

Impact du tritium autour des centrales nucléaires EDF

B. LE GUEN¹

(Manuscrit reçu le 12 février 2008, accepté le 28 mars 2008)

RÉSUMÉ Bien que le tritium soit un radionucléide existant à l'état naturel, sa présence dans l'environnement est souvent associée à la production d'électricité d'origine nucléaire. À l'occasion de la construction du nouveau réacteur EPR à Flamanville et de renouvellement d'autorisations de rejets pour des sites existants, cette publication a pour objectif de résumer la connaissance scientifique, les mesures réalisées autour des sites et les études d'impact dans l'environnement et chez l'homme pour ces deux radionucléides.

ABSTRACT Impact of tritium around EDF nuclear power plants.

Although the radionuclide tritium is found in their natural state, its presence in the environment is often associated with nuclear power generation. With the construction of the new EPR reactor at Flamanville underway, and the renewal of release permits for existing sites, this document seeks to provide a summary of scientific facts, measurements taken around nuclear sites and impact studies regarding the impact assessment of this radionuclide on man and the environment.

Keywords: tritium / nuclear production / environmental impact / dose assessment

1. Les formes du tritium

Le tritium, isotope radioactif de l'hydrogène, existe essentiellement sous trois formes. Le tritium (T) sous forme d'eau tritiée (HTO) qui suit toutes les voies métaboliques de l'eau, le tritium sous forme de gaz (HT) qui se transforme en eau tritiée, enfin le tritium intégré dans des molécules organiques, sous une forme appelée tritium organiquement lié (OBT ou T_{orga}) qui suit alors le devenir de ces molécules organiques.

L'oxydation du tritium HT en eau tritiée HTO est une réaction dont la vitesse dépend notamment du milieu dans lequel il se trouve. Dans l'air cette réaction est très lente (la durée de vie du tritium sous la forme gazeuse (HT) est d'environ 10 ans). En revanche, dans le sol, sous l'effet des micro-organismes, l'hydrogène tritié est rapidement oxydé en eau tritiée qui se mélange à l'eau du sol et peut alors être réémis vers l'atmosphère.

¹ Conseil de radioprotection EDF (CRP) et EDF, DIN, CEIDRE, 2 rue Ampère, 93206 Saint-Denis Cedex 1, France.

De même le tritium sous forme HTO se transforme rapidement en tritium organique dans les végétaux lors de la photosynthèse. L'intérêt que suscite le tritium (H3) sur le plan biologique tient à sa capacité à « prendre la place » de l'hydrogène des molécules biologiques (plantes, organismes vivants...).

Ces processus de conversion d'une forme à l'autre se déroulent de façon différente dans l'atmosphère, le sol, les plantes, les animaux ou l'homme. La forme chimique du tritium va donc évoluer lors de son cheminement dans l'écosystème, cette dynamique est la clef de son transfert final à l'homme.

2. Origines

2.1. Origine naturelle

Le tritium est produit naturellement par action des rayons cosmiques (neutrons) sur certains composants de l'air (azote-14, oxygène et argon).

L'UNSCEAR a estimé, en 1996, que l'inventaire global de **tritium naturel** est d'environ 988 PBq à 1300 PBq (10^{15} Bq) soit 2,8 à 3,6 kg, ce qui correspond à une production annuelle comprise entre 50 000 et 70 000 TBq (10^{12} Bq) (0,15 à 0,19 kg), en supposant que la production équilibre la décroissance radioactive (période de 12,3 ans).

2.2. Origine artificielle

2.2.1. Les essais nucléaires

La part prédominante du tritium dans l'environnement résulte des essais nucléaires atmosphériques réalisés dans les années 1950 et 60. Le total estimé a été de 240 EBq (10^{18} Bq) soit plus de 650 kg. Du fait de l'arrêt de tirs aériens et de la demie vie du tritium, ce stock sous forme d'eau tritiée est estimé aujourd'hui à 32 kg dans les océans et l'atmosphère.

2.2.2. L'industrie nucléaire

Le tritium, **sous forme d'eau tritiée** fait partie des substances rejetées par les centrales nucléaires de production d'électricité (CNPE) dans le cadre de leur fonctionnement normal.

Au niveau mondial, pour l'année 1989, concernant l'ensemble du cycle du combustible, le rejet total ne dépassait pas 40 g (14 PBq (10^{15} Bq)) dans les eaux de surface et 18 g (<7 PBq (10^{15} Bq)) dans l'air (UNSCEAR, 1996).

Dans les réacteurs à eau pressurisée, les sources de tritium susceptibles de contaminer le circuit primaire peuvent être classées en deux catégories :

- les sources directes pour lesquelles le tritium est directement produit dans le fluide caloporteur. Ces sources ont principalement pour origine les réactions d'activation par les neutrons sur les produits de conditionnement du circuit primaire, que sont le bore-10 et le lithium-6 (le bore est introduit dans le fluide primaire sous forme d'acide borique et sert à contrôler la réactivité, le lithium est introduit dans le fluide primaire sous forme de lithine et est utilisé pour contrôler le pH) ;
- les sources indirectes pour lesquelles il existe des barrières physiques entre ces sources et l'eau du circuit primaire. Ces sources indirectes ont pour origine les réactions de fission ternaire qui se produisent au sein du combustible, ainsi que les grappes sources secondaires de neutrons qui équipent certains réacteurs.

