permis de détecter l'iode-129 (SD < 0,1 Bq/kg frais). En revanche, il a été détecté systématiquement dans les prélèvements de persil, de thym et de champignons (avec des valeurs moyennes respectivement de 0,4, 1,8 et 0,06 Bq/kg frais).

L'absence d'activité quantifiable dans la viande (coq, lapin et mouton) pourrait résulter d'une faible part d'affouragement local. Toutefois, sur les deux échantillons d'œufs analysés entre 2015 et 2017, une valeur significative en iode-129 a été quantifiée : 0,1 Bq/kg frais ; une denrée vers laquelle l'iode est fortement transféré.

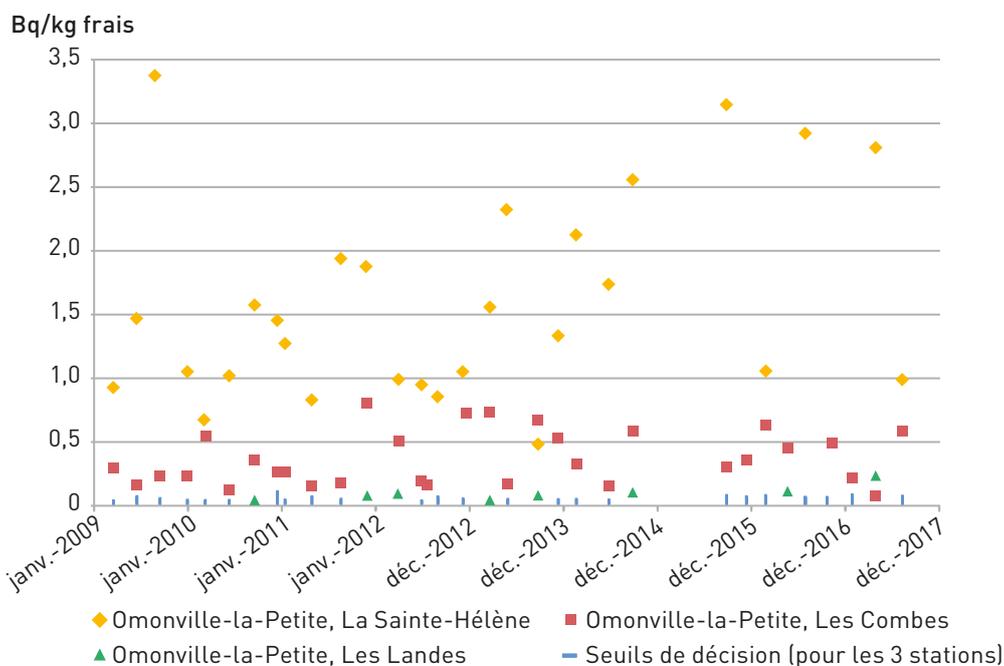
L'iode-129 est également mesuré dans les plantes aquatiques prélevées dans les cours d'eau situés au nord du site : les Landes, les Combes et la Sainte-Hélène (figure 26). Par contre, il n'est pas détecté dans l'eau. Il peut être mis en évidence de temps à autre dans les sédiments (par exemple dans les prélèvements réalisés au niveau de la retenue des Moulinets) mais les concentrations mesurées dans ces cas restent proches du seuil de décision (et inférieures à 2 Bq/kg sec).

FIGURE 25 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DE L'IODE-129 MESURÉES DANS LE LAIT PRÉLEVÉ AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/L) DEPUIS 2009



5. La notion de « valeur significative » implique ici une valeur mesurée supérieure au seuil de décision (SD).

FIGURE 26 / ACTIVITÉS MASSIQUE DE L'IODE-129 MESURÉES DANS LES PLANTES AQUATIQUES PRÉLEVÉES DANS LES COURS D'EAU AU VOISINAGE DE LA HAGUE (Bq/kg frais)



En milieu marin, les activités d'iode-129 les plus élevées sont mesurées dans les algues qui concentrent cet élément chimique; elles constituent ainsi un bio-indicateur pertinent de l'influence des rejets d'iode-129 de l'usine de La Hague en zone éloignée. La figure 27 montre l'évolution spatiale des activités massiques moyennes mesurées entre 2015 et 2017 dans les algues prélevées sur les côtes du Cotentin. Celle-ci est cohérente avec les résultats obtenus dans les patelles.

L'eau de mer est très peu marquée par ce radionucléide: pour la période 2015-2018, on ne le détecte qu'à quatre reprises (au niveau du port de Goury (Auderville) et dans l'anse des Moulinets (Herqueville)) à des concentrations inférieures à 10 mBq/L.

FIGURE 27 / ACTIVITÉS MASSIQUES DE L'IODE-129 MESURÉES DANS LES PATELLES (Bq/kg frais) ET LES ALGUES (Bq/kg sec) PRÉLEVÉES AUTOUR DE LA HAGUE - VALEURS MOYENNES SUR LA PÉRIODE 2015-2017 POUR LES 12 STATIONS DE PRÉLÈVEMENTS ET CHRONIQUE SUR LES PATELLES DEPUIS 2009

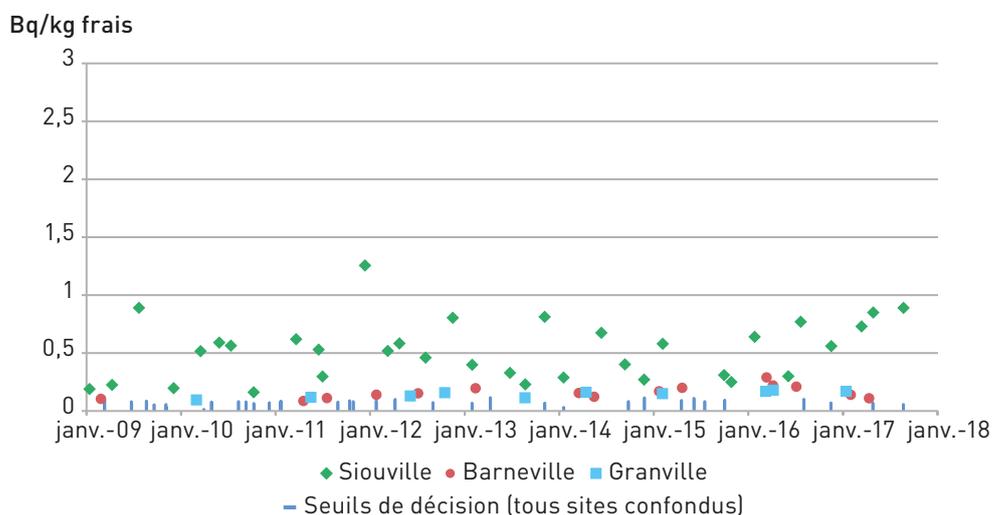
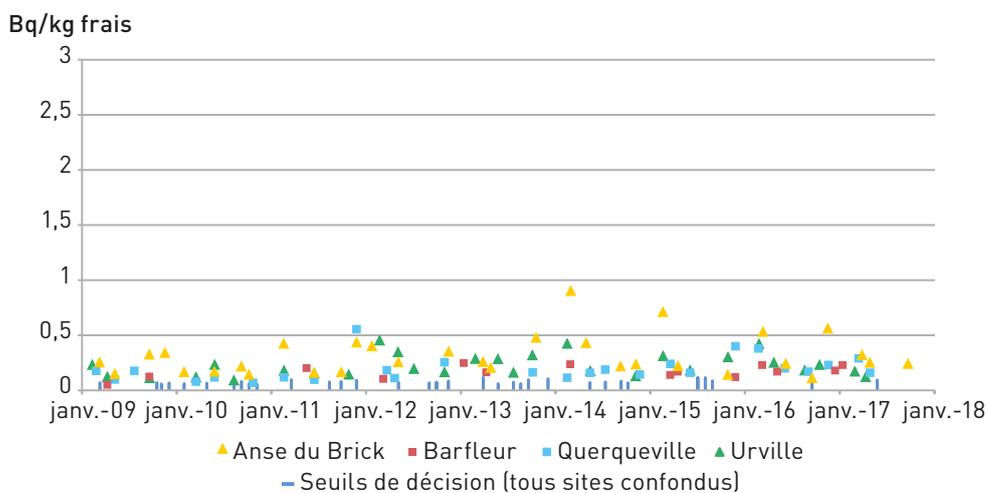
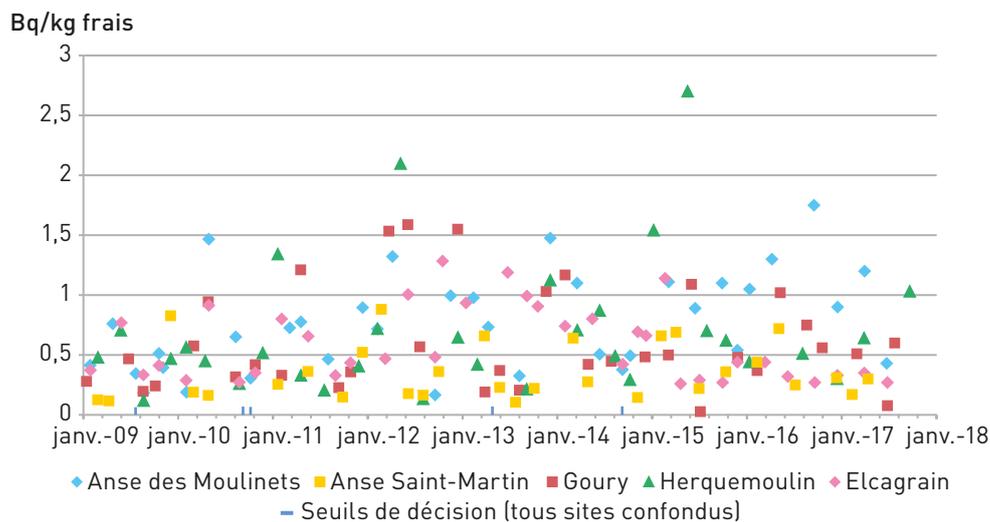
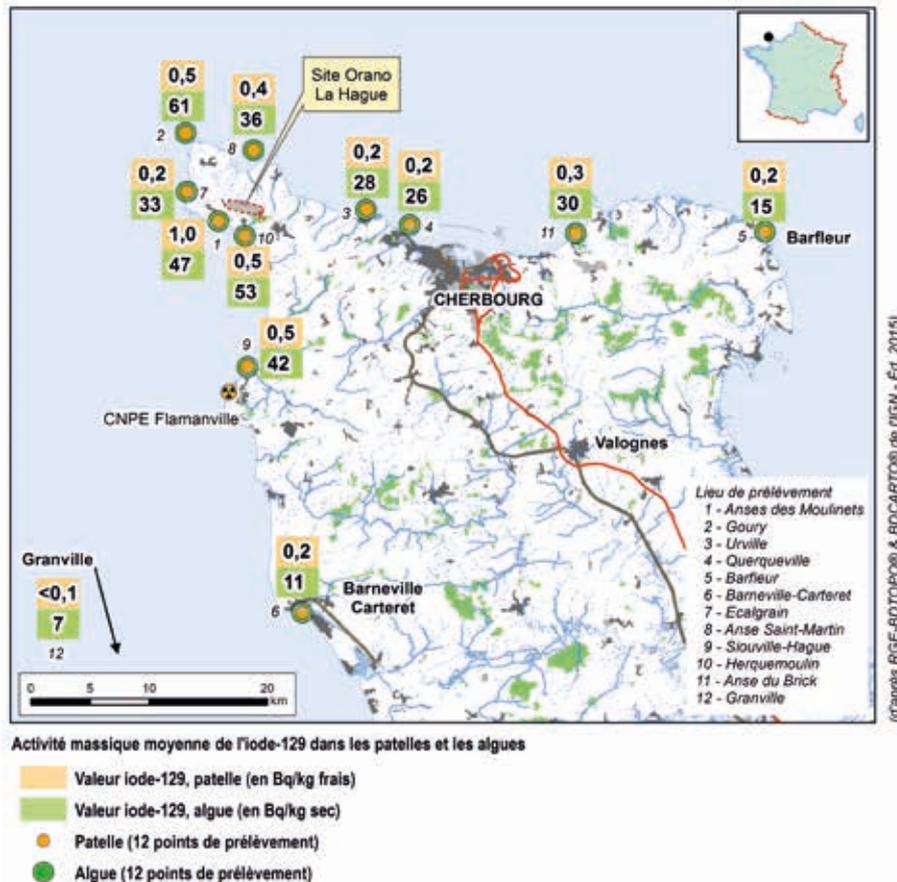


FIGURE 28 / ACTIVITÉS MOYENNES EN IODE-129 DES PATELLES ET DES ALGUES



Les denrées marines présentent un marquage plus important en iode-129 que les denrées d'origine terrestre. Le marquage est plus régulier dans les crustacés et mollusques que dans les poissons (cf. figures 29 et 30). En effet, entre 2015 et 2017, le nombre de valeurs mesurées dans les poissons inférieures au seuil de décision est compris entre 63 et 89 %. Les activités massiques mesurées vont de 0,05 Bq/kg frais sur la côte est à 0,46 Bq/kg frais sur la côte ouest de la Manche. Pour les crustacés, c'est le homard pêché sur la côte ouest qui présente les activités massiques en iode-129 les plus élevées (les résultats sont compris entre 0,2 et 2,1 Bq/kg frais). Les tourteaux présentent également un marquage assez régulier avec des activités massiques comprises entre 0,06 et 0,34 Bq/kg frais. Pour les mollusques, le marquage des patelles prélevées à proximité du canal de rejet est le plus important. Dès qu'on s'en éloigne, ce marquage diminue progressivement.

Les activités massiques moyennes mesurées dans les patelles prélevées à proximité du canal de rejet sont comprises entre 0,4 et 1 Bq/kg frais (cf. figure 27). L'activité massique moyenne de l'iode-129 calculée entre 2015 et 2017 dans les crustacés est de 0,4 Bq/kg frais et de 0,5 Bq/kg frais pour les mollusques.

La dose potentiellement due à l'ingestion de denrées locales marquées par l'iode-129 rejeté par l'usine de la Hague est estimée à 0,2 µSv/an. Cette dose a été évaluée pour un adulte, en considérant exclusivement les denrées marines du régime alimentaire retenu (cf. tableau 5, population vivant dans le nord Cotentin et dont le chef de famille est pêcheur), étant donné que presque toutes les denrées terrestres ne présentent pas de valeurs significatives suffisamment nombreuses pour calculer une valeur moyenne.

FIGURE 29 / ACTIVITÉS MASSIQUES DE L'IODE-129 MESURÉES DANS LES POISSONS PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg frais)

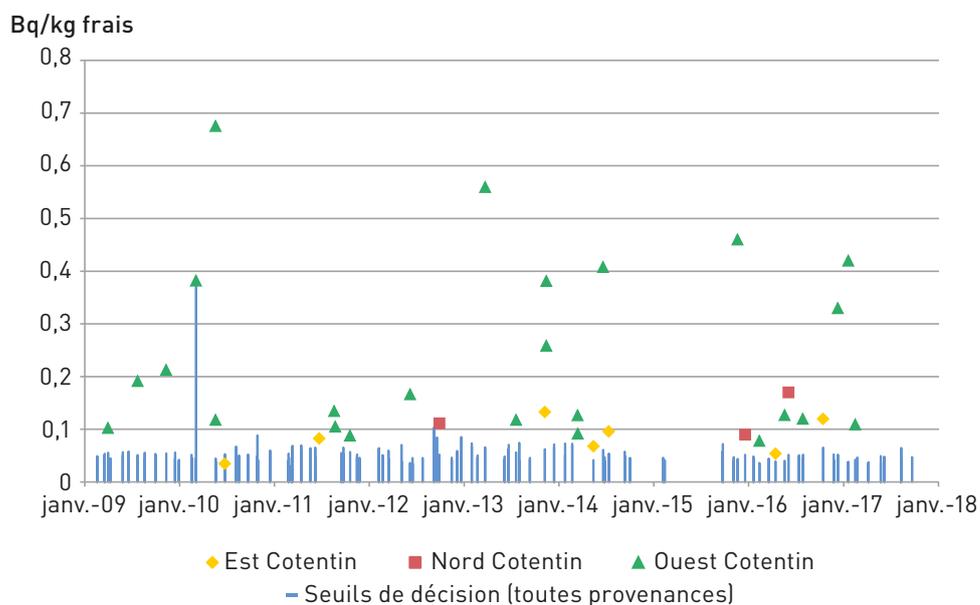
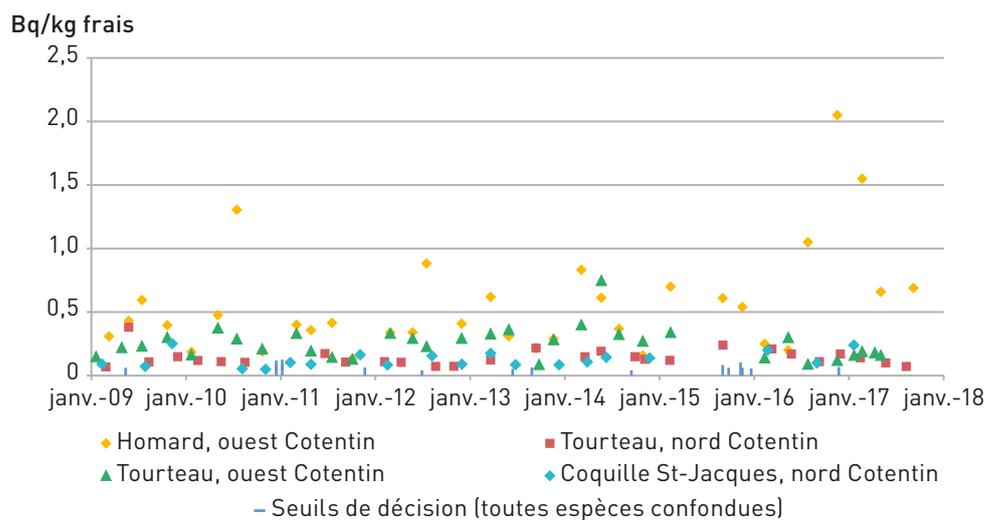


FIGURE 30 / ACTIVITÉS MASSIQUES DE L'IODE-129 MESURÉES DANS LES CRUSTACÉS ET LES MOLLUSQUES (hors patelles) PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg frais)



Les plutoniums 238, 239+240 et l'américium-241

Compte tenu des niveaux d'activité rejetés, l'influence des rejets d'actinides par l'établissement de La Hague sur le milieu terrestre ne peut pas être distinguée de celle des retombées atmosphériques anciennes, les rejets en plutonium et en américium se faisant principalement par voie liquide *via* la conduite de rejet en mer. L'influence des rejets est également limitée en milieu aquatique continental. On observe cependant un marquage des sédiments prélevés dans le ruisseau de la Sainte-Hélène et le bassin des Moulinets qui est lié à une pollution ancienne par les activités du site de La Hague et du centre de stockage de l'ANDRA, le ruisseau de la Sainte-Hélène et des Moulinets ne constituant pas les exutoires des rejets liquides principaux de ces deux sites.

À noter pour le ruisseau de la Sainte-Hélène, que deux prélèvements d'eau réalisés en juin 2017 par l'ANDRA, aux points de surveillance R6 et R6-10 (Hameau la Fosse) ont montré un marquage en plutonium. L'activité volumique de l'échantillon prélevé au point R6 était de 0,008 Bq/L pour le $^{239+240}\text{Pu}$ et de 0,0047 Bq/L pour le ^{238}Pu et de 0,0011 Bq/L en $^{239+240}\text{Pu}$ pour l'échantillon prélevé au point R6-10. Ces deux échantillons étaient également marqués par l' ^{241}Am (0,00036 Bq/L pour le point R6 et 0,00042 Bq/L pour le point R6-10) mais également par un radionucléide plus atypique : l'argent-108m. Ce radionucléide proviendrait plutôt du site de l'ANDRA.

L'influence des rejets liquides en milieu marin est en revanche plus marquée. Les isotopes $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{238}Pu sont ainsi régulièrement mesurés dans les matrices les plus sensibles que sont les mollusques (cf. figures 31 et 32). Entre 2015 et 2017, 100 % des mesures réalisées sur les coquilles Saint-Jacques pêchées sur la côte nord du Cotentin présentent des activités massiques significatives pour le ^{238}Pu et le $^{239+240}\text{Pu}$. Elles sont comprises respectivement entre 0,007 Bq/kg frais et 0,03 Bq/kg frais et entre 0,02 et 0,06 Bq/kg frais.

Pour les huîtres ramassées sur les côtes est et ouest du Cotentin, 40 % des valeurs sont inférieures au seuil de décision pour la mesure du $^{239+240}\text{Pu}$ (< 0,005 Bq/kg frais). L'activité massique maximale mesurée est de 0,01 Bq/kg frais. Seulement 20 % des résultats de mesures du ^{238}Pu sont significatifs dans les huîtres, la valeur maximale mesurée étant de 0,01 Bq/kg frais. Enfin, pour les patelles, selon le lieu de prélèvement, entre 60 et 80 % des valeurs de ^{238}Pu sont significatives, (à l'exception des patelles prélevées à Urville dont seulement 30 % des valeurs sont significatives). Pour la mesure du $^{239+240}\text{Pu}$, la plupart des points de surveillance présentent plus de 90 % de valeurs significatives, à l'exception d'Urville où seulement 70 % dépassent la valeur du seuil de décision. Les activités massiques moyennes calculées sur la période 2015-2017 sont présentées sur la figure 33. L'étendue spatiale du marquage des patelles par les actinides est moins importante qu'avec l'iode-129.

Les crustacés (tourteaux et homard) ne présentent pas de marquage par ces radionucléides.

Entre 2015 et 2017, toutes les valeurs de $^{239+240}\text{Pu}$ mesurées dans les poissons sont inférieures au seuil de décision (< 0,0025 Bq/kg frais), à l'exception d'un échantillon prélevé sur la côte est en 2016 dont l'activité massique mesurée est de 0,0003 Bq/kg frais.

L'américium-241 a pu être mesuré sur un échantillon de coquille Saint-Jacques en 2017 (0,19 Bq/kg frais) et sur un échantillon de patelle à Granville en 2016 (0,09 Bq/kg frais).

La dose potentiellement due à l'ingestion de denrées locales marquées par les isotopes du plutonium (239, 240 et 238) rejetés par l'usine de La Hague est estimée à 0,02 $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Cette dose a été évaluée pour un adulte, en considérant exclusivement l'ingestion de denrées marines de type mollusques du régime alimentaire retenu (cf. tableau 5, population vivant dans le nord Cotentin et dont le chef de famille est pêcheur), étant donné que ce sont les seuls produits qui présentent un marquage régulier au fil du temps.

FIGURE 31 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU PLUTONIUM-239+240 DANS LES MOLLUSQUES PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg frais)

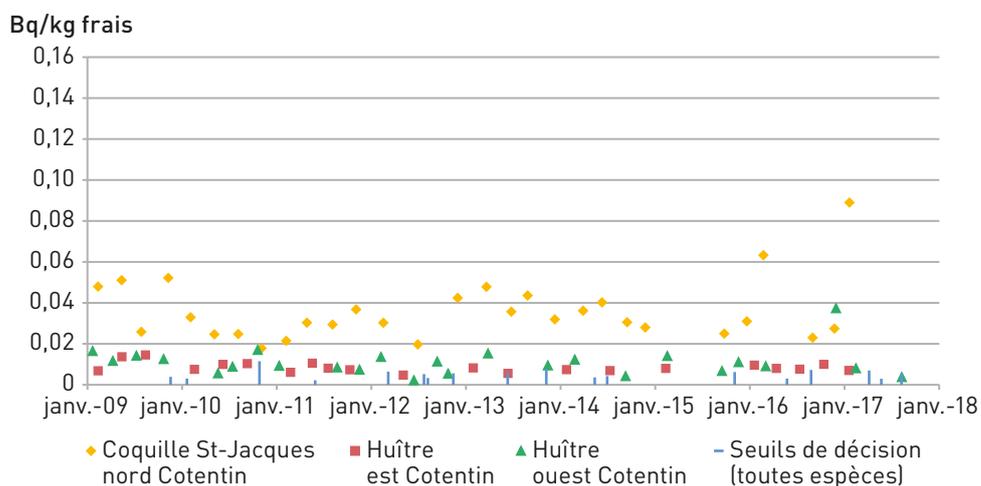


FIGURE 32 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU PLUTONIUM-238 DANS LES MOLLUSQUES PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg frais)

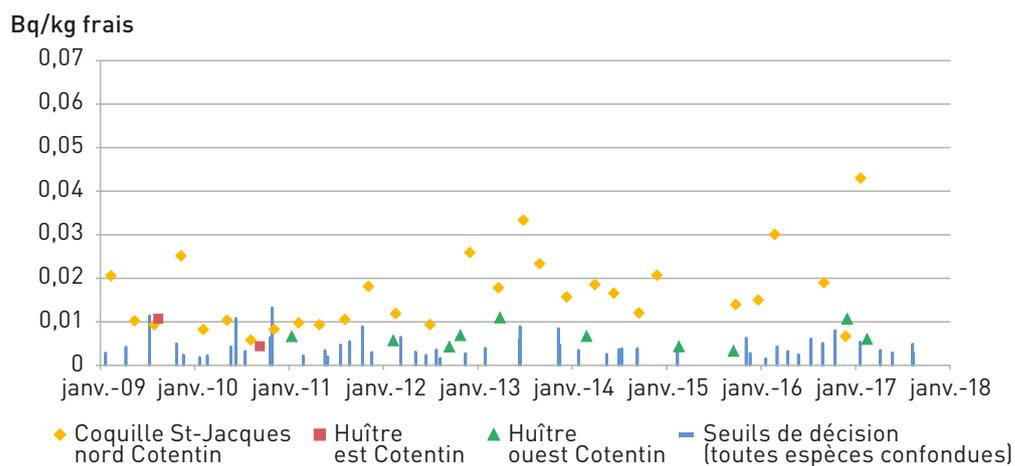
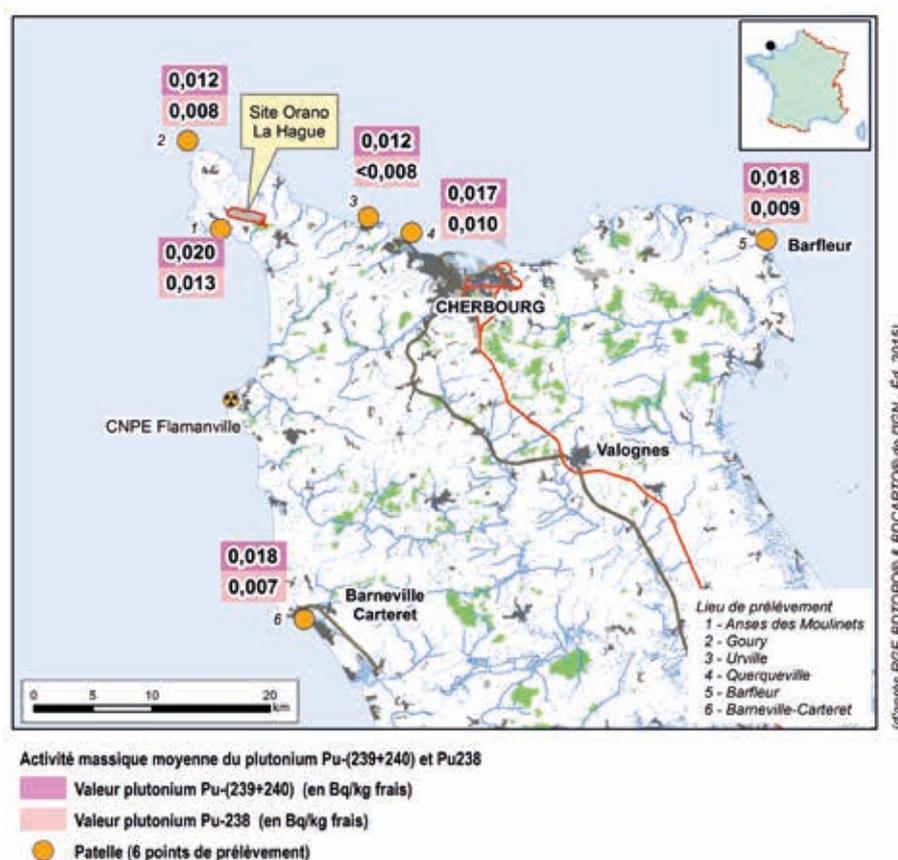


FIGURE 33 / ACTIVITÉS MASSIQUES MOYENNES DU $^{239+240}\text{Pu}$ ET ^{238}Pu MESURÉES DANS LES PATELLES PRÉLEVÉES AUTOUR DE LA HAGUE (BQ/KG FRAIS)

Valeurs moyennes sur la période 2015-2017 pour les 6 stations de prélèvements.



Enfin, l'influence des rejets de La Hague est également visible dans les sédiments et les algues. Dans les sédiments marins et sur cette même période (cf. tableau 3), les activités massiques moyennes mesurées vont de 0,31 Bq/kg sec à Barfleur à 1,1 Bq/kg sec dans la grande rade de Cherbourg pour le $^{239+240}\text{Pu}$ et de 0,15 à 0,46 Bq/kg sec pour ^{238}Pu .

Hormis à Barfleur, l' ^{241}Am est systématiquement quantifié dans les sédiments marins. L'activité massique moyenne maximale mesurée est de 2,9 Bq/kg sec dans la rade de Cherbourg. Ponctuellement, le ^{244}Cm est également mesuré dans les sédiments (10 % de valeurs supérieures au seuil de décision). Les valeurs significatives mesurées sont comprises entre 0,14 Bq/kg sec

dans la rade de Cherbourg à 0,82 Bq/kg sec à l'Anse Saint-Martin. Les échantillons présentant les valeurs les plus élevées proviennent de la rade de Cherbourg; ceci s'explique par une plus grande finesse des sédiments qui permet une plus grande fixation des radionucléides. Comme pour les denrées marines, le rapport isotopique moyen entre le ^{238}Pu et le $^{239+240}\text{Pu}$ calculé à partir des activités mesurées sur les différents échantillons de sédiments, de 0,43, témoigne d'une origine industrielle.

Dans les algues, les activités mesurées sur la période 2015 à 2017 vont de 0,048 (< SD) à 0,49 Bq/kg sec pour $^{239+240}\text{Pu}$ et de 0,042 (< SD) à 0,3 Bq/kg sec pour ^{238}Pu .

TABLEAU 3 / ACTIVITÉS MASSIQUES MOYENNES MESURÉES DANS LES SÉDIMENTS MARINS AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg sec)

Lieu de prélèvement	Activités massiques moyennes (Bq/kg sec)		
	²³⁸ Pu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Anse des Moulinets	0,15	0,33	0,58
Elcagrain	0,21	0,51	0,92
Anse St-Martin	0,39	0,95	2,02
Grande Rade de Cherbourg	0,46	1,06	2,86
Sciotot	0,18	0,44	0,77
Anse du Brick (cap Lévi D1)	0,39	1,01	1,97
Anse du Brick (cap Lévi D2)	0,32	0,65	1,41
Barfleur	0,15	0,31	0,40

Le ruthénium-106, le cobalt-60, le césium-137 et le strontium-90

Jusqu'au milieu des années 2000, des activités de ruthénium-106, de cobalt-60 et même de césium-137, mesurées notamment dans des algues, des mollusques et des crustacés, témoignaient de l'influence des rejets liquides de l'usine de La Hague non seulement sur son environnement marin proche (côtes du nord Cotentin) mais aussi sur l'ensemble des côtes françaises de la Manche⁶.

Depuis la baisse des rejets liquides de certains radionucléides (à partir de 2007), la plupart de ces radionucléides n'est quasiment plus décelée dans le cadre de la surveillance effectuée par Orano.

Ruthénium-106

La baisse des quantités rejetées et la période radioactive relativement courte du ¹⁰⁶Ru font qu'aujourd'hui, celui-ci n'est plus détecté dans les sédiments. Depuis 2015, il n'est détecté que dans 20 à 40 % des patelles prélevées dans la Baie d'Elcagrain, à l'Anse des Moulinets et à Siouville. Les activités massiques mesurées étaient toutefois proches du seuil de décision (et comprises entre 0,9 et 2,3 Bq/kg frais). Il a également été détecté dans un échantillon de coquilles Saint-Jacques en 2017 (0,9 Bq/kg frais).

Deux échantillons d'herbe prélevés au Pont Durand en mars et avril 2016 ont présenté un marquage en ¹⁰⁶Ru. Les activités massiques mesurées étaient de 14 et 6 Bq/kg sec.

Cobalt-60

En raison de la baisse régulière des rejets, le cobalt-60 n'est plus que très ponctuellement mesurable dans les denrées marines. Dans le cadre de la surveillance et sur la période 2015-2017, il n'a été mesuré que deux fois en 2015 dans un échantillon d'araignée de mer et sur un échantillon de patelles prélevés dans l'Anse des Moulinets (activités massiques respectivement de 0,30 Bq/kg et de 0,19 Bq/kg) et en 2017, dans un échantillon de coquilles Saint-Jacques (0,15 Bq/kg frais).

Les études réalisées par l'IRSN à la demande d'EDF, montrent que la fréquence de détection du cobalt-60 dans les denrées marines a été réduite sur les côtes de Normandie (cf. tableau 4).

Le cobalt-60 est encore régulièrement mesuré dans les sédiments prélevés autour de la rade de Cherbourg (1,9 Bq/kg sec). Ce niveau décroît plus on s'en éloigne (0,65 Bq/kg sec à l'anse Saint-Martin et < SD vers les points de surveillance situés après ce point en longeant la côte vers l'Est (Elcagrain et l'Anse des Moulinets). Cette décroissance s'observe également sur la côte est du Cotentin avec une activité massique moyenne de 0,6 Bq/kg sec à l'Anse du Brick (point de surveillance SD16) et < SD à Barfleur.

Enfin, les niveaux d'activité mesurés sur les différents points de prélèvement vont de 0,18 (< SD) à 1,39 Bq/kg sec dans les algues.

6. Les activités de ruthénium-106 sont imputables aux rejets de La Hague car les CNPE ne rejettent pas ce radionucléide ; les activités de cobalt-60 et de césium-137 sont majoritairement imputables aux rejets de La Hague plus de 1000 à 10 000 fois plus élevés que ceux des CNPE. Aujourd'hui cet écart est plus faible.

TABLEAU 4 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU COBALT-60 ET DU RUTHÉNIUM-106 MESURÉES DANS DES MOLLUSQUES PRÉLEVÉS EN MANCHE ET ANALYSÉS DANS LE CADRE DES ÉTUDES CONFIÉES À L'IRSN PAR EDF AUTOUR DES CNPE (Bq/kg frais)

Le rapport indique le nombre de fois pour lequel le radionucléide a pu être mesuré, sur le nombre de mesurage (les autres résultats sont inférieurs au seuil de décision).

CNPE EDF	RN	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Flamanville	⁶⁰ Co	0,019-0,04 3/9	0,027 1/6	0,04-0,14 5/6	0,03-0,7 7/8	0,06-0,11 5/7	0,02-0,05 2/8	0,03-0,06 5/8	0,03-0,07 5/8	0,017-0,029 5/8	0,015-0,03 3/7	0,009-0,041 3/7
	¹⁰⁶ Ru	0,2 2/9	0,023-0,03 2/6	0,27-0,60 2/6	0,6-0,8 3/8	0,3-0,4 3/7	0,25 1/8	0,18-0,27 2/8	0,12-0,16 3/8	0,15 1/8	0,11-0,23 3/7	0,19-0,28 2/7
Paluel	⁶⁰ Co	0,03 2/5	0,04-0,08 2/7	0,03 1/7	0,02-0,06 4/5	0,02-0,03 2/6	-	0,03 1/6	0,02 1/6	0,023-0,071 3/6	0,043 1/6	0,042 1/6
	¹⁰⁶ Ru	-	-	0,08 1/7	0,12 1/5	-	-	-	-	-	-	-
Penly	⁶⁰ Co	0,023 1/7	0,03-0,15 5/6	0,03 1/7	0,11 1/5	0,02 1/7	0,01-0,03 2/7	0,03 1/6	-	0,012 1/6	0,013 1/6	0,021 1/6
	¹⁰⁶ Ru	0,3 1/7	0,26-0,6 3/6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gravelines	⁶⁰ Co	0,04-0,05 3/5	0,04-0,05 3/4	0,02-0,06 3/5	0,02-0,03 5/6	0,02-0,03 2/4	0,05 1/2	0,02 1/3	0,01-0,04 4/6	0,033 1/4	-	0,012 1/2
	¹⁰⁶ Ru	0,15 1/5	0,2-0,3 3/4	-	0,16 1/6	-	-	-	-	-	-	-

Césium-137

En milieu terrestre, il apparaît qu'une zone située au nord-ouest de l'établissement de La Hague présente un marquage historique. En effet, comme le montrent les analyses de terre qui ont été faites dans la zone du ru des Landes en 2016 et 2017, (cf. chapitre 5.4, focus ru des Landes) des activités massiques moyennes mesurées dans cette zone sont supérieures à la valeur du bruit de fond pour ce radionucléide dû aux retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. L'origine de ce marquage est liée à un apport de contamination par voie aérienne suite à des événements anciens en particulier des relâchements d'activité mis en évidence en 1974. À cette époque, des blocs en béton contenant des déchets entreposés sur les aires extérieures de la zone nord-ouest ont conduit à une dissémination de césium-137 dans cette zone.

Ce marquage est également visible dans une moindre mesure à travers les points de surveillance réguliers qui sont faits par Orano dans l'herbe au nord-ouest du site : principalement le point de surveillance A15 à proximité de la résurgence du ruisseau des landes, ainsi qu'en s'éloignant vers le nord au point A6 aux Acres et au point B18 au Hameau Ricard. Les échantillons d'herbes prélevés à ces trois points présentent quasiment toujours ou régulièrement des valeurs d'activité

massiques supérieures au bruit de fond local pour ce type de matrice (< 0,4 Bq/kg sec à Flamanville), ce qui n'est pas le cas pour les autres points de surveillance (cf. figure 34).

Ces niveaux mesurés dans l'herbe sont toutefois suffisamment faibles pour qu'il n'y ait pas de transfert quantifiable au lait de vache. En effet, tous les résultats pour ce type de matrice sont inférieurs au seuil de décision (< 0,04 Bq/L).

Les seules denrées terrestres dont les activités mesurées sont significatives sont les champignons avec une activité massique moyenne mesurée entre 2015 et 2017 de 0,2 Bq/kg frais, soit une valeur égale au bruit de fond pour ce type de denrée.

Le césium-137 est également un radionucléide rejeté par voie liquide par l'usine de la Hague. L'activité annuelle rejetée (660 GBq an 2016) tend progressivement à diminuer (cf. figure 35). Dans les denrées marines, les poissons prélevés sur les côtes du Cotentin présentent des activités massiques en césium-137 qui sont relativement stables (pour la côte ouest et est) ou qui tendent à diminuer depuis 2015 pour la côte nord (cf. figure 35). Les activités mesurées entre 2015 et 2017 sont comprises entre 0,05 et 0,25 Bq/kg frais, avec une valeur moyenne de 0,09 Bq/kg frais. Ces résultats sont proches du bruit de fond pour ce radionucléide dans les poissons marins (0,08 Bq/kg frais).

Sur la base des activités en césium-137 mesurées dans les poissons, seule denrée dont les activités massiques dépassent la valeur du bruit de fond, la dose reçue par une personne qui consommerait

régulièrement ces poissons provenant de La Hague et selon le scénario retenu est extrêmement faible (elle est inférieure à 0,001 $\mu\text{Sv}/\text{an}$).

FIGURE 34 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU CÉSIIUM-137 DANS LES HERBAGES PRÉLEVÉS AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg sec) ENTRE 2015 ET 2017

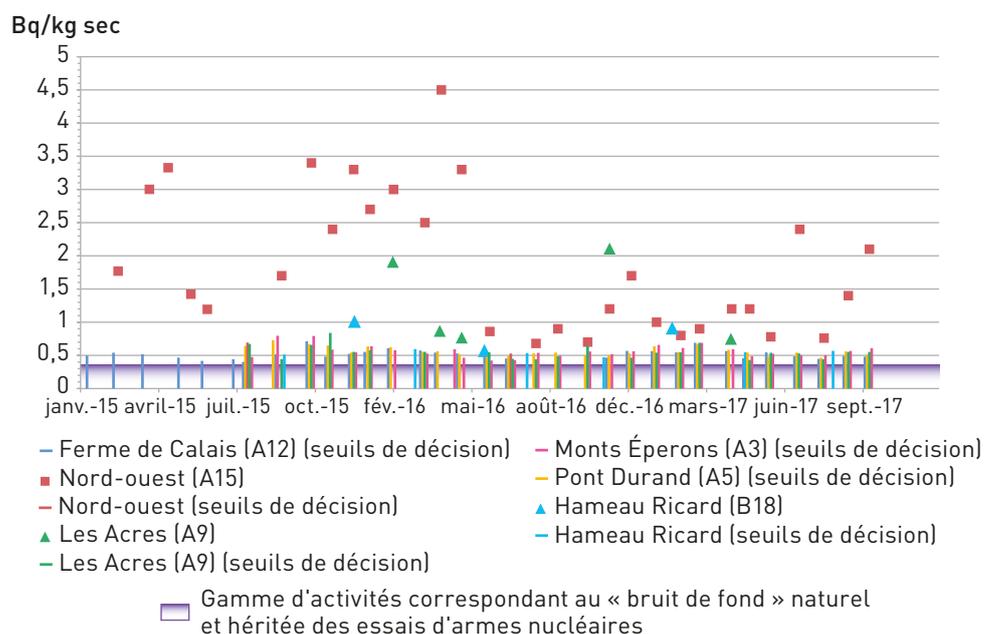
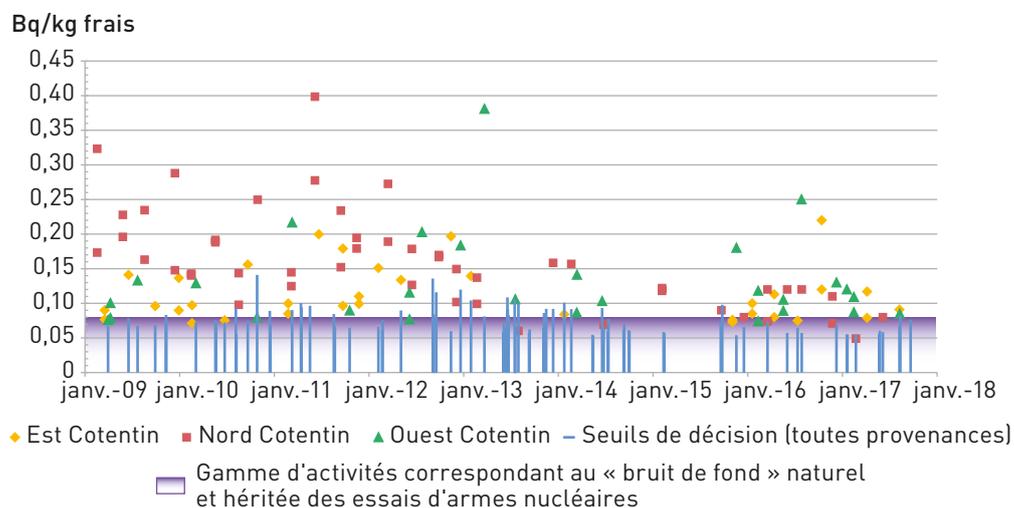


FIGURE 35 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU CÉSIIUM-137 DANS LES POISSONS PRÉLEVÉS DANS LA MANCHE AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/kg frais) ENTRE 2015 ET 2017



Strontium-90

Le strontium-90 est l'un des principaux radionucléides issus des retombées des essais nucléaires atmosphériques. Également présent dans les effluents liquides de l'usine de La Hague, il fait partie des produits de fission rejetés en mer.

En milieu aquatique continental, les activités volumiques du strontium-90 mesurées dans les cours d'eau situés autour de l'usine de la Hague sont de l'ordre du bruit de fond dû aux lessivages des sols marqués par les retombées atmosphériques des essais nucléaires, soit < 10 mBq/L. Seul le ru des Landes, qui s'écoule au nord-ouest du site de la Hague, présente un marquage supérieur au bruit de fond. Les activités mesurées entre 2015 et 2017 au niveau de la résurgence à l'origine du ru des Landes sont comprises entre 0,6 et 1,4 Bq/L. (cf. figure 36). Ces concentrations sont à mettre en relation avec le marquage en strontium-90 de la nappe phréatique alimentant ce ruisseau suite à un incident ayant eu lieu dans les années 1980 au cours duquel des fosses bétonnées où étaient entreposés des déchets en surface se sont dégradées et ont perdu leur étanchéité. Ces déchets ont depuis été repris.

Dans le lait de vache prélevé dans les cinq fermes situées sur les communes de Beaumont-Hague, Digulleville, Herqueville et Jobourg, plus de 97 % des valeurs sont significatives⁽⁷⁾ (cf. figure 37). La ferme située à Beaumont-Hague présente l'activité volumique moyenne la plus élevée sur la période 2015 à 2017 (0,07 Bq/L). Les autres fermes présentent un marquage en strontium-90 proche du bruit de fond local pour ce radionucléide (0,036 Bq/L); les activités volumiques moyennes sont comprises entre 0,035 et 0,037 Bq/L.

La dose reçue par une personne qui consommerait le lait de vache et les produits laitiers provenant de la commune de Beaumont-Hague selon le scénario retenu, est de 0,05 μ Sv/an. Pour ce calcul, l'activité volumique moyenne du lait prélevé sur les deux fermes situées sur la commune de Beaumont-Hague a été retenue. Cette dose diminue à 0,02 μ Sv/an dans le cas où la valeur moyenne de l'activité volumique calculée à partir de l'ensemble des échantillons de lait provenant des fermes situées autour du site est retenue⁽⁸⁾.

7. La notion de « valeur significative » implique ici une valeur mesurée supérieure au seuil de décision (SD).

8. La ration annuelle de laitage et produits laitiers consommés localement dans le scénario retenu est de 10,2 kg/an et de 8 L/an de lait.

FIGURE 36 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU STRONTIUM-90 DANS LES RUISSEAUX AUTOUR DE LA HAGUE (données IRSN) (Bq/L)

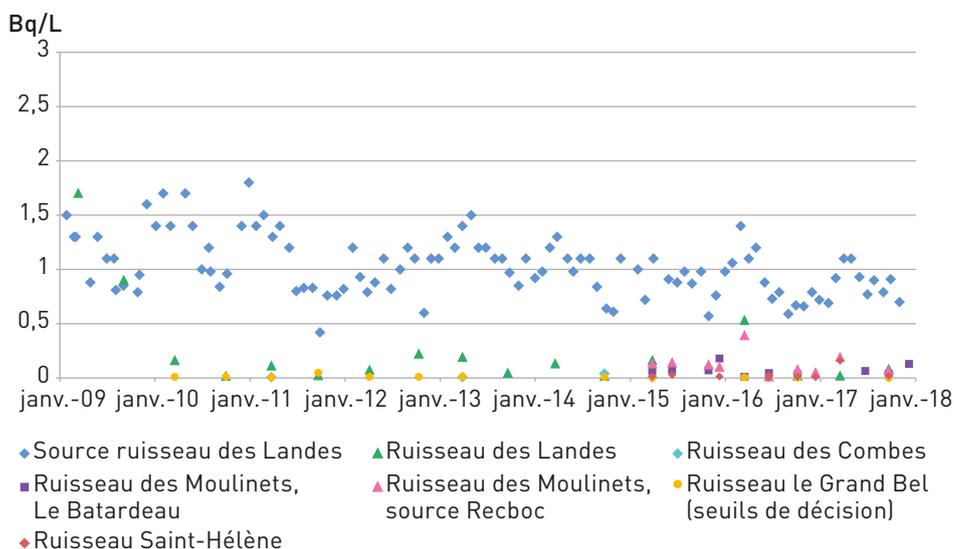
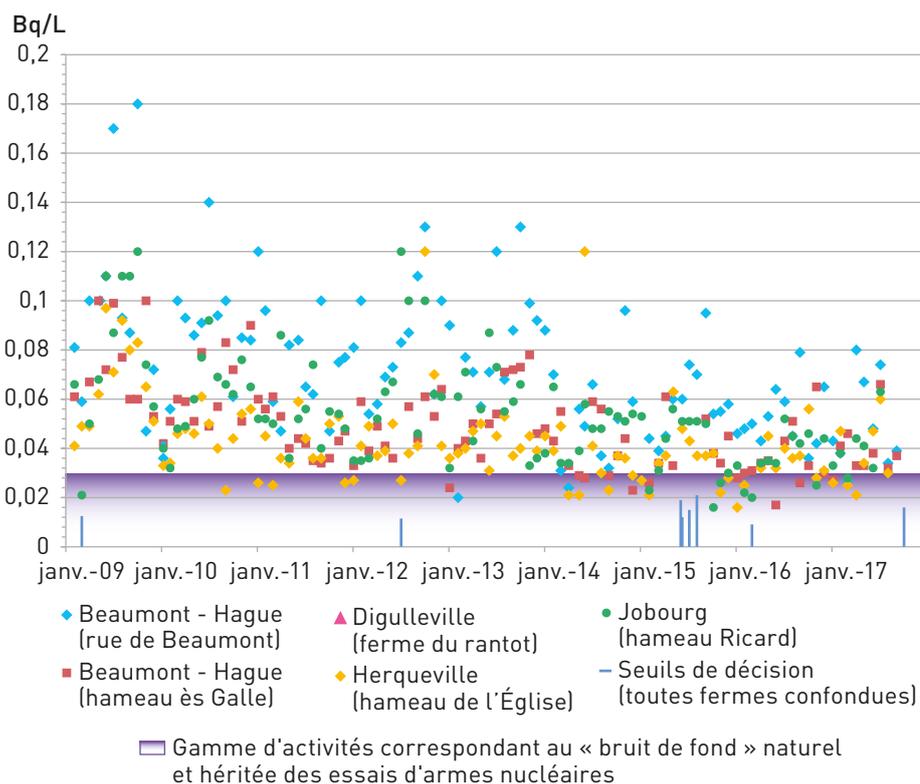


FIGURE 37 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU STRONTIUM-90 MESURÉES DANS LE LAIT PRÉLEVÉ AUTOUR DE LA HAGUE (Bq/L) DEPUIS 2009



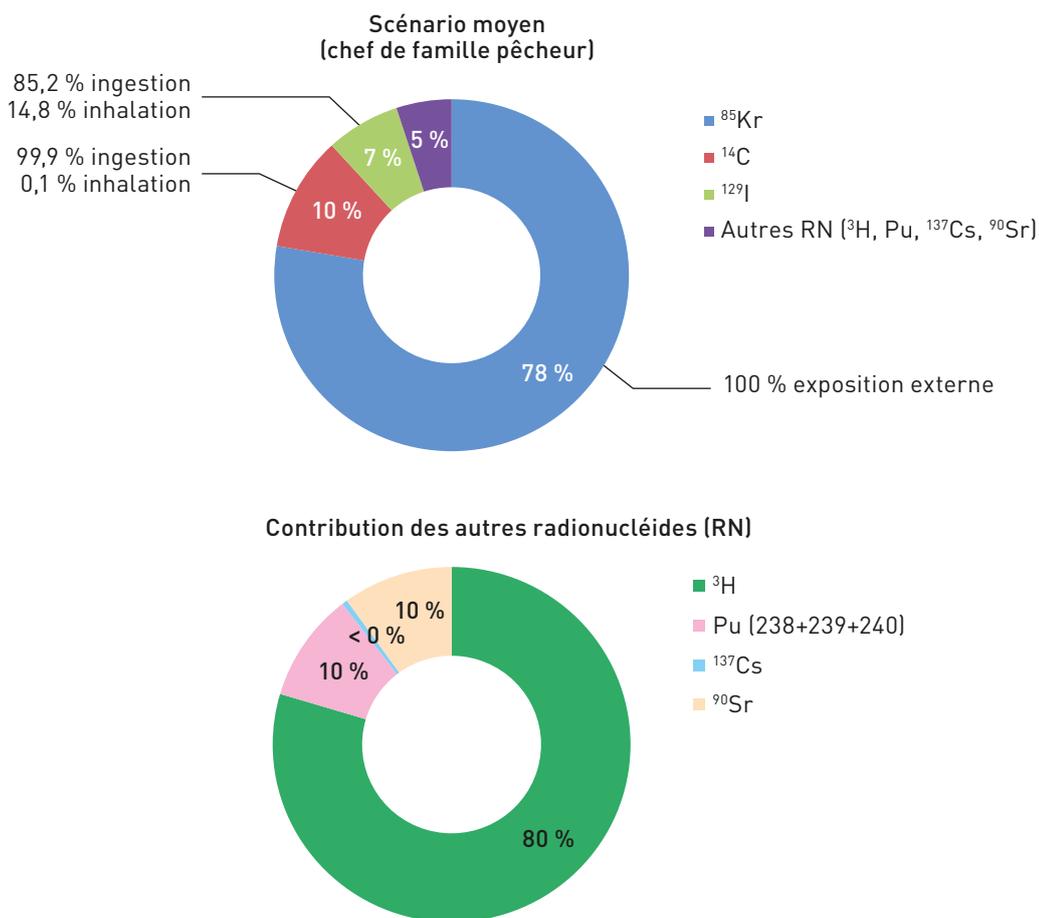
Synthèse de l'évaluation des doses

Hormis le tritium dont la dose liée à l'inhalation ou à l'ingestion est extrêmement faible malgré les quantités importantes rejetées dans l'environnement, les trois radionucléides les plus rejetés à la Hague par voie liquide et gazeuse, le krypton-85, le carbone-14 et l'iode-129, contribuent majoritairement à la dose reçue par la population.

Si l'on considère un groupe de référence, positionné virtuellement autour du site, qui respirerait un air dont l'activité volumique de chaque radionucléide est une valeur moyenne des mesures relevées en différents points autour du

site et qui consommerait des denrées⁽⁹⁾ locales selon le scénario moyen retenu d'une personne vivant dans le nord Cotentin et dont le chef de famille est pêcheur, la contribution du krypton 85 à la dose efficace totale serait d'environ 80 % de par l'exposition externe qu'il occasionne. Les contributeurs secondaires seraient le carbone-14 principalement par ingestion de denrées locales (10 %) et enfin l'iode-129 exclusivement par l'ingestion de denrées locales (7 %). Les 5 % restant de la dose totale résulteraient du tritium, suivi à parts égales par le strontium-90 et le plutonium (238+239+240). La contribution du césium-137 est extrêmement faible.

FIGURE 38 / RÉPARTITION DE LA DOSE EN FONCTION DU RADIONUCLÉIDE MESURÉ DANS L'ENVIRONNEMENT POUR UN GROUPE DE RÉFÉRENCE POSITIONNÉ VIRTUELLEMENT



9. L'activité moyenne de chaque radionucléide calculée sur l'ensemble des denrées prélevées autour du site est retenue.

Le scénario retenu pour évaluer les doses reçues par la population dans le cadre du bilan radiologique 2015-2017 tend à être représentatif d'un régime alimentaire moyen pour une population vivant dans le nord Cotentin. Afin de disposer d'évaluations de dose plus pénalisantes, deux régimes alimentaires ont été proposés en 1999 dans le cadre de l'étude faite par le GRNC. Il s'agit du pêcheur de la zone des Huquets à Jobourg qui consomme régulièrement des produits de la mer et d'un agriculteur habitant au Pont Durand près de Digulleville dont la consommation en légumes racines et en laitage est importante. Le taux d'autoconsommation de ces deux régimes

alimentaires est le même. Les quantités de denrées locales consommées annuellement qui prennent en compte ce taux d'autoconsommation sont présentées dans le tableau 5.

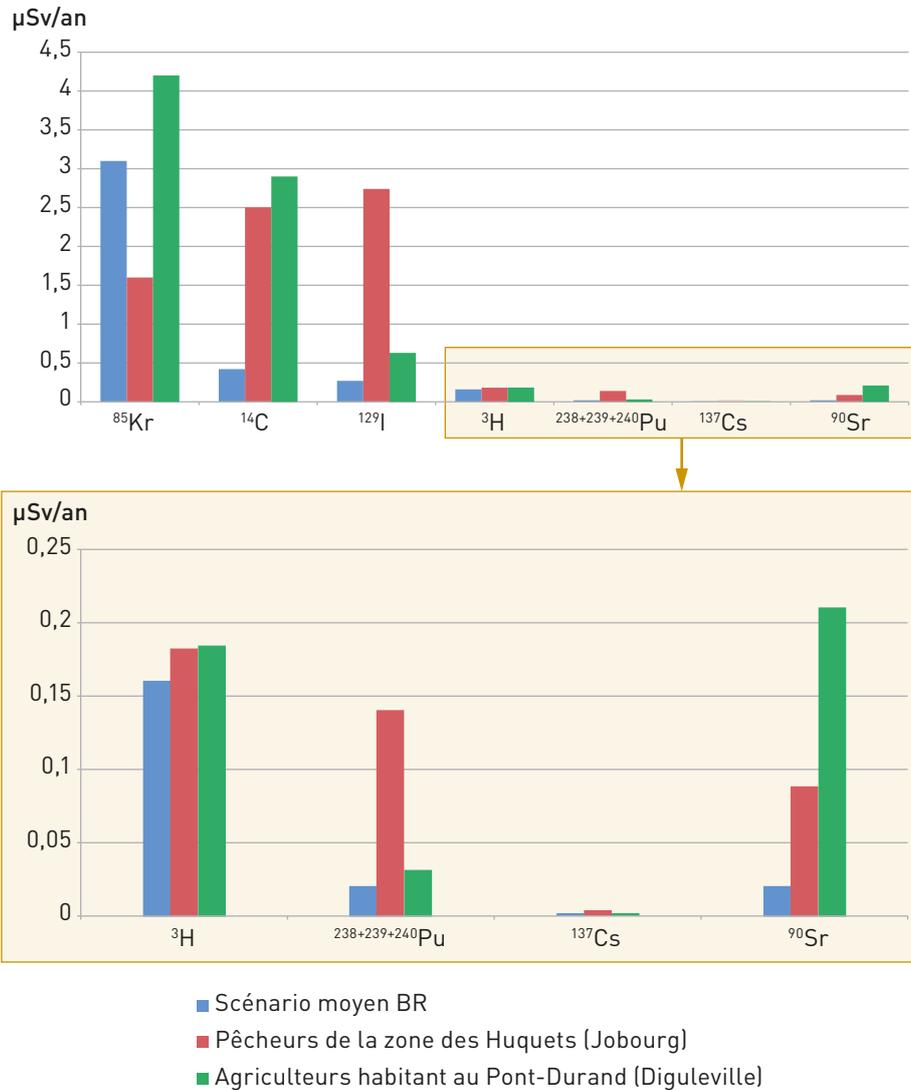
En fonction du régime alimentaire choisi, de gros écarts peuvent apparaître sur la quantité consommée de certains produits. C'est le cas notamment pour les produits de la mer pour le pêcheur ou les produits laitiers pour les agriculteurs. La dose efficace qui est ensuite calculée en considérant l'ingestion de denrées locales est par conséquent variable (cf. figure 39).

TABLEAU 5 / QUANTITÉ DE DENRÉES LOCALES CONSOMMÉES

Aliments	Pêcheur de la zone des Huquets	Agriculteur habitant au Pont Durand	Scénario moyen BR : personne vivant dans le nord Cotentin et dont le chef de famille est pêcheur
	Ration alimentaire (kg/an ou l/an pour le lait et l'eau)		
Crustacés	32,3	6,9	1,8
Mollusques	23,3	5,3	2,7
Poissons	35,5	12,2	5,9
Lait	75,6	184,1	8,0
Produits laitiers	9,9	23,4	10,2*
Viande de moutons	1,1	1,1	0,6
Volailles	10,8	15,1	3,2
Viande de lapins	2,0	2,8	0,9
Œufs	9,6	20	3,9
Légumes feuilles	14,4	33	2,0
Légumes racines	78,6	159	21,2
Confitures	3,4	8,4	0,5
Fruits			2,9
Miel			0,2
Eau			720

* Inclus les yaourts et fromage blanc, le fromage de vache et la matière grasse animale (beurre).

FIGURE 39 / ÉVALUATION DES DOSES REÇUES PAR LA POPULATION RÉSIDANT À PROXIMITÉ DE LA HAGUE PAR RADIONUCLÉIDE DÉCELÉ DANS L'ENVIRONNEMENT SELON DIFFÉRENTS SCÉNARIOS



Les doses calculées selon ces trois scénarios sont comprises entre 4 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour le scénario moyen retenu pour le bilan radiologique et 8 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour l'Agriculteur de Digulleville.

Ces estimations fondées sur des activités moyennes calculées à partir de résultats de mesures issues de la surveillance de l'environnement sont tout à fait cohérentes avec celles réalisées par Orano pour l'année 2016 sur la base des rejets réels. En effet, Orano a estimé une dose efficace potentiellement reçue par un pêcheur de Goury à 5 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ et à 13 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, celle reçue par un agriculteur de Digulleville.

Bilan

Les activités mesurées dans l'environnement de La Hague entre 2015 et 2017 sont conformes à celles attendues du fait des rejets autorisés. Elles s'inscrivent par ailleurs dans la continuité des années antérieures. En accord avec leur prédominance dans les rejets, le krypton-85, le carbone-14, l'iode-129 et le tritium sont les radionucléides les plus régulièrement mesurés dans l'environnement.



© E. Larroyadieu/Interlinks Image/Areva

Prélèvement d'eau à proximité du site de La Hague

Le centre de stockage de l'Aube et le centre de stockage de Morvilliers

Implanté sur les communes de Soulaines-Dhuys, Ville-aux-Bois et Epothémont dans le département de l'Aube, le Centre de Stockage de l'Aube (CSA) exploité par l'ANDRA (INB n° 149) depuis janvier 1992, est le second centre français de stockage en surface pour les déchets radioactifs de faible et moyenne activité à vie courte (FMA-VC). Il a pris le relais du Centre de stockage de la Manche. Ce centre de stockage est autorisé à accueillir 1 million de m³ de colis de déchets radioactifs. À fin 2017, 33 % de cette capacité autorisée de stockage étaient atteints.

Les déchets FMA-VC sont majoritairement des petits équipements contaminés lors des maintenances (gants, vêtements, outils...) et de l'exploitation d'installations nucléaires françaises (traitement d'effluents liquides ou gazeux). Ils proviennent également de laboratoires de recherche, d'hôpitaux, de laboratoires de recherche, d'universités... ou d'opérations d'assainissement et de démantèlement.

Les déchets sont conditionnés dans des colis (fûts, caissons) en béton ou métalliques avant d'être stockés au CSA en surface dans des ouvrages en béton armé, ouverts sur leurs sommets. L'opération de stockage s'effectue à l'abri de la pluie, sous des charpentes métalliques mobiles installées sur rail. Une fois remplis, les ouvrages sont fermés par une dalle en béton et l'étanchéité de l'ouvrage est assurée par un revêtement imperméable.

Le CSA dispose d'un atelier de conditionnement des déchets. Cet atelier est composé d'une unité d'injection permettant de bloquer et de confiner dans un mortier certains déchets volumineux livrés par les producteurs sans matériau d'enrobage et d'une unité de compactage permettant de réduire le volume de déchets compactables.

Implanté à quelques kilomètres du CSA sur les communes de Morvilliers et de La Chaise, le Centre industriel de regroupement, d'entreposage et de stockage (Cires) est une Installation classée pour la protection de l'environnement (ICPE) dédiée au stockage des déchets de très faible activité (TFA)

FIGURE 1 / LOCALISATION DES CENTRES DE STOCKAGE DE L'AUBE ET DU CIRES

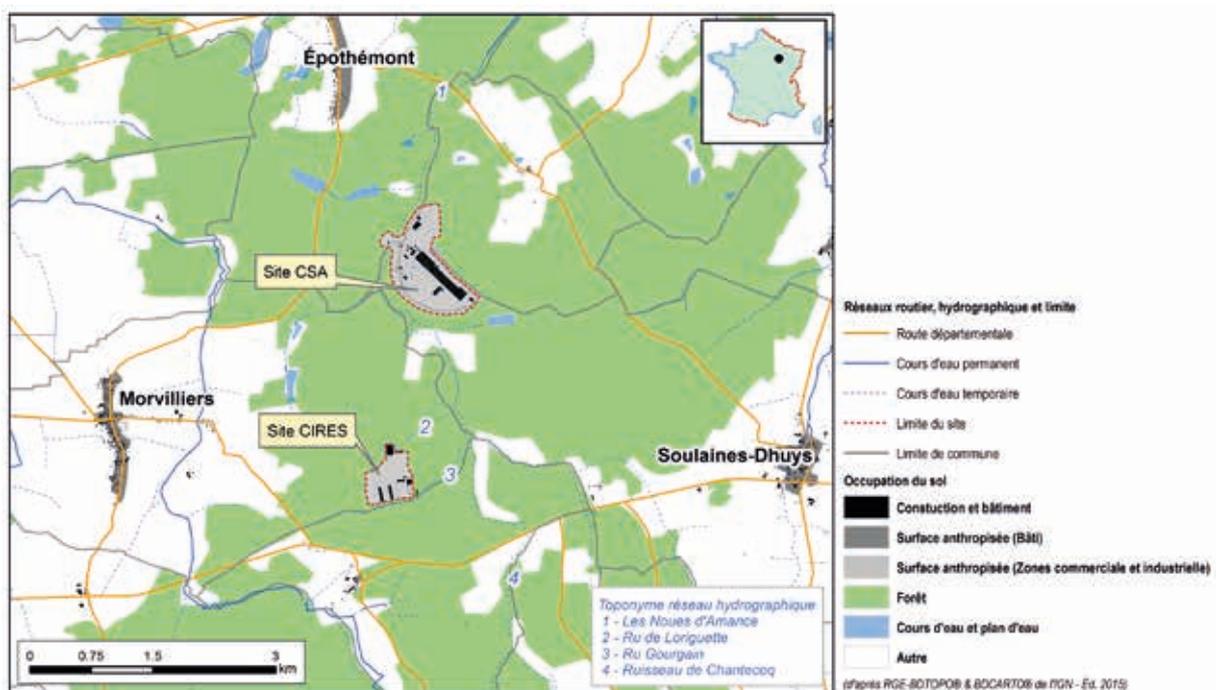


FIGURE 2 / LE CENTRE DE STOCKAGE DE L'AUBE (CSA)



FIGURE 3 / LE CENTRE INDUSTRIEL DE REGROUPEMENT, D'ENTREPOSAGE ET DE STOCKAGE (Cires)



depuis 2003. Ce centre de stockage est autorisé à accueillir 650 000 m³ de déchets radioactifs. En 2017, 54,2 % de cette capacité totale de stockage autorisée étaient atteints.

Les déchets TFA sont essentiellement des gravats, des terres, des ferrailles... très faiblement contaminés. Ils sont issus du démantèlement ou de l'exploitation d'installations nucléaires ou d'industries classiques utilisant des matériaux naturellement radioactifs. Ces déchets peuvent également provenir de l'assainissement et de la réhabilitation d'anciens sites pollués par la radioactivité.

Le Cires dispose d'un bâtiment de traitement des déchets TFA permettant de réduire le volume de déchets compactables.

Les déchets TFA sont stockés au Cires dans des alvéoles creusées dans l'argile et une fois remplies, fermées par une couverture composée notamment d'une membrane de polyéthylène haute densité et d'une enveloppe de matériaux naturels argileux. Ces opérations s'effectuent à l'abri de la pluie sous des toits mobiles.

Depuis 2012, le Cires accueille également des activités de regroupement et d'entreposage de déchets radioactifs. Les déchets regroupés sur le centre sont issus de la collecte auprès d'environ 1 000 producteurs non électronucléaires répartis sur l'ensemble du territoire national (hôpitaux, laboratoires pharmaceutiques, particuliers...). Ces déchets sont de nature très variée : gants, plastiques, solvants, blouses, paratonnerres, détecteurs de fumées... La majeure partie de ces déchets sont des TFA ou des FMA-VC pour lesquels des filières de stockage existent. Une petite partie de ces déchets sont de faible ou moyenne activité à vie longue ; ils ne disposent pas encore de solutions de stockage et font l'objet d'entreposage sur le site. Depuis 2016, le Cires exploite également une installation dédiée au tri et au traitement de ces déchets issus d'activités non électronucléaires et regroupés sur le site.

Les rejets radioactifs

Rejets radioactifs du CSA

Les opérations de conditionnement des déchets sont à l'origine des effluents radioactifs gazeux rejetés par la cheminée de l'atelier de conditionnement des déchets. Ces effluents sont canalisés à la source grâce à la ventilation nucléaire. Des filtres très haute efficacité (THE) sont en place dans les conduits de ventilation de façon à épurer, le cas échéant, les poussières et aérosols présents dans les effluents. Les radionucléides non retenus par les filtres et donc susceptibles d'être rejetés à l'atmosphère sont le tritium, les iodures radioactifs et le carbone-14.

La surveillance des éléments gazeux, poussières et aérosols est effectuée avant rejet à l'atmosphère. Celle-ci a pour objectif de quantifier les rejets à l'environnement ; cette quantification est possible grâce à la réalisation de prélèvements continus avec mesures différées en laboratoire, couplée à la mesure du débit d'air rejeté.

Une fraction représentative de l'air rejeté est prélevée dans la gaine de ventilation et piégée au travers de filtres (poussières - activités alpha/bêta globales et émetteurs alpha et bêta-gamma), de cartouches à charbon actif (permettant le piégeage des iodures - ¹²⁵I, ¹²⁹I et ¹³¹I) et de barboteurs (piégeant le ³H et le ¹⁴C).

Ces rejets canalisés sont soumis par arrêté à des valeurs limites de rejets. Depuis 2006, les rejets annuels en tritium, radionucléide le plus fréquemment mesuré dans les rejets gazeux du CSA, varient de 0,082 à 7,3 GBq (cf. figure 4).

Les effluents liquides produits dans les installations et susceptibles d'être contaminés sont collectés dans plusieurs réservoirs sur le site puis contrôlés (tritium, carbone-14, émetteurs alpha et bêta-gamma), avant rejet éventuel dans le bassin d'orage *via* un réseau spécifique ; le bassin d'orage est le seul exutoire des effluents liquides du CSA vers le milieu naturel, le ruisseau des Noues d'Amance. Au cours de cette dernière décennie, les rejets annuels en tritium, radionucléide le plus fréquemment mesuré dans les rejets liquides du CSA, varient de 0,2 à 5,3 MBq.

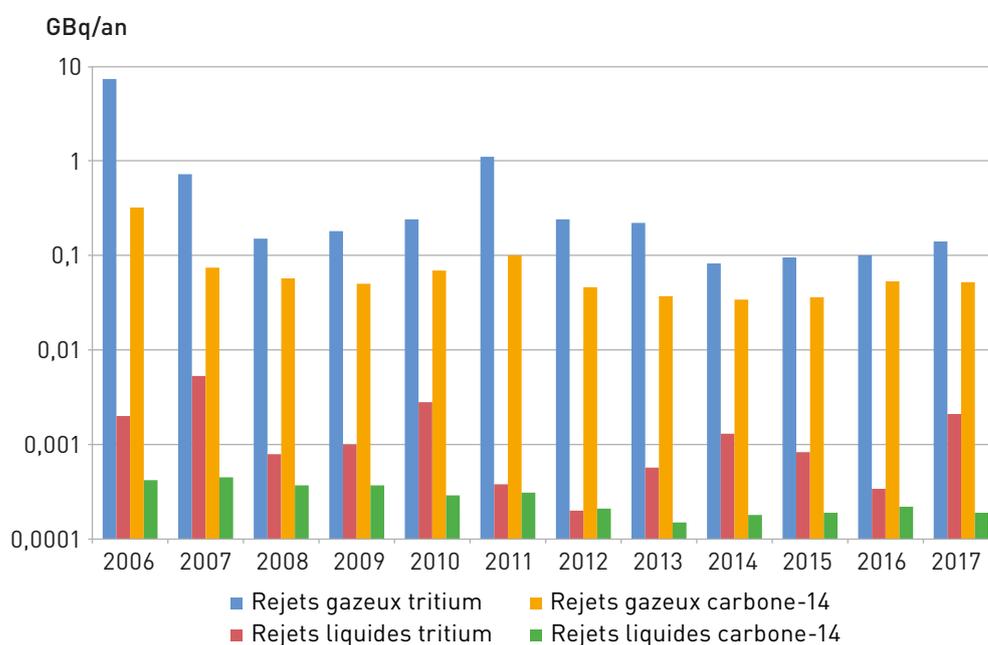
Rejets radioactifs du Cires

Les rejets gazeux du Cires sont liés aux activités de traitement des déchets TFA (compactage) et aux activités de tri et de traitement des déchets issus d'activités non électronucléaires. Pour chacun des deux émissaires, un dispositif de prélèvement d'air en continu placé au point de rejet du système de ventilation/filtration permet de contrôler l'air rejeté (mesure du tritium atmosphérique, des iodes (¹²⁵I, ¹²⁹I et ¹³¹I), du carbone-14 et des activités alpha et bêta globales).

Ces rejets canalisés sont soumis par arrêté préfectoral à des valeurs limites de rejets. Au cours de cette dernière décennie, les rejets annuels en tritium, radionucléide le plus fréquemment mesuré dans les rejets gazeux du Cires, varient de 32 à 300 MBq.

Les effluents liquides du Cires susceptibles d'être contaminés radiologiquement sont considérés comme des déchets liquides: ils sont collectés, entreposés dans des cuves puis recyclés ou éliminés par une filière de traitement extérieure autorisée et ne sont donc pas rejetés à l'environnement. Les autres effluents liquides (eaux pluviales, effluents domestiques...) sont collectés, traités pour certains d'entre eux (décantation, déshuilage) puis dirigés dans le ru de Loriguette au nord du site et dans le ru Courgain au sud du site *via* des bassins.

FIGURE 4 / ÉVOLUTION DES REJETS LIQUIDES ET GAZEUX EN TRITIUM DU CSA ENTRE 2006 ET 2017 (GBq/an)



La surveillance radiologique de l'environnement du site

Surveillance du CSA

Pour le compartiment atmosphérique, la surveillance de la radioactivité de l'environnement réalisée par l'exploitant est assurée par des mesures intégrées du rayonnement gamma ambiant et des mesures différées sur des prélèvements quotidiens de poussières atmosphériques (mesure des activités alpha et bêta globales, spectrométrie gamma), et périodiques d'air (mesure du tritium et du carbone-14 atmosphérique), de gaz halogènes (mesure des iodes 125, 129 et 131) et d'eau de pluie (mesure du tritium, du carbone-14 et des activités alpha et bêta globales) *via* deux stations de surveillance placées sous les vents dominants. Dans le milieu terrestre, deux prélèvements mensuels et un prélèvement trimestriel de végétaux sont réalisés et deux prélèvements mensuels de lait. Une campagne annuelle de prélèvements sur les champignons, les principales productions agricoles et sur la couche superficielle des terres est également réalisée, notamment dans les zones situées sous les vents dominants. Les prélèvements terrestres font généralement l'objet d'une mesure des activités alpha et bêta globales et d'une spectrométrie gamma. Ces analyses sont complétées trimestriellement par la mesure du carbone-14 et annuellement par la mesure du tritium et une spectrométrie alpha permettant notamment la mesure des transuraniens.

Dans le compartiment aquatique, des prélèvements ponctuels (hebdomadaires, mensuels ou trimestriels) d'eau de surface et de sédiments sont effectués dans les Noues d'Amance en amont et en aval du point de rejet, ainsi que dans la Voire en aval du point de rejet du CSA. Les prélèvements d'eau et de sédiments font l'objet de mesures des activités alpha et bêta globales et de tritium (sur les eaux), complétées régulièrement (en aval du point de rejet) par des mesures par spectrométrie alpha et gamma. Des prélèvements semestriels de végétaux aquatiques et annuels de poissons sont réalisés dans les Noues d'Amance. Les mesures réalisées sur la faune et la flore aquatiques sont comparables à celles effectuées sur les eaux et les sédiments.

Un contrôle des eaux souterraines sous-jacentes au CSA est réalisé mensuellement par des prélèvements effectués à partir de 9 piézomètres implantés principalement à l'intérieur du CSA et trimestriellement en 13 autres points. Sur ces prélèvements, les activités alpha et bêta globales et tritium sont mesurées.

Surveillance du Cires

La surveillance du Cires est définie par l'arrêté préfectoral régissant les activités du site. Un dispositif de prélèvement d'air en continu implanté sur le bâtiment administratif permet de contrôler l'impact des rejets canalisés issus du bâtiment de traitement et des rejets diffus du centre (alvéoles de stockage...). Les mesures réalisées sur cette station sont les mêmes que celles réalisées au point de rejet du bâtiment de traitement. Le Cires dispose également de dispositifs de mesure du rayonnement gamma ambiant (dosimètres passifs).

Des prélèvements d'eau et de sédiments sont réalisés sur les rus (ru Courgain et ru de Loriguette). Les eaux font l'objet de mesures des activités alpha et bêta globales et de tritium. Des mesures par spectrométrie alpha et gamma sont réalisées sur les sédiments. Un suivi radiologique semestriel des eaux souterraines est réalisé sur les nappes du Barrémien et de l'Aptien.

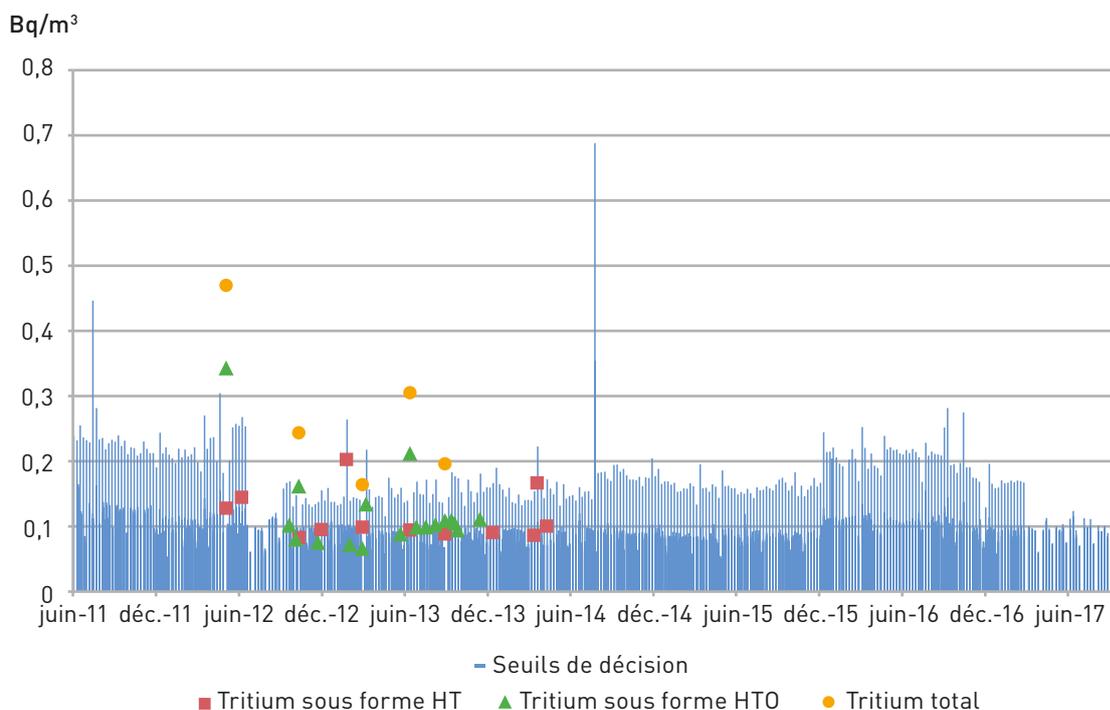
Influence des sites CSA et Cires de l'ANDRA sur l'environnement

La surveillance du carbone-14 atmosphérique par barboteur, pour laquelle les seuils de décision des méthodes utilisées sont proches du bruit de fond atmosphérique, la surveillance des iodés 125, 129 et 131 sous forme gazeuse par prélèvement d'air sur cartouche ainsi que la surveillance des aérosols atmosphériques n'ont pas mis en évidence de radionucléides dans l'environnement des centres de stockage exploités par l'ANDRA entre 2015 et 2017. S'agissant du tritium, ce radionucléide n'a pas été détecté sous forme HT ou HTO dans l'air depuis mai 2014 (cf. figure 5). Les seuils de décisions se situant entre 10 et 20 fois le bruit de fond du tritium atmosphérique, ces analyses ne permettent pas de conclure sur l'influence potentielle des rejets de l'ANDRA. En revanche, pour ce qui concerne les eaux de pluie collectées entre janvier 2015 et décembre 2017, des activités toutes inférieures au seuil de décision d'environ 2 Bq/L et donc dans la gamme du bruit de

fond actuel, attestent de l'absence d'un marquage visible lors des événements pluvieux.

