

Apports de la modélisation sur la compréhension des transferts du tritium dans la biosphère et conséquences pratiques en cas de rejet accidentel

Philippe Guétat - CEA, VALDUC
Extrait de Radioprotection : 2008-Vol43 n°4

Abstract

This document presents transfers in the biosphere compartments in normal and accidental conditions. It discusses some associated regulatory aspects.

L'hydrogène est l'un des éléments majeurs de la vie et l'eau joue un rôle important dans la régulation des conditions des milieux. De nombreux mécanismes biologiques complexes d'interaction et contrôles existent par ailleurs pour entretenir la vie et s'opposent aux fluctuations de l'environnement naturel. Selon le point de vue où l'on se place, il apparaît soit une assez grande stabilité des conditions soit une grande complexité avec un nombre important de phénomènes d'actions opposées.

Les modèles relatifs à l'hydrogène et l'eau reflètent cet état des choses et appartiennent à deux catégories : les uns concernent l'impact des rejets en fonctionnement normal plus ou moins réguliers au cours de l'année, avec des relations assez simples entre les compartiments (air, sol, plantes, animaux, homme), les autres concernent des rejets de courte durée pour lesquels il est nécessaire de disposer de nombreuses informations et d'équations élaborées.

1 | Rejets continus de fonctionnement (normaux)

L'approche la plus complète est très bien explicitée dans deux documents de l'AIEA qui ont été actualisés dans le programme EMRASS : le TRS 364 et le document technique associé (Tecdoc).

Le modèle « de l'équilibre isotopique » est traditionnellement utilisé pour le tritium, et l'on considère donc que le rapport $^3\text{H}/^1\text{H}$ reste

Résumé

Cet article présente les connaissances principales et les incertitudes associées sur les transferts entre compartiments de la biosphère en conditions normales et accidentelles. Il discute certains aspects réglementaires en découlant.

constant d'un compartiment à un autre. A rejet constant un certain équilibre s'établit entre l'air, la pluie, les plantes, le sol, et les animaux, les apports d'eau de pluies et d'irrigation compensant l'évapotranspiration des plantes.

Les auteurs préfèrent généralement utiliser le rapport des concentrations en tritium des eaux entre les différents compartiments. Le tritium se trouve dans l'eau libre des organismes, ou incorporé dans des molécules organiques. Suivant les liaisons chimiques considérées, il est soit facilement échangeable (E OBT échangeable bound Tritium, extrait de la matière sèche par lavage multiple à l'eau pure), soit non échangeable (NE OBT). Il est alors récupérable par combustion de la matière organique et se retrouve dans l'eau générée avec l'oxygène de l'air.

Les masses de matière sèche, d'eau libre, d'eau de combustion, et la concentration dans ces différentes eaux, sont toutes accessibles à la mesure.

Dans le passé, l'approche très simple utilisée consistait à calculer l'activité de la vapeur d'eau de l'air en un point donné et de supposer que n'importe quelle eau du sol, des plantes, ou des animaux avait la même activité (équilibre isotopique). Le calcul de dose se limitait au produit de $1,3 \text{ L.j}^{-1}$ d'eau consommée quotidiennement par l'activité volumique de la vapeur d'eau et par le facteur de dose par unité incorporée ($2.10^{-11} \text{ Sv.Bq}^{-1}$). Cette approche donne un bon ordre de grandeur. Compte tenu des quantités d'eau absorbée par chacune des trois voies d'atteinte : inhalation, passage transcutanée et ingestion, la voie principale d'exposition est nettement l'ingestion.

Pour affiner le calcul, il est nécessaire de distinguer « eau libre » et « matière organique » et d'établir la correspondance entre activité de la matière organique et activités des eaux mesurées. On définit ainsi un facteur d'« équivalent eau » pour la matière organique qui peut être déduit des teneurs en hydrogène des lipides (7%), protéines (12%) et glucides (6,2%). Pour la plupart des plantes, cette valeur est de l'ordre de 0,5 à 0,6.

Le deuxième aspect important est le fait qu'en raison de la différence de masse, il y a un facteur de discrimination entre ^1H et ^3H dans les différents transferts et les transformations biochimiques. A partir des résultats de mesures, ce facteur est de l'ordre de 0,5.

