L'IMPACT RADIOLOGIQUE DES REJETS DE TRITIUM D'UNE CENTRALE PWR.

Françoise Rancillac, Pierre Pagès
Commissariat à l'Energie Atomique - Fontenay-aux-Roses - France

Jacques Lochard
Centre d'étude sur l'Évaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire
Fontenay-aux-Roses - France

INTRODUCTION

L'objectif de cette communication est de présenter les principaux résultats d'une étude /1/ relative à l'évaluation de l'impact radiologique des rejets liquides et gazeux de tritium d'une centrale PWR en fonctionnement normal (*). Au vu du bilan de l'ensemble des rejets d'effluents des centrales PWR françaises, on voit que la majeure partie (9/10) du tritium est rejeté sous forme liquide. Compte tenu des modalités d'utilisation des eaux des divers cours d'eau sur lesquels les premières tranches PWR du programme électronucléaire ont été implantées, il est apparu intéressant d'évaluer l'impact différentiel des rejets tritiés pour différents sites : Seine, Rhône et Moselle. Pour certains sites, présentant des débits d'étiage relativement faibles, l'impact radiologique et économique d'une conversion des rejets liquides en rejets gazeux a par ailleurs été évalué.

L'EVALUATION DES IMPACTS INDIVIDUEL ET COLLECTIF

Les indicateurs qui ont été retenus pour l'évaluation de l'exposition des populations sont l'équivalent de dose effectif individuel maximal pour les personnes les plus exposées à proximité des réacteurs et l'équivalent de dose effectif collectif pour la population régionale. Les voies d'exposition retenues ont été l'inhalation, le passage transcutané et l'ingestion pour l'eau de boisson, les poissons et les produits agricoles (irrigués ou non).

Les calculs ont été effectués pour une tranche PWR de 1 300 MWe, rejetant annuellement 5.10^{12} Bq (136 Ci) sous forme gazeuse et $3.9 \cdot 10^{13}$ Bq (1 050 Ci) sous forme liquide, valeurs conformes à l'hypothèse majorante indiquée par l'exploitant. Ces chiffres représentent donc des valeurs maximales et dans la réalité l'expérience des premières tranches en fonctionnement montrent que les rejets tritiés sont sensiblement plus faibles.

Le calcul de l'équivalent de dose effectif individuel maximal a été effectué sur la base d'un scénario pessimiste qui concerne la population "critique" résidant à proximité du site en permanence sous le vent dominant, buvant de l'eau ayant une concentration équivalente à celle existante à l'aval du point de rejet et consommant des produits agricoles locaux. Pour l'évaluation des concentrations, les modèles de transferts dans l'environnement utilisés ont été les modèles classiques proposés dans l'ouvrage C.E.A.-NRPB /2/. Pour les rejets liquides il s'agit du modèle à compartiment de Schaeffer s'appuyant sur l'hypothèse que l'activité rejetée est instantanément diluée dans tout le débit du fleuve. Le modèle adopté pour l'évaluation des concentrations dans l'air est du type panache gaussien prenant en compte les réflexions sur le sol et la couche d'inversion de température. Sont également introduits dans le modèle, les phénomènes d'appauvrissement sec et humides /3/. Les équivalents de dose effectif collectif ont été établis pour l'ensemble de la Communauté Européenne dans le cas des rejets atmosphériques (rayon de 900 km autour du site) et pour l'ensemble du bassin fluvial pour les rejets liquides. Les données relatives à la répartition géographique des populations et des produits agricoles ont été tirées respectivement de /4/ et /5/. Pour les quantités d'eau de boisson, de poissons et de produits irrigués ingérées relatives à chaque site des enquêtes spécifiques ont été réalisées /1, 6/. Les tableaux 1 et 2 détaillent les résultats correspondant aux trois sites.

(* Ce travail a été effectué dans le cadre d'un contrat financé par le Service Etudes et Projets Thermiques et Nucléaires d'Electricité de France.

Equivalent de dose individuel maximal / μ .Sv.an ⁻¹ /							
Sites		Voies de transfert					TOTAL
		eau de boisson	poissons	végétaux	lait + viande	inhalation + passage transcutané	
Seine	1 (*)	0,12	1,2 10 ⁻³	2,3 10 ⁻³	6,4 10 ⁻⁴	-	0,130
	2	-	-	7,9 10 ⁻³	1,3 10 ⁻²	3,5 10 ⁻²	0,057
Rhône	1	8,9 10 ⁻³	9,3 10 ⁻⁵	3,9 10 ⁻⁴	9 10 ⁻²	-	0,010
	2	-	-	1,1 10 ⁻²	1,8 10 ⁻²	5,1 10 ⁻²	0,080
Moselle	1	0,069	7,0 10 ⁻⁴	-	-	-	0,070
	2	-	-	3,2 10 ⁻³	5,0 10 ⁻³	1,3 10 ⁻²	0,020

(*) 1. Rejets liquides : 3,9 10¹³ Bq/an
 2. Rejets atmosphériques : 5 10¹² Bq/an

Tableau 1 : Contribution de chaque voie de transfert à l'équivalent de dose individuel maximal.