Cette absence d'influence des rejets atmosphériques tritiés est confirmée par les résultats des mesures de ce radionucléide dans les échantillons d'herbe et de sol réalisés sur la période de 2015-2017. Les activités de tritium lié correspondantes sont soit inférieures au seuil de décision, soit comprises entre 0,2 et 1,7 Bq/kg frais, c'est-à-dire dans la gamme du bruit de fond actuel. Par ailleurs, les résultats de mesures dans les herbes de prairie font état d'une très forte variabilité de l'activité en carbone-14 associée à des incertitudes de mesures pouvant atteindre 60 % de la valeur mesurée. Ces résultats incertains ne permettent pas de conclure quant au marquage des centres de l'ANDRA. Les autres mesures réalisées dans l'environnement de ces deux centres de stockage relèvent soit de la radioactivité naturelle (^{40}K , ^7Be ...), soit de la rémanence des retombées de l'accident de Tchernobyl ou de celles des essais d'armes nucléaires (^{137}Cs).

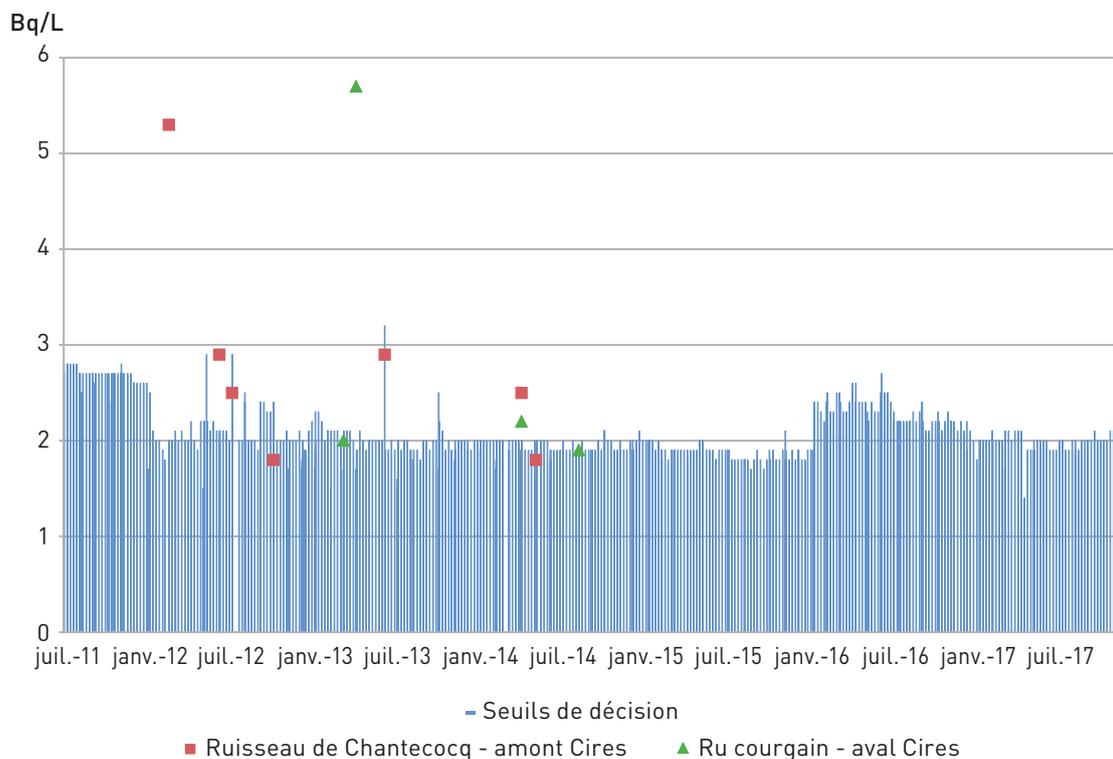
FIGURE 5 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS L'AIR À PROXIMITÉ DES CENTRES CSA ET CIRES ENTRE JUILLET 2011 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/m³)



Pour ce qui concerne la surveillance des cours d'eau (cf. figure 6), le tritium n'a pas été détecté depuis août 2014 dans les mesures réalisées dans les eaux des ruisseaux situés en amont du Cires (ruisseau de Chantecocq), entre le Cires et le CSA (ru Courgain, ru de Loriguette) et en aval du CSA (Noues d'Amance notamment).

Pour ce qui concerne les sédiments, les poissons et les végétaux aquatiques (renoncules), les mesures réalisées ne mettent pas en évidence un marquage du milieu aquatique par les rejets des centres exploités par l'ANDRA.

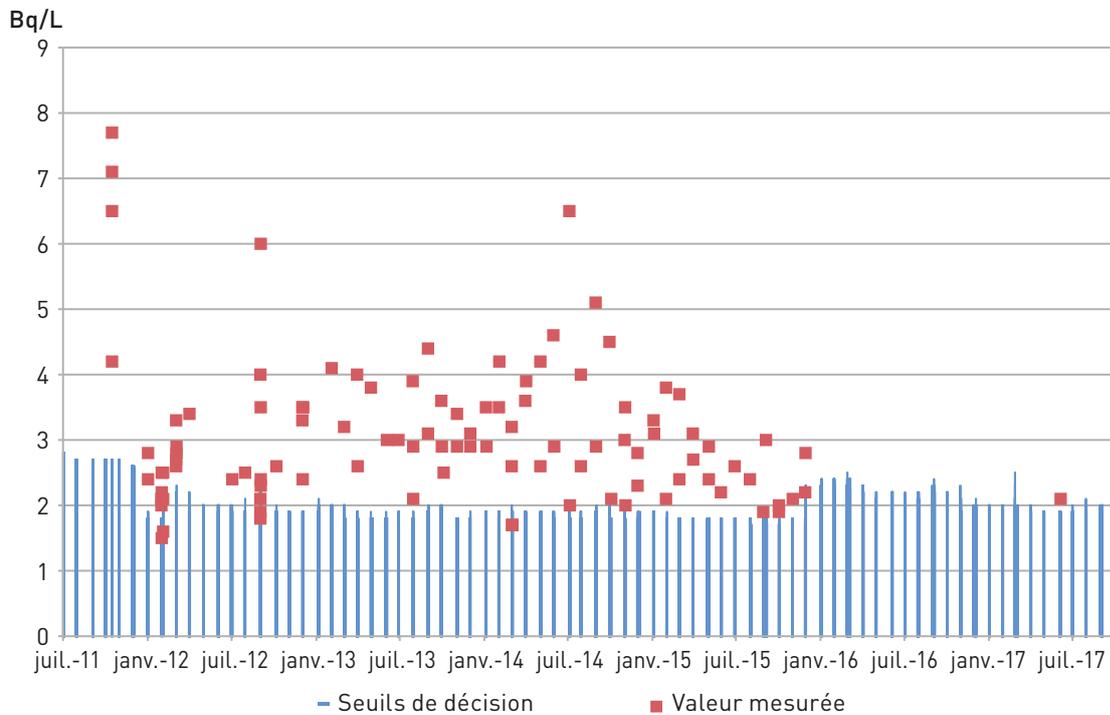
FIGURE 6 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS LES EAUX DE SURFACE PRÉLEVÉES PRÈS DES CENTRES CSA ET CIRES DE L'ANDRA ENTRE JUILLET 2011 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/L)



La surveillance radiologique des eaux souterraines de ces deux centres est réalisée à partir des piézomètres installés à l'intérieur et à l'extérieur des sites. Les activités en tritium des eaux prélevées en certains points sont en 2015 quelques fois supérieures au bruit de fond avec un maximum de 3,8 Bq/L (cf. figure 7).

À partir de janvier 2016, le tritium dans les eaux souterraines n'a été détecté qu'une seule fois avec une valeur d'activité proche du bruit de fond (2,1 Bq/L) dans un piézomètre situé à proximité des ouvrages de stockage. Les mesures en émetteurs alpha et émetteurs bêta n'ont pas mis en évidence de marquage des rejets des centres de l'ANDRA.

FIGURE 7 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS LES EAUX SOUTERRAINES PRÉLEVÉES DANS LES PIÉZOMÈTRES DES CENTRES CSA ET CIRES DE L'ANDRA ENTRE JUILLET 2011 ET DÉCEMBRE 2017 TOUS PIÉZOMÈTRES CONFONDUS (Bq/L)



3.4. LES SITES DE RECHERCHE

Le site de Marcoule

Rejets et plans de surveillance

Le site de Marcoule (Gard) héberge une vingtaine d'installations dont cinq INB :

- le réacteur Phénix (INB 71) exploité par le CEA : réacteur à neutrons rapides, arrêté en 2009 ;
- l'INB 148 Atalante exploitée par le CEA : cette installation permet de réaliser des travaux de recherche fondamentale et de radiochimie sur des éléments radioactifs de haute activité ;
- l'INB 151 Melox exploitée par Orano Cycle : a été créée pour recycler le plutonium issu du parc électronucléaire REP français. C'est aujourd'hui la seule usine française à produire du combustible MOX ;
- l'INB 160 Centraco exploitée par Socodei : mise en service en 2000, elle traite les déchets et effluents radioactifs de faibles activités, afin de réduire le volume avant stockage sur les centres de l'ANDRA.

- l'INB 170 Gammatec exploitée par STERIS : cette installation abrite des irradiateurs gamma à visée de recherche et développement.

Le site comprend également une installation nucléaire de base secrète (INBS) exploitée par le CEA. Les principales installations de cette INBS sont arrêtées et en cours de démantèlement :

- les réacteurs Célestin 1 et 2 ont été mis à l'arrêt définitif fin 2009 ;
- l'Atelier Tritium de Marcoule (ATM) a été définitivement arrêté en juin 2012.

Les effluents liquides radioactifs produits sur le site sont transférés à la STEL (station de traitement des effluents liquides) exploitée par le CEA. L'INB CENTRACO dispose de sa propre station de traitement d'effluents liquides et procède à leurs rejets. Il n'est pas possible d'individualiser précisément les rejets par installation. Les rejets gazeux sont quant à eux répartis entre les différentes installations du site (Atalante, Phénix, Centraco et Melox) et chaque installation à sa propre autorisation de rejets. Les rejets liquides et gazeux sont présentés dans le tableau 1.

FIGURE 1 / LOCALISATION DES POINTS DE SURVEILLANCE CEA (à gauche) ET IRSN (à droite) AUTOUR DU SITE DE MARCOULE

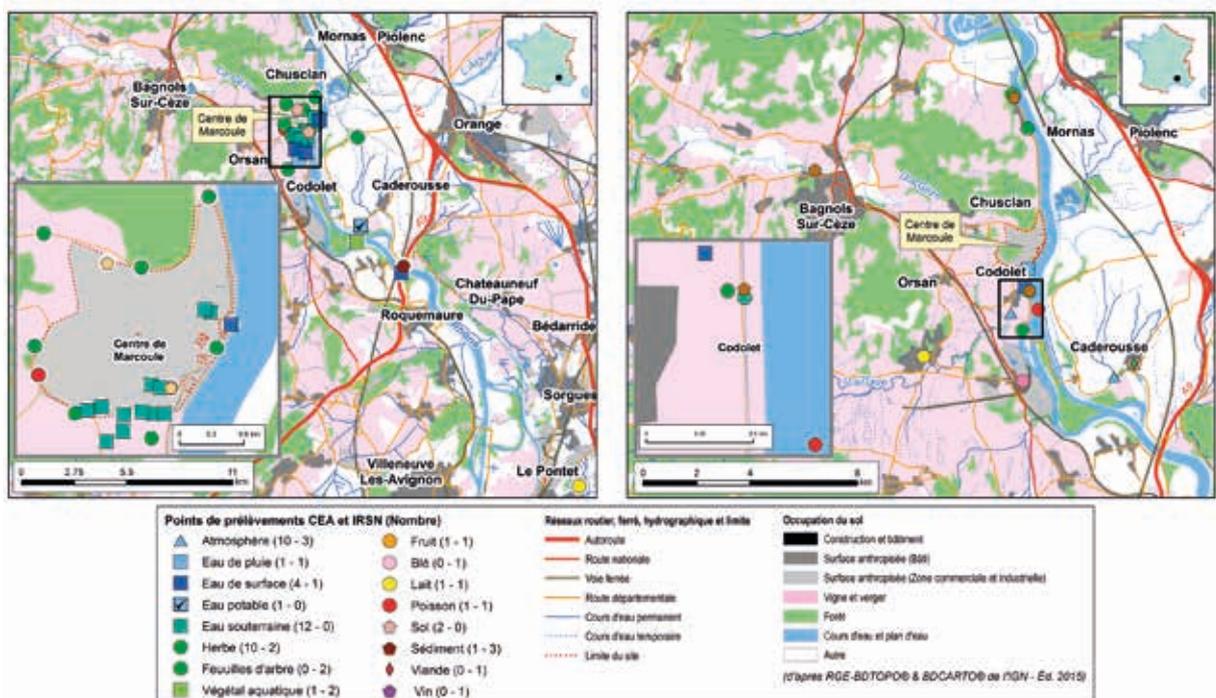


TABLEAU 1 / RÉPARTITION DES REJETS 2016 ENTRE LES DIFFÉRENTES INSTALLATIONS

Effluents gazeux des INB du CEA Marcoule (PHENIX et ATALANTE)	2014	2015	2016
Aérosols bêta gamma (MBq)	11,4	11	9,9
Aérosols alpha (MBq)	0,14	0,07	0,07
Tritium (MBq)	34,8	77,0	17,8
Halogènes (MBq)	8,2	9,0	8,8
Gaz hors tritium (TBq)	46	54	52

Effluents gazeux tritiés des INBS (TBq)	2014	2015	2016
	37	21	25

Effluents liquides (INBS)*	2014	2015	2016
Émetteurs alpha (GBq)	1,58	0,77	1,71
Carbone-14 (GBq)	6,29	2,77	4,64
Iodes (GBq)	0,46	0,26	0,12
Tritium (TBq)	22	20,2	38,2
Autres émetteurs bêta gamma (GBq)	67,9	36,4	63,3

* Les effluents liquides générés par les installations de la plateforme de Marcoule, à l'exception de CENTRACO, sont traités dans une installation de l'INBS (STEL).

Le CEA de Marcoule et l'IRSN ont mis en place depuis l'ouverture du site des plans de surveillance couvrant tous les compartiments de l'environnement. Le CEA met en œuvre ce plan pour le compte de l'ensemble des exploitants du site de Marcoule. Les plans de surveillance

correspondants sont présentés sur le tableau 2 et la figure 1. L'arrêt des réacteurs Célestin et l'arrêt de l'Atelier Tritium se sont traduits par une diminution très importante des rejets en tritium du site depuis 2009, comme le montre la figure 2.

FIGURE 2 / ÉVOLUTION DES REJETS TRITIÉS ATMOSPHÉRIQUES DU SITE

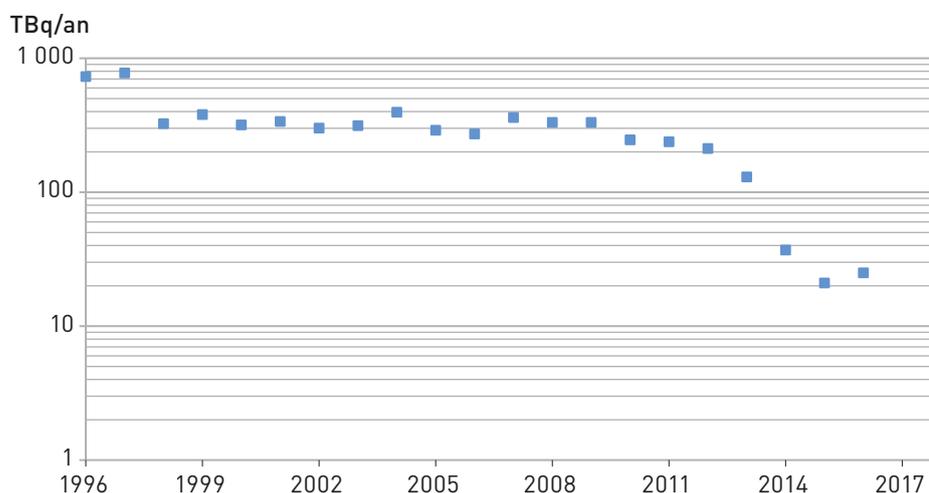


TABLEAU 2 / PLANS DE SURVEILLANCE CEA ET IRSN DU SITE DE MARCOULE (le plan CEA présenté est celui réalisé jusqu'en décembre 2016; le programme de surveillance ayant été modifié le 1^{er} janvier 2017 dans le cadre de la déclinaison de la nouvelle autorisation de rejet)

Milieu surveillé ou nature du contrôle	CEA	IRSN
Rayonnement gamma ambiant	<ul style="list-style-type: none"> 4 balises dans l'environnement à St-Étienne-des-Sorts, Bagnols-sur-Cèze, Codolet et Caderousse : débit de dose γ ambiant 10 dosimètres passifs à la clôture du site 	<ul style="list-style-type: none"> 2 balises dans l'environnement à Bagnols-sur-Cèze et Orange : débit de dose γ ambiant
Aérosols atmosphériques	<ul style="list-style-type: none"> 4 points de prélèvement à St-Étienne-des-Sorts, Bagnols-sur-Cèze, Codolet et Caderousse : activités α et β globales (quotidien), spectrométrie γ si α et β global > 2 mBq/m³ 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement à Codolet : spectrométrie γ (hebdomadaire) uranium isotopique (mensuel)
Tritium, carbone-14 et iode-129 dans l'air	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvement à St-Étienne-des-Sorts et Codolet : tritium dans l'air HTO - HT, ¹²⁹I et ¹⁴C (tous les 1^{er}, 8, 15 et 22 du mois) 	
Eau de pluie	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement à Codolet : activités α et β globales, tritium (bimensuel) et activités α et β globales sur MES (mensuel) 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement à Codolet : tritium (mensuel)
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> 10 points de prélèvements sur le site ou en clôture du site : activités α et β globales, tritium 7 points de prélèvements dans la plaine de Codolet : activités α et β globales, tritium 	
Eau de surface	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements en amont et en aval du site : activités α et β globales sur filtrat, activité β globale sur résidu de filtration, tritium (hebdomadaire) spectrométrie γ sur le point aval (mensuel) 1 point de prélèvement dans l'Étang de Codolet : activités α et β globales, tritium, spectrométrie α (mensuel) 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement dans l'Étang de Codolet : tritium (semestriel)
Sédiments	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement en aval du site : activités α et β globales, spectrométrie γ, ⁹⁰Sr (mensuel) et spectrométrie α (annuel) 	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements en amont et en aval du site : spectrométrie γ, spectrométrie α, ⁹⁰Sr (semestriel)
Poissons	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement en aval du site : activité β globale, spectrométrie γ, ⁹⁰Sr (mensuel), ¹⁴C et ³H (annuel) 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement en aval du site : spectrométrie γ, spectrométrie α, ⁹⁰Sr (annuel)
Végétaux aquatiques	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement en aval du site : activité β globale, spectrométrie γ, ⁹⁰Sr (mensuel), ¹⁴C et ³H (annuel) 	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements en amont et en aval du site : spectrométrie γ, tritium organiquement lié, spectrométrie α (semestriel)
Sols	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements au nord et au sud du site : spectrométrie γ (annuel) 	
Herbe	<ul style="list-style-type: none"> 10 points de prélèvements autour du site : activité β globale, spectrométrie γ (mensuel) tritium libre, spectrométrie α (rotation 3 à 4 points par mois), ¹⁴C (trimestriel sur 2 points) 	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements à St-Étienne-des-Sorts et Codolet : spectrométrie γ, tritium libre, spectrométrie α, ⁹⁰Sr (annuel)
Feuilles d'arbre		<ul style="list-style-type: none"> 3 points de prélèvements à St-Étienne-des-Sorts, Codolet et Caderousse : tritium libre et organiquement lié (annuel)
Légumes et fruits	<ul style="list-style-type: none"> Campagne annuelle sur les principales productions notamment au sud du site : activité β globale, spectrométrie γ, ⁹⁰Sr, ¹⁴C et HTO (annuel) 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement de légume-feuille au sud-ouest du site : spectrométrie γ, tritium libre et organiquement lié (annuel) 1 point de prélèvement de légume-racinaire au sud-est du site : spectrométrie γ, spectrométrie α (annuel) 1 point de prélèvement au sud-est du site : spectrométrie γ, tritium libre et organiquement lié (annuel)
Blé		<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement au sud du site : spectrométrie γ, tritium organiquement lié, spectrométrie α, ⁹⁰Sr (annuel)
Viande		<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement au sud du site : spectrométrie γ, tritium organiquement lié (annuel)
Vin		<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement au sud du site : spectrométrie γ, tritium libre (annuel)
Lait	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement à Le Pontet : activité β globale, spectrométrie γ, HTO (mensuel) 	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements au sud et au sud-ouest du site : spectrométrie γ, tritium libre, ¹²⁹I (trimestriel)
Eau potable	<ul style="list-style-type: none"> 4 points de prélèvement à Caderousse, Codolet, St-Étienne-des-Sorts et Bagnols-sur-Cèze : activité β globale, tritium (mensuel) et spectrométrie α (semestriel) 	

Influence du centre de Marcoule sur son environnement

Le tritium

Le tritium, radionucléide prépondérant dans les rejets atmosphériques et liquides de Marcoule, est aussi le plus mesuré et le plus abondant dans les différentes composantes de l'environnement autour du site.

Dans l'air, le tritium est présent sous deux formes : vapeur d'eau tritiée (HTO) et gaz (HT et autres composés organiques gazeux tritiés). Les activités dans l'air pour ces 2 formes sont mesurées à l'aide de barboteurs à une fréquence hebdomadaire sur 2 stations : Saint-Étienne-des-Sorts au nord et Codolet au sud du site. La figure 3 présente les résultats acquis sur ces deux stations.

La forme de vapeur d'eau tritiée est prépondérante. Néanmoins, 78 % des résultats de mesure de HTO acquis sur les deux stations sont inférieurs au seuil de décision. À Codolet, les activités mesurées sur la période 2015-2017 varient de moins de 0,09 Bq/m³ à 0,42 Bq/m³ pour le tritium vapeur (HTO) et de 0,12 Bq/m³ à 0,16 Bq/m³ pour le tritium gaz (HT). Sur la station de Saint-Étienne-des-Sorts, les valeurs sont du même ordre de grandeur : 0,08 Bq/m³ à 0,40 Bq/m³ pour le tritium vapeur (HTO) et de 0,16 Bq/m³ à 0,27 Bq/m³ pour le tritium gaz (HT). De manière générale, cette gamme d'activités est inférieure à celle qui était observée sur la période précédente (2011-2014). Ceci résulte de la diminution progressive des rejets, liée à la mise à l'arrêt de l'Atelier Tritium en 2012. Cette dernière baisse s'inscrit d'ailleurs dans une tendance forte depuis l'arrêt des réacteurs Célestin en 2009.

FIGURE 3 / ACTIVITÉS DU TRITIUM DANS L'AIR SOUS FORME DE VAPEUR D'EAU (HTO) ET SOUS FORME GAZ (HT et autres composés organiques gazeux tritiés) MESURÉES À FRÉQUENCE HEBDOMADAIRE DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE DE MARCOULE

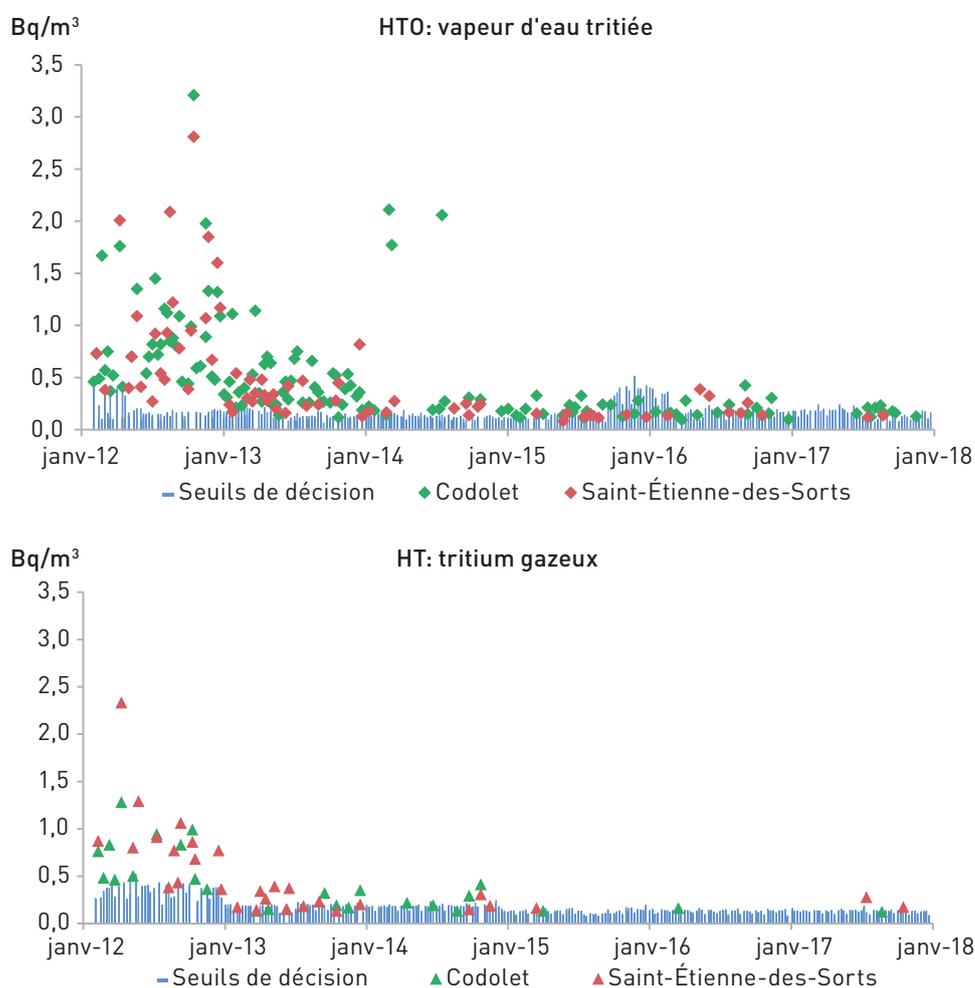
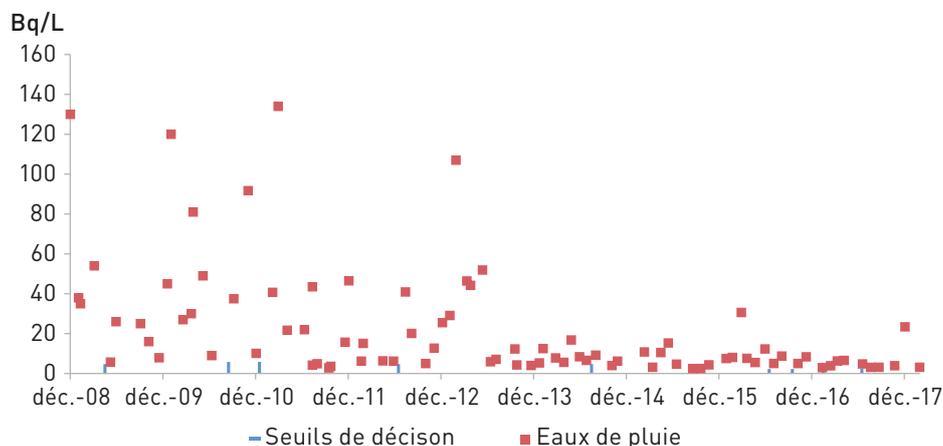


FIGURE 4 / ACTIVITÉS DU TRITIUM MESURÉES DANS LES EAUX DE PLUIE (Bq/L)

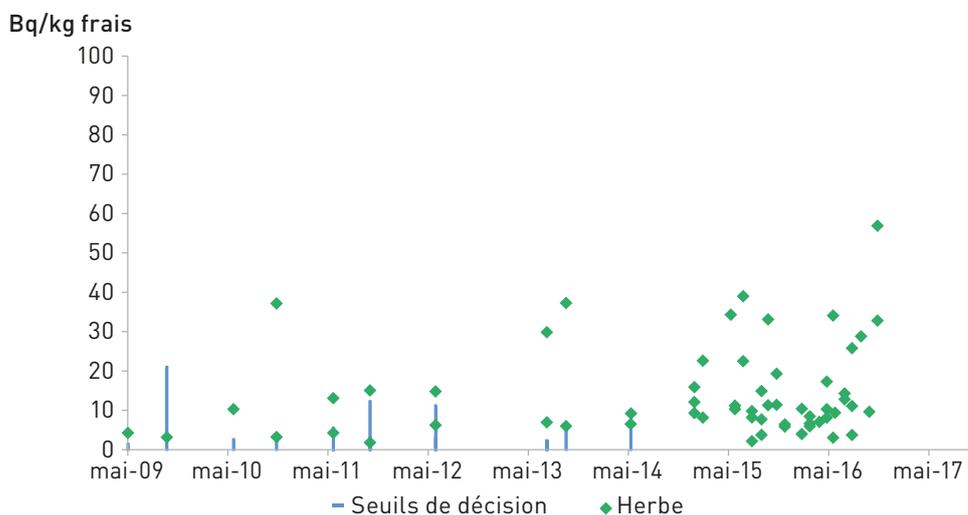


Toutefois, les activités significatives en tritium de l'air aux alentours de Marcoule restent néanmoins nettement au-dessus du bruit de fond de ce radionucléide qui se situe autour de 0,01 Bq/m³ pour le tritium vapeur.

De manière cohérente avec l'activité en tritium de l'air et avec la baisse des rejets, la gamme des activités mesurées en tritium dans l'eau de pluie à Codolet présente également des concentrations en baisse. La plage des valeurs s'étend de 2,5 Bq/L mesurés en juin 2015 à une valeur maximale de 30,6 Bq/L mesurée en décembre 2015 (cf. figure 4). Cela est à comparer avec le bruit de fond actuel compris entre moins 1 et 3 Bq/L d'eau de pluie.

Les activités atmosphériques présentées précédemment sont à l'origine de celles mesurées dans l'herbe prélevée autour du site. En effet, le tritium dans l'eau libre contenue dans l'herbe (HTO) est le reflet de la concentration en tritium présent dans l'air quelques heures avant le prélèvement. Pour la période concernée les concentrations mesurées varient de 2,2 Bq/kg frais à 56,9 Bq/kg frais (cf. figure 5). En revanche, la figure 6 montre que les activités en tritium du lait sont plus faibles (de moins de 2,6 à 3,4 Bq/L sur la période 2015-2017), et dans la gamme du bruit de fond radiologique. Ceci s'explique par le fait que le lait a été prélevé au Pontet à distance du site et hors vent dominant, et que les fourrages locaux sont donc peu marqués.

FIGURE 5 / ACTIVITÉS DU TRITIUM LIBRE MESURÉES DANS L'HERBE (Bq /kg frais de HTO) À PROXIMITÉ DU CEA DE MARCOULE



À noter que sur la période précédente (2011-2014), les activités en tritium libre du lait étaient majoritairement supérieures au bruit de fond. Cette évolution résulte encore de la baisse des rejets au cours des dernières années. Les activités mesurées dans les fruits, allant de 2,9 et 9,2 Bq/kg frais (cf. figure 7) et le vin de 8 Bq/L, témoignent d'un faible marquage en tritium de ces denrées.

Enfin, les activités en tritium organiquement lié des feuilles d'arbre prélevées sur les communes de Caderousse et Codolet, présentent une grande gamme de variabilité (5,2 à 55,4 Bq/kg sec) en

bonne concordance avec celles de l'herbe, de la vapeur d'eau atmosphérique et de l'eau de pluie.

L'influence des rejets en tritium du site est également visible dans les eaux des nappes phréatiques. On constate une diminution généralisée des activités en tritium des eaux souterraines prélevées sur l'ensemble des piézomètres du site (cf. figure 8).

Sur la période 2015-2017, la mesure la plus élevée a été observée en février 2015 sur le piézomètre F215 avec une valeur de 68 Bq/L.

FIGURE 6 / ACTIVITÉS DU TRITIUM LIBRE MESURÉES DANS LE LAIT (Bq/L) À PROXIMITÉ DU CEA DE MARCOULE

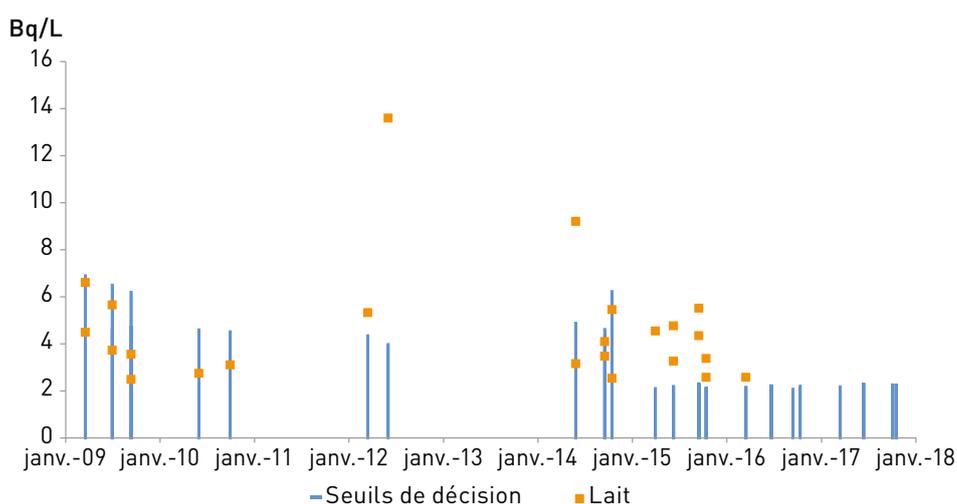


FIGURE 7 / ACTIVITÉS EN TRITIUM LIBRE MESURÉES DANS LES ÉCHANTILLONS DE FRUITS D'ARBRES PRÉLEVÉS À PROXIMITÉ DU SITE DU CEA DE MARCOULE (Bq de tritium/kg frais)

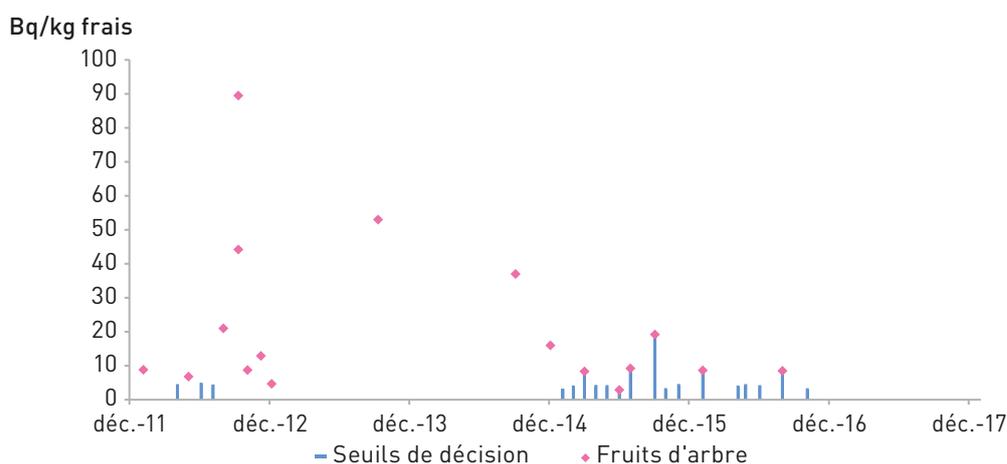
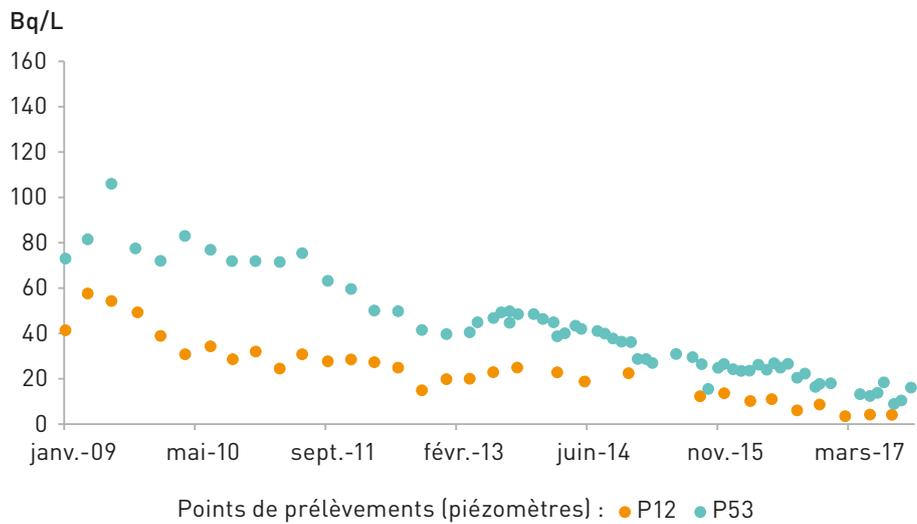
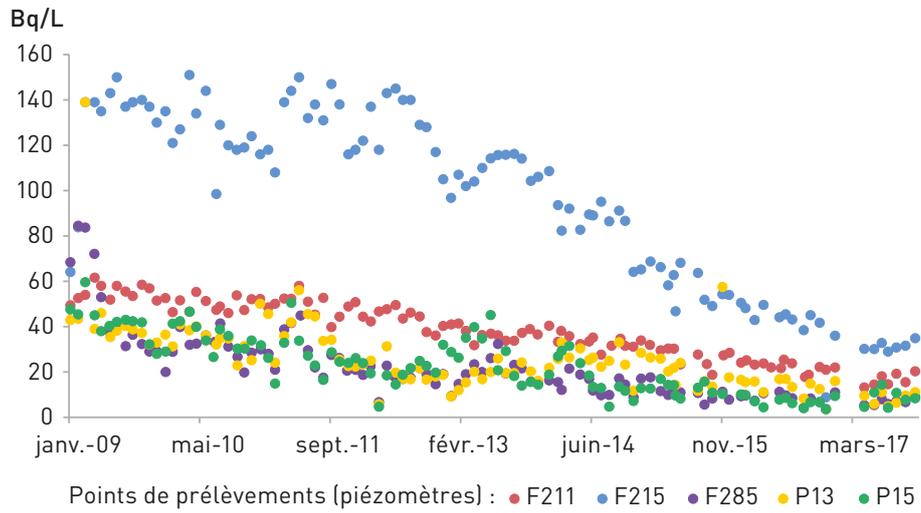


FIGURE 8 / ACTIVITÉS DANS LES EAUX DE NAPPE PHRÉATIQUE (Bq/L) PRÉLEVÉES SUR LE SITE (graphique du haut) ET AU SUD DU SITE (graphique du bas)



Vue aérienne du site de Marcoule

© CEA

La surveillance radiologique des eaux de surface permet d'observer également un marquage en tritium, notamment à l'étang de Codolet situé au sud du site. L'évolution de l'activité en tritium dans l'étang de Codolet présentée dans la figure 9 suit celle des eaux de nappes (figure 8). La moyenne de cette activité en tritium est passée de 67,5 Bq/L sur la période 2011-2014 à 24,6 Bq/L sur la période 2015-2017.

Les analyses effectuées régulièrement dans les eaux du Rhône mettent en évidence un marquage faible, dû essentiellement aux autres installations nucléaires présentes dans la vallée du Rhône (les rejets des CNPE totalisent environ 95 % des rejets en tritium) (cf. figure 10). L'activité en tritium à l'aval du site est en moyenne de 6,3 Bq/L sur la période 2015-2017 pour une gamme allant de 3,1 Bq/L à 11,1 Bq/L.

FIGURE 9 / ACTIVITÉS DU TRITIUM DANS L'EAU PRÉLEVÉE DANS L'ÉTANG DE CODOLET AU SUD DU SITE DU CEA DE MARCOULE (Bq/L)

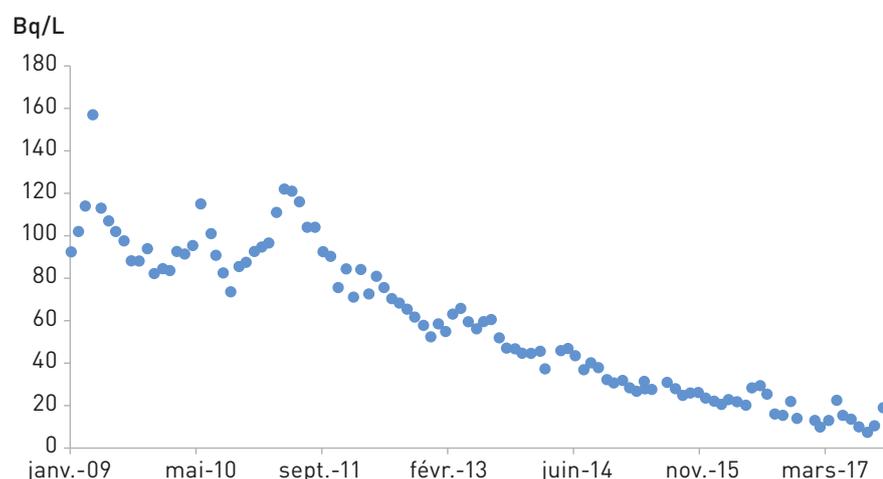
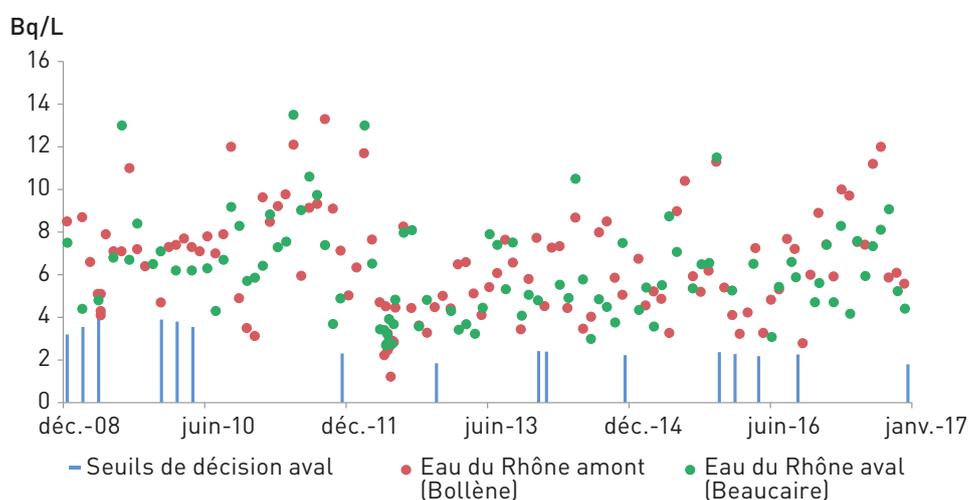


FIGURE 10 / ACTIVITÉS DU TRITIUM DANS L'EAU DU RHÔNE PRÉLEVÉES EN AMONT (COMMUNE DE BOLLÈNE) ET EN AVAL (COMMUNE DE BEAUCAIRE) DU SITE DE MARCOULE



Concernant l'alimentation en eau potable (AEP) dans la commune de Caderousse, le tritium est le seul radionucléide détecté. La majorité des résultats de mesure est inférieure au seuil de détection avec une activité maximale mesurée de 5,8 Bq/L en 2016.

Le carbone-14

Bien que les rejets atmosphériques de carbone émis par les installations de Marcoule soient très faibles, il en résulte des activités dans l'environnement qu'il est possible de distinguer du bruit de fond par la mesure de l'activité spécifique exprimée en Bq/kg de carbone. La figure 11 présente les activités spécifiques du carbone-14 mesurées par l'IRSN depuis 2009 dans différents végétaux et notamment des feuilles d'arbres. La plupart de ces activités sont supérieures à la gamme du bruit de fond dont la valeur moyenne est aujourd'hui de 227 Bq/kg de C. En raison de la diminution de l'activité spécifique du carbone-14 partout dans l'hémisphère nord, cette moyenne du bruit de fond était proche de 240 Bq/kg de C. en 2009 (cf. chapitre 2). La moyenne des résultats acquis par l'IRSN sur la période 2015-2017 témoigne d'une augmentation moyenne

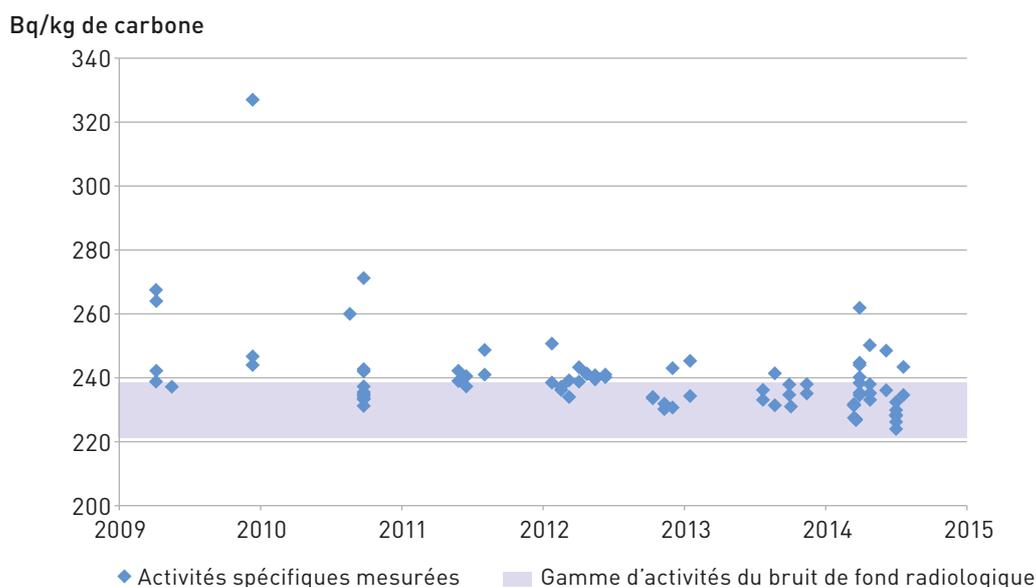
de + 8 Bq/kg de C., soit + 3,5 % du bruit de fond actuel, due aux rejets du site. Pour des denrées, cette activité spécifique ajoutée correspond à une activité massique ajoutée de l'ordre de 0,2 Bq/kg frais pour une salade ou 0,5 Bq/kg frais pour des fruits ou 0,5 Bq/L pour du lait. Ces activités massiques ajoutées ne sont théoriquement pas discernables du bruit de fond. Aussi, les résultats de mesure significativement supérieurs acquis par le CEA dans le cadre de sa surveillance, notamment dans des fruits, pourraient résulter des incertitudes liées à la technique métrologique utilisée.

Le carbone-14 mesuré dans le milieu aquatique et notamment dans les poissons du Rhône en aval de Marcoule, résulte principalement des rejets des CNPE Rhodanienne (cf. chapitre relatif au CNPE).

Les autres radionucléides

En milieu terrestre, seul le césium-137 hérité des retombées de l'accident de Tchernobyl et des essais nucléaires est mesurable à des niveaux similaires à ceux observés en dehors de l'influence d'une installation nucléaire et qui relèvent donc du bruit de fond radiologique (cf. chapitre 3.1 pp. 90-91).

FIGURE 11 / ACTIVITÉ SPÉCIFIQUE DU CARBONE-14 MESURÉE PAR L'IRSN DANS L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE DU CEA DE MARCOULE



Les activités en césium-137 des sédiments prélevés en aval du site sont plus élevées que celles des sédiments prélevés en amont : 15,3 Bq/kg sec comparés à 1,2 Bq/kg sec (figure 12). On observe que les sédiments sont légèrement plus marqués à Codolet. Ceci étant, les activités mesurées correspondent aux valeurs du bruit de fond radiologique (cf. chapitre 2 : retombées des essais atmosphériques). Par ailleurs, plusieurs radionucléides artificiels sont également mesurés en aval : cobalt-60, strontium-90, américium-241 et plutonium-239+240, à des degrés plus ou moins importants.

Des prélèvements de plantes aquatiques et de poissons sont réalisés dans le Rhône en amont

et en aval du site. Épisodiquement, quelques traces de radionucléides artificiels sont mesurées dans les plantes aquatiques : césium-137, cobalt-60, strontium-90, américium-241 et plutonium-239+240 notamment. Le tableau 3 qui permet de comparer les activités en amont et en aval du site, montre que ces résultats de mesure ne révèlent pas d'influence actuelle du site. Dans le cas du césium-137, les activités certes plus élevées en aval restent dans la gamme de la variabilité du bruit de fond hérité des retombées anciennes.

En ce qui concerne les poissons, à l'exception d'un seul prélèvement présentant des traces quantifiées de césium-137, aucun radionucléide artificiel n'a été mis en évidence entre 2015 et 2017.

FIGURE 12 / ACTIVITÉS MASSIQUES DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES D'INTÉRÊT PRÉSENTS DANS LES SÉDIMENTS PRÉLÈVÉS DANS LE RHÔNE EN AMONT ET EN AVA DU CEA DE MARCOULE

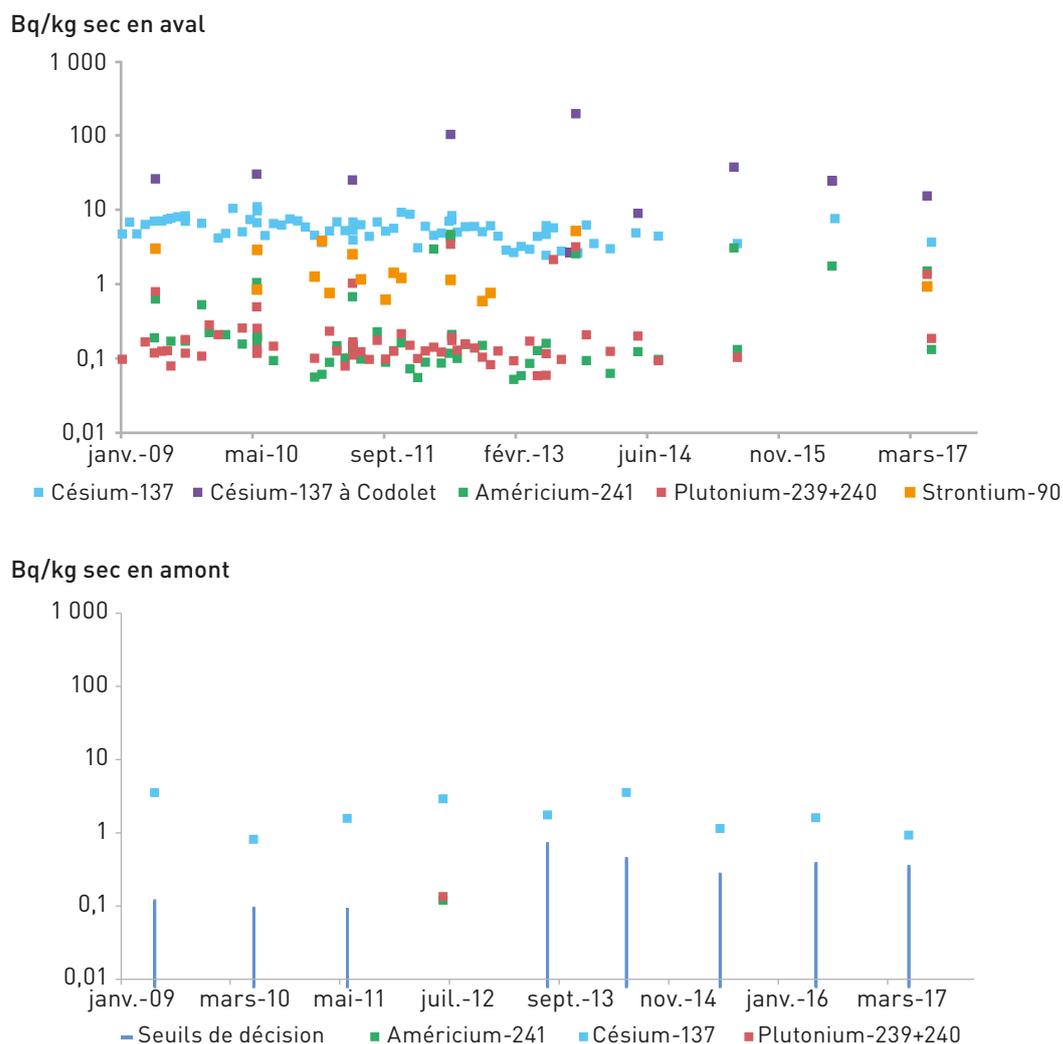


TABLEAU 3 / ACTIVITÉS MESURÉES DANS LES PLANTES AQUATIQUES PRÉLEVÉES EN AMONT ET EN AVAL DU CEA DE MARCOULE (Bq/kg frais)

Radionucléide	Valeur min. et max. en amont Saint-Étienne-des-Sorts	Valeur min. et max. en aval Codolet
³ H	0,34 - 0,65	0,38 - 3,43
¹³⁷ Cs	0,32 - 0,35	0,17 - 0,22
⁶⁰ Co	< SD	0,08
⁹⁰ Sr	0,54	0,15 - 0,30
²⁴¹ Am	0,007	0,009 - 0,018
²³⁸ Pu	< SD	< SD
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	0,006 - 0,008	0,010 - 0,065

Conclusion

La diminution des activités en tritium de toutes les composantes de l'environnement de Marcoule, qui résulte de la diminution très importante des rejets en lien avec l'arrêt des réacteurs Célestin puis de l'Atelier Tritium, caractérise l'évolution radiologique de l'environnement autour du site au cours de ces dernières années. Cette diminution fait que sur la période 2015-2017, le nombre de mesures significatives (supérieures au seuil de décision) est beaucoup plus faible qu'auparavant (22 % pour les mesures de HTO dans l'air) et ne permet plus l'obtention de valeurs moyennes⁽¹⁾ permettant d'estimer les doses potentiellement reçues par la population. Dans le précédent *Bilan Radiologique relatif à la période 2011-2014*, la dose liée aux rejets tritiés du centre avait été estimée à 0,28 µSv/an ; elle serait aujourd'hui très inférieure à cette valeur.

Sur la base des activités spécifiques du carbone-14 effectuées par l'IRSN autour du site et des scénarios d'expositions fournis dans le chapitre 8 d'annexes, la dose due au carbone-14 serait de l'ordre de 0,07 µSv/an.

Les rejets des autres radionucléides sont trop faibles pour que les activités environnementales qui en résultent puissent être quantifiées. Toutefois, en milieu aquatique et notamment dans les sédiments, la rémanence des rejets passés du site est encore visible.

1. Les moyennes ne sont calculées que si le pourcentage de mesures significatives (>SD) est d'au moins 50 % (cf. chapitre 8 d'annexes).

Le centre de Valduc

Rejets et plans de surveillance

Le centre de Valduc est dédié à la recherche et au développement des technologies sur les matériaux nucléaires nécessaires à la force de dissuasion nucléaire française. C'est notamment à Valduc qu'en 1957 a été installé le réacteur à neutrons rapides Rachel, qui a permis les premières études de criticité en France. Depuis, les spécialistes travaillant sur le site se chargent aussi de l'entretien et du démantèlement des têtes nucléaires. Le centre est situé en milieu rural,

entouré de forêts et de terres agricoles dans la commune de Salives, à 45 km au nord-ouest de Dijon dans le département de la Côte-d'Or (figure 1). Les installations du site rejettent principalement du tritium sur forme gazeuse dans l'atmosphère. Les rejets ont considérablement diminué depuis les années 1970 et se sont stabilisés depuis les années 2000 autour de 300 TBq/an (figure 2). Pour contrôler et estimer l'impact des rejets du site sur l'homme et l'environnement, le CEA et l'IRSN ont mis en place depuis l'ouverture du site un plan de surveillance centré sur ce radionucléide (tableau 1).

FIGURE 1 / LOCALISATION DES POINTS DE SURVEILLANCE AUTOUR DU SITE DE VALDUC

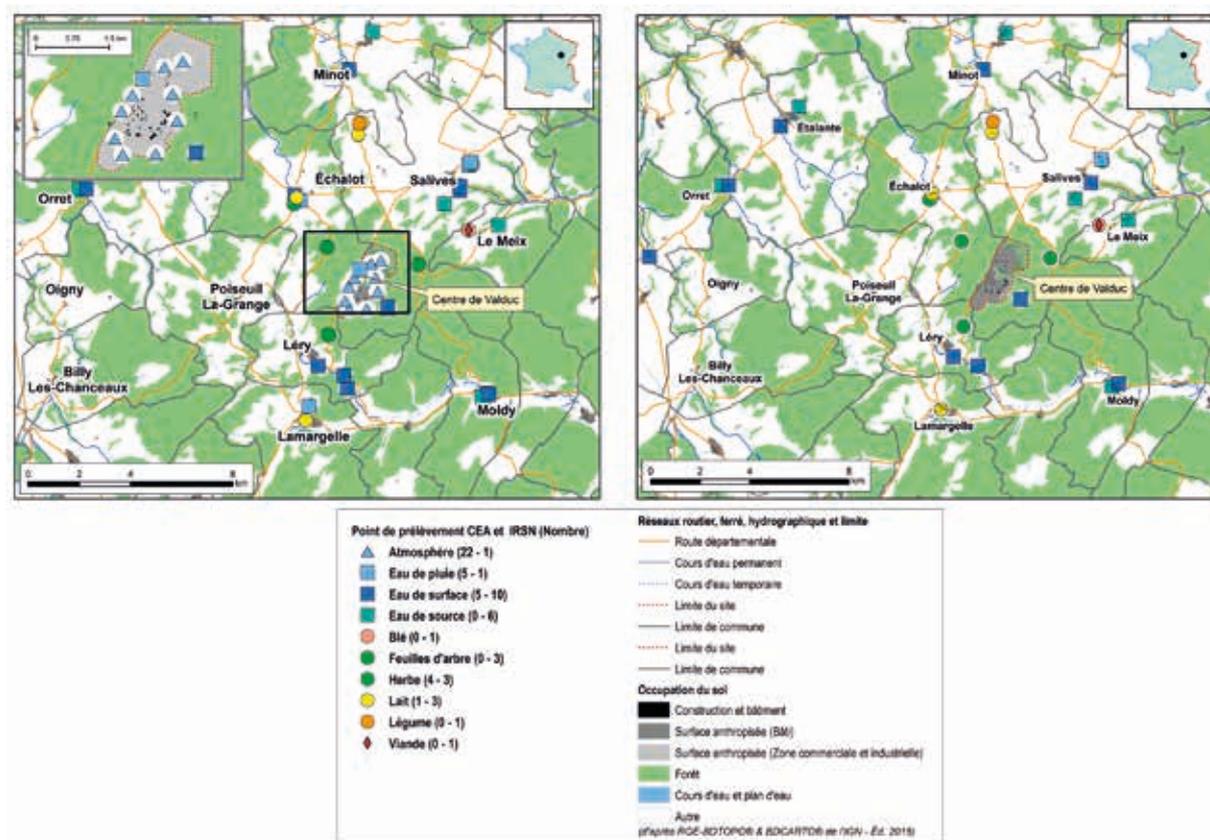
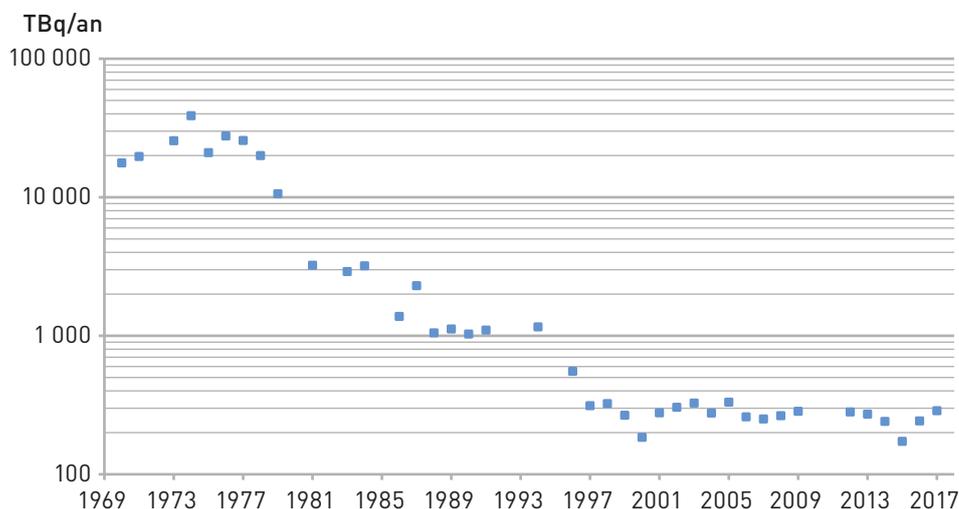


FIGURE 2 / REJETS D'EFFLUENTS GAZEUX ATMOSPHÉRIQUES DE TRITIUM DU SITE DU CEA DE VALDUC (TBq/an)



Influence du centre de Valduc sur son environnement

Les rejets de tritium dans l'environnement du centre de Valduc sont visibles dans toutes les composantes de l'environnement sur quelques dizaines de kilomètres tout autour du site. Le tritium dans l'air est prélevé avec une fréquence hebdomadaire par des barboteurs sur 4 stations de prélèvements situées sur 4 communes entourant le site. Le tritium dans l'air se présente sous deux formes : vapeur d'eau tritiée (HTO) et gaz (HT et autres composés organiques gazeux tritiés), le tritium sous forme de vapeur d'eau étant prédominant. Les résultats de mesures sont présentés dans la Figure 3, et les valeurs moyennes et maximales par station dans le Tableau 2. L'activité moyenne en vapeur d'eau tritiée des mesures effectuées sur la période 2015-2017, pour les stations d'Échalot et Salives est de 0,6 Bq/m³. Les valeurs les plus élevées sont mesurées au nord du site, notamment sur la commune d'Échalot avec une valeur maximale de 4,5 Bq/m³ en vapeur d'eau tritiée (HTO) mesurée en juillet 2017 et 0,9 Bq/m³ en tritium sous la forme gazeuse (HT) mesurée en décembre 2016.

La figure 3 montre que si une forte variabilité est observée, les gammes d'activités sont assez constantes dans le temps, avec des moyennes assez proches, en accord avec la constance des rejets au cours des 20 dernières années. Ces niveaux de tritium dans l'air sont très supérieurs au bruit de fond actuel du tritium atmosphérique hors influence d'une installation nucléaire qui est de l'ordre de 0,01 Bq/m³ d'air pour la vapeur d'eau tritiée.

Des collecteurs permettent de suivre sur ces mêmes communes, l'activité en tritium de l'eau de pluie dont la moyenne annuelle sur la période et pour les 4 stations est de 21,8 Bq/L. Il est à remarquer que, comme pour les activités dans l'air (HTO et HT), les activités les plus importantes sont trouvées dans les stations au nord du site (tableau 2). L'activité maximale mesurée dans l'eau de pluie a été de 151 Bq/L sur la station de l'Échalot le 30 janvier de 2017 (cf. figure 3). Ces mesures dans l'eau de pluie sont tout à fait cohérentes avec celles sur l'air présentées précédemment.

TABLEAU 1 / PLANS DE SURVEILLANCE DU SITE DE VALDUC

Milieu surveillé ou nature du contrôle	CEA	IRSN
Rayonnement gamma ambiant	<ul style="list-style-type: none"> 10 dosimètres passifs en bord de site ou sur le site : débit de dose γ ambiant 4 dosimètres passifs dans l'environnement à Échalot, Léry, Moloy et Salives : débit de dose γ ambiant 	
Aérosols atmosphériques	<ul style="list-style-type: none"> 3 points de prélèvements à Échalot, Moloy et Léry : activités α et β globales (hebdomadaire) 1 point de prélèvements à Salives : activités α et β globales (quotidien) 	
Tritium dans l'air	<ul style="list-style-type: none"> 4 points de prélèvements à Échalot, Moloy, Léry et Salives : tritium dans l'air HTO - HT (hebdomadaire) 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements à Salives : tritium dans l'air HTO - HT (hebdomadaire)
Eau de pluie	<ul style="list-style-type: none"> 4 points de prélèvements à Échalot, Moloy, Léry, Salives : tritium (hebdomadaire) 1 point de prélèvements sur le site du CEA : activités α et β globales (mensuelles) 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements à Salives : tritium (hebdomadaire)
Lait	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements à Salives (Larçon) : tritium, spectrométrie γ (mensuel) 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements à Salives (Larçon) : tritium libre et organiquement lié (semestriel) 2 points de prélèvements au nord-ouest et au sud-ouest du site : tritium libre (trimestriel)
Herbe	<ul style="list-style-type: none"> 4 points de prélèvements à Échalot, Moloy, Léry et Salives : tritium (mensuel), spectrométrie γ (rotation mensuelle sur les 4 points) 	<ul style="list-style-type: none"> 3 points de prélèvements à Échalot, Léry et Salives : tritium libre et organiquement lié (annuel)
Feuilles d'arbre		<ul style="list-style-type: none"> 5 points de prélèvements à Échalot, Léry, Salives, Avot et Vernois les Vesvres : tritium libre et organiquement lié (annuel)
Légumes		<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements à Salives (Larçon) : tritium libre et organiquement lié (annuel)
Viande		<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements au nord-ouest ou au sud-ouest du site : tritium organiquement lié (annuel)
Blé		<ul style="list-style-type: none"> 1 prélèvement d'un mélange départemental : tritium organiquement lié, spectrométrie γ (annuel)
Eau de surface	<ul style="list-style-type: none"> 5 points de prélèvements à Échalot, Moloy, Salives, Léry et au Grand Étang sur le site du CEA : activités α et β globales, tritium, spectrométrie γ 	<ul style="list-style-type: none"> 9 points de prélèvements à Étalante (2 points), Léry (2 points), Minot, Moitron, Moloy, Orret et Salives : activité β globale, potassium, tritium (semestriel) 1 point de prélèvements au Grand Étang sur le site du CEA : activités α et β globales, potassium, tritium, spectrométrie γ (semestriel)
Eau de source ou résurgence		<ul style="list-style-type: none"> 8 points de prélèvements à Étalante (2 points), Le Meix, Minot, Moitron, Moloy, Poiseul-la-ville-et-Laperrière et Salives : activité β globale, potassium, tritium (semestriel)

TABEAU 2 / ACTIVITÉS MOYENNES ET MAXIMALES DU TRITIUM SOUS FORME DE VAPEUR D'EAU (HTO) ÉTABLIES SUR LA BASE DES RÉSULTATS DE MESURE SIGNIFICATIFS OBTENUS HEBDOMADAIREMENT DANS L'AIR AUTOUR DU SITE DU CEA DE VALDUC

	HTO (Bq/m ³)	
	Valeur moyenne	Valeur maximale
Moloy	-*	1,0
Échalot	0,7	4,5
Léry	-*	0,8
Salives	0,5	2,1

* Dans ce bilan radiologique, une moyenne n'est calculée que si le taux de valeurs significatives (supérieures au seuil de décision) est au moins de 50 %, ce qui n'est pas le cas des résultats de mesures de l'activité de l'air en tritium sur les stations de Lery et Moloy (cf. chapitre 8 d'annexes).

FIGURE 3 / ACTIVITÉS DU TRITIUM DANS L'AIR SOUS FORME DE VAPEUR D'EAU (HTO) ET SOUS FORME GAZ (HT et autres composés organiques gazeux tritiés) MESURÉES À FRÉQUENCE HEBDOMADAIRE DANS L'ENVIRONNEMENT DU CEA DE VALDUC (Bq/m³)

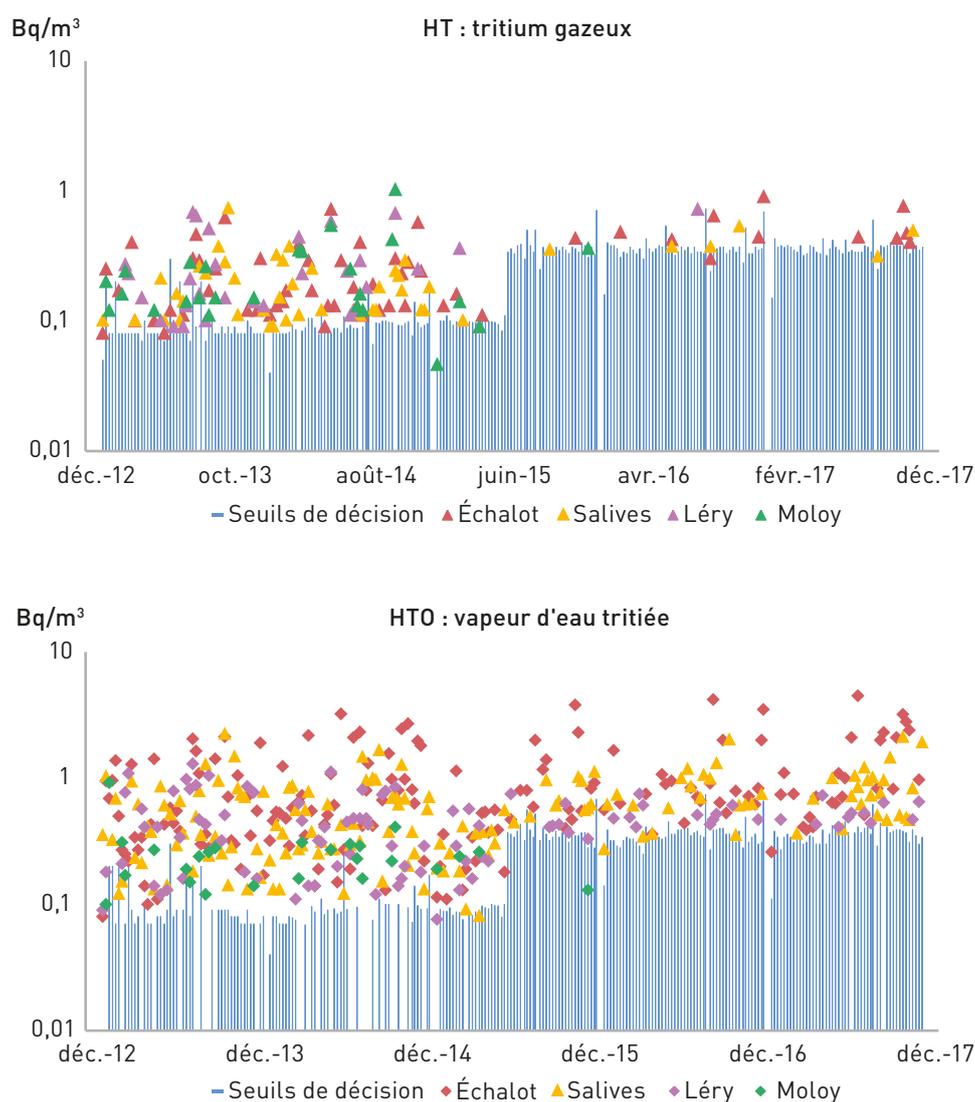
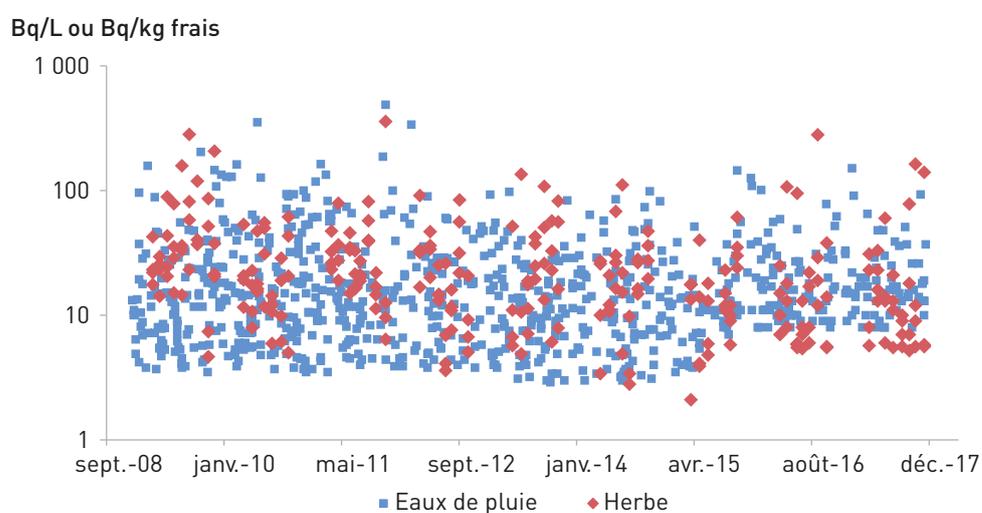


TABLEAU 3 / ACTIVITÉS DU TRITIUM DANS L'EAU DE PLUIE (Bq/L)

Commune		Moyenne (Bq/L)	Maximum (Bq/L)
Salives	Nord	24,9	126,0
Échalot		28,2	151,0
Lery	Sud	14,7	45,0
Moloy		14,2	56,0

Autour du centre de Valduc des mesures de tritium libre (HTO de l'eau libre contenue dans les végétaux), sont effectuées mensuellement dans l'herbe. La figure 4 souligne la concordance entre les activités mesurées dans l'eau de pluie et celle des végétaux. En effet, ces activités de HTO dans les végétaux sont représentatives des activités en tritium dans l'atmosphère au cours des heures précédant le prélèvement. La variabilité de ces activités est également similaire à celle observée dans l'eau de pluie et dans l'air. La valeur moyenne pour les 4 stations sur la période 2015-2017 est également très proche de celle de l'eau de pluie : 23,7 Bq/kg d'herbe fraîche. Durant la période d'observation, la valeur maximale a été mesurée dans la commune d'Échalot : 280 Bq/kg frais d'herbe.

FIGURE 4 / ACTIVITÉS DU TRITIUM MESURÉES DANS L'EAU DE PLUIE (Bq/L) ET DANS L'HERBE (Bq de tritium libre/kg frais) À PROXIMITÉ DU CEA DE VALDUC



Les activités en tritium libre (HTO) du lait de vache prélevé autour du site varient de manière importante comme celles de l'eau de pluie et de l'herbe. La figure 5 montre la bonne concordance entre les activités mesurées dans l'herbe et celle mesurées dans le lait. L'activité moyenne en tritium du lait sur la période considérée est de 11,7 Bq/L, avec une valeur maximale de 27,2 Bq/L dans un échantillon prélevé sur la commune de Salives au cours du mois de septembre de 2015. Très logiquement les activités observées dans le lait sont plus faibles (de l'ordre de 2 à 3 fois plus faibles en moyenne) que celles de l'herbe.

Ceci est lié au fait que le tritium est transféré aux animaux par inhalation, voie transcutanée et surtout par ingestion de fourrages et d'eau d'abreuvement. Certaines composantes de l'alimentation des bovins (fourrages ou eau) peuvent se trouver moins marquées en tritium que l'herbe locale. La figure 6 confirme par ailleurs que les activités sont plus élevées au nord du site. Ces activités en tritium du lait provenant du voisinage du centre de Valduc se situent très nettement au-dessus du bruit de fond environnemental qui est compris aujourd'hui entre moins de 1 Bq/L et 3 Bq/L.

FIGURE 5 / ACTIVITÉS DU TRITIUM LIBRE MESURÉES DANS LE LAIT (Bq/L) ET DANS L'HERBE (Bq de tritium libre/kg frais) À PROXIMITÉ DU CEA DE VALDUC

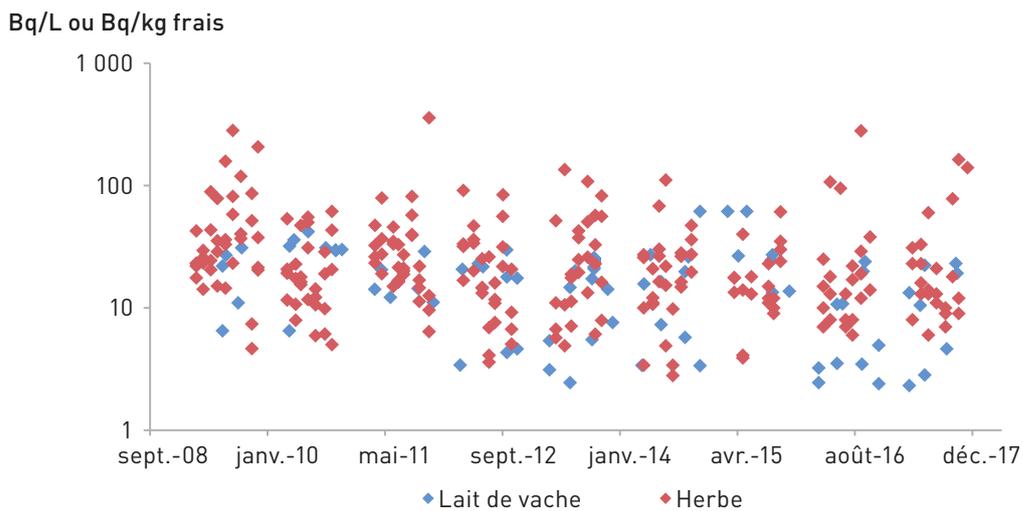
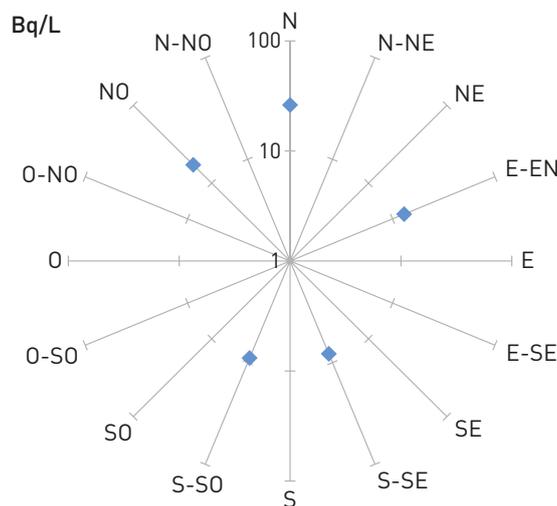


FIGURE 6 / DISTRIBUTION SPATIALE DE L'ACTIVITÉ MOYENNE DU TRITIUM DANS LE LAIT (Bq/L) DANS L'ENVIRONNEMENT DU CEA DE VALDUC



Les prélèvements de viande de bœuf réalisés annuellement sur les communes aux alentours du site, ont mis en évidence une activité allant de 1,1 à 9,3 Bq/kg sec de viande en tritium lié. Cette activité est à diviser par 3 à 4 pour obtenir l'activité exprimée en Bq/kg frais. Pour le blé, cette gamme d'activités est comprise entre 2,2 et 8,7 Bq/kg sec de blé. Enfin, l'analyse des échantillons de miel montre des activités en tritium situées entre 4,2 et 11,6 Bq/kg frais. Ces activités sont à comparer à un bruit de fond du tritium dans les denrées compris aujourd'hui entre moins de 1 et 3 Bq/kg frais.