En pratique, il est encore possible d'effectuer une évaluation simple mais plus réaliste des transferts, avec l'équation suivante :

$$C_{\text{plante},fw}^{\text{total}} = [\Phi_r + 0.3(1 - \Phi_r)] \cdot [(1 - H_{\text{plante}}) \cdot W_{\text{eq}} \cdot D_p + H_{\text{plante}}] \cdot C_{\text{air},w}$$

avec Φ_r : humidité relative de l'air, H_{plante} : proportion massique d'eau dans la plante, W_{eq} : équivalent eau de la matière sèche, D_p : facteur de discrimination isotopique entre ^3H et ^1H , $C_{\text{air},w}$: concentration de la vapeur d'eau de l'air

Exemple : pour une humidité relative de l'air de 70%, une teneur en eau dans un légume vert de 80% et dans du blé de 20%, un W_{eq} de 0,6 et un D_p de 0,5, la relation donnerait respectivement une activité pour le légume vert égale à 2/3 de la concentration de la vapeur d'eau de l'air et une activité du blé égale à 1/3. Le tritium organique lié représente 7% du tritium total pour le légume vert et 54% dans le cas du blé. En tenant compte du fait que le facteur de dose par unité incorporée pour le tritium organique est 2,1 fois supérieur à celui de l'eau tritiée, on trouve que l'exposition ainsi calculée est d'environ 60% de celle calculée avec le modèle historique.

Dans le cas de rejets de tritium gaz (HT), le dépôt au sol est environ 10 fois plus faible que le dépôt de vapeur d'eau et il n'y a ni dépôt par la pluie ni transfert direct de l'air aux feuilles. Le dépôt (HT) est rapidement transformé dans le sol en eau HTO par les microorganismes. Commence alors les transferts précédemment mentionnés de l'eau tritiée. Sur ces bases qui sont confirmées par des expériences de terrain, l'impact de HT est de l'ordre de quelques pourcents de l'impact de l'eau tritiée HTO à activités rejetées égales.

Dans le cas de particules tritiées et tritiures métalliques, les coefficients de dose par unité inhalée peuvent être jusqu'à 30 fois supérieurs à celui de l'eau tritiée, selon la nature et la taille des particules. Cependant, les rejets de poussières en fonctionnement normal sont très faibles comparés aux rejets d'eau tritiée, en raison de l'utilisation de filtres de très haute efficacité, comme cela est illustré dans le cas d'ITER (Maubert *et al.* 2008).

En réalité, dans l'analyse des données de surveillance, il y a des fluctuations autour de ces valeurs moyennes dans les différents compartiments de l'environnement en fonction des variations de direction de vent, des variations de débits de rejet et des périodes de résidence de l'eau dans les différents compartiments. L'eau tritiée libre a une période biologique de quelques heures dans la plante. Au contraire l'OBT non échangeable se comporte comme un intégrateur sur toute la durée de croissance de l'échantillon mesuré. Le sol aura besoin de plusieurs mois pour renouveler son eau. Ces éléments qui sont pondérés dans le cas de rejets plus ou moins continus sont beaucoup plus importants dans le cas d'un rejet accidentel.

2 | Rejets de courte durée

En cas de rejet de courte durée ou accidentel, les voies d'exposition apparaissent successivement avec tout d'abord l'inhalation et dans une moindre mesure la contamination transcutanée lors du passage du nuage ; puis vient l'ingestion de légumes contaminés par la vapeur d'eau tritiée de l'air consommés dans les premiers jours après le rejet. Le tritium organiquement lié produit pendant ces premiers jours est fixé dans les plantes jusqu'à leur récolte qui vont sur plusieurs semaines. Les cultures en place fournissent ainsi l'exposition principale. Enfin la contamination des végétaux à partir de l'eau du sol complète l'exposition jusqu'à l'hiver suivant, au cours duquel il y a décontamination des sols par lixiviation. Certains organes comestibles comme les grains de céréales ou les pommes de terre sont stockés, ce qui diffère encore leur impact radiologique de quelques mois.

Les phénomènes prépondérants pour l'eau tritiée sont : l'incorporation de la vapeur d'eau de l'air par les feuilles, les dépôts au sol (sec et par la pluie) à partir de l'air contaminé, la transformation de HTO en OBT dans les feuilles, la translocation des feuilles aux fruits, aux racines et tubercules, et enfin le temps de résidence de l'eau dans le sol.

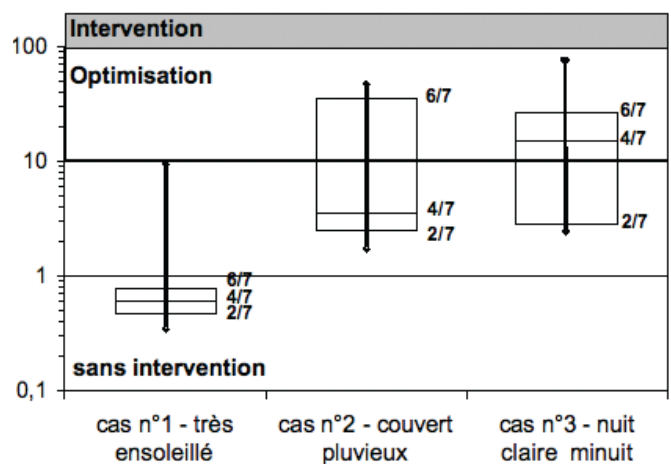
Tous ces mécanismes sont modélisés de manière plus ou moins approfondie mais il reste un réel besoin de synthétiser les différentes approches mathématiques et d'harmoniser et/ou compléter les connaissances comme on peut le voir dans les paragraphes suivants (Guétat *et al.* 2007).

