

Problèmes radiologiques des rejets d'effluents liquides en mer (*)

J.-J. MARTIN (**), B. BOISSONET (***)

(Manuscrit reçu le 17 septembre 1975)

RÉSUMÉ

Une méthode de calcul des doses résultant des rejets liquides en mer a été mise au point pour application sur tous les nouveaux sites maritimes français de centrales nucléaires. Cette méthode conduit à une évaluation pessimiste des doses en adoptant des valeurs extrêmes pour tous les paramètres de calcul. Elle permet de faire apparaître les voies critiques d'irradiation de la population et d'orienter les recherches spécifiques au site ou les contrôles dans l'environnement.

ABSTRACT

A method of calculation of doses resulting from sea disposal of liquid effluents was developed and applied to scheduled French marine nuclear sites. The method leads to a pessimistic evaluation of doses by taking extreme values for each parameter entering into the calculation. It shows out the critical pathways for population exposure, and directs investigations specific of the site or environmental controls.

INTRODUCTION

Le programme nucléaire français pour l'année 1975 et les années suivantes comprend plusieurs sites nouveaux de réacteurs à eau légère sur la mer du Nord, la Manche, l'estuaire de la Gironde sur la côte atlantique, et la Méditerranée. Le rejet en mer des effluents liquides radioactifs produits par ces sites nucléaires de 4 000 et 5 000 MW électriques (puissance prévue pour les premières unités projetées) pose de nouveaux problèmes pour l'Électricité de France.

(*) Communication présentée à la Conférence nucléaire européenne, organisée à Paris du 21 au 25 avril 1975 par la Société européenne de l'énergie nucléaire et l'American nuclear society (*First published in the Proceedings of the European Nuclear Conference, in Progress on nuclear energy series*, Pergamon press, Oxford, New York, Paris, 1976).

(**) Électricité de France, Service de la Production thermique, Département de Radioprotection, B. P. n° 120, 93203 Saint-Denis.

(***) Électricité de France, Direction de l'Équipement, Région d'Équipement de Paris.

Jusqu'à maintenant, sur les sites de rivière, les doses supportées par la population ont été évaluées en supposant une parfaite dilution de l'effluent radioactif dans la rivière et en considérant la consommation de l'eau de rivière en tant qu'eau de boisson. Pour le dernier site étudié, sur le Rhin, site comportant deux réacteurs à eau pressurisée, les doses ont été estimées également à travers de nouvelles voies d'irradiation, telles que la consommation de poisson vivant dans l'eau de rivière ou de lait contaminé à la suite de l'irrigation des fourrages par l'eau de la rivière. Cette dernière évaluation conduit à des résultats très inférieures aux doses maximales admissibles pour les personnes du public. Elle montre que la méthode simplifiée, ne prenant en compte que l'eau de boisson, donnait un ordre de grandeur satisfaisant de la dose.

Pour les sites de mer, cette méthode de calcul doit être révisée. Les voies d'irradiation de l'homme peuvent être beaucoup plus différentes d'un site à un autre selon l'utilisation du milieu naturel et il n'est plus possible de considérer que l'eau contaminée par les rejets radioactifs est une eau de boisson.

MÉTHODE

Nous nous proposons de présenter un projet de méthodologie, où chaque voie d'irradiation externe ou interne est prospectée et quantifiée de manière pessimiste. Une étude des conséquences des rejets en mer a déjà été effectuée par le Commissariat à l'Énergie atomique pour le site de la Hague, où existe une usine de retraitement des combustibles usés; mais l'activité des rejets est beaucoup plus importante, la composition en nucléides radioactifs est très différente de celle d'une centrale nucléaire et la dilution dans la mer est plus favorable que sur les sites que nous étudions actuellement. Cependant, nombre des paramètres utilisés dans la présente étude ont été extraits de l'expérience recueillie sur ce premier site maritime français.

La détermination quantitative des doses résultant des rejets implique le choix d'une valeur numérique pour de nombreux paramètres, par exemple le facteur de dilution de l'effluent dans la mer, le taux de consommation des organismes marins, le facteur de concentration dans les divers éléments du milieu naturel, tous ces paramètres pouvant varier d'un site à un autre.

Pour une première approche, nous avons retenu des hypothèses jugées pessimistes dans le cas d'un site moyen français de bord de mer pour chacun de ces paramètres. Nous en donnerons tout à l'heure les valeurs. Mais on peut remarquer d'ores et déjà qu'il est toujours possible de modifier un paramètre pour un site particulier lorsqu'il s'agit d'un fait évident; par exemple, le temps consacré à la baignade ou au bain de soleil peut *a priori* être pris plus long sur la Méditerranée que sur la mer du Nord. Notre méthode de calcul permet facilement des corrections de ce type.

On peut juger qu'il ne revient pas à l'exploitant nucléaire de faire une évaluation des doses résultant de ses propres rejets dans l'environnement et que cette évaluation revient aux organismes de santé publique. Néanmoins, le calcul des doses pour chaque organe critique, pour chaque nucléide et pour chaque voie d'irradiation est indispensable pour mettre en évidence

les voies les plus critiques dans les hypothèses pessimistes choisies. Ceci permet de définir les études complémentaires nécessaires et les contrôles dans l'environnement les plus significatifs.

