



Programme
des Nations Unies
pour l'environnement

UNEP(OCA)/MED WG.25/Inf.6
28 février 1991

FRANCAIS
Original: ANGLAIS

PLAN D'ACTION POUR LA MEDITERRANEE

Réunion conjointe du Comité scientifique et
technique et du Comité socio-économique

Athènes, 6-10 mai 1991

EVALUATION DE L'ETAT DE LA POLLUTION DE LA MER MEDITERRANEE PAR LES SUBSTANCES RADIOACTIVES

En coopération avec



AIEA

PNUE
Athènes, 1991

TABLE DES MATIERES

GENERALITES

1. Introduction
2. Caractères généraux des radionucléides
3. Radionucléides naturels et artificiels

I. EVALUATION

4. Sources et apports de radionucléides artificiels en Méditerranée
5. Le comportement biogéochimique des radionucléides en Méditerranée
6. Niveaux des radionucléides artificiels en Méditerranée
7. Evaluation des risques
8. Conclusions sur l'évaluation

II. MESURES ANTIPOLLUTION

9. Mesures et contrôles existant aux niveaux international et national
10. Justification scientifique de l'instauration de mesures de restriction et de contrôle

III. REFERENCES

GENERALITES

Le Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique (Protocole tellurique) a été adopté par la Conférence de plénipotentiaires des Etats côtiers de la région méditerranéenne, à Athènes, Grèce, le 17 mai 1980. Jusqu'à ce jour, le Protocole a été ratifié par 17 Parties contractantes à la Convention de Barcelone et il est entré en vigueur le 17 juin 1983.

L'article 5 du Protocole tellurique stipule que:

- Les Parties s'engagent à éliminer la pollution d'origine tellurique de la zone du Protocole par les substances énumérées à l'annexe I au présent Protocole.
- A cette fin, elles élaborent et mettent en oeuvre, conjointement ou individuellement selon le cas, les programmes et mesures nécessaires.
- Ces programmes et mesures comprennent notamment des normes communes d'émission et des normes d'usage.
- Les normes et les calendriers d'application pour la mise en oeuvre des programmes et mesures visant à éliminer la pollution d'origine tellurique sont fixés par les Parties et réexaminés périodiquement, au besoin tous les deux ans, pour chacune des substances énumérées à l'annexe I, conformément aux dispositions de l'article 15 du présent Protocole.

L'annexe I du Protocole comprend notamment les substances radioactives, y compris leurs déchets.

Lors de leur Quatrième réunion ordinaire (Gênes, septembre 1985), les Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et aux Protocoles y relatifs sont convenues que, s'agissant de l'application technique du Protocole pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique, le Secrétariat proposerait un ordre de priorité et un calendrier réaliste pour l'élaboration de programmes et de mesures concernant au moins deux substances chaque année, y compris des normes communes d'émission et d'usage, comme l'exigeait la mise en application du Protocole et que, lors de l'établissement de cette proposition, priorité serait accordée aux substances énumérées à l'annexe I du Protocole.

Une réunion d'experts sur l'application technique du Protocole tellurique (décembre 1985) a recommandé qu'un "document d'évaluation" sur l'état de la pollution de la mer Méditerranée soit établi pour chacune des substances énumérées aux annexes I et II dudit Protocole.

Les Parties contractantes, qui ont approuvé les recommandations de la réunion précitée, ont donné des lignes directrices pour l'établissement d'un "document d'évaluation". Selon ces lignes directrices, les documents d'évaluation en question devaient notamment comporter des chapitres consacrés aux:

- sources, points d'entrée et quantités des charges de pollution pour les rejets industriels, municipaux et autres atteignant la mer Méditerranée;
- niveaux de pollution;
- effets de la pollution;
- mesures légales, administratives et techniques existant actuellement aux niveaux national et international.

Conformément à ce qui précède, le présent document sur l'évaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les radionucléides artificiels a été établi par le Secrétariat avec l'aide d'un consultant et en étroite coopération avec des organisations internationales, en particulier l'AIEA. Ce document n'aborde pas tous les radionucléides mais il s'attache aux radionucléides artificiels puisque d'éventuels phénomènes écologiques considérés comme une "pollution" ne sont attribuables qu'à certains de ces radionucléides.

1. Introduction

C'est seulement au cours des dernières années que l'opinion a commencé à manifester de très vives préoccupations touchant les effets sur l'homme et son bien-être des rayonnements ionisants dus à l'existence dans l'environnement de substances radioactives. Le fait est, malgré tout, que les substances radioactives naturelles existaient déjà aux commencements de l'univers et que, depuis lors, elles n'ont cessé de se trouver dans la nature. Il faut certainement attribuer cette inquiétude à la prise de conscience récente, par le public, des émissions croissantes dans l'environnement de radionucléides provenant d'activités humaines comme l'industrie nucléaire, les essais d'armes nucléaires à grande échelle et notamment les accidents spectaculaires tels que ceux de Three Mile Island, Tchernobyl, etc. Cependant, pour l'évaluation scientifique des effets de la pollution de l'environnement par les radionucléides artificiels, il convient de toujours garder à l'esprit que la vie sur terre a été, de manière régulière et permanente, soumise à l'influence des rayonnements ionisants provenant de radionucléides naturels. Les effets des rayonnements ionisants sont identiques, que ces rayonnements soient émis par des radionucléides naturels ou artificiels. Bien que l'introduction de radionucléides artificiels dans l'environnement soit un phénomène récent, sa signification scientifique est entièrement différente de celle que revêtent certains types de polluants organiques toxiques qui n'avaient jamais été présents dans l'environnement avant leur introduction.

Dans le présent document, on se propose d'exposer à grands traits l'état effectif de la pollution de la mer Méditerranée par les radionucléides artificiels, de fournir une justification scientifique à l'instauration de mesures visant à prévenir la pollution radioactive pour adoption par les Parties contractantes.

Pour aider à mieux appréhender le problème dans son ensemble, un exposé succinct des caractères des radionucléides précède la description de l'état de la contamination de la mer Méditerranée par les radionucléides artificiels.

Le chapitre I, qui est consacré à l'évaluation de l'état de la pollution en mer Méditerranée, fournit des renseignements sur les sources et les apports de radionucléides artificiels, il décrit les processus biogéochimiques par lesquels divers radionucléides libérés sont redistribués dans différents compartiments du milieu marin et il offre une récapitulation des données disponibles sur les niveaux de radionucléides artificiels dans l'eau de mer, les sédiments et les biotes dans les périodes antérieure et postérieure à l'accident de Tchernobyl. On y trouvera aussi des informations quant aux effets de la radioexposition tant sur les organismes marins que sur l'homme, assorties d'une évaluation des risques associés.

Dans le chapitre II, qui traite des mesures visant à prévenir les effets de la pollution, on procède à une revue des données disponibles sur les mesures antipollution existantes aux niveaux national et international, et on expose à grands traits la justification scientifique de l'instauration de mesures antipollution.

2. Caractères généraux des radionucléides

Les radionucléides (ou radioisotopes) sont chimiquement identiques aux éléments stables, ce qui signifie que leur comportement biogéochimique dans le milieu marin est similaire à celui de ces derniers et dépend de leurs propriétés chimiques. Ils subissent dans l'environnement divers processus se produisant *in situ*, tels que la dissolution, la précipitation, la sorption, la complexation, l'ingestion et l'excrétion biologiques, etc., d'une manière analogue aux éléments stables. C'est notamment le cas des radionucléides naturels coexistant dans l'environnement avec leurs isotopes stables. Par exemple, le potassium-40 radioactif (K-40) se comporte *in situ* exactement comme le potassium-39 stable (K-39; abondance isotopique naturelle: . 93%) et le potassium-41 (K-41; abondance isotopique naturelle: . 7%), bien que son abondance isotopique n'atteigne que 0,01%. De même, les radionucléides artificiels, tels que le cobalt-60 (Co-60), le césium-137 (Cs-137) etc., dont l'introduction dans le milieu marin résulte d'activités humaines ont un comportement similaire à celui

de leurs analogues stables naturels, le cobalt-59 (Co-59; abondance isotopique naturelle: 100%), le césium-133 (Cs-133; abondance isotopique naturelle: 100%), etc., à condition que les formes chimiques et physiques des radionucléides artificiels introduits soient identiques à celles de leurs isotopes stables.

Les atomes de radionucléides se caractérisent toutefois par l'instabilité de leur noyau. C'est en raison de cette instabilité qu'un atome radioactif se désintègre en un autre atome, radioactif ou stable, avec une probabilité spécifique à l'atome initial. En d'autres termes, la probabilité de désintégration d'un radionucléide dans un délai donné dépend du radionucléide en cause. La période de décroissance (qui obéit à la loi exponentielle) est une constante propre à ce radionucléide, indépendamment de la quantité de radionucléide présente. Cette période de décroissance encore appelée demi-vie ou période radioactive, est considérée comme une propriété physique primordiale caractérisant chaque radionucléide. Cette dépendance temporelle spécifique à la désintégration des radionucléides a pu servir non seulement à identifier certains de ceux-ci lors de leur mesure mais également à les appliquer comme moyens uniques pour déterminer les taux cinétiques de divers faits environnementaux tels que l'échelle de temps des processus géochimiques. On a eu récemment recours aux radionucléides, tant artificiels que naturels, pour étudier divers processus environnementaux, ce qui a mis en évidence, pour certains d'entre eux, l'utilité de leur emploi comme "traceurs géochimiques".

Outre cette spécificité temporelle, chaque radionucléide se désintègre selon un schéma qui lui est propre, en émettant spontanément des particules et/ou des rayonnements aux énergies caractéristiques. C'est là un autre caractère important des radionucléides qui contribue à les identifier avec certitude dans l'environnement. Grâce à ce schéma de désintégration et à l'énergie spécifiques à chaque radioélément, conjugués à la spécificité temporelle de la décroissance que nous avons mentionnée plus haut, la plupart des radionucléides peuvent être identifiés et déterminés quantitativement aux niveaux très faibles souvent décelés dans les matrices environnementales complexes. La précision des mesures radiologiques pâtit en général beaucoup moins des blancs de réactifs et de la contamination inhérents à toutes les procédures de mesure d'éléments-traces mais particulièrement cruciaux lors des mesures d'éléments-traces stables. En outre, une sensibilité et une précision élevées des mesures radiologiques peuvent être obtenues au moyen d'installations et d'un appareillage de laboratoire relativement modestes. Par exemple, la combinaison successive des procédés de séparation radiochimique et de spectrométrie alpha permet de mesurer des concentrations d'éléments transuraniens aussi faibles que 10^{-20} - 10^{-22} gramme d'élément par gramme de matrices environnementales avec des erreurs associées de $\pm 20\%$ ou moins (Fukai, et al., 1976; Holm et al., 1980). Il est également possible, avec les développements récents de la spectrométrie gamma couplée avec ordinateur de procéder à des mesures et contrôles continus des radionucléides émetteurs gamma, par exemple dans les effluents des installations nucléaires contenant des déchets radioactifs.

La sensibilité, la fiabilité et la commodité des mesures de radionucléides, reposant sur les caractères physiques précités de ces éléments, sont des aspects importants à prendre en compte lorsqu'on envisage le problème de la surveillance continue de l'environnement et des effluents ainsi que les mesures visant à prévenir la pollution radioactive du milieu.

3. Radionucléides naturels et artificiels

3.1. Radionucléides naturels

Bien que le présent document ait pour objet général de traiter de l'état de la pollution de la mer Méditerranée résultant de l'introduction de radionucléides artificiels par les activités humaines, on ne peut complètement passer sous silence la présence dans le milieu marin des radionucléides naturels et le rôle qu'ils y jouent puisque, comme on l'a déjà mentionné, la vie sur la Terre a de tout temps été exposée à leurs rayonnements.

On connaît plus de 60 radionucléides naturels présents dans l'environnement. On les classe

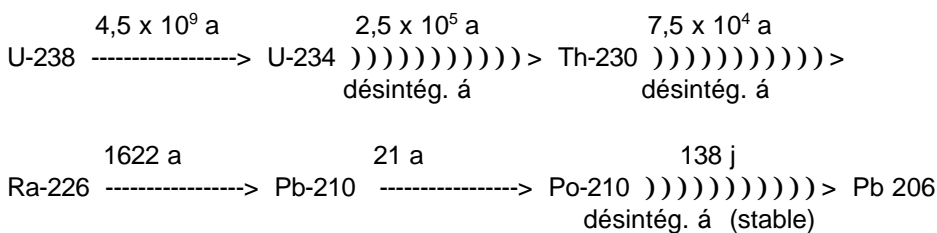
en deux groupes selon leur origine: terrestre ou cosmique.

3.1.1. Les radionucléides d'origine terrestre: on pense que les radionucléides d'origine terrestre (dits encore terrigènes) existaient déjà dans les roches et minerais de l'écorce terrestre à l'époque de sa formation, et ils comprennent des nucléides primordiaux à période longue coexistant avec leurs isotopes stables ainsi que trois nucléides précurseurs actinides, le thorium-232 (Th-232), l'uranium-235 (U-235), l'uranium-238 (U-238) et leurs produits de filiation.

On connaît à l'heure actuelle au moins 14 radionucléides se trouvant dans la nature comme nucléides primordiaux coexistant avec leurs isotopes stables. Le caractère commun à ces radionucléides consiste en leurs périodes très longues variant de 10^7 à 10^{15} ans. Bien que leurs propriétés chimiques soient très variables, on estime que tous ces radionucléides sont bien échangés isotopiquement avec leurs analogues stables dans l'environnement en raison de leur présence primordiale lors de la formation de la Terre. Ainsi, le comportement de ces radionucléides dans l'environnement est similaire à celui de leurs isotopes stables.

Les principaux membres de la catégorie ci-dessus sont le potassium-40 (K-40) et le rubidium-87 (Rb-87). Ces deux radionucléides appartiennent au groupe des métaux alcalins, si bien qu'ils sont largement dispersés dans l'ensemble des sphères environnementales, notamment dans l'hydrosphère, en raison de leur sensibilité à l'altération par les agents météorologiques. La radioactivité de K-40 représente ainsi plus de 90% de la radioactivité totale de l'eau de mer, alors que celle de Rb-87 correspond à environ 1%.

Comme on l'a mentionné plus haut, un autre groupe de radionucléides terrigènes primordiaux comprend trois précurseurs actinides et leurs descendants se composant d'environ 35 radioisotopes de Pb, Bi, Po, Rn, Ra, Ac, Th, Pa, et U. Selon le nombre de masse de leurs précurseurs, ces isotopes forment respectivement trois filières indépendantes de désintégration. Parmi ces filières, celle de l'uranium, caractérisée par des nombres de masse $4n + 2$ (où n représente un nombre intégral arbitraire) comprend une série de radionucléides plus familiers rencontrés dans le milieu marin. Les principaux membres de la filière de désintégration de l'uranium (périodes supérieures à 100 jours) sont représentés schématiquement ci-après:



où les flèches pleines représentent la désintégration directe d'un précurseur à son descendant, et les flèches brisées la désintégration indirecte d'un précurseur à son descendant par des nucléides intermédiaires à période courte; les nombres au-dessus des flèches sont les périodes des précurseurs, et les mentions sous les flèches indiquent le type de désintégration.