Dans le cadre du programme EMRAS de l'AIEA, huit équipes ont réalisé une analyse des conséquences d'un rejet atmosphérique de courte durée de tritium (IAEA 2007) pour un rejet de 10g de tritium se produisant mi-juin, quand les plantes ont un taux de croissance maximal. Trois types de conditions météorologiques standard ont été évalués : cas n°1 = jour ensoleillé en conditions atmosphériques instables et vent de 2 m.s^{-1} – cas n°2 = jour de pluie en conditions atmosphériques neutres, vent de 5 m.s^{-1} et pluie de 15 millimètres – cas n°3 = nuit claire en conditions stables, vent de 2 m.s^{-1} .

En considérant l'ensemble des voies d'exposition et les trois conditions météorologiques on peut voir sur la figure 1 qu'il y a une grande variabilité des résultats, ce qui mènerait, selon l'évaluation, à une optimisation des contre-mesures à mettre en place ou au contraire à une absence complète d'intervention (ICRP 1991).

Comme dans des travaux précédents (Barry *et al.* 1999, Galleriu *et al.* 1995), la distribution des résultats varie selon les scénarios et les modèles utilisés. Les différences pour les cas de pluie et de nuit atteignent un facteur 10 ; ceci est dû en partie aux modèles de dispersion atmosphériques mais surtout à la modélisation des transferts aux aliments.

Fig. 1 : Distribution des résultats de calcul de dose efficace pour un rejet de 10g de tritium à la distance de 1 km, dans 3 types de conditions météorologiques.

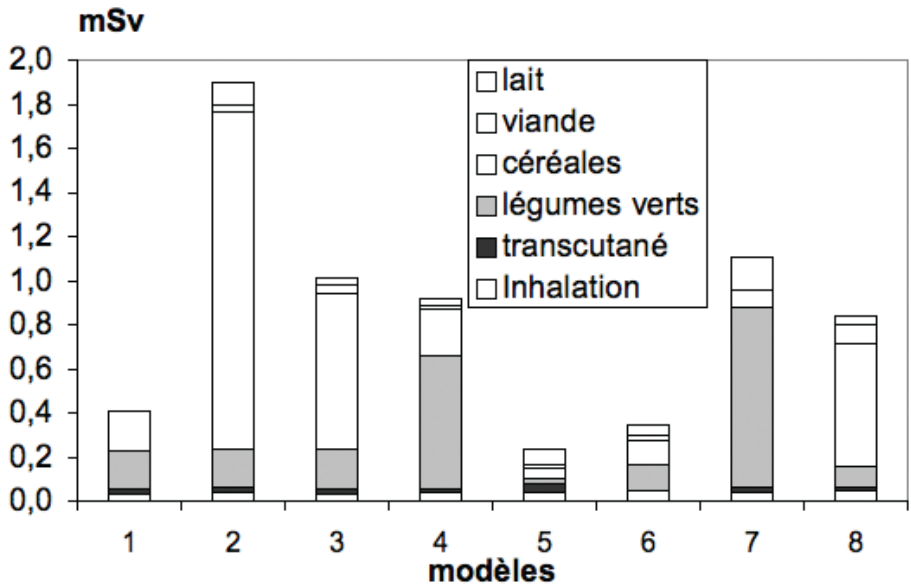


Pour mieux cibler les incertitudes provenant de la modélisation spécifique du tritium, les résultats des calculs d'exposition ont été normalisés et rapportés à une même concentration de l'air (Figure 2).

Dans tous les calculs, l'ingestion d'aliments constitue la principale contribution à la dose et l'ingestion de céréales et de légumes verts en représente la plus grande partie, leur importance relative étant variable selon le modèle utilisé. L'impact radiologique dû à l'ingestion des céréales est important : leur tritium se trouve sous forme d'OBT, et les céréales peuvent être stockés et consommés sur une période longue.