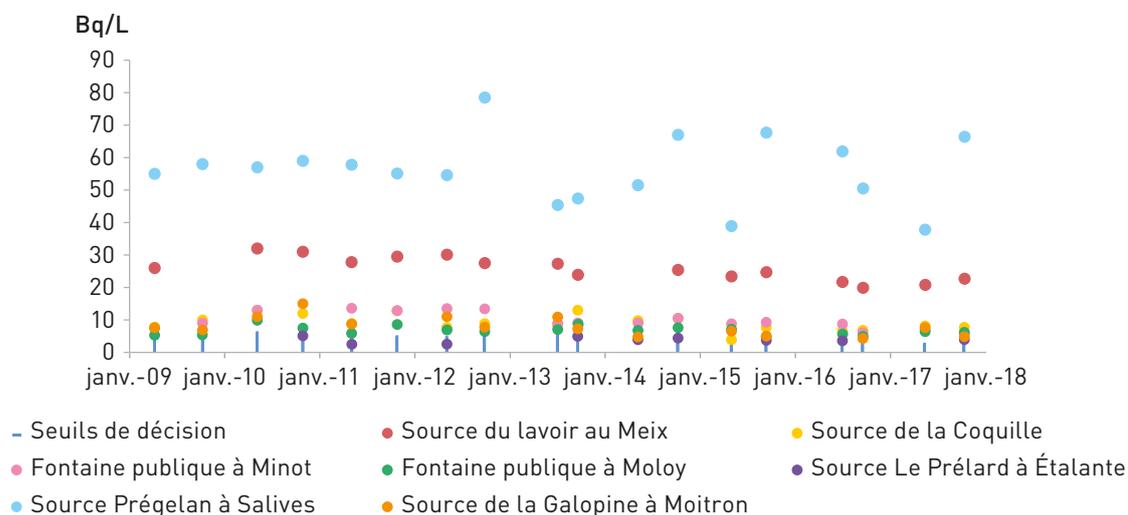
Les résultats des mesures des feuilles d'arbres prélevées à des distances croissantes entre le centre du site de Valduc et la commune du Vernois Les Vesvres, sont présentés dans la figure 7. Elles montrent qu'à près de 20 km du site, les activités en tritium peuvent encore dépasser de plus de 3 fois le bruit de fond radiologique de ce radionucléide, confirmant ainsi que les rejets de tritium du centre de Valduc influencent l'environnement terrestre du site sur plusieurs dizaines de kilomètres.

La surveillance des nappes phréatiques est effectuée par des prélèvements d'eaux au niveau des résurgences de la source de la Coquille, de la Galopine, de Prélard, de Prégelan et des alimentations publiques : une fontaine publique à Minot et à Moloy, et le lavoir au Meix (figure 8). Les activités en tritium mesurées vont de 2,2 à 67,7 Bq/L d'eau. Les activités les plus importantes ont été mesurées dans les prélèvements effectués dans la source Prégelan à Salives et dans la commune de Le Meix avec des moyennes respectivement de 53,9 Bq/L et 24,7 Bq/L d'eau. Concernant les autres sources d'eau, le marquage en tritium oscille entre le seuil de décision (< 5 Bq/L) et 9,3 Bq/L.

FIGURE 7 / **ACTIVITÉS DU TRITIUM ORGANIQUEMENT LIÉ MESURÉES DANS LES FEUILLES D'ARBRES (Bq/kg sec de feuilles) ENTRE 2012 ET 2017**



FIGURE 8 / ACTIVITÉS EN TRITIUM MESURÉES DANS LES EAUX SOUTERRAINES PRÉLEVÉES À PROXIMITÉ DU SITE CEA DE VALDUC (Bq/L)



Deux aquifères s'écoulent sous le site de Valduc et donnent naissance à plusieurs rivières. Au nord et à l'ouest, les eaux s'écoulent vers le bassin-versant de la Seine ; au sud et à l'est, vers le bassin-versant de la Saône (cf. figure 9). Les résultats de la surveillance montrent que l'activité en tritium des cours d'eau qui drainent le dôme de Valduc a nettement diminué au cours des années 1990 et 2000, et que cette diminution est plus lente ces dernières années. Cette évolution globale va de pair avec celle des rejets atmosphériques (cf. figures 10 et 11).

Au Grand Étang, l'activité moyenne est de 152,3 Bq/L d'eau. Ce plan d'eau nourrit le ruisseau du Noirvau qui se jette ensuite dans la Douix comme le montre la figure 9. Cela se traduit par un marquage moins important de la Douix par dilution des activités du Noirvau (cf. figure 10). Ainsi, les activités maximales mesurées dans la Douix et le Noirvau ont été de 25,8 Bq/L et 138,0 Bq/L respectivement.

Au sud du site, Le Noirvau et la Douix se jettent ensuite dans l'Ignon. L'activité moyenne mesurée dans ces rivières est de 116,1 Bq/L, de 23,3 Bq/L et 17,4 Bq/L respectivement. À l'est, coule la rivière La Tille avec une activité maximale en tritium de 33,5 Bq/L et une activité moyenne de 28,6 Bq/L d'eau. Ainsi, la surveillance des cours d'eaux autour du site, met en évidence un marquage en tritium généralisé à l'exception de la Seine (à l'ouest du site) pour laquelle tous les résultats de mesure sont inférieurs au seuil de décision

FIGURE 9 / PLAN DES COURS D'EAU DANS L'ENVIRONNEMENT DU CEA DE VALDUC ET DES EAUX DE SURFACES SURVEILLÉS

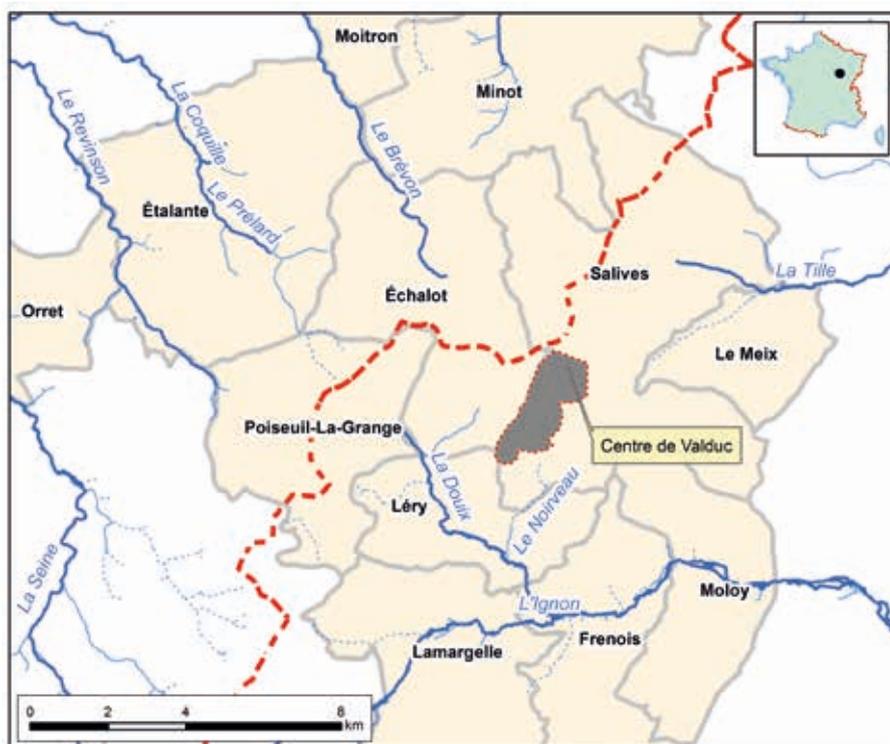


FIGURE 10 / ACTIVITÉS EN TRITIUM MESURÉES DANS LES EAUX DE SURFACE PRÉLEVÉES À PROXIMITÉ DU CEA DE VALDUC (Bq/L) DANS LE BASSIN-VERSANT DE LA SEINE

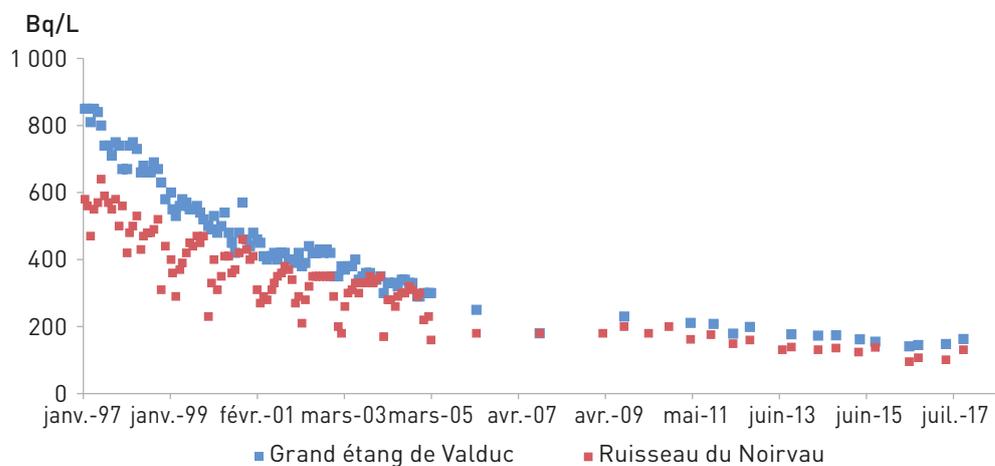
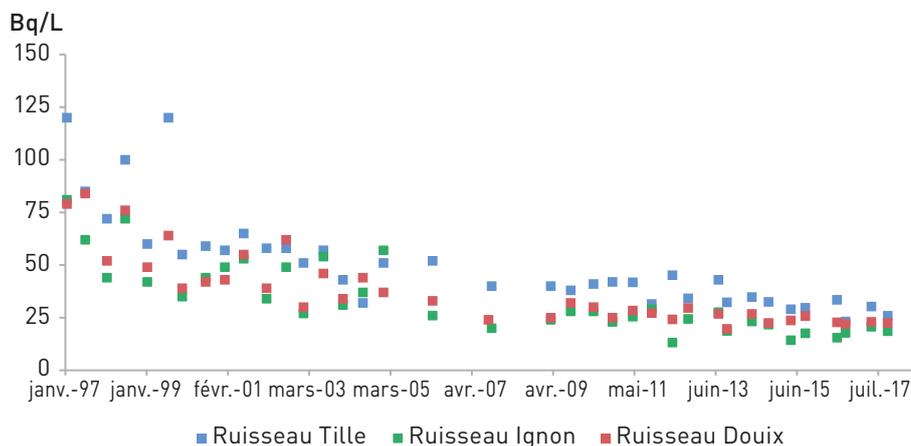


FIGURE 11 / ACTIVITÉS EN TRITIUM MESURÉES DANS LES EAUX DE SURFACE PRÉLEVÉES À PROXIMITÉ DU CEA DE VALDUC (Bq/L) DANS LE BASSIN-VERSANT DE LA SAÔNE



Évaluation de la dose moyenne à partir des mesures environnementales

Pour le calcul de la dose, les voies d'exposition considérées sont : l'ingestion de denrées et d'eau, l'inhalation et l'incorporation transcutanée. Pour toutes les voies d'exposition considérées, un niveau moyen de contamination en tritium est calculé. Les autres radionucléides, pour lesquels l'influence du CEA de Valduc n'est pas observable dans les analyses effectuées en routine, ne sont pas pris en compte.

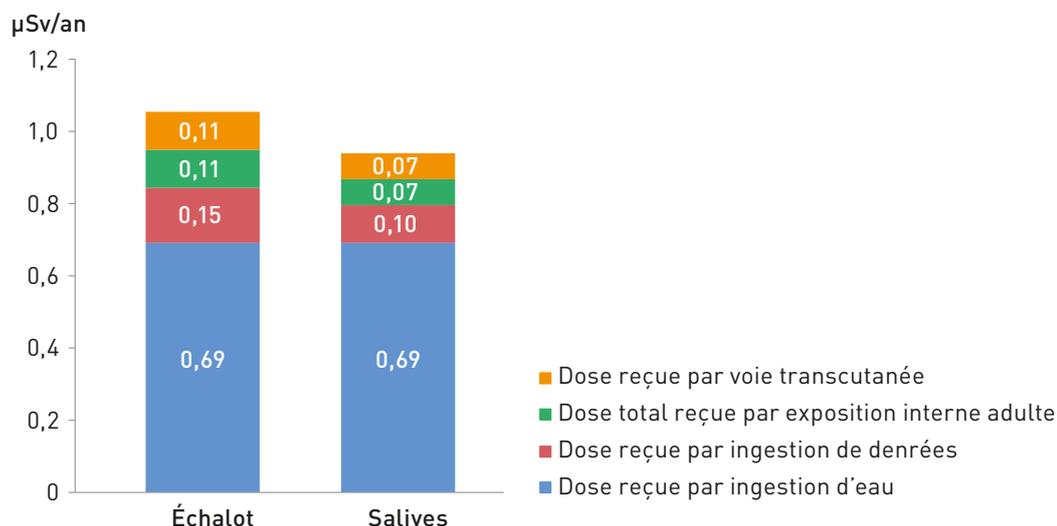
Concernant les expositions par inhalation et transcutanée, il est considéré que l'individu séjourne 100 % de son temps sous l'influence d'une atmosphère à l'activité moyenne indiquée dans le tableau 2 en vapeur d'eau tritiée (HTO) et en tritium sous la forme gazeuse (HT et autres composés organiques gazeux tritiés); ceci pour les deux communes au nord du site. La dose ainsi estimée est de 0,22 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour Échalot et 0,14 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour Salives.

À l'instar de l'hypothèse pénalisante prise pour le calcul de dose par les voies d'inhalation et transcutané, l'impact de la présence de radionucléides dans les eaux de boissons est calculé en fonction de la présence de tritium dans les cours d'eau et eaux souterraines. Pour les communes de Salives et Échalot, il a été considéré l'utilisation d'une eau de source à 53,9 Bq/L. La dose ainsi obtenue est d'environ 0,7 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les communes d'Échalot et Salives.

Concernant l'ingestion de denrées produites localement, il a été considéré un régime de consommation de base sur la France entière pour les zones rurales. La dose obtenue est de l'ordre de 0,15 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour Échalot et 0,10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les habitants de Salives.

La dose moyenne totale liée aux rejets tritiés du site pour ces communes se situe donc autour de 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (cf. figure 12 avec les contributions des voies d'exposition).

FIGURE 12 / ESTIMATION DES DOSES LIÉES AUX REJETS ATMOSPHÉRIQUES EN TRITIUM DU CEA DE VALDUC : CONTRIBUTION DES VOIES D'ATTENTE À LA DOSE EFFICACE TOTALE



Conclusion

Les résultats des mesures effectuées dans tous les compartiments de l'environnement autour du centre, montrent que seul le tritium marque l'environnement jusqu'à une distance de plusieurs dizaines de 10 km. L'activité mesurée des autres radionucléides ne permet pas de déceler une contribution des rejets du CEA. Les niveaux de tritium dans les différents compartiments de l'environnement restent stables et d'une façon générale 10 à 100 fois supérieurs au bruit de fond. Les rejets du CEA de Valduc pourraient conduire en moyenne à une dose efficace de 1,0 μSv/an pour une personne adulte séjournant une année entière dans l'environnement proche du site et consommant des denrées locales. Cette estimation est 1 000 fois inférieure à la limite d'exposition fixée pour le public à 1 mSv/an.



Prélèvement d'eau de la source de la Coquille à Étalante

© IRSN

Le site de Cadarache

Le centre du CEA de Cadarache (cf. figure 1) a été créé le 14 octobre 1959. Il est implanté sur la commune de Saint-Paul-Lez-Durance dans les Bouches-du-Rhône, à la jonction de trois autres départements (Alpes-de-Haute-Provence, Var et Vaucluse). Ce centre dispose de réacteurs de recherche, de laboratoires de fabrication et d'études des combustibles expérimentaux et d'installations pour le développement des technologies nucléaires associées.

Le site de Cadarache exploite en 2017 :

- 21 installations nucléaires de base (INB) ;
- 24 installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) hors INB dont 14 à « caractère nucléaire » ;
- 12 installations mettant en œuvre des substances radioactives relevant d'une autorisation au titre du code de la santé publique, parmi lesquelles 3 sont également des ICPE à caractère non nucléaire.

Les rejets radioactifs

Outre les gaz rares (krypton...) rejetés par certaines INB du centre (Cabri, Leca-Star, Phébus...), le principal radionucléide rejeté par voie atmosphérique par les installations nucléaires de Cadarache est le tritium (figure 2).

Après des contrôles radiologiques au niveau de chaque installation, les effluents radioactifs liquides du centre sont transférés depuis 2014 vers l'Atelier de gestion avancée et de traitement des effluents (AGATE). Cette installation permet de réduire le volume des déchets en concentrant la radioactivité. Les concentrats sont ensuite acheminés vers le centre de Marcoule pour le traitement final et le conditionnement en colis de déchets.

Les effluents liquides respectant les normes de transfert rejoignent le réseau des effluents industriels pour être traités dans la station d'épuration (STEP-EI). Après traitement, ces effluents sont rejetés dans la Durance (tableau 1). Le tritium est le principal radionucléide rejeté par voie liquide.

La surveillance radiologique de l'environnement du site

Pour le compartiment atmosphérique, la surveillance de la radioactivité de l'environnement réalisée par l'exploitant est assurée par des mesures en continu (rayonnement gamma ambiant) ou en différé (poussières atmosphériques, tritium, carbone-14, eau de pluie) via cinq stations réparties à l'intérieur et à l'extérieur du périmètre du centre : Grande Bastide, Verrerie, Cabri, Ginasservis et Saint-Paul-Lez-Durance.

Dans le milieu terrestre, des prélèvements mensuels de lait et de végétaux sont réalisés sous les vents dominants. Une campagne annuelle de prélèvements sur les principales productions agricoles et sur la couche superficielle des terres est également réalisée. Les prélèvements terrestres font généralement l'objet d'une mesure d'activité bêta globale et d'une spectrométrie gamma. Ces analyses sont complétées annuellement par la mesure du tritium, du carbone-14, du strontium-90 et par une spectrométrie alpha permettant notamment la mesure des transuraniens.

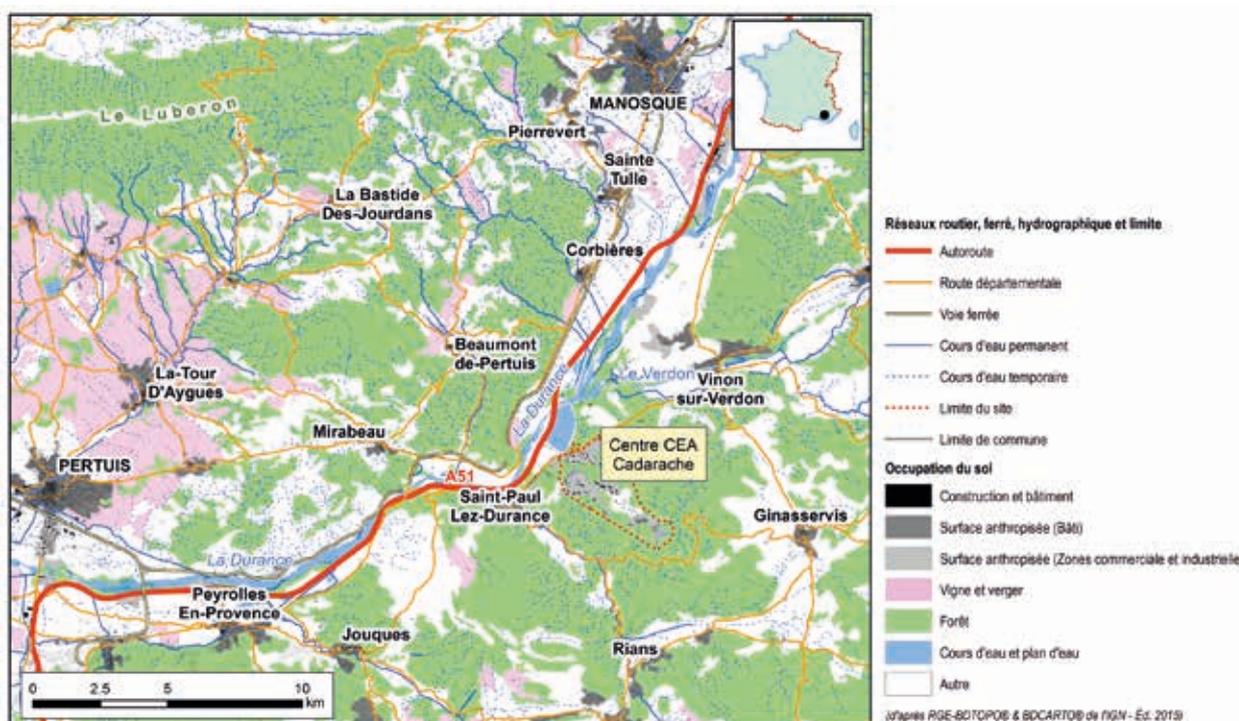
Concernant le compartiment aquatique, des prélèvements continus et ponctuels d'eau de surface sont effectués dans la Durance en amont (station de pompage du centre) et en aval (station du Pont Mirabeau) du centre de Cadarache. Des prélèvements sont également effectués au niveau de l'émissaire de la canalisation des rejets et au lieu-dit Saint-Eucher. Les prélèvements d'eau font l'objet de mesures d'activité alpha et bêta globales et de tritium, complétées ponctuellement (notamment en aval) par des mesures du strontium-90, de spectrométrie gamma et de spectrométrie alpha. Des prélèvements de sédiments, de végétaux aquatiques et de poissons dans la Durance, sont réalisés à raison d'une campagne au moins par an.

Un contrôle des eaux souterraines sous-jacentes aux installations est réalisé mensuellement par des prélèvements effectués à partir de 48 piézomètres. Sur ces prélèvements, sont déterminées les activités alpha et bêta globales et celles du tritium. Certains points font en outre l'objet d'une détermination semestrielle de l'activité du strontium-90 et des actinides (spectrométrie alpha).

FIGURE 1 / LE SITE DE CADARACHE



© DR



Les résultats de mesure correspondant, qui concernent le sous-sol intérieur du site, ne sont pas déversés dans le RNM et ne sont pas exploités dans le présent rapport qui ne présente et ne commente que les résultats acquis à l'extérieur des sites.

À ce plan de surveillance viennent s'ajouter les analyses effectuées ponctuellement à la demande de l'ASN dans le cadre d'inspections avec prélèvements dans l'environnement.

FIGURE 2 / ÉVOLUTION DES REJETS GAZEUX ET LIQUIDES EN TRITIUM DU CENTRE CEA DE CADARACHE DEPUIS 2004 (GBq/an)

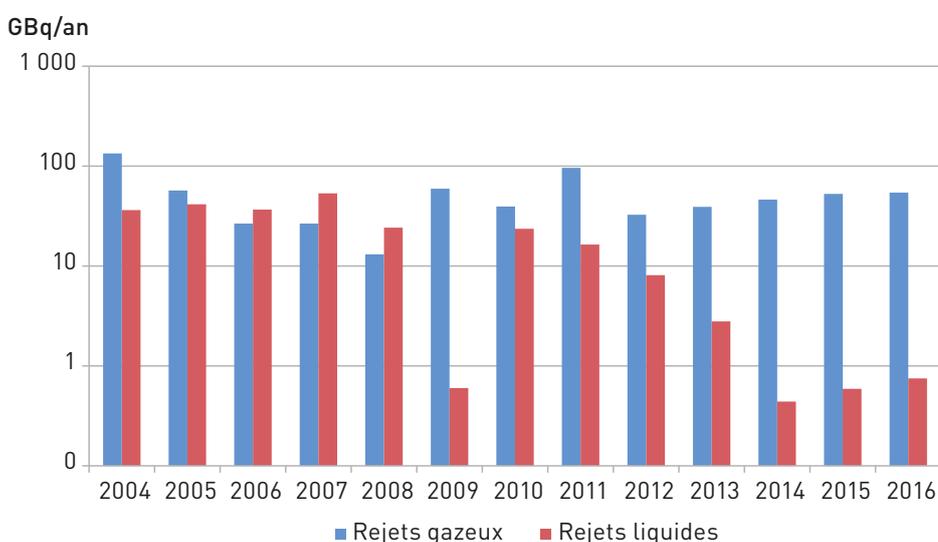


TABLEAU 1 / BILAN DES EFFLUENTS RADIOACTIFS LIQUIDES REJETÉS DANS LA DURANCE ENTRE 2009 ET 2016 (GBq/an)

Source : CEA

Paramètres	Tritium	Carbone-14	Mesure bêta globale	Mesure alpha globale
Activité rejetée en 2009	0,6	0,006	0,26	0,000202
Activité rejetée en 2010	23,64	0,008	0,18	0,000208
Activité rejetée en 2011	16,4	0,0103	0,201	0,000446
Activité rejetée en 2012	8,1	0,00458	0,28	0,000185
Activité rejetée en 2013	2,79	0,00219	0,29	0,000195
Activité rejetée en 2014	0,44	0,0019	0,32	0,00018
Activité rejetée en 2015	0,59	0,0019	0,23	0,00012
Activité rejetée en 2016	0,75	0,002	0,23	0,0002

Influence du site de Cadarache sur l'environnement

Le tritium

Bien que prépondérant dans les rejets gazeux, le tritium atmosphérique recherché sous forme gazeuse (HT) et oxydée (HTO) n'a été mesuré qu'à une seule reprise entre 2014 et 2017 (sous forme HT). L'activité mesurée (0,14 Bq/m³) supérieure au bruit de fond radiologique de ce radionucléide témoigne de l'influence fugace des rejets du site de Cadarache.

Dans les eaux de pluie collectées à proximité du site, le tritium est également mesuré très sporadiquement (5 fois entre 2014 et 2017) avec des valeurs variant de 2,4 à 5 Bq/L, soit similaires ou légèrement supérieures au bruit de fond qui va de moins de 1 à 3 Bq/L).

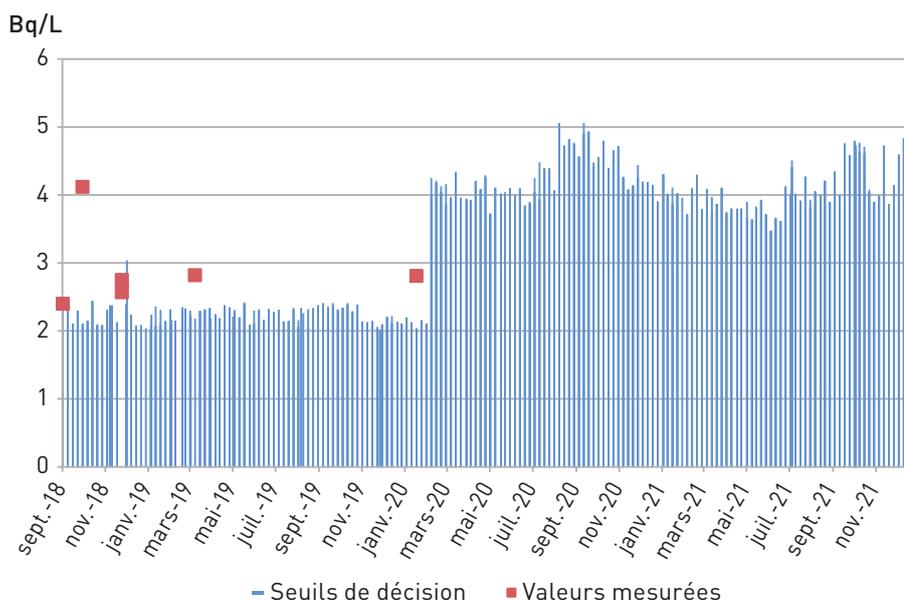
Sur les 350 échantillons d'eau prélevés entre 2014 et 2017 dans la Durance en aval du site de Cadarache et dans le canal en amont du site, seuls 6 échantillons présentent une activité en tritium supérieure au seuil de décision (figure 3). Parmi

ceux-ci, seul un échantillon prélevé en 2014 en aval du site, à une activité de l'ordre de 4 Bq/L, révèle un marquage bref et léger par les rejets du site de Cadarache. Notons que plus aucune détection de tritium n'a été effectuée après l'augmentation du seuil de décision, passé d'environ 2,2 à 4 Bq/L au début de l'année 2016 en cohérence avec les seuils de décision requis réglementairement par la décision ASN n° 2013-DC-0360 du 16/07/13.

Parmi les 787 prélèvements d'eau de nappe réalisés dans 14 piézomètres localisés autour du site de Cadarache, seuls 18 ont donné un résultat de mesure du tritium supérieur au seuil de décision. Les valeurs obtenues varient de 2,2 à 3,4 Bq/L, soit de l'ordre de grandeur du bruit de fond de ce radionucléide (de moins de 1 à 3 Bq/L). La dernière détection de tritium date de janvier 2016, avant l'augmentation du seuil de décision passé d'environ 2,2 à 4 Bq/L.

Enfin, les résultats obtenus en tritium dans les légumes et le lait ne témoignent d'aucun marquage par les rejets du site de Cadarache.

FIGURE 3 / SEUILS DE DÉCISION ET ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM MESURÉES DANS LA DURANCE (amont et aval confondus) ENTRE SEPTEMBRE 2014 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/L)



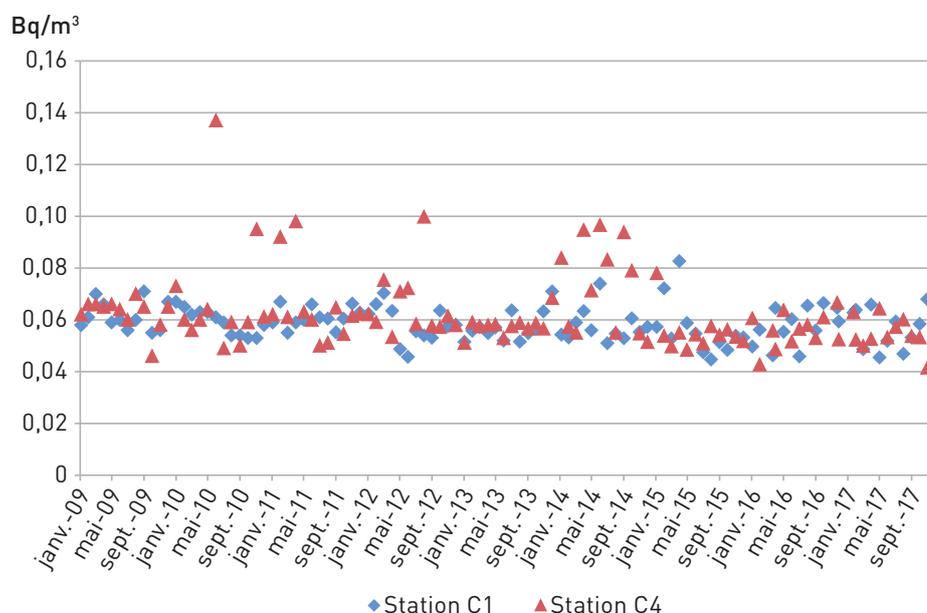
Le carbone-14

Comme pour le tritium atmosphérique, le carbone-14 est prélevé à l'aide de barboteurs. Les résultats obtenus varient entre 0,042 et 0,094 Bq/m³ pour une valeur moyenne de l'ordre de 0,06 Bq/m³. L'ensemble des valeurs mesurées à ces stations est légèrement supérieur au bruit de fond radiologique français (de l'ordre de 0,05 Bq/m³), témoignant ainsi d'une très faible influence des rejets de carbone-14 du site de Cadarache (figure 4).

Du carbone-14 est également mesuré dans les poissons de la Durance à une activité moyenne de 26 Bq/kg frais sur les 2 échantillons analysés, soit similaire à celle du bruit de fond pour ces indicateurs (environ 24 Bq/kg frais, voir chapitre 2). Il en est de même pour les végétaux aquatiques dont les activités ne se différencient pas du bruit de fond mesuré à distance des installations nucléaires.

Dans les échantillons de lait, le carbone-14 est mesuré à des activités caractéristiques de celles rémanentes des retombées atmosphériques liées aux essais d'armes nucléaires. Dans les légumes prélevés en 2016, l'activité en carbone-14 est supérieure à celle du bruit de fond de ce radionucléide pour les échantillons prélevés à Saint-Paul-lez-Durance et à Ginasservis. Cependant, en l'absence de précision quant à la matrice prélevée et compte tenu de la variabilité de la teneur en carbone des « légumes et fines herbes » (classification des natures dans la base de données du RNM), il n'est pas possible d'affirmer que cet écart au bruit de fond, respectivement de 6 et 16 Bq/kg frais, est lié aux rejets du CEA de Cadarache. En effet et par comparaison, les CNPE qui rejettent ce radionucléide en quantité bien supérieure marquent l'environnement proche (5 km) d'environ 0,3 à 0,7 Bq/kg frais dans les fruits et légumes (voir paragraphe correspondant).

FIGURE 4 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU CARBONE-14 DANS L'AIR À PROXIMITÉ DU SITE DE CADARACHE ENTRE JANVIER 2009 ET NOVEMBRE 2017 - BARBOTEURS DES STATIONS ATMOSPHERIQUES DE GINASSERVIS (C1) ET SAINT-PAUL-LEZ-DURANCE (C4) (Bq/m³)



Autres radionucléides

Un échantillon d'eau prélevé par l'IRSN, dans la Durance en aval du site de Cadarache présente des traces de ^{90}Sr et de $^{239+240}\text{Pu}$, hérités des retombées atmosphériques globales anciennes.

Lorsqu'il est détecté, le ^{137}Cs recherché dans les sols, les légumes et le lait, présente des activités faibles, rémanentes des retombées atmosphériques anciennes. Il en va de même pour le $^{239+240}\text{Pu}$, recherché dans les sols et les légumes.

En août 2014, un échantillon de thym a présenté des traces de ^{134}Cs (0,13 Bq/kg) à un niveau inférieur au seuil de décision habituellement atteint (de l'ordre de 0,5 Bq/Kg en 2014). En avril 2011, du ^{134}Cs avait déjà été mesuré à cette station suite à l'accident de Fukushima Daichi. Il est donc possible que ces traces de ^{134}Cs soient rémanentes de cet événement même si l'on ne peut exclure une contribution des rejets de Cadarache à ce marquage. Il faut toutefois souligner la forte incertitude liée à cette mesure (76 %).

Dans le cadre d'inspections réalisées par l'IRSN sur demande de l'ASN, des échantillons de sédiments ont été prélevés en 2010, 2012 et 2013 à l'extérieur et à l'intérieur du site de Cadarache. Un marquage des sédiments en émetteurs alpha (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am) était observé dans les échantillons prélevés dans le ravin de la Bête que ce soit à l'extérieur ou à l'intérieur du site. Les activités mesurées étaient de 5 à 10 fois supérieures à celles observées en moyenne dans les sédiments français. Les rapports isotopiques ($^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$) confirmaient que ce marquage était différent de celui rémanent des retombées atmosphériques anciennes. Les mesures réalisées par ICP-MS pour quantifier les isotopes de l'uranium ne révélaient pas d'anomalies sur les activités et les rapports de masse des ^{235}U et ^{238}U . En revanche, des traces d' ^{236}U , d'origine artificielle, étaient mesurées, signant assurément l'influence du site de Cadarache sur son environnement proche. Les résultats de mesures acquis en Durance plus en aval (au pont de Pertuis) ne témoignaient d'aucune influence du site à cette distance.

Les échantillons de sédiments prélevés annuellement par le CEA présentent des traces de ^{137}Cs et de $^{239+240}\text{Pu}$, à des activités similaires à celles observées à distance de toute installation.



© G. Le Sénéchal/CEA

Prélèvement d'un échantillon d'eau souterraine

Les sites de Grenoble

Les centres de recherche du CEA et de l'Institut Laue-Langevin (ILL) sont situés à proximité immédiate l'un de l'autre et insérés dans l'agglomération grenobloise (Isère, cf. figure 1). Ces sites occupent l'entrée de la cluse de l'Isère séparant les massifs du Vercors au sud et de la Chartreuse au nord.

L'Institut Laue-Langevin (ILL) est un organisme de recherche international en sciences et techniques neutroniques, fondé en 1967 par la France et l'Allemagne (puis rejoint en 1973 par la Grande-Bretagne). L'Institut est doté d'une source de

neutrons très intense, le réacteur nucléaire à Haut Flux qui constitue l'Installation Nucléaire de Base n° 67. Il dispose également de 40 spectromètres de haute technologie donnant des informations sur la structure et la dynamique de la matière (solides, liquides, gaz...) et couvrant de nombreux champs d'investigation : physique des particules, physique nucléaire, chimie, biosciences, sciences des matériaux...

Les travaux de déconstruction des installations du CEA de Grenoble sont aujourd'hui terminés. L'arrêté portant homologation de la décision de l'ASN de déclassement de l'INB 61 (LAMA) est paru le 13 octobre 2017.

FIGURE 1 / SITE DE L'ILL A GRENOBLE



© DR

Les rejets radioactifs

Le contrôle des effluents radioactifs gazeux de l'ILL est assuré au niveau de 2 émissaires, en aval des systèmes de filtration des effluents. Les rejets gazeux sont classés en 5 catégories de radionucléides (gaz rares, tritium, carbone-14, iodes et aérosols). Les rejets en gaz sont quantifiés par la voie de mesure des gaz temps réel et par un prélèvement représentatif hebdomadaire mesuré en laboratoire pour établir le spectre des radionucléides gazeux.

Le tritium est le radionucléide le plus abondant dans les rejets gazeux de l'ILL (cf. figure 2), suivi par les gaz rares (principalement l'argon 41) et le carbone-14 avec des activités rejetées 10 fois plus faibles. En ce qui concerne les rejets d'halogènes et d'aérosols, les activités rejetées sont rarement supérieures aux seuils de décision qui sont de l'ordre de quelques millièmes de l'autorisation de rejet. Les rejets gazeux du centre CEA de Grenoble ont cessé en juillet 2013 avec l'arrêt définitif de la ventilation, consécutive à la fin de l'assainissement de l'INB 61 (LAMA).

L'émissaire par lequel sont effectués et contrôlés les rejets liquides de l'ILL dans l'Isère est situé à 1 km en amont de son confluent avec le Drac. Il s'agit d'une canalisation dont l'extrémité est placée dans le lit de l'Isère. Avant rejet dans la canalisation menant au point de rejet, les effluents liquides sont stockés dans des cuves internes à l'installation. Ils y sont caractérisés sur la base d'un prélèvement représentatif effectué après brassage de la cuve. Le radionucléide le plus abondant dans les rejets liquides est le tritium dont les activités sont environ 1000 fois plus importantes que celles du carbone-14 en 2013 et 2000 fois supérieures à celles dues aux rejets d'émetteurs bêta/gamma (cf. tableau 2).

En ce qui concerne le centre CEA de Grenoble, il n'y a plus d'effluents liquides radioactifs provenant des INB du centre depuis février 2009.

FIGURE 2 / ÉVOLUTION DES REJETS GAZEUX (GAZ RARES, TRITIUM ET CARBONE-14) DE L'ILL DEPUIS 2008

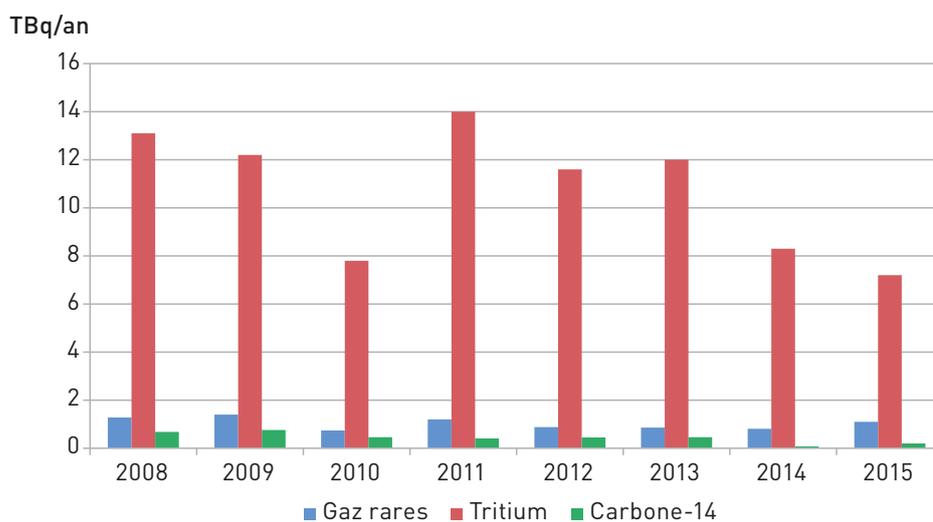


TABLEAU 1 / ÉVOLUTION DES REJETS GAZEUX (GAZ RARES, TRITIUM, CARBONE-14) DE L'ILL DEPUIS 2008 (TBq)

Année	Gaz rares	Tritium	Carbone-14
2008	1,28	13,1	0,68
2009	1,4	12,2	0,76
2010	0,74	7,7	0,46
2011	1,2	13,7	0,41
2012	0,88	11,6	0,45
2013	0,86	12	0,46
2014	0,81	8,3	0,076
2015	1,1	7,2	0,2

TABLEAU 2 / ÉVOLUTION DES REJETS LIQUIDES (TRITIUM, CARBONE-14 ET ÉMETTEURS BÊTA/GAMMA) DE L'ILL DEPUIS 2008 (GBq)

Année	Tritium	Carbone-14	Émetteurs bêta/gamma
2008	220	0,23	0,0975
2009	32	0,11	0,094
2010	240	0,21	0,096
2011	170	0,27	0,13
2012	370	0,27	0,11
2013	240	0,25	0,11
2014	180	0,22	0,051
2015	430	0,1	0,033

La surveillance radiologique de l'environnement du site

Depuis juillet 2013, les INB du site CEA de Grenoble n'ont plus d'impact potentiel sur l'environnement. Il ne reste donc, en activité nucléaire conséquente sur le polygone scientifique, que le réacteur de recherche de l'ILL. Dans cette perspective, la surveillance de l'environnement, commune à ces deux sites, a été placée sous la responsabilité de l'Institut Laue Langevin depuis le 4 janvier 2010.

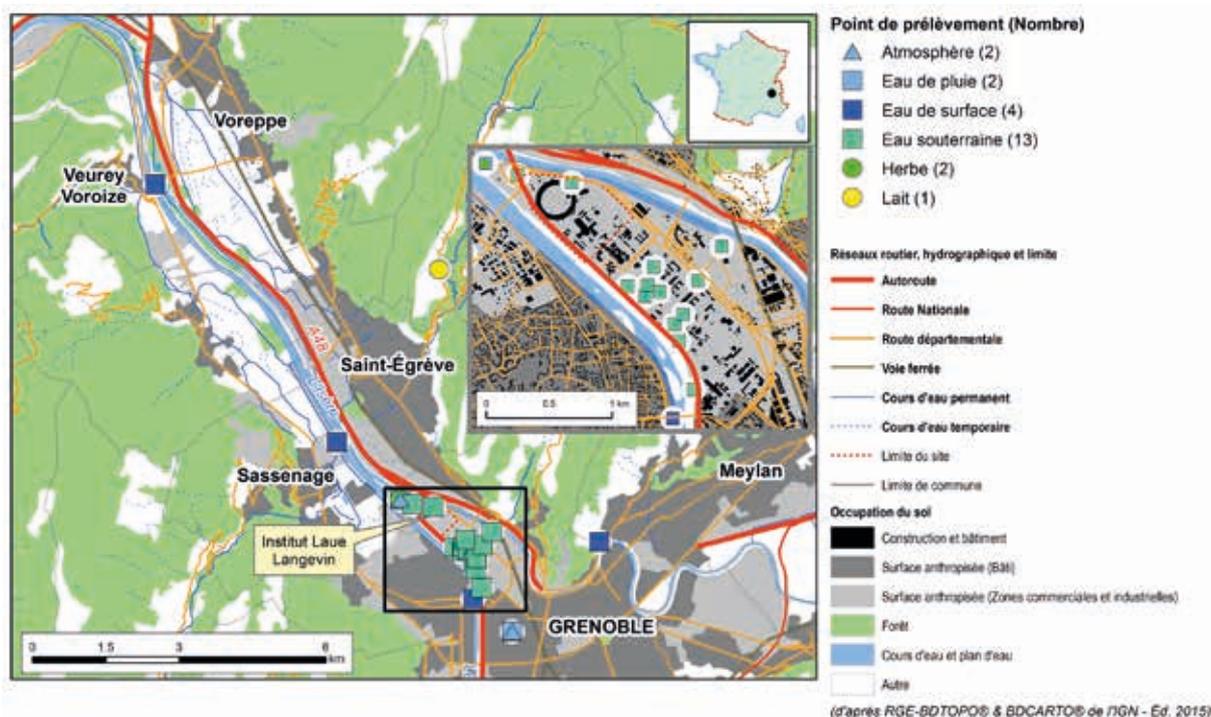
Deux types de surveillance sont assurés par l'ILL :

- une surveillance en continu, au moyen de stations situées en différents points de l'agglomération. Deux au nord : au pied du pylône météo à la pointe de la presqu'île, et plus loin vers le nord-ouest, à la Rollandière, et deux au sud : sur le toit de la piscine Chorier-Berriat et au Mûrier, au-dessus de Saint-Martin-d'Hères ;

- une surveillance en différé, sur la base des échantillons prélevés régulièrement puis analysés en laboratoire. La fréquence de ces prélèvements est fixée réglementairement.

L'ILL réalise environ 2000 prélèvements d'échantillons par an (aérosols, gaz, eaux de pluie, eaux de nappes phréatiques, eaux de rivières [Drac et Isère], denrées et bio-indicateurs terrestres (lait, herbe, productions agricoles) et aquatiques (poissons, roseaux), sols et sédiments (cf. figure 3). Ces prélèvements donnent lieu à 5000 analyses par an. L'objectif est de s'assurer de l'absence d'impact radiologique sur l'environnement et la chaîne alimentaire dans la cuvette grenobloise.

FIGURE 3 / LOCALISATION DES PRINCIPAUX POINTS DE PRÉLÈVEMENT AUTOUR DE L'ILL



Influence des rejets du site (ILL seulement) sur son environnement

Les rejets tritiés sont de loin les plus importants à considérer pour rendre compte de l'influence du réacteur de recherche de l'ILL dans l'environnement.

La surveillance du tritium dans l'air est réalisée toutes les semaines à l'aide de barboteurs implantés sous les vents dominants; au sud-est du site (station « extérieure ») et au nord-ouest (station « pylône » située à la confluence du Drac et de l'Isère). Les valeurs sont le plus souvent inférieures au seuil de décision (cf. figure 4). Néanmoins, le tritium reste détectable ponctuellement entre 0,5 et 1 Bq/m³. Une valeur pic de 14,3 Bq/m³ obtenue en décembre 2014 n'a jamais été atteinte sur la période 2015-2017 où la valeur la plus forte a été de 1,3 Bq/m³. L'hiver, les conditions météorologiques défavorables à la dispersion des polluants atmosphériques sont susceptibles d'augmenter les concentrations. Les activités de tritium mesurées dans l'air sont très

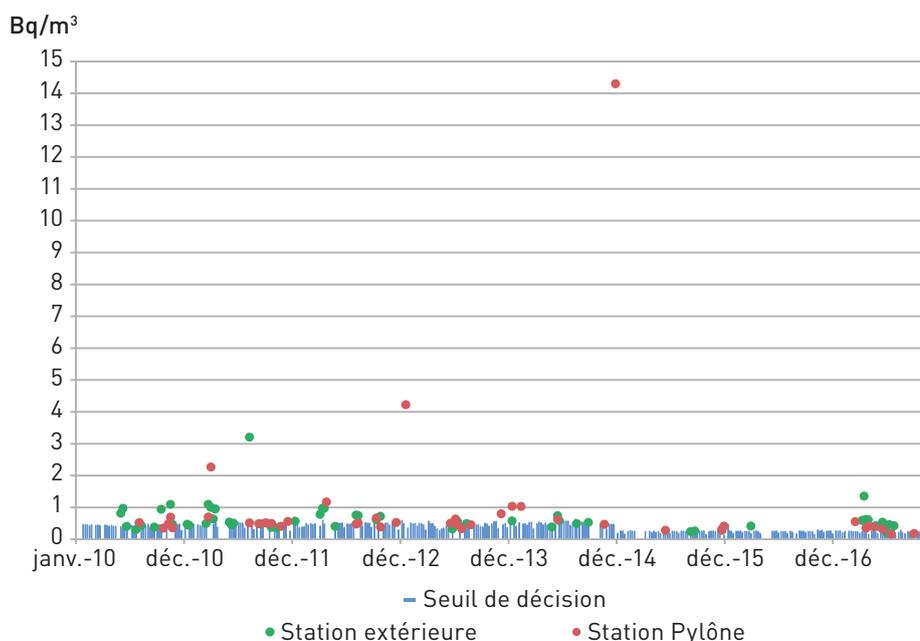
supérieures au bruit de fond radiologique (environ 0,01 Bq/m³) et témoignent d'une nette influence du fonctionnement de l'ILL.

Les résultats acquis par l'IRSN depuis 2014, confirment les résultats acquis par l'exploitant et notamment la valeur pic (14,3 Bq/m³) obtenue du 22 au 29 décembre 2014. Le détail de la composition entre gaz HT et vapeur d'eau tritiée (HTO) obtenu par l'IRSN indique que ce pic est imputable essentiellement à des rejets de gaz tritié (HT). Sur l'année 2017, les activités en tritium de l'air sous forme HTO mesurées par l'IRSN ont été majoritairement supérieures au seuil de décision avec une moyenne de 0,18 Bq/m³. Cette moyenne est inférieure à celles calculées sur la base de mesures de la période 2011-2014. Ceci résulte de la baisse de l'ordre de 40 % des rejets de tritium de l'ILL.

Le tritium est également mesuré dans les eaux de pluie prélevées à proximité de l'ILL (cf. figure 5). Sur la période 2015-2017, le tritium est détecté (dans environ 50 % des cas) dans l'eau de pluie,

FIGURE 4 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS L'AIR À PROXIMITÉ DU CENTRE ILL ENTRE JANVIER 2010 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/m³)

Données ILL et IRSN



un peu plus souvent et avec une activité moyenne sensiblement plus élevée à la station nord-ouest qu'à la station sud-est. La plus grande proximité de la station nord-ouest ainsi que la direction des vents dominants de sud-sud-ouest sur le secteur de l'ILL permettent d'expliquer ces niveaux sensiblement plus élevés à la station nord-ouest. Sur la période 2015-2017, l'activité maximale avoisine 30 Bq/L d'eau de pluie et l'activité moyenne environ 4,4 Bq/L. Cette activité moyenne est environ 3 fois supérieure à celle du bruit de fond radiologique (de l'ordre de 1,3 Bq/L sur cette même période) et en bon accord avec les activités mesurées dans l'air.

En ce qui concerne les cours d'eau, depuis 2015, le tritium n'a été détecté que très exceptionnellement (à deux reprises en janvier 2015) dans l'Isère et uniquement à l'aval proche de l'ILL (cf. figure 6). Les niveaux obtenus (3,3 et 3,4 Bq/L) sont du même ordre de grandeur que ceux trouvés dans la nappe sur les piézomètres implantés sur l'ILL (cf. figure 7). Ces activités sont voisines de la plage de valeurs caractérisant le bruit de fond radiologique (de moins de 1 à 3 Bq/L).

FIGURE 5 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS L'EAU DE PLUIE A PROXIMITÉ DU CENTRE ILL
 ENTRE JANVIER 2010 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/L)

Données ILL et IRSN

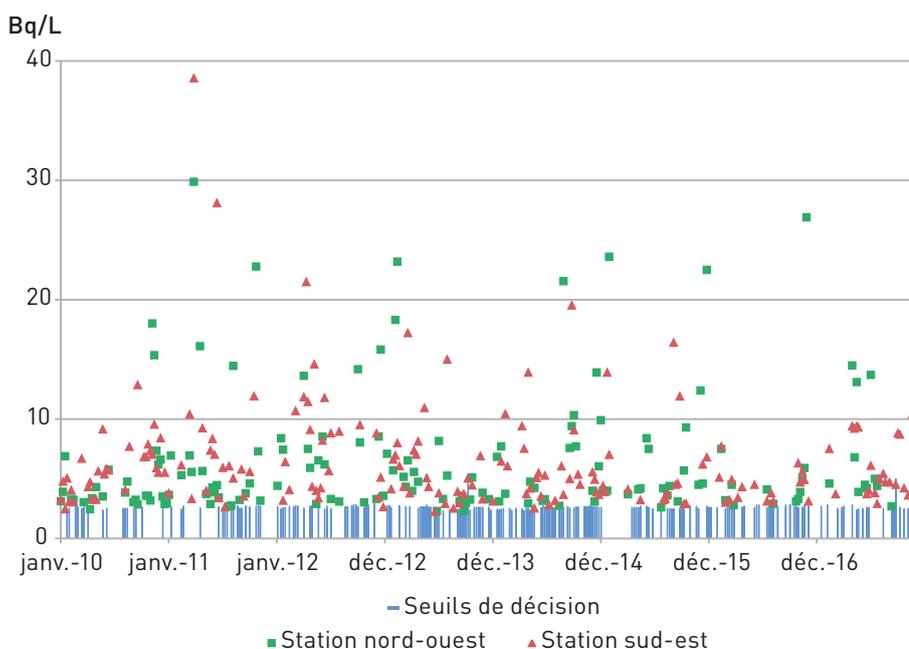


FIGURE 6 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS L'ISÈRE ET LE DRAC, EN AMONT DU CENTRE ILL,
 ENTRE JANVIER 2010 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/L)

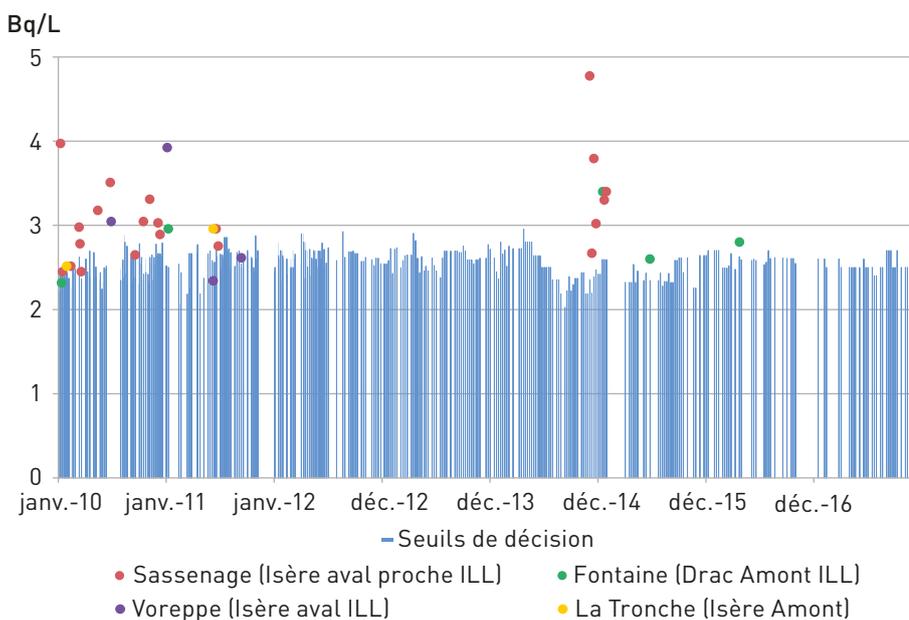
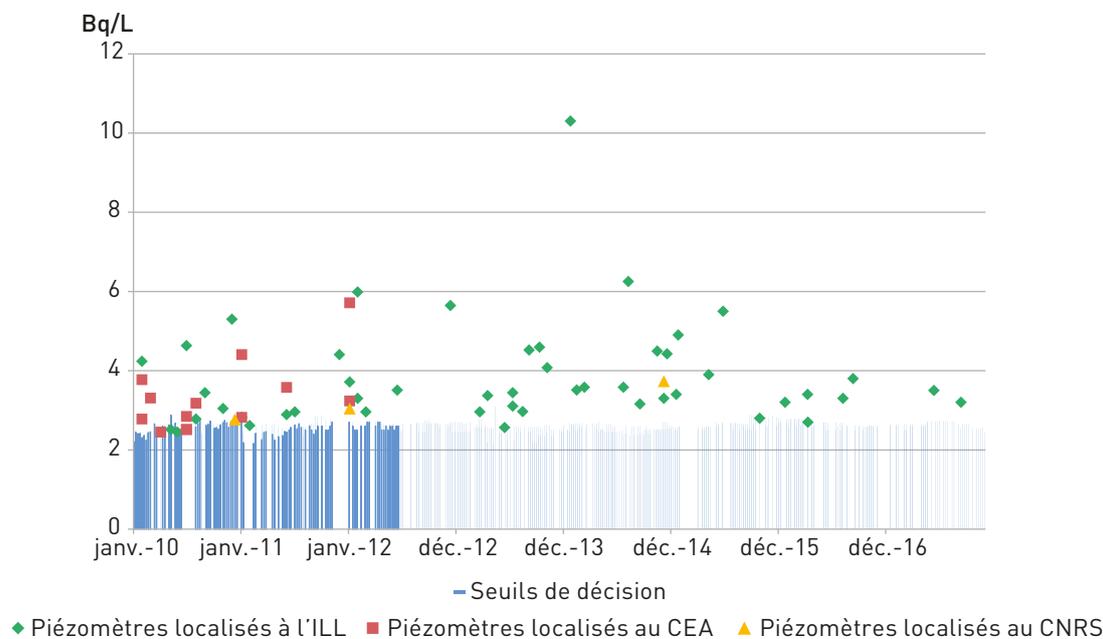


FIGURE 7 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DANS L'EAU SOUTERRAINE PRÉLEVÉE AVEC LES PIÉZOMÈTRES SITUÉS SUR LE CENTRE ILL OU A PROXIMITÉ, ENTRE JANVIER 2010 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/L)

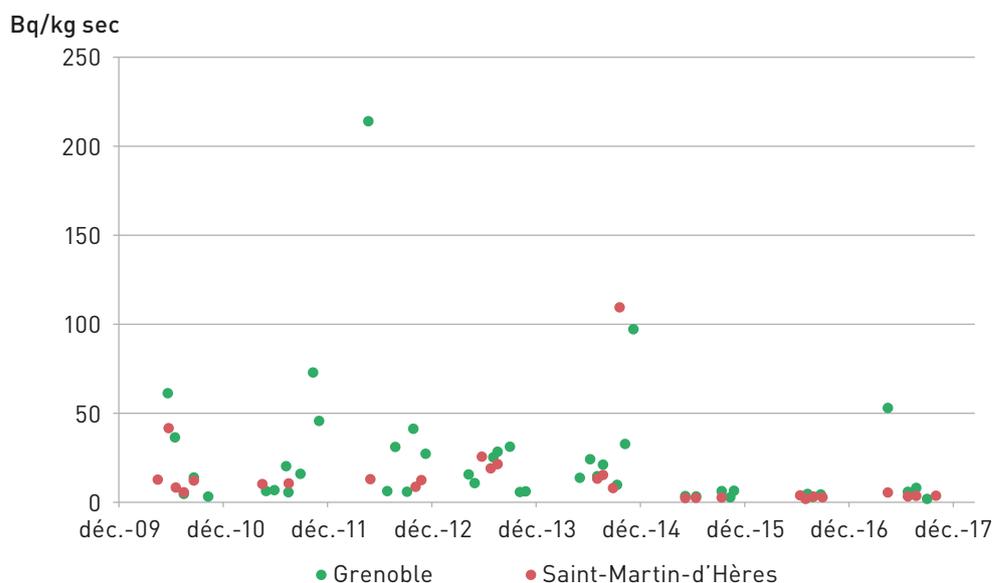


Les prélèvements mensuels d'herbe sont réalisés de mai à novembre. Ce type de prélèvement représente un bon indicateur pour le marquage de l'environnement terrestre du fait du caractère intégrateur des végétaux. Sur la période 2015-2017, le tritium est quasiment toujours détecté dans ce type de matrice (cf. figure 8). Le pourcentage de détection varie de 92 % à Grenoble contre 82 % à Saint-Martin-d'Hères. Les activités sur la période 2015 à 2017 varient entre 2 et 50 Bq/kg frais à Grenoble et entre 2 et 5 Bq/kg frais sur la commune de Saint-Martin-d'Hères. Cette différence s'explique principalement par l'éloignement de la station de Saint-Martin-d'Hères (environ 7,5 km au sud-est de l'ILL) contre 1 km (à l'ouest) pour la station située à Grenoble. Comme pour l'air, la diminution des activités par rapport à la période 2011-2014 peut être attribuée pour

partie à l'arrêt des rejets tritiés gazeux du CEA de Grenoble à compter de juillet 2013 et surtout à la diminution (environ 40 %) des rejets en tritium de l'ILL entre 2013 et 2015. La valeur moyenne dans l'herbe prélevée à Grenoble est de 8,1 Bq/kg sec contre 3 Bq/kg à Saint-Martin-d'Hères. Cette valeur moyenne plus forte à Grenoble est liée en particulier à une seule valeur (53 Bq/kg sec) nettement supérieure aux autres et obtenue en avril 2017. Hormis cette valeur, les activités en tritium dans l'herbe depuis 2015 sont de l'ordre de 5 Bq/kg sec sur le site le plus proche de l'ILL.

Le lait fait également l'objet d'un suivi mensuel. Le tritium libre y est détecté dans environ 15 % des cas à des niveaux compris entre 2 et 5 Bq/L, ce qui témoigne d'un très faible marquage par les rejets du site.

FIGURE 8 / **ACTIVITÉS MASSIQUES DU TRITIUM DANS L'HERBE DE PRAIRIE PRÉLEVÉE A GRENOBLE ET À SAINT-MARTIN-D'HÈRES, ENTRE JANVIER 2010 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/kg sec avant 2015 et Bq/kg frais depuis)**



Évaluation dosimétrique

Sur la base de l'activité moyenne en tritium de l'air mesurée en 2017 par l'IRSN (0,18 Bq/m³), la dose par inhalation et par transfert transcutané potentiellement reçue par une personne qui résiderait au niveau de la station de prélèvement serait de l'ordre de 0,05 µSv/an. En considérant que les denrées produites localement sont à l'équilibre avec cette activité mesurée dans l'air, ce qui est très pénalisant du fait de la proximité du site, et pour une consommation de denrées locales telle que décrite dans le chapitre 8 du présent document, la dose par ingestion serait de l'ordre de 0,034 µSv/an. Les activités mesurées dans les eaux ne sortant pas significativement du bruit de fond, la dose liée à une ingestion potentielle d'eau n'est pas considérée. La dose totale due aux rejets tritiés de l'ILL serait donc au maximum de l'ordre de 0,084 µSv/an. Cette évaluation est quasiment identique à celle réalisée par l'ILL sur la base de ses rejets gazeux de 2017 : 0,083 µSv/an.

Centre CEA DAM/Île-de-France

Le site CEA-DAM/Île-de-France est implanté sur les communes de Bruyères-le-Châtel et d'Ollainville dans le sud de l'Essonne ; sur le bassin-versant de l'Orge, un des affluents situés en rive droite de la Seine, à l'amont de Paris. Les activités de cet établissement de recherche concernent la conception et la garantie du fonctionnement et de la sûreté des armes nucléaires françaises, en s'appuyant sur la simulation. Elles concernent également la lutte contre la prolifération et le terrorisme avec notamment une mission de contrôle des traités internationaux. Les activités nucléaires de ce site ont été transférées sur le centre de Valduc en 1996.

Les opérations d'assainissement et de démantèlement du site se poursuivent depuis 1997. Elles génèrent des rejets de tritium, seul radionucléide autorisé à être rejeté pour ce site. Les activités rejetées sont en constante réduction

depuis 2003 et en particulier depuis 2011 dans l'atmosphère (cf. figure 2). Les rejets gazeux font l'objet de contrôles à l'aide de barboteurs installés sur les deux émissaires CH1 et CH2. Le tritium est également présent dans les rejets liquides du site issus des effluents liquides industriels et des eaux pluviales. Les rejets liquides en tritium ont chuté d'un facteur 4 entre 2007 et 2009. Ils se maintiennent depuis à un niveau relativement constant et légèrement supérieur à 0,5 GBq/an (cf. figure 3). Les effluents industriels traités et les eaux pluviales se retrouvent dans le ru du Grand Rué puis dans le ruisseau de la Rémarde qui constituent le milieu récepteur des rejets liquides de l'INBS.

La surveillance de l'environnement est réalisée dans les milieux atmosphérique (précipitations et gaz), terrestre (végétaux et denrées) et aquatique (sédiments, flore et faune, eaux de cours d'eau et de nappe).

FIGURE 1 / LOCALISATION DU SITE DU CEA-DAM/ÎLE-DE-FRANCE ET DES POINTS DE PRÉLÈVEMENTS

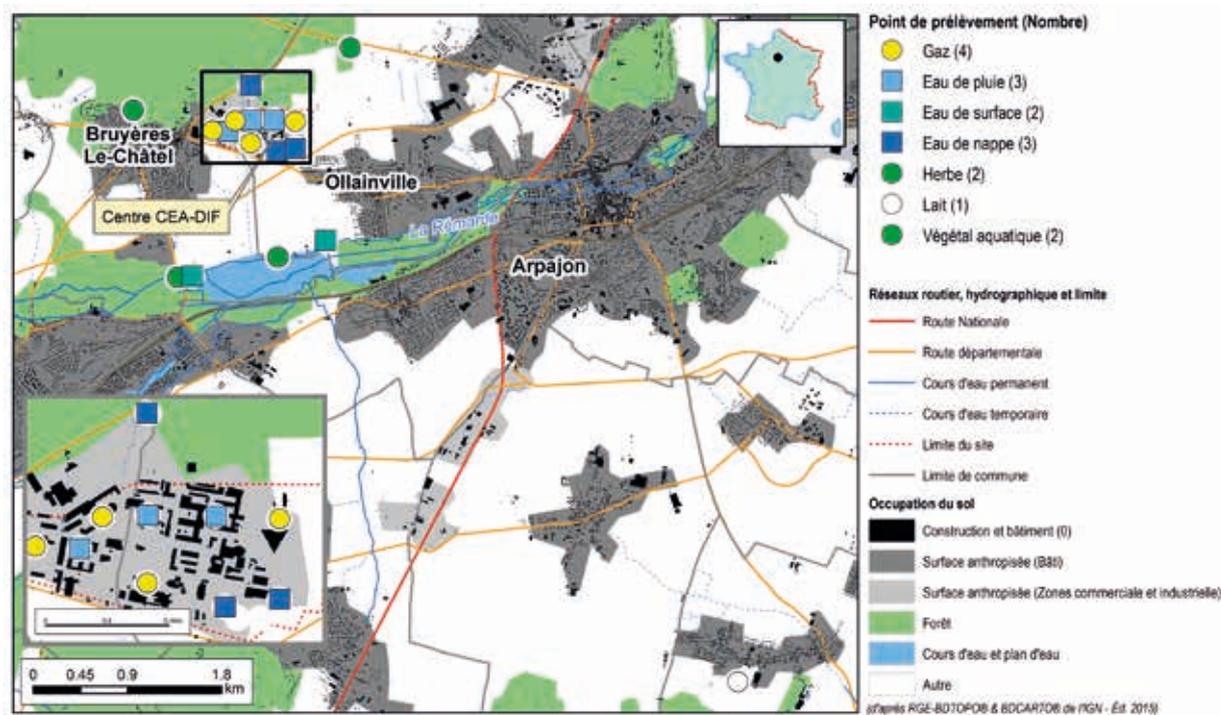


FIGURE 2 / ÉVOLUTION DES REJETS GAZEUX EN TRITIUM DU CENTRE CEA-DAM/ÎLE-DE-FRANCE (TBq/an)

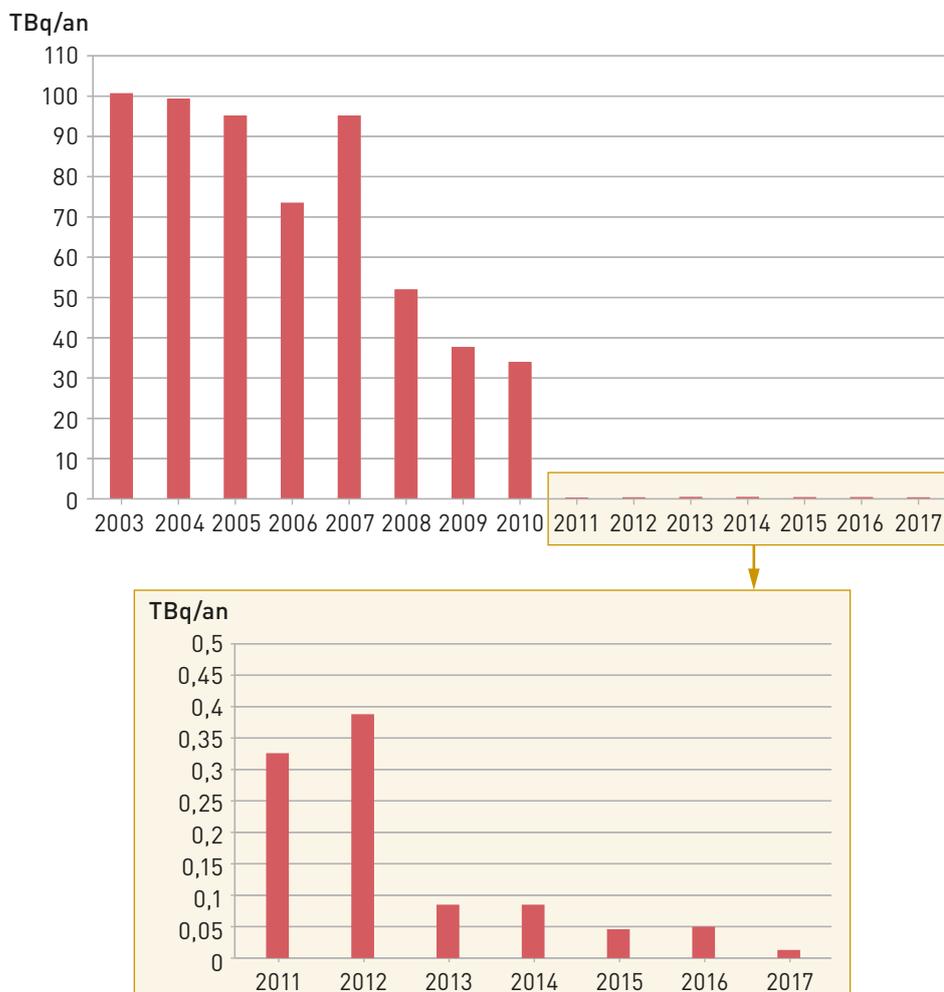
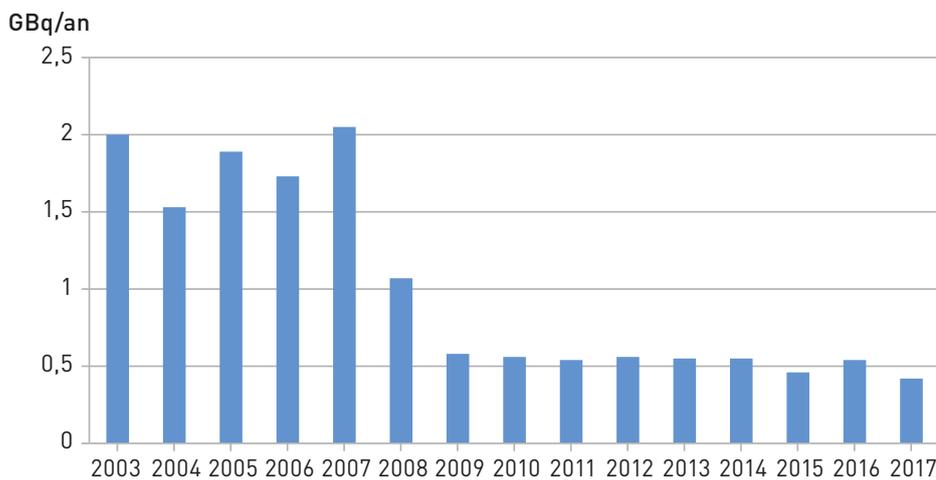


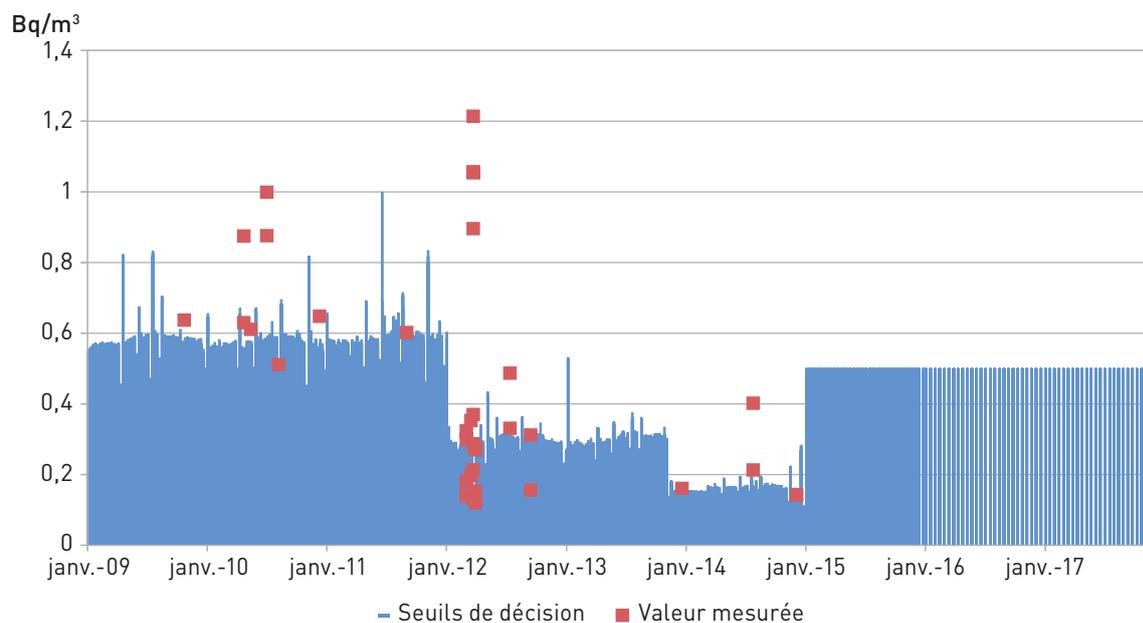
FIGURE 3 / ÉVOLUTION DES REJETS LIQUIDES EN TRITIUM DU CENTRE CEA-DAM/ÎLE-DE-FRANCE (GBq/an)



L'influence des rejets gazeux en tritium est visible sporadiquement dans l'atmosphère, gaz tritié (HT) et vapeur d'eau tritiée (HTO) grâce aux barboteurs installés aux quatre points cardinaux autour du site (cf. figure 4) jusqu'en 2013 et uniquement à l'est et à l'ouest depuis. La surveillance concerne le tritium total jusqu'en octobre 2013, puis les formes HT et HTO à partir d'octobre 2013. Jusqu'à cette date, les quelques déterminations concomitantes de tritium sous formes HT et HTO montrent des contributions similaires de ces deux formes.

Les concentrations en tritium dans l'atmosphère sont en diminution depuis 2009 en lien avec la diminution des rejets de tritium. Quelques valeurs supérieures au seuil de décision ont été obtenues en 2014 à des niveaux faibles (maximum de 0,4 Bq/m³) mais significativement supérieures au bruit de fond radiologique (0,01 Bq/m³) mettant ainsi en évidence l'impact des rejets du CEA DAM/Île-de-France. L'augmentation du seuil de décision à un niveau environ 50 fois plus élevé que le bruit de fond du tritium atmosphérique à partir de janvier 2015 ne permet plus de détecter de tels niveaux et de conclure sur l'influence potentielle des rejets du site.

FIGURE 4 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS L'AIR À PROXIMITÉ DU CENTRE CEA-DAM/ÎLE-DE-FRANCE ENTRE JANVIER 2009 ET DÉCEMBRE 2017 – BARBOTEURS DES STATIONS NORD, SUD, EST ET OUEST - TRITIUM TOTAL JUSQU'EN OCTOBRE 2013 PUIS TRITIUM HTO (Bq/m³)



Le tritium est également décelable dans les eaux de pluie collectées autour du site (cf. figure 5). L'activité maximale enregistrée entre fin 2014 et 2017 est de 63 Bq/L contre 208 Bq/L sur la période de 2011 à fin 2014. À partir de janvier 2015, le seuil de décision a été relevé de 5 à 10 Bq/L ce qui n'a permis de caractériser le niveau en tritium dans la pluie qu'à 7 reprises. Le même traitement appliqué entre juillet 2011 et 2014 aurait amputé le nombre de déterminations significatives d'environ 60 %. Néanmoins, comme pour le tritium atmosphérique, c'est globalement la réduction des rejets qui permet d'expliquer la diminution des niveaux dans les précipitations.

La surveillance des eaux de surface réalisée par le CEA, mensuelle dans les mares et étangs, et hebdomadaire dans le ru du Grand Rué, a été arrêtée fin 2013. Jusqu'à cette date, l'évolution des niveaux en tritium dans les eaux du ru du

Grand Rué montrait un cycle avec des valeurs plus élevées en été et des valeurs plus faibles durant l'hiver (cf. figure 6). Cette évolution avait pour origine les variations importantes du débit du ruisseau du Grand Rué et donc la diminution du potentiel de dilution en lien avec le débit très faible au cours de l'été. Là encore, la réduction des rejets notamment par voie liquide permet d'expliquer la tendance générale. En 2014, le tritium a été détecté à 4 reprises dans la Remarde à un niveau ne dépassant pas 6 Bq/L. À partir de janvier 2015, le seuil de décision a été relevé de 5 à 10 Bq/L ce qui ne permet plus de déceler d'éventuelles traces de tritium dans la rivière la Remarde et donc l'influence potentielle des rejets résiduels sous forme liquide, dans l'environnement aquatique. Les eaux souterraines du site font également l'objet de prélèvements semestriels et de mesures de tritium en amont (1 point) et en aval hydrogéologique du site (2 points), depuis 2016.