Dans un système clos d'âge suffisant de l'environnement, un descendant d'une filière donnée existe à un équilibre d'état stable puisque, selon la loi de décroissance radioactive, le taux de production du descendant à partir de son précurseur immédiat est égal au taux de décroissance du descendant lui-même au descendant suivant. Toutefois, dans un environnement dynamique tel que l'hydrosphère, le système clos est souvent rompu par la séparation d'un descendant de son précurseur immédiat, car le descendant peut-être chimiquement très différent de son précurseur. Cela occasionne un déséquilibre radiologique entre les nucléides précurseurs et leurs descendants. Comme la restauration de l'état stable dans le système originel, s'il redevient clos, prend approximativement six périodes du descendant, le degré de déséquilibre observé pour le système originel fournit une mesure du délai écoulé entre la reclôture du système et le moment de l'observation. Selon les circonstances, on connaît plusieurs processus environnementaux créant des déséquilibres isotopiques entre des nucléides précurseurs et descendants dans les filières de

désintégration des actinides. Ainsi, les observations effectuées sur le degré des déséquilibres isotopiques dans les filières de désintégration des actinides au sein de certains systèmes environnementaux peuvent fournir des indications utiles sur les échelles de temps sur lesquelles se produisent divers processus biogéochimiques in situ.

En ce qui concerne les déséquilibres isotopiques de la filière de désintégration de l'uranium relevés dans le milieu marin, il convient de noter que certains organismes marins reçoivent des doses de rayonnement naturel bien plus élevées que les organismes vivant sur terre en raison de l'accumulation considérable de polonium-210 (Po-210), le descendant de U-238, dans certains de leurs organes (Cherry & Shannon, 1974; Cherry & Heyraud, 1981). De fait, on a observé que les doses de rayonnement imputables à Po-210 reçues par plusieurs organismes marins sont bien plus élevées que celles dues aux radionucléides artificiels dans des zones notablement contaminées autour de certaines installations nucléaires (Pentreath et al., 1980).

3.1.2. Radionucléides d'origine cosmique: on connaît au moins 14 radionucléides produits en permanence dans l'atmosphère de la Terre par des réactions nucléaires entre des atomes gazeux (hydrogène, oxygène, azote, argon, etc.) et des particules du rayonnement cosmique telles que des protons de haute énergie, provenant de l'espace interstellaire. Les fluctuations du taux de production de ces radionucléides ont été estimées d'après des mesures effectuées sur les météorites, etc., et on constate qu'elles évoluent du simple au double environ si l'on retient les valeurs moyennes sur les durées de leurs périodes.

Ces radionucléides sont déposés à la surface de la Terre par des précipitations et des retombées sèches, ou bien ils entrent directement dans des processus géochimiques se produisant dans une phase gazeuse à la surface ou au-dessus de la Terre. Bien que des isotopes stables de tous les radionucléides connus d'origine cosmique existent dans la nature, le degré de l'échange isotopique entre ces radionucléides et leurs isotopes stables respectifs dépend des formes sous lesquelles ils sont introduits au sein des processus géochimiques.

Les radionucléides d'origine cosmique comprennent l'hydrogène-3 (ou tritium, H-3) et le carbone-14 (C-14) comme principaux membres. Les réserves globales naturelles de H-3 et de C-14 sont estimées respectivement à $1,3 \times 10^{18}$ Bq et à 11×10^{18} Bq (Lal & Peters, 1967). Outre ces réserves, des excédents de ces deux radionucléides ont été produits artificiellement par un certain nombre d'essais d'armes nucléaires menés principalement au cours des années 1960 et ils ont été introduits dans l'environnement de la Terre. Ces excédents sont estimés à $1,7 \times 10^{20}$ Bq pour H-3 (Schell, 1974, Michel, 1976) et à $0,2 \times 10^{18}$ Bq pour C-14. Il est ainsi devenu nécessaire de prendre en compte la présence de H-3 et de C-14 artificiellement injectés dans l'environnement, quand ils doivent servir de traceurs pour divers processus environnementaux comme le brassage de l'eau, la sédimentation, etc.

3.1.3. Abondance des radionucléides naturels dans l'environnement: pour se forger une image d'ensemble de l'abondance relative des radionucléides naturels dans le milieu marin, les concentrations moyennes massiques et concentrations moyennes d'activité des principaux radionucléides naturels dans l'eau de mer et dans les sédiments marins sont comparées avec celles relevées dans l'écorce terrestre sur le tableau I. Ce tableau repose sur la compilation effectuée par Fukai & Yokoyama (1982). Dans la compilation, il n'a pas été tenu compte de l'hétérogénéité existant au sein d'une sphère géochimique donnée puisqu'on ne présente que les concentrations moyennes pour ladite sphère. Il ne faut donc pas oublier, lorsqu'on se réfère aux chiffres du tableau I, que la variabilité des concentrations peut être assez importante au sein d'une sphère géochimique donnée, notamment pour la lithosphère hétérogène. Néanmoins, le tableau fournit des renseignements utiles sur les niveaux de radionucléides naturels dans le milieu marin par rapport aux concentrations de radionucléides artificiels libérés dans la mer par suite d'activités humaines.

Tableau I

Concentrations moyennes massiques et concentrations moyennes d'activité de radionucléides naturels dans le milieu marin et l'écorce terrestre

Radionucléide	Période (ans)	Milieu marin				Ecorce terrestre continentale	
		Eau de mer		Sédiments		(µgkg ⁻¹)	(mBqkg ⁻¹)
		(µgl ⁻¹)	(mBql ⁻¹)	(µgkg ⁻¹)	(mBqkg ⁻¹)		
<u>Radionucléides d'origine terrestre</u>							
Potassium-40	1,25x10 ⁹	48	1,26x10 ⁴	. 3000	. 7x10 ⁵	2400	6,3x10 ⁵
Rubidium-87	4,7x10 ¹⁰	34	110	-	-	2,4x10 ⁴	8,1x10 ⁴
<u>Filières de désintégration de l'uranium</u>							
Plomb-210	21	6x10 ⁻¹⁰	1,9	5x10 ⁻⁵	1,5x10 ⁵	1x10 ⁻⁵	3,3x10 ⁴
Polonium-210	0,38	7x10 ⁻¹²	1,1	9x10 ⁻⁷	"	2x10 ⁻⁷	"
Radium-226	1662	1x10 ⁻⁷	3,7	0,004	"	0,001	"
Thorium-230	7,52x10 ⁴	2x10 ⁻⁸	0,015	0,2	"	0,04	"
Uranium-234	2,48x10 ⁵	2x10 ⁻⁴	44	0,08	1,9x10 ⁴	0,15	"
Uranium-238	4,5x10 ⁹	3	37	1000	1,1x10 ⁴	110	"
<u>Radionucléides d'origine cosmique</u>							
Hydrogène-3	12,3	1,7x10 ⁻¹²	0,6	-	-	-	-
Carbone-14	5730	2x10 ⁻⁸	3,7	0,1-1x 10 ⁻⁴	0,0015-0,015	-	-

3.2. Radionucléides artificiels

Plusieurs centaines de radionucléides artificiels sont produits, délibérément ou non, par suite d'activités humaines telles que les utilisations des réacteurs nucléaires et des accélérateurs de particules à diverses fins, les essais d'armes nucléaires et les accidents nucléaires. Bon nombre de ces radionucléides ont une période courte et se désintègrent rapidement après leur production. Cependant, certains radionucléides artificiels ont une période longue et sont libérés dans l'environnement sous des conditions contrôlées ou incontrôlées. Etant donné que les effluents radioactifs provenant du retraitement de combustible nucléaire et de la production d'énergie électrique sont traités de manière à réduire les niveaux de radionucléides qui s'y trouvent après certains délais de stockage, les quantités de radionucléides artificiels dans les effluents rejetés dans l'environnement sont faibles et le nombre de radionucléides contenus dans ces effluents est restreint. Comme on ne peut maîtriser les émissions dans l'environnement de radionucléides artificiels au cours des essais d'armes nucléaires et des accidents, les quantités et le nombre de radionucléides artificiels libérés dans l'environnement sont beaucoup plus importants que dans le cas de l'industrie nucléaire. Mais même au sein de ces rejets incontrôlés, de nombreux radionucléides à période courte se désintègrent dans l'environnement avant de provoquer un effet radiologique sensible sur les organismes marins et sur l'homme. Ainsi, seul un nombre restreint de radionucléides artificiels se rencontrent fréquemment dans le milieu marin.

Les radionucléides artificiels souvent décelés dans le milieu marin sont traditionnellement classés dans les catégories suivantes en fonction de leur mode de production essentiellement: nucléides légers, produits de fission, produits d'activation et nucléides transuraniens. Les principaux membres de chaque catégorie sont énumérés sur le tableau II avec la mention de leur période, de leur mode de désintégration et des principales sources de leur libération dans l'environnement.

3.2.1. Nucléides légers: bien que le tritium (hydrogène-3, H-3) et le carbone-14 (C-14) soient des radionucléides d'origine cosmique, comme on l'a exposé plus haut, ils ont été aussi produits massivement lors des vastes campagnes d'essais nucléaires menées dans les années 1960 et ils se sont répartis dans l'environnement de la Terre, notamment dans le milieu marin. En outre, on sait que H-3 est également rejeté par les centrales nucléaires et les usines de retraitement. Bien que, à l'heure actuelle, la réserve globale de H-3 résultant des explosions nucléaires dépasse largement celle de H-3 naturel ou celle imputable à l'industrie nucléaire, on a estimé que les quantités provenant de cette dernière pourraient avoisiner celles susceptibles de retentir sur la réserve globale après l'an 2000, si les projets de développement de l'industrie nucléaire pour le début du XXI^e siècle sont poursuivis (Preston, 1971).

3.2.2. Produits de fission: comme l'exploitation des réacteurs nucléaires repose, dans tous les cas, sur des réactions de fission contrôlées de radionucléides fissibles tels que l'uranium-235, le plutonium-239, etc., elle entraîne la formation de produits de fission, notamment de strontium-90, de ruthénium-106 et de césium-137. Comme le retraitement du combustible nucléaire a pour but d'ôter les produits de fission formés au sein des matériaux combustibles afin de récupérer des nucléides fissibles réutilisables, les déchets qui en résultent contiennent toute une série de produits de fission. D'autre part, comme l'emploi d'armes nucléaires repose sur des réactions de fission incontrôlées atteignant l'état d'explosion, les essais de ces armes ont entraîné également la formation de toute une série de produits de fission conjugués à des produits d'activation engendrés simultanément par activation neutronique des matériaux structurels des engins. Ainsi les essais d'explosion d'armes nucléaires dans l'atmosphère ont introduit par cette voie toute une série de produits de fission et d'activation dans le milieu marin.

Tableau II

Liste des radionucléides artificiels fréquemment décelés dans le milieu marin, avec leur période, leur mode de désintégration et les principales sources de leur libération dans l'environnement

Radionucléide	Période	Mode de désintégration	Principales sources de libération dans l'environnement
<u>Nucléides légers</u>			
Hydrogène-3	12,3 ans	B ⁻	Production naturelle d'origine cosmique Essais d'armes nucléaires
Carbone-14	5730 ans	"	H-3: Retraitement de combustible irradié et production d'énergie électrique
<u>Produits de fission</u>			
Césium-137	30 ans	B ⁻	Retraitement de combustible irradié Essais d'armes nucléaires
Césium-144	285 jours	"	
Ruthénium-106	1 an	"	
Strontium-90	29 ans	"	
Technétium-99	2,1 x 10 ⁵ ans	"	
(D'autres produits de fission potentiellement importants comprennent: ¹⁵⁵ Eu, ¹³¹ I, ⁸⁵ Nb-Zr, ¹⁰³ Ru, ¹²⁵ Sb, ⁸⁹ Sr & ⁹¹ Y		"	
<u>Produits d'activation</u>			
Césium-134	2,2 ans	B ⁻	Production d'énergie électrique Essais d'armes nucléaires
Chrome-51	27,7 jours	EC	
Cobalt-60	5,3 ans	B ⁻	
Manganèse-54	291 jours	EC	
Argent-110m	253 jours	IT, B ⁻	
Zinc-65	245 jours	B ⁺ , EC	
<u>Nucléides transuraniens</u>			
Américium-241	433 ans	α	Retraitement de combustible irradié Essais d'armes nucléaires
Neptunium-237	2,1 x 10 ⁶ ans	"	
Plutonium-238	87,7 ans	"	
Plutonium-239	2,4 x 10 ⁴ ans	"	
Plutonium-240	6,56 x 10 ³ ans	"	
Plutonium-241	14,4 ans	B ⁻	

Le plutonium-230 ne peut être différencié du plutonium-240 dans les mesures actuelles par spectrométrie alpha. Afin d'éviter une répétition fastidieuse de formule, le terme et le symbole Plutonium-239 et Plu-239 sont utilisés ci-après à la place du terme et du symbole plus exacts plutonium-(239 + 240) et Pu-(239 + 240).

Comme tous les produits de fission énumérés sur le tableau II possèdent leurs isotopes stables naturels dans le milieu marin, à l'exception du technétium-99, leur comportement biogéochimique après libération dans l'environnement suit en principe celui de leurs analogues stables. La similitude de comportement entre les isotopes radioactifs et les isotopes stables correspondants dépend du degré d'échange isotopique entre eux dans le milieu marin et du délai requis pour cet échange. Il a été observé dans certains cas que des produits de fission tels que le ruthénium-106, le cérium-144, etc., contenus dans les effluents rejetés dans le milieu marin après épuration, s'y trouvent sous des formes chimiques complètement différentes de celles de leurs analogues stables présents dans l'eau de mer. Par conséquent, les radionucléides libérés se comportent très différemment de leurs isotopes stables (IAEA, 1975; Guegueriati, 1975).

3.2.3. Produits d'activation: cette catégorie comprend avant tout des radioisotopes de métaux de transition qui sont principalement produits par activation d'isotopes métalliques stables, lesquels sont fréquemment utilisés pour les canalisations, les gaines de revêtement, etc., des réacteurs nucléaires ainsi que des armes nucléaires. En ce qui concerne les réacteurs de puissance, les canalisations métalliques constituent une structure essentielle pour la circulation de l'eau de refroidissement, et l'eau circulante peut contenir des traces des matériaux des canalisations qui ont été activés lors du passage à travers le cœur des réacteurs, ou bien des produits métalliques radioactifs résultant de la corrosion des mêmes matériaux. Comme les échanges thermiques primaires au sein des réacteurs de puissance s'effectuent normalement dans des systèmes à circuit fermé, les produits d'activation formés dans l'eau circulante ne sont pas libérés directement dans l'environnement. Cependant, ces produits sont éliminés de temps à autre de l'eau circulante primaire et, après les traitements d'épuration, sont rejetés à de faibles niveaux dans l'environnement. Ainsi, certains produits d'activation comme le cobalt-60, le zinc-65, etc., sont souvent décelés dans les effluents des centrales nucléaires. Comme on l'a mentionné plus haut, des produits d'activation sont également introduits dans l'environnement à la suite d'essais d'armes nucléaires et d'opérations de retraitement de combustible, bien que les quantités de ces produits d'activation ainsi formés soient considérablement plus faibles que celles des produits de fission.