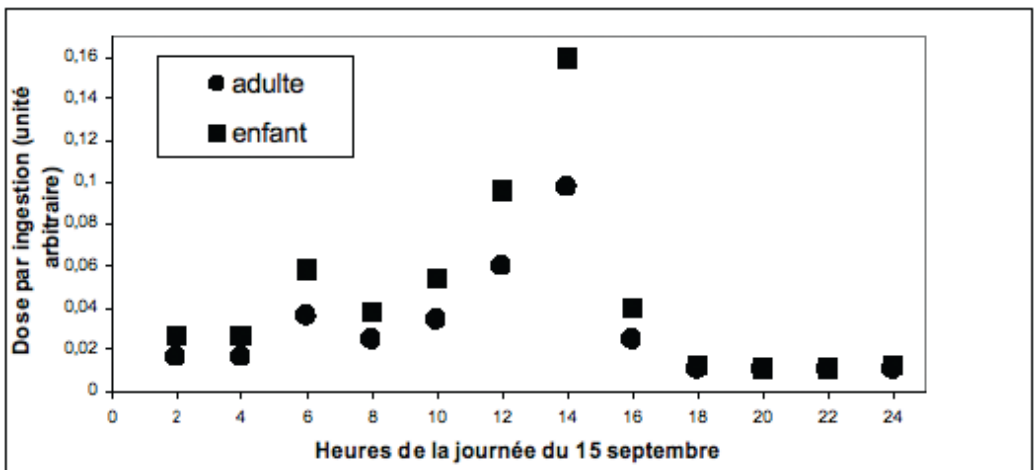
Cependant, il est très peu probable que la totalité de la ration quotidienne de céréales (ici 430g par jour) puisse être constituée uniquement de blé provenant du point au maximum de contamination en raison de la dilution dans le processus industriel de stockage des récoltes. En supposant que toutes les céréales proviennent d'un seul endroit, les modèles (de manière pessimiste) prédisent que les céréales contribuent entre 10% et environ 80% du total des expositions. Les céréales constituent clairement la source principale d'incertitude (surestimation) de ces évaluations d'exposition.

Fig. 2 : Détails des expositions par voies d'atteinte (concentration de l'air normalisé)



Pour évaluer l'impact d'un rejet de tritium, on doit non seulement connaître les caractéristiques de dispersion atmosphérique, mais on doit aussi tenir compte de paramètres influençant la photosynthèse et de paramètres agronomiques (caractéristiques des cultures et des techniques culturales). Les Figures 3 et 4 présentent des résultats cités par (Galleriu *et al* 2007) pour illustrer les influences de l'heure de la journée et de la date précise de l'accident.

Figure 3 : Variation de l'exposition en fonction de l'heure d'occurrence d'un accident un jour de septembre (unité arbitraire)



Dans ces deux études théoriques, l'auteur a dû fixer de nombreux paramètres. En réalité il y a peu de chance que l'on dispose de toutes ces informations instantanées pour avoir avec une confiance suffisante dans l'évaluation de l'impact d'un rejet accidentel.

Selon les intercomparaisons, l'influence de la pluie sur l'exposition totale est plus ou moins forte. Dans l'exercice EMRAS, cette influence est faible, mais dans d'autres études, des augmentations du dépôt, allant jusqu'à un facteur 7, sont possibles.

Dans l'exercice EMRAS, pour la plupart des modèles, la consommation de molécules marquées par le tritium (OBT), élaborées par les végétaux pendant le passage de l'air contaminé, constitue la source principale d'exposition. La voie de transfert air - plantes est dans la majorité des cas supérieure à la voie « sol - plantes ». Les modèles révèlent cependant de grandes disparités dans la contribution de l'eau du sol. Celle-ci dépend de 2 paramètres : les vitesses de dépôt et la vitesse de renouvellement de l'eau du sol arable. Cet exercice confirme qu'un rejet de tritium a un impact qui, du fait de la contamination du sol, se manifeste sur quelques mois (une saison agricole) et qu'en conséquence les calculs d'incorporation doivent être intégrés sur cette durée.

Cet exercice prouve également qu'il est nécessaire de calculer pour les cultures industrielles (blé, maïs, betteraves...), une activité moyenne à l'échelle de une à quelques parcelles (et non pas en un point) et d'être très précis sur la nature des produits consommés (blé, maïs et riz sont tous des céréales) et de leur teneur en matière sèche (la farine et le pain sont du blé). Sans cette précision, des erreurs d'un facteur 10 peuvent résulter d'un malentendu sur les données.

Les prévisions des modèles restent aujourd'hui fortement incertaines et les différences entre les modèles importantes. En particulier les connaissances sont insuffisantes en ce qui concerne la production d'OBT pendant la nuit, la dynamique des dépôts et des déplacements d'eau dans le sol, ainsi que la fraction de HTO dans les feuilles venant du sol. La figure 5 illustre ces incertitudes pour trois modèles fournissant l'évolution des concentrations en fonction du temps.