Le tritium formé dans le combustible contribue très peu à l'activité en tritium du fluide primaire en raison du rôle de confinement assuré par le gainage des crayons de combustible (moins de 0,01 %). Les grappes sources secondaires antimoine-béryllium (Sb-Be) représentent, quant à elles, une source de tritium pour le fluide primaire. En effet ces grappes ont un gainage en acier inoxydable perméable au tritium.

La production de tritium est essentiellement liée à l'énergie produite par le réacteur et au mode de gestion du combustible. En effet, en fonction de la gestion du combustible, un taux d'enrichissement en ^{235}U plus important nécessite d'augmenter la concentration en bore dans le circuit primaire pour compenser l'excès de réactivité du combustible. Le tritium étant formé par activation du ^{10}B , plus la concentration en bore augmente, plus la production de tritium sera importante. À cela s'ajoute le tritium dû de grappes sources secondaires de neutrons pour les réacteurs des paliers 1300 MWe et 1450 MWe.

À énergie produite égale, la gestion GEMMES² (enrichi à 4,1 %) du 1300 MWe avec grappes sources, conduit à des rejets de tritium plus élevés que la gestion MOX du 900 MWe (enrichissement équivalent 3,25 %) sans grappes sources. Les gestions futures dites à haut taux de combustion (HTC) produiront à énergie produite égale, aussi plus de tritium, du fait du fort taux d'enrichissement (enrichi à >4,5 %).

Pour un réacteur de conception et de gestion de combustible données, la production de tritium sur la longueur d'un cycle de fonctionnement est proportionnelle à l'énergie produite par ce dernier. Le tritium étant formé par

² Le combustible de type GEMMES est un type de gestion de combustible et non un design constructeur. Ce combustible est destiné au réacteur 1300 MWe enrichi à 4,1 % en U235, déchargeable par tiers de cœur tous les 18 mois.

activation neutronique du bore-10 et du lithium-6, sa production journalière dans l'eau du circuit primaire suit l'évolution de la concentration en bore-10 et en lithium qui diminue au cours du cycle de fonctionnement en fonction de l'épuisement du combustible (burn-up).

3. Les rejets de tritium

De même propriété chimique que l'hydrogène, le tritium a la particularité de se combiner avec l'oxygène pour former de l'eau tritiée. Par conséquent, sous forme d'eau, il ne peut être filtré par des moyens industriels, comme c'est le cas pour la plupart des autres substances radioactives rejetées par les centrales nucléaires. Au plan international, des recherches sont menées pour trouver une solution à cette difficulté.

Le tritium ainsi produit (P) est rejeté (R), soit par voie liquide (L), soit par voie gazeuse (G) suivant la relation $R = P = L + G$. les rejets d'effluents liquides et gazeux et les prélèvements de ces installations sont réglementés par les dispositions du décret n° 95-540 du 4 mai 1995 (JORF, 1995).

Concernant les **rejets gazeux**, la différence entre paliers de puissance est due à des différences de conception des circuits de ventilation des réservoirs de stockage des effluents primaires tritiés.

Une modification est en cours pour réduire ces rejets gazeux des installations du palier 1300 MWe sur lesquelles les rejets sont plus élevés. Mais ceci ne changera rien sur le rejet global de tritium puisque $R = L + G$; le tritium qui ne sera plus rejeté par voie gazeuse le sera par définition par voie liquide.

S'agissant des effluents liquides, **des mesures de tritium** effectuées sur les CNPE de Belleville et de Nogent, dans les réservoirs de stockage pour contrôle avant rejet, ont montré que le tritium est essentiellement sous la forme d'eau tritiée (HTO). Lors des mesures, les activités volumiques en **eau tritiée étaient comprises entre 0,5 à 5 MBq/L** (10^6 Bq/L) alors que les activités en tritium sous sa **forme organique particulière variaient de 0,5 à 5 Bq/L, soit 1 million de fois moins.**

Les effluents tritiés d'une centrale nucléaire sont tout d'abord stockés dans des réservoirs dont le contenu est contrôlé avant rejet. Ensuite, leur rejet est effectué conformément à la réglementation et notamment à l'autorisation de rejet d'effluents radioactifs. Chacun de ces rejets est contrôlé et fait l'objet d'une information de l'administration.

TABLEAU I
Exemples de rejets de tritium dans l'environnement en France (en Bq/an).
Examples of tritium releases to the environment in France (in Bq/year).

Source de tritium	Liquide en 10^{12} Bq/an (TBq/an)	Gazeux en 10^{12} Bq/an (TBq/an)
Centrales nucléaires		
Réacteur 900 MWe	10	0,2
Réacteur 1300 MWe	30	1,3

Après rejet, la forme HTO reste toujours dominante dans le milieu aquatique, mais l'activité photosynthétique du phytoplancton en eau douce comme en eau de mer va intégrer progressivement HTO à la matière organique, de telle sorte que l'activité spécifique de la matière organique, exprimée en nombre d'atomes de tritium par rapport au nombre d'atomes d'hydrogène, ou en Bq de tritium par gramme d'hydrogène, va tendre vers celle de l'eau.