FIGURE 5 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS L'EAU DE PLUIE À PROXIMITÉ DU CENTRE CEA-DAM/ÎLE-DE-FRANCE ENTRE JANVIER 2009 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/L)

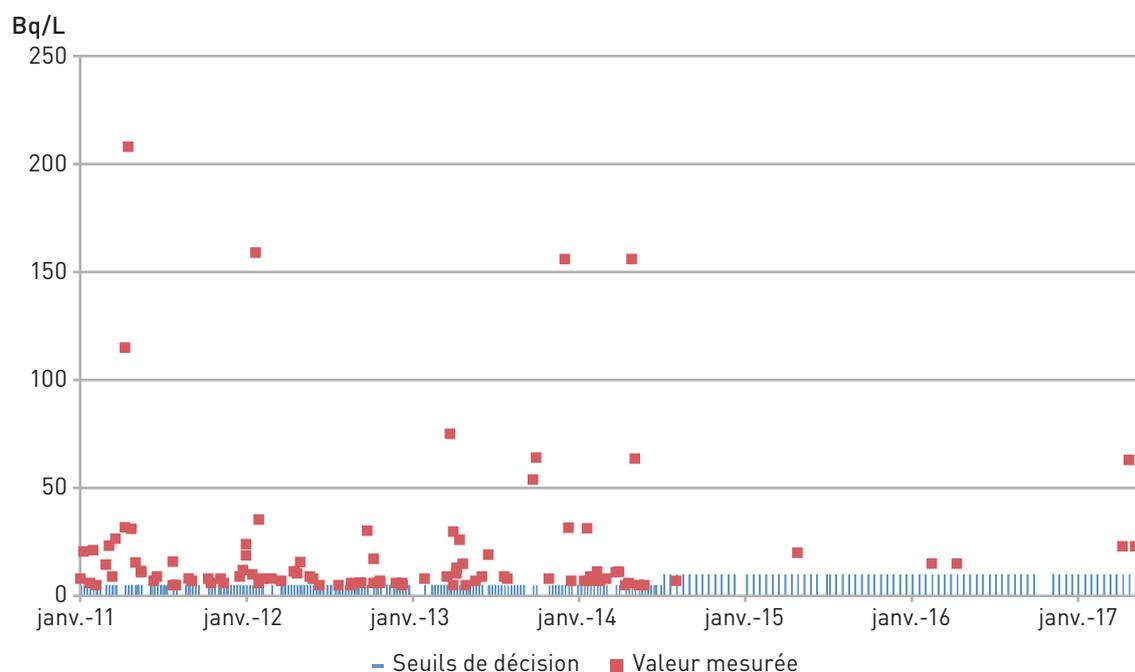
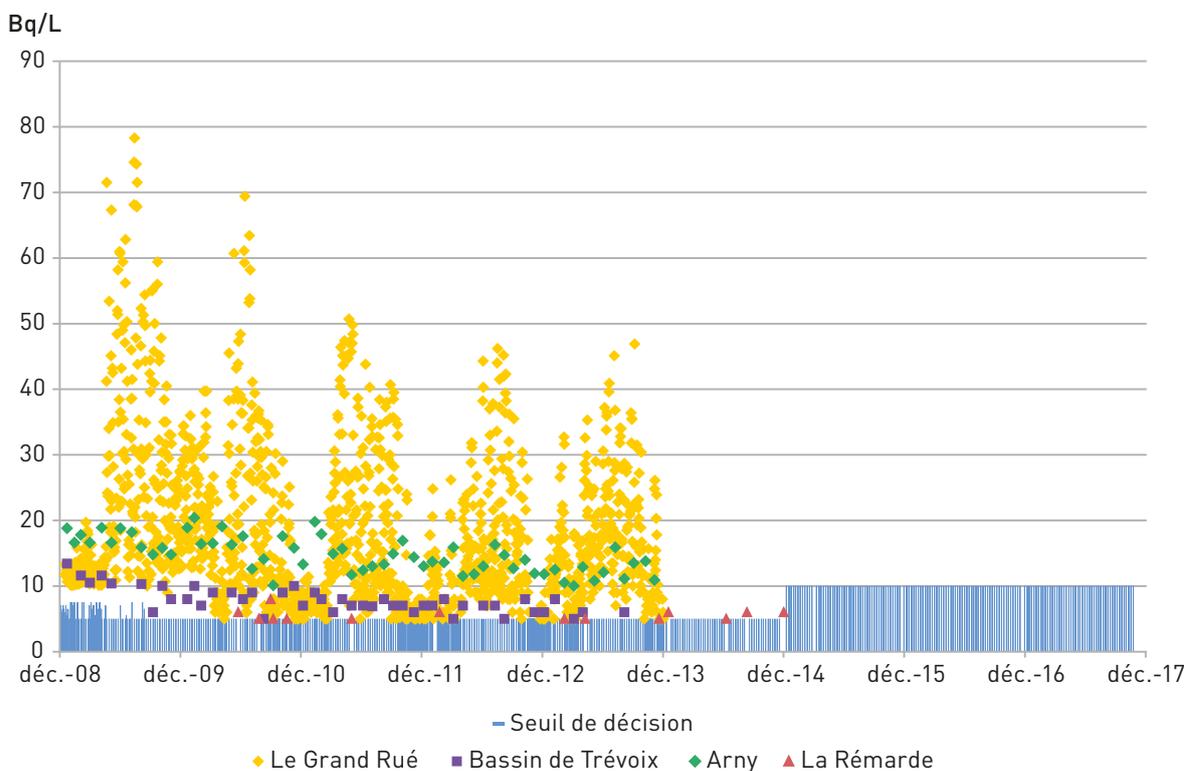


FIGURE 6 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS LES EAUX DE SURFACE PRÉLEVÉES À PROXIMITÉ DU CENTRE CEA-DAM/ ÎLE-DE-FRANCE ENTRE JANVIER 2009 ET DÉCEMBRE 2017 (Bq/L)



Les résultats dans les prélèvements d'herbe sont globalement inférieurs aux seuils de décision (seulement deux valeurs significatives sur la période de fin 2014 à décembre 2017, respectivement de 8,5 et 9,8 Bq/kg frais). Ces marquages sporadiques témoignent des rejets atmosphériques du site. Les autres mesures réalisées dans l'environnement de ce site relèvent toutes soit de la radioactivité d'origine naturelle (^{40}K , ^7Be ...), soit de la rémanence des retombées de l'accident de Tchernobyl et de celles des essais d'armes nucléaires (^{137}Cs).

Évaluation dosimétrique

La surveillance radiologique de l'environnement du site CEA de Bruyères-le-Châtel montre que l'influence des rejets du site ne concerne que le tritium et qui plus est, provenant des rejets atmosphériques. Toutefois, la baisse continue des rejets, associée à une rémanence de moins en moins prononcée de tritium dans l'environnement ainsi que le relèvement des seuils de décision ne permettent plus de quantifier les niveaux en tritium dans l'environnement et de procéder à une évaluation dosimétrique liée à la présence de tritium autour du Centre CEA DAM/Île-de-France.

Le site de Saclay

Le site de Saclay est situé dans le département de l'Essonne à une vingtaine de kilomètres de Paris (cf. figure 1). Il occupe une surface de 125 ha sur lesquels sont implantées huit installations nucléaires de base. Les installations du CEA les plus importantes sont : le réacteur Orphée (réacteur à faisceaux de neutrons), le LECI (laboratoire d'étude des combustibles irradiés) et l'irradiateur gamma Poséidon. L'entreprise Curium/CIS-Bio international (fabrication de produits utilisés en médecine nucléaire) et le laboratoire de marquage de molécules organiques sont également implantés sur le site. Le réacteur Osiris est arrêté depuis le 16 décembre 2016.

Rejets et plans de surveillance

La figure 2 présente l'évolution des rejets gazeux et liquides sur la période allant de 2014 à 2017. À l'exception des émetteurs β - γ , les activités des rejets gazeux annuels sont relativement constantes dans le temps. Outre les gaz rares qui se dissipent dans l'air et qui sont sans conséquences sur les autres composantes de l'environnement, le tritium prédomine très largement tant dans les rejets gazeux que dans les rejets liquides.

Après traitement, les effluents liquides du site débouchent *via* l'aqueduc des Mineurs dans l'Étang Vieux puis par un trop-plein dans l'Étang Neuf. Celui-ci se déverse ensuite vers le ruisseau de Vauhallan, un affluent de la Bièvre (cf. figure 1).

Le tableau 1 présente les plans de la surveillance radiologique environnementale réalisée autour du site de Saclay par le CEA et l'IRSN.

FIGURE 1 / IMPLANTATION GÉOGRAPHIQUE DU SITE DE SACLAY

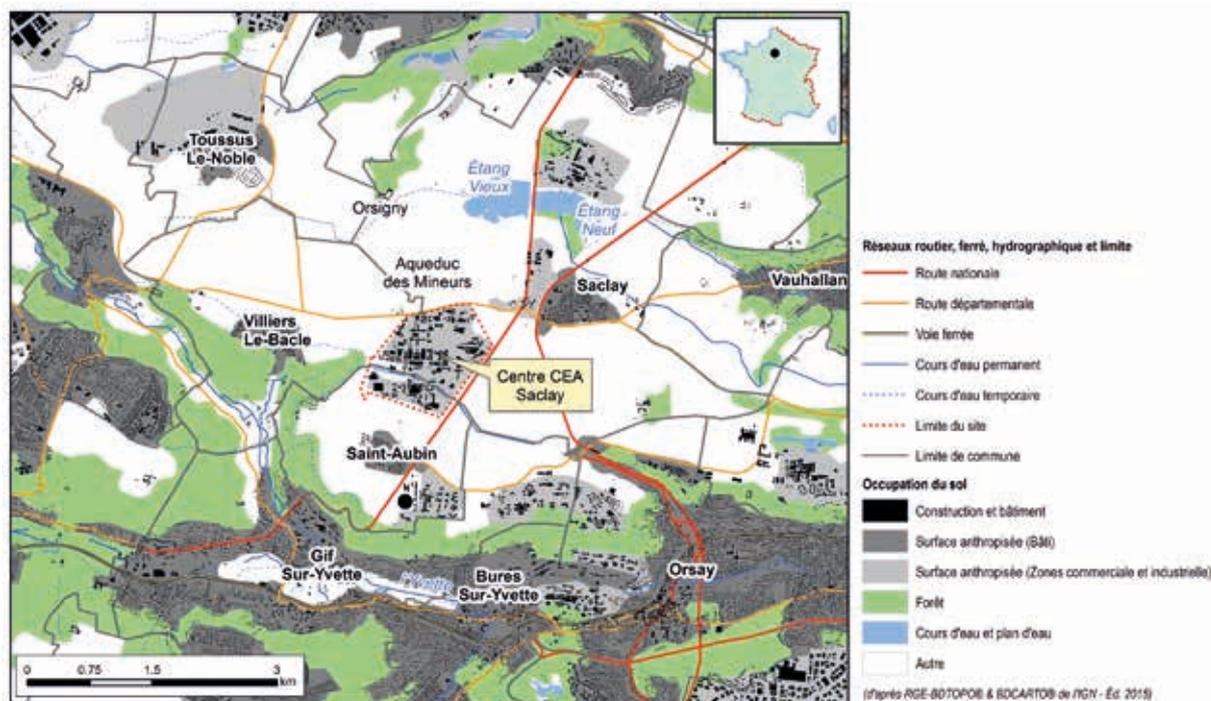
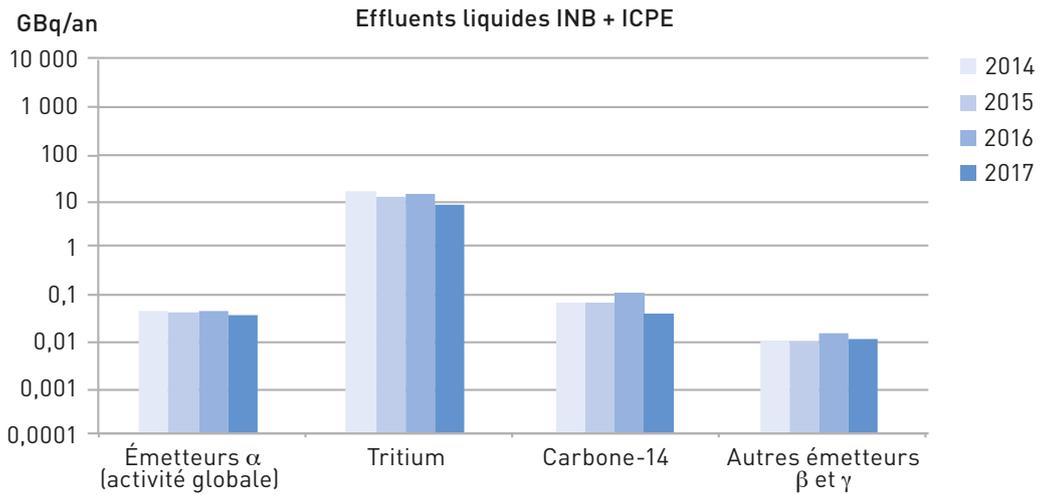
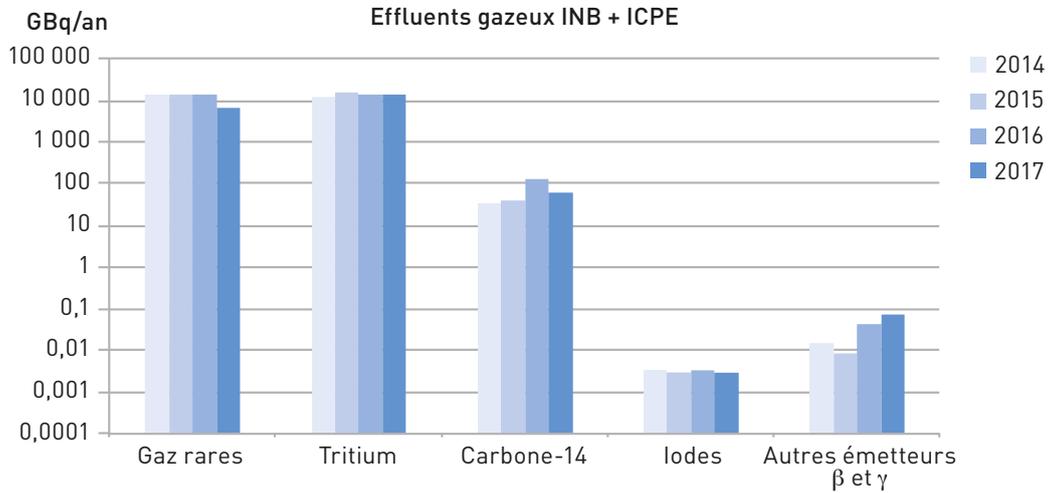


FIGURE 2 / REJETS GAZEUX ET LIQUIDES DES INSTALLATIONS DU SITE DE SACLAY SUR LA PÉRIODE 2008-2013 (GBq/an)



Le site de Saclay

© CEA

TABLEAU 1 / PLANS DE SURVEILLANCE DU SITE DE SACLAY

Milieu surveillé ou nature du contrôle	CEA	IRSN
Air au niveau du sol	<ul style="list-style-type: none"> 6 points de prélèvements continus ; 4 mesures α et β global 	-
Rayonnement gamma ambiant	<ul style="list-style-type: none"> 6 points dans l'environnement plus 21 points de clôture. 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point
Air au niveau du sol	<ul style="list-style-type: none"> 4 points de prélèvements hebdomadaires ; mesures ^3H et ^{14}C 	<ul style="list-style-type: none"> 2 stations de prélèvements en continu d'aérosols à 7 et 700 m³/h avec 1 mesure de spectrométrie gamma à une fréquence hebdomadaire
Pluie	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements hebdomadaires et mensuels ; mesures de ^3H et β global 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements et 1 mesure mensuelle ^3H
Milieu récepteur des rejets liquides (eau et sédiments)	<ul style="list-style-type: none"> 14 points de prélèvements continus, analyses hebdomadaires à mensuelles ^3H, α et β global, potassium, U, Sr, spectrométrie γ 	<ul style="list-style-type: none"> Eau : 5 points de prélèvements et 1 mesure semestrielle de : ^3H, α et β global, potassium, Uiso, Sr, spectrométrie γ Sédiments : 1 point de prélèvements et 1 mesure semestrielle de Pu, Am, Sr, spectrométrie γ Faune et flore aquatiques : mesures ^3H libre et liée, ^{14}C, spectrométrie γ
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> 23 points de prélèvements mensuels à annuels ; mesures ^3H, α et β global 	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements et mesures semestrielles par point en ^3H, α et β global et potassium
Lait	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements mensuels ; mesures ^3H libre et lié, ^{129}I, ^{90}Sr et spectrométrie γ 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements trimestriels et 1 mesure de ^3H libre, ^{129}I et spectrométrie γ
Végétaux (fruits, légumes, herbes)	<ul style="list-style-type: none"> 9 points de prélèvements mensuels ; mesures spectrométrie γ, ^3H libre et lié et ^{90}Sr 	<ul style="list-style-type: none"> 6 points de prélèvements annuels avec ^3H libre et lié, ^{14}C et spectrométrie γ
Céréales	-	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements annuels et 1 mesure de ^3H lié et spectrométrie γ

Influence du site de Saclay sur son environnement et exposition de la population

Le tritium

Les mesures de surveillance environnementale mettent en évidence un marquage dû aux rejets de tritium. Des activités de tritium supérieures au bruit de fond radiologique naturel ou hérité des retombées anciennes (cf. chapitre 2), sont ainsi observées dans tous les compartiments de l'environnement. Les analyses des prélèvements d'air effectués au niveau des stations de Saclay, Saint-Aubin, Villiers-le-Bâcle et Orsigny permettent de mesurer le tritium sous forme de vapeur d'eau (HTO) et le tritium sous forme de gaz (HT et formes organiques comme par exemple le CTH3) (cf. figure 3). L'activité volumique en tritium dans l'air au niveau de ces 4 stations est le plus souvent

inférieure aux seuils de décision ($\approx 0,12 \text{ Bq/m}^3$), mais présente ponctuellement des valeurs nettement supérieures au bruit de fond actuel du tritium atmosphérique (de l'ordre de $0,01 \text{ Bq/m}^3$ d'air pour la vapeur d'eau tritiée). Entre 2014 et 2017, la valeur maximale de tritium dans la vapeur d'eau a été mesurée dans un prélèvement effectué à la station de Saint-Aubin en 2015 : $0,81 \text{ Bq/m}^3$ (cf. figure 3) ; la valeur des formes gaz tritiés (HT + formes organiques) la plus élevée provient d'un prélèvement de la station d'Orsigny : $1,9 \text{ Bq/m}^3$.

De même, si la grande majorité des activités en tritium mesurées dans l'eau de pluie se situe en dessous du seuil de décision, des activités supérieures au bruit de fond (de 1 à 3 Bq/L) sont ponctuellement mesurées : comprises entre 4,3 Bq/L et 320 Bq/L (cf. figure 4).

FIGURE 3 / ACTIVITÉS DU TRITIUM DANS L'AIR (HTO + GAZ TRITIÉS) PRÉLEVÉ DANS LES STATIONS DE SURVEILLANCE À PROXIMITÉ DU CEA DE SACLAY (Bq/m³)

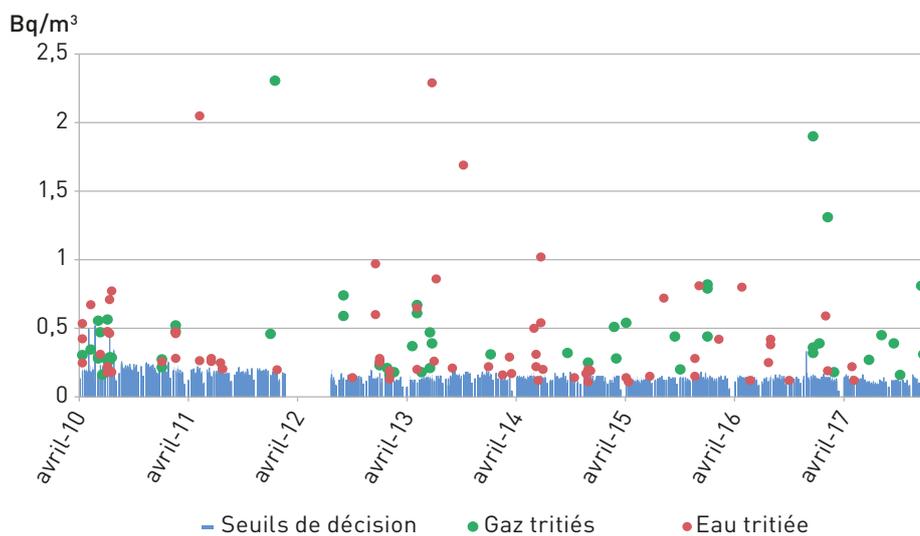
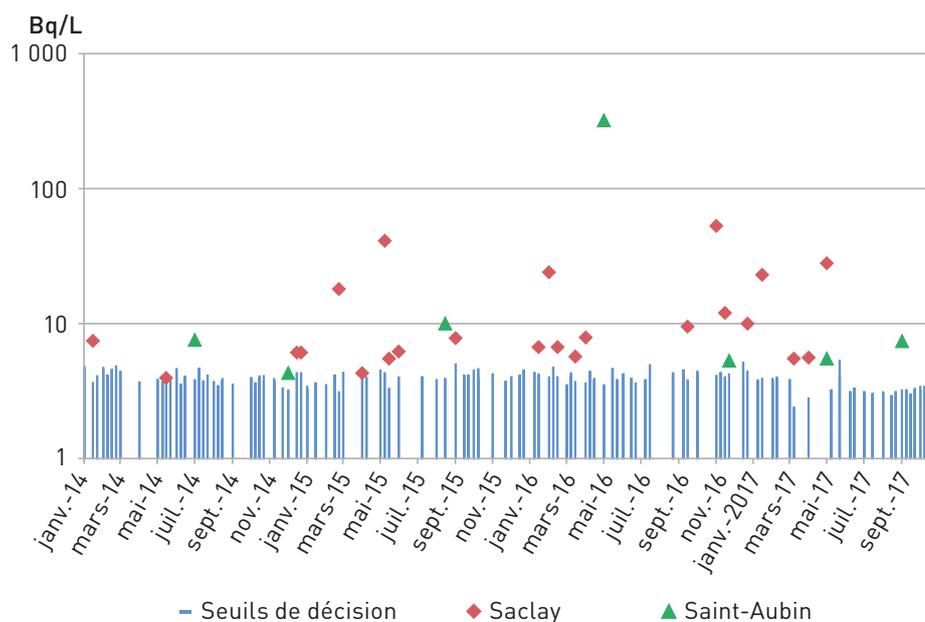


FIGURE 4 / ACTIVITÉS DE TRITIUM DANS L'EAU DE PLUIE COLLECTÉE AUX STATIONS DE SURVEILLANCE À PROXIMITÉ DU CEA DE SACLAY (Bq/L)



En conséquence de ces activités en tritium mesurées sporadiquement dans l'air et dans l'eau de pluie, les activités en tritium des fruits, des herbages et du lait peuvent également dépasser le bruit de fond radiologique (de moins de 1 à 3 Bq/L ou Bq/kg frais, cf. figure 5).

Les rejets du site de Saclay influencent également l'environnement aquatique. Ainsi, dans l'aqueduc des Mineurs, canalisant les rejets du site, les activités en tritium mesurées sur la période 2015-2017 varient de 3,3 à 73 Bq/L pour une activité moyenne de 13,4 Bq/L (cf. figure 6). Il en va de même dans les étangs où l'activité volumique moyenne du tritium sur cette même période est de 10 Bq/L (cf. figure 7).

FIGURE 5 / ACTIVITÉS DU TRITIUM LIBRE DANS LE LAIT, L'HERBE ET LES FRUITS PRÉLEVÉS DANS L'ENVIRONNEMENT DU CEA DE SACLAY

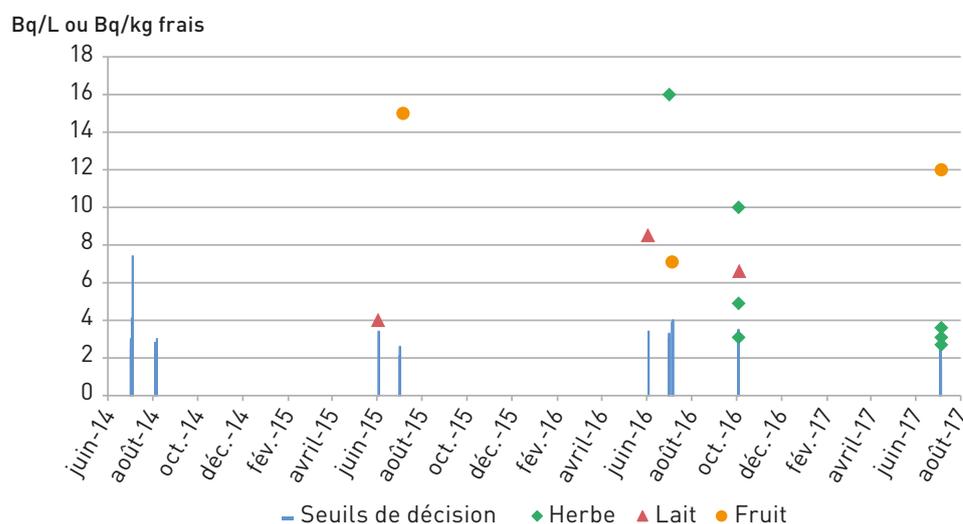


FIGURE 6 / ACTIVITÉS DU TRITIUM DANS L'EAU ARRIVÉE PAR L'AQUEDUC DES MINEURS À L'ÉTANG VIEUX (Bq/L)

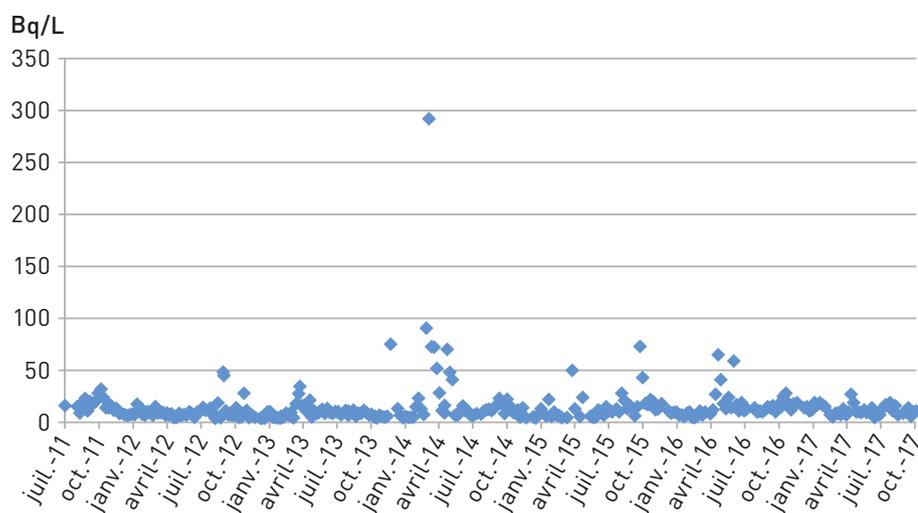
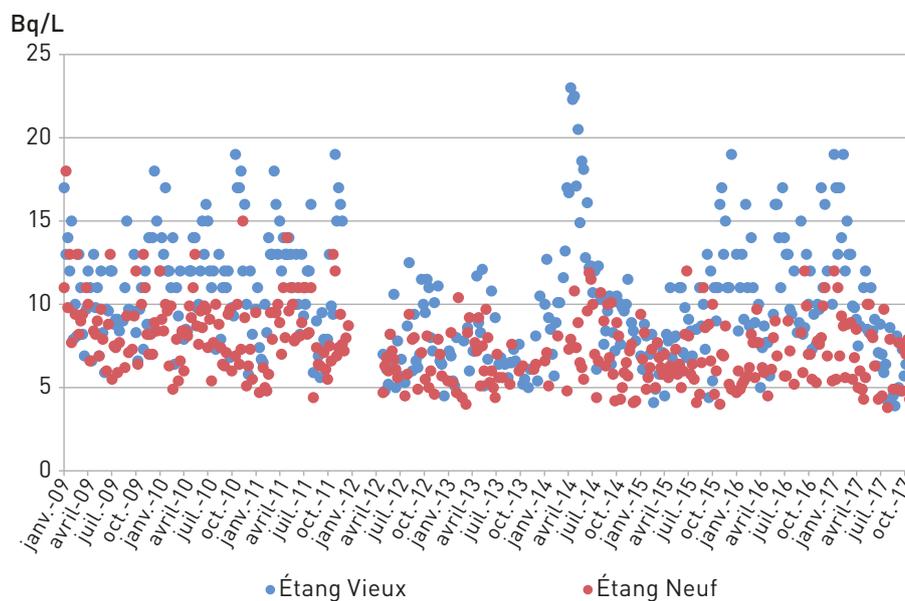


FIGURE 7 / ACTIVITÉS DU TRITIUM LIBRE DANS L'EAU DES ÉTANGS VIEUX ET NEUF (Bq/L)



Ceci ne se traduit pas ou très peu dans les niveaux de tritium libre mesurés dans les poissons et les roseaux des étangs qui sont de l'ordre ou très légèrement supérieurs au bruit de fond du tritium dans l'environnement (de 1 à 3 Bq/L). En revanche, un échantillon de poisson prélevé en 2017 présente une activité en tritium organiquement lié (41 Bq/L) supérieure à ce bruit de fond, consécutive à l'incorporation de tritium tout au long de sa vie. Cette mesure rend compte de l'influence passée et actuelle des rejets tritiés du site de Saclay.

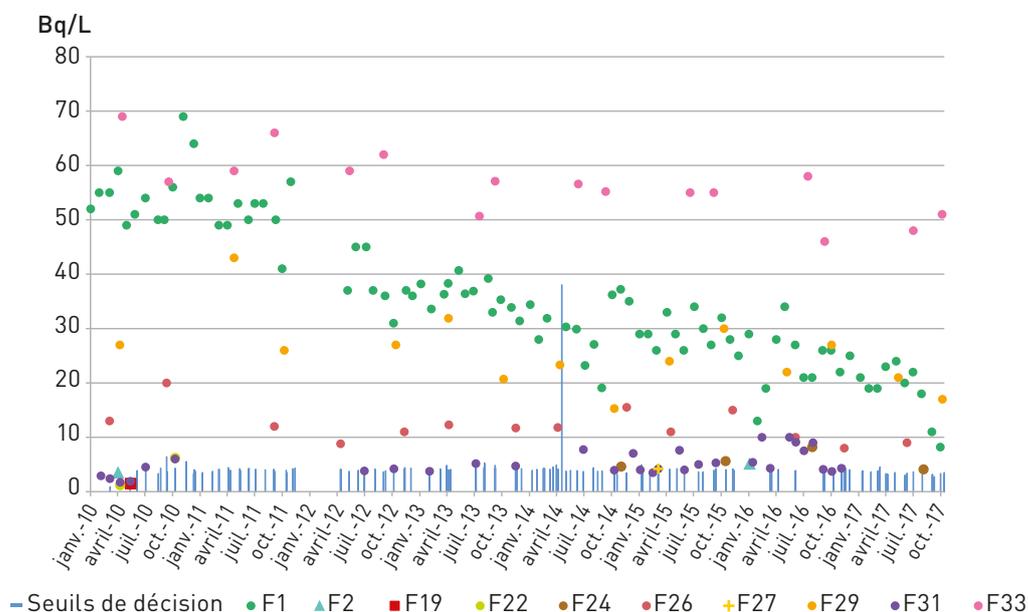
Par le passé, la mise à disposition dans le RNM par le CEA des données de tritium dans les eaux souterraines, acquises dans les piézomètres situés à l'intérieur du site de Saclay permettait de montrer un marquage de la nappe atteignant jusqu'à près de 60 Bq/L. Ces données ne sont aujourd'hui plus disponibles. Il n'en demeure pas moins que les eaux souterraines prélevées entre 2014 et 2017 à l'extérieur du CEA, présentent des valeurs en tritium supérieures au bruit de fond, dans plusieurs piézomètres. Les concentrations en tritium sont en moyenne de 13 Bq/L, soit supérieures au bruit de fond de ce radionucléide dans l'environnement (de 1 à 3 Bq/L). Notons également que dans les nappes les plus marquées par les rejets du site, les activités mesurées sont

en constante diminution (baisse plus accentuée dans le forage F1 que dans les autres, cf. figure 8).

L'impact dosimétrique des rejets gazeux et liquides de tritium sur la période 2015-2017 a pu être calculé uniquement pour l'ingestion. En effet, du fait du nombre très élevé de mesures inférieures au seuil de décision dans le compartiment atmosphérique, les voies de transfert par inhalation et passage au travers de la peau (transcutané) n'ont pu donner lieu au calcul des doses associées. Le profil type retenu correspond à un adulte qui consommerait 100 % de son eau de boisson provenant d'un forage dans la nappe phréatique des sables de Fontainebleau, mangerait 5,3 kg⁽¹⁾ de poissons par an provenant de l'Étang Neuf, et s'approvisionnerait en légumes et en produits animaux produits localement. Sur la base de ces hypothèses, la dose ingestion engagée par cette personne serait de 0,15 µSv/an, dont 99 % proviendraient de l'ingestion d'eau. Cette dose, basée sur les mesures réalisées durant la période 2014-2017 est tout à fait cohérente avec celle estimée par le CEA pour 2016 sur la base des rejets : entre 0,11 et 0,22 µSv/an pour un adulte (le tritium représentant entre 10 et 20 % de la dose totale à l'adulte de 1,1 µSv/an estimée par le CEA dans le rapport TSN de 2016).

1. Cette valeur est proposée par l'InVS-Anses et l'Afssa pour la consommation annuelle de poissons d'eau douce.

FIGURE 8 / ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN TRITIUM DANS L'EAU DE NAPPE DU PLATEAU DE SACLAY (Bq/L)



Carbone-14

Les rejets atmosphériques de carbone-14 du site de Saclay marquent peu l'environnement terrestre. Avant 2015, l'activité dans l'air n'était jamais quantifiée. Depuis, grâce à l'abaissement de son seuil de décision, le CEA mesure régulièrement le carbone-14 de l'air, essentiellement sous forme oxydée. Son activité volumique sous cette forme s'établit ainsi à 0,049 Bq/m³ sur la période étudiée.

Ces améliorations métrologiques permettent également la mesure presque systématique du carbone-14 dans les échantillons de lait, d'herbage et de fruits (figure 9). Si dans le lait et les fruits, les activités moyennes (respectivement de 18,6 Bq/L et 15,7 Bq/kg frais) ne se différencient pas du bruit de fond du carbone-14 (de l'ordre de 14 à 15 Bq/L ou kg frais), il n'en est pas de même pour l'herbe. En effet, les valeurs obtenues varient de 69 à 210 Bq/kg frais sur la période étudiée, avec une activité moyenne qui atteint 139 Bq/kg frais soit plus de 10 fois supérieure au bruit de fond. Les rares détections de ce radionucléide effectuées entre 2010 et 2015 (à 3 reprises sur 19 mesures) témoignaient déjà d'un marquage de cette matrice par les rejets du site.

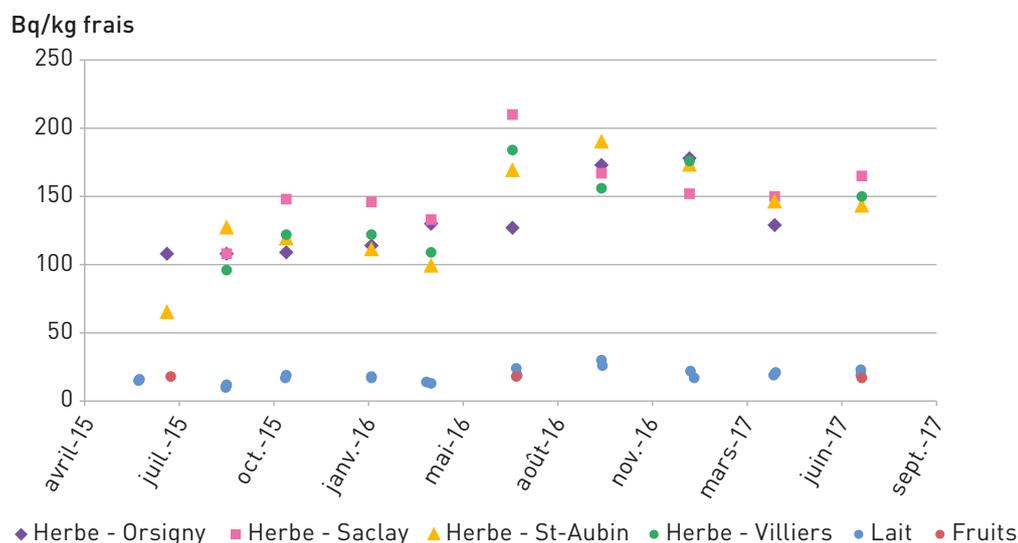
Bien que les rejets liquides annuels de carbone-14 soient également faibles, l'étude réalisée sur la période 2011-2014 avait montré que les activités mesurées dans les poissons de l'Étang Vieux et de l'Étang Neuf étaient très élevées. Entre 2014 et 2017, seuls deux échantillons de poissons ont été prélevés et analysés en 2017. L'activité massique moyenne, de 480 Bq/kg frais, est similaire à celles obtenues au cours de la précédente période (494 Bq/kg frais). Ces valeurs sont à comparer à un bruit de fond naturel de ce radionucléide dans les poissons de l'ordre de 22 Bq/kg frais. La durée de vie des poissons prélevés (carpe et silure) est importante, de sorte qu'il est probable que ces activités de carbone-14 soient le résultat de l'accumulation de plusieurs années, voire dizaines d'années de rejets.

La pêche dans l'Étang Vieux, classé ZNIEFF⁽²⁾ est interdite; ce n'est pas le cas dans l'Étang Neuf. Une personne qui consommerait 5,3 kg/an⁽³⁾ de poissons pêchés dans l'Étang Neuf, avec une activité moyenne ajoutée de 458 Bq/kg, recevrait une dose de 1,4 µSv. Cette valeur est similaire à celle obtenue lors du précédent bilan radiologique, sur la période 2011-2014. Elle est plus élevée que celle estimée par le CEA dans son rapport TSN de 2016 : 0,36 µSv/an

2. Zone naturelle d'intérêt écologique, floristique et faunistique.

3. Cette valeur est proposée par l'InVS-Anses et l'Afssa pour la consommation annuelle de poissons d'eau douce.

FIGURE 9 / ACTIVITÉ MASSIQUE DU CARBONE-14 MESURÉ EN MILIEU TERRESTRE ENTRE 2015 ET 2017



en considérant une consommation de poisson de 8 kg/an. La cause probable de cet écart est que les estimations du CEA reposent sur les rejets d'une année, alors que les activités mesurées dans les poissons et les doses potentielles qui en résultent sont le fait de plusieurs années, voire décennies, d'accumulation du carbone-14.

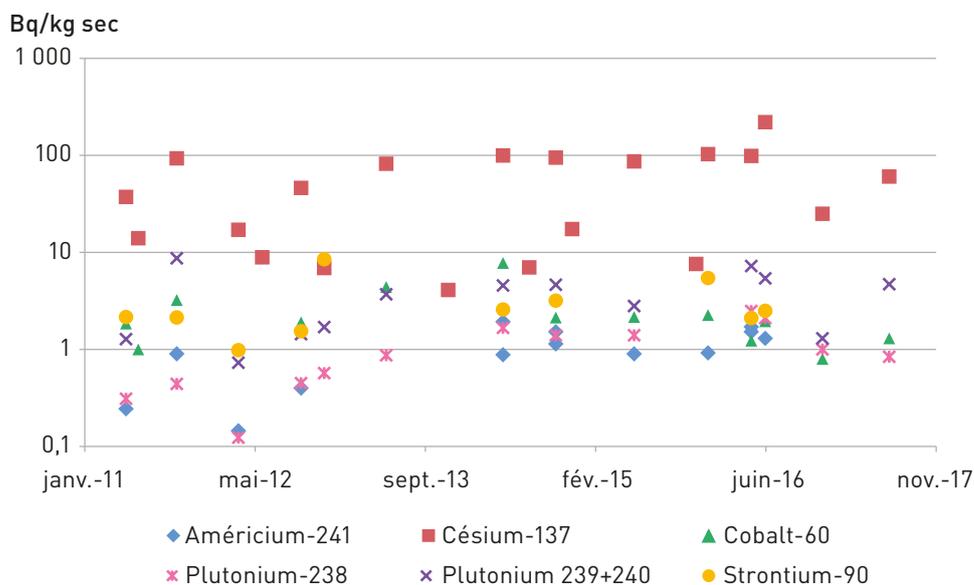
Les autres radionucléides

Excepté pour le césium-137 rémanent des retombées anciennes, les analyses effectuées sur les filtres d'aérosols de la station à grand débit de l'IRSN installée à Orsay, révèlent généralement des valeurs inférieures au seuil de décision. Toutefois, comme au cours de la période d'étude précédente (2011-2014), de l'iode-131 et du cobalt-60 ont été ponctuellement mesurés. L'iode-131 a été mesuré à 4 reprises au cours de cette période. Parmi ces résultats, les activités mesurées en janvier-février 2017 (0,14 et 0,19 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) correspondent à l'arrivée de masses d'air continentales présentant un marquage plus important que d'habitude, vraisemblablement en lien avec les rejets de l'industrie radiopharmaceutique, le tout amplifié par des conditions météo très défavorables à la dispersion des polluants atmosphériques, quels qu'ils soient.

L'activité la plus élevée de 0,24 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ mesurée le 17 février 2016 correspond à un phénomène local, possiblement imputable aux rejets du site de Saclay, tout comme la détection d'iode-131 d'octobre 2015 (0,16 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$). Il en est de même des traces de cobalt-60 allant de 0,03 à 0,3 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ mesurées à 7 reprises durant la période 2015-2017 et très vraisemblablement issues du site de Saclay. Ces détections s'inscrivent dans la gamme des valeurs mesurées sporadiquement au cours de la période précédente (2011-2014).

Les prélèvements de sédiments dans l'aqueduc des Mineurs révèlent la présence de césium-137, cobalt-60, plutonium, strontium-90 et américium-241 (cf. figure 10). La présence de cobalt-60, les activités mesurées (de quelques becquerels à plusieurs dizaines, voire centaines de becquerels pour le césium-137) ainsi que le rapport d'activité $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, supérieur de 1,6 à 25 fois à celui caractéristique des retombées atmosphériques globale (de l'ordre de 0,03), indiquent que ces activités sont en grande partie imputables aux rejets passés d'effluents liquides du site. Ce marquage est également visible dans les sédiments des étangs avec cependant des activités et/ou des fréquences d'apparition des radionucléides précédemment cités plus faibles.

FIGURE 10 / ACTIVITÉS MASSIQUES DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES D'INTÉRÊT PRÉSENTS
 DANS LES PRÉLÈVEMENTS DE SÉDIMENTS DANS L'AQUEDUC DES MINEURS À L'ÉTANG VIEUX (Bq/kg sec)



Enfin, dans les sédiments prélevés dans les cours d'eau situés en aval des étangs, seul le césium-137 est mesurable à des activités qui ne se différencient pas de celles du bruit de fond de ce radionucléide.

Des traces de césium-137 et de strontium-90 sont encore détectables dans l'eau des étangs. Quand il est mesuré, le césium-137 n'y dépasse pas 3,9 mBq/L tandis que la moyenne du strontium-90 s'établit à 2,3 mBq/L sur la période étudiée. Pour les roseaux, les niveaux de ¹³⁷Cs sont en moyenne de 2,6 Bq/kg sec et pour le ⁹⁰Sr de 0,8 Bq/kg sec. Dans les poissons analysés en 2017, l'activité du césium-137 est d'environ 0,5 Bq/kg frais et celle du strontium-90 d'environ 0,03 Bq/kg frais. Ces détections résultent des anciens rejets du site CEA et des retombées atmosphériques globales.

Le site de Fontenay-aux-Roses

Le site de Fontenay-aux-Roses (cf. figure 1), est implanté sur le plateau de Fontenay-aux-Roses en zone urbaine, au sud/sud-ouest de Paris (cf. figure 2). Depuis 2007, les installations nucléaires de base du site sont en arrêt définitif.

Le programme d'assainissement des laboratoires et des installations nucléaires a été initié dès 1999. Les installations nucléaires laissent ainsi la place au développement d'activités situées exclusivement dans le domaine des sciences du vivant.

FIGURE 1 / SITE DE FONTENAY-AUX-ROSES

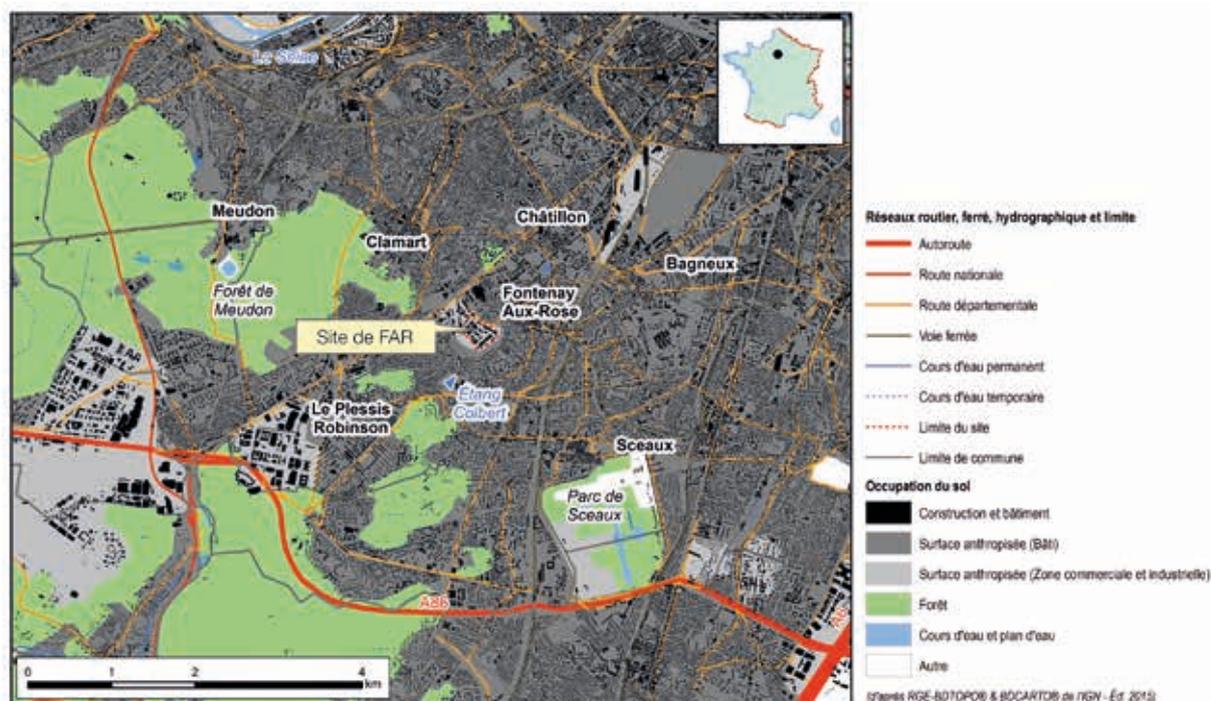


Vue aérienne du site de Fontenay-aux-Roses



Piezomètre de prélèvement d'eau de nappe phréatique

FIGURE 2 / LOCALISATION DU SITE DE FONTENAY-AUX-ROSES



Les rejets radioactifs

Les aérosols produits à l'intérieur des installations sont filtrés par deux barrières de filtres THE (Très Haute Efficacité) avant rejet dans l'environnement. Les émissaires sont équipés de dispositifs de mesure de la radioactivité des effluents gazeux. Les effluents rejetés sont constitués potentiellement d'aérosols, de gaz rares et de traces d'halogènes.

La surveillance des effluents radioactifs gazeux des INB est assurée par des dispositifs de mesure en continu de la radioactivité, placés dans les cheminées, après les filtres THE, dernière barrière de filtration avant rejet dans l'environnement. Ils assurent en temps réel la détermination de l'activité des aérosols émetteurs bêta et de l'activité des gaz radioactifs. Neuf émissaires sont équipés de moniteurs de contrôle en temps réel de l'activité des aérosols émetteurs bêta, dont cinq contrôlent également les aérosols émetteurs alpha. Quatre d'entre eux sont équipés d'un contrôle pour la mesure en continu des gaz radioactifs.

Pour les gaz rares, les résultats de mesure issus de ces moniteurs de contrôle sont tous inférieurs aux limites de détection. L'activité totale « halogènes + aérosols » bêta rejetée reste inférieure ou égale à 0,002 GBq depuis 2015 (cf. figure 3).

Aucun effluent liquide des laboratoires des anciennes INB susceptible de contenir des éléments radioactifs n'est rejeté sans autorisation préalable. Les liquides contenant des substances radioactives sont collectés dans des cuves puis évacués vers une filière nucléaire. Les autres effluents sont recueillis dans des cuves tampons, puis transférés vers l'égout urbain après autorisation et vérification de leur conformité avec la réglementation en vigueur (activité volumique, activité totale rejetée, conformité chimique de l'effluent). La station de contrôle des effluents de l'égout urbain, située en aval immédiat du centre est équipée de dispositifs de contrôle de la radioactivité et d'un dispositif de prélèvement en continu qui permet de recueillir un échantillon représentatif des effluents. Les dispositifs installés aux émissaires et à l'égout urbain fonctionnent en temps réel et un système d'alarme est relié au tableau de contrôle de l'environnement du site de Fontenay-aux-Roses.

La surveillance radiologique des transferts d'effluents liquides porte sur les émetteurs alpha (mesure globale), les émetteurs bêta-gamma (mesure globale) et le tritium.

Les activités volumiques en tritium mesurées dans les émissaires des transferts d'effluents liquides du site dépassent régulièrement 10 Bq/L sans toutefois être imputables aux rejets du site (cf. figure 4). En effet, des activités du même ordre sont mesurées dans l'eau de la Seine qui approvisionne le centre de Fontenay-aux-Roses. Elles sont liées aux rejets de la centrale EDF de Nogent.

La surveillance radiologique de l'environnement du site

Le CEA effectue près de 6000 mesures par an d'échantillons issus de tous les compartiments de l'environnement (air, eau, sol). La surveillance atmosphérique est réalisée à partir de mesures effectuées dans quatre stations fixes (FAR Atmos, FAR 2, Clamart et Bagneux), situées à des distances allant de 0,2 à 2 km autour du centre. La surveillance de l'air comprend le suivi des activités alpha et bêta mesurées sur les poussières atmosphériques collectées sur filtres, la recherche d'halogènes sur les cartouches de prélèvement, la mesure de l'irradiation ambiante et la mesure du tritium gazeux.

FIGURE 3 / REJETS GAZEUX ET LIQUIDES DES INSTALLATIONS DU SITE DE FONTENAY-AUX-ROSES SUR LA PÉRIODE 2014-2017

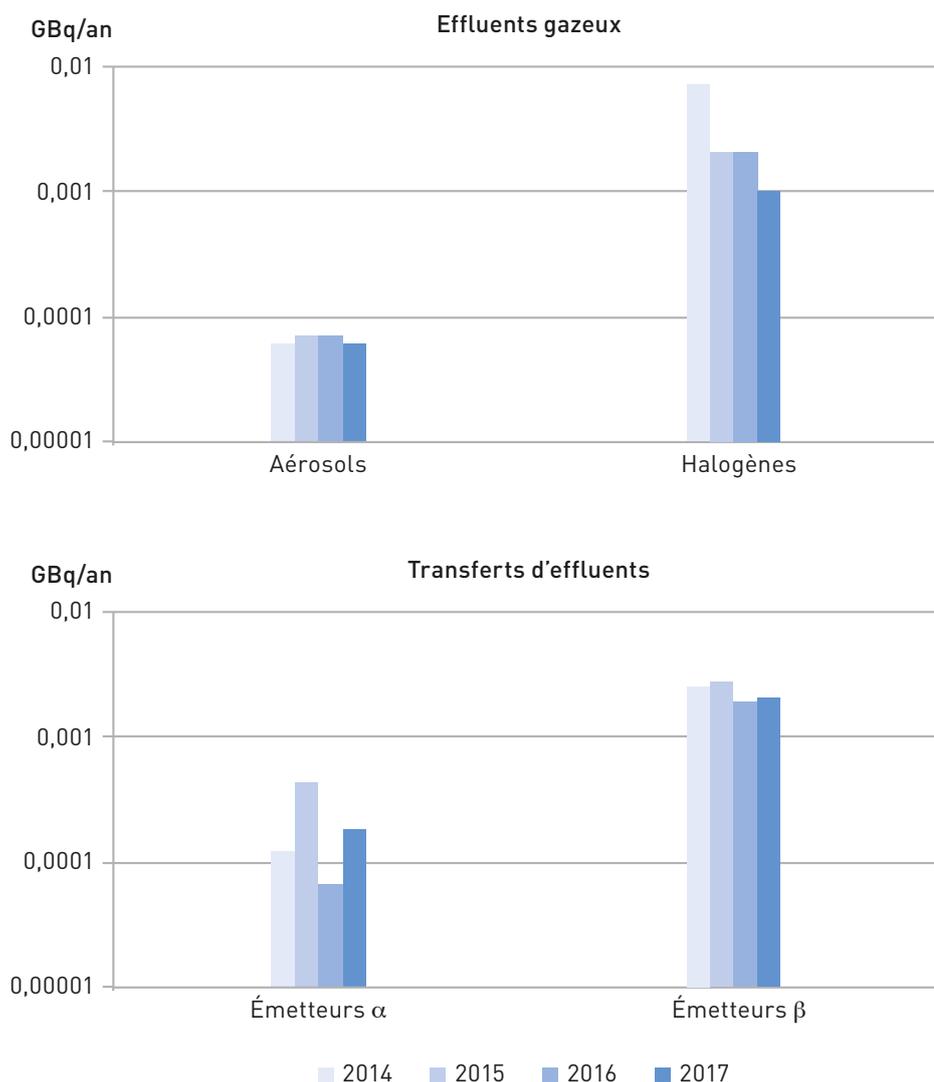
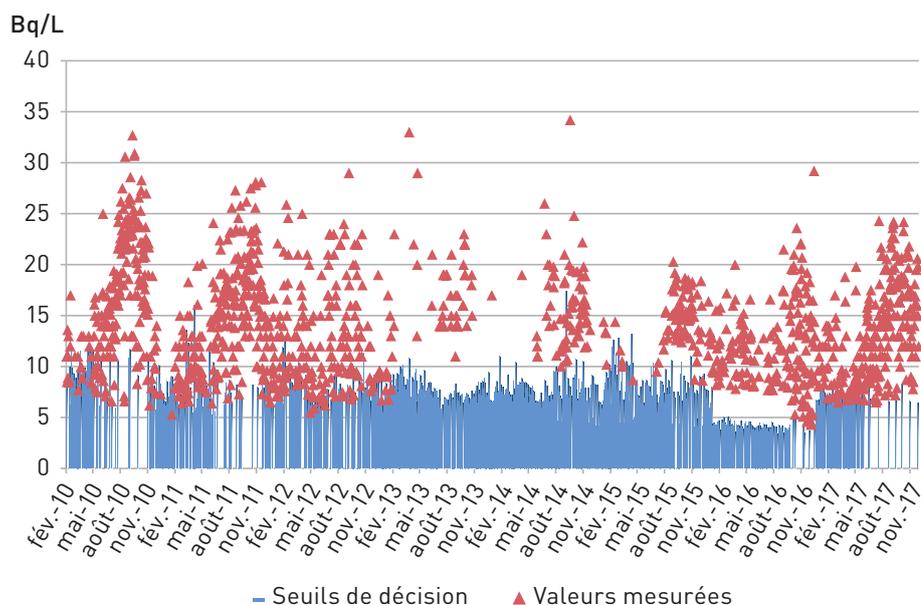


FIGURE 4 / ACTIVITÉS EN TRITIUM DANS LES EAUX PRÉLEVÉES PAR HYDRO-COLLECTEUR DANS L'ÉGOUT URBAIN DU SITE DE FONTENAY-AUX-ROSES ENTRE 2010 ET 2017 (Bq/L)

Données : CEA



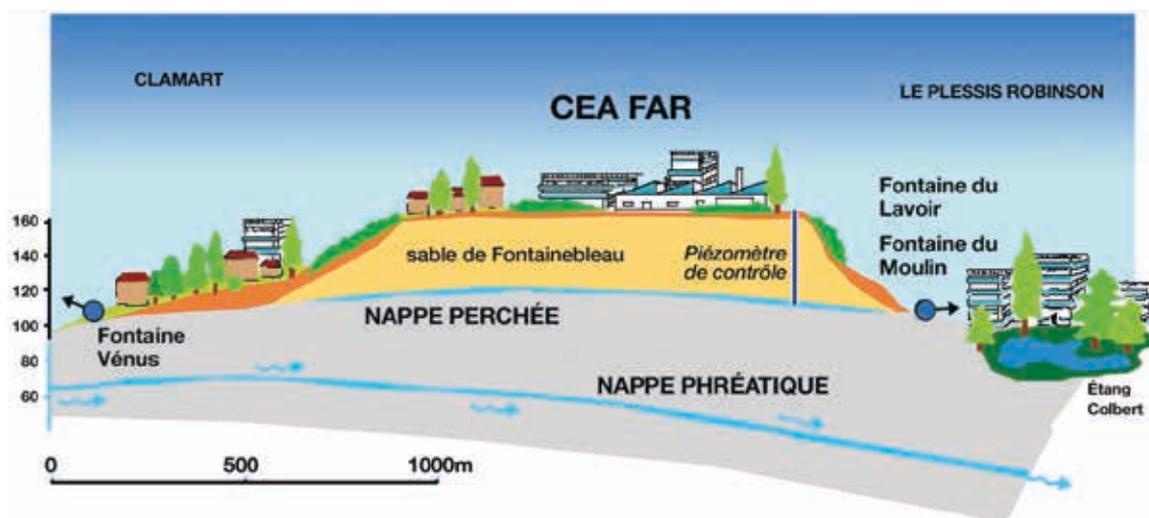
Les eaux (eaux de pluie, eaux souterraines et de surface) font également l'objet d'une surveillance radiologique réalisée à partir de mesures dans l'environnement du centre. Les eaux de pluie collectées au moyen de pluviomètres (2 pluviomètres de 1 m² et 2 pluviomètres de 0,04 m² de surface de collecte) font l'objet de mesures alpha et bêta globales ainsi que du tritium.

La nappe perchée, située à 65 mètres de profondeur au-dessus de la nappe phréatique générale (cf. figure 5), est surveillée mensuellement par l'analyse en laboratoire de prélèvements effectués dans six forages (piézomètres). Deux points de résurgence de la nappe perchée, la fontaine du Lavoir et la fontaine du Moulin à Fontenay-aux-Roses, font l'objet d'un contrôle mensuel. La surveillance des eaux de surface se fait par des prélèvements périodiques d'eaux et de sédiments de l'étang Colbert situé à proximité du site.

Des échantillons de sédiments, de sols et de végétaux sont prélevés pour suivre et déterminer l'impact des rejets sur l'environnement du site de Fontenay-aux-Roses (prélèvements mensuels de végétaux en quatre points situés sur les stations de surveillance extérieures au site, prélèvements annuels d'échantillons de sol, en surface, sur le site et dans les quatre stations de surveillance extérieures au site).

FIGURE 5 / SCHÉMA DE COUPE EN SOUS-SOL SOUS LE SITE DE FONTENAY-AUX-ROSES

Source : CEA



Influence du site de Fontenay-aux-Roses sur l'environnement

Parmi les radionucléides recherchés sous forme gazeuse dans l'atmosphère (iode-131, tritium), aucune mesure ne présente de résultat supérieur au seuil de décision (soit $0,2 \text{ mBq/m}^3$ pour l'iode-131 et $0,25 \text{ Bq/m}^3$ pour le tritium).

Dans les eaux de pluie collectées à proximité du site, le tritium n'a été mesuré à une activité supérieure au seuil de décision qu'à trois reprises depuis septembre 2014, avec une activité maximale de $7,2 \text{ Bq/L}$.

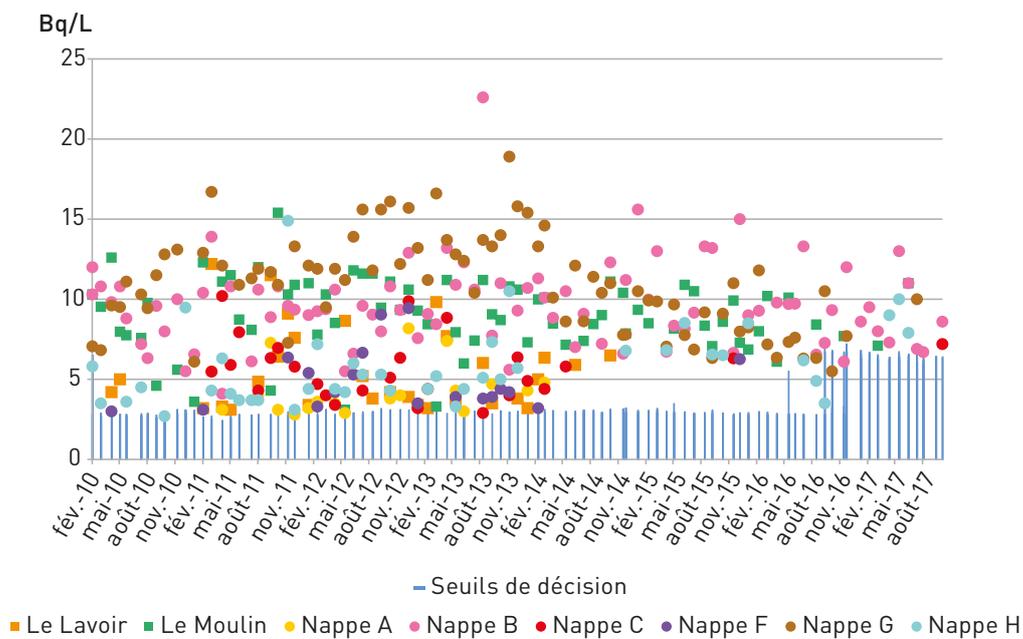
L'analyse des radionucléides des eaux de l'étang Colbert ne met en évidence aucun radionucléide d'origine artificielle. Le tritium, parfois détecté au-dessus des seuils de mesure par le passé, n'est plus décelé depuis octobre 2014.

Les mesures effectuées sur les échantillons prélevés dans la nappe phréatique perchée (points A, B, C, F, G et H) et dans les deux points de résurgences (fontaine du Moulin, fontaine du Lavoir) présentent des activités en tritium comprises entre le seuil de mesure ($3 \text{ à } 7 \text{ Bq/L}$) et 15 Bq/L (figure 6). Ces résultats, supérieurs au bruit de fond dans la nappe phréatique, sont imputables aux rejets passés et actuels du site de Fontenay-aux-Roses.

En ce qui concerne le compartiment terrestre et les denrées, les résultats associés aux prélèvements d'herbe effectués à proximité du site de Fontenay-aux-Roses par le CEA ne relèvent que de la radioactivité naturelle (^{40}K , ^7Be ...). Aucun des radionucléides artificiels recherchés n'a présenté d'activité supérieure au bruit de fond au cours de la période étudiée.

FIGURE 6 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM MESURÉES DANS LES EAUX SOUTERRAINES À PROXIMITÉ DU SITE DE FONTENAY-AUX-ROSES ENTRE JUILLET 2011 ET DÉCEMBRE 2016 (en Bq/L) ET SEUILS DE DÉCISION (SD) ASSOCIÉS

Données : CEA



© F. Jannin/CEA

Prélèvement d'un filtre aérosol

3.5. LES BASES NAVALES NUCLÉAIRES

Quatre ports militaires de la Marine nationale abritent en métropole des bases navales nucléaires. Ces installations nucléaires présentent la spécificité d'être intégrées au sein des importantes agglomérations que sont Toulon, Brest et Cherbourg.

Elles sont chargées de l'accueil et du soutien de proximité de bâtiments militaires stationnés ou de passage dans les ports.

Port militaire de Brest et base opérationnelle de l'Île-Longue

Premier port militaire de la façade Atlantique, le port militaire de Brest (Finistère) est le site d'entretien et d'escale des bâtiments militaires français à propulsion nucléaire tels que les sous-marins nucléaires lanceurs d'engins (SNLE), les sous-marins nucléaires d'attaque (SNA), ainsi que le porte-avions.

La base opérationnelle de l'Île-Longue, au sud de la base navale de Brest, est le site de mise en œuvre des sous-marins nucléaires lanceurs d'engins, composante océanique stratégique de la dissuasion. C'est sur ce site qu'est réalisé l'entretien de chaque SNLE ainsi que de l'équipement de ses seize missiles intercontinentaux.

Port militaire de Cherbourg

Le port militaire de Cherbourg (Manche), avec en son sein la DGA (Direction générale de l'armement), est principalement dédié à la construction ou au démantèlement de sous-marins à propulsion nucléaire (d'attaque et lanceurs d'engins).

Par ailleurs, la base navale de Cherbourg peut accueillir des bâtiments et des sous-marins à propulsion nucléaire au mouillage comme à quai.

Port militaire de Toulon

Le port militaire de Toulon (Var) est la principale base navale française, avec celle de Brest. En effet, elle abrite 70 % de la flotte française, dont les six sous-marins nucléaires d'attaque (SNA) et le porte-avions « Charles de Gaulle ». Ces bâtiments ont pour particularité commune de fonctionner avec une propulsion nucléaire.

Sur le site, les chaufferies nucléaires des sous-marins ou du porte-avions sont toujours à l'arrêt ou à très faible puissance.

FIGURE 1 / BASE NAVALE DE CHERBOURG



© Marine nationale

Les rejets radioactifs

Certaines activités nucléaires pratiquées dans les ports militaires, telles que le maintien en condition opérationnelle des navires à propulsion nucléaires ou la conduite des travaux d'entretien majeurs des chaufferies des sous-marins nucléaires, peuvent conduire à des rejets radioactifs autorisés.

Les principaux radionucléides artificiels susceptibles d'être présents dans ces rejets sont notamment les gaz rares (krypton, xénon), le tritium, le carbone-14 et des émetteurs gamma tels que les césiums-137 et 134 ainsi que le cobalt-60.

La surveillance radiologique de l'environnement

Afin d'assurer la surveillance radiologique des sites, les laboratoires d'analyses, de surveillance et d'expertise de la marine (LASEM) de chaque base navale ainsi que l'IRSN réalisent des prélèvements selon un plan de surveillance défini en fonction des rejets, de l'environnement et des particularités des installations.

Sur chaque site, la surveillance du compartiment atmosphérique est assurée grâce à des mesures en continu *in situ* de débit de dose gamma ambiant via le système de surveillance nucléaire de la marine (2SNM) et le réseau Téléray de l'IRSN ainsi que par des prélèvements d'air et d'eau de pluie.

La surveillance des ports militaires est également assurée au travers de nombreux prélèvements réguliers dans le milieu aquatique (eau de mer, sédiments, sables, crustacés, mollusques, poissons, algues) sur lesquels des mesures de l'activité bêta globale, du tritium et par spectrométrie gamma sont réalisées.

Dans le milieu terrestre, des prélèvements de lait et de végétaux (herbe, feuilles d'arbre) sont réalisés sous les vents dominants, et complétés par des prélèvements sur les principales productions agricoles (fruits, légumes) et sur la couche superficielle des terres. Les prélèvements terrestres font généralement l'objet d'une mesure du tritium et d'une spectrométrie gamma ainsi que d'une mesure de carbone-14 pour les végétaux et le lait.

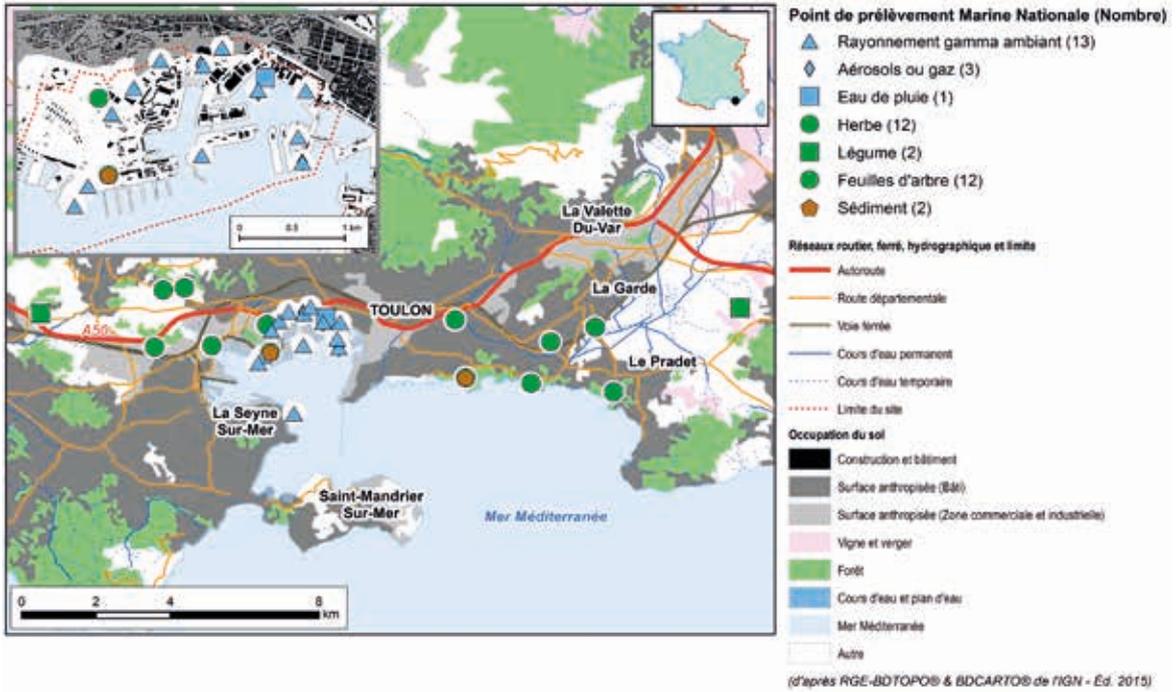


© Marine nationale

Prélèvement de sédiments marins

FIGURE 2 / PLAN DE SURVEILLANCE DU SITE DE TOULON DE LA MARINE NATIONALE (2A) ET L'IRSN (2B)

2A



2B

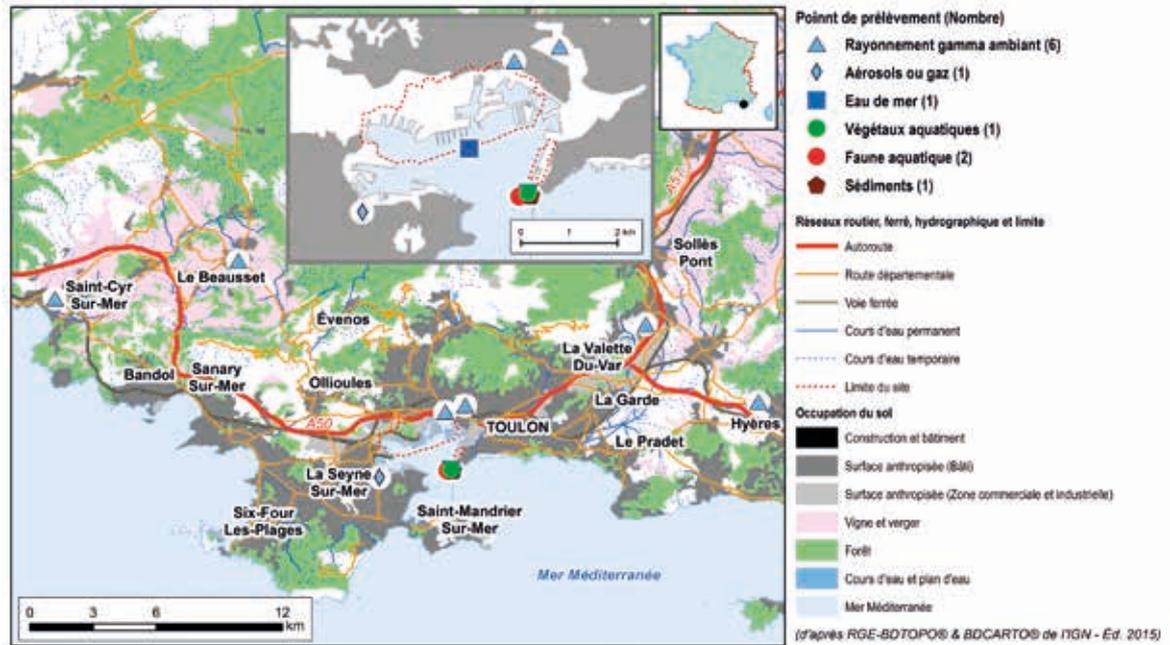


TABLEAU 1 / PLAN DE SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT DU SITE DE TOULON EFFECTUÉ PAR LA MARINE NATIONALE ET L'IRSN

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Marine nationale	IRSN
Rayonnement gamma ambiant	<ul style="list-style-type: none"> 26 balises à l'intérieur du site, 3 balises à l'extérieur du site au Fort de Six-Fours, Fort de la Croix Faron et au Fort du Cap brun : débit de dose γ ambiant dont 16 balises résistant à des événements exceptionnels (séisme, submersion...) et/ou 14 alpha, bêta, gaz rares 	<ul style="list-style-type: none"> 8 balises dans l'environnement : Barjols, Hyères, La Farlede, Le Beausset, Rians, St-Cyr-Sur-Mer, Toulon, Toulon-Arsenal : débit de dose γ ambiant
Aérosols atmosphériques	<ul style="list-style-type: none"> 3 points de prélèvement sur site : activités β globales (quotidien), spectrométrie γ si β global > 2 mBq/m³ 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement à la Seyne-sur-Mer : spectrométrie γ (hebdomadaire)
Tritium dans l'air	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement sur site : tritium dans l'air HTO - HT (hebdomadaire) 	
Eau de pluie	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement sur site : activités α et β globales, tritium (à chaque occurrence) 	
Eau de mer		<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement, Tour Royale : tritium (mensuel)
Sédiments	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvement Toulon ouest - Ollioules et Toulon ouest - Le Pradet : spectrométrie γ (annuel) 	<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvement, Tour Royale : spectrométrie γ, Pu, Am (annuel)
Faune aquatique		<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements, Tour Royale : moules, spectrométrie γ, Pu, Am (annuel), poissons, spectrométrie γ (annuel)
Végétaux aquatiques		<ul style="list-style-type: none"> 1 point de prélèvements, Tour Royale : algues, spectrométrie γ, Pu, Am, tritium lié (annuel)
Herbe	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements Toulon ouest et Toulon est : spectrométrie γ (mensuel) ; carbone-14 (annuel) et tritium (eau de distillation) trimestriel 	
Feuilles d'arbre	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvements Toulon ouest et Toulon est, 2 espèces lentisques et cyprès : spectrométrie γ (mensuel), carbone-14 (annuel) 	
Légumes	<ul style="list-style-type: none"> 2 points de prélèvement, Toulon ouest et Toulon est, 4 espèces de légumes prélevées (salade, tomate, pomme de terre et courgette) : spectrométrie γ (annuel), tritium (eau de distillation) sur salade, tomates, courgettes (annuel) et carbone-14 annuel sur salade 	

Influence des sites sur l'environnement

Le tritium présent sous forme d'hydrogène tritié (HT) et de vapeur d'eau (HTO) est prélevé par des barboteurs sur les 4 sites de la Marine nationale et mesuré à une fréquence hebdomadaire.

Le niveau de tritium atmosphérique (HTO et HT confondus) observé au cours de la période 2015-2018 est similaire à celui mesuré depuis 2009 bien que le taux de détection d'activités supérieures au seuil de décision, compris entre 0,017 et 0,37 Bq/m³, soit désormais de 9,5 % contre 6,2 % auparavant. Si l'on exclut les 7 valeurs inhabituelles mesurées sur le site de Toulon durant les mois de mars et avril 2017, liées à un entreposage temporaire de plaques tritiées dans un bâtiment situé à proximité du point de prélèvement, les activités volumiques oscillent autour de 0,1 Bq/m³ (entre 0,039 et 0,27 Bq/m³). Cette gamme de valeurs est supérieure au bruit de fond hors influence des installations nucléaires, qui se situe entre 0,005 et 0,01 Bq/m³ mais n'engendre aucun impact sur la santé humaine.

Une analyse de tritium est également réalisée sur les eaux de pluie collectées à proximité de ces installations. Les activités se situent entre 2,16 et 4,31 Bq/L avec un pourcentage de données supérieur au seuil de décision de 10,6 % similaire à celui du tritium atmosphérique. Les activités moyennes observées pour l'ensemble des sites sont proches du bruit de fond radiologique (de moins de 1 à 3 Bq/L).

Dans le milieu terrestre, autour de la base de Cherbourg, le tritium est également mesuré dans des végétaux tels que l'herbe et les ajoncs avec 29 valeurs supérieures au seuil de décision sur les 32 prélèvements analysés. Les valeurs varient entre 1,16 et 5,74 Bq/kg frais de végétaux et la moyenne de 2,3 Bq/kg frais se situe dans la gamme du bruit de fond (de moins de 1 à 3 Bq/kg frais).

Dans le milieu marin, hors influence des installations rejetant du tritium, le bruit de fond pour ce radionucléide dans les eaux de mer est de l'ordre de 0,1 à 0,2 Bq/L (cf. chapitre 2).

Sur les échantillons prélevés dans le port de Cherbourg, à proximité de la base navale, on observe des niveaux d'activités très supérieurs à ces valeurs, cohérents avec ceux mesurés dans l'environnement du site de la Hague (cf. chapitre 3.3, site de La Hague) et qui résultent des rejets de ce site. Les valeurs, très dispersées, sont comprises entre 2,96 et 21,2 Bq/L (cf. figure 4).

Ce tritium présent dans le milieu est intégré aux organismes vivants, et notamment aux algues, aux crustacés et aux poissons. Les résultats obtenus sur ces matrices prélevées depuis 2015 par la Marine sont compris entre 2,59 et 8,18 Bq/kg frais et confirment ce transfert.

De même, on observe un marquage de la nappe d'eau saumâtre de la zone du Homet à Cherbourg lié à un apport de tritium depuis l'eau de mer avec une valeur moyenne en tritium, sur la période 2015-2017 de 4,8 Bq/L et des valeurs fluctuant entre 2,72 et 10,58 Bq/L.

FIGURE 3 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM (HT et HTO confondus) DANS L'AIR À PROXIMITÉ DES PORTS MILITAIRES DE LA MARINE NATIONALE ENTRE 2009 ET 2017 (Bq/m³) – VALEURS SUPÉRIEURES AU SEUIL DE DÉCISION UNIQUEMENT

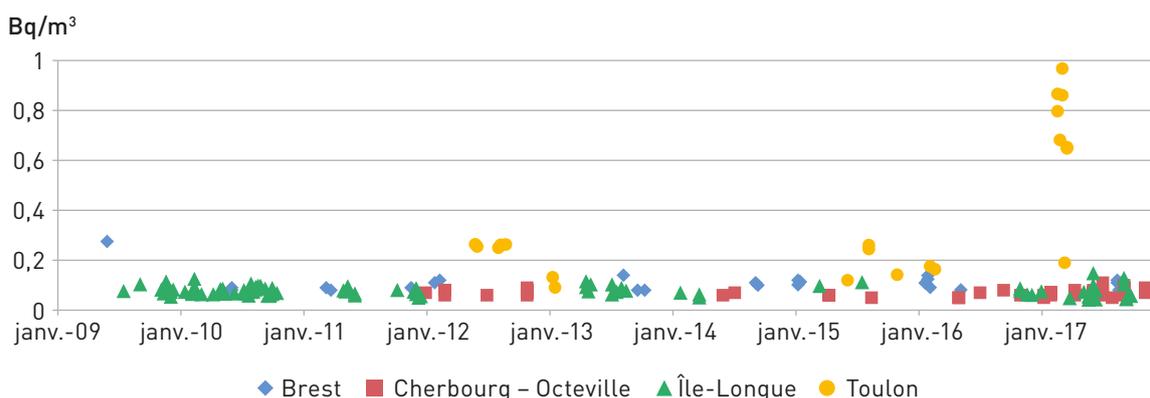
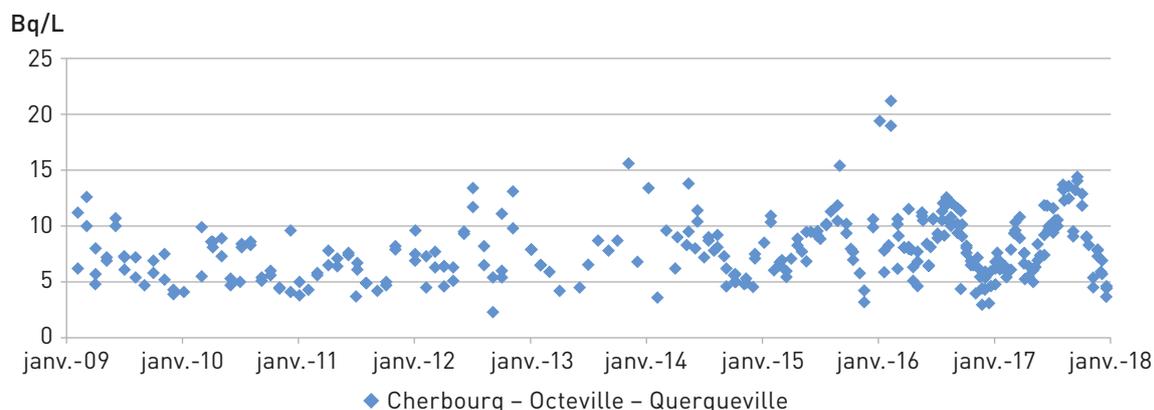


FIGURE 4 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM DANS L'EAU DE MER PRÉLEVÉE À PROXIMITÉ DU PORT MILITAIRE DE CHERBOURG ENTRE 2009 ET 2017 (Bq/L) – VALEURS SUPÉRIEURES AU SEUIL DE DÉCISION UNIQUEMENT



Sur les prélèvements d'eau de mer réalisés dans la rade de Brest par l'IRSN, la détection du tritium est très rare malgré les moyens performants utilisés (cf. figure 5). La valeur maximale observée, 3,2 Bq/L, se situe dans le bruit de fond radiologique du tritium.