Fig. 4 : Variation de l'exposition en fonction de la date d'occurrence d'un accident au cours d'une année

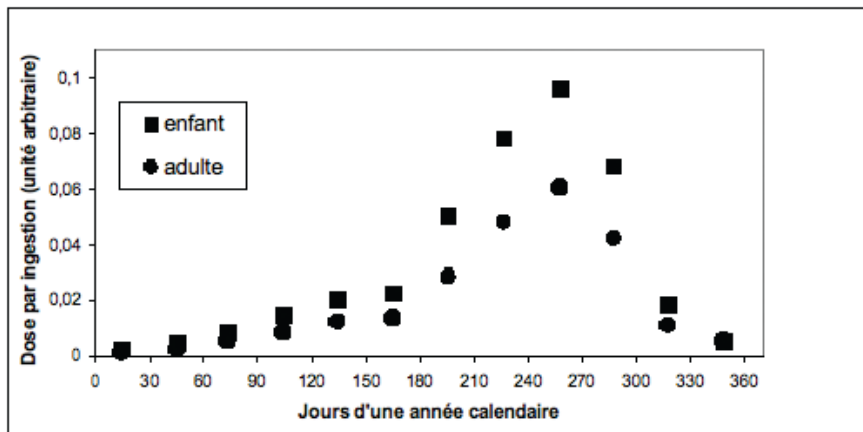
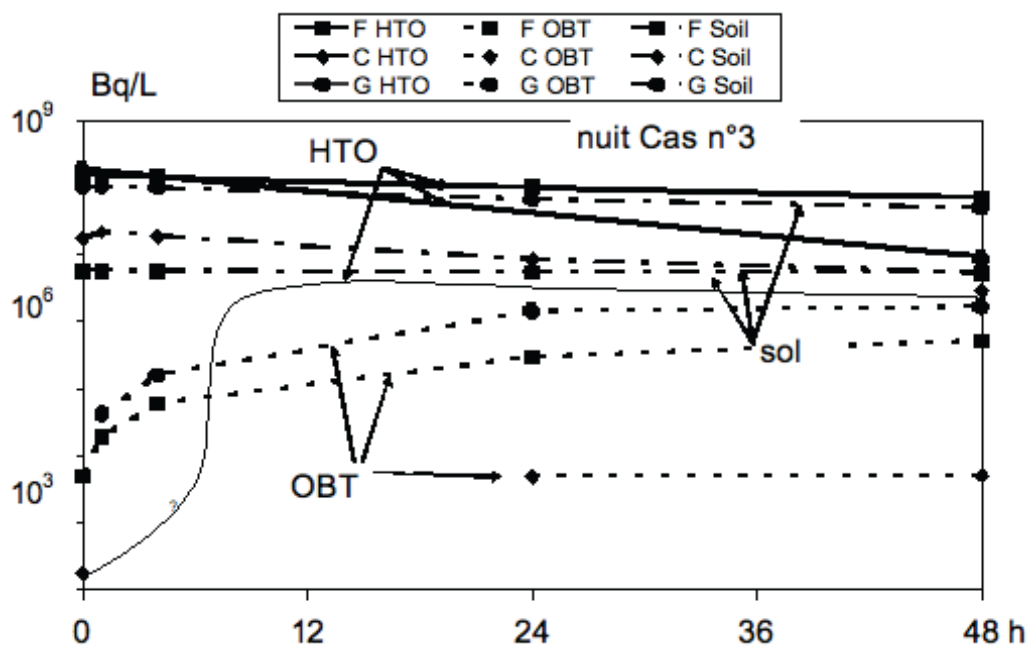