Les voies d'irradiation externe considérées sont :

- la baignade;
- les bains de soleil sur le sable de la plage ou sur un lit d'algues;
- la manipulation des engins de pêche contaminés par les sédiments sur les lieux de pêche.

L'irradiation interne peut provenir de la consommation des organismes marins tels que poissons, crustacés et mollusques.

Le processus de calcul fait intervenir successivement :

- un facteur commun pour tous les nucléides et toutes les voies d'irradiation qui est la dilution de l'effluent dans la mer et qui permet de calculer la contamination du milieu naturel à partir de l'activité rejetée par la centrale;
- les facteurs de concentration de chaque nucléide dans les organismes vivants et les sédiments;
- le temps d'exposition de l'homme aux rayonnements émis par le milieu contaminé, lorsqu'il s'agit d'irradiation externe;
- le taux de consommation des organismes marins, donc le taux d'absorption d'activité, lorsqu'il s'agit d'irradiation interne. Dans ce dernier cas, la dose est simplement évaluée, en supposant une ingestion régulière, par proportionnalité entre le taux d'absorption d'activité, évalué en curies par jour, et l'ingestion quotidienne d'eau de boisson qui donnerait la dose maximale admissible, dans les hypothèses de l'homme standard de la Commission internationale de Protection radiologique.

Concernant la dilution des rejets liquides en mer, l'eau de refroidissement de la turbine, dans laquelle les effluents radioactifs sont dilués, est actuellement rejetée près du rivage, alors que l'eau froide est prélevée à 1 km au large. Le débit de cette eau de refroidissement est de 160 à 200 m³/s pour les premiers ensembles de quatre réacteurs prévus sur chaque site marin. Dans ces conditions, les modèles de dilution étudiés par le Laboratoire national d'Hydraulique de Chatou pour un site de la mer du Nord, ont montré que la dilution des effluents liquides est très faible lorsque le rejet est supposé continu. Le rapport entre la contamination de l'eau de mer et celle de l'eau de refroidissement est supérieur à 0,1 dans une grande zone, soit environ 5 à 10 km sur le rivage de part et d'autre du point de rejet, et 2 km au large. Les calculs ultérieurs prendront en compte le fait que le rejet n'est pas continu mais n'est en service que lorsque la marée est favorable à une bonne dilution. Néanmoins, nous avons choisi un facteur de dilution très prudent en considérant que la contamination de l'eau de mer où vivent les organismes marins comestibles est la même que la contamination de l'eau de refroidissement, sauf pour l'exposition des pêcheurs provenant de la manipulation des engins de pêche pour laquelle la contamination de l'eau est supposée être le dixième de la contamination de l'eau de refroidissement.

Sur les facteurs de concentration, de nombreux résultats ont été obtenus dans des conditions expérimentales variées (mesures *in situ* ou en laboratoire, nucléides stables ou radioactifs, types différents de sédiments). Une analyse critique a été faite par le Laboratoire de Radioécologie Marine de la Hague et les valeurs retenues comme les plus raisonnablement pessimistes figurent au tableau I.

TABLEAU I
FACTEURS DE CONCENTRATION

| Nucléide | Sable (1) | Algues (1) | Poissons (2) | Crustacés et Mollusques (2) |
|--------------|--------------|---------------|-----------------|-----------------------------------|
| ^3H | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Co | 50 000 | 800 | 200 | 1 000 |
| Sr | 33 | 50 | 5 | 25 |
| Mo | 1 000 | 100 | 20 | 100 |
| I | 1 000 | 10 000 | 10 | 100 |
| Cs | 1 000 | 100 | 100 | 100 |

(1) Ci/m³ pour 1 Ci/m³ d'eau de mer.

(2) Ci/t pour 1 Ci/m³ d'eau de mer.

TABLEAU II
FACTEURS PROPRES A CHAQUE GROUPE DE POPULATION

| Groupe | Temps d'exposition (h/an) | | | Consommation (g/j) | | |
|----------------------|---------------------------|---------------------|----|--------------------|----------|----------------------------|
| | Baignade | Bains de soleil | | Pêche | Poissons | Crustacés et Mollusques |
| | sur la plage | sur lit d'algues | | | | |
| Pêcheurs | 50 | 100 | 5 | 2 000 | 100 | 30 |
| Population locale | 100 | 200 | 10 | 0 | 50 | 15 |
| Estivants | 50 | 100 | 5 | 0 | 25 | 7,5 |

Trois groupes de population ont été choisis : la population locale, les pêcheurs des ports voisins, les estivants. Pour chacun de ces groupes, on a adopté un temps d'exposition pour les différentes voies d'irradiation externe et un taux de consommation des produits de la pêche qui figurent au tableau II.