En résumé (Tab. I), les *rejets liquides* de tritium sont d'environ **10 TBq/an (10^{12} Bq/an) (0,03 g/an)** pour un réacteur de 900 MWe, de **30 TBq/an (0,09 g/an)** pour un réacteur de 1300 MWe (et seront de 55 TBq avec les nouveaux combustibles).

Les *rejets de tritium par voie gazeuse* ne représentent que quelques pour-cent des rejets liquides (**0,2 TBq/an** en moyenne pour un réacteur de 900 MWe, de **1,3 TBq** pour 1300 MWe et de 0,7 TBq en moyenne pour 1450 MWe).

4. Concentrations dans l'environnement

Des mesures de tritium dans l'air ambiant des CNPE sous forme de vapeur d'eau tritiée et sous forme organique ont été réalisées par l'IRSN et n'ont révélé aucune activité supérieure aux limites de détection quelle que soit la forme recherchée.

Dans l'environnement, **le tritium demeure essentiellement sous forme d'eau tritiée**. Sous cette forme, il peut être incorporé à la matière organique des végétaux lors de la photosynthèse. Ce tritium lié à la matière organique (OBT) est ensuite transféré, comme l'eau tritiée, aux autres compartiments de l'écosystème.

La mesure du tritium libre (HTO) dans l'eau extraite des végétaux fournit une valeur ponctuelle, image de la concentration dans l'eau ou dans l'air ambiant au moment du prélèvement.

La mesure du tritium lié à la matière organique (OBT) des végétaux et des animaux permet, elle, d'avoir une information rétrospective sur l'activité moyenne en tritium de l'eau ou de l'air sur toute la période de formation de la matière organique.

L'ensemble des mesures de HTO et OBT réalisées sur les végétaux et animaux des écosystèmes terrestres et aquatiques confirment que **le tritium ne se concentre pas dans la chaîne alimentaire.**

La méthode d'évaluation de l'impact des rejets radioactifs liquides sur l'écosystème marin consiste à comparer la radioactivité contenue dans des échantillons de même nature récoltés sous et hors influence des effluents radioactifs tout en se rappelant que pour le tritium et le carbone-14, ces radionucléides sont d'abord produits majoritairement par voie naturelle.

Les expérimentations sur le tritium libre et le tritium organique OBT réalisées sur les végétaux terrestres et aquatiques et sur les espèces animales montrent que le tritium ne se concentre pas dans la chaîne alimentaire (Belot *et al.*, 1996). À l'équilibre, c'est-à-dire dans un environnement exposé à des rejets de tritium continus et constants, la concentration en tritium de tous les organismes vivants, exprimée en Bq/g d'hydrogène, est au plus égale à l'activité spécifique en tritium du milieu (air ou eau) dans lequel ils vivent, exprimée elle aussi en Bq/g d'hydrogène.

En fait, en raison de la taille plus grosse de l'atome de tritium par rapport à l'atome d'hydrogène, l'incorporation du tritium à la matière organique est légèrement inférieure à celle de l'hydrogène (Belot *et al.*, 1996). Néanmoins, pour rester enveloppe, la modélisation retenue pour calculer l'impact des rejets en tritium des CNPE (code de calcul BLIQID) ne tient pas compte de cette discrimination isotopique et considère que les atomes de tritium ont exactement le même comportement que les atomes d'hydrogène lors de la photosynthèse.

Les teneurs en tritium dans la matière organique par rapport à l'eau sont donc calculées à partir du rapport des teneurs massiques en hydrogène stable dans la matière organique par rapport à l'eau (égal à 0,64 pour le poisson).

À titre indicatif, le guide AIEA (2008) sur les modèles et paramètres à prendre en compte pour les transferts de radionucléides propose pour le tritium d'appliquer une modélisation basée sur la conservation de l'activité spécifique (conforme à celle retenue dans le code BLIQID) avec, comme paramètres, pour le rapport des teneurs massiques en hydrogène (dénommé Water Equivalent Factor, WEQ en anglais) une valeur de 0,65 pour le poisson (comparable à celle retenue dans le code BLIQID) et pour la discrimination isotopique une valeur de 0,54 (au lieu de 1 dans le code BLIQID).

Au total, sur l'ensemble des études effectuées pendant les deux dernières décennies dans les différents compartiments des écosystèmes, soit à la suite des essais nucléaires ou pour surveiller l'impact des rejets des installations nucléaires,

il ressort qu'aucun mécanisme n'aboutit à un phénomène d'accumulation, c'est-à-dire de la capacité pour un organisme d'absorber et de concentrer certaines substances à des concentrations supérieures à celles existantes dans son milieu environnant. De même il ressort qu'aucun mécanisme **de concentration d'hydrogène dans la chaîne alimentaire n'est mis en évidence**.