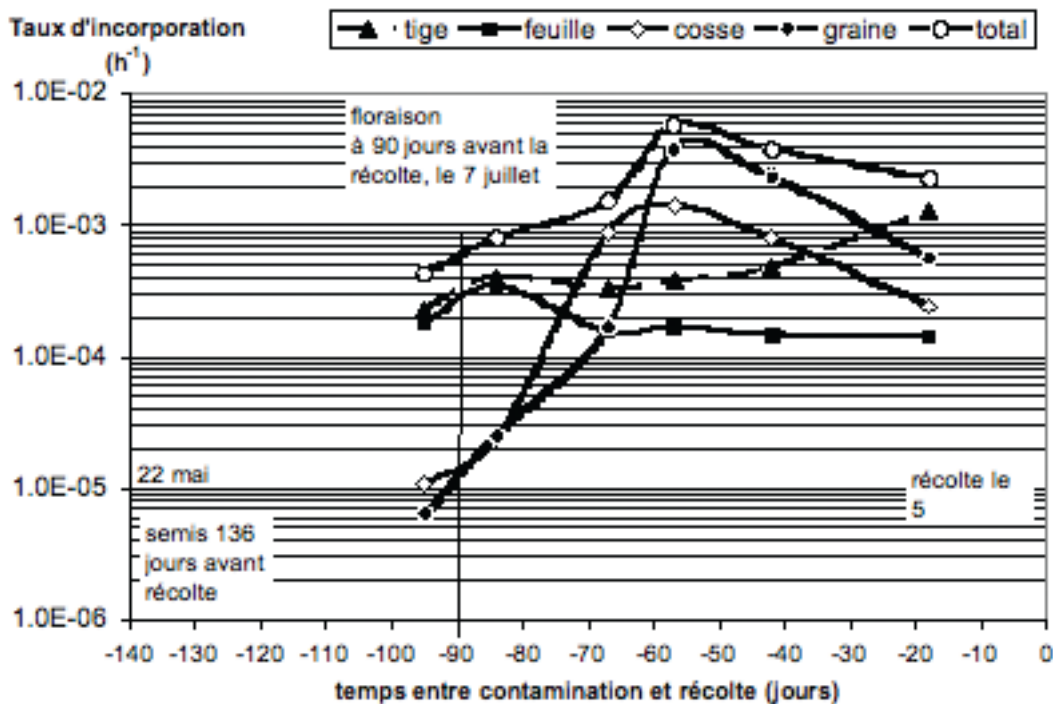
Fig. 5 : Concentration en tritium pendant les deux premiers jours dans le cas d'une contamination à minuit, pour 3 modèles.



Un autre exercice du programme EMRAS concernait une contamination expérimentale d'une culture de soja. L'évolution mesurée du taux d'incorporation de HTO en OBT entre la floraison et la récolte est présentée dans la figure 6. La variation du taux d'incorporation atteint un facteur 1000. Il est indispensable d'utiliser de telles données agronomiques pour améliorer la précision des évaluations.

Dans la plupart des documents techniques basés sur l'impact radiologique, les limites fixées ou proposées pour le tritium sont beaucoup plus élevées que pour d'autres radionucléides usuels. C'est le cas de la directive

Fig. 6 : Incorporation d'OBT à la récolte en fonction de l'instant de la contamination.



européenne relative à la radioprotection (UE 1996), ou la norme de l'Organisation Mondiale de la Santé pour l'eau potable (OMS 2004).

Mais le plus souvent, les valeurs réglementaires se réfèrent à des groupes de radionucléides ou à des types d'émission (par exemple les émetteurs $\beta\gamma$) sans tenir compte de la radiotoxicité des éléments. Dans ce type de documents, le tritium est généralement assimilé à d'autres nucléides et par simplification se trouve ainsi pénalisé d'un facteur 10 voire souvent 100.

C'est le cas pour la limite d'activité surfacique de la réglementation du transport, et ce pourrait être également le cas pour la limite de commercialisation des

D'autres informations intéressantes sont à mentionner :

En absence d'intervention, la dose intégrée par les enfants en bas âge est sensiblement identique à celle des adultes.

Les activités massiques des produits animaux sont inférieures à celles des végétaux.

Pour un rejet de HT, l'impact est de l'ordre de 1% à 3% de celui d'un rejet d'HTO de même activité. Comme pour les rejets continus, ceci s'explique par la quasi-absence de contamination air-plantes et à une vitesse de dépôt moindre (environ d'un facteur 20) (Davis, 1995).

Pour les particules, l'importance des mécanismes en jeu dans l'environnement devrait être dépendant de chaque hydrure ou matériau tritié. Si l'on dispose d'informations sur la voie inhalation (Maubert 2008), le comportement du tritium entre particules et végétaux, puis animaux et l'absorption par voie digestive apparaissent mal connus. L'usage, dans le domaine de la Sûreté, est de considérer des situations d'incendies avec libération total du tritium sous forme de vapeur d'eau. Cette approche correspond à la voie de libération du tritium la plus plausible sachant par ailleurs que les mises en suspension de poudre sont généralement inférieures à 1% des inventaires. On peut ainsi supposer que les scénarios retenus enveloppent le cas de mises en suspension de poudres, cependant cela reste à valider.

3 | Conséquences pratiques sur les aspects réglementaires relatif au tritium.

Le tritium est un émetteur β de faible radiotoxicité, ayant une énergie moyenne par désintégration de 5,7 keV (bien plus faible que les émetteurs $\beta\gamma$ de référence ⁶⁰Co ⁹⁰Sr et ¹³⁷Cs ayant des énergies de l'ordre de 1 MeV), mais il peut être assez facilement mesuré dès lors qu'il est isolé.