Dans la rade de Toulon, 5 résultats supérieurs au seuil de décision ont été obtenus, pour 31 prélèvements analysés par l'IRSN, compris entre 0,18 et 11,1 Bq/L, en majorité très supérieurs au bruit de fond du tritium observé en milieu marin (cf. figure 5). L'origine de ce tritium n'est pas déterminée.

La plupart des mesures effectuées sur les autres composantes du milieu marin ne mettent pas en évidence une influence radiologique des installations de la Marine nationale. Les radionucléides mesurés proviennent soit de la rémanence des retombées anciennes (cf. chapitre 2), tel que le césium-137 dans les algues, les poissons ou les sédiments,

dont les valeurs fluctuent entre 0,2 et 1 Bq/kg sec et sont donc comprises dans la gamme du bruit de fond (de 0,02 à 2 Bq/kg sec), soit des rejets du site de La Hague en ce qui concerne l'environnement de Cherbourg.

L'influence du site de La Hague est notamment visible sur les mesures de cobalt-60 et d'iode-129. En effet sur la période 2015-2017, le cobalt-60 a été détecté à de nombreuses reprises dans les prélèvements du compartiment marin réalisés dans l'environnement de la base navale de Cherbourg, plus particulièrement dans les algues, les crustacés et les sédiments. De même, l'iode-129 est fréquemment détecté sur les prélèvements de faune aquatique et systématiquement sur les algues.

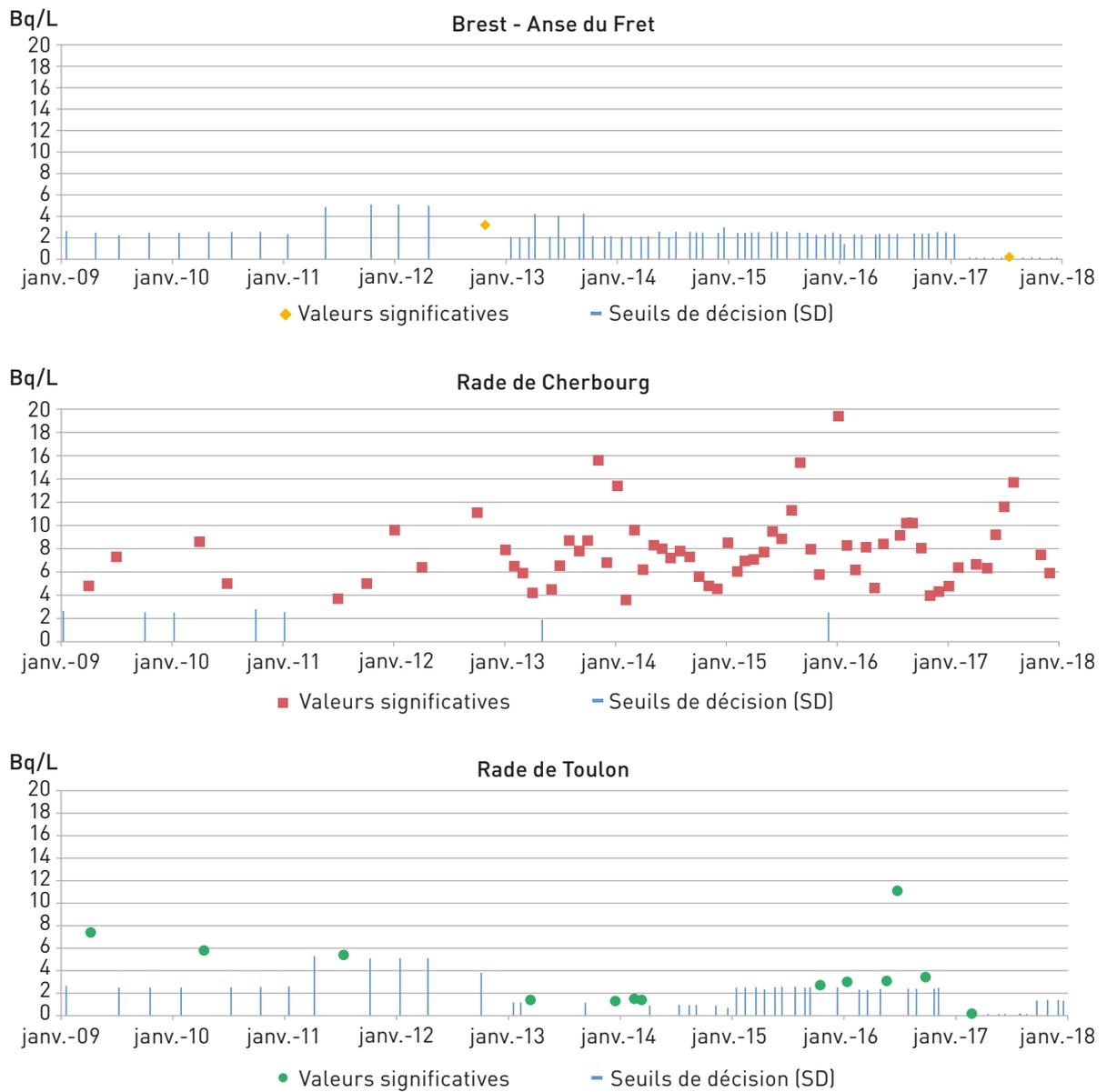
Ces données sont cohérentes avec celles observées sur l'ensemble de la côte normande de part et d'autre du site de La Hague (cf. chapitre 3.3, site de La Hague).

TABLEAU 2 / ACTIVITÉS EN COBALT-60 ET IODE-129 MESURÉES DANS LE COMPARTIMENT MARIN DANS ET À PROXIMITÉ DU PORT DE CHERBOURG

Période 2015-2017	Algue (fucus)	Faune aquatique (araignées de mer)	Sédiments
Cobalt-60	0,31 - 0,86 Bq/kg sec 9/14	0,06 - 0,19 Bq/kg frais 5/5	0,22-6,86 Bq/kg sec 43/150
Iode-129	14 - 46,7 Bq/kg sec 18/18	0,06 - 0,64 Bq/kg frais 7/13	- -

FIGURE 5 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DU TRITIUM TOTAL DANS L'EAU DE MER PRÉLEVÉE À PROXIMITÉ DES PORTS MILITAIRES DE LA MARINE NATIONALE ENTRE 2009 ET 2017 (Bq/L)

Données IRSN



Entre 2015 et 2017, les données acquises sur les isotopes du plutonium mesurés sur des sables et sédiments marins dans l'environnement du port militaire de Cherbourg permettent de calculer un rapport $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ supérieur à 0,2 (0,27 - 0,63) caractéristique d'un rejet industriel (cf. chapitre 2).

Enfin, les résultats associés aux prélèvements terrestres (lait de vache, herbe, légumes, fruits, feuilles d'arbres) réalisés à proximité des ports militaires de la Marine nationale, sont globalement inférieurs aux seuils de décision. Les seules valeurs mesurées dans l'environnement terrestre de ces sites relèvent soit de la radioactivité naturelle (^{40}K , ^7Be ...), soit de la rémanence des retombées de l'accident de Tchernobyl ou de celles des essais d'armes nucléaires, notamment en ce qui concerne le césium-137.

Sur les prélèvements de sol réalisés autour de la rade de Brest depuis 2015, le césium-137 a été systématiquement détecté sur les 16 échantillons prélevés avec des valeurs éparses dont certaines supérieures au bruit de fond (0,20 - 29,56 Bq/kg sec). Une action spécifique est en cours pour rechercher l'origine de ces singularités.

FIGURE 6 / MESURE PAR SPECTROMÉTRIE GAMMA, LASEM DE BREST



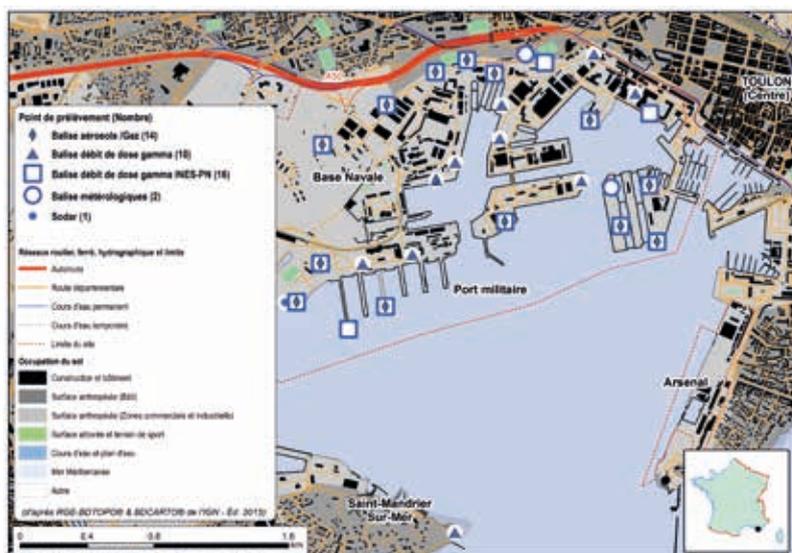
© Marine nationale

FOCUS
PROJET DE RÉNOVATION DU SYSTÈME DE SURVEILLANCE NUCLÉAIRE DE LA MARINE

Depuis 2015, la Marine nationale a entrepris la refonte de son système de surveillance de la radioactivité. La nouvelle version (2SNM V2) assure à la fois la surveillance régulière de l'environnement ainsi que le suivi et la prévision

des rejets en phase accidentelle. Ce système sera mis en service en 2018 sur la base militaire de Toulon, puis sur les sites de l'Île-Longue, de Brest et de Cherbourg d'ici fin 2019.

FIGURE A / LOCALISATION DES BALISES DE SURVEILLANCE DU 2SNM V2 SUR LA BASE NAVALE DE TOULON
 Carte Marine nationale



Balise gamma INES-PN



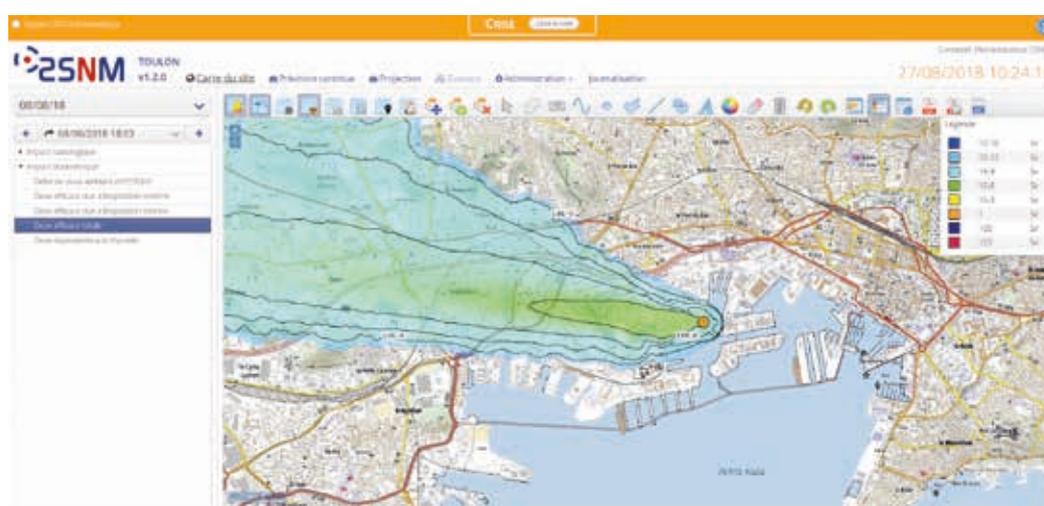
Balise de mesure des gaz et aérosols

Sur le site de Toulon, ce système est doté de 26 balises de débit de dose gamma ambiant dont 15 sont également équipées de panneaux solaires, résistantes aux séismes (INES-PN) et placées hors risque de submersion. La communication est assurée via une liaison filaire doublée d'une transmission hertzienne. À celles-ci sont associées 14 balises de mesure d'activité volumique des gaz et des aérosols. Deux balises météo, ainsi qu'un SODAR, complètent le réseau en apportant des informations indispensables à l'analyse des données.



Les données sont collectées par le système de centralisation permettant également la gestion et la supervision des alarmes radiologiques. Ces informations sont transmises au système d'information et d'aide à la décision (SIAD). En cas d'alarme, cette application permet, en prenant notamment en compte les reliefs et la météorologie, d'effectuer la modélisation du panache et de réaliser des calculs de dose, toutes les 15 minutes, ainsi qu'une projection de ceux-ci à différents pas de temps.

FIGURE B / SYSTÈME D'INFORMATION ET D'AIDE À LA DÉCISION (SIAD)



Paysage de l'ancienne mine à ciel ouvert envoyée au Jaladis



© L. Zylberman/Graphix-Images/IRSN



04

LES ANCIENS SITES MINIERS

4.1. INTRODUCTION	256
Généralités sur les sites miniers	257
4.2. INFLUENCE POTENTIELLE DES ANCIENS SITES MINIERS SUR LEUR ENVIRONNEMENT ET EXPOSITIONS DU PUBLIC ..	260
4.3. LA SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT AUTOUR DES ANCIENS SITES MINIERS	260
Aspects réglementaires	260
Description générale des dispositifs de surveillance	261
4.4. PRÉSENTATION DÉTAILLÉE DE 4 ANCIENS SITES MINIERS RETENUS POUR LE BILAN RADIOLOGIQUE	261
Le site de l'Écarpière	263
Le site du Bosc	273
Le site de La Commanderie	285
Le site de La Porte	293

04

LES ANCIENS SITES MINIERS

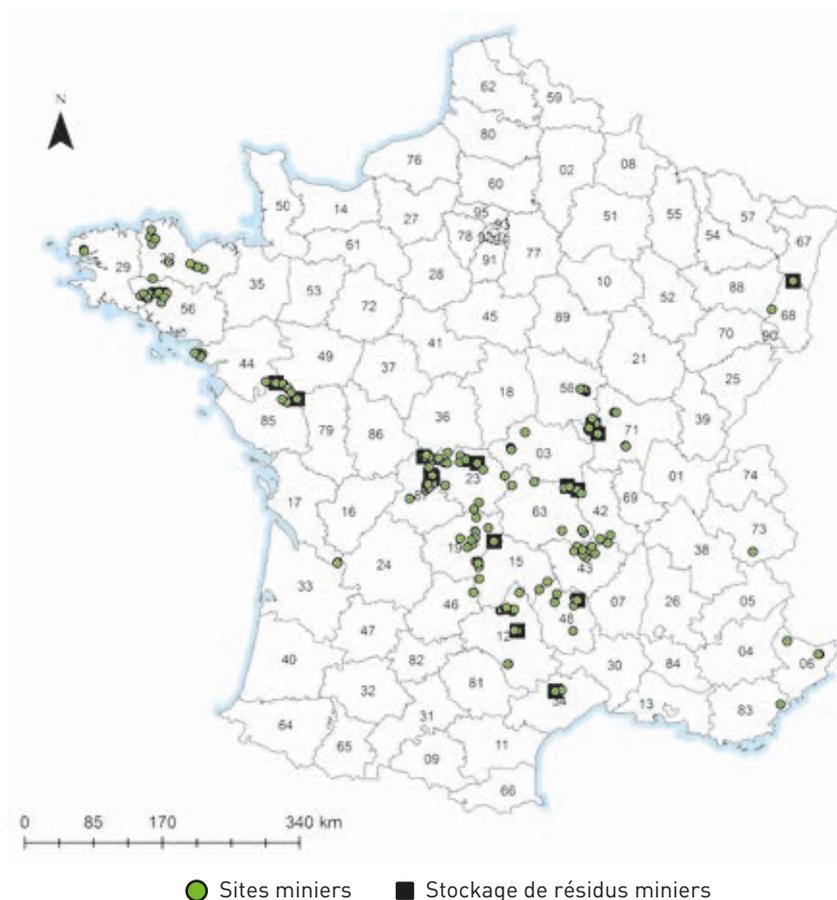
4.1. INTRODUCTION

Un recensement exhaustif de l'ensemble des anciens sites d'exploration, d'exploitation et de traitement de minerai d'uranium, a été entrepris par l'IRSN dans le cadre d'un programme intitulé MIMAUSA (Mémoire et impact des mines d'uranium : synthèse et archives) à la demande du ministère de l'Écologie. L'ensemble des données disponibles est accessible *via* une interface cartographique sur le site Internet de l'IRSN (<https://mimausabdd.irsln.fr/>).

À ce jour, la base MIMAUSA recense 250 sites miniers répartis sur 27 départements (cf. figure 1). Ces 250 sites sont très différents du point de vue de leur taille (de quelques ares à plusieurs hectares), des activités minières qui y ont été pratiquées (de simples travaux de reconnaissance à la présence d'une usine de traitement du minerai ou non, etc.) ou des quantités d'uranium produites par l'activité minière (20 kg à plus de 14 000 tonnes pour le site du Bosc dans l'Hérault, cf. figure 2). Les anciens sites miniers présentent donc aujourd'hui des caractéristiques et des enjeux très différents non seulement de par les travaux minières et les activités industrielles pratiquées sur les sites mais

FIGURE 1 / LOCALISATION DES ANCIENNES MINES D'URANIUM ET DES STOCKAGES DE RÉSIDUS DE TRAITEMENT DU MINÉRAI D'URANIUM EN FRANCE

D'après données MIMAUSA



aussi du fait du réaménagement effectué après leur fermeture, leur environnement et l'usage qui est fait de cet environnement.

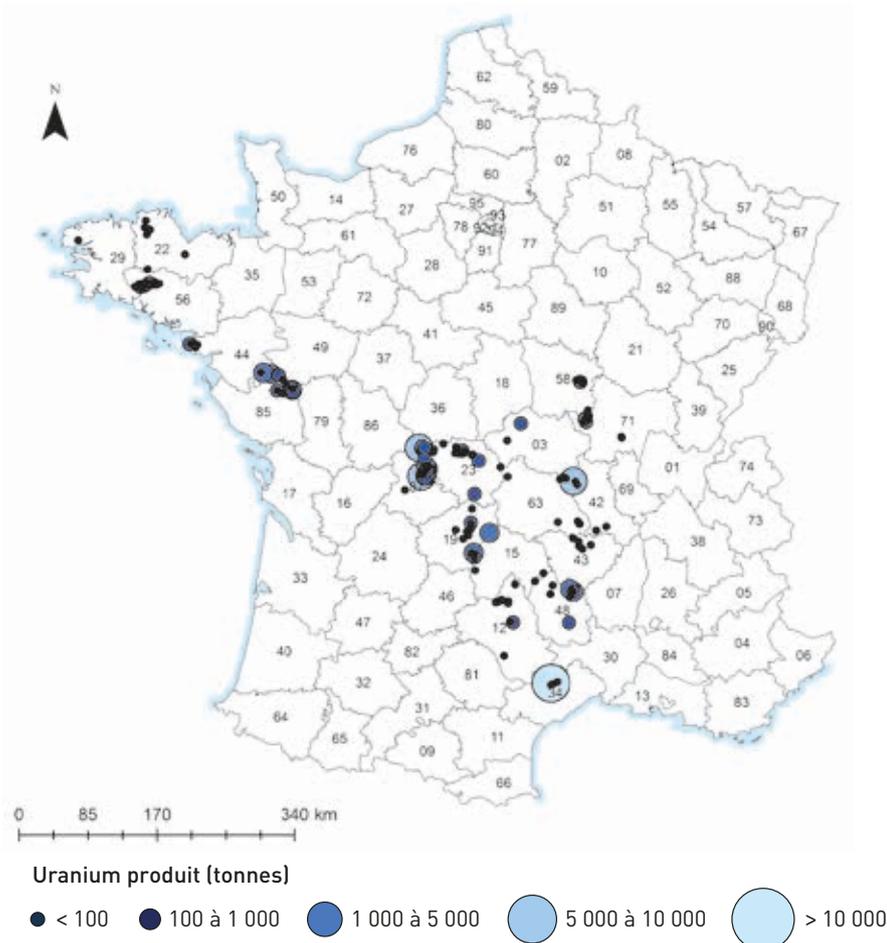
Ce chapitre du *Bilan radiologique* présente tout d'abord des généralités sur les anciens sites miniers d'uranium français. Il fournit des informations sur les types d'exploitation minières, les activités industrielles pratiquées sur les sites, les sous-produits générés et leur gestion ainsi que les différents types de réaménagement. Ensuite, le bilan présente les différentes influences potentielles que peut avoir un site minier sur son environnement ainsi que la surveillance qui permet de caractériser cette influence et les expositions potentielles de la population locale susceptible d'en résulter. Enfin, afin d'illustrer ces éléments généraux, quatre sites ont été sélectionnés pour une présentation détaillée.

Généralités sur les sites miniers

L'exploitation industrielle de l'uranium en France a débuté après la seconde guerre mondiale et a cessé en 2001 avec la fermeture de la dernière mine en exploitation sur le territoire national. Le CEA a réalisé les premières prospections et exploitations minières d'uranium. Celles-ci ont été poursuivies par sa filiale COGEMA (Compagnie générale des matières nucléaires) à partir de 1976 ainsi que par plusieurs petites sociétés privées. C'est progressivement que COGEMA, puis Areva et actuellement Orano assurent la responsabilité d'exploitant de la plupart des anciens sites miniers. Seuls quelques-uns, exploités par des sociétés ayant disparu sans avoir été au préalable rachetées, dépendent actuellement directement de l'État.

FIGURE 2 / RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE DE LA PRODUCTION FRANÇAISE D'URANIUM

D'après données MIMAUSA



Les anciennes mines sont principalement réparties sur des massifs granitiques tels que le Massif central ou le Massif armoricain. Ces formations sont naturellement riches en uranium avec localement des concentrations plus élevées. En effet, l'uranium est présent dans la nature dans de nombreux minéraux (comme par exemple la pechblende, la coffinite ou l'autunite). Une roche qui contient ces minéraux en proportion suffisamment intéressante pour justifier l'exploitation est alors qualifiée de minerai. Préalablement à l'exploitation, des travaux dits de reconnaissance par petits chantiers (TRPC) pouvaient être réalisés afin d'estimer la faisabilité d'une exploitation. Ils pouvaient être composés de tranchées ou de petites galeries reliées à la surface par un puits. En France, le minerai était ensuite extrait *via* deux méthodes d'exploitation :

- la mine à ciel ouvert (MCO) ;
- les travaux miniers souterrains (TMS).

Ainsi, l'exploitation des mines d'uranium et le traitement de minerais d'uranium ont conduit à générer deux types de sous-produits : les **stériles** et les **résidus de traitement**. En effet, l'accès au minerai nécessitait, dans un certain nombre de cas, d'excaver les roches présentant des teneurs en uranium trop faibles pour l'exploitation industrielle de la formation géologique. Ces roches sont appelées « stériles » (cf. tableau 1). On distingue classiquement deux types de stériles :

- **les stériles francs** qui correspondent aux roches encaissantes du gisement granitique ou sédimentaire qui ont été extraites afin d'accéder au gisement. Ces stériles ont des teneurs en uranium faibles, de l'ordre de quelques g/t ;

- **les stériles de sélectivité ou de coupure** qui correspondent aux matériaux du gisement dont la teneur en uranium a été jugée insuffisante, inférieure à un « seuil de coupure », pour être considérés comme un minerai marchand. La valeur du seuil de coupure a évolué dans le temps en fonction de l'évolution des prix de l'uranium et de l'évolution des techniques d'exploitation. Au début des années 1990, avec l'effondrement des cours, le seuil de coupure est ainsi passé de 100 à 400 g/t pour les mines à ciel ouvert et de 200 à 400 g/t pour les mines souterraines (coût plus élevé).

Au moment de l'exploitation minière, ces stériles ont été disposés en verses ou utilisés pour le réaménagement des sites miniers.

Une fois séparé des stériles, le minerai était broyé puis traité chimiquement de manière à en extraire l'uranium. Les opérations industrielles correspondantes étaient effectuées soit en usine (traitement par lixiviation dynamique), soit en tas sur des aires aménagées dans l'emprise minière (traitement par lixiviation statique). Il existait huit usines d'extraction du minerai réparties sur différents sites miniers et qui traitaient les minerais riches des mines voisines. Les minerais considérés comme pauvres étaient placés sur des aires étanches où ils étaient arrosés d'eau et d'acide sulfurique afin d'extraire l'uranium par solubilisation (traitement statique). À l'issue des étapes de traitement, deux produits étaient récupérés :

- l'uranium sous forme de concentré jaune appelé « yellow cake », utilisé dans la préparation de combustible pour les réacteurs nucléaires ;
- les résidus de traitement.

TABLEAU 1 / ORDRES DE GRANDEUR DES TENEURS EN URANIUM ET NIVEAUX DE RADIOACTIVITÉ CLASSIQUEMENT ASSOCIÉS AUX MATÉRIAUX ET RÉSIDUS PRÉSENTS SUR LES SITES MINIERES

	Teneur en uranium (g/t)	Activité en U-238 (Bq/kg)	Activité en Ra-226 (Bq/kg)
Moyenne des sols et roches en France*	Quelques g/t	Quelques dizaines	Quelques dizaines
Roche granitique**	Quelques dizaines de g/t	Quelques centaines	Quelques centaines
Stériles	Quelques dizaines à centaines de g/t	Quelques centaines à milliers	Quelques centaines à milliers
Résidus	Quelques dizaines à centaines de g/t	Quelques centaines à milliers	Quelques dizaines de milliers
Minerais	De l'ordre de mille g/t	Quelques dizaines de milliers	Quelques dizaines de milliers

* Moyenne des valeurs constatées pour des sols et des roches en France, quel que soit le contexte géologique concerné.

** Hors minerai.

Les résidus de traitement du minerai ont été stockés, au fur et à mesure de leur production, à proximité des activités de traitement du minerai dans des mines à ciel ouvert, des bassins ceinturés par des digues ou des thalwegs barrés par des digues. Ces digues sont constituées de stériles, résidus de traitement statique et/ou sables cyclonés issus du traitement dynamique.

Un peu plus de 48 millions de tonnes de minerais ont été extraites des mines françaises. À l'issue du traitement, environ 76 000 tonnes d'uranium ont été produites sur une cinquantaine d'années et 48 millions de tonnes de résidus de traitement du minerai ont été stockées dans 16 stockages répartis sur 15 anciens sites miniers et dans un stockage sur la commune de Gueugnon (qui accueillait une usine de traitement du minerai sans qu'il n'y ait d'exploitation minière) (cf. figure 2).

À la fin de l'exploitation minière, les travaux miniers ont fait l'objet d'une mise en sécurité pour prévenir les risques miniers (notamment ceux liés aux mouvements de terrain) et les sites ont été réaménagés de sorte à réduire leurs impacts sur l'homme et l'environnement et à assurer leur intégration paysagère (cf. figure 3). Les accès aux galeries ont été condamnés, les puits scellés et les travaux miniers souterrains ont été noyés et pour certains remblayés. Les mines à ciel ouvert non utilisées comme réceptacle pour les résidus de traitement ont été soit noyées, créant ainsi des plans d'eau artificiels, soit remblayées avec des stériles. Enfin, les terrains ont été reprofilés avec des stériles des verses afin d'atténuer les modifications topographiques engendrées par l'exploitation minière et limiter le ruissellement. À ce jour, les traces de l'activité minière passée

se réduisent visuellement à une modification plus ou moins marquée de la topographie (dépressions associées aux anciennes mines à ciel ouvert, buttes constituées par des dépôts de stériles miniers...). Les anciennes usines ont été démantelées et une couverture multicouche, constituée généralement de résidus de lixiviation statique, de stériles et de terre végétale, a été mise en place sur les stockages de résidus miniers. Cette couverture assure une protection physique et radiologique en limitant l'émission des rayonnements gamma et l'exhalation de radon à l'aplomb du stockage. Il est à noter qu'il existe un stockage de résidus pour lesquels la protection vis-à-vis des rayonnements gamma est assurée par une lame d'eau qui recouvre les résidus. Il s'agit du site des Bois Noirs Limouzat. Le stockage de La Commanderie est également sous une lame d'eau mais contrairement aux Bois Noirs Limouzat, il possède également une couverture multicouche solide.

Par ailleurs, les déchets d'exploitation et de démantèlement des usines ont été stockés avec les résidus. De plus, certains stockages peuvent recevoir périodiquement les boues des stations de traitement des eaux présentes sur quelques anciens sites miniers d'uranium sous couvert d'une autorisation préfectorale.

Une partie des terrains concernés par l'exploration et l'exploitation minière a été rétrocédée à des particuliers, des communes ou des entreprises, une autre partie demeurant propriété d'Orano. Ainsi, des terrains directement concernés par l'activité minière (notamment des zones de dépôts de stériles et des mines à ciel ouvert) ont ainsi été rendus à leurs usages initiaux ou affectés à de nouveaux usages comme des usages agricoles,

FIGURE 3 / MINE À CIEL OUVERT DU SITE DE BELLEZANE (Haute-Vienne) AVANT ET APRÈS RÉAMÉNAGEMENT Source : Orano



Mine à ciel ouvert de Bellezane en cours d'exploitation.



Mine à ciel ouvert de Bellezane réaménagée.

forestiers ou récréatifs (pêche, promenade...). La responsabilité d'Orano s'exerce tant que les sites n'ont pas fait l'objet d'une procédure de fermeture administrative régulière, qu'il soit ou non propriétaire des terrains.

4.2. INFLUENCE POTENTIELLE DES ANCIENS SITES MINIERES SUR LEUR ENVIRONNEMENT ET EXPOSITIONS DU PUBLIC

Autour d'un site minier le public peut être exposé :

- aux rayonnements gamma (exposition externe) produits par les différentes sources susceptibles d'être présentes sur un site minier (stériles, résidus). Ces rayonnements gamma peuvent avoir une influence sur le site lui-même ou dans son environnement immédiat entraînant une modification de la dose externe reçue par des personnes susceptibles de fréquenter ses abords ;
- au radon, isotope de la filiation radioactive de l'uranium-238, présent naturellement dans les massifs granitiques et donc dans les matériaux provenant de la mine (stériles, résidus) ;
- aux poussières mises en suspension à partir de matériaux radioactifs présents sur le site. Cependant les sites réaménagés ne sont théoriquement pas de nature à générer une émission significative de poussières compte tenu des réaménagements réalisés (présence de couverture végétale, etc.) et, en l'absence de modification (ex. travaux), la remise en suspension de poussières dans l'air, sur et autour d'un site minier, est généralement négligeable ;
- aux radionucléides présents dans la chaîne alimentaire ou l'eau de consommation. En effet, les écoulements d'eaux de mine ou le ruissellement des eaux de pluie sur le site minier peuvent influencer les teneurs en radionucléides naturels des cours d'eaux, lacs et étangs situés en aval du site, ainsi que celles des sédiments. Ainsi, les denrées sont principalement susceptibles d'être impactées *via* les usages d'irrigation ou d'abreuvement d'animaux d'élevage à partir d'eaux influencées par un site minier.

Par ailleurs, pour limiter les impacts sur la chaîne alimentaire et l'eau, les eaux issues de certains sites miniers et stockages de résidus peuvent faire l'objet d'un traitement avant leur rejet dans l'environnement. Ainsi, il existe actuellement quinze stations de traitement des eaux en fonctionnement. Les traitements peuvent concerner les paramètres radiologiques, en particulier la teneur en uranium et/ou l'activité en radium-226, mais également les paramètres physico-chimiques comme le pH ou dans certains cas, la teneur en métaux.

La réalisation d'évaluation d'impact sur la population permet de vérifier que l'influence des sites sur leur environnement reste limitée. Ainsi, les expositions sont appréciées selon la répartition de la population sur et autour du site et surtout de l'usage que la population fait de cet environnement : fréquentation de lieux situés à proximité immédiate du site ou sur le site, pêche récréative dans des cours d'eau ou dans des anciennes mines à ciel ouvert, utilisation de l'eau pour irriguer des cultures ou abreuver des animaux, etc.

Dans la mesure où les sites miniers se situent sur des territoires naturellement riches en uranium l'impact attribuable à un site donné est évalué par la différence entre les résultats de la surveillance autour de ce site et les mesures réalisées au niveau de stations de référence ou de points de référence hors influence du site.

4.3. LA SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT AUTOUR DES ANCIENS SITES MINIERES

La surveillance doit permettre d'une part d'apprécier l'impact radiologique des sites miniers sur les populations et l'environnement et d'autre part de vérifier l'efficacité des réaménagements. C'est pourquoi, la surveillance autour des anciens sites miniers porte sur l'uranium-238 et ses descendants et peut concerner les différents compartiments de l'environnement air, eaux de surface et/ou souterraines, sols, sédiments, denrées).

Aspects réglementaires

Les stockages de résidus sont des Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et sont soumis à une surveillance de l'environnement. Certains anciens sites miniers, qui sont toujours régis par la police des Mines, font également l'objet d'une surveillance de l'environnement par Orano. La surveillance peut être réglementaire et/ou relever d'une surveillance complémentaire à l'initiative de l'exploitant. Les modalités de surveillance réglementaire sont définies au cas par cas dans des arrêtés préfectoraux, généralement sur la base des prescriptions établies dans le règlement général des industries extractives (RGIE). On distingue :

- les arrêtés préfectoraux qui réglementent les rejets des sites et définissent la surveillance nécessaire à l'évaluation de leur impact sur l'environnement ;
- les arrêtés préfectoraux fixant des prescriptions applicables à certains milieux sous influence minière dès lors que ceux-ci sont utilisés dans le cadre d'un usage sensible : baignade, pêche, alimentation en eau potable.

En complément de la surveillance exercée par Orano, des contrôles sont effectués par les DREAL (Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement), notamment lors d'inspections avec prise d'échantillons pour analyse. Des campagnes de mesures ponctuelles sont également menées par plusieurs organismes. Elles peuvent faire suite à des questionnements de la part des populations, d'élus, d'associations locales ou nationales ou en réponse à la demande des autorités. L'IRSN peut intervenir en appui technique aux DREAL ou bien en réponse à toute demande des autorités. De plus, dans le cadre de sa mission propre de surveillance radiologique du territoire, l'IRSN effectue également une surveillance régulière de l'environnement local autour de quelques anciens sites miniers. Par ailleurs, l'IRSN réalise également des études de plus grande ampleur sur l'influence des anciens sites miniers d'uranium à l'échelle régionale. L'Institut a ainsi effectué, de 2011 à 2015, un constat radiologique pour caractériser l'influence des anciens sites miniers du bassin-versant de la Dordogne⁽¹⁾.

Description générale des dispositifs de surveillance

La surveillance radiologique effectuée autour de certains anciens sites miniers a pour objectif de caractériser son impact radiologique sur l'environnement, notamment de quantifier les possibles modifications par rapport au bruit de fond naturel local, et d'estimer les expositions potentielles de la population qui en résultent :

- la surveillance de la qualité de l'air : elle consiste en un suivi des énergies alpha potentielle (EAP) dues aux descendants à vie courte du radon-222 et du radon-220 (cf. chapitre 1, p. 12) ainsi que de l'activité volumique des émetteurs alpha à vie longue contenus dans les poussières ;
- la surveillance du débit de dose : se fait au moyen de balises positionnées de manière permanente sur le site, dans son environnement proche ainsi que dans les zones habitées alentour (cf. chapitre 1, pp. 9-10 et chapitre 2, pp. 50-52) ;
- la surveillance des eaux de surfaces : il s'agit essentiellement de mesures d'uranium et de radium-226 réalisées dans les eaux et les sédiments du système hydrographique autour des sites ;
- la surveillance de la chaîne alimentaire : cette surveillance concerne diverses denrées alimentaires (légumes, fruits, lait, poissons...) susceptibles d'être impactées par le site *via* l'irrigation ou l'abreuvement d'animaux. À partir de ces mesures, Orano effectue des évaluations des doses qui seraient reçues par des personnes du public qui les consommeraient.

4.4. PRÉSENTATION DÉTAILLÉE DE 4 ANCIENS SITES MINIERES RETENUS POUR LE BILAN RADIOLOGIQUE

Compte tenu du grand nombre de sites, le choix a été fait de présenter la surveillance réalisée uniquement autour de quatre anciens sites miniers : l'Écarpière, La Commanderie, Le Bosc et La Porte (cf. figure 4). Ces sites ont été sélectionnés selon différents critères. Le premier critère

1. IRSN, 2016, *Constat radiologique minier du bassin-versant de la Dordogne sur la base d'une démarche pluraliste menée avec les acteurs du territoire.*

est l'existence d'une obligation de surveillance réglementaire qui permet de disposer d'un jeu de mesures sur plusieurs années, à l'instar des autres installations présentées dans ce rapport. Une trentaine de sites sont concernés par une telle obligation de surveillance réglementaire, parmi lesquels figurent des sites comportant un stockage de résidus miniers. De plus, pour ces derniers, le choix a été fait de présenter en priorité les sites pour lesquels une surveillance réglementaire de la chaîne alimentaire est réalisée. Ainsi, les sites de l'Écarpière et du Bosc ont été choisis car, en plus des critères préalablement énoncés, ces sites ont accueilli une activité minière conséquente, une usine de traitement du minerai et possèdent tous les deux une station de traitement des eaux en fonctionnement. De plus, ces deux sites permettent d'illustrer deux contextes géologiques différents : granitique pour l'Écarpière et

sédimentaire pour Le Bosc. Le choix du site de La Commanderie s'explique par le fait qu'il s'agit d'un site qui possède un stockage de résidus miniers mais qui n'a pas accueilli d'usine (uniquement un traitement statique du minerai) : ce site a été choisi car il permet d'illustrer l'usage d'une eau de mine pour l'irrigation de culture. Par ailleurs, afin d'illustrer la variabilité des types de site, il a également été décidé de retenir le site de La Porte, qui n'est pas un stockage de résidus mais une ancienne mine à ciel ouvert ennoyée.

Il est important de noter que ces sites illustrent des situations qui leur sont propres (notamment au niveau des usages) et ne sauraient, à ce titre, être représentatifs de l'ensemble des situations existantes en France.

FIGURE 4 / LOCALISATION DES SITES DE L'ÉCARPIÈRE, LA COMMANDERIE, LA PORTE ET LE BOSC



Le site de l'Écarpière

Le site de l'Écarpière se trouve sur les communes de Gétigné (Loire-Atlantique) et Saint-Crespin-sur-Moine (Maine-et-Loire), le long de la rivière la Moine. Couvrant une surface de 240 ha, ce site a été exploité entre 1952 et 1990 par des travaux miniers souterrains (TMS) et quatre mines à ciel ouvert (MCO) qui ont permis la production de 4 109 tonnes d'uranium (cf. tableau 1). Une usine de traitement du minerai, qui a traité la majorité du minerai de la région, a également fonctionné entre 1956 et 1991 (cf. tableau 1). Cette dernière a été démantelée et l'ensemble du site réaménagé (cf. figure 1). Actuellement, le site accueille un stockage de résidus contenant des résidus de traitement dynamique et statique du minerai d'uranium (cf. tableau 1), une station de traitement des eaux et les bureaux de l'exploitant. Une partie du site a été valorisée avec l'installation d'un parc photovoltaïque.

Plan de surveillance

Le site de l'Écarpière est soumis à une surveillance réglementaire prescrite par arrêté préfectoral. Le plan de surveillance d'Orano est présenté ci-dessous (cf. tableau 2 et figure 2), il permet d'assurer un suivi :

- des eaux du site (provenant de la zone des anciens travaux miniers : eaux de ruissellement, eaux des travaux miniers, eaux de drainage du stockage de résidus) ;
- du rayonnement gamma sur et autour du site ;
- de la qualité de l'air sur et autour du site (radon et poussière) ;
- du milieu aquatique autour du site (rivière la Moine) ;
- de la chaîne alimentaire autour du site ;
- des eaux souterraines.

Il est complété par une surveillance régulière de l'IRSN en aval du site et des analyses ponctuelles, notamment dans le cadre de contrôles inopinés ou du programme MIMAUSA.

TABLEAU 1 / TONNAGE DES DIFFÉRENTS PRODUITS ISSUS DE LA MINE DE L'ÉCARPIÈRE ET DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT

Uranium extrait par l'exploitation minière de l'Écarpière (tonnes)	Tonnage de minerai traité à l'usine de l'Écarpière (tonnes)	Uranium produit dans l'usine (tonnes)	Uranium produit traitement statique (tonnes)	Résidus de traitement dynamique (millions de tonnes)	Résidus de traitement statique (millions de tonnes)
4 109 <i>soit 5,1 % de la production française</i>	9 292 000	14 761 <i>soit 18,3 % de la production française</i>	1 266	7,575 <i>soit 24,7 % des résidus de traitement dynamique produits en France</i>	3,775 <i>soit 21 % des résidus de traitement statique produits en France</i>

FIGURE 1 / LE SITE DE L'ÉCARPIÈRE AVANT ET APRÈS RÉAMÉNAGEMENT Source : Orano



Le site de l'Écarpière pendant l'exploitation (1989)



Écarpière réaménagée

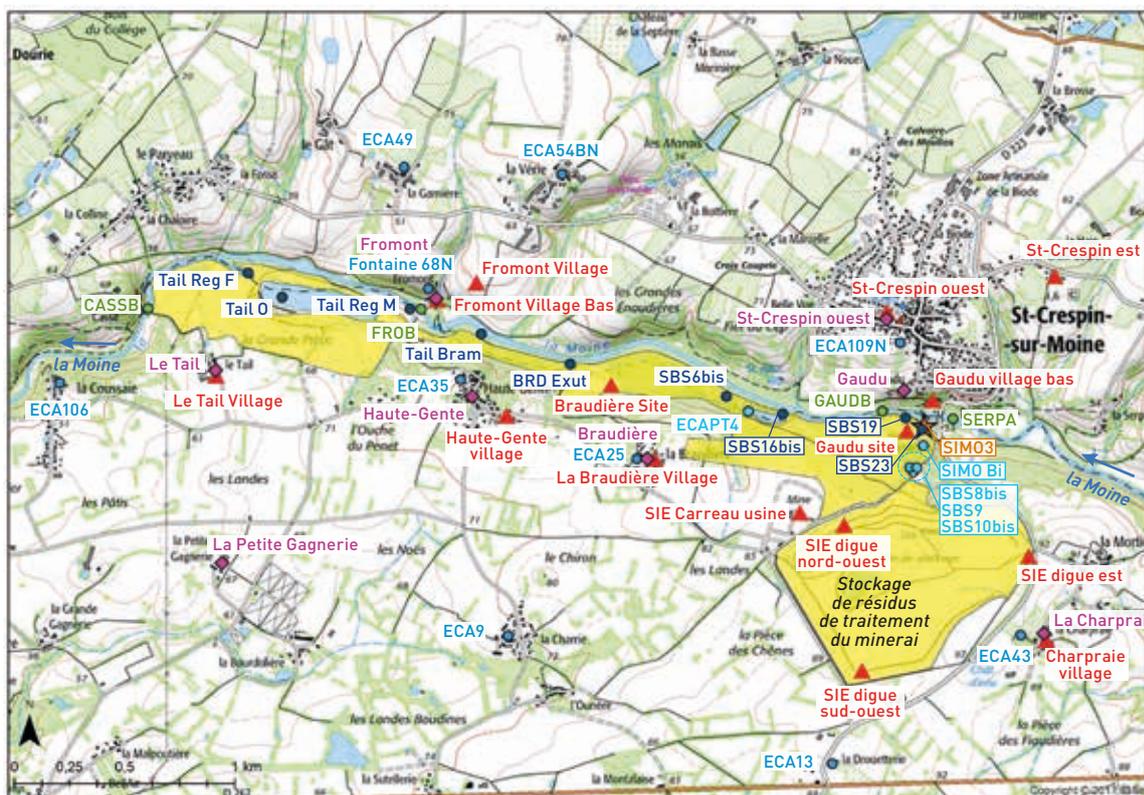
TABLEAU 2 / MESURES RÉALISÉES SUR ET AUTOUR DU SITE DE L'ÉCARPIÈRE

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Orano	IRSN	DREAL et ASN
Eaux du site	<p>Surveillance réglementaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> 15 points de prélèvements au rejet (point SIMO3) : mesure hebdomadaire de l'uranium, du ²²⁶Ra, du débit, du pH, des MES, de la DCO, du baryum et du fer autres points : mesures mensuelles 		<p>Contrôles inopinés (2009 et 2010) :</p> <ul style="list-style-type: none"> 3 points (aux points de surveillance réglementaire : SIMO3, SBS10bis et TAILO) mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra et des paramètres physico-chimiques
Rayonnement gamma	<p>Surveillance réglementaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> 19 stations de mesure : 4 dans le milieu naturel, 9 au niveau des villages environnants et 6 sur le site 		
Air (radon-222 et radon-220)	<p>Surveillance réglementaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> 19 stations de mesure : 4 dans le milieu naturel, 9 au niveau des villages environnants et 6 sur le site mesures mensuelles de l'EAP ²²²Rn, de l'EAP ²²⁰Rn et des poussières 		
Milieu aquatique continental	<p>Surveillance réglementaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> 4 points de mesures dans la Moine eaux : mesures semestrielles (dans les faits mesures réalisées mensuellement) de l'uranium (soluble), du ²²⁶Ra (soluble et insoluble), du débit, du pH, des MES et du fer sédiments : mesures annuelles de l'²³⁸U, du ²²⁶Ra, et du ²¹⁰Pb végétaux aquatiques : mesures annuelles de l'²³⁸U, du ²²⁶Ra, et du ²¹⁰Pb 	<p>Surveillance de l'environnement depuis 2009 :</p> <ul style="list-style-type: none"> 1 point de mesure de l'eau de la Moine en aval total du site mesures trimestrielles de l'uranium, du ²²⁶Ra, de la radioactivité alpha globale, de la radioactivité bêta globale, de l'²³⁵U et de l'²³⁴U... <p>Programme MIMAUSA en 2013 :</p> <ul style="list-style-type: none"> eaux : 4 points (au niveau du point SERPA, dans la Moine au droit du rejet, proche du point de surveillance FROB et en aval total du site), mesures ponctuelles de l'uranium et du ²²⁶Ra sédiments : 1 point (aval total site proche du point de surveillance CASS B), mesures ponctuelles des radionucléides de la chaîne de l'uranium-238 	<p>Contrôles inopinés (2009 et 2010) :</p> <ul style="list-style-type: none"> 3 points (eaux et sédiments) au niveau des points de surveillance réglementaire : SERPA, GAUDB et CASSB et un point dans la Moine au droit du rejet (eau uniquement) eaux : mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra et des paramètres physico-chimiques sédiments : mesures ponctuelles de l'²³⁸U, du ²²⁶Ra et du ²¹⁰Pb
Milieu terrestre (chaîne alimentaire)	<p>Surveillance réglementaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> mesures annuelles de l'²³⁸U, du ²²⁶Ra, du ²³⁰Th, du ²¹⁰Pb et du ²¹⁰Po autour du site 		
Eaux souterraines	<p>Surveillance réglementaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> 9 puits autour du site Mesures semestrielles de l'uranium et du ²²⁶Ra 		

MES : matière en suspension.

DCO : demande chimique en oxygène.

FIGURE 2 / CARTE DE LOCALISATION DES PRÉLÈVEMENTS LIÉS À LA SURVEILLANCE RÉGLEMENTAIRE DU SITE DE L'ÉCARPIÈRE
 Emprise minière : Source Orano



- ▲ **Gaudu SITE** Contrôle de l'air et du débit de dose (dosimètre + dosimètres thermoluminescents)
- ◆ **Gaudu** Contrôle de la chaîne alimentaire
- ★ **SIM03** Point de rejet physique de la station de traitement des eaux (SIM03)
- **ECA9** Prélèvement d'eau : puits fermiers
- **SBS19** Prélèvement d'eau de site non traitée
- **SBS9** Prélèvement d'eau de site traitée
- **SERPA** Prélèvements : eau de surface, sédiments et végétaux aquatiques
- Emprise de l'exploitation minière passée

Influence du site de l'Écarpière sur son environnement

Rayonnement gamma et qualité de l'air

Pour la période 2015-2016, le débit de dose varie entre 120 et 303 nGy/h en moyenne pour les stations de mesure localisées sur le site et de 93 à 260 nGy/h en moyenne pour celles localisées dans les villages autour du site (cf. figure 3). Ces valeurs sont cohérentes avec les valeurs généralement observées sur les anciens sites miniers et dans leur environnement.

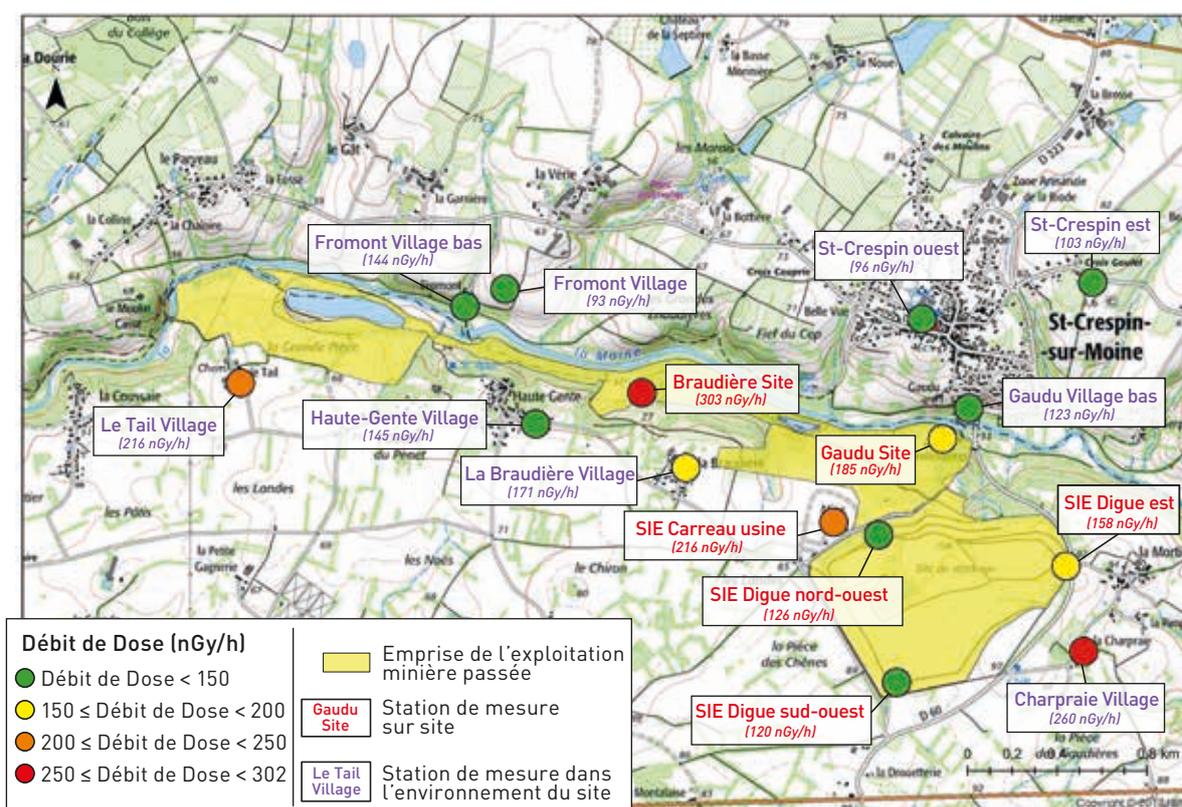
Les différentes valeurs mesurées sur le site s'expliquent par la nature des sols au niveau des stations de mesures :

- les moyennes les plus basses se situent au niveau des stations positionnées sur le stockage de résidus : le rayonnement gamma provenant des résidus miniers est atténué par la couverture présente au-dessus de ces derniers ;

- les valeurs intermédiaires se trouvent au niveau des anciennes zones industrielles réaménagées (carreau minier, usine...);
- la moyenne la plus élevée est relevée au niveau de la station de la Braudière Site située à l'aplomb d'une ancienne mine à ciel ouvert comblée en partie avec des stériles miniers.

Pour les villages environnants, la moyenne la plus élevée est relevée au niveau du village de la Charpraie situé à 200 m environ du stockage (cf. figure 3). En raison de la distance, ce débit de dose ne peut pas résulter du rayonnement émis par le site (cf. chapitre 1). Ce débit de dose élevé par rapport aux autres villages s'explique plus vraisemblablement par une variation locale du débit de dose au niveau de la station de mesure. Plus généralement, une différence de débit de dose moyen est observée entre les villages situés sur la rive gauche de la Moine (côté site minier) et ceux situés sur la rive droite. L'explication est une variation de la géologie entre ces deux rives, la formation géologique présente sur la rive gauche étant plus riche en uranium.

FIGURE 3 / MOYENNE 2015-2016 DES DÉBITS DE DOSE MESURÉS PAR ORANO SUR ET AUTOUR DU SITE DE L'ÉCARPIÈRE (nGy/h)
Emprise minière : Source Orano



Les mesures de l'EAP du ^{222}Rn sur et autour du site pour 2015-2016 illustrent l'influence de la topographie sur la mesure de cette grandeur indépendamment de la localisation de la station de mesure sur site ou hors site (cf. figure 4). Ainsi les moyennes les plus élevées se retrouvent au niveau des stations localisées en fond de vallée, situation peu favorable à la dispersion du radon dans l'air. À l'opposé, les moyennes les plus basses correspondent aux stations localisées en position sommitale, plus favorable à la dispersion du radon. Ainsi, la mesure de l'EAP du ^{222}Rn hors site s'explique plus par la situation d'exposition aux vents de la station que par la géologie contrairement au débit de dose.

Les eaux de surface

Actuellement, une partie des eaux issues du site est collectée à la station de traitement des eaux présente sur le site de l'Écarpière afin de réduire leur activité en radium-226 et leur concentration en uranium et en fer, et de neutraliser le pH. Le traitement consiste tout d'abord en une précipitation du fer et un piégeage de l'uranium par les hydroxydes et oxyhydroxydes de fer préalablement formés. Puis un traitement par précipitation et

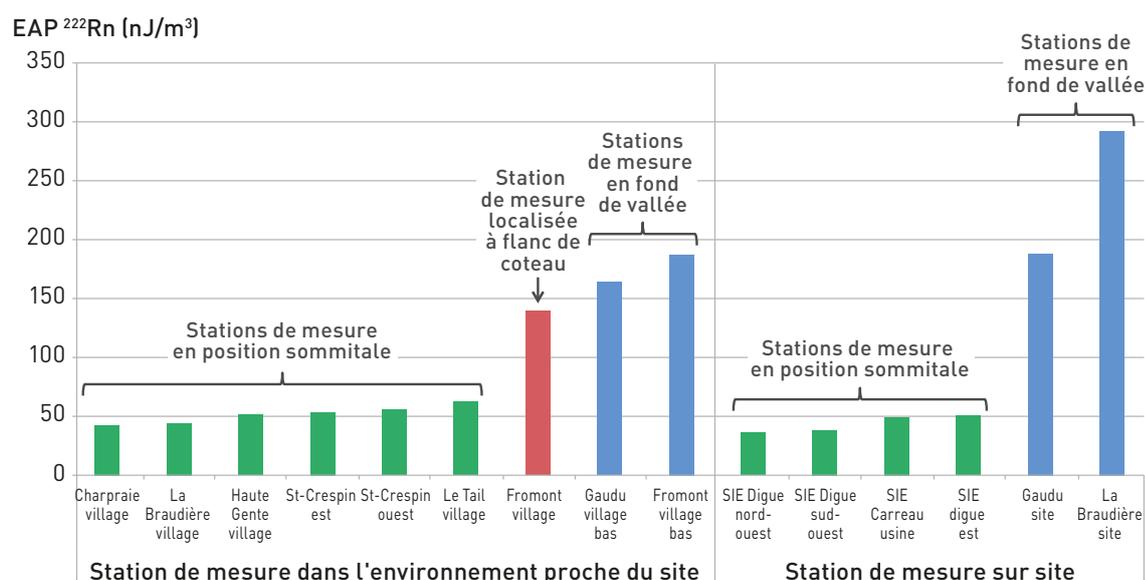
coagulation – floculation – décantation est réalisé afin de diminuer l'activité en radium-226. Les réactifs utilisés sont le lait de chaux, le chlorure de baryum et un floculant organique anionique.

Les eaux traitées sont les eaux d'essorage du stockage de résidus qui représentent moins de 5 % du volume total traité (points SBS8bis, SBS9, SBS10bis) ainsi que les eaux d'exhaure des travaux miniers souterrains (point ECA PT4) (cf. figure 2). Les eaux de ruissellement de la zone minière, les eaux d'exhaure de la zone des anciens travaux miniers et celles issues du stockage ne font pas l'objet, quant à elles, d'un traitement mais sont suivies dans le cadre de la surveillance.

Le rejet des eaux du site de l'Écarpière, après traitement, s'effectue au point SIM03 dans la rivière la Moine (cf. figure 2). Les normes de rejet, fixées par arrêté préfectoral, sont les suivantes :

- le pH doit être compris entre 5,5 et 8,8 ;
- l'uranium, le radium-226 et le fer doivent respectivement être inférieurs à 1800 $\mu\text{g/L}$ (sous forme soluble), 370 mBq/L (sous forme soluble) et 5 mg/L, en moyenne mensuelle sur des échantillons constitués hebdomadairement.

FIGURE 4 / MOYENNE 2015-2016 DES EAP ^{222}Rn MESURÉES PAR ORANO DANS LE CADRE DE LA SURVEILLANCE SUR ET AUTOUR DU SITE DE L'ÉCARPIÈRE (nJ/m^3)



Les chroniques de mesures montrent que le traitement des eaux permet d'abaisser la concentration en uranium et l'activité en radium-226 dans les eaux traitées et de respecter les valeurs de rejet (cf. figures 6 et 7). De plus, la concentration en uranium dans les rejets diminue depuis 2006 (cf. figures 6 et 7) alors que l'activité en radium-226 dans ce même rejet a augmenté depuis 2015. Cette augmentation résulte d'une diminution de la quantité de réactif utilisé par Orano pour le traitement de l'eau dans l'objectif d'optimiser la consommation des réactifs et de réduire l'impact chimique du baryum sur l'environnement tout en respectant la valeur réglementaire (source Orano).

Les mesures montrent également que le rejet a peu d'influence sur la concentration en uranium et sur l'activité en radium-226 dans les eaux de la Moine, en aval proche du point de rejet (point GAUD B - cf. figures 5 à 7). En effet les moyennes, pour la période 2006-2016, de ces deux paramètres sont du même ordre de grandeur au point GAUD B ($U = 2,7 \mu\text{g/L}$ et $^{226}\text{Ra} = 29,1 \text{ mBq/L}$) qu'en amont du site au point SERP A ($U = 1,6 \mu\text{g/L}$ et $^{226}\text{Ra} = 27,4 \text{ mBq/L}$).

Pour ce qui concerne les eaux rejetées sans traitement, la surveillance des eaux de ruissellement sur la zone minière et le stockage réalisé entre 2006 et 2016 (points Tail RegF, Tail RegM, Tail Bram, BRD EXUT, SBS 6bis, SBS 19 et SBS 23) indique que les concentrations moyennes en uranium de ces eaux sont comprises entre $13,6 \mu\text{g/L}$ (point SBS6Bis) et $867,5 \mu\text{g/L}$ (point Tail RegF) et que l'activité moyenne en radium-226 est comprise entre $46,3 \text{ mBq/L}$ (point Tail RegM) et $191,3 \text{ mBq/L}$ (point Tail Bram). Ces valeurs, en particulier au niveau des points Tail Bram et Tail RegF, sont pour certaines nettement supérieures à celles mesurées au point SERP A (amont du site). Il est à noter que les écoulements des eaux de ruissellement sont discontinus.

Les mesures réalisées dans la Moine révèlent une activité moyenne en radium-226 du même ordre de grandeur en aval total du site (point de mesure CASS B) qu'en amont et une concentration moyenne en uranium environ 3 fois plus élevée ($U = 5,8 \mu\text{g/L}$).

FIGURE 5 / MOYENNE DES MESURES EN URANIUM ET EN RADIUM-226 RÉALISÉES ENTRE 2006 ET 2017 DANS LA MOINE (intitulés en violet) ET DANS LES EAUX DU SITE NON TRAITÉES (intitulés en rouge)

Emprise minière : source Orano

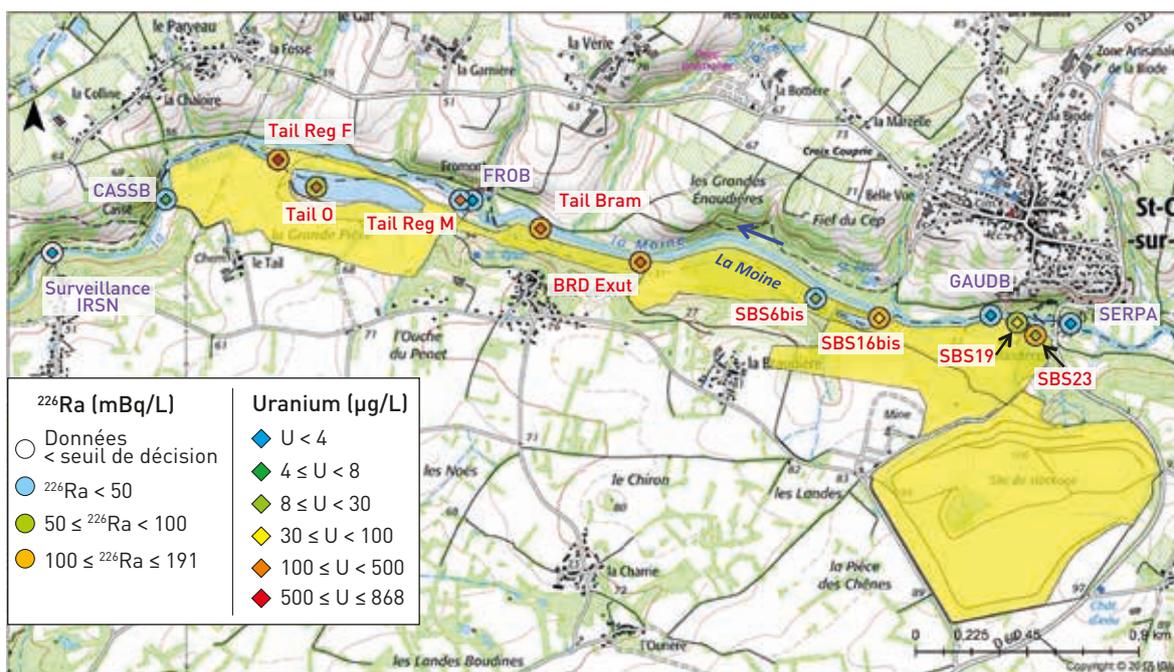


FIGURE 6 / CONCENTRATION EN URANIUM DANS LES EAUX DU SITE AVANT TRAITEMENT, AU POINT DE REJET APRÈS TRAITEMENT ET DANS LA MOINE (µg/L)

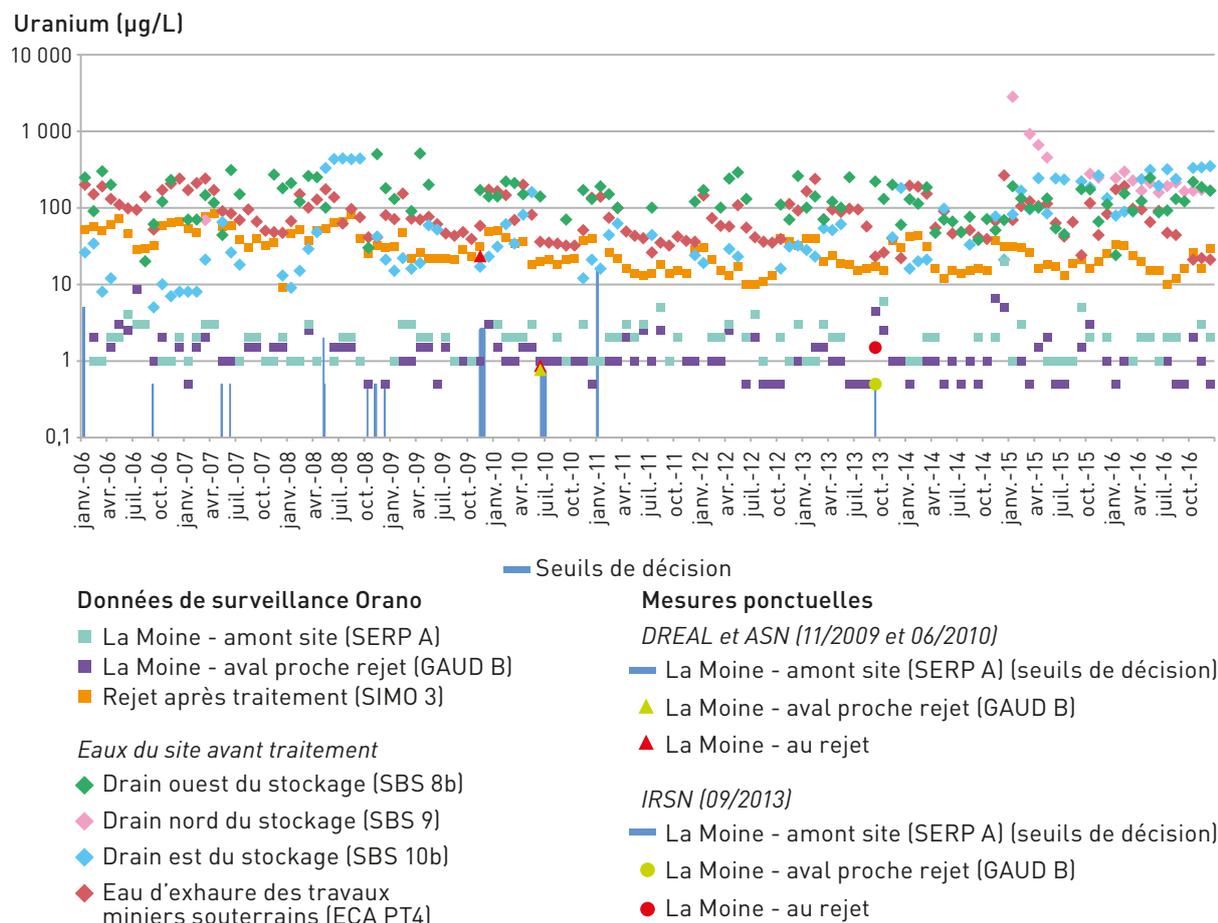
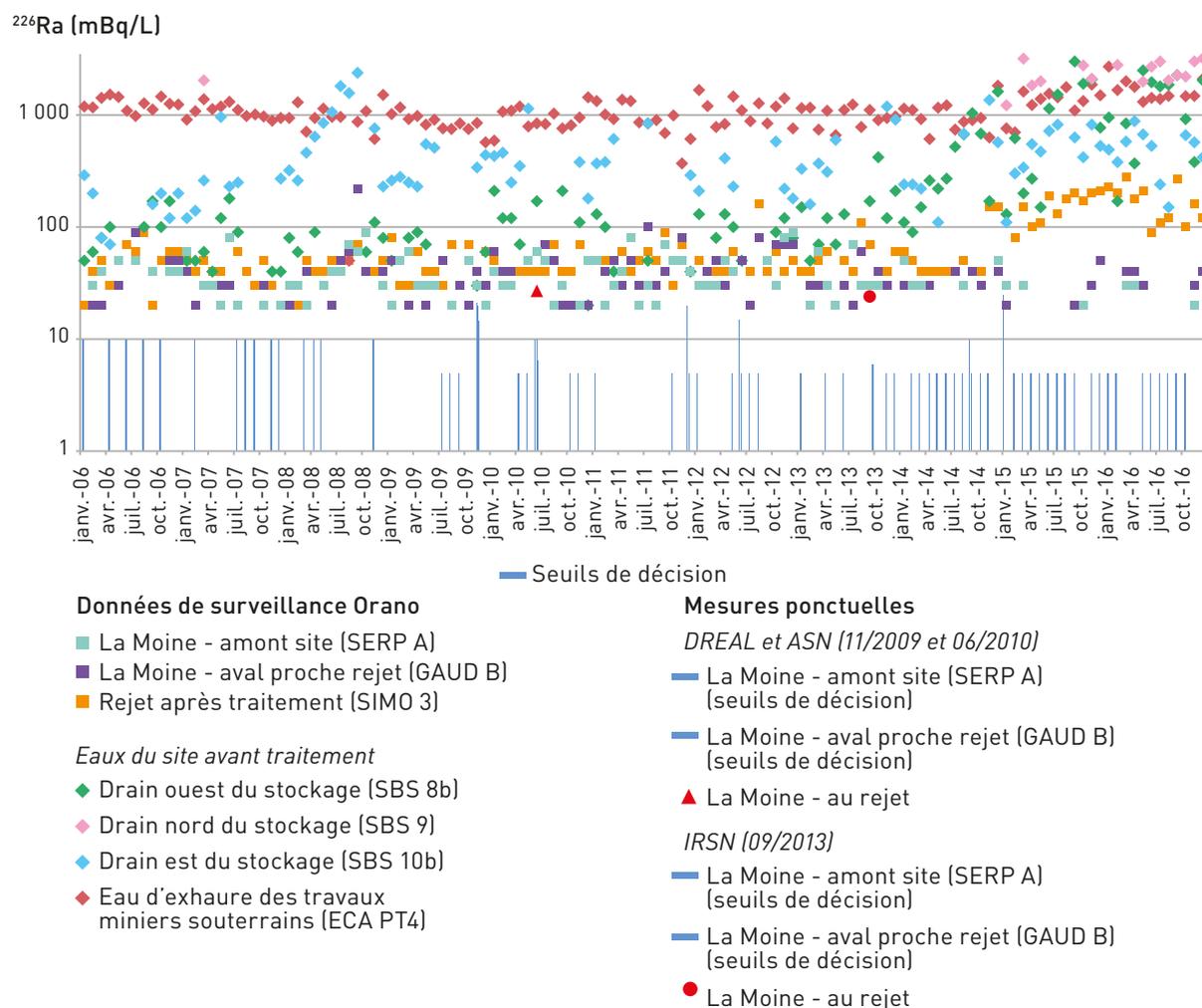


FIGURE 7 / ACTIVITÉ EN RADIUM-226 DANS LES EAUX DU SITE AVANT TRAITEMENT, AU POINT DE REJET APRÈS TRAITEMENT ET DANS LA MOINE (mBq/L)



Les sédiments

Les résultats de la surveillance des sédiments de la Moine, entre 2006 et 2016, indiquent que les activités moyennes en uranium-238 et en radium-226 sont plus élevées aux points GAUD B et CASS B (cf. tableau 3) en comparaison de celles de l'amont (SERP A). Les résultats des mesures ponctuelles réalisées par l'ASN aux mêmes points de prélèvement confirment également cette tendance.

TABLEAU 3 / ACTIVITÉS MASSIQUES EN URANIUM-238 ET EN RADIUM-226 DANS LES SÉDIMENTS PRÉLEVÉS DANS LA MOINE, ENTRE 2006 ET 2016 (Bq/kg sec)

Nom des points de prélèvement	Surveillance Orano (2006-2016)		Contrôles DREAL et ASN (2009 et 2010)		IRSN contrôle de second niveau MIMAUSA (2013)	
	²³⁸ U (Bq/kg sec)	²²⁶ Ra (Bq/kg sec)	²³⁸ U (Bq/kg sec)	²²⁶ Ra (Bq/kg sec)	²³⁸ U (Bq/kg sec)	²²⁶ Ra (Bq/kg sec)
SERP A	moyenne : 91,8 [min : < 50 ; max : 150]	moyenne : 82,7 [min : 40 ; max : 130]	2009 81 2010 119	< 69 138		
GAUD B	moyenne : 247,9 [min : < 50 ; max : 654]	moyenne : 251,8 [min : 90 ; max : 560]	2009 463 2010 170	964 300		
FRO B	moyenne : 78,0 [min : < 30 ; max : 148]	moyenne : 81,8 [min : 50 ; max : 130]				
CASS B	moyenne : 259,5 [min : < 65 ; max : 1 500]	moyenne : 175,5 [min : 50 ; max : 470]	2009 / 2010 1 100	/ 86		
Aval site					160	100

La chaîne alimentaire

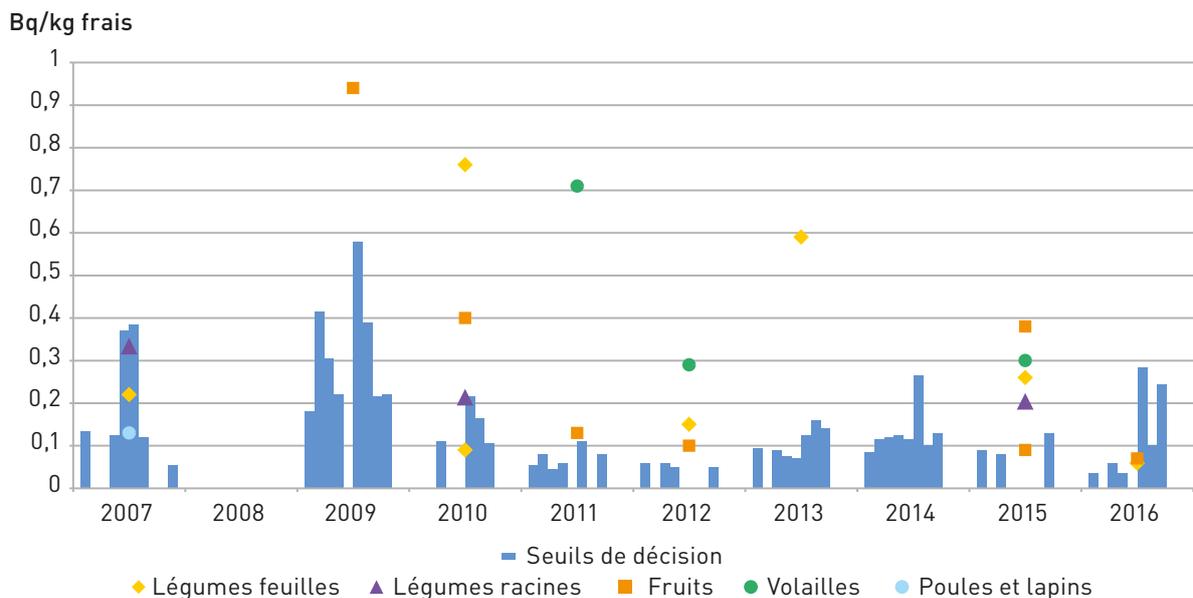
La figure 8 présente les activités en radium-226 mesurées dans certaines denrées prélevées autour du site. Depuis 2009, les mesures sont faites sur des mélanges de denrées de même catégorie issues de plusieurs villages localisés en rive droite de la Moine (Saint-Crespin-sur-Moine, Fromont, Gaudu) et en rive gauche de la Moine (Braudière, Haute-Gente et Charpraie). Les activités en radium-226 sont comprises entre :

- 0,037 (seuil de décision) et 0,76 Bq/kg frais pour les légumes feuilles ;
- 0,035 (seuil de décision) et 0,33 Bq/kg frais pour les légumes racinaires ;

- 0,070 (seuil de décision) et 0,94 Bq/kg frais pour les fruits ;
- 0,050 (seuil de décision) et 0,71 Bq/kg frais pour les volailles ;
- 0,055 (seuil de décision) et 0,13 Bq/kg frais pour un mélange de poule et de lapin.

Ces valeurs se situent dans les gammes observées en France dans les zones à Haut niveau de radioactivité naturelle (HNRN, cf. chapitre 2 figure 10), voire dans des zones moins riches en uranium naturel.

FIGURE 8 / ACTIVITÉS EN RADIUM-226 DE DIVERSES DENRÉES PRÉLEVÉES AUTOUR DU SITE DE L'ÉCARPIÈRE (Bq/kg frais)



Le site du Bosc

Le site du Bosc est localisé dans le département de l'Hérault sur les communes de Soumont et Le Bosc situées à quelques kilomètres au sud-est de Lodève. La rivière la Lergue s'écoule à l'ouest du site et a pour affluent plusieurs ruisseaux qui drainent en partie le site du Bosc (cf. figure 2). La région de Lodève est caractérisée par un climat méditerranéen avec un régime de pluie de type cévenol (événements pluvieux très intenses pouvant s'étendre sur deux à trois jours). Ce régime particulier de pluie peut conduire à un lessivage intense des terrains sur une courte période.

Ce site, d'une surface d'environ 220 ha, a été exploité entre 1978^[2] et 1997, par des travaux miniers souterrains et plusieurs mines à ciel ouvert qui ont permis la production de 14 632,5 tonnes d'uranium (cf. tableau 1). Une usine de traitement du minerai a également fonctionné sur le site entre 1981 et 1997. Cette dernière a été démantelée et l'ensemble du site réaménagé (cf. figure 1). Actuellement le site accueille un stockage de résidus de traitement du minerai d'uranium (4,142 Mt de résidus de traitement dynamique) et une station de traitement des eaux. Par ailleurs, une partie du site a été réaménagée en zone industrielle et une autre partie a été valorisée en parc photovoltaïque.

TABLEAU 1 / TONNAGE DES DIFFÉRENTS PRODUITS ISSUS DE LA MINE LE BOSCO ET DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT

Uranium extrait par l'exploitation minière Le Bosc (tonnes)	Tonnage de minerai traité à l'usine Le Bosc (tonnes)	Uranium produit dans l'usine (tonnes)	Résidus de traitement dynamique (millions de tonnes)
14 633 soit 18,1 % de la production française	4 141 518	12 853 soit 15,9 % de la production française	4,142 Soit 13,5 % des résidus de traitement dynamique produits en France

FIGURE 1 / LE SITE DU BOSCO AVANT ET APRÈS RÉAMÉNAGEMENT

Source : Orano



2. Des travaux de reconnaissance par petits chantiers ont eu lieu sur ce site à partir de 1959.

Plan de surveillance

Le site du Bosc est soumis à une surveillance réglementaire à laquelle s'ajoute une surveillance complémentaire à l'initiative de l'exploitant. Le plan de surveillance d'Orano est présenté ci-dessous (cf. tableau 2 et figure 2), il permet d'assurer un suivi :

- des eaux du site (rejet et eaux de drainage du stockage et des travaux miniers) ;
- du rayonnement gamma sur et autour du site ;
- de la qualité de l'air sur et autour du site (radon et poussière) ;
- du milieu aquatique autour du site ;

- de la chaîne alimentaire autour du site ;
- des eaux souterraines au niveau du site et dans l'environnement.