Ordre de grandeur des concentrations mesurées dans l'écosystème terrestre, les cours d'eau et les eaux marines.

L'influence des rejets de tritium gazeux des CNPE n'est pas perceptible sur **l'écosystème terrestre** car les activités mesurées restent très proches de ceux de la vapeur d'eau atmosphérique hors influence industrielle. Ainsi, les activités en tritium libre ne dépassent pas, actuellement, 3 à 4 Bq/L. Il en est de même dans la matière organique des végétaux (Gontier *et al.*, 2002 ; Gontier, 2008).

Dans les cours d'eau, en particulier en Loire et dans les rivières à faibles débits (Vienne, Meuse, Moselle, Seine), l'influence des rejets de tritium des CNPE est clairement perceptible : le tritium dans l'eau libre des végétaux aquatiques peut atteindre transitoirement plusieurs dizaines de Bq/L si les prélèvements ont lieu lors du rejet d'un réservoir d'effluents radioactifs. Dans les eaux de nappe, lorsqu'elles sont alimentées par le cours d'eau récepteur des rejets, les activités en tritium peuvent atteindre 10 à 15 Bq/L (Claval *et al.*, 2006).

Dans les sédiments, on constate dans certains cours d'eau, en amont comme en aval des installations, des concentrations en tritium organique plus élevées que dans les autres compartiments. Les teneurs maximales sont observées, dans le Rhône en amont de Creys-Malville (Daumier *et al.*, 2003) et dans le Rhin en amont de Fessenheim (Baudin-Jaurent, 1999) avec des concentrations de 3000 Bq/L à 8000 Bq/L d'eau de combustion. L'hypothèse d'un marquage par des composés organiques tritiés utilisés dans l'industrie horlogère (cadrons lumineux par exemple) pourrait expliquer ces observations.

Le long des côtes françaises de la Manche, les mesures de tritium dans l'eau libre des algues mettent en évidence une diminution des activités en fonction de l'éloignement à l'usine de La Hague. Sur l'ensemble de cette zone, **on note d'autre part une légère tendance à l'augmentation des activités depuis 2000** (Claval *et al.*, 2006). Les concentrations dans la matière organique des organismes marins des eaux normandes sont du même ordre de grandeur que celles dans l'eau (Masson *et al.*, 2005), en cohérence avec des rejets industriels sous forme d'eau tritiée (HTO).

Les activités en tritium **dans les eaux marines** de la zone dite OSPAR (zone maritime correspondant approximativement aux eaux côtières européennes de l'Atlantique du Nord et du Nord-Est, à l'exception de la mer baltique), sont de

l'ordre de 10 Bq/L à proximité des rejets industriels de La Hague (France) et de Sellafield (UK), et atteignent des niveaux inférieurs à 1 Bq/L dans les zones éloignées, c'est-à-dire similaires aux activités d'origine naturelle des eaux de pluie. Les concentrations en tritium en Manche sont principalement influencées par les rejets de tritium des usines de retraitement de La Hague et Sellafield.

Parallèlement à l'évaluation de l'évolution des rejets radioactifs atteignant la zone OSPAR conduite en 2006 (OSPAR, 2006), et à l'évolution des concentrations en radionucléides dans le milieu marin (eau et organismes vivants) conduite en 2007, le comité des substances radioactives d'OSPAR publiera en 2008 (OSPAR, 2008) une évaluation de l'impact sur les organismes marins des rejets radioactifs (industrie nucléaire et non-nucléaire). Cette étude menée à partir de la méthodologie proposée par le projet européen ERICA (2007) évalue, pour chaque radionucléide, à partir des concentrations observées de 1995 à 2005, les doses reçues par les organismes vivants dans chaque région de l'Atlantique Nord. Que ce soit dans la zone autour du cap de la Hague ou dans les zones adjacentes de la Manche et de la Mer du Nord, les doses provenant du tritium sont 100 fois plus faibles que celles provenant du césium-137, elles mêmes 100 fois plus faibles que celles provenant du radium-226 ou du polonium-210 (radionucléides naturels) (F. Siclet, communication personnelle).

5. Estimation des doses dues aux rejets de tritium et réglementation

L'ensemble des rejets d'eau tritiée des centrales EDF contribue à une exposition supplémentaire du public à la radioactivité extrêmement faible, largement inférieure à 0,01 mSv par an en moyenne, à comparer avec la limite réglementaire de 1 mSv par an pour le public et l'exposition moyenne due à la radioactivité naturelle en France de 2,4 mSv par an.

EDF mène des actions depuis le début de l'exploitation de ses centrales pour réduire ses impacts environnementaux et en particulier réduire les quantités de rejets radioactifs. Ces actions portent leurs fruits mais sans technique industrielle utilisable aujourd'hui pour traiter les rejets tritiés et de moyen de réduction de la quantité de tritium, la quantité de tritium rejetée **reste proportionnelle à la quantité d'énergie produite par le réacteur**. Les techniques développées pour d'autres secteurs d'activité ne sont applicables que sur de faibles volumes (quelques mètres cube par an) et pour traiter des fluides fortement concentrés en tritium (de l'ordre du TBq/L).