3.2.4. Nucléides transuraniens: l'un des membres de cette catégorie, le plutonium-239 (Pu-239), est particulièrement important en raison de son caractère fissile se prêtant à son emploi comme combustible nucléaire et matériau des armes nucléaires et en raison aussi de sa longue période ($2,4 \times 10^4$ ans). Comme Pu-239 est produit par capture d'un neutron par l'uranium-238, suivie de désintégration bêta, l'exploitation de réacteurs de puissance et l'explosion d'engins nucléaires entraînent la formation de ce radionucléide. Comme l'une des visées majeures du retraitement de combustible nucléaire est de récupérer autant que possible le Pu-239 produit à partir du combustible irradié, seule une fraction réduite de Pu-239, au cours du processus de retraitement, s'échappe dans la fraction rejetée avec des produits de fission. Néanmoins, de faibles quantités de Pu-239 sont toujours présentes dans les effluents des usines de retraitement et elles gagnent l'environnement avec des quantités bien plus importantes de produits de fission. Les cas de libération d'autres nucléides transuraniens lors du retraitement de combustible irradié sont plus ou moins similaires bien qu'il s'agisse seulement de sous-produits de la production nucléaire d'énergie électrique. Comme on peut le comprendre d'après leur mode de production, les nucléides transuraniens énumérés sur le tableau II ont également été engendrés au cours d'essais nucléaires passés et introduits dans le milieu marin par la voie atmosphérique. On sait également que du plutonium-238 et du Pu-239 ont été introduits dans le milieu marin par la désintégration en 1964 du satellite SNAP transportant du Pu-238, par la perte en 1966 au-dessus de l'Espagne d'une arme nucléaire au Pu-239 et par l'écrasement en 1968, au Groenland, d'un avion transportant des armes nucléaires au Pu-239.

Ces éléments transuraniens énumérés sur le tableau se caractérisent par leur longue période et la plupart d'entre eux se désintègrent en émettant des particules alpha. Comme il n'y a pas, pour ces radionucléides, d'isotopes stables naturels, leur comportement biogéochimique dépend uniquement de leurs propriétés chimiques, et celles-ci varient d'un élément à l'autre.

I. EVALUATION

4. Sources et apports de radionucléides artificiels en Méditerranée

4.1. Installations nucléaires sources de rejets

Lorsqu'on envisage les sources de pollution radioactive de la mer Méditerranée, il est nécessaire d'opérer une distinction bien tranchée entre d'une part les sources ponctuelles de rejet d'effluents radioactifs telles que les centrales nucléaires, les usines de retraitement, etc., et d'autre part les sources très diffuses ou combinées telles que les retombées atmosphériques, les déversements des cours d'eau, etc. Comme de nombreuses installations nucléaires de la région méditerranéenne sont implantées le long de grands fleuves, les radionucléides contenus dans leurs rejets pénètrent dans la mer Méditerranée par cette voie d'eau. A mesure qu'ils sont véhiculés par ces fleuves, les radionucléides rejetés subissent divers processus géochimiques tels que l'hydrolyse, la précipitation, la sorption, l'échange d'ions, etc., de sorte que leur concentration lorsqu'ils pénètrent dans le milieu marin a tendance à avoir été réduite dans les fleuves par rapport au niveau initial auquel ils ont été libérés. La situation est toute autre pour les usines de retraitement implantées sur le bord de mer, comme celles de Sellafield, Royaume-Uni, et de la Hague, France, qui sont les principales sources ponctuelles de rejets radioactifs en Europe et dont les effluents se déversent directement dans la mer d'Irlande et dans la Manche, respectivement. Ainsi, lorsqu'on envisage l'origine de la pollution radioactive en mer Méditerranée, les diverses sources ponctuelles d'effluents radioactifs deviennent moins importantes que les sources combinées comme les cours d'eau contaminés qui introduisent des quantités de radionucléides provenant de plusieurs sources ponctuelles. Néanmoins, de possibles rejets de diverses installations nucléaires de la région méditerranéenne font l'objet ci-après d'un examen pour permettre de se forger une idée de leur contribution quantitative à la pollution radioactive de l'ensemble de la mer Méditerranée. La figure 1 illustre la répartition des installations nucléaires dans la région méditerranéenne, sur la base des données recueillies par Calmet & Grauby (1988).

4.1.1. Usines de retraitement de combustible nucléaire: comme sources ponctuelles de rejet de radionucléides dans l'environnement, on sait que les usines de retraitement constituent les plus importants contributeurs parmi les divers types d'installations de l'industrie nucléaire. Bien que quelques activités de retraitement soient menées dans le bassin méditerranéen, à savoir, comme il ressort de la figure 1, en France (Marcoule) et en Italie (Sallugia), les tailles de ces installations de retraitement sont bien moindres que celles implantées à Sellafield, Royaume-Uni, et à la Hague, France. En outre, ces installations sont aménagées le long de grands fleuves du bassin méditerranéen comme le Rhône et le Pô, et elles déversent leurs effluents dans ces réseaux hydrographiques. Comme on l'a exposé à la section 4.1, les concentrations de radionucléides libérées dans ces fleuves ont tendance à être réduites par divers processus biogéochimiques au cours de leur transport en aval, tandis que quelques quantités provenant d'effluents d'autres installations nucléaires peuvent s'y ajouter. En ce qui concerne le milieu marin, l'état de la contamination radioactive est uniquement conditionné par les quantités de radionucléides déversées en Méditerranée par les cours d'eau, indépendamment des concentrations existant à l'origine dans ceux-ci. Bien que l'on ne doive pas oublier que les rejets de radionucléides par ces usines de retraitement posent des problèmes de radioprotection (comme par exemple les niveaux de radioactivité dans l'eau potable et les eaux d'irrigation, dans les produits vivriers locaux, etc.) à la proximité des points de rejet, ces problèmes sont à traiter dans le cadre de la pollution terrestre et non de la pollution marine.

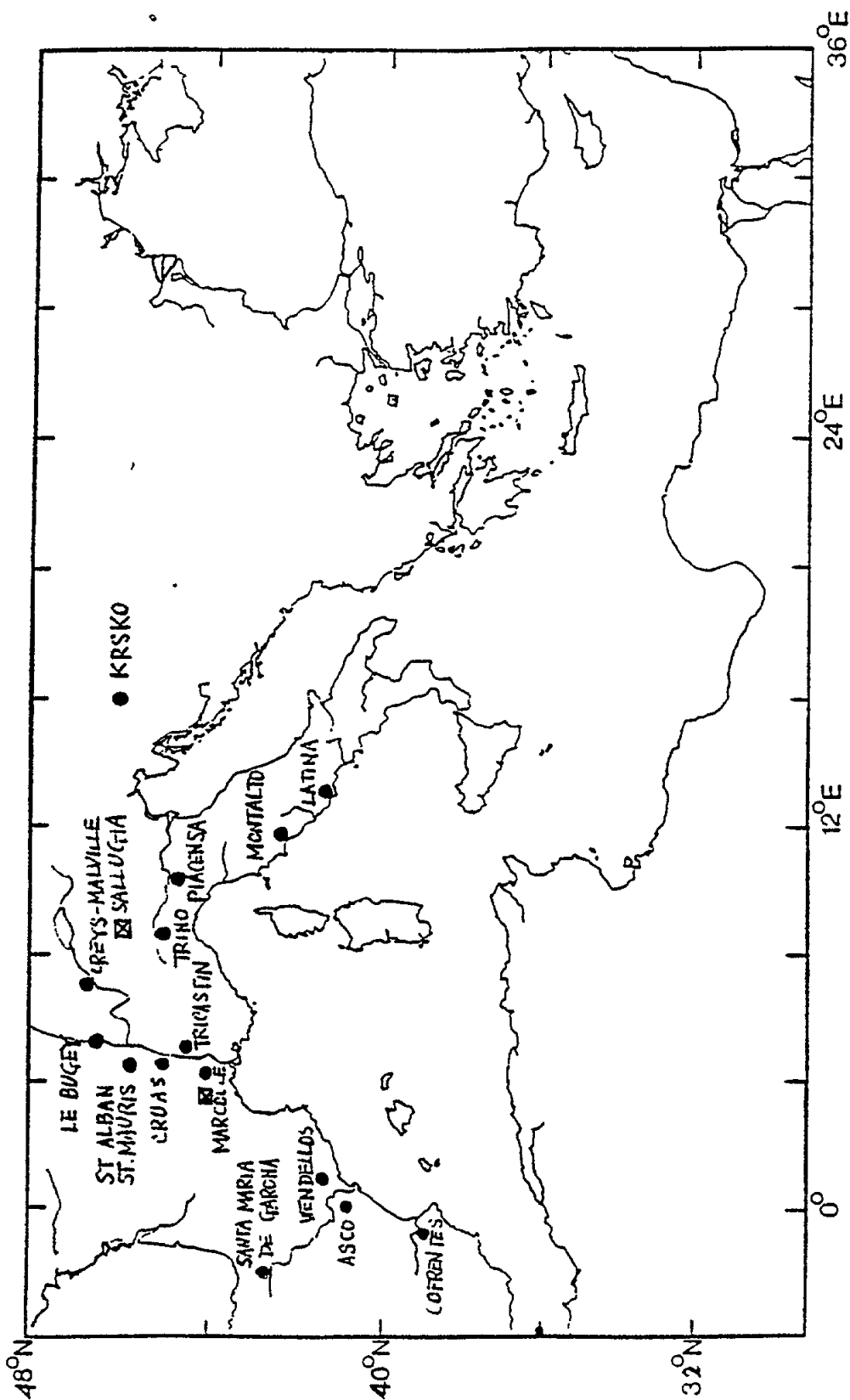


Figure 1: Distribution of nuclear installations in the Mediterranean Region (● power station; ☒ fuel reprocessing station).

En ce qui concerne les quantités de radionucléides libérées dans les cours d'eau, il n'a pas été publié de données détaillées, bien qu'on puisse tenir pour certain que ces quantités ont été surveillées et contrôlées par les autorités nationales compétentes. En revanche, pour les usines de retraitement de Sellafield, Royaume-Uni (Pentreath, 1985), et de La Hague, France (Calmet & Guegueniat, 1985), on possède des données détaillées sur les taux de déversement annuels de divers radionucléides dans le milieu marin. Pour se faire une idée d'ensemble des quantités de certains radionucléides rejetées par d'importantes activités de retraitement, on a reporté sur le tableau III les intervalles de variation des taux de déversement annuels de ces radionucléides par ces deux usines précitées dans les années 1970. Ces données montrent que les taux de rejet annuels de produits de fission majeurs relèvent ou s'approchent d'un ordre de grandeur du PBq a^{-1} (10^{15} Bq a^{-1}) malgré des fluctuations considérables qui sont fonction de nombreux facteurs tels que la taille de l'usine, le programme des activités de retraitement, le type de combustible irradié à retraiter, la méthode d'épuration des déchets adoptée, la durée de stockage des déchets, etc. On considère que les chiffres de l'usine de Sellafield représentent jusqu'à ce jour les plus importantes quantités de déchets radioactifs délibérément rejetées dans le milieu marin par l'industrie nucléaire et certains radionucléides provenant de ces installations ont pu être dépisés dans le milieu marin océanique à des milliers de kilomètres de leur point de rejet. D'après les données disponibles pour les quantités de quelques radionucléides déversées par les cours d'eau dans la mer Méditerranée, on estime que les rejets dans l'environnement imputables aux installations de retraitement méditerranéennes se situent dans des ordres de grandeur au moins trois fois sinon, plus vraisemblablement, quatre à cinq fois inférieurs à celui des rejets de l'usine de Sellafield.

4.1.2. Centrales nucléaires: les estimations récentes publiées par l'AIEA (1988) indiquent que des centrales nucléaires ne sont en service que dans quatre pays méditerranéens, à savoir la France, l'Italie, l'Espagne et la Yougoslavie. Les estimations concernant le nombre de réacteurs de puissance et la puissance installée combinée nette de ces réacteurs en service et en construction dans les quatre pays ci-dessus sont données sur le tableau IV (IAEA, 1988c). Comme les chiffres indiqués pour la France à la première ligne portent sur l'ensemble de ce pays, ceux qui ne s'appliquent qu'à sa région méditerranéenne et qui ont été estimés sur la base des données communiquées par Calmet et Grauby (1988) sont présentés à la deuxième ligne. Il en ressort qu'un tiers seulement de la production totale d'énergie électrique nucléaire en France a été attribuée au bassin méditerranéen. Comme bon nombre des réacteurs en service dans la région méditerranéenne sont implantés le long de fleuves, comme l'illustre la figure 1, la destinée des radionucléides dans les effluents rejetés par ces centrales dans le milieu fluvial devrait être analogue à celle exposée à la section 4.1.1. pour les usines de retraitement. La situation pourrait être différente pour quelques centrales où les effluents sont rejetés plus directement dans le milieu marin.

Pour se forger une idée d'ensemble des quantités de radionucléides rejetées par les centrales nucléaires, des exemples de taux de rejet annuels de certains radionucléides pour différents types de réacteur sont donnés sur le tableau V (Fukai & Murray, 1973). Les estimations du tableau indiquent que ces taux annuels varient largement en fonction de la taille et du type des centrales, des conditions d'exploitation des réacteurs, des procédés d'épuration des déchets, etc. Par conséquent, il est difficile d'évaluer les quantités de radionucléides rejetées par les diverses centrales dans l'environnement sans se baser sur les données de la surveillance et du contrôle systématiques pour chaque centrale existant dans la région concernée. Des données de cette nature ont certainement été mises à la disposition des autorités nationales compétentes mais non divulguées au grand public. Cependant, en se fondant sur les données du tableau V, il est plausible d'admettre que la gamme de variation des taux de rejet annuels de radionucléides par les centrales devrait se situer entre 0,1 et 1 TBq a^{-1} (10^{12} Bq a^{-1}) en termes de rejet de césium-137 pour l'exploitation d'un réacteur d'une puissance de 1000 MWe. Si la gamme retenue est acceptable, il s'ensuit que le taux de rejet annuel total pour les centrales en service dans la région méditerranéenne s'établirait approximativement à 5 TBq a^{-1} en termes de rejet de césium-137, compte tenu d'un facteur de 5 environ.

Tableau III

Intervalles de variation des taux de rejet annuels de certains radionucléides provenant des usines de retraitement de Sellafield et de La Hague dans les années 1970 (PBq a⁻¹ ou 10¹⁵ Bq a⁻¹)

Radionucléide	Sellafield, R-U	La Hague, France
Hydrogène-3	0,7 - 1,5	0,1 - 0,7
Strontium-90	0,2 - 0,5	0,003 - 0,2
Ruthénium-106	0,3 - 1,5	0,02 - 0,8
Césium-134	0,2 - 1,3	0,03 - 0,05
Césium-137	0,9 - 5,2	0,02 - 0,3
Césium-144	0,07 - 0,7	0,001 - 0,04
Plutonium-239 (*)	0,02 - 0,07	(0,2-6) x 10 ⁻⁴

(*) Y compris d'autres isotopes émetteurs alpha du plutonium.