Une des particularités du site est la présence, dans les roches du gisement d'uranium, de minéraux contenant du molybdène et de l'arsenic. C'est pourquoi, les concentrations en arsenic et en molybdène font également partie des paramètres intégrés à la surveillance en plus des paramètres radiologiques.

La surveillance de l'exploitant est complétée par des analyses ponctuelles notamment dans le cadre de contrôles inopinés ou du programme MIMAUSA.

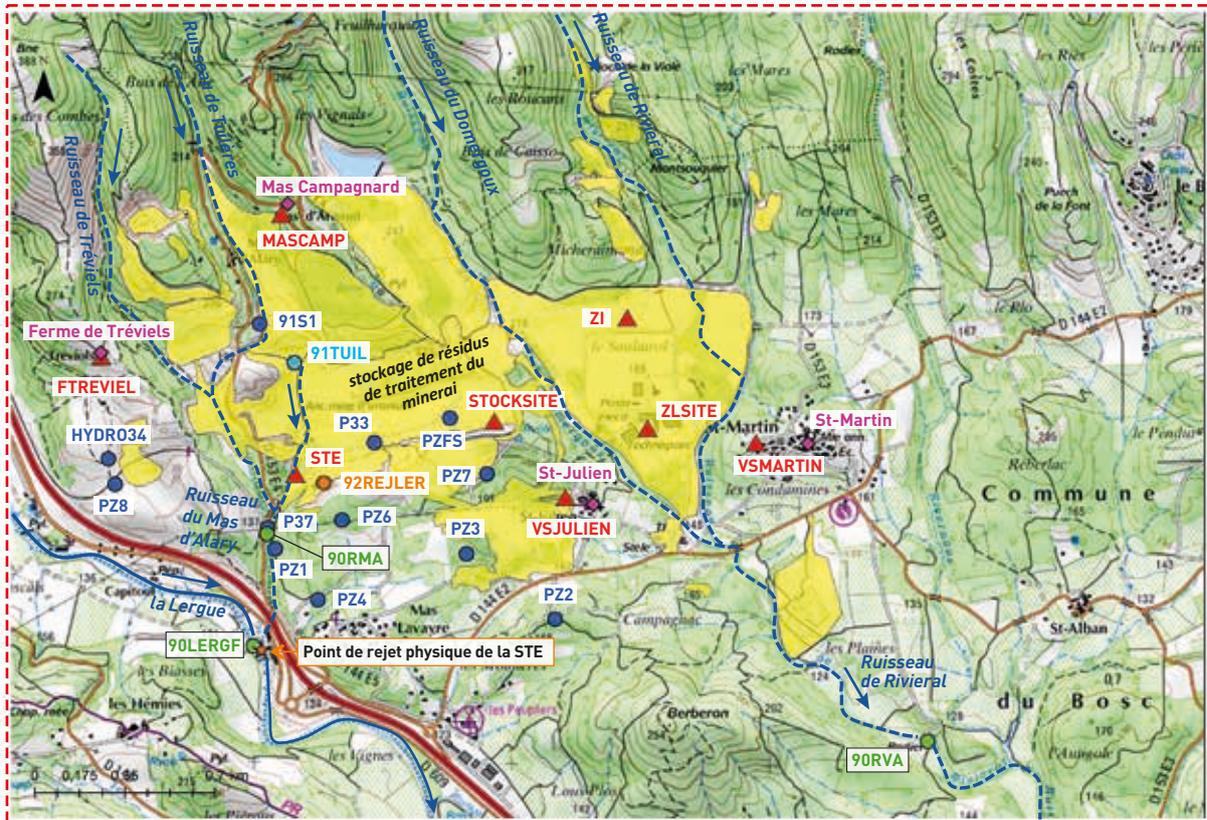
TABLEAU 2 / MESURES RÉALISÉES SUR ET AUTOUR DU SITE DU BOSCO

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Orano	DREAL	IRSN
Eaux du site	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire au point de rejet (point 92REJLER) Mesures : <ul style="list-style-type: none"> – continues : débit, pH, uranium soluble – hebdomadaire sur un échantillon moyen journalier : T°, MES, SO₄²⁻, ²²⁶Ra (en cas de traitement du ²²⁶Ra) – trimestriel sur un échantillon moyen journalier : DCO – tous les 3 j sur un échantillon moyen sur 3 j : uranium, baryum (en cas de traitement avec du chlorure de baryum), ²²⁶Ra (en cas de traitement avec du chlorure de baryum), arsenic (en cas de traitement de l'arsenic) – mensuel sur un échantillon moyen journalier : molybdène, arsenic (sauf en cas de traitement de l'arsenic) 	<ul style="list-style-type: none"> • Contrôles inopinés (2010 et 2013) : au point de rejet, mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra et du ²¹⁰Pb 	
Rayonnement gamma	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : 9 stations de mesure : 1 dans le milieu naturel, 4 au niveau des villages environnants et 4 sur le site 		
Air (radon-222 et radon-220)	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : 9 stations de mesure : 1 dans le milieu naturel, 4 au niveau des villages environnants et 4 sur le site. Mesures mensuelles de l'EAP ²²²Rn et de l'EAP ²²⁰Rn 		

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Orano	DREAL	IRSN
Milieu aquatique continental	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : <ul style="list-style-type: none"> – eaux : 3 points de prélèvement (90 RMA, 90 RVA et 90 LERGP) Mesures mensuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra, du ²¹⁰Pb, du pH, du SO₄²⁻, de l'arsenic et du molybdène. Mesures trimestrielles de la DCO. – sédiments : 4 points de prélèvement (90 RMA, 90 RVA, 90 LERGF et 90 LERGP), mesures réalisées tous les 5 ans (²³⁸U, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb et granulométrie) – bio-indicateurs (végétaux aquatiques, poissons) : 4 points de prélèvement (90 RMA, 90 RVA, 90 LERGF et 90 LERGP), mesures réalisées tous les 5 ans (²²⁶Ra, ²³⁸U et ²¹⁰Pb) • Surveillance à l'initiative de l'exploitant : 1 point de surveillance complémentaire des eaux de surface (90 LERGF). Mesures mensuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra, du ²¹⁰Pb, du pH, du SO₄²⁻, de l'arsenic et du molybdène. Mesures trimestrielles de la DCO 	<ul style="list-style-type: none"> • Contrôles inopinés (2010 et 2013) : eaux de surface : <ul style="list-style-type: none"> – 2010 : 5 points de prélèvement (points 13 = LERGF, 14 = LERGP, 12 = Mas d'Alary, 16=amont éloigné Lergue, 15 = ruisseau du Rivieral). Mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra et du ²¹⁰Pb. – 2013 : 4 points de prélèvement (points LERGF, LERGP, Mas d'Alary, ruisseau du Rivieral). Mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra et du ²¹⁰Pb. 	<ul style="list-style-type: none"> • Programme MIMAUSA en 2014 : eaux : 9 points <ul style="list-style-type: none"> – 1 point au niveau du point de surveillance réglementaire 90RMA ; – autres points : la Lergue : en amont total du site – proche Lodève, Eau niveau du point LERGF, aval immédiat du rejet du site du Bosc, ruisseau du Mas d'Alary : avant la confluence avec La Lergue ; ruisseau du Domergoux : aval total site ; ruisseau de Rivieral : aval total site, aval confluence avec le ruisseau du Domergoux, Aval immédiat site La Plane Campagnac • mesures ponctuelles de l'uranium et du ²²⁶Ra
Milieu terrestre (chaîne alimentaire)	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : tous les 2 ans, sur 5 catégories d'aliments (échantillons composites) 		
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : 10 piézomètres sur et autour du site. Mesures trimestrielles de l'uranium, du ²²⁶Ra, du pH, de la T°, du SO₄²⁻, de l'arsenic et du molybdène • Surveillance à l'initiative de l'exploitant : 2 points complémentaires : 91 S1 : mesures de l'uranium et du ²²⁶Ra 91 TUIL : mesures de l'uranium 	<ul style="list-style-type: none"> • Contrôles inopinés (2013) : 2 points (piézomètre FS et P33). Mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra et du ²¹⁰Pb 	

MES : matière en suspension, DCO : demande chimique en oxygène.

FIGURE 2 / CARTES DE LOCALISATION DES PRÉLÈVEMENTS LIÉS À LA SURVEILLANCE RÉGLEMENTAIRE DU SITE DU BOSC
 Emprise minière : Source Orano



- | | | | | | |
|----------|---------------------------------|------------|---|-------------|-----------------------------------|
| ▲ ZI | Contrôle Air (dosimètre + DTL) | ● 90RMA | Prélèvements : eau de surface, sédiments, végétaux aquatiques | ◆ St-Martin | Contrôle de la chaîne alimentaire |
| ● PZ1 | Piézomètres et puits de pompage | ● 92REJLER | Rejet de la station de traitement des eaux | ■ | Emprise minière |
| ● 91TUIL | Résurgence | ★ | Point de rejet physique de la station de traitement des eaux | | |

Influence du site du Bosc sur son environnement

Rayonnement gamma et qualité de l'air

Pour la période 2015-2016, le débit de dose varie entre 139 et 225 nGy/h en moyenne pour les stations de mesure localisées sur le site du Bosc et de 140 à 216 nGy/h en moyenne pour celles localisées dans les villages autour du site (cf. figures 3 et 4). Ces valeurs sont cohérentes avec celles généralement observées sur les anciens sites miniers et dans leur environnement.

Les différentes valeurs mesurées sur le site s'expliquent par la nature des sols au niveau des stations de mesures :

- la moyenne la plus basse se situe au niveau de la station positionnée à proximité de la station de traitement des eaux (STE) : cette dernière a été installée à l'aplomb d'une ancienne mine à ciel ouvert partiellement comblée avec des stériles ;

- les valeurs intermédiaires se trouvent au niveau de l'ancienne zone industrielle (ancienne usine de traitement du minerai) qui a été réaménagée (stations ZI = Zone industrielle démantelée et ZLSITE = Zone Lotie - zone industrielle reconvertie) ;
- la moyenne la plus élevée est relevée au niveau de la station localisée sur le stockage de résidus.

Les mesures du débit de dose au niveau des villages permettent d'illustrer la variabilité de ce paramètre en fonction de la géologie. En effet les stations de mesures peuvent être catégorisées en fonction de la géologie des terrains sur lesquels elles se trouvent (cf. figure 4).

- les villages de Saint-Martin et Saint-Julien, situés sur des terrains appartenant à l'Autunien dits rouge, présentent des valeurs moyennes de débit de doses de 140 et 141 nGy/h respectivement ;
- le Mas Campagnard et la Ferme de Tréviel, localisés sur des terrains appartenant à l'Autunien dits gris, présentent des valeurs moyennes de débit de doses de 185 et 216 nGy/h respectivement.

FIGURE 3 / MOYENNE 2015-2016 DES DÉBITS DE DOSE MESURÉS PAR ORANO SUR LE SITE DU BOSCO (nGy/h)

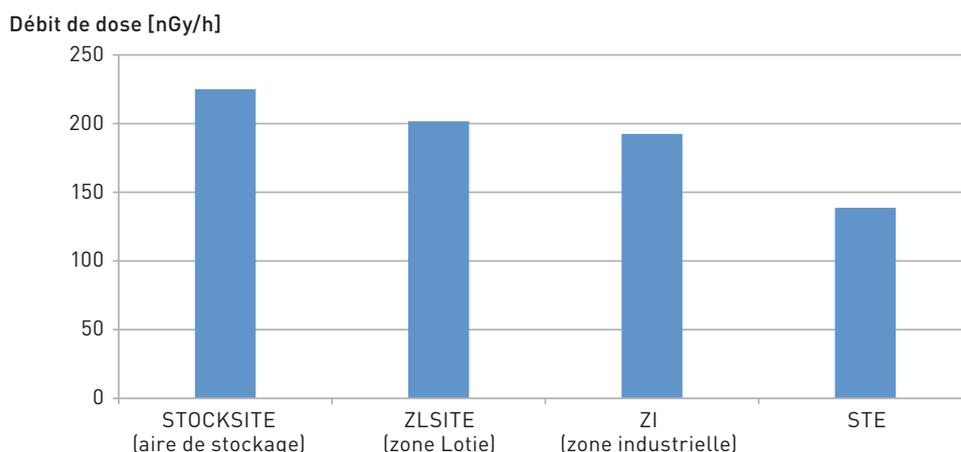
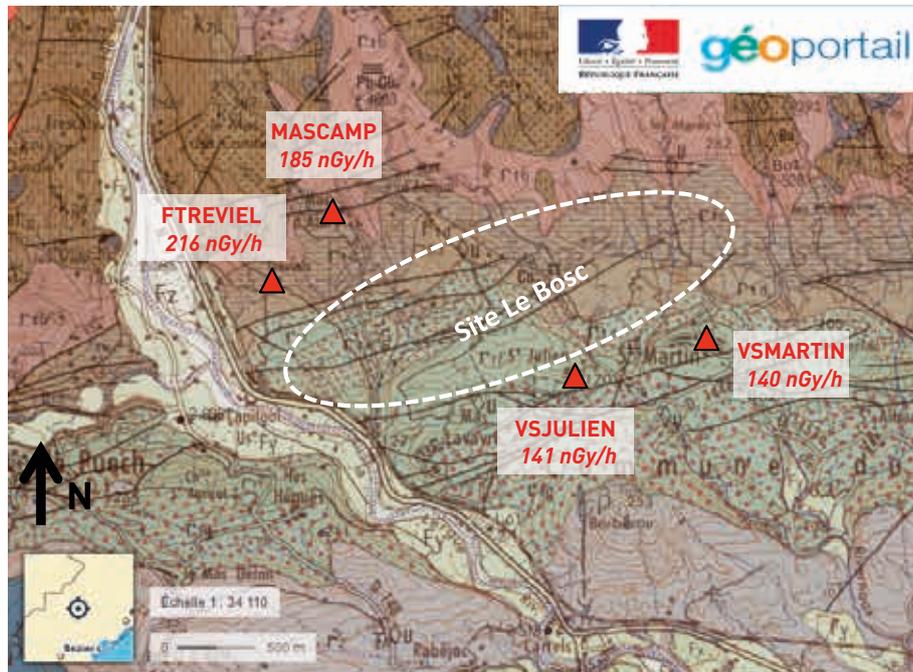


FIGURE 4 / IMPLANTATION DES STATIONS DE MESURE ET MOYENNES 2015-2016 DES DÉBITS DE DOSE (nGy/h) MESURÉS PAR ORANO AUTOUR DU SITE DU BOSC AU REGARD DU FOND DE CARTE GÉOLOGIQUE

Fond de carte : carte géologique 1/50 000° n° 989 secteur de Lodève ©BRGM. Source : Géoportail.



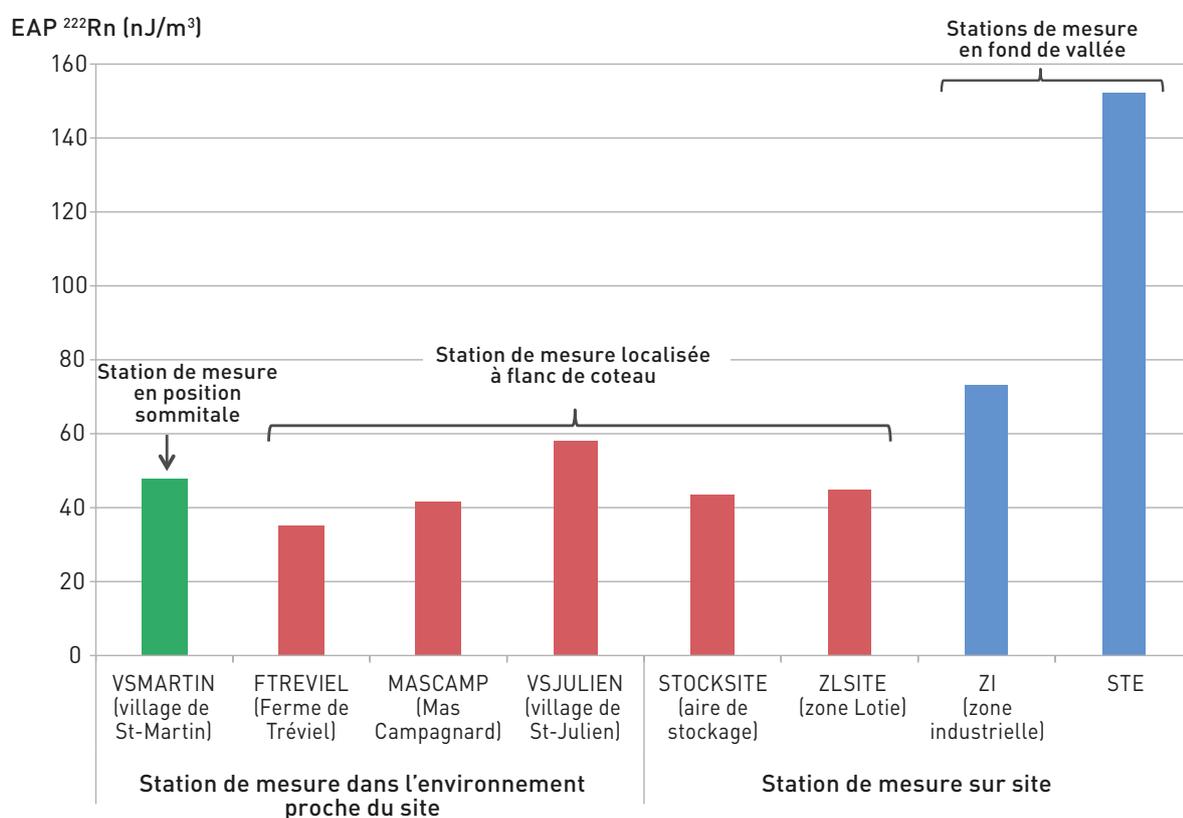
Panneau photovoltaïque sur le site du Bosc

© IRSN

Les valeurs moyennes de l'EAP du ^{222}Rn pour 2015-2016 s'échelonnent entre 35 et 58 nJ/m³ dans les villages et entre 43 et 152 nJ/m³ sur le site (cf. figure 5). Les moyennes les plus élevées se retrouvent au niveau des stations localisées en fond de vallée (stations STE et ZI), situation défavorable à la dispersion du radon dans l'air. Il est à noter que les mesures réalisées pour les

situations topographiques plus favorables à la dispersion du radon (« sommitale » et « flanc de coteau ») à l'Écarpière présentent des niveaux comparables comparables (cf. p. 264). Ceci peut s'expliquer par le fait que l'environnement du site du Bosc présente un relief moins marqué favorisant la dispersion du radon.

FIGURE 5 / MOYENNE 2015-2016 DES EAP ^{222}Rn MESURÉES PAR ORANO DANS LE CADRE DE LA SURVEILLANCE SUR ET DANS L'ENVIRONNEMENT PROCHE DU SITE DU BOSCO (nJ/m³)



Les eaux de surface

Les eaux issues des travaux miniers souterrains (pompées *via* le puits P33) ainsi que celles issues des drains du stockage de résidus de traitement du minerai sont traitées avant leur rejet dans la Lergue. Un des enjeux de ce site est la gestion des variations saisonnières des débits qui peuvent être très importantes comme par exemple lors d'épisodes cévenols. Ainsi pour gérer ces variations de débit, le site dispose de deux procédés de traitement des eaux :

- la fixation de l'uranium sur des résines échangeuses d'ions (en marche normale) ;
- le traitement par précipitation-décantation après ajout de chaux (en période de forte pluie ou en cas de défaillance de la fixation sur résines).

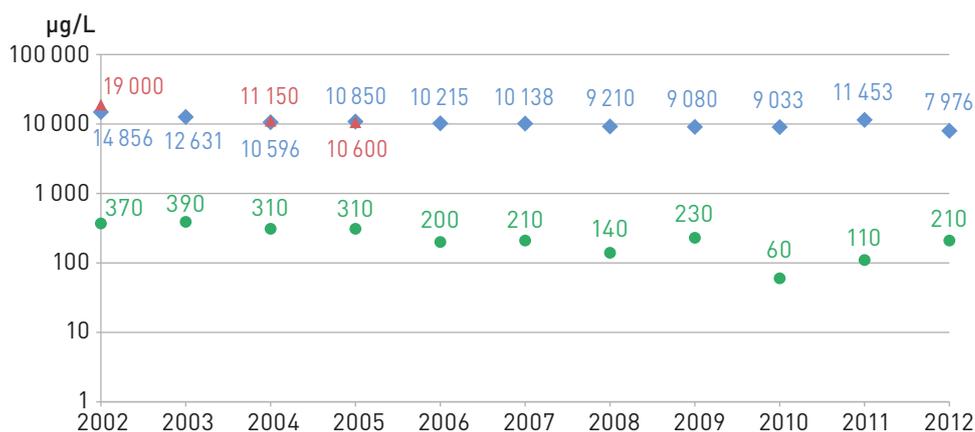
Ces traitements ont pour objectif d'abaisser la concentration en uranium dans les eaux afin de respecter la limite réglementaire de 1800 µg/L pour l'uranium. Pour la période 2010-2016, la concentration moyenne en uranium du rejet est de 242 µg/L.

La figure 6 montre que les concentrations en uranium dans les eaux à traiter sont très élevées (autour de 10000 µg/L en moyenne) par rapport aux autres sites miniers. À titre de comparaison les eaux traitées sur le site de l'Écarpière présentent des concentrations moyennes (période 2006-2016) comprises entre 90 µg/L et 411 µg/L. Ensuite, il apparaît que le traitement est très efficace avec un abaissement de la concentration en uranium de plus d'un facteur 10.

Les mesures réalisées sur et autour du site, pour la période 2010-2016, indiquent que les ruisseaux qui drainent les différentes zones du site (points 90RMA et 90RVA, cf. figure 7) présentent des concentrations en uranium plus élevées que le point localisé en amont du site (point LERGF, $U_{\text{LERGF}} = 1,5 \mu\text{g/L}$, cf. figure 7). Ainsi les concentrations moyennes en uranium aux points 90RMA et 90RVA sont respectivement de 1230,2 µg/L et 574 µg/L. Les ruisseaux du Mas d'Alary et du Rivieral reçoivent les eaux pluviales du site ce qui peut expliquer ces fortes concentrations. Ces différents ruisseaux ainsi que le rejet ont une influence sur

FIGURE 6 / MOYENNES ANNUELLES DES CONCENTRATIONS EN URANIUM ENTRE 2002 ET 2012 DES EAUX AVANT TRAITEMENT (points 91 P33 et 91 B10000) ET APRÈS TRAITEMENT (point 92 REJLER) (µg/L)

Source : Orano



Données de surveillance réglementaire et surveillance à l'initiative de l'exploitant

- | | |
|---|---|
| <p>Surveillance réglementaire</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Rejet après traitement (92 REJLER) | <p>Surveillance à l'initiative de l'exploitant des eaux du site avant traitement</p> <ul style="list-style-type: none"> ◆ Eaux d'exhaure minière pompées dans le puits P33 (91 P33) ▲ Eaux du bassin 10 000 qui collecte les drains du stockage de résidus miniers (91 B10000) |
|---|---|

la Lergue en aval du site dont la concentration moyenne en uranium est environ 3 fois plus élevée au point LERGP ($U_{\text{LERGP}} = 5,8 \mu\text{g/L}$) qu'en amont du site ($U_{\text{LERGF}} = 1,5 \mu\text{g/L}$).

Pour la période 2010-2016 (cf. figure 8), les activités en radium-226 les plus élevées sont relevées au niveau du rejet ($^{226}\text{Ra} = 257,6 \text{ mBq/L}$ en moyenne) et, dans une moindre mesure, dans les ruisseaux du Mas d'Alary et du Rivieral (activité moyenne : $^{226}\text{Ra}_{\text{RMA}} = 82,1 \text{ mBq/L}$, $^{226}\text{Ra}_{\text{RVA}} = 75,1 \text{ mBq/L}$). Il est à noter qu'il y a eu neuf dépassements ponctuels de la limite réglementaire de rejet en radium-226 (qui est de 740 mBq/L) entre décembre 2015 et fin

avril 2016 suite à un épisode cévenol exceptionnel fin 2015. De manière générale, le rejet et les apports par les ruisseaux ont peu d'influence sur l'activité en radium-226 dans la Lergue. En effet les mesures réalisées en aval total du site révèlent une activité moyenne en radium-226 de l'ordre de celle qui est mesurée en amont (amont : $^{226}\text{Ra}_{\text{LERGF}} = 31,9 \text{ mBq/L}$, aval : $^{226}\text{Ra}_{\text{LERGP}} = 42,6 \text{ mBq/L}$) pour l'ensemble de la période de mesure.

Les résultats des différentes mesures ponctuelles réalisées dans le cadre de contrôles inopinés ou de MIMAUSA sont cohérents avec ceux issus de la surveillance de l'exploitant (cf. figures 7 et 8).

FIGURE 7 / CONCENTRATION EN URANIUM, ENTRE 2010 ET 2016, AU NIVEAU DU REJET ET DANS LES EAUX DE SURFACE DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE DU BOSCO ($\mu\text{g/L}$)

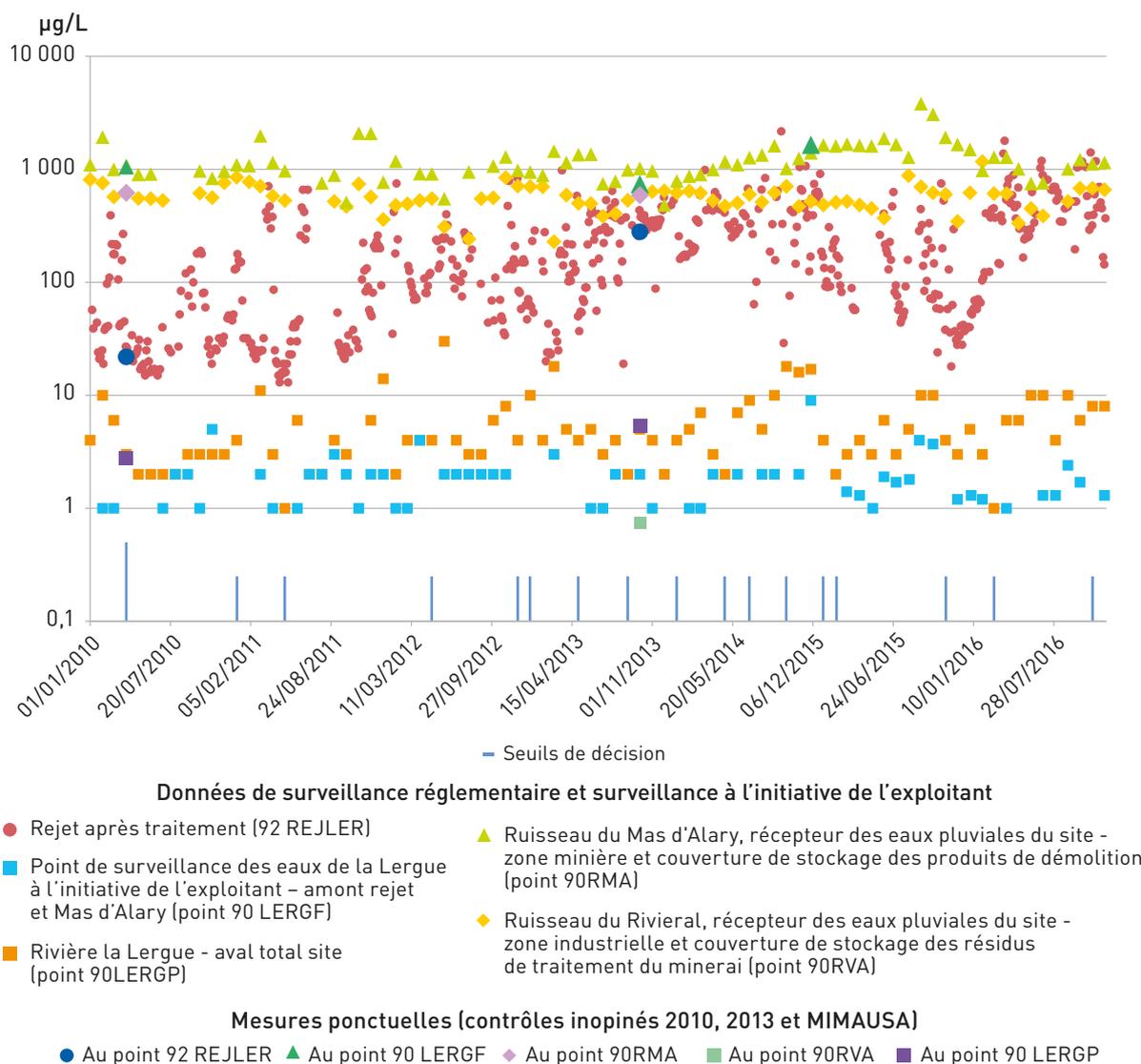
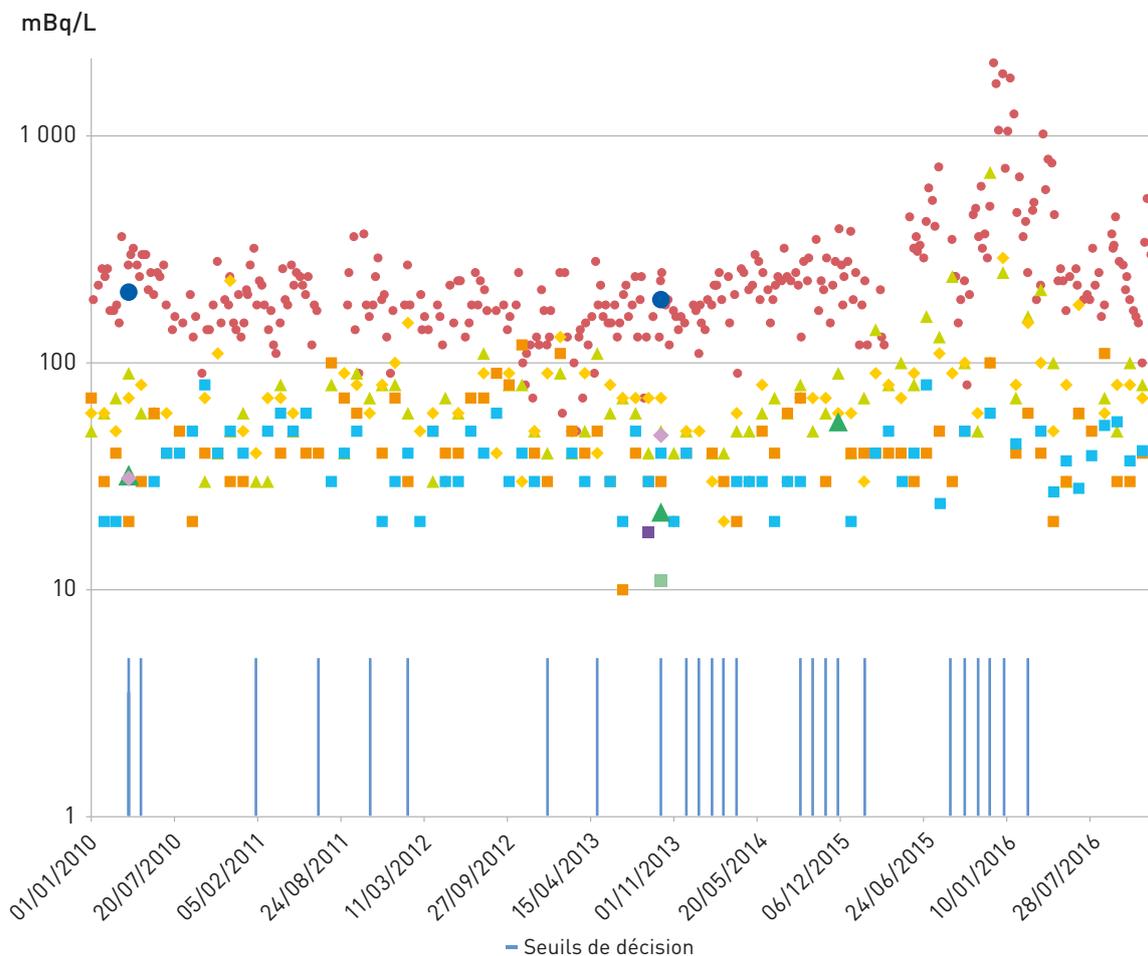


FIGURE 8 / ACTIVITÉS EN RADIUM-226, ENTRE 2010 ET 2016, AU NIVEAU DU REJET ET DANS LES EAUX DE SURFACE DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE DU BOSQ (mBq/L)



Données de surveillance réglementaire et surveillance à l'initiative de l'exploitant

- Rejet après traitement (92 REJLER)
- ▲ Ruisseau du Mas d'Alary, récepteur des eaux pluviales du site - zone minière et couverture de stockage des produits de démolition (point 90RMA)
- Point de surveillance des eaux de la Lergue à l'initiative de l'exploitant - amont rejet et Mas d'Alary (point 90 LERGF)
- ◆ Ruisseau du Rivieral, récepteur des eaux pluviales du site - zone industrielle et couverture de stockage des résidus de traitement du minerai (point 90RVA)
- Rivière la Lergue - aval total site (point 90 LERGP)

Mesures ponctuelles (contrôles inopinés 2010, 2013 et MIMAUSA)

- Au point 92 REJLER
- ▲ Au point 90 LERGF
- ◆ Au point 90RMA
- Au point 90RVA
- Au point 90 LERGP

Les sédiments

Les résultats de la surveillance des sédiments autour du site du Bosc, entre 2006 et 2016, indiquent que les activités moyennes en ^{238}U et en ^{226}Ra sont plus élevées dans les ruisseaux du Mas d'Alary et du Rivieral (points 90RMA et 90RVA, cf. tableau 3) que dans la Lergue. Ces résultats sont cohérents avec les marquages observés dans l'eau de ces deux ruisseaux. De plus, ces résultats indiquent qu'il n'y a pas de marquage significatif dans la Lergue en aval du site.

Les poissons

Les activités en radium-226 et en polonium-210 mesurées dans deux espèces de poissons (chevesnes et barbeaux) prélevées dans la Lergue en amont et en aval du site sont comprises (cf. figure 9) :

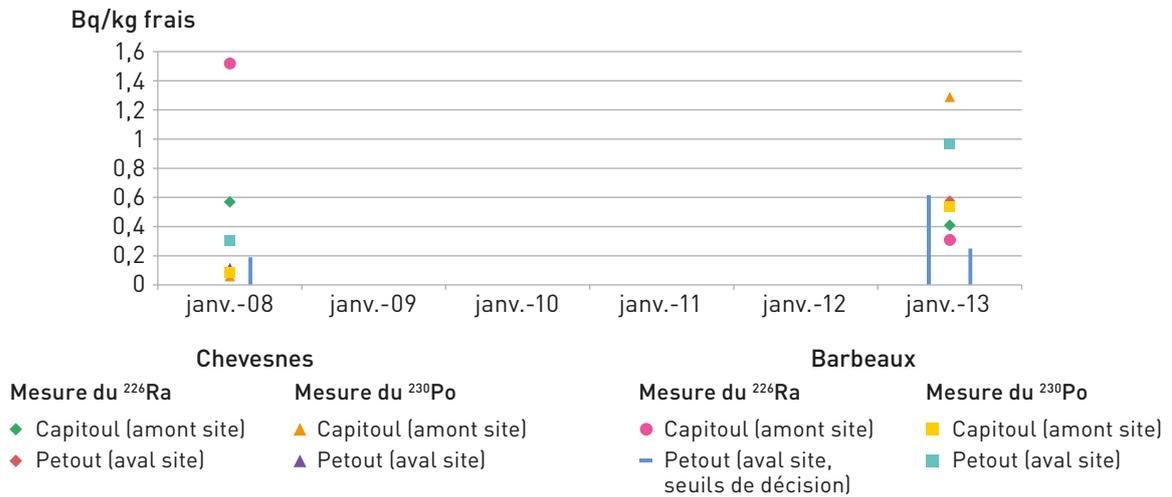
- pour le radium-226, entre 0,31 et 1,52 Bq/kg frais pour l'amont et < 0,25 (seuil de décision) et 0,58 Bq/kg frais pour l'aval ;
- pour le polonium-210, entre 0,06 et 1,29 Bq/kg frais pour l'amont et 0,113 et 0,97 Bq/kg frais pour l'aval.

À noter que des poissons évoluant en aval des sites peuvent également évoluer en amont de ceux-ci ce qui rend difficile la comparaison des résultats obtenus.

TABLEAU 3 / ACTIVITÉS MASSIQUES MOYENNES EN URANIUM-238 ET EN RADIUM-226 DANS LES SÉDIMENTS AUTOUR DU SITE DU BOSCO, ENTRE 2006 ET 2016 (Bq/kg sec)

Nom des points de prélèvement	Surveillance Orano (2006-2016)	
	^{238}U (Bq/kg sec)	^{226}Ra (Bq/kg sec)
Lergue – Amont site (90LERGF)	moyenne : 70,4 [min : 25 ; max : 300]	moyenne : 59,9 [min : 40 ; max : 87,6]
Lergue – Aval site (90LERGP)	moyenne : 47,7 [min : 31,8 ; max : 75]	moyenne : 67,2 [min : 40 ; max : 120]
Ruisseau du Rivieral (90RVA)	moyenne : 280 [min : 170 ; max : 420]	moyenne : 378 [min : 261 ; max : 510]
Ruisseau du Mas d'Alary (90RMA)	moyenne : 344,7 [min : 245,2 ; max : 503,7]	moyenne : 329,7 [min : 285,9 ; max : 399]

FIGURE 9 / ACTIVITÉS EN RADIUM-226 ET EN POLONIUM-210 DANS LA CHAIR DE POISSONS (chevesnes et barbeaux) PRÉLEVÉS AUTOUR DU SITE DU BOSC (Bq/kg frais)



Le site de La Commanderie

Le site de La Commanderie se situe sur les communes de Treize-Vents (Vendée) et de Mauléon (Deux Sèvres). Ce site localisé sur des terrains granitiques, d'une surface de 60 ha environ, a été exploité de 1955 à 1990 par des travaux miniers souterrains et une mine à ciel ouvert (MCO) qui ont permis la production de 3 977 tonnes d'uranium (cf. tableau 1). En 1969, une installation de traitement par lixiviation statique du minerai à faible teneur (150 à 600 ppm d'uranium) a été mise en place sur le site de La Commanderie. Le minerai, concassé à 80 mm et placé sur une aire étanche, était arrosé par un mélange d'eau et d'acide sulfurique. Ce procédé permettait d'extraire

l'uranium par solubilisation. Les jus uranifères ainsi obtenus étaient ensuite transportés à l'usine de l'Écarpière. Les résidus produits (0,25 Mt) ont ensuite été stockés avec les matériaux issus du démantèlement de l'installation de traitement statique (bassins, aire bétonnée de stockage du minerai, aire de lixiviation), au fond de la mine à ciel ouvert sous une couverture constituée d'une couche de calcaire et de stériles miniers. La MCO a ensuite été ennoyée. Le site accueille actuellement diverses activités telles qu'un parc photovoltaïque et des activités agricoles et industrielles. De plus, l'eau de la MCO de La Commanderie est utilisée à des fins d'irrigation depuis 1993.

TABLEAU 1 / TONNAGE DES DIFFÉRENTS PRODUITS ISSUS DE LA MINE DE LA COMMANDERIE ET DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT

Uranium extrait par l'exploitation minière de La Commanderie (tonnes)	Uranium produit par traitement statique (tonnes)	Résidus de traitement statique (millions de tonnes)
3 977,5 <i>soit 4,9 % de la production française</i>	Inclus dans la production de l'usine de l'Écarpière	0,25 <i>soit 1,4 % des résidus de traitement statique produits en France</i>

FIGURE 1 / LE SITE DE LA COMMANDERIE, PENDANT L'EXPLOITATION MINIÈRE, AVANT ET APRÈS RÉAMÉNAGEMENT

Source : Orano



Plan de surveillance

Le site de La Commanderie est soumis à une surveillance réglementaire prescrite par arrêté préfectoral, modifié en janvier 2017. Cependant dans le cadre du présent *Bilan radiologique*, seules les données obtenues jusqu'en 2016 sont présentées. Les points complémentaires issus du nouveau plan de surveillance sont indiqués pour information dans le tableau 2. La surveillance réalisée avant 2017 par Orano est présentée ci-dessous (cf. tableau 2 et figure 2), elle permet d'assurer un suivi :

- des eaux du site (eaux de la mine à ciel ouvert) ;
- du milieu aquatique autour du site (ruisseau de la Commanderie, ruisseau de la Boisdrotière) ;

- de la chaîne alimentaire autour du site (en particulier des champs et cultures qui sont irrigués par l'eau de mine).

La surveillance de l'exploitant est complétée par des analyses ponctuelles notamment dans le cadre de contrôles inopinés ou du programme MIMAUSA.

Il est à noter que la surveillance de la qualité de l'air et du rayonnement gamma a été arrêtée en 1995 suite au dossier de délaissement et d'abandon partiel du site, c'est pourquoi aucune mesure concernant ces deux paramètres n'est présentée ci-dessous.

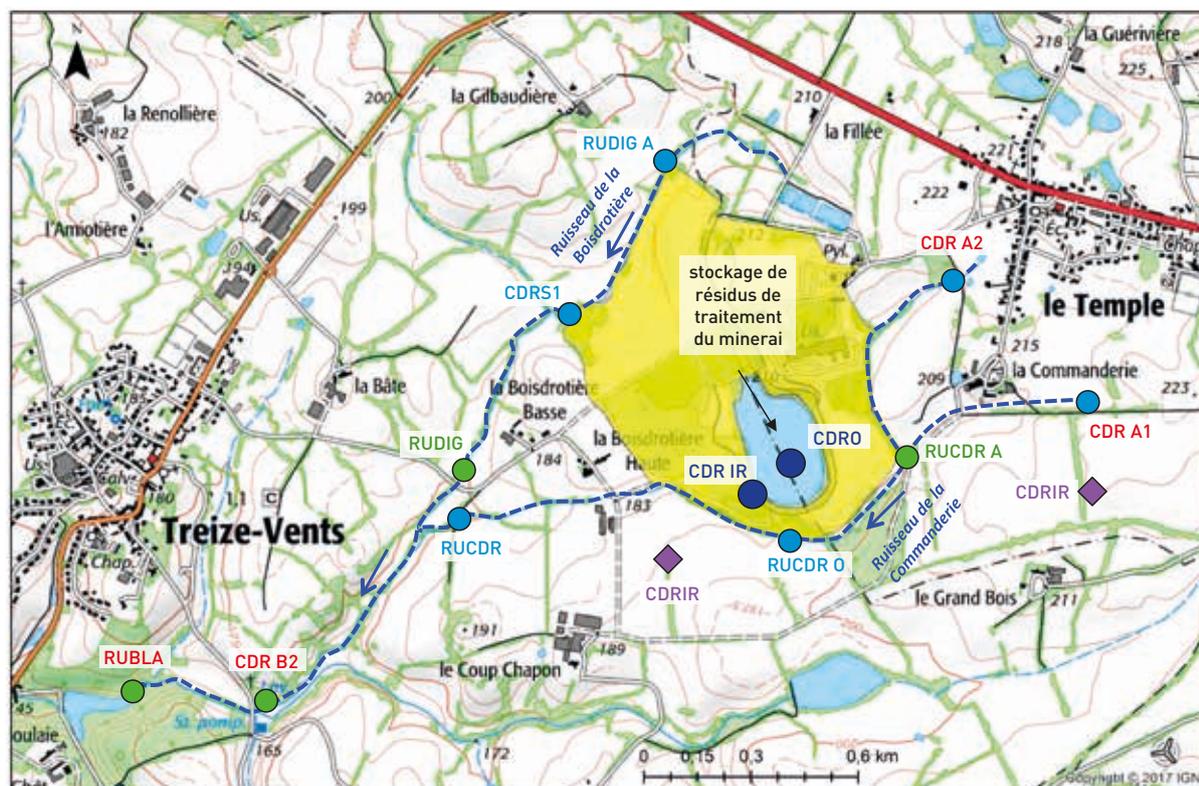
TABLEAU 2 / MESURES RÉALISÉES SUR ET AUTOUR DU SITE DE LA COMMANDERIE

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Orano	IRSN	DREAL et ASN
Eaux du site	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : • Eau de la MCO : eau de surface (CDR O) et fond de bassin (eau utilisée pour l'irrigation = CDR IR) • Mesures : ²³⁸U, ²²⁶Ra, pH, Al, As, Fe, Mn <ul style="list-style-type: none"> - pour le point CDR O : mesures trimestrielles - pour le point CDR IR : au début de chaque campagne de pompage puis mensuellement pendant la période de pompage 		<ul style="list-style-type: none"> • Contrôles inopinés (2009 et 2010) : 1 point (CDR O), mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra et des paramètres physico-chimiques
Milieu aquatique continental	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : • Eaux : 6 points de prélèvement (RUCDR A, RUDIG A, RUCDR O, RU CDR, CDR S1, RUDIG) Mesures trimestrielles de l'²³⁸U, du ²²⁶Ra, du pH, de l'Al, de l'As, du Fe et du Mn. 5 points supplémentaires à partir de 2017 : CDRA1, CDRA2, CDRB1, RUBLA, MALLB • Sédiments : 2 points de prélèvement (RUCDRA, RUDIG), mesures annuelles (U_{pondéral} par spectrométrie gamma) 2 points supplémentaires à partir de 2017 : CDRB1, RUBLA 	<ul style="list-style-type: none"> • Programme MIMAUSA en 2013 : • Eaux : 4 points de prélèvements <ul style="list-style-type: none"> - 3 points au niveau des points de la surveillance réglementaire : RUCDRO, RUDIG et un peu plus en amont du point RUDIGA). - Autre point : ruisseau de la Commanderie, au pied de la verse à stériles. Mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra • Sédiments : 1 point (ruisseau de la Commanderie, au pied de la verse à stériles), mesures ponctuelles des radionucléides de la chaîne de l'uranium-238 	<ul style="list-style-type: none"> • Contrôles inopinés (2009 et 2010) : 9 points • Eaux : 5 points au niveau des points de la surveillance réglementaire (RUDIGA, RUDIG, RUCDRA, RUCDRO, RUCDR). <ul style="list-style-type: none"> - Autres points : ruisseau de la Boisdrotière aval confluence avec le ruisseau de la Commanderie, ruisseau de la Boisdrotière, en aval du point RU CDR B, au niveau d'un lavoir, ruisseau sud-est au niveau du lavoir (2 points différents). Mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra et des paramètres physico-chimiques • Sédiments : mêmes points de prélèvements que pour l'eau. Mesures ponctuelles du ²²⁶Ra, de l'²³⁸U et du ²¹⁰Pb

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Orano	IRSN	DREAL et ASN
Milieu terrestre (chaîne alimentaire)	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : • Sols et cultures : <ul style="list-style-type: none"> - champs irrigués par de l'eau de la MCO - champs non irrigués par de l'eau de la MCO -> échantillons de sols et de cultures composites par variété de cultures (mesures annuelles : $U_{pondéral}$ par spectrométrie gamma) • À partir de 2017: viande bovine (vache adulte, née et élevée sur place), tous les 3 ans mesures de ^{238}U, du ^{230}Th, du ^{226}Ra, du ^{210}Pb et du ^{210}Po • Surveillance à l'initiative de l'exploitant : viande bovine (vache alimentée par le maïs irrigué), mesures de ^{238}U, du ^{230}Th, du ^{226}Ra, du ^{210}Pb et du ^{210}Po 		

FIGURE 2/ CARTE DE LOCALISATION DES PRÉLÈVEMENTS LIÉS À LA SURVEILLANCE RÉGLEMENTAIRE DANS L'ENVIRONNEMENT PROCHE DU SITE DE LA COMMANDERIE

Emprise minière = source Orano



- CDR O Prélèvement d'eau de site
- RUDIG A Prélèvement d'eau de surface
- SERPA Prélèvements : eau de surface et sédiments
- ◆ CDR IR Contrôle de la chaîne alimentaire (sols et cultures associées)
- Emprise de l'exploitation minière passée
- CDR A1 Nouveaux points de surveillance (2017) en rouge

Influence du site de La Commanderie sur son environnement

Les eaux de surface

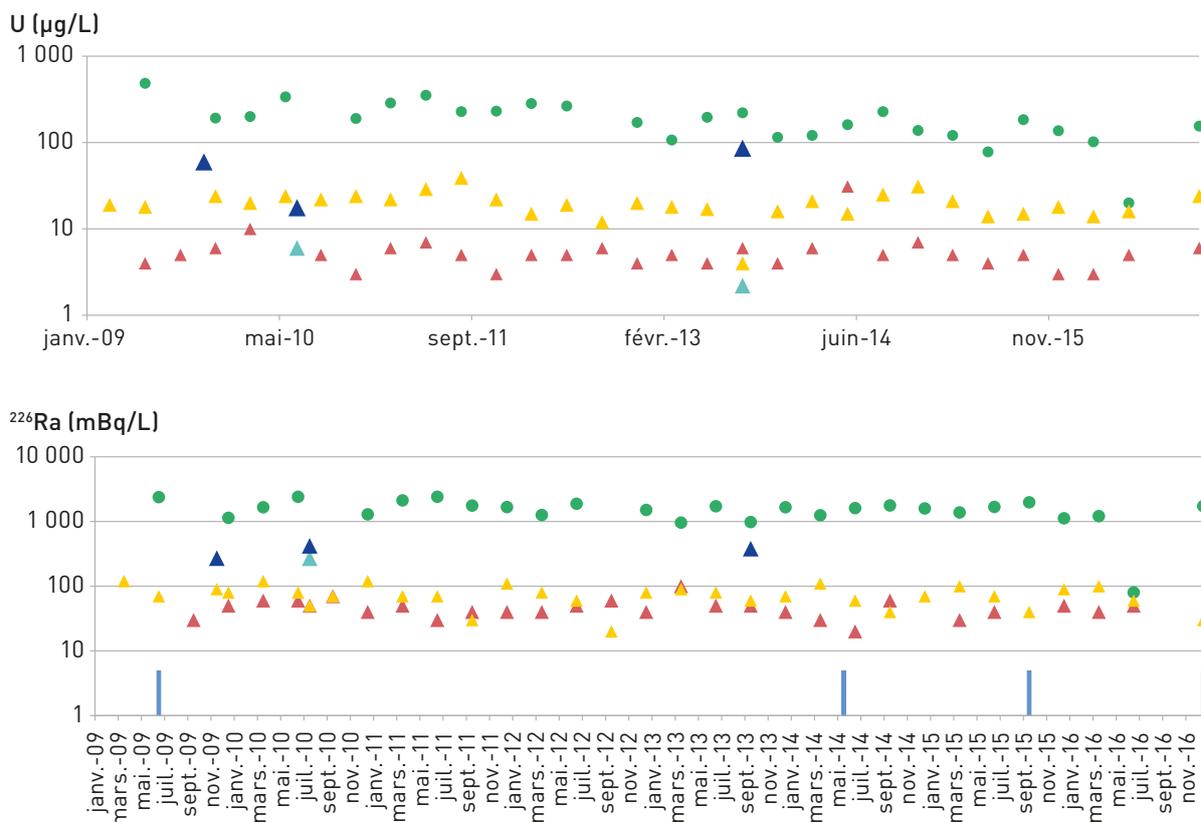
Les deux points de surveillance considérés comme amont au site, l'un dans le ruisseau de la Boisdrotière (point RUDIG A), l'autre dans le ruisseau de la Commanderie (point RUCDR A, cf. figures 2 à 4) présentent des valeurs moyennes différentes avec des valeurs plus élevées dans le ruisseau de la Commanderie (point RUCDR A) :

- RUDIG A : U = 6,6 µg/L et ²²⁶Ra = 42,3 mBq/L ;
- RUCDR A : U = 17,5 µg/L et ²²⁶Ra = 173 mBq/L.

Les différentes campagnes de mesures ponctuelles (cf. figures 3 et 4) montrent également des valeurs globalement plus élevées au point RUCDR A qu'au point RUDIG A. Une des hypothèses avancées est que le point RUCDR A est probablement déjà sous l'influence de la mine. Les nouveaux points de surveillance localisés plus en amont sur le ruisseau de la Commanderie (points CDR A1 et CDR A2, cf. figure 2) permettront de vérifier cette hypothèse.

Les mesures réalisées dans le ruisseau de la Boisdrotière en aval du site révèlent des valeurs moyenne de la concentration en uranium et de l'activité en radium-226 (U = 19,9 µg/L et ²²⁶Ra = 74,7 mBq/L au point RUDIG, cf. figure 3) environ 1,5 à 3 fois plus élevées qu'en amont (point

FIGURE 3 / CONCENTRATION EN URANIUM (µg/L) ET ACTIVITÉ EN RADIUM-226 (mBq/L) MESURÉES ENTRE 2009 ET 2016 DANS LE RUISSEAU DE LA BOISDROTIÈRE



Données de surveillance réglementaire

Ruisseau de la Boisdrotière

- ▲ RUDIGA (ruisseau de la Boisdrotière - amont)
- ▲ RUDIG (ruisseau de la Boisdrotière - aval)

Autre

- Émergence d'une source en pied de vers

— Seuils de décision

Mesures ponctuelles

(contrôles inopinés 2009, 2010 et MIMAUSA)

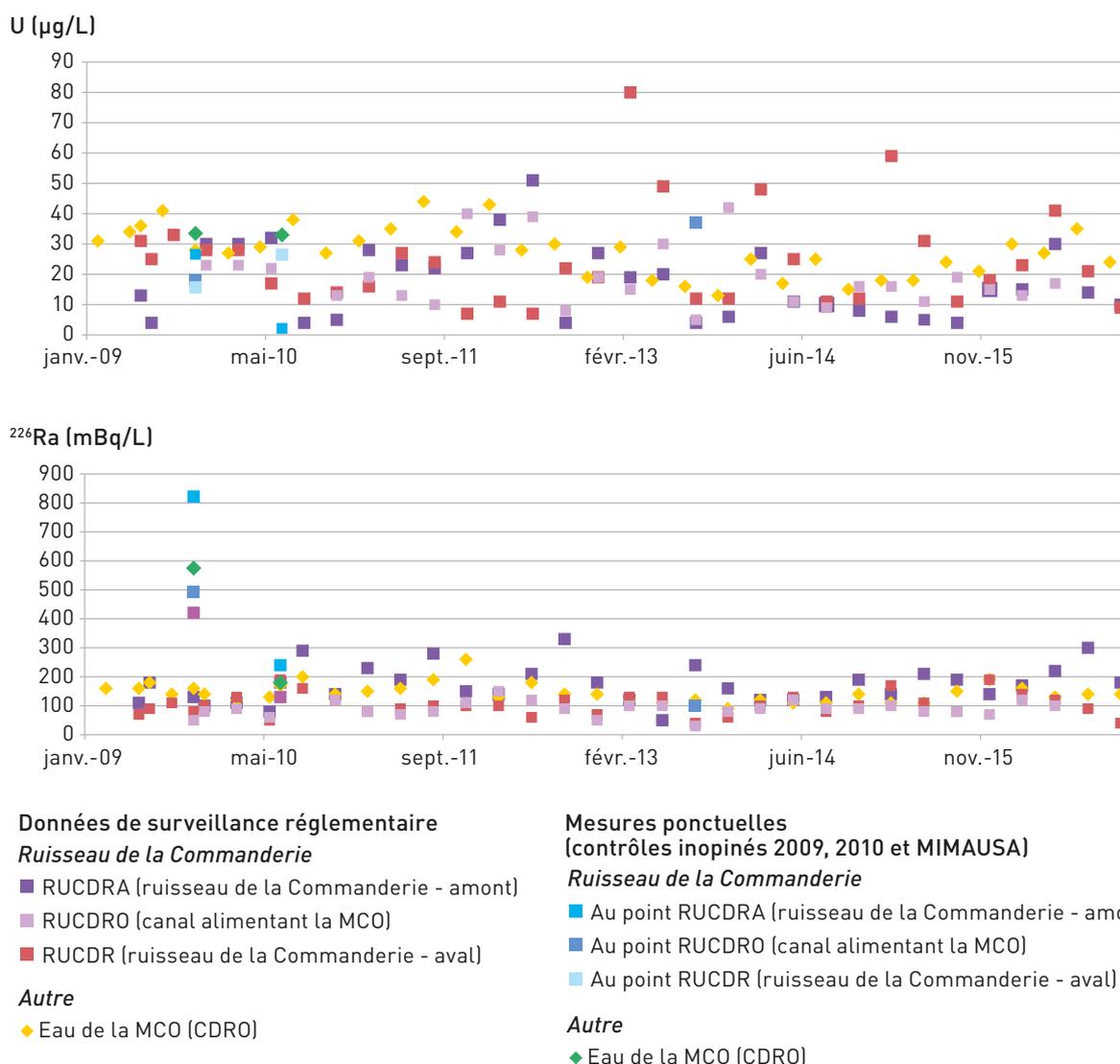
Ruisseau de la Boisdrotière

- ▲ Au point RUDIGA (ruisseau de la Boisdrotière - amont)
- ▲ Au point RUDIG (ruisseau de la Boisdrotière - aval)

RUDIG A). L'existence d'une source localisée en pied de versant (point CDRS1, cf. figures 2 et 3) qui présente les mesures les plus élevées autour du site pourrait expliquer l'augmentation des valeurs relevées en aval du site au niveau du ruisseau de la Boisdrotière.

Pour le ruisseau de la Commanderie (cf. figure 4), les valeurs élevées de la concentration en uranium et de l'activité en radium-226 au point RUCDR A, potentiellement déjà sous influence de la mine comme signalé précédemment, ne permettent pas de dégager de tendance nette en aval du site.

FIGURE 4 / CONCENTRATION EN URANIUM ($\mu\text{g/L}$) ET ACTIVITÉ EN RADIUM-226 (mBq/L) MESURÉES ENTRE 2009 ET 2016 DANS LE RUISSEAU DE LA COMMANDERIE ET DANS LA MCO



La chaîne alimentaire

Une partie de la chaîne alimentaire autour du site de La Commanderie fait l'objet d'une surveillance dans l'objectif d'assurer un suivi des denrées irriguées par l'eau de mine. À cet égard, des mesures sont réalisées dans :

- l'eau d'irrigation (pendant les périodes de pompage);
- les sols irrigués ainsi que les cultures associées (maïs et pommes de terre);
- la viande bovine (issue de vaches nourries avec le maïs).

Par ailleurs, l'eau de la MCO utilisée pour l'irrigation doit respecter les valeurs suivantes :

- le pH doit être compris entre 5,5 et 8,5;
- l'uranium et le radium-226 doivent respectivement être inférieurs à 1800 µg/L (sous forme soluble) et 370 mBq/L (sous forme soluble).

Les mesures dans l'eau d'irrigation montrent une concentration en uranium comprise entre 7 et 39 µg/L et une activité en radium-226 comprise entre 80 et 270 mBq/L (cf. figure 5). Ces valeurs sont cohérentes avec celles issues de la surveillance de l'eau de la MCO qui présente une concentration moyenne en uranium de 27,6 µg/L et une activité moyenne en radium-226 de 145,7 mBq/L (Point CDRO, cf. figure 4).

Les activités massiques des radionucléides mesurées dans les sols des champs de maïs non irrigués et irrigués avec l'eau de la MCO sont du même ordre de grandeur, sauf pour l'année 2016, où le sol irrigué présente une activité massique en ^{234}Th (assimilable à l' ^{238}U) nettement plus élevée que les années précédentes (cf. figure 6), sans qu'une augmentation significative de la teneur en uranium des eaux de la MCO n'ait été observée cette année-là.

Les activités en radium-226 et en thorium-234 mesurées dans le maïs sont faibles (cf. figure 7) :

- pour le radium-226, entre 0,003 (seuil de décision) et 0,024 Bq/kg frais pour le maïs non irrigué et < 0,25 (seuil de décision) et 0,58 Bq/kg frais pour le maïs irrigué;
- pour le thorium-234, les mesures sont toutes inférieures au seuil de décision (< 0,02 Bq/kg frais) pour le maïs non irrigué et le maïs irrigué présente une seule mesure significative égale à 0,004 Bq/kg frais.

Les activités massiques des radionucléides mesurées dans la viande de bovins alimentés par du maïs irrigué avec de l'eau de la MCO de mine sont majoritairement inférieures au seuil de décision (cf. figure 8).

FIGURE 5 / CONCENTRATION EN URANIUM (µg/L, axe à gauche) ET ACTIVITÉ EN RADIUM-226 (mBq/L, axe à droite) MESURÉES DANS L'EAU DE LA MCO UTILISÉE POUR L'IRRIGATION ENTRE 2009 ET 2016

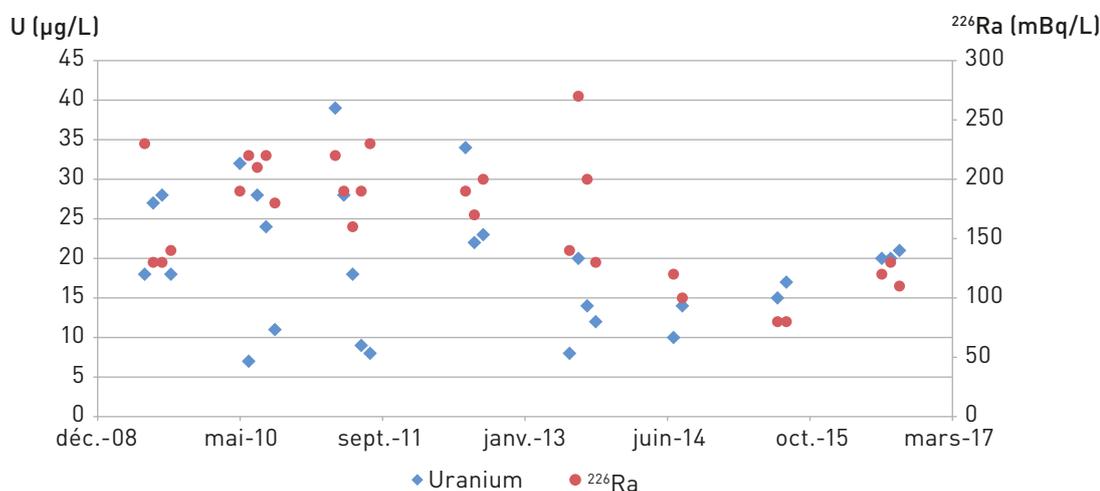


FIGURE 6 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU ^{234}Th (assimilable à ^{238}U) ET DU ^{226}Ra MESURÉES DANS LES SOLS IRRIGUÉS (culture de maïs) ET NON IRRIGUÉS (culture de maïs) AVEC L'EAU DE LA MCO ENTRE 2009 ET 2016 (Bq/kg sec)

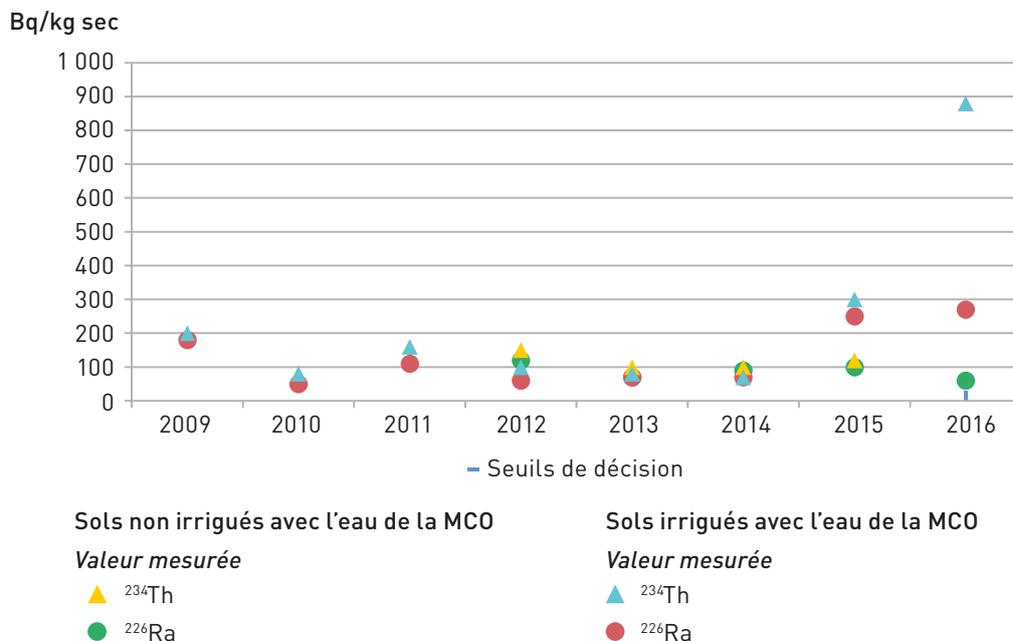


FIGURE 7 / ACTIVITÉS MASSIQUES DU ^{234}Th (assimilable à ^{238}U) ET DU ^{226}Ra MESURÉES DANS LES MAÏS IRRIGUÉS (données disponibles: 2009-2016) ET NON IRRIGUÉS (données disponibles: 2012-2016) AVEC L'EAU DE LA MCO (Bq/kg frais)

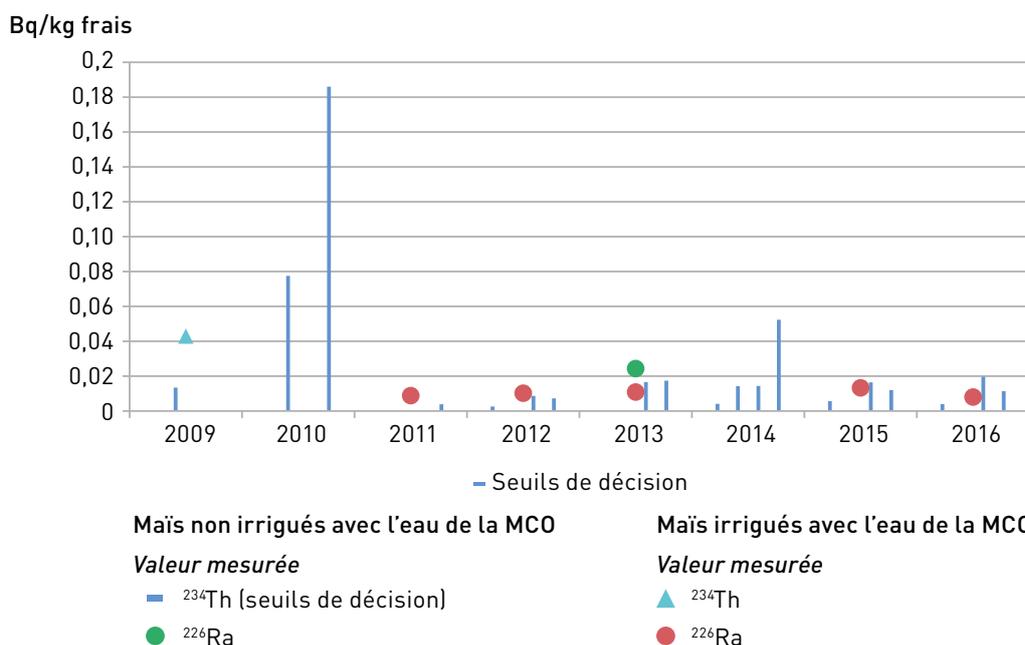
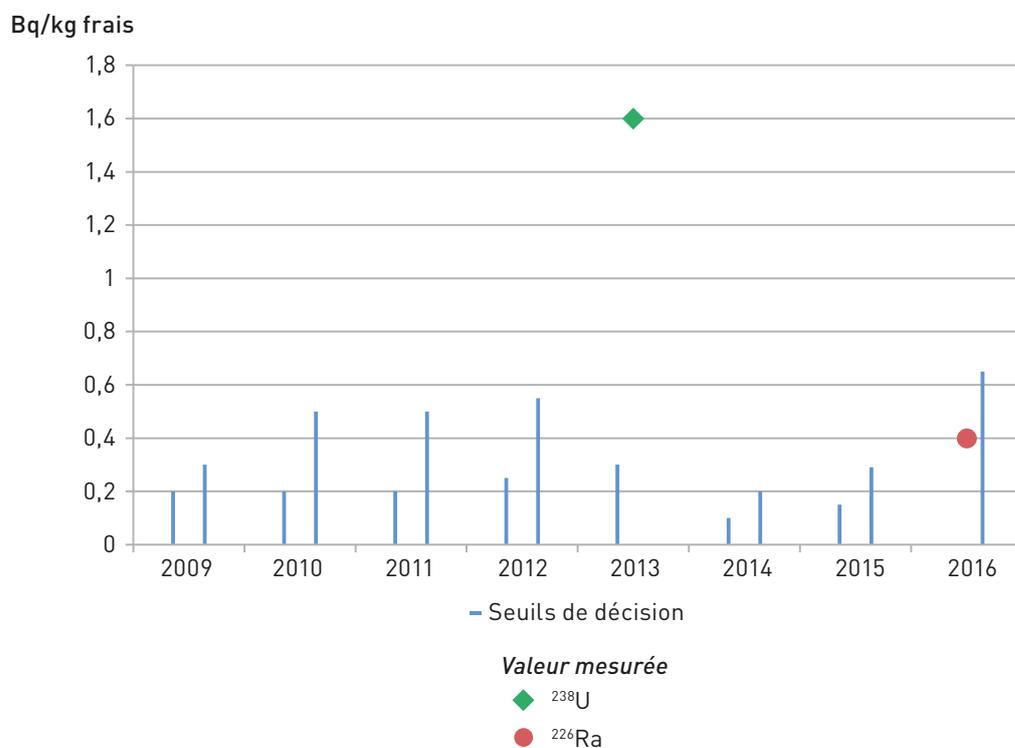


FIGURE 8 / ACTIVITÉS MASSIQUES DE L'²³⁸U ET DU ²²⁶Ra MESURÉES DANS LA VIANDE BOVINE ENTRE 2009 ET 2016 (Bq/kg frais)



Ancienne mine à ciel ouvert de La Porte

© IRSN

Le site de La Porte

Le site de La Porte se situe sur la commune de Saint-Julien-aux-Bois en Corrèze. Il est localisé le long de la rivière le Riou-Tort, en aval de plusieurs autres sites miniers (principalement Galerie des Biaurottes, Le Jaladis, La Clare et La Besse, cf. figure 1). Ce site, qui couvre une surface de 6,5 ha et localisé sur des terrains granitiques, a été exploité entre 1982 et 1984 par mine à ciel ouvert et a permis la production de 29,6 tonnes d'uranium. Le site a été réaménagé au milieu des années 1990 : la Mine à ciel ouvert (MCO) ennoyée, propriété d'Orano, n'est pas utilisée et son accès est interdit. Le reste du site appartient à des propriétaires privés et sert de pâturage.

Plan de surveillance

Le site de La Porte est soumis à une surveillance réglementaire. Le plan de surveillance d'Orano est présenté ci-dessous (cf. tableau 1 et figure 1), il permet d'assurer un suivi :

- des eaux de la mine à ciel ouvert ;
- du rayonnement gamma sur le site et au village de La Porte ;
- de la qualité de l'air sur le site et au village de La Porte (radon et poussières) ;
- du milieu aquatique autour du site (le Riou Tort).

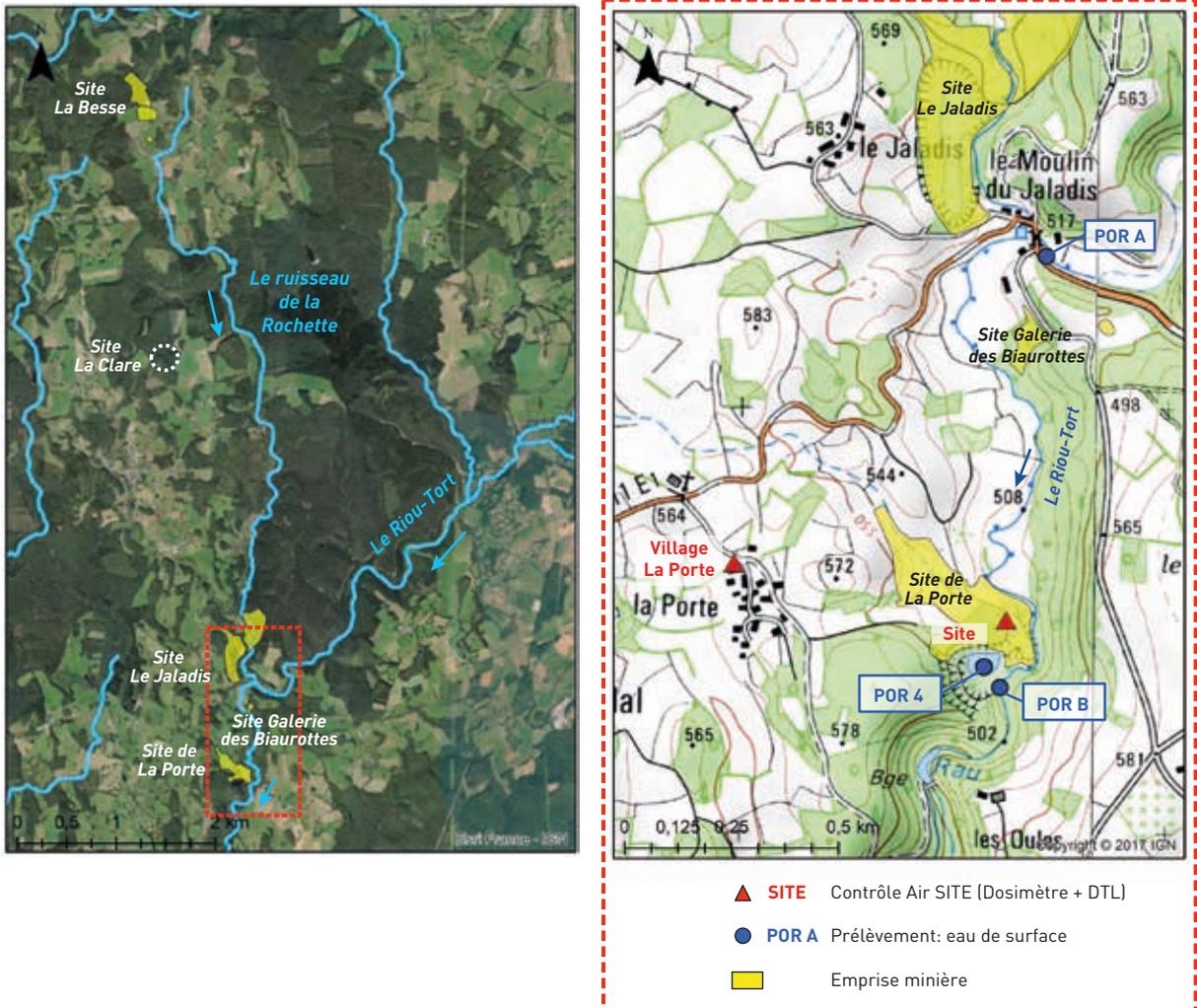
En complément, des analyses ponctuelles, notamment dans le cadre de contrôles inopinés ou du programme MIMAUSA, ont également été réalisées.

TABLEAU 1 / MESURES RÉALISÉES SUR ET AUTOUR DU SITE DE LA PORTE

Milieu surveillé ou nature du contrôle	Orano	IRSN	DREAL
Eaux du site	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : dans la MCO (point POR4) : Mesures trimestrielles de l'uranium, du ²²⁶Ra et du pH 	<ul style="list-style-type: none"> • Programme MIMAUSA en 2011 : dans la MCO (au niveau du point POR4) : mesure ponctuelle de l'uranium, du ²²⁶Ra et des paramètres physico-chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Contrôles inopinés en 2012 : dans la MCO (au niveau du point POR4) : mesure ponctuelle de l'uranium et du ²²⁶Ra
Rayonnement gamma	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : 2 stations de mesure : 1 au niveau du village de La Porte et 1 sur le site 		
Air (radon-222 et radon-220)	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : 2 stations de mesure : 1 au niveau du village de La Porte et 1 sur le site Mesures mensuelles de l'EAP ²²²Rn, de l'EAP ²²⁰Rn et des poussières 		
Milieu aquatique continental	<ul style="list-style-type: none"> • Surveillance réglementaire : eaux : 2 points de prélèvement (POR A et POR B) Mesures trimestrielles de l'uranium, du ²²⁶Ra et du pH 	<ul style="list-style-type: none"> • Programme MIMAUSA en 2011 : eaux : 2 points (au droit de la MCO, à côté du point POR B et en amont du site de La Porte mais en aval du site Galerie des Biaurottes), mesures ponctuelles de l'uranium, du ²²⁶Ra et des paramètres physico-chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Contrôles inopinés en 2012 : eaux (au niveau du point POR B) : 1 point, mesure ponctuelle de l'uranium et du ²²⁶Ra

FIGURE 1 / RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DE SURFACE À PROXIMITÉ DES ANCIENS SITES MINIERS LA BESSE, LA CLARE, LE JALADIS, GALERIE DES BIAUROTTE ET LA PORTE - LOCALISATION DES PRÉLÈVEMENTS LIÉS À LA SURVEILLANCE RÉGLEMENTAIRE DU SITE DE LA PORTE

Emprise minière : Source Orano



Influence du site de La Porte sur son environnement

Qualité de l'air et rayonnement gamma

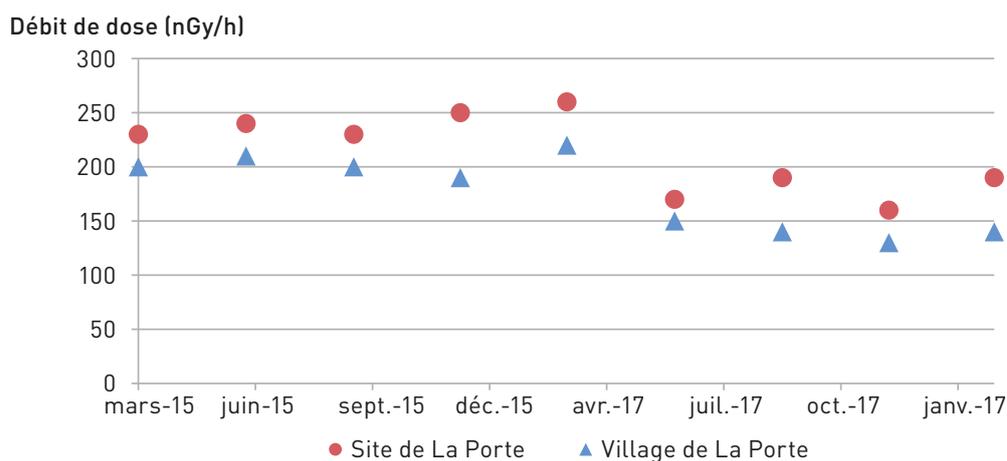
Pour la période 2015-2017, le débit de dose varie entre 160 et 260 nGy/h sur le site minier de La Porte et de 130 à 220 nGy/h au niveau du village de La Porte (cf. figure 2). Ces valeurs sont cohérentes avec les valeurs généralement observées sur les anciens sites miniers et dans leur environnement granitique. La valeur moyenne du débit de dose pour cette période de mesure est plus élevée sur le site de La Porte (moyenne : 213 nGy/h) que dans le village de La Porte (moyenne : 176 nGy/h). La valeur moyenne observée sur le site est probablement due à la localisation du dosimètre à l'aplomb d'une veine à stériles réaménagée.