En France, en application du principe ALARA, l'Autorité de sûreté nucléaire, a donné son accord pour que, dans le cas des centrales nucléaires et des usines de retraitement, le tritium soit rejeté le plus possible vers la mer et les fleuves, où sa

dilution physique et isotopique conduit à un impact minimal pour l'environnement. En effet l'impact sous forme de rejets liquides en mer pour les centrales EDF en bord de mer est estimé être 100 fois plus faible que son impact sous forme de rejets gazeux.

Chaque site nucléaire est réglementé par un arrêté de rejets qui lui est propre et qui tient compte des spécificités environnementales du site et par une limite liée à la concentration relevée dans l'eau (de mer ou de rivière). Dans l'eau douce, les limites fixées par les arrêtés peuvent aller jusqu'à 280 Bq/L en valeur horaire (140 Bq/L en moyenne journalière).

Cette approche repose sur un décret de 2001 qui introduit 2 indicateurs de radioactivité pour l'eau :

- le premier concerne l'activité en tritium. **La concentration du tritium de référence est de 100 Bq/L,**
- le second, spécifie la dose totale indicative (DTI) induite par une consommation exclusive d'eau tritiée. **La valeur de la dose totale indicative est fixée à 0,1 mSv/an,** partant du principe que la consommation régulière d'une eau ne saurait entraîner une dose supérieure de 10 % à la dose maximale tolérée pour le public fixée à 1 mSv/an, en sus de la dose due aux expositions naturelles. Cet indicateur ne peut être apprécié que par référence à un modèle-type de consommation, et non aux seules caractéristiques intrinsèques de cette eau. Le calcul de dose (dose totale indicative) est effectué pour des adultes sur la base d'une consommation de 730 litres d'eau par an.

Ce décret n° 2001-1220 (JORF, 2001) du 20/12/2001 reprend la directive européenne 98/83/CE du conseil du 3 novembre 98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine *distribuées au public à titre onéreux ou gratuit à l'exclusion des eaux minérales naturelles* définies aux articles 1322-1 et suivants du code de la santé publique.

Ces « indicateurs radiologiques » ne portent pas directement sur la potabilité de l'eau. Ils sont donc différents des « limites » ou « références de qualité » fixées pour d'autres paramètres tels que ceux portant sur les caractéristiques physiques, chimiques ou bactériologiques, dont le dépassement rend automatiquement l'eau impropre à la consommation par risque sur la santé. Pour comparaison, la limite de concentration de l'eau de boisson recommandée par l'Organisation mondiale de la santé est de 7 800 Bq/L !

Ces seuils réglementaires sont donc bien différents et inférieurs à des seuils sanitaires (c'est-à-dire représentant un quelconque risque pour la santé).

Chacun de ces arrêtés fait l'objet d'un contrôle strict par les Pouvoirs publics, qui contrôlent le respect des seuils fixés et qui réalisent régulièrement des contre-mesures pour vérifier la qualité des contrôles dans l'environnement effectués par EDF. Pour exemple, sur le site d'EDF-Flamanville, 10 000 analyses sont réalisées chaque année dans un rayon de 10 km autour du site. Les mesures et analyses réalisées sur l'environnement sont comparées au bilan radio écologique effectué avant l'implantation de la centrale. Elles permettent d'affirmer à ce jour qu'aucun impact significatif sur l'environnement n'a été détecté autour des centrales nucléaires EDF.

Tous les mois, EDF publie (en local, auprès des administrations et sur son site Internet) l'ensemble des résultats mesurés dans l'environnement y compris le tritium. À noter, le site de Flamanville présente une particularité quant à ses rejets de tritium, car ceux-ci sont très proches (plus de 90 %) de la limite réglementaire fixée dans l'arrêté de rejets du CNPE. L'exploitation à venir de l'EPR à Flamanville va entraîner une augmentation des rejets de Tritium pour le site. Le rejet total prévu pour **Flamanville 1, 2 et 3** pour le tritium est de **185 TBq/an**.

6. Incorporation du tritium par l'homme

La dose due à l'incorporation de tritium chez l'homme à partir de l'environnement résulte de l'incorporation de l'eau tritiée et des molécules organiques. En comparaison avec l'eau tritiée, l'exposition au tritium gaz est négligeable. Il est considéré qu'il n'y a pas d'exposition externe à partir de source bêta de faible énergie.

L'incorporation du tritium, sous forme d'eau tritiée et de composés organiques **peut se faire par ingestion, inhalation et par absorption à travers la peau**. Le passage dans le sang est plus ou moins rapide, selon la forme chimique initiale, **l'eau tritiée étant de loin la forme plus transférable**. Ensuite, la répartition dans les tissus et les organes suit les voies biocinétiques normales de l'eau et des substances organiques dans l'organisme.