Tableau IV

Réacteurs nucléaires en service et en construction dans les pays de la région méditerranéenne (données préliminaires de décembre 1987)

Pays	En service		En construction	
	Nombre de réacteurs	Puissance installée nette (MWe)	Nombre de réacteurs	Puissance installée nette (MWe)
France				
Ensemble du pays	53	49398	10	13124
Région méditerranéenne	17	16273	-	-
Italie	2	1120	3	1999
Espagne	9	6529	1	990
Yougoslavie	1	632	-	-
Total Méditerranée	29	24554	4	2989

Tableau V

Estimations des taux de rejet annuels par les centrales nucléaires
pour trois radionucléides (TBq a⁻¹ ou 10¹² Bq a⁻¹)

Centrale	Type de réacteur	Puissance installée (MWe)	Estimation du taux de rejet annuel		
			H-3	Co-60	Cs-137
Tarapur (Inde)	BW ⁽¹⁾	400	0,2	0,004	0,01
Carigliano (Italie)	"	150	0,4	< 0,2	0,07
Dresden I (USA)	"	210	0,2	0,4	0,07
Trino (Italie)	PW ⁽²⁾	252	22	0,06	0,04
Indian Point I (USA)	"	265	41	0,2	0,1
Lanina (Italie)	GG ⁽³⁾	200	1,5	0,002	0,3
Bradwell (R-U)	"	300	5	0,02	1

⁽¹⁾ BW = réacteur à eau bouillante

⁽²⁾ PW = réacteur à eau sous pression

⁽³⁾ GG = réacteur ralenti au graphite et refroidi par gaz

4.1.3. Réacteurs de recherche et autres sources ponctuelles: les réacteurs de recherche sont plus largement répandus que les réacteurs de puissance dans les pays méditerranéens. Les nombres de réacteurs de recherche en service par pays dans la région figurent sur le tableau VI (IAEA, 1988c). Comme le nombre total inscrit sur le tableau englobe les réacteurs de recherche en service sur le territoire non-méditerranéen de la France, le nombre effectif pour l'ensemble de la région méditerranéenne doit se situer autour de 25. Etant donné que la puissance installée normale d'un réacteur de recherche est d'environ trois ordres de grandeur inférieure à celle d'un réacteur de centrale d'usage courant à l'heure actuelle et qu'elle correspond à quelques mégawatts, la production de déchets radioactifs par un réacteur de recherche sera par conséquent moindre bien que les quantités de déchets rejetées aux sites des réacteurs ne soient pas proportionnelles aux capacités installées des réacteurs concernés mais dépendent de divers autres facteurs intervenant dans les rejets d'effluents. Néanmoins, il est plausible d'estimer que les facteurs de réduction pour les quantités de radionucléides libérées dans l'environnement à partir de sites de réacteurs de recherche indépendants sont plus élevés que ceux s'appliquant aux centrales nucléaires puisque, outre les traitements des déchets sur les sites, les effluents gagnent habituellement les réseaux d'assainissement municipaux, ce qui entraîne une nouvelle réduction des quantités de radionucléides. Ainsi, le taux de rejet total de radionucléides provenant des réacteurs en service dans la région méditerranéenne serait inférieur à 1 GBq a⁻¹ (10⁻⁹ Bq a⁻¹) en termes de rejet de Cs-137.

Dans l'ensemble, le rejet de radionucléides dans l'environnement au taux ci-dessus est considéré comme négligeable par comparaison avec celui imputable à l'industrie nucléaire. On peut débattre de la possibilité d'une accumulation de certains radionucléides résultant des rejets de réacteurs de recherche dans quelques matrices environnementales et sous des conditions exceptionnelles, cette accumulation étant susceptible d'occasionner des effets radiologiques notables. Mais il s'agit là d'un débat purement théorique et il est fort peu probable qu'il se produise

dans le milieu marin une convergence fortuite de diverses conditions favorables à une accumulation exceptionnelle, si bien que cette éventualité peut être pratiquement écartée.

Les hôpitaux et les laboratoires utilisant des radioisotopes à des fins médicales et scientifiques peuvent être considérés comme des sources ponctuelles potentielles de rejet de radionucléides dans le milieu marin. Toutefois, les possibilités d'un rejet important par ces établissements sont réduites puisque les quantités de radionucléides qui y sont manipulées sont bien plus faibles que pour les autres types de source déjà mentionnés. De plus, les manipulations en question sont effectuées sous un contrôle rigoureux visant à éviter une contamination accidentelle du personnel et des installations, et des déchets radioactifs existant à des niveaux importants sont habituellement traités avant leur rejet dans les réseaux d'assainissement municipaux. Enfin, seuls des radionucléides à période courte tels que le technétium-99m (période: 6 h), l'iode-131 (période: 8 j), l'or-198 (période: 2,7 j), etc., sont utilisés dans les hôpitaux. Bien qu'il y ait toujours des risques de contamination accidentelle du personnel et des installations, il ne s'agit pas là de problèmes de pollution marine.

Les mines d'uranium peuvent également être considérées comme des sources possibles de rejet de radionucléides puisque les activités extractives mobilisent quelques radionucléides naturels appartenant à la filière de désintégration de l'uranium. Hormis les problèmes de radioprotection contre l'inhalation par les mineurs de minerai pulvérisé contenant du radium-226, les impacts sur l'environnement des activités extractives sont toutefois tenues pour négligeables, notamment en ce qui concerne la pollution du milieu marin.

Tableau VI

Nombre de réacteurs de recherche en service dans des pays
de la région méditerranéenne (décembre 1987)

Pays	Nombre de réacteurs de recherche en service
Egypte	1
Espagne	1
France	21 ⁽¹⁾
Grèce	2
Israël	1
Italie	6
Jamahiriya arabe libyenne	1
Turquie	2
Yougoslavie	3
Total	38

⁽¹⁾ Pour l'ensemble de la France

4.2. Apports par diverses voies

Comme on l'a souligné plus haut, le facteur le plus important pour contrôler l'état de la pollution radioactive de la mer Méditerranée consiste en la quantité effective de radionucléides introduits dans le milieu marin par diverses voies plutôt que les quantités libérées par différentes sources ponctuelles dans l'atmosphère et dans le milieu dulçaquicole, puisque ces quantités ont tendance à se modifier considérablement avant de pénétrer dans la mer. Ainsi, dans la présente section, on s'emploiera à préciser les quantités de radionucléides artificiels introduits dans la mer Méditerranée par les retombées atmosphériques, les déversements des cours d'eau et les échanges d'eau se produisant à travers les détroits. Il convient toutefois de ne jamais perdre de vue que l'accident de Tchernobyl survenu en 1986 a marqué un changement très important de la situation de la pollution radioactive dans la région méditerranéenne. Par conséquent, les examens ci-après ayant trait aux apports quantitatifs de radionucléides en mer Méditerranée portent, de manière distincte, sur les périodes antérieure et postérieure à l'accident de Tchernobyl. Compte tenu de l'abondance des données existantes nécessaires pour les estimations quantitatives à effectuer, ces examens sont centrés sur le césium-137 et le plutonium-239 comme représentants des radionucléides artificiels introduits dans le milieu marin de la Méditerranée.

4.2.1. Apport atmosphérique dans l'avant-Tchernobyl: les retombées radioactives résultant des vastes campagnes d'essais nucléaires menées dans les années 1960, suivies d'essais analogues menés à une échelle plus réduite par la Chine dans les années 1970 et ultérieurement, ont représenté la voie prédominante d'introduction de radionucléides artificiels dans le milieu marin méditerranéen jusqu'à la survenue de l'accident de Tchernobyl. Les radionucléides produits par ces essais étaient injectés dans la stratosphère, ils étaient bien mélangés, puis ils étaient transférés progressivement à la surface de la Terre sous forme de retombées sèches et humides. Les répartitions et les réserves globales des retombées atmosphériques indiquent qu'elles dépendent fortement de la latitude (Hardy et al., 1972, Volchok & Toonkel, 1974; Kupferman et al., 1979).

Dans la région méditerranéenne, les taux annuels effectifs de délivrance par retombées de Cs-137 et Pu-239 ont été mesurés à Monaco en 1978-79; les chiffres communiqués sont de $13,0 \pm 0,2$ Bq m⁻² a⁻¹ et de $0,300 \pm 0,004$ Bq m⁻² a⁻¹, respectivement (Thein et al., 1980). Ces données concordent bien avec celles obtenues à Tokyo (Miyake et al., 1975) et à New York (Bennett, 1976) pour la période 1972-75. Elles sont toutefois beaucoup plus faibles que les taux enregistrés au début des années 1960 où se sont produits les pics les plus importants dans les retombées. Si l'on applique les taux de délivrance annuels précités à la superficie de la mer Méditerranée ($2,97 \times 10^6$ km²), on obtient une estimation de la délivrance annuelle de Cs-137 et de Pu-239 respectivement égale à 39 TBq a⁻¹ et à 0,9 TBq a⁻¹. Bien que des mesures systématiques sur les taux de délivrance de radionucléides par les retombées atmosphériques au cours de la période des pics de retombée et de la période consécutive n'aient pas été réalisées dans la région méditerranéenne, des renseignements relatifs à la délivrance intégrée sur l'ensemble de la période des retombées ont pu être obtenus sur la base des mesures de radionucléides dans des échantillons du sol. D'après ces mesures du sol effectuées à Monaco et ailleurs, la délivrance intégrée de Cs-137 et de Pu-239 par les retombées radioactives jusqu'en 1986 a été estimée à $3,3 \pm 0,6$ kBq m⁻² et 76 ± 6 Bq m⁻², respectivement (Ballestra et al., 1987; Holm et al., 1988b). Si l'on applique à nouveau ces valeurs à la superficie de la mer Méditerranée, on obtient des estimations de 10 ± 2 PBq pour Cs-137 et de $0,23 \pm 0,02$ PBq pour Pu-239 pour la délivrance totale de ces radionucléides par les retombées en mer Méditerranée jusqu'en 1986.

4.2.2. Apport fluvial dans l'avant-Tchernobyl: comme de nombreuses installations nucléaires de la région méditerranéenne sont situées le long de grands fleuves, ces derniers représentent d'importantes voies d'introduction dans la mer Méditerranée des radionucléides artificiels contenus dans les rejets. Les quantités des principaux radionucléides libérés sont systématiquement surveillées sur les sites, bien que peu de données de cette surveillance aient été publiées. En revanche, on s'est employé à estimer les quantités de Cs-137, Pu-239 et autres nucléides

transuraniens introduits dans le milieu marin méditerranéen par le déversement des fleuves d'après les données des mesures effectuées in situ (Fukai et al., 1981). D'après ces données résultant de mesures de radionucléides pratiquées en 1977 sur une base saisonnière dans des échantillons d'eau fluviale prélevés à des stations établies à l'embouchure du Rhône et du Var, les concentrations moyennes annuelles de Cs-137 et de Pu-239 ont été calculées pour chacun de ces fleuves en tenant compte des variations saisonnières de leur débit dans la mer. En admettant que les concentrations moyennes annuelles de Cs-137 et de Pu-239 dans le Var et le Rhône respectivement représentent celles des cours d'eau méditerranéens non contaminés et contaminés par les rejets radioactifs d'installations nucléaires et en appliquant des débits de $3,3 \times 10^8 \text{ t a}^{-1}$ pour les cours d'eau non contaminés et de $1,2 \times 10^8 \text{ t a}^{-1}$ pour les fleuves contaminés (Ebre, Pô, Rhône), on obtient des estimations des taux annuels d'apport total fluvial à la mer Méditerranée de $1,2 \text{ TBq a}^{-1}$ pour Cs-137 et de 17 GBq a^{-1} pour Pu-239 (Fukai et al., 1981). Comme les concentrations moyennes annuelles de ces radionucléides dans le Var et le Rhône ne sont pas nécessairement représentatives respectivement de celles d'autres cours d'eau non contaminés et contaminés, il convient d'admettre qu'il s'agit là d'estimations grossières des taux d'apport. Cependant, les données indiquent que plus de 65% de Cs-137 et de 90% de Pu-239 sont transportés dans la mer sous forme de matières en suspension qui déposent au fond sans leur permettre d'interagir longtemps avec l'eau de mer. Ainsi, dans leur majeure partie, ces apports radioactifs par les eaux fluviales dans la mer ne modifient pas notablement la répartition des radionucléides dans l'eau de mer au delà des parages des zones estuariennes.

Selon les estimations précitées pour 1977, l'apport annuel par les fleuves de Cs-137 et de Pu-239 représente environ 3% et 2% respectivement des taux de délivrance annuels par retombées de ces radionucléides en 1978-79 (Thien et al., 1980). Il n'a pas été possible d'établir si ces pourcentages étaient demeurés constants ou non sur la période considérée. Si l'on pouvait admettre des pourcentages constants pour la période allant du début des années 1960 à 1986, les quantités totales de Cs-137 et de Pu-239 introduites par les apports fluviaux dans la mer Méditerranée seraient alors jusqu'en 1986 de 0,4 PBq et de 5 TBq respectivement, en tenant compte de la délivrance correspondante par retombées de 10 PBq pour Cs-137 et de 0,23 PBq pour Pu-239. Les valeurs estimatives des apports fluviaux ne sont jugées valables que pour indiquer l'ordre de grandeur des quantités concernées, étant donné l'incertitude des hypothèses retenues. En tout cas, les apports fluviaux représentent cependant l'addition minimale de ces nucléides dans la marge d'erreur associée aux valeurs de délivrance par les retombées (Holm et al., 1988b).

4.2.3. Apport par les détroits dans l'avant-Tchernobyl: il est bien établi qu'il existe un apport net d'eau de mer dans la Méditerranée à partir de la mer Noire et de l'océan Atlantique (Sverdrup et al., 1942; Fairbridge, 1966). Dans l'un et l'autre cas, les eaux pénétrant en Méditerranée s'écoulent dans les couches supérieures ($4,0 \times 10^2 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ à partir de la mer Noire et $5,5 \times 10^4 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ à partir de l'Atlantique) et elles sont plus ou moins compensées par les eaux sortant dans les couches inférieures ($1,9 \times 10^2 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ vers la mer Noire et $5,3 \times 10^4 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ vers l'Atlantique). S'il existe des gradients de concentration des radionucléides entre les couches supérieures et inférieures, il devrait se produire une arrivée ou une sortie nette accrue de radionucléides selon la pente des gradients de concentration.