En l'absence de station de mesure du milieu naturel proche du site, Orano a fait le choix de comparer les énergies alpha potentielles (EAP) du ²²²Rn mesurées dans le cadre de la surveillance aux valeurs définies dans le cadre de la tierce expertise menée par l'IRSN sur le bilan décennal

environnemental des sites de la division minière de la Crouzille, pour les trois situations d'exposition aux vents⁽³⁾. Ainsi, les valeurs mesurées sur le site de La Porte décrit avec une condition topographique de type « fond de vallée » ont été comparées à la valeur de référence de 178 nJ/m³ et celles du village de La Porte décrit avec une condition topographique de type « flanc de coteau » à la valeur de référence de 154 nJ/m³ (cf. figure 3). Les résultats de mesures pour 2015-2017 sur le site de La Porte indiquent une valeur moyenne de 336 nJ/m³ pour l'EAP du ²²²Rn.

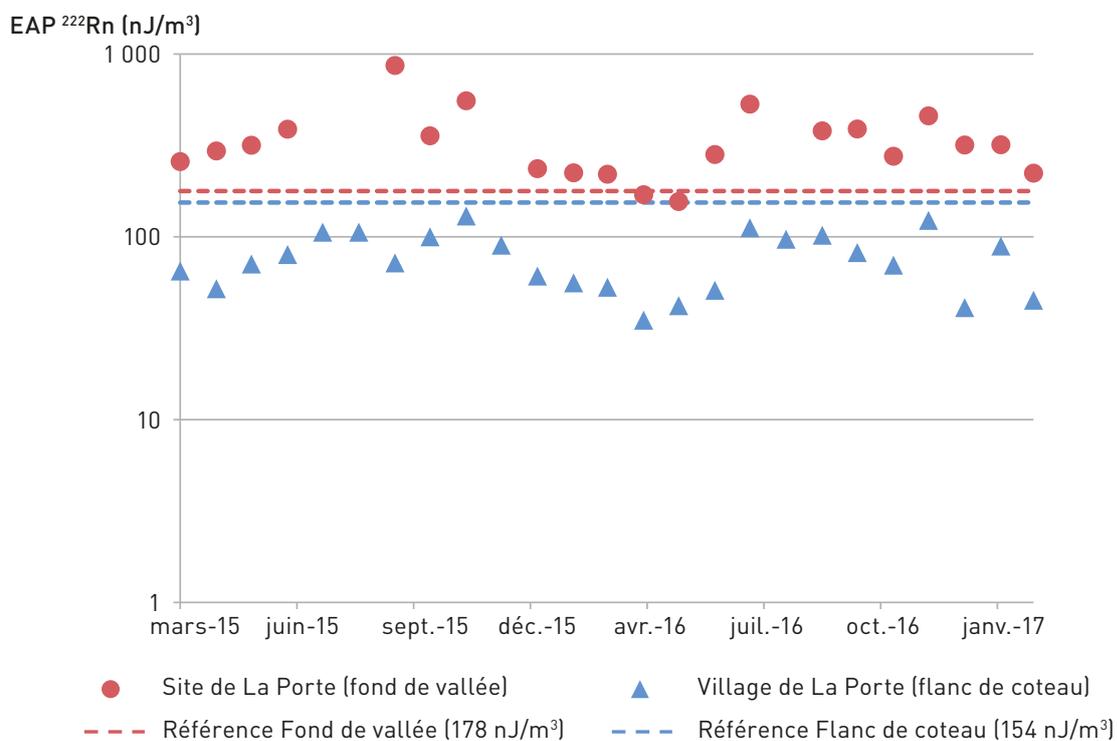
Ces mesures mettent en évidence un impact de l'exploitation minière sur l'EAP du ²²²Rn au niveau du site de La Porte. En effet, la position du site en fond de vallée et la présence de stériles sur le site contribuent à favoriser l'accumulation de radon-222 au niveau du site de La Porte. Pour le village de La Porte, l'EAP du radon-222 est en moyenne de 77 nJ/m³ pour la période 2015-2017. Cette valeur est inférieure à la valeur de référence retenue de 154 nJ/m³.

FIGURE 2 / CHRONIQUE DES MESURES DE DÉBIT DE DOSE RÉALISÉES ENTRE 2015 ET LE PREMIER TRIMESTRE 2017 SUR LE SITE DE LA PORTE ET DANS LE VILLAGE DE LA PORTE (nGy/h)



3. 2007, IRSN, Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC, 2^e partie, réf. : DEI/SARG/2007-042.

FIGURE 3 / CHRONIQUE DES MESURES D'EAP DU ²²²Rn RÉALISÉES ENTRE 2015 ET LE PREMIER TRIMESTRE 2017 SUR LE SITE DE LA PORTE ET DANS LE VILLAGE DE LA PORTE (nJ/m³)



Ancienne verse de stériles miniers

© M.-O. Gatterand/IRSN

Les eaux de surface

Les mesures réalisées depuis 2010 au point localisé sur la rivière du Riou-Tort, en amont hydraulique des sites miniers et donc hors influence de ceux-ci (point POR A, cf. figure 1), révèlent une concentration moyenne en uranium de 1,4 µg/L et une activité moyenne en radium-226 de 18,3 mBq/L (cf. figures 4 et 5). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles habituellement rencontrées dans un environnement naturel de même contexte géologique.

Les valeurs les plus élevées en radionucléides dans les eaux sont mesurées dans la mine à ciel ouvert du site avec, en moyenne, une concentration en uranium de 76,7 µg/L et une activité en radium-226 de 109,3 mBq/L (cf. figures 4 et 5). Ces valeurs élevées, au regard du bruit de fond, découlent probablement de la lixiviation par l'eau, de la roche granitique dans laquelle la mine à ciel ouvert a été creusée.

FIGURE 4 / CHRONIQUE DES MESURES EN URANIUM RÉALISÉES SUR ET AUTOUR DU SITE DE LA PORTE (µg/L)

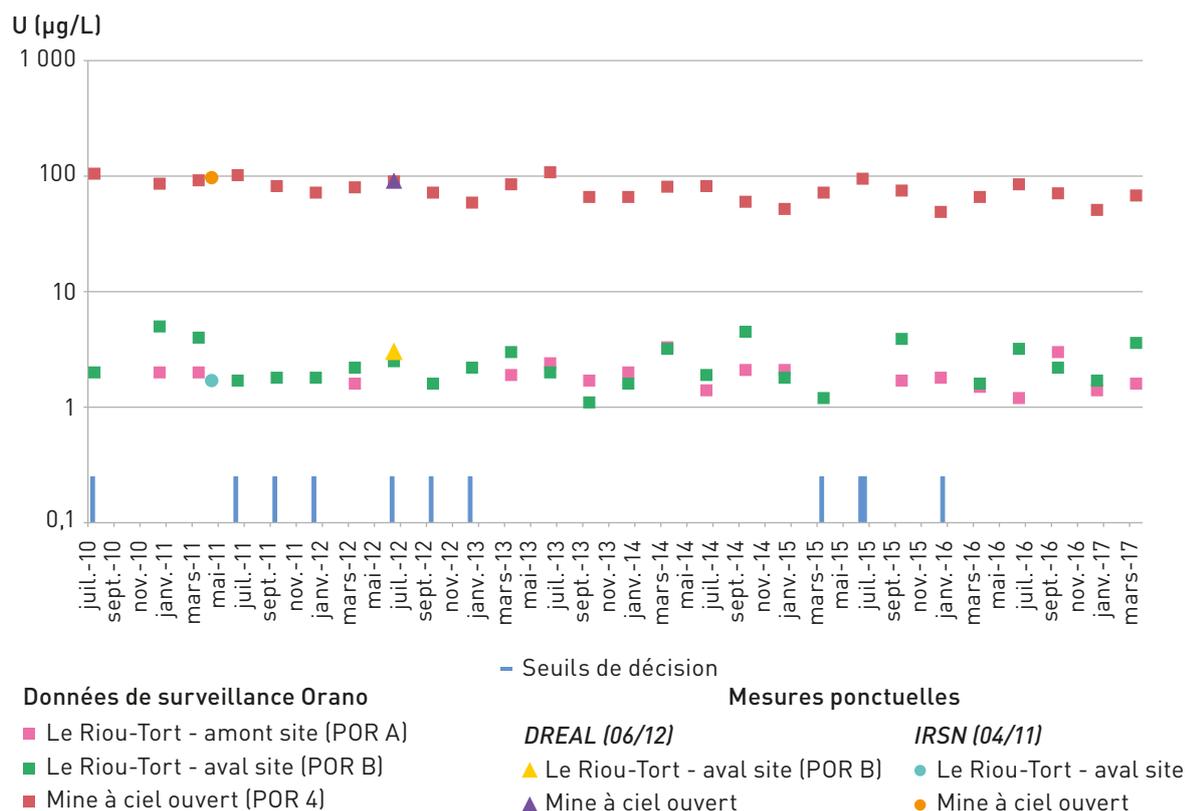
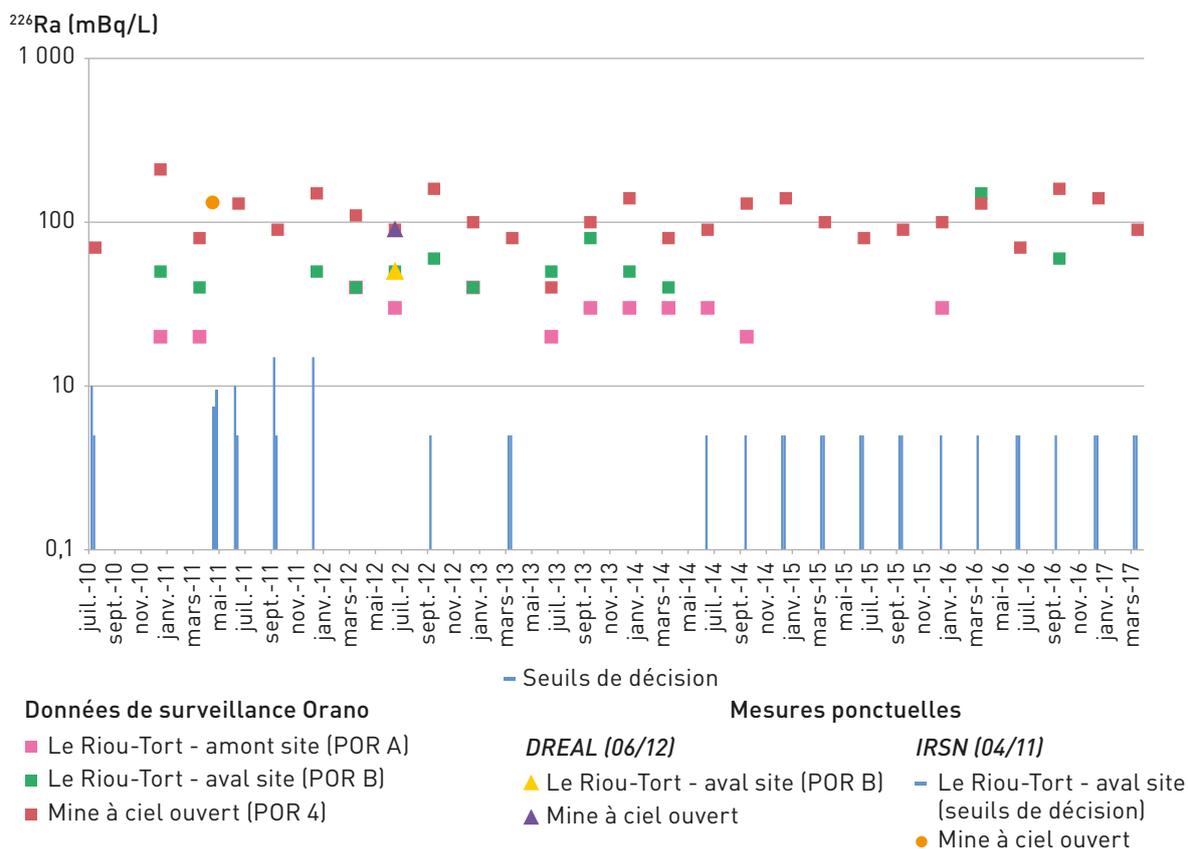


FIGURE 5 / CHRONIQUE DES MESURES EN RADIUM-226 RÉALISÉES SUR ET AUTOUR DU SITE DE LA PORTE (mBq/L)

NB : 51,9 % des échantillons analysés présentent une activité en radium inférieure au seuil de décision



La surveillance réalisée depuis 2010 au point POR B, localisé en aval immédiat du site de La Porte, révèle une concentration moyenne en uranium de 2,3 µg/L, proche de celle mesurée au point POR A. Les mesures de l'activité en radium-226 montrent une plus grande variabilité avec des valeurs comprises entre moins de 10 mBq/L et 150 mBq/L. Le fait que cette variation ne soit pas observée au point POR A, traduit

vraisemblablement une influence des activités minières passées. Cependant, compte tenu de l'absence de point de surveillance en amont immédiat du site de La Porte, la surveillance actuelle ne permet pas d'attribuer ces variations au site de La Porte seul, étant donné la présence des autres mines d'uranium localisées également dans le bassin versant du Riou-Tort.



Prélèvement de sédiments

© IRSN

Station de prélèvement d'aérosols atmosphériques OPERA-AIR TGD 700 m³/h



© IRSN



05

SYNTHÈSE DOSIMÉTRIQUE ET ÉLÉMENTS D'ACTUALITÉ SUR LA PÉRIODE 2015-2017

5.1.	SYNTHÈSE DES ÉVALUATIONS DOSIMÉTRIQUES	302
5.2.	DÉTECTION D'IODE-131 DANS L'AIR EN JANVIER ET FÉVRIER 2017	305
5.3.	DÉTECTION DE RUTHÉNIUM-106 DANS L'AIR DE FIN SEPTEMBRE À DÉBUT OCTOBRE 2017	306
5.4.	POINT SUR LE MARQUAGE RADIOLOGIQUE DE LA ZONE DU RU DES LANDES	308

05

SYNTHÈSE DOSIMÉTRIQUE ET ÉLÉMENTS D'ACTUALITÉ SUR LA PÉRIODE 2015-2017

5.1. SYNTHÈSE DES ÉVALUATIONS DOSIMÉTRIQUES

Sur les trente-six sites français métropolitains où sont exploitées des installations nucléaires de base, vingt-huit ont pu faire l'objet d'évaluations dosimétriques basées sur des résultats de mesure radiologiques dans leur environnement. Ces mesures ont été acquises sur la période 2015-2017, soit par les exploitants nucléaires dans le cadre de la surveillance réglementaire ou lors d'études supplémentaires dont ils sont commanditaires, soit par l'IRSN dans le cadre de sa mission de surveillance radiologique de l'environnement. Le tableau 1 présente de manière synthétique les estimations de doses dues aux rejets des installations et susceptibles d'être reçues par la population résidant autour de ces sites et estimées à partir de mesures environnementales. Ce tableau permet également de comparer ces doses à celles estimées dans le *Bilan Radiologique* précédent qui portait sur la période 2011-2014. Ces estimations sont présentées par radionucléides et par voies d'exposition.

Les personnes résidant à proximité d'un de ces sites nucléaires sont susceptibles d'être concernées par les expositions aux radionucléides mesurés dans l'air et provenant des rejets atmosphériques : exposition externe au krypton-85 pour les personnes résidant autour de La Hague, inhalation de poussières d'uranium pour les sites de Malvési, du Tricastin ou de Romans-sur-Isère, inhalation ou transfert cutané du tritium autour des sites de Valduc, Grenoble ou Creys-Malville. Cette exposition varie suivant les scénarios et la distance au site ; les doses indiquées correspondant souvent au cas le plus pénalisant (proximité immédiate).

En revanche, les doses liées à l'incorporation de radionucléides par ingestion de denrées présentant un niveau mesurable de radionucléides (^{14}C , ^{129}I ,

^{60}Co , plutonium et américium autour de La Hague, ^{14}C et ^3H autour des CNPE, ^3H autour de Valduc, de Grenoble ou de Creys-Malville...) ne peuvent être reçues que par les personnes susceptibles de consommer les denrées concernées. Ces doses estimées sont alors proportionnelles aux quantités consommées.

À noter que dans le cas des CNPE, les doses par ingestion d'eau ou de poissons d'eau douce ne peuvent concerner que les personnes résidant à proximité d'un CNPE situé au bord d'un fleuve. Inversement, les CNPE de la Manche sont seuls concernés par la consommation de denrées marines pêchées à proximité. Dans le cas particulier du CNPE de Flamanville, une personne consommant des denrées marines issues de la pêche locale serait également exposée aux rejets liquides provenant du site de La Hague en raison de sa proximité. Enfin, une personne consommant de l'eau ou des poissons provenant des grands fleuves recevant les rejets de plusieurs INB (Rhône, Garonne, Loire, Meuse, Seine, Rhin et Moselle) peut-être concernée dans une moindre mesure même si elle se trouve loin en aval d'une ou plusieurs installations nucléaires.

Les doses susceptibles d'être reçues par la population résidant autour des installations nucléaires françaises et estimées à partir des résultats de mesures, sont très faibles. Ainsi, une personne qui résiderait autour d'un CNPE et qui cumulerait toutes les voies d'exposition (consommerait régulièrement des denrées produites localement, 2 L/j d'eau du fleuve comme boisson et quelques kg/an de poissons pêchés en aval des rejets du site) recevrait une dose inférieure à 1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, c'est-à-dire moins du millième de la limite d'exposition du public fixée à 1 mSv/an (1 000 $\mu\text{Sv}/\text{an}$). Un même cumul de voies d'exposition conduirait, autour de La Hague, à une dose maximale de 8 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (la plus élevée estimée dans

TABLEAU 1 / DOSES EN $\mu\text{Sv}/\text{an}$ POTENTIELLEMENT REÇUES PAR LES POPULATIONS RÉSIDANT À PROXIMITÉ DES SITES NUCLÉAIRES, ÉVALUÉES À PARTIR DE RÉSULTATS DE MESURES ENVIRONNEMENTALES ACQUISES AUTOUR DE CHACUN DE CES SITES. DOSES DUES À LA RADIOACTIVITÉ NATURELLE EN FRANCE.

Sites	Dose ($\mu\text{Sv}/\text{an}$)		Radionucléide et voie d'atteinte
	BR 2011-2014	BR 2015-2017	
La Hague	0,6 à 3,5	1,6 à 5,4 ⁽¹⁾ ; 3,3 ⁽²⁾	⁸⁵ Kr – exposition externe
	0,7	0,4	¹⁴ C – ingestion de denrées terrestres et marines
	1,1	0,2	¹²⁹ I – ingestion de denrées terrestres et marines
	–	< 0,002	¹⁴ C – inhalation
	–	0,05	⁹⁰ Sr – ingestion de lait
	0,62	0,02 ⁽³⁾	⁶⁰ Co, plutonium et ²⁴¹ Am – ingestion de denrées marines
	–	< 0,03	³ H – inhalation, transcutanée et ingestion de denrées
Malvési	2	–	Uranium – inhalation
	0,4	–	Uranium – ingestion de légumes
	–	0,002	Uranium – ingestion ponctuelle d'1 litre d'eau
	–	0,01	Uranium – ingestion ponctuelle d'1 kg de blé
Tricastin	0,05	0,06	Uranium – inhalation
	0,003	0,003	Uranium – ingestion ponctuelle d'1 litre d'eau
Romans/Isère	0,5	0,15	Uranium – inhalation
Marcoule	0,28	–	³ H – inhalation, transcutanée
	0,12	–	³ H – ingestion de denrées
	–	0,07	¹⁴ C – ingestion de denrées terrestres
Saclay	0,28	0,15	³ H – ingestion de denrées (eau notamment)
	1,4	1,4	¹⁴ C – ingestion de poissons d'étang
Grenoble (ILL)	0,14	0,05	³ H – inhalation, transcutanée
	–	0,03	³ H – ingestion de denrées
Bruyères-le-Châtel	0,14	–	³ H – inhalation, transcutanée
Valduc	0,39	1,0	<ul style="list-style-type: none"> • 0,14 à 0,22 : ³H – inhalation/transcutanée • 0,10 à 0,15 : ³H – ingestion de denrées • 0,7 : ³H – ingestion d'eau
Sites des CNPE	0,1	0,05 à 0,075	¹⁴ C – ingestion de denrées terrestres
	0,12	0,007 à 0,2	¹⁴ C – ingestion de poissons fluviaux
	0,01 à 0,7	0,04 à 0,5	³ H – ingestion d'eau
	–	0,003	³ H – ingestion de denrées terrestres
	–	< 0,001	³ H – ingestion de poissons fluviaux
	0,08	< 0,02	^{110m} Ag – ingestion de poissons de mer
	0,0004	< 0,001	⁶⁰ Co, ⁵⁸ Co, ^{110m} Ag... – exposition à l'air : externe et inhal.
Creys-Malville	< 0,07	0,06	³ H – inhalation, transcutanée
Aval du Rhône (toutes installations nucléaires rhodaniennes)		0,06	Divers radionucléides ⁽⁴⁾ – ingestion d'eau du Rhône
		0,4	¹⁴ C – ingestion de poisson de l'aval du Rhône
Radioactivité naturelle		310	Exposition au rayonnement cosmique
		550	Voyageur aérien fréquent
		360 – 1 100	Exposition au rayonnement tellurique
		380 – 2 500	Ingestion de radionucléides naturels (maximum : gros consommateurs de fruits de mer)
		10	Consommation de 200 g de moules (²¹⁰ Po essentiellement)
		540 – 3 150	Inhalation de radon (max = Lozère, Cantal...)
		300	Gros fumeur

(1) Sur la base des activités de ⁸⁵Kr mesurées. (2) Sur la base des mesures de débit de dose. (3) Mollusques uniquement.

(4) Cette dose est calculée sur la base des activités de tous les radionucléides artificiels présents dans l'eau du Rhône sous forme dissoute et mesurées par la station SORA (Station Observatoire du Rhône en Arles) de l'IRSN, après déduction du bruit de fond radiologique. 80 % de cette dose sont dus aux rejets tritiés des installations nucléaires rhodaniennes, 17 % aux rejets de strontium-90 et moins de 3 % proviennent des autres radionucléides (iode-131 des rejets hospitaliers et cobalt-60 principalement).

ce bilan), mais qui est près de 400 fois inférieure à la dose moyenne reçue annuellement par la population française en dehors de toute influence d'une installation nucléaire, du fait du bruit de fond radiologique existant sur notre territoire. Ces doses sont en bon accord avec celles estimées par calcul (modélisation de la dispersion et des transferts des radionucléides dans les différentes composantes de l'environnement et jusqu'à l'Homme) par les exploitants des sites nucléaires, à partir des activités réellement rejetées (une synthèse de ces calculs d'impact dosimétrique à partir des rejets réels des installations est présentée dans le rapport annuel de l'ASN sur l'état de la sûreté nucléaire et de la radioprotection en France disponible sur www.asn.fr).

Contrairement aux estimations calculatoires effectuées par les exploitants, qui permettent de prendre en compte toutes les voies d'exposition du public et tous les radionucléides rejetés, les mesures environnementales ne permettent d'évaluer que les expositions prépondérantes qui résultent d'un marquage radiologique mesurable dans l'environnement. Pour certains sites comme Valduc, Grenoble ou Creys-Malville, les doses dues au seul tritium, estimées à partir des mesures réalisées dans l'environnement, représentent l'essentiel de la dose totale calculée pour ces sites, toutes voies d'exposition et tous radionucléides considérés. Dans le cas de La Hague ou des CNPE, les doses présentées dans le tableau 1 représentent plus de 70 % de cette dose totale potentiellement imputable au site. Enfin, dans le cas du Tricastin, l'inhalation de poussière d'uranium représente près de 60 % de la dose calculée par l'exploitant (qui prend en compte toutes les expositions potentielles aux radionucléides rejetés par les installations du site).

La connaissance de la radioactivité dans l'environnement, fondée sur les différents programmes de surveillance de l'environnement des sites nucléaires français, permet donc d'estimer l'essentiel des doses susceptibles d'être reçues par la population riveraine. Elle fournit d'autre part un élément de validation des calculs effectués par les exploitants. Cette connaissance n'est toutefois pas seulement issue de la surveillance réglementaire. Des études supplémentaires réalisées à l'initiative de l'IRSN ou de certains exploitants y contribuent également.

Le bilan montre que les doses estimées sur la période 2015-2017 sont pour la plupart tout à

fait concordantes avec celles présentées dans le Bilan Radiologique précédent, et portant sur la période 2011-2014. C'est notamment le cas des doses potentielles autour des CNPE, autour des sites de Creys-Malville, Valduc, Saclay et Tricastin, ou encore des doses dues au carbone-14 et au krypton-85 autour du site de La Hague. Dans le cas des sites de Grenoble et de Romans-sur-Isère, la diminution des doses entre les deux périodes 2011-2014 et 2015-2017, est due à la baisse des rejets. Dans le cas de Marcoule ou de Bruyères-le-Châtel, la baisse des rejets a été telle que les activités environnementales ne sont majoritairement plus mesurables (en dessous des seuils de décision), et ne permettent donc plus de calculer de doses. Autour de Malvési, les doses liées à l'inhalation de poussières d'uranium avaient pu être calculées pour le précédent bilan à partir de mesures acquises lors d'une étude spécifique menée par l'IRSN. Cette étude n'ayant pas été reconduite, et dans l'attente de l'installation prochaine d'une station de prélèvement pérenne à proximité de ce site, cette dose n'a pas pu être estimée. Toutefois, les activités des végétaux, du même ordre que lors de la précédente période, témoignent que les activités dans l'air et donc les doses associées, ont également été du même ordre. Par ailleurs, certaines données qui n'avaient pas été exploitées en termes dosimétriques dans le précédent bilan l'ont été dans le présent bilan. Enfin, certains écarts s'expliquent par l'évolution du jeu de données exploitable ou de la façon de l'exploiter. Ainsi, pour le site de La Hague, seule l'ingestion de mollusques a pu être considérée vis-à-vis de l'incorporation de certains radionucléides dont les activités n'ont que rarement pu être mesurées dans les autres denrées marines.

Comme pour le *Bilan Radiologique* précédent, les doses n'ont pas pu être estimées autour de certains sites dont l'influence des rejets sur l'environnement est trop faible pour être quantifiable par la mesure. Il s'agit des sites de la Marine nationale (Cherbourg, Toulon, Brest), de Fontenay-aux-Roses, Cadarache et Brennilis, ainsi que du CSA-Cires, auxquels est venu s'ajouter le site de Bruyères-le-Châtel. Pour ces sites, les doses estimées par les exploitants par calcul sur la base des activités rejetées, toutes voies d'atteinte et radionucléides considérés, sont inférieures, voire très inférieures à 0,1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (à l'exception du site de Cadarache pour lequel la dose de 1,5 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ estimée par le CEA est principalement due à l'émanation additionnelle de radon dont les mesures ne sont pas disponibles dans le RNM).

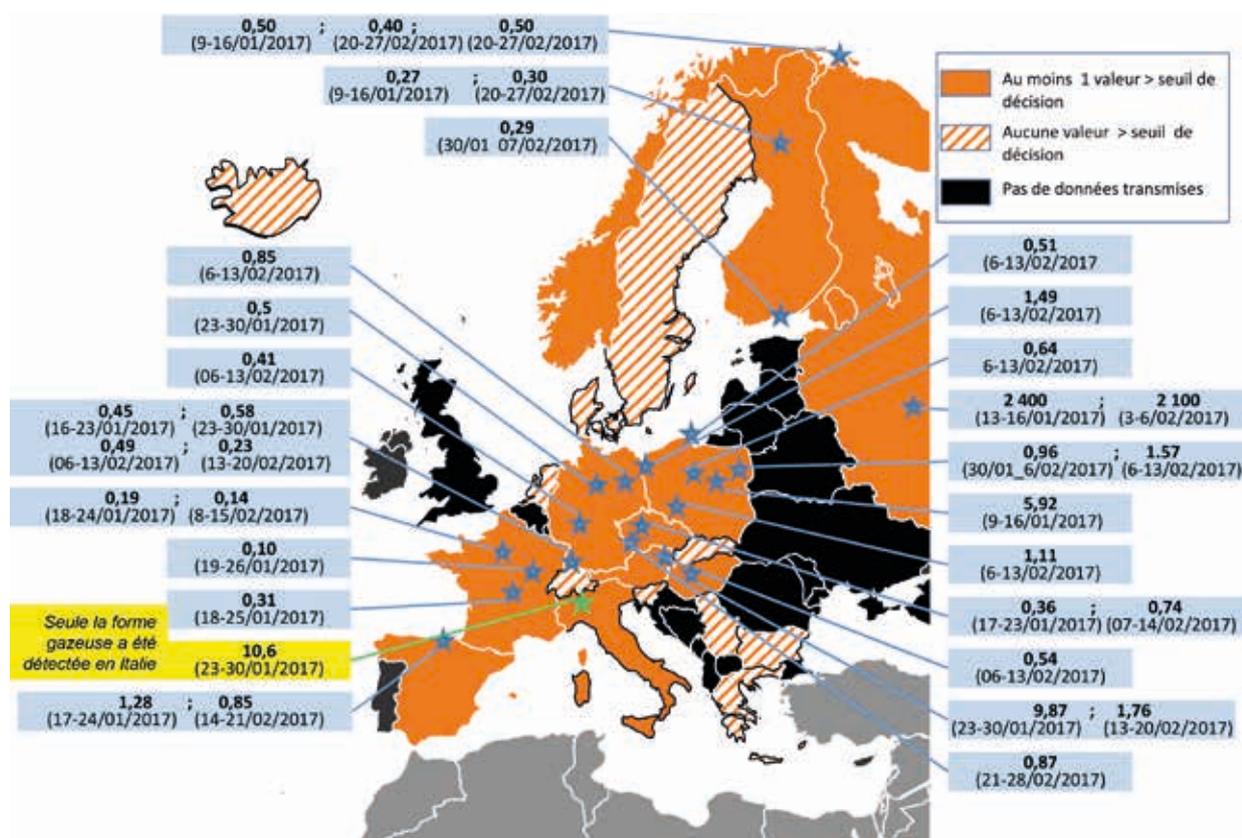
Enfin, le chapitre relatif aux anciens sites miniers ne fait pas l'objet d'évaluations dosimétriques dans le cadre de ce bilan. Trois raisons principales expliquent ce choix: (1) les niveaux d'activité mesurés dans l'environnement autour de ces sites relèvent majoritairement du bruit de fond radiologique, potentiellement renforcé localement; (2) les résultats de mesure disponibles, notamment de débit de dose et de radon, ne sont la plupart du temps pas discernables de ce bruit de fond radiologique du fait en partie de la connaissance relativement imprécise que l'on a de sa variabilité (sommairement illustrée dans le chapitre 2); (3) dans le cas des eaux de surface et des poissons, les résultats d'analyse disponibles, au titre de la surveillance, ne permettraient que des estimations de doses très partielles.

5.2. DÉTECTION D'IODE-131 DANS L'AIR EN JANVIER ET FÉVRIER 2017

Des traces d'iode radioactif particulaire⁽¹⁾ (¹³¹I) ont été détectées dans l'atmosphère d'une douzaine de pays européens entre la mi-janvier et la fin-février 2017. Au total, une quarantaine de détections ont été signalées sur une période de huit semaines par vingt stations de surveillance réparties sur le territoire européen. Les concentrations de ce produit de fission nucléaire sont restées très faibles; entre 0,1 et 10 µBq/m³ et n'ont conduit à aucun impact sanitaire significatif (cf. figure 1). Toutefois, l'IRSN s'est intéressé aux différentes raisons qui ont permis ces détections. L'une d'elles tient à l'amélioration considérable

FIGURE 1 / COMPILATION DES NIVEAUX D'IODE-131 SOUS FORME D'AÉROSOLS DANS L'AIR (valeur en µBq/m³ et dates)

Source: IRSN



1. Adsorbé sur des aérosols ou présent sous forme de nanoparticules.

des performances des stations de collecte de poussières atmosphériques (en termes de débit de prélèvement) et de la métrologie. Il est probable que compte tenu des niveaux observés, cet épisode soit passé inaperçu il y a seulement une dizaine d'années. L'IRSN a également passé en revue les différents types d'installations autorisées à rejeter ce radionucléide et les a classés en fonction de leur contribution attendue en situation de fonctionnement normal. Ce sont les rejets de l'industrie radiopharmaceutique et notamment ceux d'un institut situé à Obninsk à environ 200 km au sud-sud-ouest de Moscou, qui apparaissent comme les contributeurs les plus probables aux activités mesurées à l'échelle européenne, loin devant les incinérateurs des stations d'épuration des eaux usées situées à l'aval des services de médecine nucléaire, et en dernier lieu les rejets des centrales nucléaires^[2].

La reconstitution des trajectoires des masses d'air associées aux détections indiquent également une source d'iode radiopharmaceutique (utilisé pour le diagnostic et le traitement des cancers de la thyroïde notamment), comme étant la plus probable et la plus importante. Les mauvaises conditions de dispersion atmosphérique qui prévalaient à cette période de l'année sur l'Europe ont contribué significativement à l'augmentation des concentrations dans l'air d'un facteur 4 à 5 en moyenne journalière des particules en suspension dans l'air (PM₁₀^[3] et PM_{2,5}^[4]) et des radionucléides d'origine naturelle (⁷Be, ²¹⁰Pb, ⁴⁰K) et ont facilité la détection de l'iode-131. Les situations météorologiques hivernales caractérisées par de fortes inversions du gradient vertical de température dans les basses couches de l'atmosphère sont connues pour entraîner des épisodes de pollution atmosphérique.

L'iode est une espèce volatile dont la présence dans l'atmosphère est répartie sous forme gazeuse (environ ¾) et sous forme particulaire (environ ¼) par adsorption d'une partie des espèces gazeuses sur des aérosols. À l'exception d'une station en Italie équipée d'un piège à iode à grand débit, aucune autre valeur en iode gazeux supérieure aux limites de détection n'a été mesurée sur la fraction gazeuse malgré sa prédominance. La raison tient au débit beaucoup plus important des préleveurs

d'aérosols qui permet des limites de détection bien plus basses de l'iode-131 sous forme particulaire.

Bien que de moindre durée, des détections simultanées de ce radionucléide sur le continent européen s'étaient déjà produites entre septembre et octobre 2011 avec comme origine l'Institut des Isotopes en Hongrie en charge de la production radiopharmaceutique d'iode-131. D'autres épisodes touchant plusieurs pays européens sont à signaler en février 2012, en décembre 2013, en mars et en mai 2015, et plus récemment en janvier et février 2018. Outre l'amélioration des conditions de prélèvement et de mesure, la production de l'industrie radiopharmaceutique est en augmentation pour faire face à une demande croissante du nombre de diagnostics et de traitements à l'iode-131. Il en résulte une augmentation des rejets et des détections.

5.3. DÉTECTION DE RUTHÉNIUM-106 DANS L'AIR DE FIN SEPTEMBRE À DÉBUT OCTOBRE 2017

Entre fin septembre et début octobre 2017, environ 250 stations de surveillance effectuant la collecte des aérosols et réparties majoritairement en Europe, ont signalé la détection de ruthénium-106 dans l'atmosphère. La carte du haut de la figure 2 indique les plages d'activité volumique (un cercle peut représenter plusieurs stations). Ce radionucléide d'origine artificielle n'avait jamais été observé à l'échelle continentale depuis l'accident de Tchernobyl. En France, 9 des 45 stations de collectes d'aérosols du réseau OPERA-AIR de l'IRSN ont enregistré des niveaux d'activité volumique en ruthénium-106 compris entre 0,17 et 46 µBq/m³. Ces très faibles activités volumiques n'ont conduit à aucun impact sanitaire. Selon le pays, la durée des prélèvements était de moins d'un jour à une semaine, voire un mois dans certains cas. Les durées les plus courtes ont permis de montrer qu'en un lieu donné le panache avait résidé entre 1 et 3 jours en moyenne. Les durées de présence les plus courtes ont été observées à l'est de l'Europe et les plus longues à l'ouest. Elles ont pu atteindre jusqu'à 6 jours

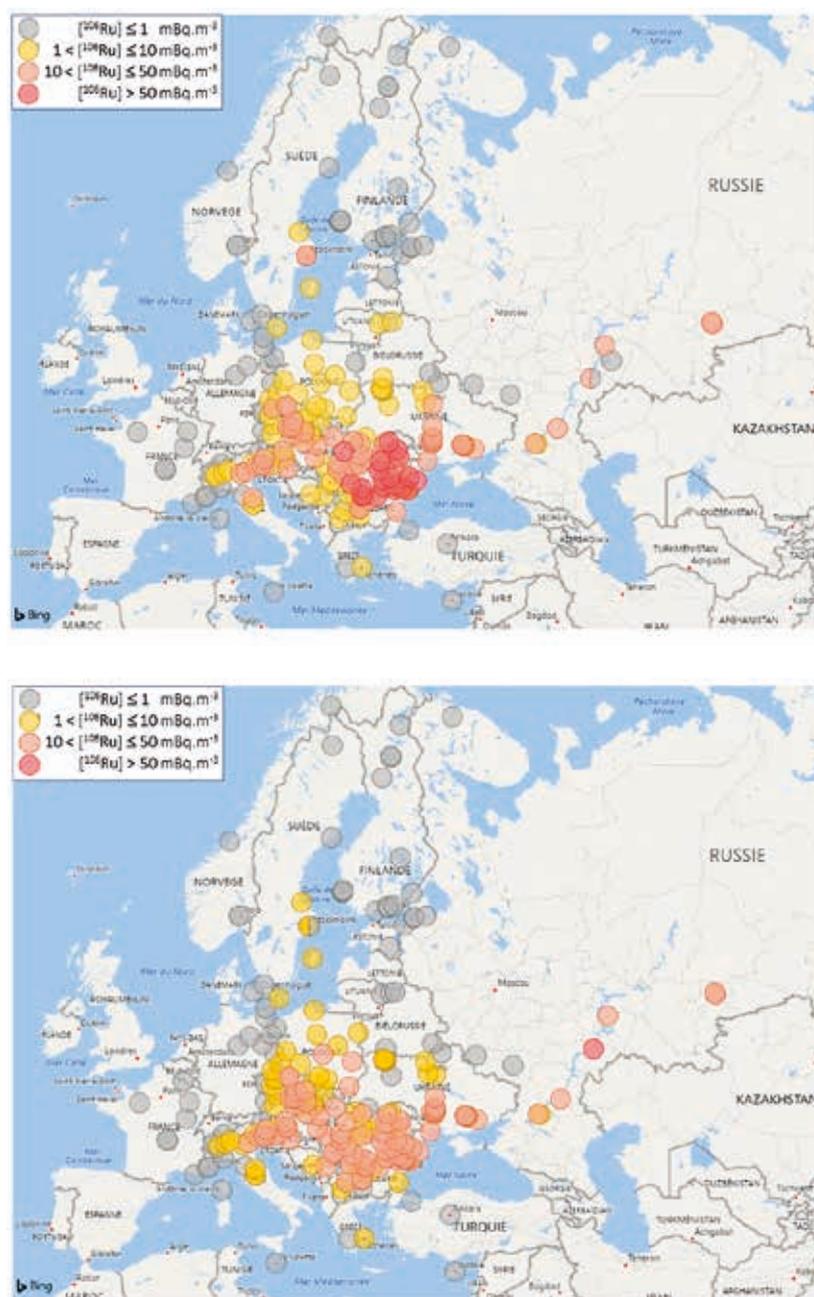
2. Masson et al. (2018) Potential source apportionment and meteorological conditions involved in airborne ¹³¹I detections in January/February 2017 in Europe. *Environ. Sci. Technol.* 2018, 52, 8488–8500.

3. Particules en suspension dans l'air, de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm.

4. Particules en suspension dans l'air, de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm.

FIGURE 2 / ACTIVITÉS VOLUMIQUES DE RUTHÉNIUM-106, BRUTES (carte de gauche) ET CORRIGÉES D'UN TEMPS DE PRÉSENCE MOYEN DU PANACHE DE 7 JOURS (carte de droite)

Source : IRSN.



en Italie en raison d'une stagnation locale des masses d'air. La valeur la plus forte (176 mBq/m³), non corrigée du temps de présence du panache, a été enregistrée en seulement une journée sur une station du sud de la Roumanie. Afin de pouvoir comparer ces résultats obtenus sur des durées de prélèvement variables, tous les niveaux ont été moyennés sur 7 jours. Les données ainsi corrigées (cf. figure 2, carte du bas) montrent que les activités de ruthénium-106 les plus élevées sont indifféremment distribuées entre les pays d'Europe centrale (Roumanie, Hongrie, Serbie, Bulgarie) et de l'est de l'Europe (sud de l'Ukraine et sud de la Russie). Selon l'agence météorologique Russe, la situation dans le sud de l'Oural pendant la période du 25 septembre au 6 octobre était due à un vaste anticyclone centré autour de la mer Blanche (au sud de la péninsule de Kola) presque fermé par l'anticyclone dans la partie centrale de la Sibérie occidentale. Les conditions d'un transfert actif de masses d'air et de polluants du territoire de l'Oural du Sud et de la Sibérie méridionale vers la région méditerranéenne puis vers l'Europe du Nord ont commencé dans la partie méridionale de la Sibérie occidentale, depuis la plaine de la mer Caspienne et le Caucase septentrional.

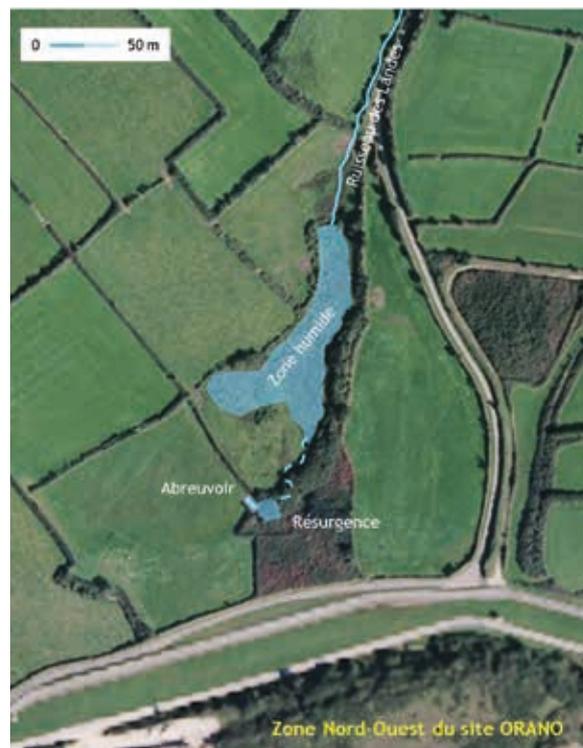
La détection à l'échelle d'un continent et à ces niveaux, suggère que le terme source était important. L'IRSN a estimé le rejet entre 100 et 300 TBq, ce qui ne peut correspondre au rejet d'une installation en fonctionnement normal. Seul du ruthénium a été détecté ce qui permet également d'exclure un accident sur une centrale nucléaire. La localisation exacte du rejet n'est pas connue mais les différentes trajectoires de masses d'air dans les jours précédant les détections sur les différentes stations européennes, suggèrent que le lieu d'émission se situerait entre l'Oural et la Volga. À ce jour, aucun État membre de l'AIEA n'a déclaré un accident sur son territoire.

5.4. POINT SUR LE MARQUAGE RADIOLOGIQUE DE LA ZONE DU RU DES LANDES

L'association pour le contrôle de la radioactivité dans l'Ouest (ACRO) a publié le 10 octobre 2016 un communiqué faisant état de la présence d'américium-241, de césium-137, de cobalt-60 et d'iode-129 dans des sédiments et des mousses aquatiques prélevés au niveau de la source du ru des Landes située au nord-ouest de l'établissement d'Orano de La Hague.

Le marquage radiologique du ru des Landes est historique: il est connu de l'ASN et de la CLI (premiers échanges de courriers en 1995 entre la CSPI [CLI] et la DSIN [ASN aujourd'hui]). Il fait l'objet d'une surveillance radiologique réglementaire réalisée par Orano qui a été renforcée depuis. Toutefois, l'exploitant d'une part, et l'IRSN d'autre part, ont mené en 2016 et 2017 une nouvelle étude destinée à mieux caractériser les radionucléides et les activités radiologiques rencontrés, et de déterminer l'origine et l'étendue de la contamination observée. Ces campagnes de

FIGURE 3 / ZONE NORD-OUEST DU SITE ORANO DE LA HAGUE



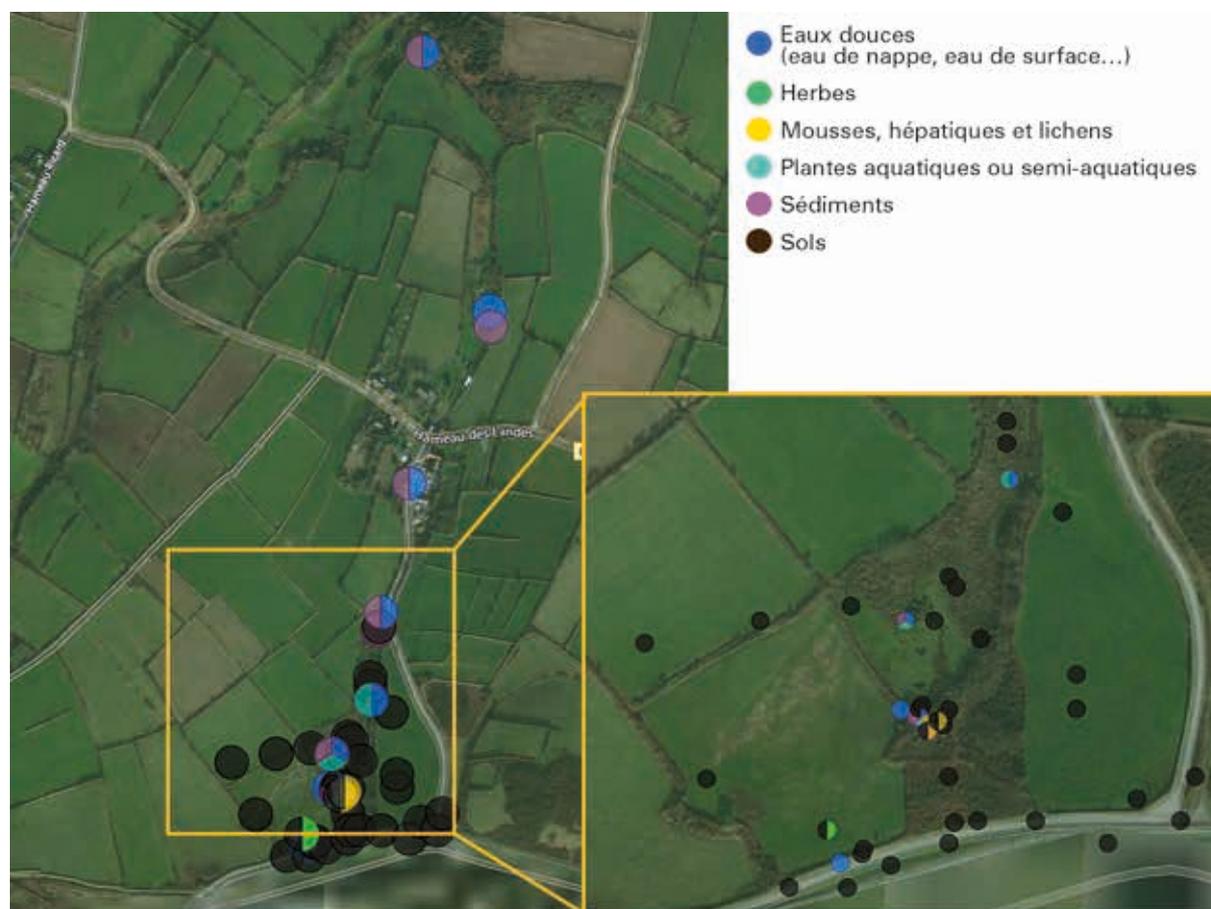
prélèvements et de mesures ont également permis d'apporter des éléments de compréhension pour répondre à la saisine de l'IRSN par l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN) sur la note technique demandée à Orano par l'ASN en décembre 2016 (avis IRSN/2017-00136 du 20/04/2017), et le dossier de réhabilitation de la zone déposé par l'exploitant en juillet 2017 (avis 2017-00376 du 04/12/2017).

Dans le cadre de ce dossier, l'IRSN d'une part et Orano d'autre part, ont procédé à de nombreux prélèvements et analyses complémentaires. L'IRSN a notamment procédé à cinq missions impliquant six laboratoires, programmées entre octobre 2016 et juillet 2017. Au total, ces campagnes qui ont mis en œuvre des moyens variés et complémentaires : spectrométrie gamma embarquée (voiture) et *in situ*, prélèvements d'eau, de sol, d'herbes, de sédiments et de végétaux aquatiques (représentant plus de 120 échantillons analysés et plus de 200 mesures), ont permis de couvrir l'ensemble de la zone.

L'analyse des données obtenues, et notamment des distributions spatiales des activités sur la zone, permet de constater un comportement différencié des radionucléides.

Le césium-137 est réparti de façon relativement homogène et uniforme sur l'ensemble de la zone, avec des valeurs cependant plus élevées à proximité de l'abreuvoir. On note toutefois aussi un marquage à plus grande distance, au nord de la zone humide et en lisière d'un champ à l'ouest de la zone, avec des points singuliers observés également en spectrométrie gamma mobile et *in situ*. Concernant le milieu aquatique, les niveaux observés en césium-137 dans les sédiments sont plus faibles, et toutes les mesures sur les eaux du ru sont inférieures aux seuils de décision. L'IRSN estime pour sa part que ces éléments caractéristiques permettent de s'orienter préférentiellement vers une origine atmosphérique ancienne du dépôt, en lien avec des fuites observées en 1974 sur des blocs de

FIGURE 4 / PRÉLÈVEMENTS RÉALISÉS PAR L'ACRO, L'IRSN ET ORANO SUR LA ZONE



déchets bétonnés stockés à l'air libre au nord-ouest du site et issus des activités de l'atelier Elan IIb (fabrication de sources de ^{90}Sr et ^{137}Cs , arrêté en 1973).

Ces activités de césium-137 sont à mettre en perspective avec celles observées dans les sols : de l'ordre de 6 Bq/kg sec dans la zone d'Omonville et de 2 à 6 Bq/kg sec dans le département de la Manche.

Les marquages observés en plutonium sont quant à eux nettement plus localisés et observés presque exclusivement en milieu aquatique, notamment dans les sédiments, avec des valeurs supérieures à celles du bruit de fond radiologique local, y compris autour du site (de l'ordre de 0 à 2 Bq/kg sec dans les sédiments). La seule valeur significative observée en plutonium-238 et en plutonium-239+240 dans les sols, se situe à proximité immédiate de l'abreuvoir et pourrait donc être expliquée par un transfert direct de celui-ci

au sol environnant. On peut noter également que les sédiments (point au nord de l'abreuvoir) et l'herbe (point au sud-ouest) prélevés à distance de l'écoulement ne présentent pas de valeur significative en plutonium. Sur la base de ces éléments et d'analyses complémentaires, l'IRSN a conclu comme l'exploitant, à un marquage de la nappe phréatique en émetteurs alpha (plutonium et américium).

Sur le volet sédimentaire, l'étude des niveaux observés en américium et en plutonium dans les sédiments montre une corrélation entre les deux radionucléides, et donc une origine commune. Les rapports d'activités isotopiques évalués par les différents intervenants ayant réalisé des mesures sur la zone (ACRO, IRSN et ORANO) montrent que ceux-ci proviennent d'activités historiques de retraitement de combustibles anciens de l'ancienne filière Uranium naturel / Graphite / Gaz (UNGG).

FIGURE 5 / GAMMES D'ACTIVITÉS DU CÉSIMUM-137 ET DE L'AMÉRICIUM-241 MESURÉES DANS LES SOLS (Bq/kg sec)



FIGURE 6 / GAMMES D'ACTIVITÉS DU PLUTONIUM-239+240, DE L'AMÉRICIUM-241 ET DU STRONTIUM-90 MESURÉES DANS LES SÉDIMENTS (Bq/kg sec)



Concernant l'américium-241, on observe une double coïncidence géographique, avec d'une part le plutonium en milieu aquatique, et d'autre part avec les valeurs les plus élevées en césium dans les sols. Un apport par deux voies distinctes est alors à envisager :

- aérienne de façon similaire au césium mais par des déchets différents (blocs provenant par exemple d'AT1 sur lesquels des fissures avaient été détectées en 1979) voire, sous certaines conditions, par ruissellement depuis les parcelles situées à l'est ;
- aquatique, comme le plutonium, avec des valeurs localisées très élevées (dans les sédiments par exemple, avec plus de 10 fois les activités observées ailleurs autour de l'établissement et inférieures à 5 Bq/kg sec).

Les niveaux observés dans l'eau et les sédiments ainsi que la répartition du strontium-90 montrent qu'il s'agit de la voie d'apport prépondérante, avec des niveaux supérieurs d'un facteur deux à trois dans l'eau et de plus de 10 dans les sédiments, par rapport à ceux observés usuellement dans l'environnement, y compris autour de la Hague. Par ailleurs, une bio-accumulation dans les mousses de l'abreuvoir et les végétaux aquatiques de la zone humide, en lien avec la forte mobilité du strontium dans ce type de matrice, ont été observés. Toutefois, la présence de strontium dans l'herbe prélevée au sud de la parcelle adjacente au site et à l'abreuvoir, pourrait avoir la même origine que celle du césium.

TABLEAU 2 / SYNTHÈSE DES RÉSULTATS DE MESURE ACQUIS DANS LE CADRE DE LA CARACTÉRISATION RADIOLOGIQUE DU RU DES LANDES ET DISPONIBLES DANS LE RNM

		Eaux douces (Bq/L)	Herbes (Bq/kg sec)	Mousses (Bq/kg sec)	Plantes aquatiques (Bq/kg sec)	Sédiments (Bq/kg sec)	Sols (Bq/kg sec)
¹³⁷ Cs	Nombre de valeurs < SD	35	0	2	1	0	6
	Nombre de valeurs significatives	0	1	2	8	16	142
	Valeur minimale		0,598	2,10	0,648	1,29	0,584
	Valeur maximale		0,598	51,6	7,50	45,2	550
	Médiane		0,598	26,9	4,30	3,85	27,8
²³⁸ Pu	Nombre de valeurs < SD	4	1	0	1	10	0
	Nombre de valeurs significatives	1	0	1	1	4	4
	Valeur minimale	0,001		0,381	0,286	0,464	1,15
	Valeur maximale	0,001		0,381	0,286	15,6	3,57
	Médiane	0,001		0,381	0,286	2,84	2,26
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	Nombre de valeurs < SD	3	1	0	0	6	0
	Nombre de valeurs significatives	2	0	1	2	8	4
	Valeur minimale	0,001		4,00	0,013	0,857	14,4
	Valeur maximale	0,004		4,00	3,31	174	40,2
	Médiane	0,002		4,00	1,66	3,98	26,2
²⁴¹ Am	Nombre de valeurs < SD	28	2	0	2	12	77
	Nombre de valeurs significatives	1	0	4	8	8	58
	Valeur minimale	0,001		8,92	8,80	0,356	0,40
	Valeur maximale	0,001		28,0	25,0	97,8	198
	Médiane	0,001		11,5	14,0	17,4	1,90
⁹⁰ Sr	Nombre de valeurs < SD	0	0	0	0	0	0
	Nombre de valeurs significatives	35	1	1	2	6	0
	Valeur minimale	0,008	10,3	221	29,4	1,45	
	Valeur maximale	3,13	10,3	221	963	323	
	Médiane	0,77	10,3	221	497	107	

L'ensemble de ces éléments a conduit l'IRSN à identifier au moins trois modes de transferts potentiels dans son avis 2017-00136 du 20/04/2017 :

- un transfert par la nappe phréatique *via* la résurgence de celle-ci, pouvant résulter d'un phénomène d'entraînement des polluants par l'eau (plutonium et américium notamment) à de très faibles concentrations et de fixation progressive de ceux-ci dans les sols traversés ;
- un transfert par voie aérienne, expliquant une répartition plus généralisée et homogène, par exemple en césium-137 ;

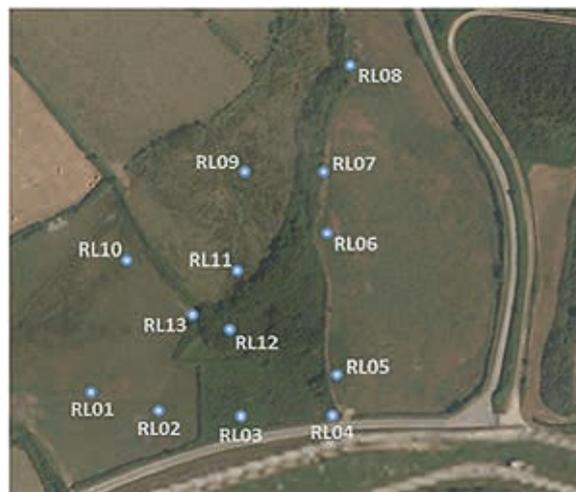
- un transfert par ruissellement, notamment en cas de fortes pluies, depuis les terrains situés à proximité immédiate de la source du ru des Landes qui présentent un marquage des sols, notamment en césium-137 et en américium-241.

Afin de disposer d'éléments complémentaires et d'être en mesure d'évaluer l'impact sur des denrées susceptibles de provenir de la zone incriminée (certains champs étant ouverts au bétail à proximité immédiate de l'abreuvoir), un échantillon de lait a été prélevé par la Direction Générale de l'Alimentation (DGAL) et analysé par l'IRSN. L'ensemble des mesures réalisées en spectrométrie gamma sur cet échantillon sont

inférieures au seuil de décision, et l'activité en ^{90}Sr est de $0,135 \pm 0,017$ Bq/L, dans la fourchette haute des analyses réalisées sur le lait autour de l'établissement de la Hague. Cette activité conduirait à une dose efficace pour un adulte qui consommerait ce lait de $0,1 \mu\text{Sv}/\text{an}$.

Orano a décidé de retirer les terres les plus marquées au niveau de la résurgence à l'origine du ru des Landes, de rabattre la nappe en amont au niveau du site au moyen de 2 forages de façon à éviter tout nouvel apport de radionucléides artificiels à l'origine de ce marquage et de mettre en œuvre un programme de surveillance renforcé complémentaire présenté sur la figure et le tableau ci-dessous. Ces investigations ont notamment pour objectif de garantir et confirmer l'absence d'évolution du marquage dans la zone. Ce programme de surveillance a d'ores et déjà été mis en œuvre depuis environ un an. Le dossier associé à ces investigations est en cours d'instruction par l'ASN.

FIGURE 7 / NOUVEAU PLAN DE SURVEILLANCE
MIS EN ŒUVRE PAR ORANO



Abreuvoir

© IRSN



© DR



06

COMPRENDRE LA RADIOACTIVITÉ ET LES EXPOSITIONS DES PERSONNES QU'ELLE PEUT ENGENDRER

6.1. LES RADIONUCLÉIDES.....	316
6.2. LES RAYONNEMENTS.....	317
6.3. L'ACTIVITÉ : LES BECQUERELS (Bq).....	317
6.4. LA PÉRIODE RADIOACTIVE.....	318
6.5. LES MODES D'EXPOSITION À LA RADIOACTIVITÉ ENVIRONNEMENTALE.....	318
6.6. LA DOSE : LE SIEVERT (Sv).....	320
6.7. LA RADIOPROTECTION.....	323

06

COMPRENDRE LA RADIOACTIVITÉ ET LES EXPOSITIONS DES PERSONNES QU'ELLE PEUT ENGENDRER

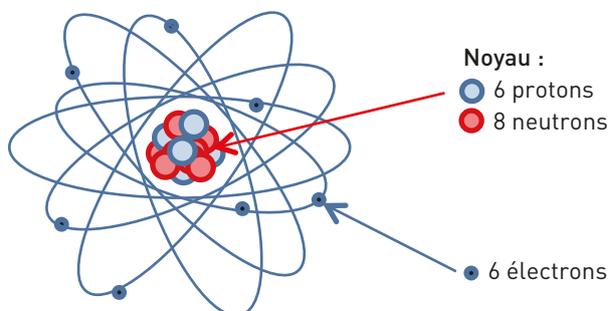
6.1. LES RADIONUCLÉIDES

La matière est constituée de molécules qui sont des combinaisons d'atomes de différents éléments chimiques : atomes de carbone, d'hydrogène, de potassium, de calcium, de fer, de plomb, d'uranium, etc. Un atome est composé d'un noyau central constitué notamment de protons et de neutrons, ainsi que d'un nuage périphérique composé d'électrons (cf. figure 1).

Certains noyaux atomiques sont instables, radioactifs, et se transforment spontanément en d'autres noyaux : on dit qu'ils se désintègrent.

Chacun des éléments chimiques peut présenter des noyaux différents dont certains sont radioactifs ; ce sont des radionucléides (ou isotopes radioactifs). L'hydrogène a un radionucléide : le tritium. Parmi les radionucléides du carbone figure notamment le carbone-14. Le césium-134 et le césium-137 sont deux des quinze isotopes connus du césium. Certains éléments chimiques très lourds comme l'uranium ou le plutonium n'ont aucun noyau stable, seulement des noyaux radioactifs.

FIGURE 1 / REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE D'UN ATOME DE CARBONE-14



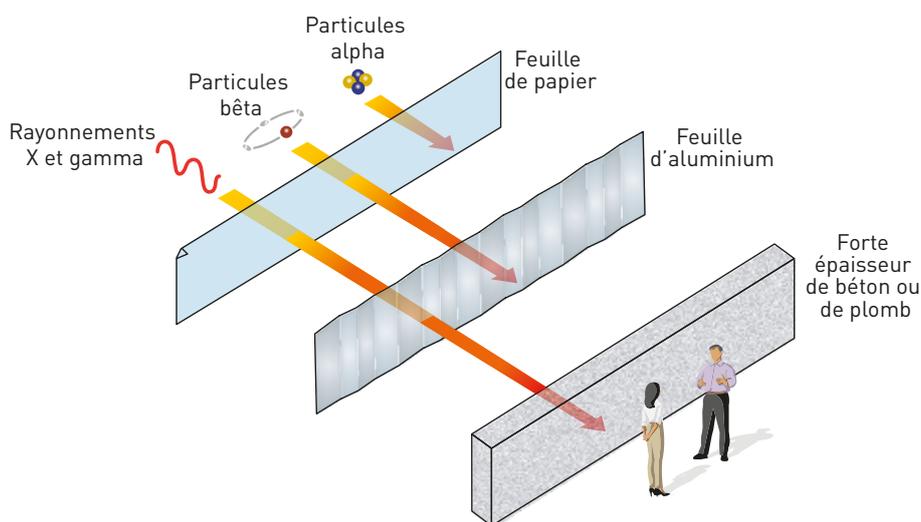
6.2. LES RAYONNEMENTS

Lorsqu'un atome se désintègre il peut émettre différents types de rayonnements. Ces rayonnements sont susceptibles d'arracher des électrons aux atomes de la matière qui les reçoit et donc d'ioniser cette matière. C'est pourquoi ces rayonnements sont dits « ionisants ».

Les principaux rayonnements ionisants issus de la désintégration des radionucléides sont (cf. figure 2 et tableau 1) :

- les rayonnements alpha constitués par un flux de noyaux d'hélium (formés de deux protons et de deux neutrons) ; ils peuvent être arrêtés par une simple feuille de papier ;
- les rayonnements bêta, constitués par un flux d'électrons, ils peuvent être arrêtés par une feuille d'aluminium ;
- les ondes électromagnétiques X et gamma ; les plus énergétiques ne sont arrêtées que par de grosses épaisseurs de plomb ou de béton.

FIGURE 2 / PARCOURS DES DIFFÉRENTS TYPES DE RAYONNEMENT



6.3. L'ACTIVITÉ : LES BECQUERELS (Bq)

L'activité d'un radionucléide est le nombre de désintégration qu'il produit par seconde (1 Bq = 1 désintégration par seconde). Le nombre de désintégration par seconde étant proportionnel au nombre d'atomes radioactifs, l'activité d'un radionucléide correspond à une quantité de ce radionucléide. Pour quantifier les rejets radioactifs d'une installation nucléaire, le becquerel étant une unité très petite, on utilise des multiples : kilo-becquerel kBq (= 1 000 Bq), méga-becquerel MBq (= 1 000 000 Bq), giga-becquerel GBq (= 1 000 MBq), tera-becquerel TBq (= 1 000 GBq).

Dans l'environnement, l'activité est souvent rapportée à une masse ou un volume. L'activité

volumique (Bq/L ou Bq/m³) ou l'activité massique (Bq/kg) d'un radionucléide dans un échantillon de matière est une façon d'exprimer la teneur de ce radionucléide dans l'échantillon. Les activités dans l'environnement sont souvent très faibles et on utilise des sous-multiples : par exemple, milli-becquerel par kilogramme mBq/kg (= 0,001 Bq/kg), micro-becquerel par mètre cube $\mu\text{Bq/m}^3$ (0,000001 Bq/m³).

En mesurant l'activité des radionucléides grâce aux rayonnements qu'ils émettent, il est possible de détecter des quantités (masses) infimes de matière radioactive. Ainsi, une activité massique de 600 becquerels de césium-137 par kilogramme correspond à une teneur en césium de 0,00000086 gramme (0,86 microgramme) de césium-137 par tonne.

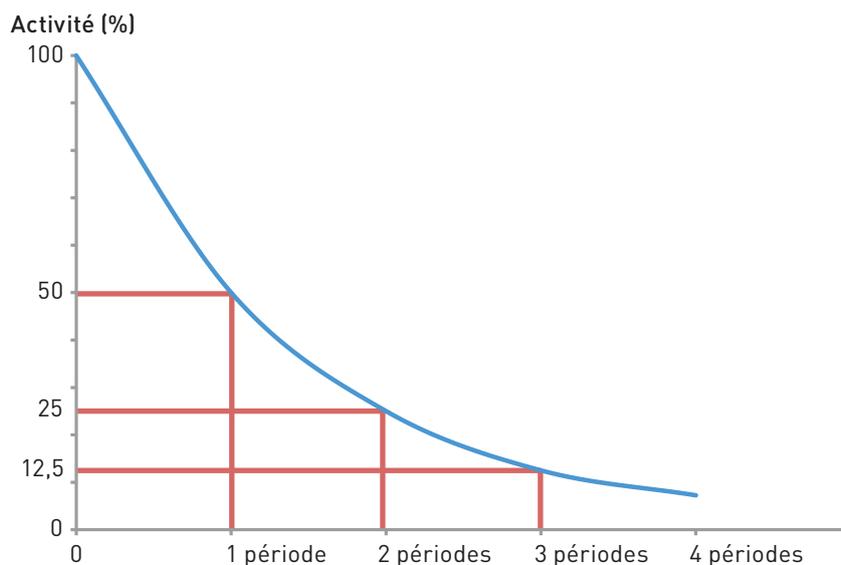
6.4. LA PÉRIODE RADIOACTIVE

La désintégration d'un atome entraîne soit la formation d'un autre atome radioactif (d'un autre radionucléide), soit la production d'un atome stable (non radioactif). Elle entraîne donc la diminution de l'activité du radionucléide considéré.

La période radioactive (ou demi-vie) d'un radionucléide est le temps nécessaire pour que l'activité (le nombre de becquerels) d'un radionucléide soit réduite de moitié. (cf. figure 3 et tableau 1).

Elle varie suivant le radionucléide d'une fraction de seconde à des milliards d'années. L'uranium-238 a une demi-vie de près de 4,5 milliards d'années. C'est cette longue période qui explique qu'on en trouve encore sur Terre à l'état naturel. La période de l'uranium-235 est de près de 700 millions d'années; c'est ce qui explique que, comparativement à l'uranium-238, on en trouve relativement peu (il ne constitue que 0,7 % de l'uranium naturel).

FIGURE 3 / REPRÉSENTATION GRAPHIQUE DE LA DÉCROISSANCE RADIOACTIVE



6.5. LES MODES D'EXPOSITION À LA RADIOACTIVITÉ ENVIRONNEMENTALE

Une personne peut être exposée de plusieurs manières à la radioactivité présente dans l'environnement.

Si la personne est exposée à une source de rayonnement qui lui est extérieure, l'air ou le sol par exemple, l'exposition est externe. Cette exposition concerne essentiellement les radionucléides émetteurs gamma ou X car ces

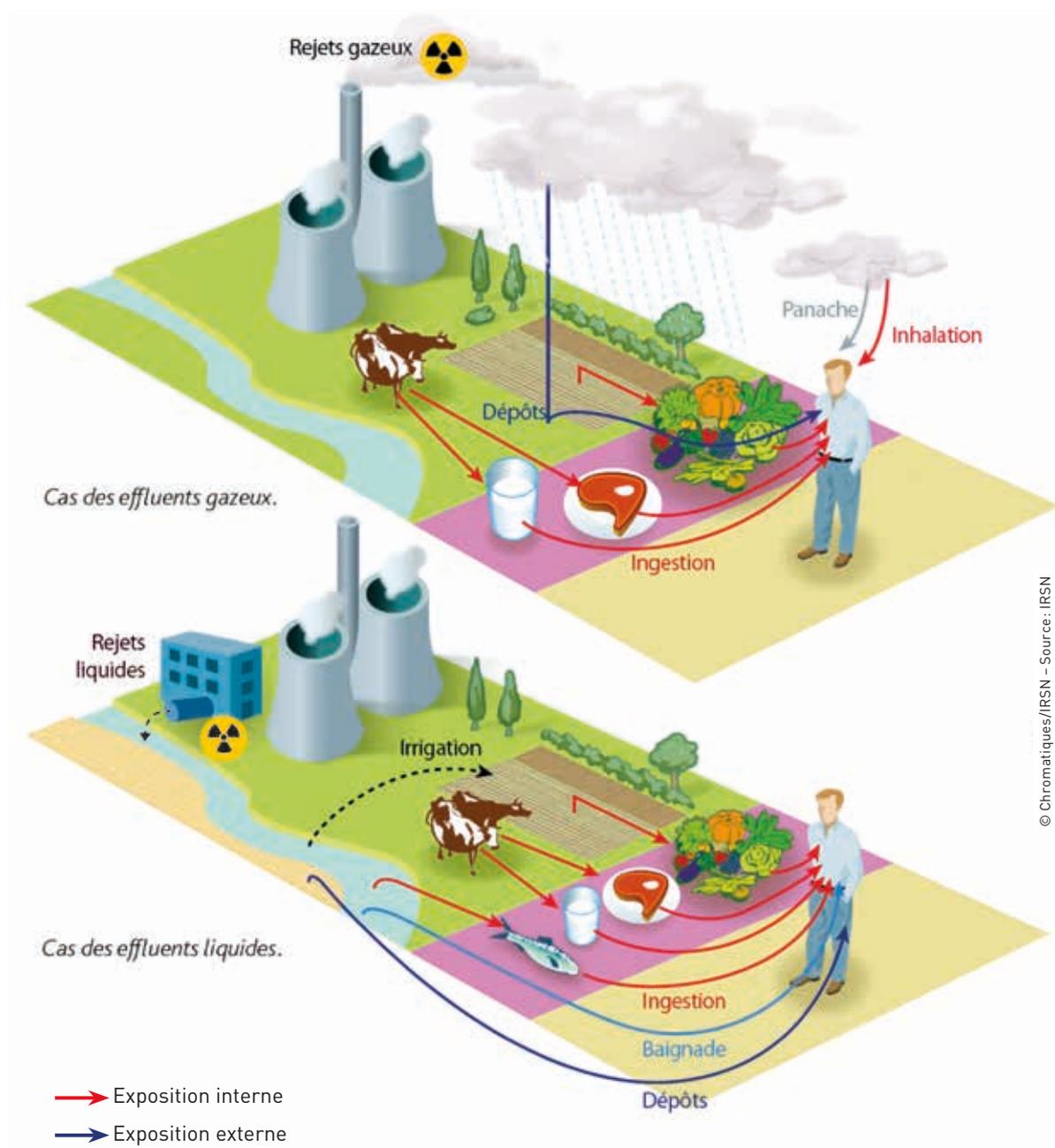
rayonnements ont un long parcours dans l'air et peuvent pénétrer profondément dans l'organisme (cf. figure 2). Elle est faible pour les radionucléides émetteurs alpha purs (sans émission gamma comme ^{238}Pu ou $^{239+240}\text{Pu}$ par exemple) ou pour les émetteurs bêta purs de faible énergie (comme le tritium et le carbone-14) qui sont arrêtés par la peau. L'exposition externe diminue très vite avec la distance par rapport à la source et cesse si l'on s'en écarte suffisamment.

Si le radionucléide pénètre dans l'organisme par inhalation ou ingestion, l'exposition est interne. Cette exposition va persister jusqu'à ce que le

radionucléide disparaît par décroissance radioactive ou soit éliminé par l'organisme. Cette élimination peut être très rapide (cas du tritium éliminé avec l'eau) ou très longue (cas du plutonium qui se fixe notamment dans les os).

Cette exposition est particulièrement pénalisante pour les émetteurs alpha dont le rayonnement très énergétique percute les cellules des tissus vivants situées à proximité immédiate de l'endroit du corps où ils se sont fixés.

FIGURE 4 / **MODE D'EXPOSITION D'UNE PERSONNE À LA RADIOACTIVITÉ ENVIRONNEMENTALE**



6.6. LA DOSE : LE SIEVERT (Sv)

En y cédant leur énergie les rayonnements ionisants peuvent endommager les tissus de l'organisme. Ces dommages et leurs conséquences dépendent de la nature du rayonnement, de son énergie et du devenir du radionucléide lorsqu'il est ingéré ou inhalé.

Par ailleurs, les différents organes sont plus ou moins sensibles aux rayonnements. De plus, suivant les parties de l'organisme touchées par les rayonnements, les effets sont différents. L'estimation de la dose efficace permet de quantifier et de comparer les différentes expositions auxquelles peut être soumise une personne en prenant en compte les spécificités des radionucléides, de leur rayonnement ainsi que des organes exposés. La dose efficace s'exprime en sievert (Sv). Pour les expositions qui résultent

de la radioactivité environnementale, cette unité est très grande et on utilise des sous-multiples : le millisievert ($1 \text{ mSv} = 0,001 \text{ Sv}$) ou le microsievert ($1 \mu\text{Sv} = 0,000\,001 \text{ Sv}$). Dans ce bilan radiologique, les doses efficaces sont estimées pour l'individu adulte et pour une durée d'exposition d'un an (mSv/an ou $\mu\text{Sv/an}$).

Le facteur de dose permet d'estimer la dose en sievert à partir des activités environnementales mesurées (Bq/kg dans les denrées, Bq/m^2 dans les sols et Bq/m^3 dans l'air notamment). Le facteur de dose qui permet d'estimer la dose consécutive à l'ingestion d'un radionucléide est exprimé en Sv/Bq ingéré ; celle pour estimer la dose par inhalation en Sv/Bq inhalé ; et l'exposition externe en Sv/h par Bq/m^3 si le radionucléide est dans l'air ou en Sv/h par Bq/m^2 s'il est sur ou dans le sol. La figure 5 montre que les facteurs de dose sont très différents suivant le radionucléide et le mode d'exposition.

FOCUS LES EFFETS DES RAYONNEMENTS SUR LA SANTÉ

Les rayonnements peuvent entraîner des dommages sur les cellules des organes qui y sont exposés. En cas d'exposition très importante, la mort massive de cellules peut entraîner des effets rapides et certains : brûlure plus ou moins importante, nécrose, baisse des globules blancs, nausée et dans le cas extrême, le décès de l'individu. Les activités présentes dans l'environnement ne peuvent en aucun cas conduire à ce genre de conséquences. Les expositions à la radioactivité environnementale sont de l'ordre de mille à un million de fois plus faibles que celles susceptibles de produire les effets cités précédemment. Elles peuvent être à l'origine, de manière aléatoire, de pathologies qui apparaissent des années, voire des décennies plus tard, essentiellement des cancers. Ces conséquences sont assimilables à celles qui peuvent résulter du tabagisme ou de l'apparition de cancer de la peau après des expositions répétées au soleil.

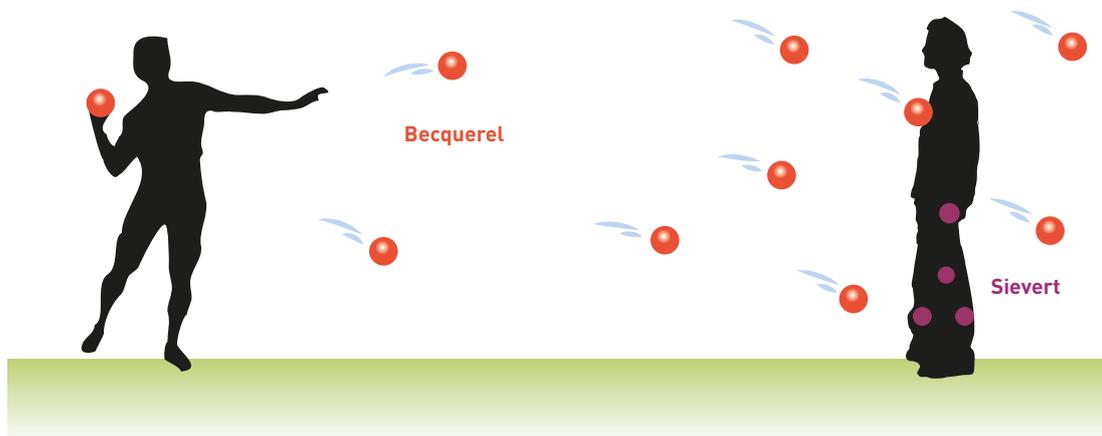


TABLEAU 1 / CARACTÉRISTIQUES DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES MESURÉS DANS L'ENVIRONNEMENT

Radionucléide	Période radioactive (an)	Rayonnement		Origine
		Nature	Énergie	
³ H	12,3	bêta	très faible énergie	1, 2 et 3
¹⁴ C	5 730	bêta	faible énergie	1, 2 et 3
⁹⁰ Sr-Y	28	bêta	forte énergie	2 et 3
⁴⁰ K	1 260 000 000	bêta et gamma	forte énergie	1
^{110m} Ag	0,68	bêta et gamma	forte énergie	2
¹³⁴ Cs	2,1	bêta et gamma	forte énergie	2
⁶⁰ Co	5,3	bêta et gamma	forte énergie	2
¹³⁷ Cs-mBa	30	bêta et gamma	forte énergie	2, 3 et 4
¹⁰⁶ Ru-Rh	1	bêta et gamma	forte énergie	2
¹²⁹ I	15 700 000	bêta et gamma	faible à moyenne énergie	1 et 2
²²⁶ Ra	1 600	alpha et gamma	forte énergie	1
²¹⁰ Po	0,38	alpha	forte énergie	1
²³⁸ U	4 500 000 000	alpha	forte énergie	1 et 2
²³⁸ Pu	88	alpha	forte énergie	2 et 3
²³⁹ Pu	24 000	alpha	forte énergie	2 et 3

1 : naturel* / 2 : rejets d'installation nucléaire / 3 : rémanence des essais d'armes nucléaires* / 4 : rémanence de l'accident de Tchernobyl*
* Cf. chapitre 2.