L'hydrogène est avec le carbone, l'azote et l'oxygène un des quatre éléments essentiels au développement de toute vie. Dans le corps humain, l'atome de tritium peut remplacer l'hydrogène dans toutes les molécules biologiques qui en contiennent, soit par échange labile, « eau tritiée », soit au cours de synthèse sous forme de liaisons stables, « tritium organiquement lié ».

Sous forme d'eau tritié (HTO), le tritium suit le métabolisme de l'eau avec une répartition homogène dans l'ensemble de l'organisme et une période biologique courte (10 jours).

Sous forme stable (tritium organique, OBT), il participe pour l'essentiel à la synthèse de molécules productrices d'énergie et de molécules dite de structure (période de 22 jours), mais aussi sous des formes de réserve pour l'organisme (période de 450 jours). Le tritium sous forme d'OBT, à la différence de l'eau tritiée n'est donc pas réparti de manière homogène, mais se fixe préférentiellement dans les tissus de stockage (tissu adipeux), ou dans des tissus ayant un taux élevé de multiplication cellulaire.

L'excrétion est urinaire et fécale, essentiellement sous forme d'eau tritiée (~99 %), mais aussi sous forme d'OBT.

Des questions restent en suspens sur les impacts d'une des formes de tritium le tritium organique (OBT) qui peut se lier ainsi sur des molécules d'ADN. Si cette forme est très faiblement présente dans les rejets des CNPE, le tritium organique se forme dans les végétaux à partir des rejets d'eau tritiée. Ce tritium, est ensuite transféré par la chaîne alimentaire jusqu'à l'homme. EDF en tient compte dans les calculs de dose qui accompagnent les demandes d'autorisation de rejet radioactif.

En tant qu'isotope de l'hydrogène, le tritium en possède les mêmes propriétés physiques, chimiques et pharmacologiques. L'hydrogène ne présentant pas de toxicité chimique, le tritium non plus: seule sa « radiotoxicité » est à prendre en considération.

Le coefficient de dose efficace (Sv/Bq) calculé par la CIPR tient compte du comportement différent de l'eau tritiée et du tritium organique dans le corps humain : ce coefficient pour le tritium ingéré sous forme OBT ($4,2 \times 10^{-11}$ Sv/Bq) est supérieur d'un facteur 2,3 à celui du tritium ingéré sous forme HTO ($1,8 \times 10^{-11}$ Sv/Bq). Certains demandent un doublement du facteur permettant de calculer la dose en cas d'incorporation du tritium pour tenir compte d'un risque supplémentaire dû à la proportion de tritium organique incorporée par l'ADN. Ces doses incorporées en cas de dépassement de la concentration de 100 Bq/L par la population resterait toujours de quelques microsievverts, valeurs très inférieures aux valeurs réglementaires d'exposition du public (1 mSv). La CIPR (organisme international sur la radioprotection) prend en charge ces incertitudes pour calculer les doses (en prenant en particulier des hypothèses pénalisantes).

Des associations environnementales partent du principe que le tritium émetteur bêta sous cette forme organique serait alors un cancérigène très puissant. Mais, à ce jour il n'y a pas de publications internationales qui confirment cette hypothèse.

Par ailleurs, le rapport AGIR (2007), tout en reconnaissant que le tritium n'est pas hautement radioactif (dixit Pr Bryn Bridges, responsable de l'Advisory Group) est favorable à une majoration de l'effet du rayonnement bêta du tritium dans la

cellule (pour l'eau tritiée, l'efficacité biologique relative devrait être prise égale à 2). Cette demande repose notamment sur la revue de toutes les expérimentations animales déjà publiées (Little et Lambert, 2008).

Cette demande n'a pas été reprise à ce jour par la Commission internationale pour la protection radiologique (CIPR), cette dernière considérant que les données actuelles à l'étude ne permettent pas encore de trancher. Pour mémoire, l'EBR est estimé en comparaison des effets biologiques du rayonnements ionisants étudié avec un rayonnement de référence comme le rayonnement gamma du cobalt-60.

Néanmoins, toutes les études internationales réalisées jusqu'à présent, convergent sur un point : pour parvenir potentiellement à des impacts sur l'homme, les quantités doivent être 1000 fois supérieures aux quantités retrouvées dans l'environnement. Les recherches se poursuivent, néanmoins sur la connaissance des effets des contaminations avec des radionucléides émetteurs bêta de faible énergie, C'est un modèle intéressant car l'incorporation de tritium, sous forme de tritium organique dans un compartiment cellulaire aboutit à une irradiation *in situ* où la majorité de l'énergie est déposée localement (Burki et Moustacchi, 1977).

En France, une équipe étudie notamment les conséquences de contaminations (thymidine tritiée) sur la survie, le cycle cellulaire et l'instabilité génomique (mutagenèse et recombinaison homologue) en relation avec la réparation des cassures double brin. Ces travaux mettent en évidence un pic de mutagenèse lié à un stress oxydatif qui serait mal signalée à de faibles incorporations. Au-delà d'une dose seuil ou d'un débit de dose, la cellule reconnaîtrait les dommages et engagerait alors les systèmes de protection et de détoxification des espèces radicalaires ainsi que les processus de réparation adaptés. Néanmoins, comme le rappelle ces chercheurs, il convient d'être prudent avec ses résultats fondamentaux quant à une extrapolation sur un organisme vivant car ces études sont réalisées directement avec un précurseur de l'ADN marqué sur des modèles cellulaires, et non avec du tritium sous forme d'eau tritié et sans évaluation potentielle de conséquences à long terme pour un organisme (communication Y. Saintigny, travaux actuellement soumis).