Si nous retenons pour Cs-137 des concentrations de 16 mBq l^{-1} et de 5 mBq l^{-1} pour les eaux superficielles de la mer Noire et pour les eaux sortant de Méditerranée respectivement (Vakulovskii et al., 1980), on obtient alors un chiffre de $5,4 \text{ TBq a}^{-1}$ pour l'apport net annuel de Cs-137. Comme on sait que les niveaux de Cs-137 dans les eaux superficielles de la mer Noire étaient beaucoup plus élevés dans le passé, on pourrait alors avoir affaire à un apport de 0,1 PBq au cours de la période de 25 ans antérieure à 1986, après correction pour tenir compte de la décroissance radioactive. Pareillement, l'apport annuel de Cs-137 à partir de l'Atlantique peut être estimé à $0,12 \text{ PBq a}^{-1}$, en tenant compte d'une concentration de Cs-137 égale à 5 Bq l^{-1} pour les

eaux arrivant de l'Atlantique et à 3 mBq l^{-1} pour les eaux sortant de la Méditerranée, ce qui correspond à un apport d'environ $1,5 \text{ PBq}$ au cours de la période de 25 ans jusqu'en 1986 (Holm et al., 1988b).

Si l'on retient une concentration de Pu-239 égale à 50 mBq l^{-1} pour les eaux arrivant de la mer Noire et pour les eaux sortant de la Méditerranée, et égale à 10 mBq l^{-1} pour les eaux arrivant de l'Atlantique et de 40 mBq l^{-1} pour les eaux sortant de la Méditerranée, des calculs analogues donnent une estimation des taux d'apport annuels de 10 GBq a^{-1} et de $1,5 \text{ TBq a}^{-1}$ respectivement à partir de la mer Noire et de l'Atlantique, ce qui correspond à des apports de Pu-239 de $0,25 \text{ TBq}$ et 38 TBq au cours de la période de 25 ans jusqu'en 1986. Tandis que l'apport net de Pu-239 à partir de la mer Noire peut être supérieur à la valeur estimative en raison de la possibilité de niveaux plus élevés de ce radionucléide dans les eaux superficielles de la mer Noire dans le passé, il semble se produire une perte nette de Pu-239 vers l'Atlantique par le détroit de Gibraltar. Dans ces calculs, il n'a pas été tenu compte des effets de l'apport d'eau de la Méditerranée orientale à la Méditerranée occidentale.

4.2.4. Apport total dans l'avant-Tchernobyl: pour récapituler les diverses estimations effectuées pour les quantités de Cs-137 et de Pu-239 introduites dans le milieu marin de la Méditerranée par différentes voies, les valeurs représentant les quantités totales de l'apport de ces radionucléides jusqu'en 1986 sont reproduites sur le tableau VII. Bien que les erreurs grevant ces estimations soient importantes, les valeurs du tableau indiquent que les apports de radionucléides par les retombées atmosphériques l'emportent sur ceux empruntant d'autres voies. Si les apports fluviaux ne représentent qu'une faible délivrance supplémentaire de l'un et l'autre radionucléides, les échanges d'eau à travers le détroit de Gibraltar pourraient modifier notablement les quantités totales de radionucléides, notamment celle de Cs-137 présente dans l'ensemble de la Méditerranée.

4.2.5. La retombée de Tchernobyl: En avril 1986, l'accident de fonctionnement du réacteur nE4 à la centrale nucléaire de Tchernobyl, en URSS, a provoqué de graves dépôts de retombée à partir du panache atmosphérique hautement radioactif propagé et transporté principalement au-dessus de l'Europe par delà les frontières nationales. En raison de la localisation de la centrale et des conditions météorologiques prévalant à l'époque, la région méditerranéenne a été soumise à l'influence relativement forte de la contamination radioactive résultant de la retombée de Tchernobyl. Les enveloppes des trajectoires suivies par les panaches radioactifs au-dessus de l'Europe sont présentées sur la figure 2 (Calmet & Grauby, 1988). Comme on peut le constater, ces trajectoires ont été assez complexes si bien que les dépôts de la retombée en différentes localisations de la région méditerranéenne ont varié considérablement en fonction de facteurs géographiques, topographiques et météorologiques à chacune des localisations concernées. Pour démontrer l'hétérogénéité des dépôts de la retombée dans la région méditerranéenne, des exemples des résultats des mesures effectuées quant aux quantités de dépôt de Cs-137 provenant de la retombée de Tchernobyl observées à des stations méditerranéennes ou hors Méditerranée sont donnés sur le tableau VIII. On note dans certains cas des différences de quelques ordres de grandeur entre les résultats obtenus au sein de la région méditerranéenne. Dans ces conditions, il est assez difficile d'estimer les changements apportés par la retombée de Tchernobyl aux quantités déjà délivrées par les retombées des essais d'armes nucléaires effectués jusqu'en 1986. On peut toutefois inférer que le dépôt imputable à Tchernobyl a été notablement plus élevé dans les parties nord de la Méditerranée. A titre approximatif, on obtient une gamme d'estimations représentant un accroissement de 25 à 40% du dépôt de Cs-137 dans la région méditerranéenne par rapport au dépôt existant déjà jusqu'en 1986 (Holm et al., 1988a).

Tableau VII

Apports de césium-137 et de plutonium-239 dans le milieu marin de la Méditerranée jusqu'en 1986 par diverses voies

Voie	Quantités introduites	
	Cs-137 (PBq) ⁽¹⁾	Cs-239 (PBq) ⁽¹⁾
Retombées atmosphériques	10 ± 2	0,23 ± 0,02
Déversement des cours d'eau	0,04 ± 0,1	0,05 ± 0,002
Echange par les détroits avec la mer Noire	0,1	0,003 >
Echange par les détroits avec l'océan Atlantique	1,5	- 0,04
Total	12 ± 2	0,19 ± 0,02

⁽¹⁾ PBq = 10¹⁵ Bq.

Tableau VIII

Dépôt de Cs-137 par la retombée de Tchernobyl en mai 1986 à diverses localisations de la région méditerranéenne

Localisation	Dépôt de Cs-137 (k Bq m ⁻²)	Références
Tchernobyl, URSS	1 x 10⁴	Comité d'Etat de l'URSS (1986)
Ljubljana, Yougoslavie	26	Juznic & Fedina (1986)
Grèce centrale et Nord	45*	Papanicolaou & Kritidis (1988)
Grèce Sud et Ouest	5*	"
Italie Nord	15	ENEA (1986)
Ispra, Italie	19	Pharabod <u>et al.</u> (1986)
Milan, Italie	10	"
La Spézia, Italie	1,5	Delfanti & Papucci (1988)
Italie centrale	3,7	ENEA (1986)
Italie Sud	0,7	"
Monaco	3,1	Ballestra <u>et al.</u> (1987)
Cadarache, France	3,6	Pharabod <u>et al.</u> (1986)

* Valeurs non corrigées pour tenir compte de Cs-134 et Cs-137 provenant de retombées antérieures.

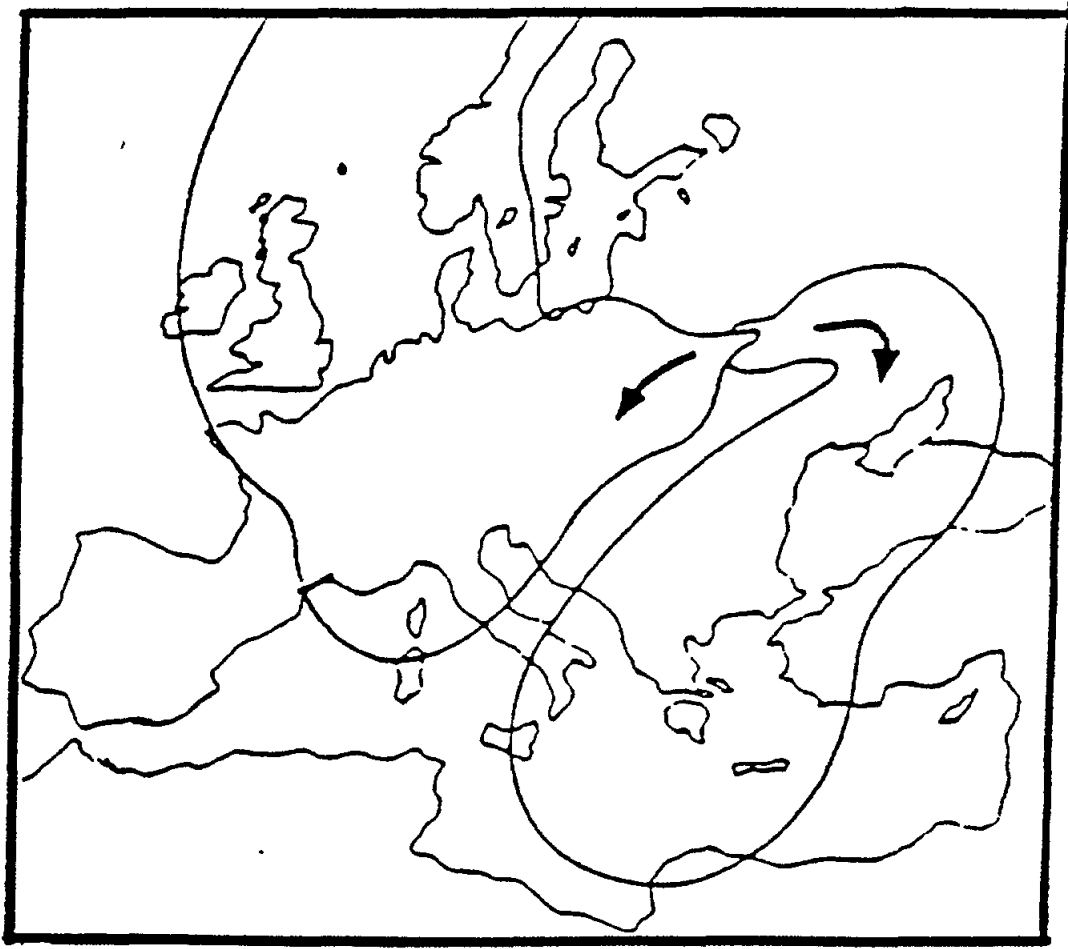


Figure 2: Trajectories of the highly radioactive plumes after the Chernobyl accident over the Mediterranean Region.

Le dépôt dans la région méditerranéenne de Pu-239 et d'autres nucléides transuraniens provenant de la retombée de Tchernobyl a été beaucoup plus réduit que celui de Cs-137. Le rapport d'activités Pu-239/Cs-137 a été de l'ordre de 5×10^{-5} pour la retombée de Tchernobyl contre $1-2 \times 10^{-2}$ pour les retombées des essais d'armes nucléaires. Le dépôt de Pu-239 consécutif à l'accident de Tchernobyl a été d'environ 10 mBq m^{-2} soit seulement 0,1% du dépôt intégré antérieur (Holm et al., 1988a).

5. Le comportement biogéochimique des radionucléides en Méditerranée

Tous les radionucléides introduits dans le milieu marin subissent divers processus physiques, chimiques et biologiques se produisant dans la mer. Ces processus peuvent consister en une simple dispersion physique, mais dans de nombreux cas ils mettent en jeu des interactions chimiques complexes des radionucléides introduits avec d'autres matrices environnementales telles que des matières organiques et inorganiques en suspension, toute une série d'organismes vivants, des sédiments du fond, etc. Pour interpréter ou prévoir les niveaux de radionucléides dans divers compartiments du milieu marin, il est essentiel d'appréhender, étape par étape, les mécanismes des processus biogéochimiques se déroulant in situ. Le comportement des radionucléides dans la mer dépend en premier lieu de leurs propriétés chimiques, mais il peut également être notablement conditionné par les propriétés des matières interagissantes et d'autres facteurs environnementaux. Dans la présente section, on procède d'abord à un exposé général des caractères du milieu marin méditerranéen ainsi que des paramètres importants tels que les facteurs de concentration sédimentaire et biologique nécessaires pour évaluer et prévoir la pollution. Cet exposé sera suivi d'un examen succinct du comportement caractéristique de quelques radionucléides fréquemment rencontrés dans le milieu marin.

5.1. Caractères du milieu marin méditerranéen

La mer Méditerranée constitue une masse d'eau assez profonde entourée de terre et elle se caractérise généralement par des précipitations faibles, une évaporation élevée, une forte salinité, une action peu marquée des marées, une teneur basse en éléments nutritifs, une faible charge en suspension, une faible productivité biologique, etc. Si ces traits caractéristiques de la mer Méditerranée entraînent des conditions hydrographiques très différentes de celles d'autres mers et océans, on estime que les processus biogéochimiques fondamentaux intervenant dans les limites côtières ainsi que dans les colonnes d'eau ne diffèrent pas beaucoup de ceux des autres mers. Par exemple, dans des mers fermées moins profondes comme la Baltique, certains radionucléides introduits par les retombées atmosphériques sont rapidement entraînés au fond de la mer par la charge en suspension élevée de l'eau, alors que dans la Méditerranée, qui est beaucoup plus profonde, les mêmes radionucléides restent en solution sur des délais assez prolongés variant de plusieurs années à des dizaines d'années. Il faut l'attribuer à la charge en suspension plus faible et aux plus grandes profondeurs de la Méditerranée. L'exemple ci-dessus démontre par conséquent que, bien que la sorption des radionucléides à la surface de matières en suspension s'opère de manière identique dans l'une et l'autre mers, les niveaux résultants de radionucléides dans l'eau de mer sont très différents entre la Méditerranée et la Baltique.

On estime que les délais plus longs pendant lesquels les radionucléides introduits restent en solution constituent un facteur déterminant du comportement ultérieur de ceux-ci en Méditerranée puisqu'il leur ménage davantage de temps pour s'équilibrer avec leurs isotopes stables naturels présents dans la mer. Il s'ensuit que le comportement de ces radionucléides devrait être exclusivement régi par celui de leurs analogues stables sitôt que s'est achevé l'échange isotopique entre eux. On considère que, en Méditerranée, le processus ci-dessus exerce une influence importante sur les niveaux de radionucléides tels que Sr-90, Cs-137, etc. dans la colonne d'eau puisque la voie principale de leur introduction y a été identifiée comme étant les retombées atmosphériques et que la superficie globale de la Méditerranée en constitue le réceptacle.

Dans le cas du déversement par les fleuves de radionucléides en mer Méditerranée, on considère que les conditions associées à une action plus faible des marées accélèrent la sédimentation des matières en suspension véhiculées par les cours d'eau et, dans le même temps, qu'elles restreignent les interactions des radionucléides avec les sédiments du fond (de puissants courants de marée provoqueraient une remise en suspension active dans la colonne d'eau des matières sédimentées). Dans l'ensemble, les caractères environnementaux spécifiques de la mer Méditerranée semblent agir dans le sens d'une modération des interactions entre les radionucléides introduits et les diverses matrices environnementales. Il en résulte de la sorte une stabilisation des niveaux de ces radionucléides dans différents compartiments de l'environnement, excepté dans le cas où des conditions locales particulières perturbent cette tendance générale.