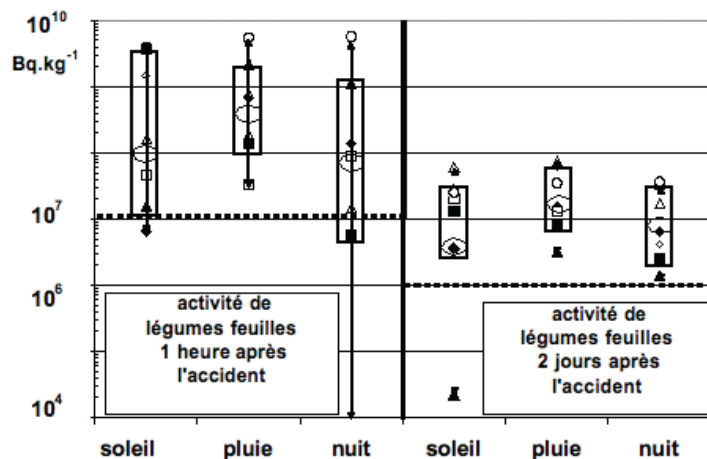
produits alimentaires après accident. Nous développerons ici ce dernier point car il n'a pas encore de caractère réglementaire.

La Commission internationale de radioprotection (ICRP 1991) retient comme référence un niveau de dose de 10mSv en un an pour des personnes vivant en autarcie. La commission du Codex Alimentarius considère de son côté une dose de 1mSv pendant une année après accident, en retenant une consommation de 650 kg.an⁻¹ et 10% de produit d'origine locale (Alinorm 2006a) ce qui reste cohérent avec l'approche de la CIRP. Cette commission a également adoptée (Alinorm 2006b) une valeur pour la commercialisation de produits alimentaires de 10³ Bq.kg⁻¹ pour les produits pour bébés et de 10⁴ Bq.kg⁻¹ pour les autres produits. On note que les doses correspondantes sont évaluées respectivement à 2 μ Sv et à 20 μ Sv, et non 1 mSv comme pour les autres radionucléides.

Dans le scénario accidentel d'EMRASS, les modélisateurs ont calculé des concentrations dans les légumes à 1h et à 48h après rejet avec les hypothèses de dose et de consommation du Codex (Figure 7). Deux résultats sont à rejeter, l'un dans le cas nocturne (n°3) pour un modèle qui ne prend pas en compte l'incorporation du tritium pendant la nuit, mais considère seulement la contamination à partir du sol au matin suivant, l'autre pour le cas diurne ensoleillé (n°1) pour la valeur calculée à 48h, le modèle ne traitant pas de la contamination du végétal par l'eau tritiée provenant du sol.

Toutes les valeurs de concentration données par les modèles se situent entre 5.10⁶ et 5.10⁹ Bq.kg⁻¹ une heure après l'accident et entre 2.10⁶ et 1.10⁸ Bq.kg⁻¹ à 48 h, pour un légume feuille frais. Ces valeurs sont indépendantes des conditions atmosphériques au moment du rejet. Elles peuvent être comparées aux recommandations de l'US-DOE 10⁷ Bq.kg⁻¹ (US.DOE 2006) ou aux niveaux d'action des directives canadiennes (3.10⁴ Bq.kg⁻¹ pour le lait et 10³ Bq.kg⁻¹ sous la forme d'OBT pour les produits alimentaires commercialisés (Health Canada 2007).

Fig. 7 : Activités des végétaux à 1 h et 48 h correspondant au critère de dose retenu pour l'établissement des limites de commercialisation (1 mSv).



4 | Conclusions

La modélisation pour les rejets en fonctionnement normal des installations a peu de chance de pouvoir s'améliorer significativement. Le travail de synthèse réalisé par l'AIEA constitue la référence (TRS 364 et TECDOC). Pour l'eau tritiée (HTO) : il y a dilution à chaque étape de la chaîne de transfert. La voie d'atteinte par ingestion de végétaux est clairement la voie dominante et ceci principalement par le transfert direct de l'air à la plante. Pour le dihydrogène HT (tritium gaz) : l'impact radiologique d'un rejet est de l'ordre de quelques pourcents de celui d'un rejet équivalent sous forme HTO. La voie de transfert principale est alors le transfert sol-plante après conversion du gaz en eau.

On se souviendra que l'eau tritiée libre des plantes fournit une information sur l'activité de l'air pendant les heures précédant le prélèvement alors que le tritium organiquement lié est au contraire un intégrateur sur les temps de croissance du végétal.