6.1. Le tritium est un radionucléide faiblement radiotoxique

Le tritium se désintégrant avec émission d'un électron de faible énergie (moyenne 5,685 keV et d'énergie maximale de 18 keV), il reste classé parmi les radionucléides les moins radiotoxiques. Une personne qui ne boirait que de l'eau tritiée pendant une année (à raison de 2 litres par jour et sur la base des 100 Bq/L pour l'eau tritiée fixée par la directive européenne sur l'eau), pourrait intégrer une dose de l'ordre de 0,15 % de la limite annuelle pour le public (1 mSv).

Les conséquences sanitaires des rejets radioactifs liquides sont évaluées au moyen de codes de calculs qui déterminent, à partir des activités rejetées annuellement et des différentes voies d'exposition (voie d'incorporation pour l'Homme comme l'ingestion, ou exposition externe comme l'exposition sur les plages), la dose annuelle reçue par les personnes du public vivant au voisinage du site et ayant des activités qui les exposent plus particulièrement aux rejets liquides. Ces personnes forment le « groupe de référence », supposé être le plus impacté par les rejets liquides. Les calculs de dose dans l'environnement des centrales EDF ont été réalisés pour un adulte consommant des produits marins pêchés dans un rayon de 500 m autour de la centrale. Le modèle inclut des expositions externes due à 100 h/an d'exposition sur la plage et 20 h/an de baignade avec ingestion potentielle d'eau de mer.

Le modèle considère d'une part le tritium sous forme d'eau tritiée d'autre part le tritium incorporé à la matière organique par photosynthèse.

La dose totale calculée à partir des rejets liquides de l'année 2004 (ensemble des radionucléides) varie entre 0,2 mSv par an à Flamanville et 1 mSv par an à Gravelines. Le tritium sous forme OBT intervient à hauteur de 15 % dans ce calcul de dose.

Pour un site marin, les quantités de produits de la mer ingérées peuvent néanmoins être plus élevées pour certains groupes socioprofessionnels comme les pêcheurs. C'est pourquoi, des calculs ont également été effectués à la fois pour le groupe de référence et pour ce groupe nommé « groupe pêcheur » différent du groupe de référence.

Pour exemple sur le site de Flamanville, l'étude d'impact réalisée pour les demandes d'autorisations de rejets pour le site EPR estime que les doses dues au tritium liquide, en tenant compte des « rejets maximaux », est évaluée à environ 0,014 mSv/an pour le « groupe de référence » (0,008 mSv (tranches 1-2) + 0,006 mSv (EPR)) et 0,037 µSv/an pour le « groupe pêcheur », (0,022 mSv (tranches 1-2) + 0,015 mSv (EPR)).

De même, les risques liés à des baignades dans de l'eau contenant du tritium sont très faibles. Même s'il est difficile de répondre à cette question car elle nécessite de réaliser des extrapolations sur les concentrations de tritium dans l'eau de mer, en tenant compte d'une incorporation essentiellement cutanée et les risques faibles d'ingestion de cette eau tritiée. Le tritium est un des radionucléides les plus transférables, on considère qu'une personne séjournant dans une ambiance atmosphérique d'eau tritiée aurait une incorporation dont l'origine serait pour 2/3 par inhalation et pour 1/3 par un simple passage transcutané ! Par calcul empirique,

on estime que, sur une année, une personne mangeant du poisson pêché à proximité d'une centrale comme celle de Flamanville, qui se baignerait régulièrement avec passage cutanée du tritium, et qui boirait jusqu'à 20 litres d'eau de mer tritiée lors de ses baignades (en évitant la noyade !), pourrait intégrer une dose équivalente à 4 millionième de la limite annuelle pour le public (=0,004 mSv).

D'après l'étude MARINA II (2002), la contribution du tritium à la dose collective délivrée à la population de la zone OSPAR (zone maritime correspondant approximativement à l'atlantique du nord et du Nord-Est à l'exception de la mer baltique) est actuellement de moins de 1 % de la dose totale due aux rejets de l'industrie nucléaire. Elle est suffisamment basse pour qu'une diminution des rejets de tritium n'ait pas d'impact significatif sur la dose globale liée aux effluents de l'industrie nucléaire.

Le risque de contamination tritium pour les travailleurs des centrales nucléaires EDF est également très faible. Il faut rappeler que les personnes intervenant dans les centrales nucléaires sont soumises à un suivi médical approfondi et régulier ; toutes les doses reçues sont enregistrées et comptabilisées afin de savoir en permanence la situation et l'historique de chaque individu, y compris s'il change de lieu de travail. Sur les vingt dernières années, que ce soit sur des installations en fonctionnement ou en déconstruction, les quelques situations de contamination de travailleurs au tritium pour lesquelles des mesures urinaires ont été effectuées n'ont entraîné aucune dose enregistrable dans le dossier médical (soit par définition des doses toujours inférieures à 0,5 mSv).