5.2. Facteur de concentration sédimentaire

Bien que la principale voie d'apport de radionucléides en mer Méditerranée ait été attribuée aux retombées atmosphériques, la majeure partie des radionucléides rejetés par les installations nucléaires de la région atteignent la mer par les déversements des fleuves, comme on l'a vu aux sections 4.1 et 4.2. Les fractions solubles des radionucléides véhiculés jusqu'à la mer sont alors soumises à des interactions avec les matières en suspension et les particules sédimentaires du fond prédominant dans les eaux estuariennes, bien que la plupart des radionucléides pénètrent en mer après leur sorption sur les particules en suspension des fleuves. Dans les estuaires, les interactions précitées sont renforcées par des perturbations des courants qui entraînent les matières du fond dans la phase aqueuse tandis qu'intervient également la sédimentation des particules véhiculées par les fleuves. C'est là le premier processus géochimique auquel soient soumis les radionucléides fluviaux introduits dans la mer. Par la suite, des interactions de même nature continuent à se produire même dans le milieu marin du large - l'ampleur et la séquence de ces interactions dépendant des diverses conditions locales et de l'échelle de temps considérée.

Pour rendre compte de l'affinité que divers radionucléides en solution présentent à l'égard de matières sédimentaires, déposées au fond ou en suspension, on a classiquement recours au terme de "coefficient de répartition sédiment/eau (K_d)" ou "facteur de concentration sédimentaire". Ce terme se définit comme le rapport entre d'une part la concentration d'un élément ou radionucléide échangeable avec celui en solution, dans la phase sédimentaire, et d'autre part la concentration du même élément ou radionucléide dans la phase soluble qui est au contact de la phase sédimentaire. Comme le terme de "coefficient de répartition" a été tiré en se fondant sur un modèle mettant en jeu des réactions réversibles régies par la loi d'action de masse dans des conditions d'équilibre d'état stable, il n'est pas certain qu'il convienne bien pour exprimer le partage des radionucléides entre les phases solide et liquide lors des processus environnementaux complexes prévalant *in situ* où les mécanismes du partage peuvent ne pas être clairement compris. Par conséquent, on aura de préférence recours au terme plus lâche de "facteur de concentration sédimentaire" quand des processus environnementaux complexes sont en jeu. C'est notamment le cas pour les zones côtières où les conditions d'état stable ont peu de chances d'être remplies.

Si le facteur de concentration sédimentaire concernant un radionucléide pouvait être, de manière spécifique, déterminé pour divers types de sédiment, il deviendrait alors possible de prédire le niveau du radionucléide devant être atteint dans les sédiments sur la base de sa concentration dans l'eau de mer ambiante en utilisant la valeur établie pour le facteur. Voilà qui revêt une importance pratique en matière de radioprotection de l'environnement puisque le contrôle de la contamination radioactive des sédiments peut être effectué grâce au contrôle de la concentration dans l'eau de mer des radionucléides concernés. C'est en raison de cette importance pratique qu'on s'est attaché à déterminer les facteurs de concentration sédimentaire de divers radionucléides pour différents types de sédiment en menant des expérimentations en laboratoire ainsi que dans des zones radiocontaminées. Toutefois, comme on peut le saisir aussitôt

d'après les difficultés qu'il y a à définir le terme de "facteur de concentration sédimentaire" sur la base des mécanismes précis intervenant dans la répartition des radionucléides, on a obtenu en expérimentation une vaste gamme de valeurs pour le facteur de concentration d'un même radionucléide en fonction des types de sédiment étudiés, des conditions de l'expérimentation, des méthodologies de mesure, etc. Ainsi, on s'est retrouvé devant une situation confuse quant aux valeurs des facteurs de concentration sédimentaire à utiliser pour la prévision de la contamination des sédiments. Vu l'importance pratique qu'il y a à opérer un choix judicieux de valeurs plausibles pour le contrôle et la prédiction de la radiocontamination des sédiments, l'AIEA a pris l'initiative de clarifier cette situation confuse en procédant à un examen critique des diverses valeurs communiquées pour divers types de sédiment sous diverses conditions et elle a établi les valeurs moyennes recommandées pour les facteurs de concentration, assorties des valeurs minimale et maximale (IAEA, 1985). En établissant cette documentation, une distinction a été opérée entre les "coefficients de répartition sédiment/eau" à utiliser pour les conditions océaniques pélagiques et les "facteurs de concentration sédimentaire" à utiliser pour les conditions côtières. On considère que les premiers sont importants pour des situations telles que l'immersion en mer profonde de déchets radioactifs alors que les seconds s'appliquent aux rejets côtiers d'effluents contenant des déchets radioactifs. En tenant compte de la situation actuelle de radiocontamination en mer Méditerranée, les valeurs moyennes recommandées pour les facteurs de concentration sédimentaire côtière de quelques radionucléides fréquemment rencontrés dans le milieu marin sont indiquées sur le tableau IX. Ces valeurs varient d'un ordre de grandeur à 10^6 avec des écarts minimum-maximum passant du quintuple au décuple en plus ou en moins. Ces valeurs représentent des degrés relatifs de la répartition des radionucléides énumérés entre les sédiments et la phase aqueuse ambiante et elles sont utiles, assorties d'un examen soigneux des conditions locales des zones étudiées, pour la prédiction et le contrôle de la contamination radioactive des sédiments.

Tableau IX

Valeurs moyennes recommandées pour le facteur de concentration sédimentaire
côtière de quelques radionucléides

Radionucléide	Facteur moyen de concentration sédimentaire côtière
Hydrogène-3	1
Cobalt-60	2×10^5
Strontium-90	1×10^3
Ruthénium-106	3×10^2
Césium-137	3×10^3
Plutonium-239	1×10^5

5.3. Facteur de concentration biologique

En contact avec toute une série d'organismes vivants présents dans le milieu marin, les radionucléides introduits dans la mer subissent divers processus biologiques et pénètrent dans des chaînes trophiques complexes. Il convient de considérer que la principale voie de radioexposition de l'homme aux radionucléides artificiels consiste en l'ingestion alimentaire d'organismes marins radiocontaminés. Ainsi qu'on le verra plus loin, le niveau de contamination des organismes marins comestibles représente un facteur déterminant pour la radioprotection du milieu marin.

De la même manière que dans le cas des sédiments marins, le facteur de concentration biologique se définit comme le rapport entre d'une part la concentration, habituellement sur la base du poids humide, d'un élément ou radionucléide dans des matières biologiques, et d'autre part la concentration du même élément ou radionucléide dans l'eau de mer ambiante. Bien que le terme ait été défini en supposant des conditions d'état stable, celles-ci sont rarement remplies dans les processus biologiques intervenant *in situ*. En outre, comme on estime que la répartition des radionucléides entre la matière biologique et l'eau de mer ambiante ne se produit qu'à travers des combinaisons complexes de processus biologiques et biochimiques tels que l'assimilation, l'excrétion, la pâture, l'absorption spécifique, l'échange d'ions, etc., il est pratiquement impossible, dans de nombreux cas, d'appréhender les mécanismes précis en jeu dans cette répartition; ces facteurs représentent simplement des rapports de concentration d'un élément ou radionucléide entre les matières biologiques et leur eau ambiante.

Si le facteur de concentration biologique d'un radionucléide pouvait être, de manière spécifique, déterminé pour chacun des principaux groupes d'organismes marins, le niveau de ce radionucléide dans les organismes serait prédit et contrôlé sur la base de sa concentration dans l'eau ambiante. Un grand nombre d'études expérimentales et d'études sur le terrain visant à déterminer les facteurs de concentration biologique de nombreux radionucléides pour toute une série d'organismes marins ont été réalisées sous diverses conditions, et elles ont donné des valeurs s'échelonnant sur une gamme étendue. De même que pour les facteurs de concentration sédimentaire, un certain nombre de valeurs communiquées pour les facteurs de concentration biologique de divers radionucléides pour différents groupes d'organismes ont fait l'objet d'un examen critique et il a été procédé à l'établissement des valeurs moyennes recommandées, assorties des valeurs minimale et maximale, pour les principaux groupes d'organismes marins (IAEA, 1985). Sur la base de cette étude, les valeurs moyennes des facteurs de concentration biologique de quelques radionucléides pour les principaux groupes d'organismes marins comestibles sont indiquées sur le tableau X. Ces valeurs varient dans un intervalle de 1 à 10^4 et représentent les tendances spécifiques des radionucléides énumérés lors de leur assimilation par divers types d'organismes marins.

Tableau X

Valeurs moyennes recommandées pour le facteur de concentration biologique de quelques radionucléides concernant différents groupes d'organismes marins

Radionucléide	Facteur moyen de concentration biologique		
	Mollusques (hormis les céphalopodes)	Crustacés	Poisson
Hydrogène-3	1	1	1
Cobalt-60	5×10^3	5×10^3	1×10^3
Strontium-90	1	2	2
Ruthénium-106	2×10^3	100	2
Césium-137	30	30	100
Plutonium-239	3×10^3	300	40

5.4. Comportement spécifique de divers radionucléides

5.4.1. Hydrogène 3 (H-3, tritium): Alors que la majeure partie de la réserve globale de H-3 à l'heure actuelle résulte des essais d'armes nucléaires, cet élément est également introduit dans le milieu marin par les rejets des déchets des usines de retraitement et des centrales nucléaires.

Comme pratiquement tous les atomes de H-3 produits lors des différents processus pénètrent dans le milieu marin sous forme d'une molécule d'eau tritiée, le comportement de ce radionucléide est tenu pour identique à celui de la molécule d'eau ordinaire. Mais à proprement parler, le comportement de la molécule d'eau tritiée est légèrement différent, au cours de processus physiques tels que l'évaporation et la condensation, de celui de la molécule d'eau ordinaire en raison de la différence de leur masse (effet isotopique). Pareil effet est cependant trop réduit pour avoir une importance pratique quelconque. En ce sens, H-3 est un traceur idéal pour l'étude des mouvements de l'eau dans le milieu marin. De fait, H-3 a été amplement utilisé pour tracer le brassage et le mouvement des masses d'eau dans les zones océaniques. Le comportement de H-3 au cours des processus biologiques a également fait l'objet d'études expérimentales qui ont montré que l'eau tritiée pouvait être incorporée dans les fractions organiques d'organismes marins tels que les algues, les moules, les crevettes, etc, dans une mesure voisine de la molécule d'eau ordinaire, mais à des niveaux légèrement inférieurs (Kirchman *et al.*, 1979, Bonotto *et al.*, 1981), ce qui signifie que les valeurs du facteur de concentration sédimentaire et du facteur de concentration biologique de H-3 ne dépassent pas 1, étant légèrement inférieurs à 1 dans les cas courants, comme il ressort des tableaux IX et X.

5.4.2. Cobalt-60 (Co-60): ce radionucléide appartient aux produits d'activation qui comprennent d'autres radionucléides de métaux de transition comme le manganèse-54, le fer-59, le zinc-65, etc. (section 3.2.3), et il a été introduit dans le milieu marin par les rejets d'effluents des centrales nucléaires et des usines de retraitement ainsi que par les retombées atmosphériques (tableau II). Comme des quantités-traces des isotopes stables de ces métaux se trouvent à l'état naturel dans l'eau de mer à un niveau compris entre quelques ng l^{-1} et plusieurs $\mu\text{g l}^{-1}$, le comportement de ces radionucléides, et notamment de Co-60, est en principe identique à celui de leurs analogues stables après que l'équilibre isotopique entre nucléides stables et nucléides radioactifs a été atteint. Ces métaux ont toutefois tendance à donner lieu à la formation de complexes organiques et inorganiques, à subir une hydrolyse dans l'eau de mer et à interagir avec les matières sédimentaires par échange d'ions, co-précipitation et autres réactions d'adsorption. Ils présentent souvent plus d'un état d'oxydation et des réactions d'oxydo-réduction peuvent se produire lors de modifications des conditions environnementales. Ces caractères chimiques spécifiques à ces nucléides des métaux de transition favorisent la complexité de leur comportement dans l'environnement. En outre, les radionucléides des métaux de transition rejetés par l'industrie nucléaire sont fréquemment soumis à des procédés d'épuration compliqués au moyen d'agents complexants, si bien qu'ils se trouvent souvent sous forme de complexes avant d'être libérés. Ce processus peut retarder l'équilibre isotopique avec leurs analogues stables quand ils sont introduits dans la mer. Néanmoins, d'une manière générale, les radionucléides des métaux de transition présentent des facteurs élevés de concentration sédimentaire ($>10^3$). Comme, au cours de ces dernières années, on s'est vivement intéressé à la pollution des organismes marins comestibles par les métaux lourds, la fixation et la déperdition de nombreux métaux de transition par toute une série d'organismes marins ont fait l'objet de nombreuses études sous diverses conditions en laboratoire et sur le terrain, et d'abondantes données ont été ainsi recueillies sur la dynamique de l'ingestion/excrétion de ces métaux de transition par les organismes marins. Bien que les données obtenues n'aient pas toujours été cohérentes ou comparables, les radionucléides des métaux de transition, et notamment Co-60, présentent en général des valeurs élevées de leur facteur de concentration biologique, autour de 10^3 pour différents groupes d'organismes marins (tableau X).

5.4.3. Strontium-90 (Sr-90): le strontium stable et radioactif appartient chimiquement au groupe des éléments terrestres alcalins, et on considère que le radionucléide est introduit dans le milieu marin sous la forme ionique bivalente spécifique aux éléments de ce groupe - quelle que soit son origine, retombée atmosphérique ou rejet des installations nucléaires. L'eau de mer contient habituellement environ 8 mg de strontium stable par litre, en fonction de sa salinité. Ainsi, sitôt que

Sr-90 pénètre dans le milieu marin sous sa forme ionique, l'échange isotopique avec son analogue stable est rapidement réalisé, et, par la suite, le comportement de Sr-90 suit exactement celui de son analogue stable. Ce point est important pour évaluer l'ampleur de l'impact de Sr-90 sur la radioexposition de l'homme puisque, chez l'homme, le strontium a tendance à être incorporé dans les os et à délivrer un rayonnement à la moelle osseuse. L'échange isotopique complet de Sr-90 avec le strontium stable dans le milieu marin, évoqué plus haut, réduit la dose de rayonnement reçue par la moelle osseuse lorsque le radionucléide est incorporé dans l'os chez l'homme. L'effet de dilution isotopique de Sr-90 par son analogue stable dans le milieu marin est amplifié par la présence d'une quantité importante de calcium (environ 400 mg Ca l^{-1}), un homologue chimique du strontium et l'un des principaux constituants dissous de l'eau de mer. Dans de nombreux processus géochimiques et biologiques, le calcium a une action très similaire à celle du strontium, si bien que la présence de calcium dans l'eau de mer entraîne un accroissement de la diffusion isotopique. Le calcium comme le strontium ne sont guère réactifs dans l'eau de mer et sont enclins à rester en solution sans s'associer à des matières particulaires d'origine terrestre. Même lorsque les organismes marins assimilent du calcium et du strontium comme substances destinées à leurs tissus calcaires, les niveaux de Sr-90 fixé sont neutralisés par l'effet de dilution isotopique précité. C'est pourquoi les valeurs du facteur de concentration biologique de Sr-90 pour divers organismes marins sont généralement plus faibles que pour d'autres radionucléides (tableau X).