Equivalent de dose effectif collectif /h.mSv.an ⁻¹ /							
Sites		Voies de transfert					TOTAL
		eau de boisson	poissons	végétaux	lait + viande	inhalation + passage transcutané	
Seine	1 (*)	570	0,30	0,50	-	-	570,0
	2	-	-	0,70	0,10	1,60	2,5
Rhône	1	140	0,02	-	-	-	140,0
	2	-	-	0,50	0,20	2,30	3,0
Moselle	1	53	0,10	66,0	-	-	120,0
	2	-	-	1,6	0,40	3,0	5,0

(*) 1. Rejets liquides : 3,9 10¹³ Bq/an
 2. Rejets atmosphériques : 5 10¹² Bq/an.

Tableau 2 : Contribution de chaque voie de transfert à l'équivalent de dose collectif.

ANALYSE DES RESULTATS ET COMMENTAIRES

L'examen des résultats relatifs aux doses collectives montre quelques différences. Pour les rejets liquides il s'agit de l'importance relative des consommations de boisson. (Cette dernière est de loin la voie d'exposition la plus prépondérante puisqu'elle représente pratiquement 100 % de la dose collective pour les sites Seine et Moselle et plus de 50 % pour le site Rhône, le complément provenant des produits irrigués). Pour les rejets gazeux les différences s'expliquent en fonction des variations des diverses roses des vents. En ce qui concerne les doses individuelles maximales l'ingestion d'eau de boisson est également la voie d'exposition prépondérante (7/10 à 9/10 de la dose selon le site). Les différences pour les rejets liquides s'expliquent essentiellement par les différences de débit des fleuves et pour les rejets gazeux par la distance à la source des habitants les plus proches.

Confronté aux problèmes posés par la dilution des rejets liquides sur certains sites présentant des débits faibles aux périodes d'étiages, il est apparu intéressant d'analyser l'intérêt que pouvait présenter la suppression des rejets liquides par leur transformation en rejets gazeux, soit $4,4 \cdot 10^{13}$ Bq (1 186 Ci). Afin d'évaluer l'efficacité éventuelle tant du point de vue radiologique, qu'économique d'une telle solution il a été fait l'hypothèse que l'ensemble des effluents liquides passait sur un évaporateur naturel. Le coût total actualisé d'une telle opération serait de l'ordre de 40 à 50 millions de francs pour 1 tranche (environ 7,5 millions d'investissement et 3 millions de coût d'exploitation annuel par tranche).

Le tableau 3 ci-dessous montre pour les deux sites présentant des débits plus faibles à l'étiage l'impact différentiel pour l'exposition des populations. On note le peu d'avantage qui ressort d'une telle solution.

Sites	Modalité de rejet	Equivalent de dose effectif	
		Individuel maximal μ Sv/an	Collectif h.mSv/an
Seine	1	0,19	573
	2	0,50	22
Rhône	1	0,09	143
	2	0,70	26
Moselle	1	0,09	145
	2	0,20	43

1 . Rejets liquides : $3,9 \cdot 10^{13}$ Bq/an, Rejets gazeux : $5 \cdot 10^{12}$ Bq/an.

2 . Rejets liquides : nuls, Rejets gazeux : $4,4 \cdot 10^{13}$ Bq/an.

Tableau 3 : Comparaison des équivalents de doses effectifs maximaux individuels et collectifs selon les modalités de rejets.

Si par ailleurs on prend en compte les coûts de l'opération dans une perspective d'optimisation telle qu'elle est préconisée par la C.I.P.R. /6,7/ les coûts de l'homme-Sievert associés à cette option sont de l'ordre de 80 millions de FF (1980) par homme-Sievert évité dans le cas du site Seine, 380 et 450 millions dans les cas respectifs du site Rhône et du site Moselle. Ces chiffres démontrent le peu d'intérêt d'une telle solution du point de vue de la diminution de l'impact collectif, l'impact individuel restant toujours inférieur à 1μ Sv/an. Il faut de plus noter que l'évaporation des effluents liquides peut entraîner des contraintes d'utilisation eu égard à l'exposition des travailleurs /1/.

REFERENCES

- /1/ F. RANCILLAC - L'impact radiologique des rejets de tritium des tranches du palier P⁴. Influence de l'utilisation de l'A.C.E.R.E.N. Rapport C.E.P.N. n° 59. Nov. 1982.
- /2/ N.R.P.B-C.E.A. - Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations. C.E.C. report - 1979.
- /3/ P. PAGES, F. RANCILLAC. Modèle conversationnel pour l'évaluation des transferts atmosphériques de rejets continus. Rapport C.E.A.-R-5228. Mai 1983.
- /4/ A. GARNIER, A. SAUVE - Etude de la répartition géographique de la population européenne en vue de l'évaluation des conséquences radiologiques des rejets d'effluents. Rapport C.E.A-R-5096 - 1981.
- /5/ A. GARNIER, A. SAUVE, C. MADELMONT. - Représentation géographique de diverses données dans une grille européenne in 5th I.R.P.A. Congress proceeding. Jerusalem 9-14 mars 1980. Vol. 3 p 307-310.
- /6/ J. LOCHARD, P. PAGES - Analyse coût-efficacité du traitement des drains de plancher d'un réacteur PWR-1300 MWe. Rapport C.E.P.N. n° 50 - 1982.
- /7/ I.C.R.P. - International Commission of Radiological Protection : I.C.R.P. Publication 26 - Pergamon Press 1977.
- /8/ I.C.R.P. - Cost benefit analysis in the optimization of radiation protection. I.C.R.P. Publication 37 - Pergamon Press - 1983.