6.2. Remarque de l'auteur

Le conseil de radioprotection (CRP) d'EDF est composé d'experts universitaires, chercheurs, médecins, ingénieurs et de cadres dirigeants EDF dans le domaine du nucléaire. Le CRP est saisi ou se saisit de sujets touchant à la protection des populations et des salariés des entreprises concernées par la production d'électricité d'origine nucléaire. Bien que le tritium soit des radionucléides existant à l'état naturel, leur présence dans l'environnement est souvent associée à l'activité humaine comme la production d'électricité d'origine nucléaire. À l'occasion de la construction du nouveau réacteur de 3^e génération EPR à Flamanville et du renouvellement d'autorisations de rejet pour des sites existants, le CRP est à l'origine de cette demande de point sur l'impact du tritium autour des centrales nucléaires EDF.

Remerciements à Françoise Siclet (EDF RetD), Philippe Hartmann (EDF-DPN) et Christelle Dinse (CEIDRE) pour leur aide précieuse.

RÉFÉRENCES

- AGIR (2007) *Review of Risks from Tritium*, Report of the independent Advisory Group on Ionising Radiation, Documents of the Health Protection Agency, Radiation, Chemical and Environmental Hazards, REC-4. November 2007. ISBN : 978-0-85951-610-5.
- AIEA (2008) Revision of *Technical Report Series 364*, Chapter 12: Specific activity models and parameter values for tritium, ^{14}C and ^{36}Cl , Vienna AIEA (en preparation).
- Baudin-Jaulent Y. (1999) Deuxième bilan radioécologique décennal du CNPE de Fessenheim, Rapport IPSN DPRE/SERNAT/99-10.
- Belot Y., Roy M., Métivier H. (1996) *Le tritium de l'environnement à l'homme*. Les éditions de physiques, Les Ulis.
- Burki H.J., Moustacchi E. (1977) Tritium-induced lethal and genetic changes in *Saccharomyces cerevisiae*, *Radiat. Res.* **71**, 635-640.
- Claval D., Masson M., Antonelli C., Gontier G. (2006) Suivi radioécologique de l'environnement terrestre, aquatique continental et marin des centrales nucléaires françaises, Année 2005, Rapport IRSN DEI/SESURE/06-04.
- Daumier D., Bonte P., Fourre E., Jean-Baptiste P. (2003) Centrale de Creys-Malville : bilan radioécologique de l'environnement terrestre et aquatique, Année 2002, Rapport CEA-CNRS DSM/LSCE-03-012.
- ERICA (2007) D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risk from ionising radiation. Final Deliverable. European Commission, 6th Framework, Contract N° FI6R-CT-2003-508847, Beresford N., Brown J., Copplestone D., Garnier-Laplace J., Howard B., Larsson C.M., Oughton D., Pröhl G., Zinger I. (Eds).
- Gontier G. (2008) Cycle biogéochimique du carbone 14 et du tritium dans l'environnement des CNPE français : zone atelier du Rhône (Bugey), Rapport d'avancement (en préparation).
- Gontier G., Fournier F., Siclet F. (2002) Cycle biogéochimique du carbone 14 et du tritium dans l'environnement des CNPE français : zones ateliers de la Seine (Nogent) et de la Loire (Dampierre et Belleville), Rapport d'avancement, IRSN/DPRE/SERNAT 2002-08.
- JORF (1995) Décret n° 95-540 du 4 mai 1995 relatif aux rejets d'effluents liquides et gazeux et aux prélèvements d'eau des installations nucléaires de base.
- JORF (2001) Décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatifs aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles, Directive européenne 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine *distribuées au public à titre onéreux ou gratuit à l'exclusion des eaux minérales naturelles*.
- Little M.P., Lambert B.E. (2008) Systematic review of experimental studies on the relative biological effectiveness of tritium, *Radiat. Environ. Biophys.* **47**, 71-93.
- MARINA II (2002) Assessment of the impact of radioactive substances on marine biota of north European waters- report of working subgroup D, prepared by Sazykina and Kryshev, C6496/TR/004, Issue 3, August 2002.
- Masson M., Siclet F., Fournier M., Maigret A., Gontier G., Bailly du Bois P. (2005) Tritium along the French coast of the English Channel, *Radioprotection* **40** (Suppl. 1), S621-S627.
- OSPAR (2006) Rapport national français de mise en œuvre de la recommandation PARCOM 91/4 – Séries Substances Radioactives 298/2006.
- OSPAR (2008) Third Periodic Evaluation of Progress towards the Objective of the OSPAR Radioactive Substances Strategy: Assessment of the Impact of Anthropogenic Sources of radioactive Substances on Marine Biota – RSC-ICG Doses to Biota No 2 (in preparation).
- UNSCEAR (1996) Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, with scientific annex, United Nations sales publication E.96.IX.3. United Nations, New York.