Dans le cas de rejet de courte durée (accident ou incident) et du point de vue scientifique, les principaux mécanismes régissant le comportement du tritium sont connus. Le tritium ne se concentre pas dans la chaîne alimentaire, mais peut rester dans le sol, dans les conditions climatiques françaises, pendant une saison agricole. La variabilité des évaluations d'impact demeure élevée en cas d'accident particulièrement dans le cas de rejets par temps de pluie ou la nuit. Au contraire, la relation entre la dose et la concentration en tritium de l'eau des plantes pendant les deux premiers jours est peu influencée par les conditions météorologiques et les scénarios considérés. Ceci souligne l'intérêt et la nécessité du contrôle environnemental par prélèvements de végétaux après un accident.

D'un point de vue plus pratique pour la gestion post accidentelle, on peut retenir que, bien qu'un rejet de 10 g de tritium (HTO) ait un impact radiologique faible, quelques interventions d'extension limitée au voisinage du point de rejet pourraient s'avérer nécessaires selon les conditions météorologiques et environnementales.

Un rejet de 1kg du tritium gaz (HT) a un impact radiologique équivalent à un rejet de 10g de tritium sous forme HTO, cependant la voie principale est alors la contamination à partir du sol.

Du point de vue de la réglementation :

- Le tritium doit être considéré indépendamment des autres éléments $\beta\gamma$ en raison de sa basse radiotoxicité, et en raison de la difficulté à le confiner.
- La limitation de 4 Bq.cm⁻², mise en place pour des $\beta\gamma$ de forte énergie (cf. Sr90) dans la réglementation des transports devrait être modifiée pour le tritium.

- Les concentrations dans les produits alimentaires recommandées par le Codex Alimentarius comme niveaux de référence pour la commercialisation des produits ne sont cohérentes ni avec les critères d'exposition retenus par ailleurs ni avec les calculs réalisés par les scientifiques dans le cadre de l'AIEA.
- En ce qui concerne l'eau de boisson, la valeur de 10⁴ Bq.L⁻¹ de l'OMS devrait être gardée comme référence. La valeur de 100 Bq.L⁻¹ n'étant qu'une valeur guide pour indiquer, en absence d'installation bien connue, la présence anormale d'une source de radioactivité, qui ne se limiterait pas nécessairement qu'au seul tritium.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALINORM 06/29/12 Codex Alimentarius Commission report on the 38th session of the Codex Committee on food additive and contaminant The Hague Netherlands 24-28 April 2006

ALINORM 06/29/41 Codex Alimentarius Commission 29th session Geneva Switzerland 3-7 July 2006.

Barry P.J., Watkins B.M., Belot Y., Davis P.A., Edlund O., Galeriu D., Raskob W., Russell S., Togawa O. (1999) Intercomparison of model predictions of tritium concentrations in soil and foods following acute airborne HTO exposure. Journal of environmental Radioactivity, 42, 191-207

Davis, P.A., Galeriu, D (1995) - Evolution of HTO concentrations in soil, vegetation and air during experimental chronic HT release in V Topical Meeting on Tritium Technology in Fission, Fusion and Isotope Applications, Italy, May 1995 Fusion Technology 28, 833

EC (1996) Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 laying down the basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers of ionising radiation. Official Journal of European Community, L159, European Commission

Galeriu D., Davis Ph., Raskob W., Melintescu A. (2007) - Tritium radioecology and dosimetry – Today and tomorrow - TRITIUM 2007 "8th international conference on tritium sciences and technology Rochester" - Fusion Science and Technology, en cours de publication

Galeriu D., Davis P., Chouhan S, Raskob W (1995) - Uncertainty and sensitivity analysis for the environmental tritium code UFOTRI - Fusion technology 28, 853-858

Guétat Ph, Patryl L (2007) - Environmental and Radiological Impact of Accidental Tritium Release - Tritium 2007 "8th international conference on tritium sciences and technology Rochester", Fusion Science and Technology, en cours de publication.

Health Canada (2007) - Canadian Guidelines for the Restriction of Radioactively Contaminated Food and Water Following a Nuclear Emergency.

IAEA (2007) EMRASS - hypothetical scenario to be published Draft on <http://www-ns.iaea.org/projects/emras/emras-tritium-wg.htm>.

ICRP (1991) ICRP publication 63. Ann ICRP 22 Pergamon Press, Oxford

Maubert H., Di Pace L. (2008) Doses resulting from the inhalation of ITER generated tritiated dust -Radioprotection Vol.43, n°1, 13-22.

OMS (2004), Organisation Mondiale de la santé Directives de qualité pour l'eau de boisson. Vol.1. Troisième édition. Genève, Suisse. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/fr/index.html

US DOE (2006) United States Department of Energy - Memorandum: Guidance on Deriving Intervention Levels for Tritium Contaminated Crops and Animal Feed for DOE Emergency Planning and Response Activities, may 2006