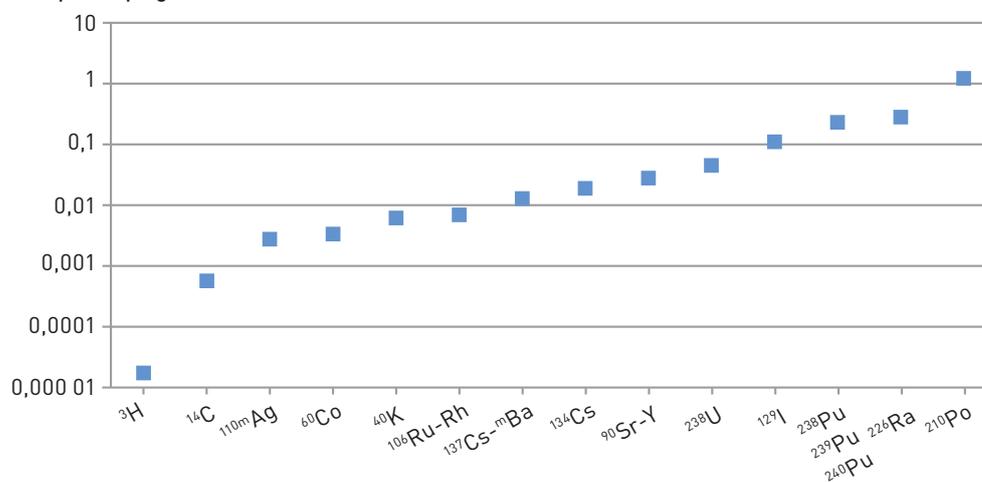
TABLEAU 2 / MODE DE CALCUL DES DOSES PAR EXPOSITIONS EXTERNE ET INTERNE À PARTIR DES ACTIVITÉS ENVIRONNEMENTALES

Exposition externe	=	Activé surfacique ou volumique en Bq/m ² ou Bq/m ³	X	Temps d'exposition en h	X	Coefficient de dose en Sv/h par Bq/m ² ou Sv/h par Bq/m ³
Exposition interne	=	Activé massique ou volumique (air, denrées) en Bq/kg ou Bq/L de denrées et Bq/m ³ d'air	X	Quantité d'air inhalée ou de denrées ingérée m ³ d'air, L ou kg de denrées	X	Coefficient de dose en Sv/Bq inhalé ou ingéré

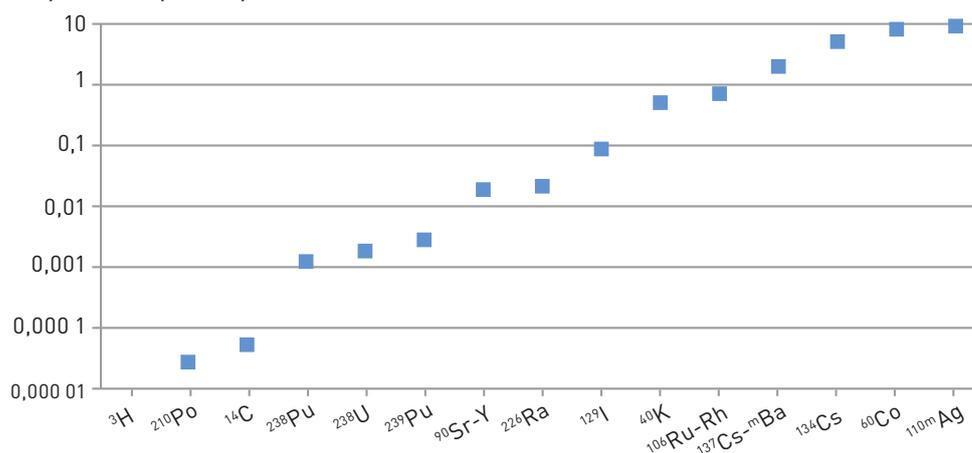
FIGURE 5 / DOSE EFFICACE POUR UNE INGESTION UNITAIRE ($\mu\text{Sv/Bq}$) ET DÉBIT DE DOSE DANS L'AIR PAR IRRADIATION POUR UNE ACTIVITÉ SURFACIQUE UNITAIRE ($\mu\text{Sv/heure par MBq/m}^2$) POUR LES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES MESURÉS DANS L'ENVIRONNEMENT FRANÇAIS

Pour une même activité ingérée ou pour une même activité déposée sur le sol, les doses générées par les radionucléides sont très différentes. Elles dépendent de la nature du rayonnement et de son énergie, ainsi que du devenir du radionucléide dans l'organisme dans le cas de l'ingestion. En raison notamment de son rayonnement bêta de très faible énergie, le tritium est près de 10 millions de fois moins radiotoxique par ingestion que le polonium-210. Il ne produit par ailleurs aucune irradiation externe. De manière générale les radionucléides émetteurs alpha (plutonium, radium, polonium et uranium) sont les plus radiotoxiques par ingestion. En raison de leur rayonnement gamma de forte énergie, l'argent-110m, le cobalt-60, les césiums déposés à la surface du sol sont les plus irradiants dans l'air.

Dose efficace par ingestion unitaire pour un adulte ($\mu\text{Sv/Bq}$ ingéré)



Débit de dose annuelle dans l'air par irradiation pour une activité surfacique au sol unitaire ($\mu\text{Sv/heure par MBq/m}^2$)



Pour évaluer la dose efficace annuelle potentielle qui résulte de l'ingestion, il faut estimer la quantité de denrées concernées ingérée par an (cf. tableau 2). L'essentiel de l'influence des installations nucléaires étant limité à leur voisinage immédiat, il s'agit d'estimer la part de denrées locales consommées. Les enquêtes alimentaires menées en France montrent que la part de légumes et de fruits locaux peut être très importante (supérieure à 70 %). En revanche la consommation de dérivés céréaliers (pain, pâtes, riz...) produits localement est le plus souvent nulle. En multipliant la quantité de chaque denrée locale consommée annuellement (kg/an) par l'activité de chaque radionucléide mesurée dans chacune d'elles (Bq/kg) on obtient l'activité incorporée annuellement (Bq/an) pour chaque radionucléide. Le facteur de dose permet ensuite d'estimer la dose efficace par ingestion (Sv/an) à partir de cette activité incorporée.

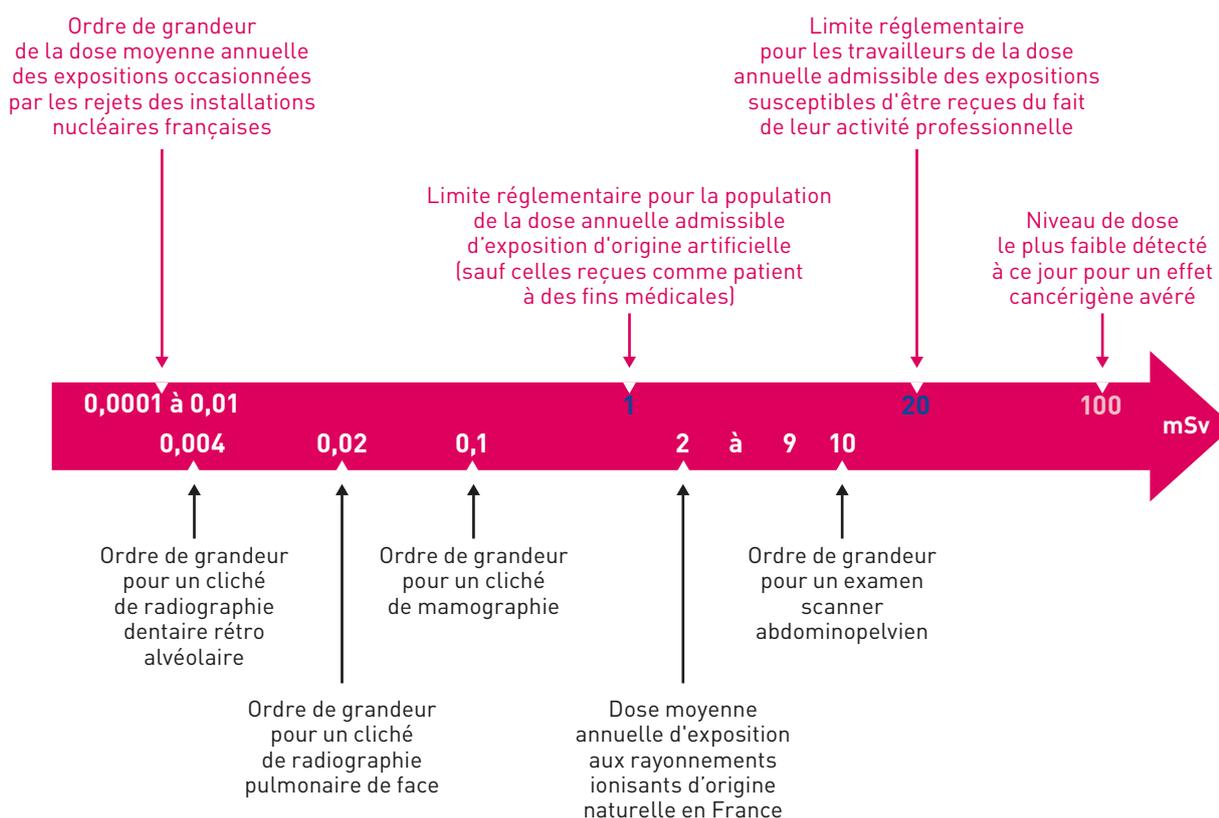
Dans le cas de l'inhalation, il s'agit d'estimer l'activité inhalée par la personne (Bq/an) à partir de l'activité mesurée dans l'air (Bq/m³) en prenant en compte un débit respiratoire moyen (m³/h).

La méthode utilisée pour calculer les doses est détaillée dans le chapitre 8.

6.7. LA RADIOPROTECTION

Le but de la radioprotection est de réduire les risques liés aux rayonnements ionisants en limitant notamment les doses liées aux expositions individuelles. Pour la population, la limite annuelle d'exposition de 1 mSv s'applique à la somme des doses reçues en dehors de la radioactivité naturelle et de l'utilisation médicale des rayonnements ionisants. Les doses calculées dans ce bilan à partir des activités mesurées dans l'environnement sont de l'ordre de 100 à plus de 10000 fois plus faibles que cette limite.

FIGURE 6 / LIMITES RÉGLEMENTAIRES D'EXPOSITION ET EXEMPLES DE DOSES EFFICACES REÇUES LORS D'EXAMENS MÉDICAUX (mSv)



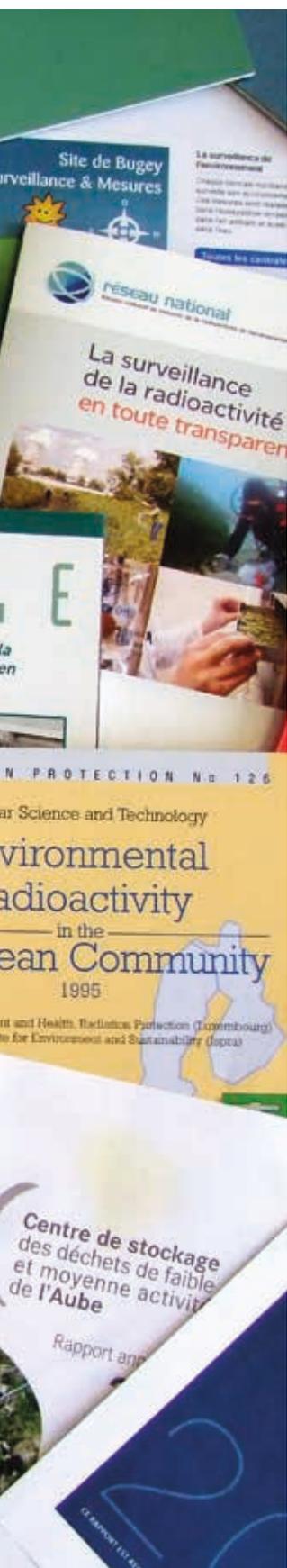


© Leprieur/IRSN

07

LES SOURCES D'INFORMATION SUR LA SURVEILLANCE DE LA RADIOACTIVITÉ ET LA DIFFUSION DES DONNÉES

7.1. SITES INTERNET ET SUPPORTS D'INFORMATION DU PUBLIC	326
Portail internet du réseau national de mesures (RNM) de la radioactivité de l'environnement.....	326
Sites internet des principaux producteurs de données et des acteurs intéressés.....	327
Supports d'information de l'autorité de sûreté nucléaire.....	327
Le Haut Comité pour la transparence et l'information sur la sécurité nucléaire.....	328
Rapports « environnement » des installations nucléaires.....	328
7.2. DIFFUSION D'INFORMATION DANS LE CADRE DE TRAITÉS OU CONVENTIONS INTERNATIONALES	329
La diffusion des données françaises dans le cadre du traité Euratom.....	329
Les données transmises à la commission OSPAR.....	329



07

LES SOURCES D'INFORMATION SUR LA SURVEILLANCE DE LA RADIOACTIVITÉ ET LA DIFFUSION DES DONNÉES

L'information du public concernant la radioactivité dans l'environnement est un élément essentiel de la transparence des activités nucléaires. La Loi TSN du 13 juin 2006, intégrée dans le code de l'environnement, précise que « la transparence en matière nucléaire est l'ensemble des dispositions prises pour garantir le droit du public à une information fiable et accessible... ».

L'ASN, l'IRSN et les acteurs du nucléaire en France proposent de nombreux supports d'information pour répondre d'une part à des obligations légales, et d'autre part aux attentes du public.

La diffusion des données de la surveillance radiologique de l'environnement dépasse le cadre national. En application du traité Euratom et dans le cadre des travaux de la commission OSPAR, l'IRSN transmet chaque année les résultats de la surveillance qu'il effectue au titre de ses missions. De même, les exploitants nucléaires fournissent également à OSPAR leurs données concernant les rejets radioactifs liquides. Ces données font ensuite l'objet d'études et de publications disponibles pour le public *via* différents supports d'information.

7.1. SITES INTERNET ET SUPPORTS D'INFORMATION DU PUBLIC

Portail internet du réseau national de mesures (RNM) de la radioactivité de l'environnement

Le site internet du RNM, lancé le 2 février 2010 (cf. chapitre 1), est la principale référence française concernant la surveillance de la radioactivité de l'environnement en offrant notamment un accès centralisé à l'ensemble des résultats de la surveillance environnementale réalisée par l'ensemble des producteurs de données, sur le territoire français.

La base de données du RNM est exploitable par un système d'information qui permet de restituer l'ensemble des informations au public et aux experts, notamment grâce à un portail internet cartographique : www.mesure-radioactivite.fr.

En moyenne plus de 25000 nouveaux résultats de mesures sont ajoutés chaque mois. Le RNM permet ainsi de disposer d'une vision la plus globale possible sur l'ensemble des mesures de radioactivité réalisées dans l'environnement par les différents acteurs impliqués.

FIGURE 1 / CARTE DE FRANCE INTERACTIVE DES INSTALLATIONS CONTRÔLÉES PAR L'ASN



Sites internet des principaux producteurs de données et des acteurs intéressés

Tous les acteurs de la mesure de la radioactivité de l'environnement disposent de sites internet permettant au public d'obtenir des informations complémentaires sur leurs activités, leurs programmes de contrôle, de surveillance ou d'expertise ponctuelle. Certains sites internet permettent en outre la consultation du rapport annuel d'information du public prévu par le Code de l'environnement, qui comporte une rubrique relative à la nature et aux résultats des mesures des rejets radioactifs et non radioactifs des installations nucléaires dans l'environnement.

Supports d'information de l'autorité de sûreté nucléaire

L'ASN a mis en place une politique d'information fondée sur des supports complémentaires de manière à rendre l'information accessible à ses différents publics. Le site www.asn.fr est le principal outil d'information du public. Il présente l'actualité de la sûreté nucléaire et de la radioprotection en France, et les prises de position de l'ASN dans ses domaines de compétences. Par ailleurs, le site

donne accès à une base documentaire sur la vie des installations *via* une navigation simplifiée, un accès aux données amélioré et un téléchargement optimisé des informations ou publications sélectionnées. Depuis 2012, l'ASN a développé sur son site internet une page TV (<http://tv.asn.fr/Environnement>) dédiée à des sujets connexes à la surveillance de l'environnement.

L'ASN met en ligne depuis 2017 une carte de France interactive des installations qu'elle contrôle (cf. figure 1) qui permet d'obtenir des informations générales sur ces installations (description de l'installation, réglementation applicable...) mais également des informations plus détaillées sur les incidents survenus, les lettres de suite d'inspection, ou encore les courriers de position de l'ASN.

Le Rapport de l'ASN sur l'état de la sûreté nucléaire et de la radioprotection en France, publié annuellement, constitue un document de référence qui informe sur l'état des activités contrôlées par l'ASN dans ces deux domaines. L'ASN publie quatre fois par an la revue *Contrôle*, diffusée à plus de 10 000 destinataires en France et à l'étranger.

Ces publications ainsi que les autres supports d'information de l'ASN (la *Lettre de l'ASN*, les plaquettes et fiches d'information à destination du grand public) sont consultables et téléchargeables sur www.asn.fr. Elles sont également à disposition au Centre d'information et de documentation du public de l'ASN.

Le Haut Comité pour la transparence et l'information sur la sécurité nucléaire

Créé par le code de l'environnement (article L.125-34), le Haut Comité pour la transparence et l'information sur la sécurité nucléaire est une instance d'information, de concertation et de débat sur les risques liés aux activités nucléaires et l'impact de ces activités sur la santé des personnes, sur l'environnement et sur la sécurité nucléaire. À ce titre, le haut comité peut émettre un avis sur toute question dans ces domaines ainsi que sur les contrôles et l'information qui s'y rapportent. Il peut également se saisir de toute question relative à l'accessibilité de l'information en matière de sécurité nucléaire et proposer toute mesure de nature à garantir ou à améliorer la transparence définie à l'article L. 125-12 du code de l'environnement.

Il peut enfin être saisi par :

- le ministre chargé de la sûreté nucléaire ;
- les présidents des commissions compétentes de l'Assemblée nationale et du Sénat ;
- le président de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques ;
- les présidents des commissions locales d'information ;
- les exploitants d'installations nucléaires de base de toute question relative à l'information concernant la sécurité nucléaire et son contrôle.

Le HCTISN est composé de membres nommés pour six ans par décret, au nombre de quatre pour les parlementaires et de six au titre de chacune des autres catégories, ainsi répartis :

- deux députés désignés par l'Assemblée nationale et deux sénateurs désignés par le Sénat ;
- des représentants des commissions locales d'information ;

- des représentants d'associations de protection de l'environnement et d'associations mentionnées à l'article L.1114-1 du code de la santé publique ;
- des représentants des entités responsables d'activités nucléaires ;
- des représentants d'organisations syndicales de salariés représentatives ;
- des personnalités choisies en raison de leur compétence scientifique, technique, économique ou sociale, ou en matière d'information et de communication, dont trois désignées par l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, une par l'Académie des sciences et une par l'Académie des sciences morales et politiques ;
- des représentants de l'Autorité de sûreté nucléaire, des services de l'État concernés et de l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire.

Le président du Haut Comité est nommé par décret parmi les parlementaires, les représentants des commissions locales d'information et les personnalités choisies en raison de leur compétence qui en sont membres.

Rapports « environnement » des installations nucléaires

Les exploitants sont soumis à des obligations légales d'information, soit générales (comme le rapport environnement prévu par le code du commerce pour les sociétés par actions), soit spécifiques au domaine nucléaire.

Le Code de l'environnement impose à tout exploitant d'installation nucléaire d'établir chaque année un rapport sur sa situation et les actions qu'il mène, notamment dans le domaine de la surveillance radiologique de l'environnement de son installation. En parallèle, la réglementation impose également aux exploitants la publication d'un rapport annuel de surveillance en application des règles générales relatives aux installations nucléaires de base (arrêté du 7 février 2012). « L'exploitant établit annuellement un rapport présentant l'impact de son installation durant l'année civile écoulée. Ce rapport caractérise les prélèvements d'eau, les rejets d'effluents, la surveillance de l'environnement et les impacts et nuisances occasionnés. Le rapport est transmis,

à l'Autorité de sûreté nucléaire, à la direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement, à l'agence régionale de santé, au service chargé de la police de l'eau ainsi qu'à la commission locale d'information. »

L'ASN procède chaque année à une analyse de ces documents et publie dans son rapport annuel les principales conclusions relatives au traitement des rubriques mentionnées dans la loi, aux éléments stratégiques et à la pédagogie sur la transparence et le droit d'accès à l'information nucléaire.

7.2. DIFFUSION D'INFORMATION DANS LE CADRE DE TRAITÉS OU CONVENTIONS INTERNATIONALES

L'action de l'IRSN en matière d'information sur la surveillance de la radioactivité de l'environnement s'opère également au niveau international notamment dans le cadre du traité Euratom et de la Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est, dite Commission OSPAR.

La diffusion des données françaises dans le cadre du traité Euratom

Chaque année l'IRSN transmet à la Commission européenne, au nom de l'État français, plusieurs milliers de résultats de mesures de la radioactivité de l'environnement portant sur les particules aérosols, l'eau et le lait, pour satisfaire aux exigences des articles 35 et 36 du traité Euratom. Cet envoi est complété par un déversement automatique des moyennes horaires du débit de dose ambiant mesurées par les sondes du réseau Téléray sur la plateforme EURDEP (*European Radiological Data Exchange Platform*). La Commission Européenne édite régulièrement un rapport de synthèse au niveau européen issu de l'exploitation des données transmises par les États membres. Un portail internet public <http://rem.jrc.ec.europa.eu> permet de se connecter aux différentes bases de données de la Commission européenne pour en visualiser les résultats.

Les données transmises à la commission OSPAR

La mission de la convention OSPAR est de protéger l'environnement marin de l'Atlantique du Nord-Est, en prévenant et supprimant la pollution, en protégeant l'environnement marin contre les effets néfastes des activités humaines, et en contribuant à l'usage durable des mers.

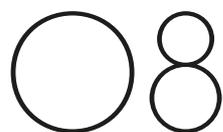
Cette commission est composée de représentants des gouvernements des 15 parties contractantes (Allemagne, Belgique, Danemark, Espagne, Finlande, France, Irlande, Islande, Luxembourg, Norvège, Pays-Bas, Portugal, Royaume-Uni, Suède et Suisse) et de la Commission européenne, ainsi que d'organisations non gouvernementales.

« L'objectif stratégique de la Commission OSPAR en ce qui concerne les substances radioactives consiste à prévenir la pollution de la zone maritime par les radiations ionisantes, ceci par des réductions progressives et substantielles des rejets, émissions et pertes de substances radioactives, le but ultime étant de parvenir à des concentrations, dans l'environnement qui soient proches des valeurs ambiantes dans le cas des substances radioactives présentes à l'état naturel, et proches de zéro dans celui des substances radioactives de synthèse. »

L'IRSN est impliqué dans les travaux de la Commission OSPAR et transmet des données de radioactivité relatives aux prélèvements marins réalisés sur la façade Atlantique-Manche (eau, sédiments, faune et flore) qui ont été utilisées pour la mise en place d'une « ligne de base », point de référence permettant d'apprécier régulièrement les progrès accomplis depuis 1998 dans la diminution du marquage environnemental imputable aux activités humaines. Ces transmissions de données annuelles sont amenées à se poursuivre.

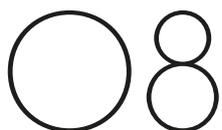
Enfin, la France rédige périodiquement un rapport incluant également des informations relatives à la surveillance de l'environnement opérée par les exploitants des INB (recommandation PARCOM 91/4).





ANNEXES

8.1. CALCUL DE MOYENNE ET PRISE EN COMPTE DES VALEURS NON SIGNIFICATIVES	332
Cas n° 1 : peu de mesures inférieures au seuil de décision et données homogènes	333
Cas n° 2 : peu de mesures non significatives mais jeu de données hétérogène.....	333
Cas n° 3 : pourcentage de mesures non significatives élevé.....	333
8.2. LA REPRÉSENTATION D'INDICATEURS SOUS FORME DE « BOÎTE-À-MOUSTACHES »	334
8.3. MÉTHODE UTILISÉE POUR ESTIMER LES DOSES	335
Données utilisées pour les calculs de doses.....	335
Prise en compte du bruit de fond radiologique	336
Radionucléides et filiations.....	336
La grandeur calculée.....	337
Les voies d'exposition	337
Présentation des scénarios d'exposition et calculs.....	337
Liste des références	342
8.4. GLOSSAIRE	343
8.5. COMITÉ ÉDITORIAL	351



ANNEXES

8.1. CALCUL DE MOYENNE ET PRISE EN COMPTE DES VALEURS NON SIGNIFICATIVES

Les activités de certains radionucléides dans l'environnement étant très faibles, il est fréquent que les séries de résultats de mesure comportent des résultats inférieurs au seuil de décision (SD, cf. chapitres 1.4 et 7). L'indicateur statistique le plus connu et utilisé, la moyenne arithmétique (somme des valeurs d'une série divisée par le nombre de valeurs), ne permet pas, à elle seule, de prendre en compte ces résultats. Toutefois, ils ne doivent pas être écartés et lorsque leur proportion n'est pas trop importante, il est pertinent de les considérer dans les calculs statistiques. Pour le précédent Bilan Radiologique, cette prise en compte avait été faite par le calcul d'une moyenne pondérée par l'incertitude ou par la valeur du seuil de décision. L'application de cette méthode aux séries de résultats de mesure, a conduit à estimer des moyennes faibles au regard des séries qu'elles étaient censées représenter et notamment au regard de la moyenne arithmétique. Cette méthode a été abandonnée.

L'indicateur proposé pour le présent bilan est une moyenne arithmétique, calculée à partir d'une part des mesures significatives (i. e. dont la valeur est $> SD$) et d'autre part des mesures non significatives (i. e. dont la valeur est $< SD$) auxquelles sont affectées la valeur du SD lorsque certaines conditions sont remplies. Les différents cas de figure possibles et la méthode utilisée pour chacun d'eux sont explicités ci-après.

Cette méthode a été choisie en prenant en compte des méthodes statistiques reconnues. Ce choix reflète une volonté de ne jamais sous-estimer la valeur de la moyenne calculée sans toutefois être trop pénalisant, ni émettre d'hypothèses non vérifiables sur les lois de distribution des mesures. Deux paramètres déterminent le mode de calcul de la moyenne :

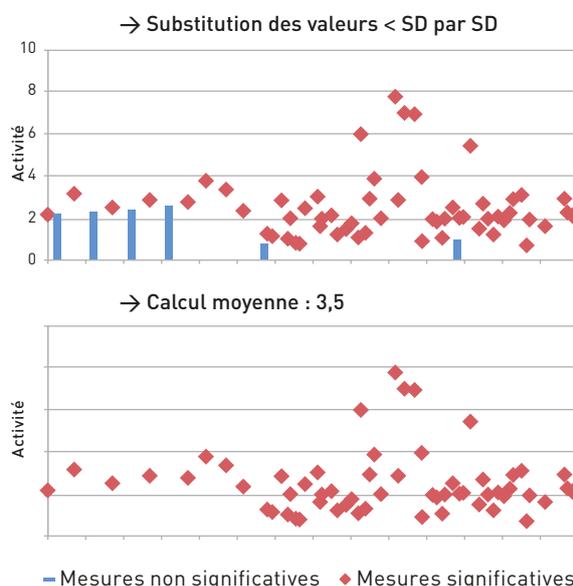
- le nombre de mesures inférieures au seuil de décision (SD) par rapport au nombre de mesures totales ; la littérature est unanime sur le fait qu'au-delà d'un certain pourcentage de mesures non significatives (environ 80 %) il n'existe pas de méthode fiable pour estimer la moyenne de l'échantillon : l'erreur commise serait alors trop importante. Dans le cas du présent rapport, nous avons considéré que la méthode retenue n'est plus satisfaisante au-delà de 50 % de résultats de mesure non significatifs (inférieurs au seuil de décision) ;
- la présence, pour le même jeu de données, de mesures hétérogènes (mesures obtenues avec des appareillages de précision très différente) et mélangeant des seuils de décision sensiblement différents (voir ci-après l'exemple du cas n° 2).

Au final, trois cas de figure différents ont été identifiés, le type de calcul est spécifique pour chacun d'entre eux.

Cas n° 1 : peu de mesures inférieures au seuil de décision et données homogènes

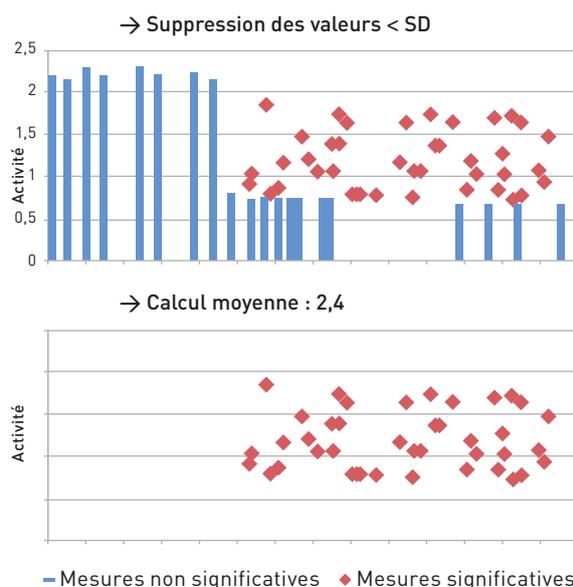
Dans ce cas n° 1, le pourcentage de mesures non significatives est inférieur à 50 % [3], et le jeu de données est homogène.

Les mesures non significatives (exprimées en < SD) sont substituées par la valeur de SD et le calcul des indicateurs se fait à partir de ce nouveau jeu de données. Ce cas peut être illustré par l'exemple ci-contre.



Cas n° 2 : peu de mesures non significatives mais jeu de données hétérogène

Le cas n° 2 est caractérisé par un pourcentage de mesures non significatives inférieur à 50 %, mais aussi par la présence de résultats hétérogènes. Dans ce cas-là, les mesures inférieures au seuil de décision sont supprimées et le calcul de la moyenne se fait à partir de ce nouveau jeu de données (de nombre réduit). Ce cas peut être illustré par le graphique ci-contre.

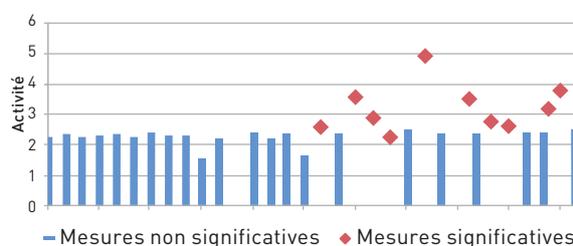


Cas n° 3 : pourcentage de mesures non significatives élevé

Le pourcentage de mesures non significatives est supérieur à 50 %.

Dans ce cas, le calcul de la moyenne n'est plus effectué. Les informations qui seront données au sujet de ce jeu de mesures seront :

- la gamme des valeurs réellement mesurées (min, max);
- le pourcentage de mesures inférieures au seuil de décision.



- Seules conclusions possibles :
- 71 % mesures non significatives
 - Min. mesuré : 2,2
 - Max. mesuré : 4,9

8.2. LA REPRÉSENTATION D'INDICATEURS SOUS FORME DE « BOÎTE-À-MOUSTACHES »

Pour décrire une série de résultats de mesure, et notamment sa dispersion, il est possible de fournir les bornes minimum et maximum, déterminant ainsi la gamme complète des valeurs. Toutefois, il arrive que les minimums et maximums correspondent à des valeurs extrêmes qui donnent une vision trop large de la gamme de valeurs les plus fréquemment rencontrées. Pour déterminer cette gamme, il est possible de calculer des percentiles. Ainsi, 90 % des données sont compris entre le percentile 5 % et le percentile 95 %; ou encore 95 % des résultats sont inférieurs à ce percentile 95.

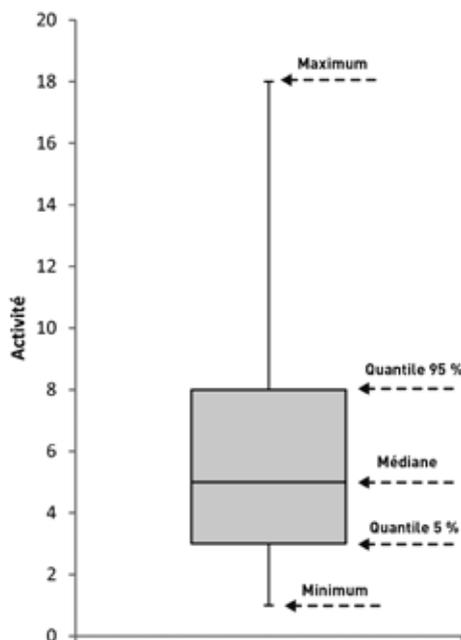
La « boîte-à-moustaches » permet de représenter simultanément plusieurs indicateurs et d'obtenir une vision synthétique et complète de la répartition des résultats de mesures. Habituellement, la « boîte-à-moustaches » fournit des percentiles et notamment une médiane (percentile 50) pour

indiquer le centre de la distribution (50 % des valeurs sont inférieures à la médiane). Ce choix de représentation a été utilisé notamment dans le chapitre 2 relatif aux valeurs de référence du bruit de fond radiologique environnemental (dans le cas particulier du chapitre 2, les valeurs inférieures au seuil de décision ne sont pas prises en compte). La moyenne arithmétique telle que présentée précédemment est ajoutée à ces représentations en « boîtes-à-moustaches ».

Références

- [1] Helsel D, *Nondetects and Data Analysis: Statistics for Censored Environmental Data*, Wiley.
- [2] Antweiler RC and Taylor HE, *Evaluation of statistical treatments of left-censored environmental data using coincident uncensored data sets: Summary statistics*, Environmental science & technology, 2008.
- [3] Rapport interne IRSN 2018 « Méthodes statistiques pour le traitement de données censurées - Choix d'indicateur(s) applicables à la surveillance de l'environnement ».

FIGURE 1 / EXEMPLE DE GRAPHIQUE EN « BOÎTE-À-MOUSTACHES »



8.3. MÉTHODE UTILISÉE POUR ESTIMER LES DOSES

Données utilisées pour les calculs de doses

Les résultats de mesures sur lesquels se fondent les calculs de doses, sont des activités volumiques dans l'air, l'eau et le lait, et massiques dans les denrées solides (productions végétales [légume feuille, fruit, etc.], productions animales [viande, œuf, etc.]) et produits de la mer ou de rivières (poisson, crustacé, mollusque, etc.). Dans le cadre du bilan radiologique, les activités sont moyennées par radionucléide, par matrice (par exemple mesure de l'activité volumique de l'air) et sur l'ensemble de la période indiquée. Pour les denrées, ces activités sont exprimées en Bq/kg de denrée fraîche.

Dans le cas du carbone-14, lorsque les activités ajoutées localement autour d'une installation sont trop faibles pour être distinguées du bruit de fond radiologique par des mesures d'activité massique exprimées en Bq/kg frais, des mesures de l'activité spécifique exprimées en Bq/kg de carbone, permettent de quantifier des activités ajoutées de l'ordre de quelques pourcents de ce bruit de fond. À partir de ces activités spécifiques ajoutées, il est possible de déduire des activités massiques au moyen de la teneur en carbone élémentaire des denrées mesurée ou théorique :

$$A_{mC14,denrée(i)} = A_{spec.C14,denrées(i)} \cdot C_{totdenrée(i)} \quad [1]$$

Dans le cas du tritium, trois types de mesure dans les denrées sont exploités dans ce bilan radiologique : des mesures de tritium total, exprimées en Bq/kg frais, des mesures de tritium lié (TOL) exprimées en Bq/kg frais de TOL ou en Bq/L d'eau de combustion, et des activités de tritium libre (HTO) exprimées en Bq/kg frais de tritium libre ou en Bq/L d'eau de déshydratation (cf. focus du chapitre 1). Les coefficients de dose étant différents pour le TOL et le HTO, il est nécessaire dans tous les cas de disposer séparément des activités massiques des fractions liées (TOL) et libres (HTO) pour chaque denrée. Les relations entre ces différentes activités sont les suivantes :

$$A_{mH3total,denrée(i)} = A_{mTOL,denrées(i)} + A_{mHTO,denrées(i)} \quad [2]$$

avec :

$$A_{mTOL,denrées(i)} = A_{v,eaucomb(i)} \cdot EQE_{(i)}$$

$$A_{mHTO,denrées(i)} = A_{v,eaudeséchage(i)} \cdot TE_{(i)}$$

TABLEAU 1 / GRANDEURS UTILISÉES DANS LE CALCUL DES ACTIVITÉS DU CARBONE-14 DANS LES DENRÉES

Grandeur	Unité	Valeur retenue	Référence ou explication
$A_{m,denrée(i)}$ Activité massique de la denrée i	Bq/kg frais	/	
$A_{spec.denrée(i)}$ Activité spécifique de la denrée i	Bq/kg de carbone	Mesure dans l'environnement	/
$C_{totdenrée(i)}$ Teneur en carbone élémentaire totale de la denrée i	kg de C/kg frais		AIEA [10] ou données IRSN

TABLEAU 2 / GRANDEURS UTILISÉES DANS LE CALCUL DES ACTIVITÉS DU TRITIUM DANS LES DENRÉES

Grandeur	Unité	Valeur retenue	Référence ou explication
$A_{mH3total,denrée(i)}$ Activité massique en tritium total de la denrée i	Bq/kg frais	/	
$A_{mTOL,denrée(i)}$ Activité massique en tritium lié de la denrée i	Bq/kg frais de TOL	/	/
$A_{mHTO,denrée(i)}$ Activité massique en tritium libre de la denrée i	Bq/kg frais de HTO	/	/
$A_{v,eaucomb(i)}$ Activité volumique de l'eau de combustion de la denrée i	Bq/L	Mesure	Voir focus chapitre 1
$A_{v,eauséchage(i)}$ Activité volumique de l'eau de séchage de la denrée i	Bq/L	Mesure	Voir focus chapitre 1
$EQE_{denrée(i)}$ Teneur en équivalent eau de la matière sèche de la denrée i	L/kg frais	0,6	IAEA [10] et données IRSN
$TE_{denrée(i)}$ Teneur en eau de la denrée i	L/kg frais	Mesure ou référence	IAEA ou données IRSN

Prise en compte du bruit de fond radiologique

Des doses ajoutées attribuables aux rejets des installations sont estimées dans le bilan radiologique. Lorsqu'un radionucléide est présent dans l'environnement hors de toute influence d'une installation (radionucléides naturels ou rémanents des retombées anciennes, cf. chapitre 2), ce bruit de fond environnemental est soustrait aux mesures avant d'estimer ces doses ajoutées. Enfin, en l'absence de valeur de bruit de fond, les activités « brutes » mesurées sont directement utilisées pour estimer les doses qui sont alors surestimées.

Par ailleurs, les activités du bruit de fond radiologique du carbone-14 qui sont soustraites aux activités massiques mesurées autour d'un site avant d'estimer les doses, sont calculées selon la relation 1 avec une valeur de l'activité spécifique du bruit de fond égale à 227 Bq/kg de carbone (cf. chapitre 2).

Enfin, les activités du bruit de fond radiologique du tritium qui sont soustraites aux activités massiques mesurées autour d'un site avant d'estimer les doses, sont calculées suivant la relation 2 précédente avec une valeur de l'activité du bruit de fond égale à 1,3 Bq/L d'eau de combustion ou de déshydratation (cf. chapitre 2).

Radionucléides et filiations

Pour chaque radionucléide quantifié, il faut également considérer les descendants si ces derniers ont été quantifiés (cas notamment des familles naturelles de l'uranium).

Les radionucléides susceptibles de dépasser le bruit de fond radiologique et de donner lieu à des calculs des doses sont listés ci-dessous :

- radionucléides mesurés dans l'air : 3H , ^{14}C , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{110m}Ag , ^{124}Sb , ^{129}I , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{230}Th , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U , ^{238}U , ^{238}Pu , $^{239+240}Pu$;
- radionucléides mesurés dans les denrées ou l'eau : 3H , ^{14}C , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{110m}Ag , ^{129}I , ^{137}Cs , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U , ^{238}U , ^{238}Pu , $^{239+240}Pu$.

La question de la filiation se pose pour un nombre limité de radionucléides, à considérer au cas par cas :

- pour le ^{90}Sr , il est retenu de fait l'équilibre avec son descendant qui est l' ^{90}Y ;
- pour l'uranium (234, 235 et 238), cela dépend de son âge en fonction du type d'industrie de chaque site (cas des sites de fabrication du combustible : Malvési, Romans-sur-Isère et Tricastin).

Dans le cas où l'état d'équilibre avec les descendants n'est pas connu, seul le radionucléide quantifié sera pris en compte dans le calcul de la dose.

La grandeur calculée

Pour réaliser les calculs d'impact dosimétrique pour la population sur la base de mesures effectuées dans l'environnement, il a été retenu de calculer des doses efficaces. Chaque dose est exprimée en Sv/an puis convertie en sous-multiple, principalement le $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Les doses sont calculées pour les adultes.

Les voies d'exposition

Les principales voies d'exposition à la radioactivité ajoutée lorsqu'une personne réside à proximité d'un site nucléaire sont :

- l'exposition interne par inhalation d'aérosols ou de gaz radioactifs,
- l'exposition interne par voie transcutanée pour le tritium dans l'air (sous forme HTO),
- l'exposition externe par immersion dans un panache constitué de gaz rares (cas du ^{85}Kr à La Hague),
- et enfin l'exposition interne par ingestion de denrées et/ou d'eau pour la personne qui consomme des produits d'origine locale.

Présentation des scénarios d'exposition et calculs

Calcul de la dose interne reçue par inhalation d'aérosols ou de gaz radioactifs

Il est considéré de manière pénalisante une personne qui respire l'air extérieur sans aucune protection de l'habitat. Elle est exposée 100 % du temps soit 8760 h par an.

La dose annuelle reçue par inhalation de la substance i est calculée à partir de la formule [3] suivante :

$$E_{inh}(i) = A_v(i) \cdot d_r \cdot t \cdot e_{inh}(i) \cdot 10^6 \quad [3]$$

TABLEAU 3 / GRANDEURS UTILISÉES DANS LE CALCUL DE LA DOSE INTERNE REÇUE PAR INHALATION

Grandeur	Unité	Valeur retenue	Référence ou explication
$E_{inh}(i)$ Dose annuelle reçue par inhalation de la substance i	$\mu\text{Sv}/\text{an}$	/	/
$A_v(i)$ Activité volumique moyenne mesurée dans l'air	Bq/m^3	Mesure dans l'environnement	/
t Durée d'exposition par an	h/an	8760	Exposition 100 % du temps sans facteur de protection pour l'habitat
d_r Débit respiratoire	m^3/h	0,96	Débit respiratoire pour une activité moyenne d'un adulte (<i>issue de la publication 66 de la CIPR</i>)
$e_{inh}(i)$ Dose efficace engagée par unité d'incorporation par inhalation de la substance i	Sv/Bq	Fonction du radionucléide	Valeurs issues du tableau 1.2 de l'arrêté du 1 ^{er} septembre 2003 [2]*

* Puisqu'aucune information n'est disponible sur la forme des aérosols mesurés dans l'environnement, le type d'absorption pulmonaire (rapide (F), moyenne (M), lente (S), gaz et vapeur (V)) utilisé dans les calculs a été choisi conformément à ce qui est préconisé dans le tableau 1.3 de l'arrêté [2]. Dans le cas où l'arrêté ne prévoit aucune forme particulière, la forme conduisant à la dose efficace engagée la plus pénalisante est retenue.

Calcul de la dose interne reçue par voie transcutanée (cas du ³H sous forme HTO)

Il a été retenu l'hypothèse pénalisante selon laquelle la dose annuelle reçue par voie transcutanée au tritium présent dans l'air sous forme HTO est égale à la dose annuelle reçue par inhalation de tritium sous forme HTO.

$$E_{\text{transcutanée}_3\text{H}(\text{HTO})}(i) = E_{\text{inh}_3\text{H}(\text{HTO})} \quad [4]$$

TABLEAU 4 / GRANDEURS UTILISÉES DANS LE CALCUL DE LA DOSE INTERNE REÇUE PAR VOIE TRANSCUTANÉE POUR LE TRITIUM SOUS FORME HTO

Grandeur	Unité
$E_{\text{transcutanée}_3\text{H}(\text{HTO})}$ Dose annuelle reçue par voie transcutanée	μSv/an
$E_{\text{inh}(i)}$ Dose annuelle reçue par inhalation du tritium HTO	μSv/an

Calcul de la dose externe reçue par immersion dans une ambiance où il y a un gaz rare (cas du ⁸⁵Kr à La Hague)

Il est considéré de manière pénalisante une personne exposée 100 % du temps sans aucune protection de l'habitat à un gaz rare. Dans ce cas, seule l'exposition externe par immersion est à considérer. La dose annuelle reçue par exposition externe par immersion dans la substance i est :

$$E_{\text{ext}_{\text{immersion}}}(i) = A_v(i) \cdot t \cdot e_{\text{immersion}}(i) \cdot 10^6 \quad [5]$$

TABLEAU 5 / GRANDEURS UTILISÉES DANS LE CALCUL DE LA DOSE EXTERNE REÇUE PAR IMMERSION DANS UN GAZ RARE

Grandeur	Unité	Valeur retenue	Référence ou explication
$E_{\text{ext}_{\text{immersion}}}(i)$ Dose annuelle reçue par immersion dans la substance i	μSv/an	/	/
$A_v(i)$ Activité volumique moyenne mesurée dans l'air	Bq/m ³	Mesure dans l'environnement	/
t Durée d'exposition par an	j/an	365	Exposition 100 % du temps sans facteur de protection pour l'habitat
$e_{\text{immersion}}(i)$ Coefficient de dose efficace de la substance i	(Sv/j)/(Bq/m ³)	Fonction du radionucléide	Valeurs issues du tableau 2.2 de l'arrêté du 1 ^{er} septembre 2003 [2]

Calcul de la dose interne reçue par ingestion de denrées

Pour ce scénario d'exposition, seul l'adulte sera étudié.

Les régimes alimentaires peuvent varier en fonction de la zone géographique. Au vu des évaluations dosimétriques réalisées dans le précédent bilan radiologique, 3 régimes alimentaires ont été retenus. Le 1^{er} est issu de l'enquête alimentaire faite par le CREDOC [8] dans le Nord Cotentin et sera utilisé pour le site de La Hague. Le 2^e est issu de l'enquête alimentaire faite pour le site de Marcoule [7] et sera utilisé pour le site de Marcoule. Pour les autres sites, il est proposé de retenir un régime moyen pour la France entière à partir des données issues de l'enquête alimentaire INCA 3 [3]. À titre d'analyse de sensibilité d'autres régimes alimentaires peuvent être pris en compte pour évaluer des doses dues à des pratiques particulières (gros mangeur de poissons...).

Pour le calcul, la part de denrée qui est produite localement est également prise en compte, avec la notion de taux d'autoconsommation. Ce taux varie en fonction de la denrée considérée et de l'enquête réalisée. Pour les deux premières études (CREDOC [8] et Marcoule [7]), la valeur

du taux d'autoconsommation est disponible. À l'inverse, pour l'enquête INCA 3 aucune donnée n'a été fournie. Les valeurs disponibles dans l'étude INSEE [5] pour la population agricole vivant en commune rurale seront appliquées.

La dose efficace annuelle reçue par ingestion de denrées pour la substance *i* est calculée à partir de la formule suivante :

$$E_{\text{ing_denrées}}(i) = e_{\text{ing}}(i) \sum_{\text{denrées}_j} (A_{\text{m,denrée}_j}(i) \cdot q_{\text{denrée}_j} \cdot T_{\text{a,denrée}_j}) \cdot 10^6 \quad [6]$$

De plus, afin d'estimer le plus complètement possible les doses dues au tritium, les activités en tritium des denrées autour d'un site peuvent également être déduites de celles du HTO mesurées dans l'air, à partir des formulations précédentes. Ce calcul, basé sur l'assertion d'un équilibre du tritium dans toutes les composantes du milieu terrestre peut conduire pour différentes raisons à une surestimation potentielle des doses à la population. Notamment, l'activité en tritium d'une denrée d'origine animale (lait, viande ou œuf) est liée à l'activité moyenne des aliments consommés par l'animal. Or ceux-ci peuvent n'être que partiellement d'origine locale.

TABLEAU 6 / GRANDEURS UTILISÉES DANS LE CALCUL DE LA DOSE INTERNE REÇUE PAR INGESTION DE DENRÉES

Grandeur	Unité	Valeur retenue	Référence ou explication
$E_{\text{ing_denrées}}(i)$ Dose annuelle reçue par ingestion de denrées pour la substance <i>i</i>	μSv/an	/	/
$A_{\text{m,denrée}_j}(i)$ Activité massique de la substance <i>i</i> dans la denrée <i>j</i>	Bq/kg frais	Mesure dans l'environnement	/
$q_{\text{denrée}_j}$ Quantité d'aliment ingérée par an	kg frais/an	Dépend de la denrée et de l'enquête alimentaire retenue	Régime alimentaire rattaché au site étudié (La Hague ou Marcoule) ou régime alimentaire de la France entière pour les autres sites
$e_{\text{ing}}(i)$ Dose efficace engagée par unité d'incorporation par ingestion de la substance <i>i</i>	Sv/Bq	Fonction du radionucléide	Valeurs issues du tableau 1.1 de l'arrêté du 1 ^{er} septembre 2003
$T_{\text{a,denrée}_j}$ Taux d'autoconsommation de la denrée considérée	-	Dépend de la denrée et de l'enquête alimentaire retenue	Il s'agit du pourcentage de denrée produite localement. Cette valeur dépend de l'étude considérée. Pour l'étude INCA 3 ce sont les données de l'étude INSEE 1991

TABLEAU 7 / QUANTITÉS CONSOMMÉES ANNUELLEMENT DE CHAQUE TYPE DE DENRÉES ET TAUX D'AUTOCONSOMMATION (FRACTION DE DENRÉES D'ORIGINE LOCALE) UTILISÉS POUR ESTIMER LES DOSES PAR INGESTION

	Site de La Hague		Site de Marcoule		Autre site	
	Régime alimentaire ¹ (kg frais/an ou L/an)	Taux d'auto- consommation	Régime alimentaire ² (kg frais/an ou L/an)	Taux d'auto- consommation ³	Régime alimentaire ⁴ (kg frais/an ou L/an)	Taux d'auto- consommation ⁵
Lait (vache)	54,2	0,148	60,51	0	21,99	0,43
Lait (chèvre)	-	-	0	0	5,50	0
Lait (brebis)	-	-	0	0	0	0,43
Yaourt et fromages blancs	37,8	0,182	33,85	0	38,13	0,058
Fromages de vache	9,4	0,242	11,92	0	12,92	0,016
Fromages de chèvre	-	-	3,62	0,12	1,13	0,05
Matières grasses animales (beurre)	2,5	0,440	3,30	0	3,29	0,05
Œuf	6,2	0,633	12,65	0,52	4,60	0,63
Légumes racines	39,3	0,540	40,56	0,75	37,96	0,75
Légumes feuilles	3,4	0,574	28,00	0,75	24,01	0,71
Légumes à fruits	-	-	120,03	0,89	60,28	0,35
Miel	2,4	0,100	0,53	0,64	2,37	0,11
Fruits	25,6	0,112	93,40	0,76	52,37	0,21
Confitures	4,8	0,100	4,60	0,42	4,75	0,52
Poissons marins	16,8	0,354	14,66	0	10,88	0,16
Poissons eaux douces	-	-	1,37	0,63	0,59	0,16
Crustacés	3,3	0,54	2,02	0	0,76	0
Coquillages/mollusques	3,6	0,75	2,02	0	0,93	0
Viande (bœuf)	-	-	16,90	0,006	12,99	0,38
Viande (volaille)	8,8	0,37	14,37	0,16	16,30	0,74
Viande (mouton)	1,5	0,40	5,56	0,028	7,79	0,49
Viande (lapin)	2,5	0,37	1,50	0,19	2,20	0,93
Viande (porc)	-	-	26,16	0,008	29,5	0,24
Gibier	-	-	9,87	0,954	0,4	0,89
Blé (céréales)	-	-	18,8	0	30,96	0,015
Vin	-	-	51,87	0,94	26,71	0,23
Champignon sauvage	-	-	3,10	0,69	2,5	0,97

1 : régime alimentaire d'une personne résidant dans le Nord Cotentin et dont le chef de famille est pêcheur.

2 : régime alimentaire moyen autour du site de Marcoule (entre 5 et 10 km).

3 : taux d'autoconsommation moyen.

4 : régime alimentaire moyen en France métropolitaine.

5 : taux d'autoconsommation représentatif d'une population agricole vivant en commune rurale.

Calcul de la dose interne reçue par ingestion d'eau de boisson

Afin d'évaluer l'impact de la présence de radionucléides dans certains cours d'eau ou eaux souterraines, il est retenu l'hypothèse pénalisante selon laquelle l'eau est utilisée comme eau de consommation. Par conséquent, certaines hypothèses émises pour calculer la dose indicative (DI) (anciennement dose totale indicative (DTI)) présentée dans l'Arrêté du 12 mai 2004 [5], sont utilisées. On considère donc une consommation régulière par des adultes de 2 L d'eau par jour, soit 730 L d'eau par an. Les activités volumiques retenues sont les valeurs mesurées dans les eaux filtrées.

La dose annuelle reçue par ingestion d'eau pour la substance *i* se calcule comme suit :

$$E_{\text{ing_eau}}(i) = A_v(i) \cdot q_{\text{ing_eau}} \cdot e_{\text{ing}}(i) \cdot 10^6 \quad [7]$$

Dans le cas où les eaux analysées ne sont pas destinées à la consommation (ex : eaux provenant d'un canal ou d'un ruisseau) et que l'on souhaite évaluer leur impact sur la santé, il est proposé de calculer une dose unitaire par ingestion d'un litre d'eau. En fonction des données disponibles, le calcul se fera à partir des résultats de mesure sur des eaux non filtrées ou filtrées. Dans ce cas, il convient de privilégier le calcul sur des eaux non filtrées pour être représentatif de l'eau qui serait bue en plongeant une gourde directement dans le cours d'eau. Toutefois, la plupart du temps, les analyses sur des échantillons d'eau sont faites sur des eaux filtrées.

Dans tous les cas, le calcul est identique à la formule [5], seule la quantité d'eau consommée est ramenée à 1 L et l'unité est exprimée en $\mu\text{Sv/L}$.

TABLEAU 8 / GRANDEURS UTILISÉES DANS LE CALCUL DE LA DOSE INTERNE REÇUE PAR INGESTION D'EAU

Grandeur	Unité	Valeur retenue	Référence ou explication
$E_{\text{ing_eau}}(i)$ Dose annuelle reçue par ingestion d'eau pour la substance <i>i</i>	$\mu\text{Sv/an}$	/	/
$A_v(i)$ Activité volumique mesurée dans l'eau filtrée pour le radionucléide <i>i</i>	Bq/L	Mesure dans l'environnement	/
$q_{\text{ing_eau}}$ Quantité d'eau consommée par an	L/an	730	Arrêté du 12 mai 2004
$e_{\text{ing}}(i)$ Dose efficace engagée par unité d'incorporation par ingestion pour la substance <i>i</i>	Sv/Bq	Fonction du radionucléide	Valeurs issues du tableau 1.1 de l'arrêté du 1 ^{er} septembre 2003

Liste des références

- [1] Bilan radiologique de l'environnement français de juin 2011 à décembre 2014.
- [2] Arrêté du 1^{er} septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants.
- [3] ANSES (2017). *Étude individuelle nationale des consommations alimentaires 3 (INCA 3) - Avis de l'Anses Rapport d'expertise collective.*
- [4] GRNC (1999) *Modèles de transfert des radionucléides dans l'environnement*, Volume 3, Annexe VIII-2, Chapitre 8.
- [5] INSEE (1991) *Enquête Consommation alimentaire des ménages.*
- [6] Arrêté du 12 mai 2004 fixant les modalités de contrôle de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine.
- [7] Parache, V. (2011) *Enquête alimentaire autour du site nucléaire du CEA de Marcoule (2010): méthodologie et résultats. Rapport IRSN/DEI/SESURE/2011-07.*
- [8] Département Prospective de la consommation (1998) *Enquête sur la consommation alimentaire dans le Nord Cotentin pour la COGEMA CREDOC.*
- [9] Parache-Durand V. (2014). *Enquête alimentaire sur la zone OPE du centre Meuse/Haute-Marne de l'ANDRA: méthodologie et résultats. Rapport IRSN/PRP-ENV/SESURE/2014-08.*
- [10] IAEA: *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical report series 472. International Atomic Energy Agency.*

8.4. GLOSSAIRE

A

AASQA

Association agréée de surveillance de la qualité de l'air.

ACRO

Association pour le contrôle de la radioactivité dans l'Ouest.

Actinide

Famille d'éléments chimiques de numéro atomique égal ou supérieur à l'actinium (numéro atomique 89). Quatre actinides existent à l'état naturel : l'actinium (89), le thorium (90), le protactinium (91) et l'uranium (92). Il existe également des actinides artificiels, ce sont les transuraniens (plutonium, américium, neptunium et curium).

Activation

Processus par lequel des noyaux atomiques sont rendus radioactifs sous l'action d'un flux de neutrons ou d'autres particules.

Activité

Nombre de désintégrations spontanées de noyaux atomiques par unité de temps. L'unité d'activité est le becquerel (Bq). Voir chapitre 6.

Activité spécifique

Activité d'un radionucléide exprimée en Bq/kg de l'élément chimique correspondant. Dans ce rapport, elle est utilisée pour le carbone-14 pour lequel des résultats de mesures sont exprimés en Bq/kg de carbone. Voir chapitre 2.

Aérosol

Suspension, dans un milieu gazeux, de particules solides ou liquides ou les deux, présentant une vitesse de chute faible. Dans l'air et dans les conditions normales, ceci correspond à des particules de diamètres inférieurs à 100 micromètres, les plus fines n'ayant que quelques fractions de nanomètres.

AFCN

Agence fédérale de contrôle nucléaire (Belgique).

AFNOR

Association française de normalisation.

Alpha (symbole α)

Rayonnement composé de noyaux d'hélium 4, fortement ionisant mais très peu pénétrant. Une simple feuille de papier est suffisante pour arrêter sa propagation. Voir chapitre 6.

 α global (alpha global)

Indice de radioactivité représentatif de l'activité des radionucléides émetteurs alpha.

ANCCLI

Association nationale des comités et commissions locales d'information.

ANDRA

Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs.

ANSES

Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.

ARS

Agence régionale de santé.

ASN

Autorité de sûreté nucléaire.

Atome

Constituant de base de la matière. Il est composé d'un noyau (neutrons + protons) autour duquel gravitent des électrons. Voir chapitre 6.

Autorisation de rejet

Elle fixe, pour chaque installation, les limites des rejets d'effluents liquides et/ou gazeux et les conditions de leur surveillance. Elle est accordée par arrêté interministériel, après dépôt d'un dossier soumis aux ministères chargés de l'industrie, de la santé et de l'environnement.

B

Becquerel (Bq)

Unité de mesure, légale et internationale, utilisée pour quantifier la radioactivité. Le becquerel (Bq) est égal à une désintégration par seconde. Voir chapitre 6.

Bêta (symbole β)

Rayonnement composé d'électrons de charge négative ou positive. Un écran de quelques mètres d'air ou une simple feuille d'aluminium suffit à l'arrêter. Voir chapitre 6.

 β global (bêta global)

Indice de radioactivité représentatif de l'activité des radionucléides émetteurs bêta.

BNEN

Bureau de normalisation d'équipements nucléaires. Le BNEN est l'un des 31 bureaux de normalisation sectoriels qui composent le système national de normalisation animé par l'AFNOR.

Bruit de fond radiologique de l'environnement

Voir chapitre 2.

Bruit de fond météorologique

Voir chapitre 1.3.

C

Carreau minier

Installation de surface d'une mine.

CEA

Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives.

Césium (Cs, numéro atomique 55)

Métal rare et toxique dont les caractéristiques chimiques sont comparables à celles du potassium. Les isotopes 134 et 137 sont des produits de fission radioactifs dont la période radioactive est de 2,2 ans pour le premier et de 30,17 ans pour le second.

CLI

Commission locale d'information.

CNPE

Centre nucléaire de production d'électricité.

Coefficient de dose

Voir chapitre 6.

COFRAC

Comité français d'accréditation.

Combustible nucléaire

Matière fissile constituant la partie active du cœur d'un réacteur. Pour qu'une réaction de fission en chaîne soit possible, l'uranium naturel, mélange comprenant 0,7 % d'uranium-235 – fissile – et 99,3 % d'uranium-238 – non fissile –, a dû être préalablement enrichi à 4 % en uranium-235. Cet uranium est utilisé sous la forme d'oxyde d'uranium, particulièrement stable chimiquement.

COMURHEX**(Conversion Métal URanium HEXafluorure)**

Filiale d'ORANO, cette société pilote deux sites industriels en France. Le site industriel COMURHEX Malvézi assure la première étape de conversion des concentrés uranifères provenant des sites miniers en tétrafluorure d'uranium (UF₄) pour des électriciens du monde entier. Cette transformation se poursuit sur le site industriel de COMURHEX Pierrelatte (Drôme) qui transforme le tétrafluore d'uranium en hexafluore d'uranium (UF₆), dernière étape avant l'enrichissement.

CRIIRAD

Commission de recherche et d'information indépendantes sur la radioactivité.

CSP

Code de la santé publique français.

Cycle du combustible

Ensemble des opérations industrielles auxquelles est soumis le combustible nucléaire. Ces opérations comprennent notamment l'extraction et le traitement du minerai d'uranium, la conversion, l'enrichissement de l'uranium, la fabrication du combustible, le traitement des combustibles usés, le recyclage des matières fissiles récupérées pour fabriquer de nouveaux combustibles et la gestion des déchets radioactifs.

D

DDCSPP

Direction départementale de la cohésion sociale et de la protection des populations.

DDPP

Direction départementale de la protection des populations.

Débit de dose

Intensité de l'exposition à un rayonnement ionisant (énergie absorbée par la matière par unité de masse et de temps). L'unité légale est le gray par seconde (Gy/s).

Déchet

Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau produit ou, plus généralement, tout bien abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon car il n'a plus d'utilisation précise

Décroissance radioactive ou désactivation

Diminution naturelle de l'activité nucléaire d'une substance radioactive par désintégrations spontanées.

Déconstruction

Regroupe les opérations visant à évacuer les matières et déchets radioactifs, à retirer les matériels présents, à assainir et à démonter les bâtiments d'une installation nucléaire en fin de vie ou à l'arrêt définitif. C'est un projet industriel de très longue durée avec un examen de sûreté à chaque étape afin d'assurer la maîtrise des risques des opérations.

Descenderie

Voie inclinée par laquelle on accède, en descendant, à une zone minéralisée pour l'extraction minière.

DGAL

Direction générale de l'alimentation.

DGCCRF

Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes.

DGPR

Direction générale de la prévention des risques. La DGPR est constituée d'un service des risques technologiques (en charge notamment des risques radiologiques), un service de la prévention des nuisances et de la qualité de l'environnement et un service des risques naturels et hydrauliques.

DGS

Direction générale de la santé.

Dose efficace

Voir chapitre 5.

Dosimètre DTL

Dosimètre passif thermo-luminescent.

Dosimètre RPL

Dosimètre passif radio photo luminescent.

DREAL

Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement.

E

Énergie Alpha Potentielle (EAP)

L'Énergie Alpha Potentielle volumique ou EAP_v est un paramètre utilisé pour quantifier physiquement l'énergie qui peut potentiellement se déposer dans les voies respiratoires par désintégration des descendants du radon (cf. chapitre 1.2). Il est utilisé pour la surveillance des travailleurs et des sites miniers. Il s'exprime en J/m^3 (joule par mètre cube).

Eau de combustion

Eau obtenue en brûlant la matière sèche en présence d'oxygène et en l'absence d'autres sources d'eau pendant la combustion.

Eau de déshydratation

Eau obtenue après séchage de l'échantillon (le plus souvent par lyophilisation) permettant l'analyse du tritium libre.

EDF

Électricité de France.

Effluent

Tout gaz ou liquide, qu'il soit radioactif ou non, issu des installations.

Électron

Particule élémentaire chargée d'électricité négative. Il entre dans la composition des atomes. Voir chapitre 6.

Émissaire

Exutoire des effluents rejetés par une installation.

EMM

État-major de la Marine nationale.

Entreposage

Dépôt temporaire (de déchets radioactifs).

Euratom

Ce traité, signé à Rome en 1957, institue la Communauté européenne de l'énergie atomique dont la mission consiste à contribuer, par le développement de l'énergie nucléaire, à la mise en commun des connaissances, des infrastructures et du financement, et à assurer la sécurité d'approvisionnement dans le cadre d'un contrôle centralisé.

EURODIF

Usine européenne d'enrichissement de l'uranium par diffusion gazeuse.

Exposition

L'exposition est le fait d'être exposé aux rayonnements ionisants (exposition externe si la source est située à l'extérieur de l'organisme, exposition interne si la source est située à l'intérieur de l'organisme, etc.). Voir chapitre 6.

F

FBFC

Société Franco-Belge de Fabrication de Combustibles.

Filière

Terme utilisé pour désigner un type de réacteurs nucléaires capables de produire de l'énergie. Il se définit par un ensemble de spécifications communes telles que la nature du combustible, le modérateur, la nature du fluide de refroidissement, etc. On distingue par exemple la filière uranium naturel-graphite-gaz (UNGG), les filières à eau légère, les filières à neutrons rapides (RNR)...

Fissile

Se dit d'un noyau atomique pour lequel on peut induire la fission, par capture d'un seul neutron. Les noyaux fissiles ont une configuration d'énergie très proche de la fission spontanée.

Fission

Éclatement du noyau d'un atome sous l'action de neutrons. Cette réaction est accompagnée d'une émission de neutrons, de rayonnements ionisants et d'un fort dégagement de chaleur. C'est ce dernier qui est utilisé pour créer l'énergie électrique dans une centrale électronucléaire.

Fusion

Formation, à partir de deux noyaux légers, d'un noyau lourd. Cette réaction est accompagnée d'un dégagement d'énergie. Des recherches sont en cours pour utiliser l'énergie dégagée par la fusion pour produire de l'électricité.

G

Gamma (symbole γ)

Rayonnement électromagnétique, très pénétrant mais peu ionisant, émis par la désintégration d'éléments radioactifs. Des écrans de béton ou de plomb permettent de s'en protéger. Voir chapitre 6.

Gaz rares

Gaz dépourvus d'affinité chimique et ne donnant aucun composé. Ce sont l'argon, l'hélium, le krypton, le néon, le xénon et le radon. Certains isotopes des gaz rares sont des produits de fission et sont donc radioactifs.

Gestion des déchets radioactifs

Ensemble des dispositions et opérations, réglementaires ou techniques, relatives aux déchets radioactifs depuis leur production jusqu'à leur stockage inclusivement, destiné à assurer la protection des personnes et de l'environnement.

Gray (Gy)

Unité d'énergie transmise à la matière par unité de masse (joule par kg) lors de l'absorption de la dose de rayonnement.

Groupe de référence (de la population)

Tel que défini dans la Directive Euratom 96/29 du 13 mai 1999 « Groupe comprenant des personnes dont l'exposition est assez uniforme et représentative de celles des personnes qui, parmi la population, sont plus particulièrement exposées ». Cette notion est remplacée par la notion de « Personne Représentative » définie dans la Directive Euratom 2013/59 du 5 décembre 2013: « Personne recevant une dose qui est représentative des personnes les plus exposées de la population à l'exclusion des personnes ayant des habitudes extrêmes ou rares ».

GSIEN

Groupement de scientifiques pour l'information sur l'énergie nucléaire.

H

Hélium 4

Noyau formé de deux protons et de deux neutrons. Assemblage particulièrement stable, il peut être émis par des noyaux lourds en recherche de stabilité. On l'appelle alors rayon alpha.

I

ICPE

Installation classée pour la protection de l'environnement.

ILL

Institut Laue – Langevin. Organisme de recherche international situé à Grenoble. Il comprend un réacteur de recherche, le réacteur à haut flux (RHF, INB n° 67) d'une puissance de 58 MW, utilisé pour produire des faisceaux de neutrons.

INB

Installation nucléaire de base.

INBS

Installation nucléaire de base secrète.

Incertitude de mesure

Marge d'imprécision sur la valeur de la mesure d'une grandeur physique.

InVS

Institut de veille sanitaire.

Iode (I, numéro atomique 53)

Corps simple dont les isotopes radioactifs sont présents dans les produits de fission. Tous les iodures radioactifs (129, 131, 132, 133, etc.) ont une durée de vie courte (ex. l'isotope 131 a une période radioactive de 8,02 jours) à l'exception de l'iode-129 dont la période est de près de 16 millions d'années.

IRSN

Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire.

Isotopes

Éléments dont les atomes possèdent le même nombre d'électrons et de protons, mais un nombre différent de neutrons. Ils ont le même nom, et les mêmes propriétés chimiques. On connaît actuellement environ 325 isotopes naturels et 1200 isotopes créés artificiellement.

K

K

Symbole de l'élément potassium. Il est exprimé généralement en mg/L ou mg/kg (milligramme par litre ou par kilogramme). 1 gramme de potassium naturel a une activité (β/γ) de 31 Bq due à la décroissance de l'isotope radioactif naturel de masse 40 (^{40}K).

L

Légumes feuilles

Légumes dont on consomme tout ou partie des feuilles et tiges: salades, épinards, choux, poireaux...

Légumes fruits

Légumes dont on consomme le fruit: tomate, aubergines, poivron, pois, haricots...

Légumes racines

Légumes dont on consomme la racine, le tubercule ou le bulbe: carotte, pomme de terre, oignon, radis...

M

Matrice

Sous-partie d'un compartiment (atmosphérique, terrestre, aquatique continental ou marin). Exemples : eau de pluie, sol, productions végétales, sédiments, mollusques...

MES

Matières en suspension.

Minerai

Il s'agit d'une roche contenant des minéraux utiles en proportion suffisamment intéressante pour justifier l'exploitation.

Montage

Voie inclinée par laquelle on accède, en montant, à une zone minéralisée pour l'extraction minière.

MOX (Mixed Oxide)

Mélange d'oxydes d'uranium et de plutonium destiné à la fabrication de certains combustibles nucléaires.

MW

Mégawatt.

Minerais

Il s'agit d'une roche contenant des minéraux utiles en proportion suffisamment intéressante pour justifier l'exploitation

N

Neutrinos

Particules élémentaires sans charge électrique ni masse connue émises lors d'interactions faibles.

Neutron

Particule fondamentale électriquement neutre qui entre, avec les protons, dans la composition du noyau de l'atome. C'est le neutron qui provoque la réaction de fission des noyaux dont l'énergie est utilisée dans les réacteurs nucléaires.

Noyau

Partie centrale des atomes, de charge positive. Dix mille fois plus petit que l'atome, il en contient pourtant quasiment toute la masse. Le noyau est un assemblage de protons et de neutrons liés par l'interaction forte.

O

OMS

Organisation mondiale de la santé.

OPERA-AIR

Observatoire permanent de la radioactivité de l'environnement dans l'air de l'IRSN regroupant des stations « AS » (80 m³/h) et « TGD » (très grand volume : 700 m³/h). Voir chapitre 1.

Orano

Groupe industriel français intervenant notamment dans le cycle du combustible et la fabrication d'installations nucléaires, anciennement dénommé AREVA.

P

Période radioactive (ou demi-vie)

Temps au bout duquel l'activité du radionucléide a diminué de moitié. La période varie d'un radionucléide à l'autre. Voir chapitre 6.

Photons

Particules élémentaires sans charge ni masse, porteuses de l'interaction électromagnétique.

Plutonium (Pu, numéro atomique 94)

Élément chimique transuranien ; l'isotope 239 a une période de 24 110 ans.

Produit d'activation

Radionucléide artificielle produit par capture d'un neutron à partir d'un atome stable ou non.

Produit de fission

Radionucléide produit par la fission nucléaire d'un noyau lourd ou par la désintégration radioactive de nucléide formé selon ce processus.

Proton

Particule élémentaire chargée positivement, constituant le noyau avec le neutron.

R

Radioactivité

Propriété de certains éléments dont les noyaux se désintègrent spontanément pour former d'autres éléments en émettant des rayonnements ionisants.

Radionucléide

Isotope radioactif d'un élément. Exemples : ^3H : tritium, isotope radioactif de l'hydrogène ; ^{14}C : carbone-14, isotope radioactif du carbone.

Radioprotection

Ensemble de mesures destinées à assurer la protection sanitaire de la population et des travailleurs au regard de l'exposition aux rayonnements ionisants.

Radiothérapie

Utilisation du pouvoir destructeur des rayonnements ionisants dans le but de détruire des cellules malades, en minimisant les dommages aux cellules saines environnantes.

Radon (Rn)

Gaz radioactif omniprésent à la surface de la Terre. Il possède trois isotopes naturels (^{219}Rn , ^{220}Rn , ^{222}Rn) descendants des radioéléments présents dans les sols (^{235}U , ^{232}Th et ^{238}U). Le ^{222}Rn est souvent le plus important à considérer de par sa période radioactive plus longue : 3,8 j.

Rayonnement

Transfert d'énergie sous forme d'ondes électromagnétiques (gamma) ou de particules (alpha, bêta, neutrons) émis lors de la désintégration de radionucléides.

Rayonnement ionisant

Rayonnement susceptible d'arracher des électrons à la matière. Voir chapitre 6.

REP

Réacteur à eau sous pression. Désigne un réacteur nucléaire utilisant l'uranium ou l'oxyde mixte uranium-plutonium comme combustible et de l'eau ordinaire maintenue à haute pression (155 bars, afin d'éviter sa vaporisation) comme fluide caloporteur. Le parc électronucléaire français repose sur l'utilisation de cette filière, qui compte le plus grand nombre d'unités en service dans le monde.

Résidus miniers

Désigne les produits restant après extraction de l'uranium contenu dans le minerai par traitement statique ou dynamique. Ils contiennent les descendants de l'uranium-238, en particulier le radium-226.

RNM

Réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement.

RNR

Réacteur à neutrons rapides.

S

SCL

Service commun des laboratoires (anciennement les laboratoires de la DGCCRF). Le SCL effectue depuis 1986, date de l'accident de Tchernobyl, des contrôles réguliers sur les niveaux de radioactivité présents dans les produits de consommation.

SET

Filiale d'AREVA, la Société d'enrichissement du Tricastin est le maître d'ouvrage du projet et l'exploitant de l'usine Georges Besse II. Elle est implantée sur le site du Tricastin.

Seuil de décision (SD)

Le seuil de décision est la valeur minimale que doit avoir la mesure d'un échantillon pour que le métrologue puisse « décider » que cette activité est présente et donc mesurée. En dessous de cette valeur, l'activité de l'échantillon est donc trop faible pour être estimée. Ce seuil de décision dépend de la performance et du rayonnement ambiant autour des moyens métrologiques utilisés. Voir chapitre 1.4.

Sievert (Sv)

Unité légale d'équivalent de dose ou dose efficace qui permet de rendre compte de l'effet biologique produit par une dose absorbée donnée sur un organisme vivant. L'équivalent de dose n'est pas une quantité physique mesurable mais obtenue par le calcul. Elle dépend de l'énergie transmise aux tissus, du type de rayonnement et du tissu traversé. Voir chapitre 6.

Significatif (mesure ou résultat significatif)

Résultat de mesure supérieur au seuil de décision. Voir « Seuil de décision » et chapitre 1.4.

SOCATRI

Filiale d'Orano (ex-AREVA), la Société auxiliaire du Tricastin comprend une installation nucléaire de base (INB 138) et une installation d'Assainissement et de Récupération d'Uranium (ARU).

Spectrométrie

Analyse de l'intensité d'un rayonnement émis par une source en fonction de son niveau d'énergie. Cette méthode permet à la fois d'identifier les radionucléides et de quantifier leur « activité ».

SPRA

Service de protection radiologique des armées. Le SPRA est placé sous la responsabilité du directeur central du service de santé des armées.

Station AS

Station fixe de prélèvement d'aérosols.

Station TGD

Station de prélèvement d'aérosols à « très grand débit » de l'IRSN.

Stérile minier

Zone minérale dont l'exploitation est jugée non rentable en raison de sa faible concentration.

Strontium (Sr, numéro atomique 38)

Élément alcalino-terreux dont certains isotopes sont très abondants dans les produits de fission, en particulier l'isotope 90, qui se fixe dans les tissus osseux et dont la période radioactive est de 28,15 ans.

U

UNGG

Réacteur à uranium naturel gaz graphite. Des réacteurs de ce type ont fonctionné sur les sites des CNPE de Bugey, Chinon et Saint-Laurent-des-Eaux. Ils sont actuellement en déconstruction.

U pondéral

Teneur massique en uranium dans une matrice, sans distinction de sa composition isotopique. Elle peut être mesurée ou déduite de l'activité (exprimée en Bq) de chacun des isotopes (on parle alors d'« équivalent U pondéral »).

Uranium

Élément chimique de numéro atomique 92 et de symbole U, possédant trois isotopes naturels : l'uranium-234, l'uranium-235 et l'uranium-238. L'uranium-235 est le seul nucléide fissile naturel, une qualité qui explique son utilisation comme source d'énergie.

T

Traitement des combustibles usés

Ensemble des opérations relatives à l'extraction des matières fissiles et fertiles (uranium et plutonium) des combustibles usés, de façon à permettre leur réutilisation et pour conditionner les différents déchets sous une forme apte à l'entreposage ou au stockage.

Transuraniens

Famille des éléments chimiques plus lourds que l'uranium (numéro atomique 92). Les principaux transuraniens sont neptunium (93), plutonium (94), américium (95), curium (96).

8.5. COMITÉ ÉDITORIAL

Coordination éditoriale et réalisation

Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
Pôle Santé et Environnement
Direction de l'Environnement

Pilotage

Philippe RENAUD

Rédaction

Christelle ANTONELLI
Miriam BASSO
Magalie BEGUIN-LEPRIEUR
Pascale BLANCHART
Valérie BRUNO
Pedro CALDEIRA IDEIAS
Philippe CALMON
David CLAVAL
Bruno CESSAC
Catherine COSSONET
Céline COUVEZ
Donato D'AMICO
Christophe DEBAYLE
Claire GREAU
Jérôme GUILLEVIC
Olivier MASSON
Gregory MATHIEU
Jean-Michel MÉTIVIER
Nathalie MICHIELSEN
Maxime MORIN
Michael PETITFRERE
Olivier PIERRARD
Laurent POURCELOT
Philippe RENAUD
Lionel SAEY
Laure TARDIEU
Damien TOURNIEUX

Relecture

Les membres du RNM

Pour toute information complémentaire, vous pouvez contacter :

Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
Direction de l'Environnement
31, avenue de la Division Leclerc
92260 Fontenay-aux-Roses

Mail

contact@irsn.fr

N° du rapport

IRSN DG/2018-00006
Tous droits réservés IRSN
Novembre 2018

Photo de couverture :
Paysage de l'ancienne mine d'uranium à ciel ouvert du Villeret en Lozère, aujourd'hui ennoyée. © IRSN

Conception graphique-réalisation :
Agence Kazoar
www.kazoar.fr

Siège social

31, avenue de la Division Leclerc
92260 Fontenay-aux-Roses
RCS Nanterre B 440 546 018

Téléphone : +33 (0)1 58 35 88 88

Courrier : BP 17 - 92262 Fontenay-aux-Roses Cedex

Site Internet : www.irsn.fr

Mail : contact@irsn.fr

 [@IRSNFrance](https://twitter.com/IRSNFrance), [@radioprotection](https://twitter.com/radioprotection)