5.4.4. Ruthénium-106 (Ru-106): bien que le ruthénium-106 ait été également introduit dans le milieu marin par les retombées atmosphériques, ce produit de fission constitue l'un des principaux radionucléides dans les effluents des usines de retraitement comme celles de Sellafield, Royaume-Uni, et de La Hague, France. Comme l'état d'oxydation du ruthénium varie facilement entre 0 et 8 en fonction des conditions ambiantes en solution, ce radionucléide forme divers complexes avec différents ligands dans les milieux acides. Ainsi, dans la solution acide des produits de fission mélangés, Ru-106 a tendance à échapper à diverses phases de l'épuration des effluents dans les usines de retraitement. Après la dissolution du combustible irradié dans de l'acide nitrique, dans ces usines, Ru-106 est présent sous forme de divers complexes de nitrosylruthénium tels que les complexes nitrato-nitrosyles et nitro-nitrosyles ayant différentes charges électriques. La spéciation du ruthénium se complique encore avec la polymérisation de nitro-complexes en solution neutre ou acide diluée. Ainsi, selon les conditions et les antécédents de traitement des effluents, on a affaire à différents degrés de complexation et de polymérisation de Ru-106 quand les effluents entrent en contact avec l'eau de mer. La fraction polymérisée des complexes de Ru-106 est censée servir de noyaux pour la formation de colloïdes et de particules chargés positivement ou négativement. S'ils sont chargés positivement, les colloïdes et particules sont enclins à se fixer par sorption à la surface des algues et autres organismes marins, s'ils sont chargés négativement ils sont enclins à rester dans le milieu pendant plusieurs semaines (Guegoniat, 1975; IAEA, 1975). C'est pourquoi, dans le milieu marin, le comportement de Ru-106 est assez indépendant de celui du ruthénium stable, bien que des quantités-traces de ce dernier soient présentes, à l'état naturel, dans l'eau de mer ($0,7 \text{ ng l}^{-1}$).

Comme on avait constaté que le Ru-106 rejeté par l'usine de retraitement de Sellafield était abondamment fixé par une espèce d'algue, Porphyra, servant à l'alimentation de certaines populations autochtones autour de la mer d'Irlande, le transfert de Ru-106 par la chaîne effluent-eau de mer-algue-homme a constitué dans le passé une voie critique de transfert de radionucléides aboutissant à la radioexposition humaine. C'est pourquoi il a été mené, en laboratoire tout comme dans les zones contaminées, de vastes études sur la fixation de Ru-106 non seulement par Porphyra mais aussi par d'autres organismes marins. Si l'on a constaté que les facteurs de concentration biologique de Ru-106 pour Porphyra et quelques espèces de mollusque étaient élevés, on a relevé par contre qu'ils étaient plus faibles pour d'autres organismes marins comme les crustacés et les poissons (tableau X), ce qui autorise à penser que le principal mécanisme d'accumulation de Ru-106 pourrait être l'adsorption de ce radionucléide à la surface des organismes marins.

5.4.5. Césium-137 (Cs-137): le césium fait partie des éléments métalliques alcalins qui présentent toujours une forme ionique monovalente positive en solution aqueuse, et le Cs-137 présent dans l'eau de mer n'y fait pas exception. Bien que le césium stable naturel se trouve dans l'eau de mer à un niveau d'environ $3 \mu\text{g l}^{-1}$, l'effet de dilution isotopique, analogue à celui de Sr-90 par le strontium stable exposé plus haut, n'est pas aussi prononcé car les quantités de césium stable présentes dans l'eau de mer sont beaucoup plus réduites que celles de strontium stable (8 mg l^{-1}). En outre, la similitude chimique entre le césium et le potassium, un homologue du césium, n'est pas aussi étroite qu'entre le strontium et le calcium. Il s'ensuit que le degré d'amplification de l'effet de dilution isotopique dû à la présence d'un homologue chimique de l'élément stable diluant, tel qu'il a été décrit dans le cas du strontium et du calcium, est très limité dans le cas du césium et du potassium. Par conséquent, le comportement de Cs-137 dans le milieu marin est assez indépendant de celui de son homologue chimique, le potassium, même si on relève dans l'ensemble des tendances similaires dans le comportement de ces homologues chimiques.

Etant donné que des quantités considérables de Cs-137 ont été introduites dans le milieu marin par les retombées atmosphériques ainsi que par les rejets des installations nucléaires, et que ce radionucléide a tendance à se répartir sur une grande distance à partir de son point d'entrée en restant en solution il a fait jusqu'à ce jour l'objet de nombreuses mesures dans diverses matrices du milieu marin. Il s'agit probablement du radionucléide le plus amplement mesuré dans le milieu marin. En raison de son état ionique simple, Cs-137 subit une adsorption sur des matières solides naturelles en suspension, notamment sur des argiles, par des réactions échangeuses d'ions, si bien que son facteur de concentration sédimentaire est modérément élevé, de l'ordre de 1000 (tableau IX). Comme on sait que Cs-137 est incorporé dans les tissus musculaires de divers organismes marins susceptibles d'être consommés par l'homme, la fixation biologique de ce radionucléide revêt une importance sur le plan de la radioprotection. Sur la base des résultats obtenus dans le cadre d'un certain nombre d'études sur la fixation et la déperdition de Cs-137 par divers types d'organismes marins, des facteurs de concentration biologique d'environ 100 et des demi-vies biologiques d'environ 100 jours ont été déduits aux fins d'usage général en matière de radioprotection.

5.4.6. Plutonium-239 (pu-239): en raison de sa radiotoxicité élevée et de sa longue période, Pu-239 est considéré comme l'un des radionucléides les plus dangereux décelés dans le milieu marin. Comme il n'existe pas d'élément stable pour Pu-239, son comportement dans l'environnement est uniquement régi par ses caractères chimiques. On sait que le plutonium se trouve dans l'eau de mer à différents états d'oxydation: Pu(III), Pu(IV), Pu(V) et Pu(VI). Le plutonium-239 à ses états supérieurs d'oxydation, Pu(V) et Pu(VI), est considéré comme plus soluble dans l'eau de mer qu'à ses états inférieurs d'oxydation Pu(III) et Pu(IV). De fait, Lovett & Nelson (1981) ont constaté que le plutonium dans l'eau de la mer d'Irlande se composait avant tout de Pu(V + VI) et que les valeurs du coefficient de répartition pour cette paire étaient inférieures à 10^4 , alors que celles pour la paire Pu(III + IV) étaient d'environ 10^6 . Fukai et al. (1987) ont également observé à Monaco que Pu-239 dans la retombée atmosphérique dissoute dans la pluie se trouve à ses états d'oxydation supérieurs Pu(V) et Pu(VI) et qu'il est entraîné à la surface de la Méditerranée le plus vraisemblablement sous la forme Pu(V) dominante. L'état d'oxydation variable de Pu-239 complique son comportement dans le milieu marin puisque le rythme et le degré de ses interactions avec les matières sédimentaires diffèrent selon son état d'oxydation. Ainsi, les réactions d'oxydo-réduction intervenant dans le milieu marin sont importantes pour orienter le comportement de Pu-239. On observe que les facteurs de concentration sédimentaire relativement élevés relevés pour certains types de sédiment autorisent à penser que des conditions réductrices prédominent aux interfaces eau/sédiment où les oxydes hydratés non détritiques de fer et de manganèse pourraient jouer un rôle important (Aston & Stanners, 1981). Le comportement de plutonium lors des processus biologiques a été amplement étudié en laboratoire en utilisant un isotope émetteur alpha de Pu, Pu-237. Les études de la fixation de Pu-237 par les invertébrés ont montré que des organes spécifiques de certains organismes marins, comme le coeur branchial du poulpe et l'hépatopancréas des crabes, accumulent Pu à des niveaux élevés (Guary & Fowler, 1982; Guary

& Negrel, 1981). Les facteurs de concentration biologique de Pu-239 sont comparativement élevés, dans l'ensemble, mais ils varient considérablement pour différents groupes d'organismes marins (tableau X).

6. Niveaux des radionucléides artificiels en Méditerranée

Les radionucléides artificiels libérés de diverses sources sont introduits en mer Méditerranée par différentes voies, puis ils se répartissent dans l'eau de mer, les sédiments et les biotes marins après avoir subi toute une série de processus environnementaux tels que: sorption, assimilation et excrétion biologiques, transfert le long des chaînes trophiques, transport horizontal et vertical par des mécanismes physiques et biologiques, etc. Par conséquent, il convient de considérer que les niveaux auxquels sont décelés ces radionucléides dans divers compartiments de l'environnement sont de nature non pas statique mais dynamique. Il n'y a aucune raison de penser à l'heure actuelle que des équilibres d'état stable ont été atteints entre les apports et la désintégration ou les sorties de ces radionucléides dans le milieu marin méditerranéen. Au contraire, même en laissant de côté les apports imprévus dus à l'accident de Tchernobyl, on s'attend à ce que les taux d'apport de radionucléides dans la mer Méditerranée s'accroissent dans les années à venir si les projets de développement de l'industrie nucléaire sont retenus et qu'ils se traduiront par une élévation des niveaux pour certains radionucléides à période longue dans les compartiments de l'environnement méditerranéen. Sur le plan écologique, le problème essentiel consiste donc à identifier l'accroissement des taux d'apport grâce à des examens périodiques, effectués à des intervalles judicieux, des niveaux des radionucléides à période longue dans différents compartiments de l'environnement. Dans la présente section, les données obtenues jusqu'à ce jour sur les niveaux de certains radionucléides dans le milieu marin de la Méditerranée font l'objet d'un examen pour l'eau de mer, les sédiments et les biotes marins, en vue de dégager, s'il y a lieu, des tendances dans les évolutions de ces niveaux. Comme la qualité des données utilisées est d'une importance préalable essentielle pour les conclusions à tirer, il importe tout d'abord d'envisager la fiabilité de ces données. Des changements importants dans l'évolution des niveaux de certains radionucléides s'étant produits avant et après l'accident de Tchernobyl, l'exposé qui suit est consacré successivement aux périodes antérieure et postérieure à cet accident.

6.1. Fiabilité des mesures de radionucléides dans l'environnement

Les mesures de quantités-traces de polluants dans les matrices environnementales posent toujours un problème délicat et les données obtenues par ces mesures devraient faire l'objet d'un examen critique avant d'être utilisées à toute fin scientifique. Bien que l'on dispose de pratiques normalisées pour contrôler la qualité des données analytiques de mesures spécifiques et que l'on se soit fortement attaché à améliorer la fiabilité et la comparabilité des données obtenues, la situation prévalant jusqu'à ce jour n'est pas toujours satisfaisante en ce qui concerne les mesures de polluants en traces. Le cas des mesures de radionucléides ne fait pas exception, mais il semble que, dans l'ensemble, celles-ci pâtissent moins des sources d'erreur inhérentes que d'autres types de mesures de polluants comme les mesures de métaux lourds en traces, de polluants organiques en traces, etc. On estime qu'il faut l'attribuer aux aspects suivants, spécifiques aux mesures de radionucléides dans l'environnement:

- i) la sensibilité et la spécificité de l'identification et de la quantification d'un radionucléide sont habituellement plus élevées que pour bon nombre d'autres mesures de traces;
- ii) les risques de contamination des échantillons à analyser lors des manipulations de l'échantillonnage et de l'analyse sont moindres;
- iii) les blancs des réactifs, pour ces mesures, sont pratiquement négligeables;

- iv) seul un nombre restreint de laboratoires qualifiés et bien équipés de la région réalise ces mesures; et
- v) il existe des exercices d'interétalonnage bien organisés ainsi que des matériaux de référence normalisés pour le contrôle de la qualité des données.

Si les aspects ci-dessus peuvent constituer une garantie quant à la qualité des données relatives aux niveaux de radionucléides dans le milieu marin de la Méditerranée, l'abondance limitée des données disponibles en ce qui concerne la couverture spatiale et temporelle ne permet pas de dégager des tendances précises dans l'évolution de ces niveaux.

6.2. Niveaux dans l'avant-Tchernobyl

Dans la période antérieure à l'accident de Tchernobyl, soit celle qui va jusqu'en 1986, des données portant sur des zones importantes de la mer Méditerranée n'ont été disponibles que pour deux radionucléides à période longue, Cs-137 et Pu-239, puisque les autres radionucléides introduits dans la mer Méditerranée par les retombées atmosphériques résultant des campagnes intensives d'essais nucléaires au début des années 1960 avaient déjà enregistré une décroissance à des niveaux très faibles à la fin des années 1970, à l'exception de Sr-90. S'agissant de ce dernier radionucléide, il n'a jamais fait l'objet de mesures systématiques dans le milieu marin méditerranéen en raison des difficultés techniques que soulève ce type de dosage, et en raison aussi du fait que l'on sait qu'il existe un rapport constant des concentrations d'activité de Sr-90 et de Cs-137 lors de leur délivrance par les retombées. C'est pour ces raisons que l'examen qui suit est consacré avant tout aux seuls niveaux de Cs-137 et de Pu-239 dans l'eau de mer, les sédiments marins et les organismes marins.

6.2.1. Niveaux dans l'eau de mer: les niveaux de concentration d'activité de Cs-137 relevés dans les eaux de surface de la Méditerranée par divers auteurs jusqu'en 1986 sont reproduits sur le tableau XI. La carte de la figure 3 permet de localiser les stations d'échantillonnage correspondant aux données du tableau XI recueillies par Fukai et al. (1980). Ces données comprennent notamment les valeurs obtenues lors des mesures systématiques à long terme de Cs-137 dans les eaux de surface réalisées à La Spezia, Italie, sur une période allant du début des années 1960 à 1986 (Delfanti et al., 1988). Ces données indiquent clairement qu'on assiste à une diminution des niveaux de Cs-137 de la première moitié à la fin de la décennie 1960, suivie d'une stabilisation dans la décennie 1970 et par la suite. Cette évolution des niveaux correspond à la diminution des quantités des retombées radioactives qui étaient imputables, à cette époque, aux campagnes d'essais d'armes nucléaires. Si l'on écarte une valeur recueillie pour l'estuaire du Rhône et les données obtenues avant 1970, les valeurs présentées sur le tableau XI pour les zones côtières et les zones du large se situent dans une fourchette relativement étroite de 2,6 - 5,6 mBq Cs-137 l⁻¹. Compte tenu de la période de Cs-137 (30 ans), il semble plausible de conclure que le niveau de base de Cs-137 dans les eaux de surface de la Méditerranée avoisinait, en 1985, 4 mBq l⁻¹ ou un chiffre légèrement inférieur.