RÉSULTATS

A partir de ces diverses hypothèses, la dose pour chaque voie d'irradiation peut être calculée relativement simplement et l'on a défini un facteur de conversion de dose C_{ijk} qui représente la dose annuelle pour chaque groupe i de population, chaque voie j d'irradiation et chaque nucléide k dans l'hypothèse du rejet de 1 Ci/an du radioélément dans un débit d'eau de circulation de $100 \text{ m}^3/\text{s}$. Quelques valeurs significatives de ce facteur de conversion figurent au tableau III pour l'organisme entier des membres de la population locale.

TABLEAU III

DOSE ANNUELLE (μrem) A L'ORGANISME ENTIER
POUR UN REJET DE 1 Ci/an DANS UN DÉBIT DE $100 \text{ m}^3/\text{s}$
(population locale)

| Nucléide | Consommation de poissons, mollusques et crustacés | Baignade | Bains de soleil |
|-------------------|---|----------|-----------------|
| ^{60}Co | 18 | 0,2 | 1 720 |
| ^{90}Sr | 112 | <0,001 | < 0,001 |
| ^{131}I | 0,72 | <0,001 | 5 |
| ^{134}Cs | 52 | 0,1 | 19 |
| ^{137}Cs | 23 | <0,001 | 8 |

La méthode a été appliquée à un mélange de produits radioactifs correspondant aux rejets prévus dans le rapport de sûreté de la centrale de Gravelines. La valeur absolue de la dose ne présente pas d'intérêt dans cette étude de principe. Elle varie, évidemment, en fonction de l'activité totale rejetée et du débit d'eau de circulation.

Nous présentons dans le tableau IV une évaluation de la dose à l'organisme entier et à la thyroïde pour les membres de la population locale en rapportant la dose pour chaque nucléide, chaque organe et chaque voie d'irradiation, à la dose totale de l'organisme entier représentée par 1.

Les contributions principales proviennent des rejets de cobalt 60 (60 p. cent de la dose à l'organisme entier), d'iode 131 (11 p. cent de la dose à l'organisme entier, 99 p. cent de la dose à la thyroïde) et de césium 137. La voie d'irradiation prépondérante est l'exposition externe (essentiellement les bains de soleil sur le sable) pour l'organisme entier, la consommation de crustacés et de mollusques pour la thyroïde.

TABLEAU IV
DOSES RELATIVES POUR UN MÉLANGE TYPE DE PRODUITS DE FISSION (1)
(population locale)

| Nucléide | Abondance relative | Dose à l'organisme entier | | | Dose à la thyroïde | |
|-------------------|--------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------|--------------------|----------|
| | | Consommation de | | irradiation externe | Consommation de | |
| | | poissons | crustacés et mollusques | | | poissons |
| ^{58}Co | 0,001 | 0,008 | — | 0,020 | 0,006 | 0,002 |
| ^{60}Co | 0,014 | — | — | 0,600 | — | — |
| ^{89}Sr | 0,001 | — | — | — | — | — |
| ^{90}Sr | 3×10^{-5} | — | — | — | — | — |
| ^{99}Mo | 0,110 | — | — | 0,009 | — | — |
| ^{131}I | 0,390 | — | 0,003 | 0,107 | 0,506 | 1,518 |
| ^{133}I | 0,038 | — | — | 0,015 | 0,012 | 0,037 |
| ^{134}Cs | 0,065 | 0,030 | 0,009 | 0,030 | — | — |
| ^{137}Cs | 0,370 | 0,078 | 0,023 | 0,074 | — | — |
| Total | 1 | 1 | | | 2,073 | |

(1) Tritium non compris (dose relative très faible).

— non significatif (inférieur à 10^{-3}).

CONCLUSION

Cette première étude montre qu'avec les hypothèses prises, une attention particulière doit être portée aux facteurs de concentration, pour l'iode, dans les crustacés et dans les mollusques, et à la contamination du sable par le cobalt. Sur ce dernier point, il faut souligner l'hypothèse très pessimiste qui a été retenue : le sable de la plage est supposé contaminé au même degré que les sédiments sur lesquels séjourne en permanence l'eau de mer.

Des efforts complémentaires peuvent également porter sur la détermination du facteur réel de dilution, afin d'obtenir une évaluation plus réaliste.

On peut souligner un point particulier de philosophie de cette méthode. Le principe n'en est pas d'admettre *a priori* une dose et d'évaluer ensuite le rejet maximal admissible. On estime d'abord les rejets réels, dans les conditions normales d'exploitation du réacteur et de la station de traitement d'effluents, et dans quelques circonstances de fonctionnement perturbé soit du réacteur (rupture de gaine), soit de la station de traitement (indisponibilité de matériels). On évalue, ensuite, les doses en résultant. Les autorités de

contrôle jugent, finalement, si les rejets sont admissibles ou si le traitement des effluents liquides doit être amélioré, notamment par une redondance permettant d'éliminer les cas d'indisponibilité ou d'insuffisance des matériels d'épuration.

Cette méthode présente l'avantage essentiel de donner un ordre de grandeur pessimiste des doses. Si ces doses apparaissent suffisamment basses, on peut éventuellement estimer qu'il n'est pas besoin d'informations complémentaires plus proches de la réalité. Elle est actuellement en cours d'application pour tous les nouveaux sites français.