Les répartitions verticales de Cs-137 dans des colonnes d'eau en Méditerranée, telles qu'elles ont été mesurées à quatre stations de profil recensées sur la figure 3, sont illustrées sur la figure 4 (Fukai et al., 1980). Comme on peut le constater, les profils verticaux de répartition de Cs-137 se caractérisent par des maximums de concentration compris entre 50 et 250 m, bien que le chiffre correspondant soit différent pour chaque profil. On a estimé que la formation de ces maximums de Cs-137 dans les profils verticaux était à attribuer à un mouvement vertical de l'eau plutôt qu'à la chute de matières particulaires. Différentes pentes de diminution des concentrations de Cs-137 en dessous des maximums observés, et que l'on a relevées entre les bassins occidental et oriental de la Méditerranée, ont été attribuées à des différences dans le taux de brassage vertical des eaux dans l'un et l'autre bassin. En se fondant sur ces données des profils et en les comparant avec les

Tableau XI

Niveaux de Cs-137 dans les eaux de surface de la Méditerranée,
dans l'avant-Tchernobyl

Localisation	Zone NE	Epoque	Nombre de données	Niveau de Cs-137 en mBq l ⁻¹	Références
<u>Zones côtières</u>					
Littoral français	II	Avril 86	8	3,1	Calmet & Grauby (1988)
Estuaire du Rhône	"	"	1	15,5	"
La Spezia, Italie	IV	62-65	8	32	Delfanti <u>et al.</u> (1988)
		66-70	10	11	"
		71-75	10	2,6	"
		76-80	10	3,2	"
		81-85	10	4,1	"
Rovinj, Yougoslavie	V	78-85	8	4,4	Bauman (1990)
Rijeka, Yougoslavie	V	" "	8	4,6	"
Split, Yougoslavie	V	" "	8	4,1	"
Dubrovnik, Yougosl.	V	" "	8	4,2	"
<u>Zones du large</u>					
Méditer. Ouest	II-III	70		8,1	Kautsky (1977)
	II-III	74	4	5,6	"
Méditer. N-O	II	75-78	7	5,0	Fukai <u>et al.</u> (1980)
Méditer. S-O	III	75	3	4,4	"
Mer Tyrrhénienne	IV	75-77	6	4,4	"
Mer Adriatique	V	77	3	5,0	"
Mer Ionienne	VI	77	6	5,0	"
Méditer. S-E	X	77	6	5,0	"
Ensemble de la Médit.			33	4,6	"

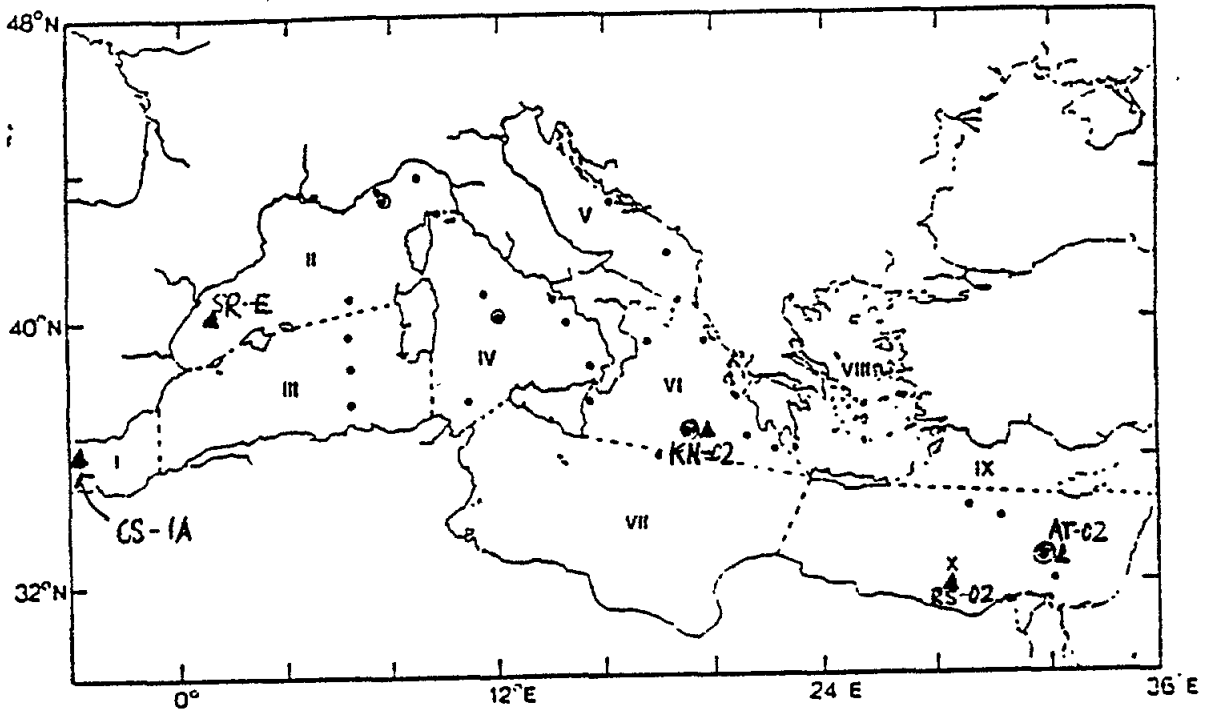


Figure 3: Sampling stations for cesium-137 and plutonium-239 measurements in the Mediterranean Sea (• surface station for Cs-137; ⊙ vertical profile station for Cs-137; ▲ vertical profile station for Pu-239 and Am-141).

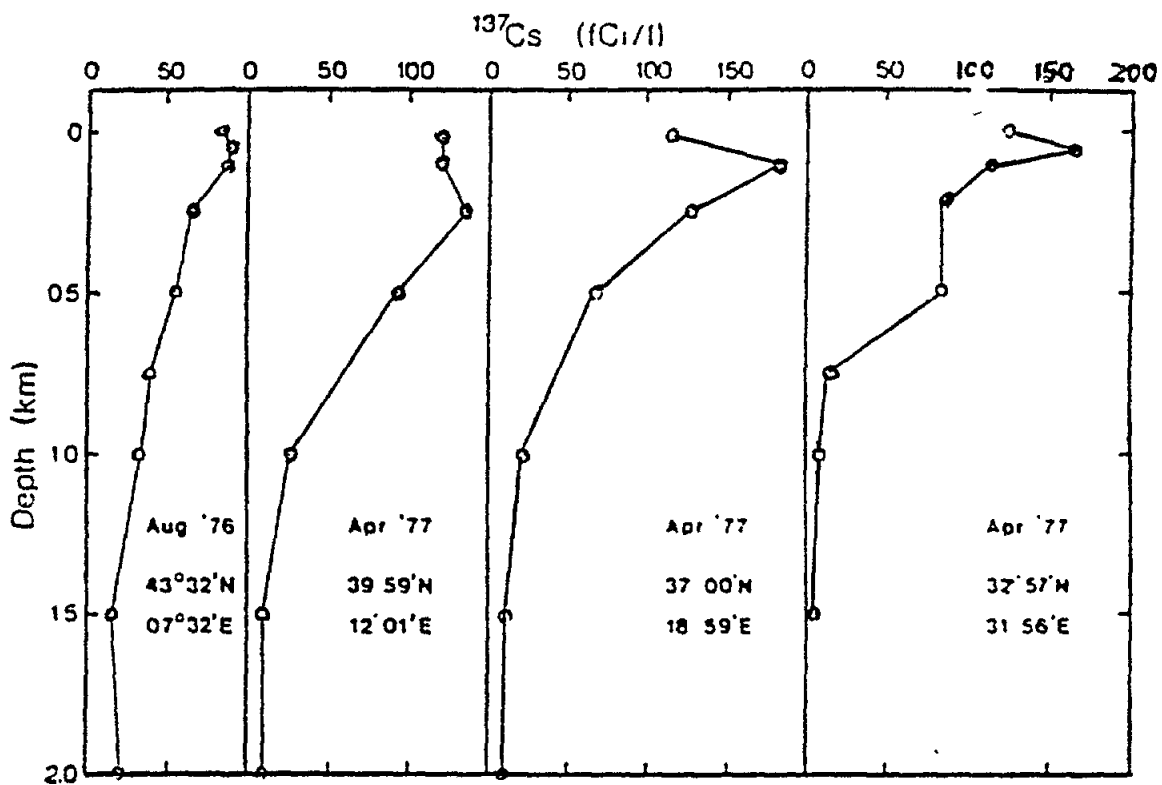


Figure 4: Vertical distributions of cesium-137 in the Mediterranean Sea (1 fCi = $37 \mu\text{Bq}$ = 0.037 mBq).

quantités de Cs-137 entraînées dans la Méditerranée par les retombées, on en a conclu qu'au moins 70%, et probablement bien davantage, des quantités totales de Cs-137 délivrées devaient encore se trouver dans la colonne d'eau en Méditerranée (Fukai et al., 1980).

Le nombre de données disponibles sur les mesures de Pu-239 dans les eaux de la Méditerranée est beaucoup plus réduit que pour Cs-137. Les répartitions verticales de Pu-239 et de Am-241 (américium-241), mesurées à divers emplacements de la mer Méditerranée, sont illustrées sur la figure 5, les stations de profil correspondantes étant données sur la carte de la figure 3. Il ressort de la figure 5 que les concentrations de Pu-239 et de Am-241 dans les eaux de surface de la Méditerranée se situent respectivement autour de $0,4 \text{ mBq l}^{-1}$ et à moins de $4 \text{ } \mu\text{Bq l}^{-1}$. Tous les profils présentés sur la figure 5 indiquent des maximums de concentration de sub-surface dont les profondeurs sont de l'ordre de 250 m pour Pu-239 et dépassent 500 m pour Am-241. On a attribué l'origine de ces maximums de concentration à la chute de matières particulaires, contrairement au cas de Cs-137 où l'on a incriminé des mouvements verticaux de l'eau. On pense que les différences de profondeur observées pour les concentrations maximales de Pu-239 et Am-241 seraient liées à des différences dans leurs caractères chimiques qui les distinguent lors des processus de formation particulaire in situ. Sur la base de ces profils de répartition verticale, on a conclu que la majeure partie de Pu-239 introduite en mer Méditerranée jusqu'en 1986 par les retombées se trouvait encore dans la colonne d'eau (Fukai et al., 1982).

6.2.2. Niveaux dans les sédiments marins: les niveaux de concentration d'activité de Cs-137 mesurés dans les sédiments superficiels de la Méditerranée par divers auteurs jusqu'en 1986 sont reproduits sur le tableau XII. Si l'on écarte une série de valeurs obtenues pour l'estuaire du Rhône, les valeurs du tableau, tant pour les zones côtières que pour les zones du large, se situent dans une fourchette relativement étroite de 2 - $10 \text{ Bq Cs-137 kg}^{-1} \text{ p.s.}$, soit une valeur moyenne d'environ $6 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ p.s.}$ Bien que les observations aient montré qu'on a tendance à déceler des niveaux plus élevés de Cs-137 dans les zones soumises à l'influence de fleuves où il existe des étages bathymétriques (profondeurs de 50-100 m) caractérisés par des concentrations maximales de Cs-137 (Delfanti et al., 1988), il paraît plausible de considérer qu'une valeur de $6 \text{ Bq Cs-137 kg}^{-1} \text{ p.s.}$ constituait le niveau de base pour les sédiments superficiels en Méditerranée en 1985, avec une variation du double en plus et en moins. Les valeurs supérieures relevées dans l'estuaire du Rhône représentent, pense-t-on, les déversements du fleuve qui ont été redistribués sous l'influence de courants proches du fond.

Le nombre de données disponibles pour les mesures de Pu-239 dans les sédiments de la Méditerranée est beaucoup plus réduit que pour Cs-137, bien qu'une série d'observations aient été effectuées dans les zones littorales de l'Espagne et de l'Italie. Les données obtenues pour des échantillons de carotte sédimentaire prélevés dans le golfe de Vera, Espagne, ont montré que les concentrations de Pu-239 dans les sédiments superficiels se situent autour de 3 Bq kg^{-1} , avec une concentration moyenne intégrée pour les carottes de 280 Bq m^{-2} (Gasco Leonarte et al., 1988). Les autres séries de mesures ont été effectuées sur des échantillons de carotte prélevés dans la baie de La Spezia et la zone de Gaeta le long du littoral italien. La concentration de surface et la concentration intégrée de Pu-239 pour ces carottes s'établissaient respectivement à $0,8 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ p.s.}$ et à 700 Bq m^{-2} pour les prélèvements dans la baie de La Spezia, et à $1,5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ p.s.}$ et 160 Bq m^{-2} pour les prélèvements dans la zone de Gaeta (Delfanti et al., 1988). Bien que l'on ait observé que les concentrations de Pu-239 dans les sédiments superficiels varient assez largement en fonction des influences des déversements fluviaux, des courants de fond à proximité du rivage, etc., on estime plausible d'admettre une fourchette de 1 - $3 \text{ Bq Pu-239 kg}^{-1} \text{ p.s.}$ comme concentration de base de ce radionucléide dans les sédiments superficiels du littoral de la mer Méditerranée. Les données concernant les échantillons de carotte prélevés aux stations du large en mer Méditerranée ont montré qu'une concentration moyenne intégrée de Pu-239 dans les sédiments se situe autour de 7 Bq m^{-2} avec un intervalle de variation de 2 à 15 Bq m^{-2} (Livingstone et al., 1977; Livingstone et al., 1978).

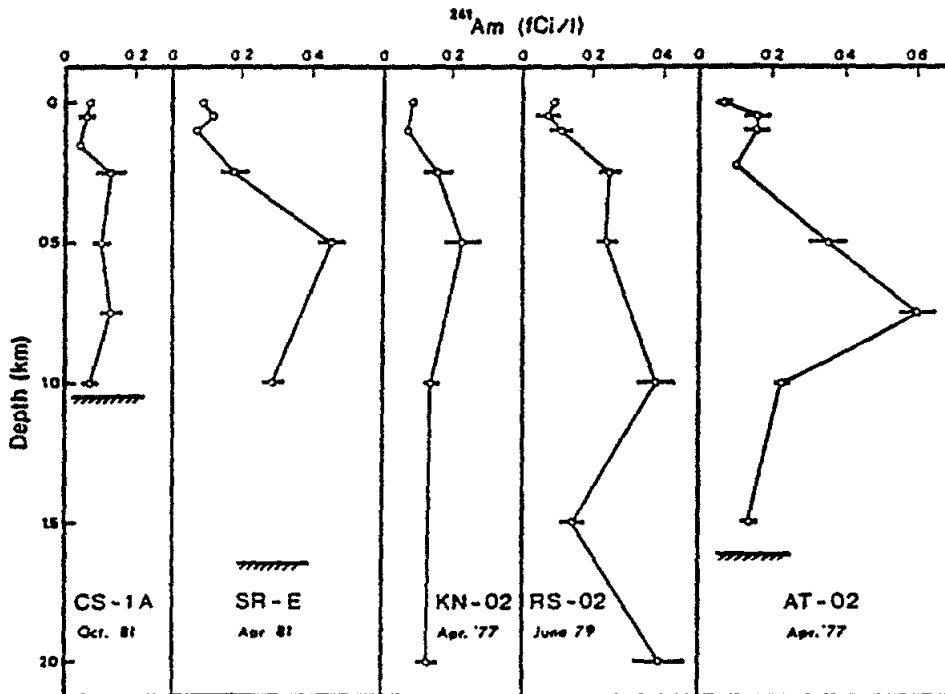
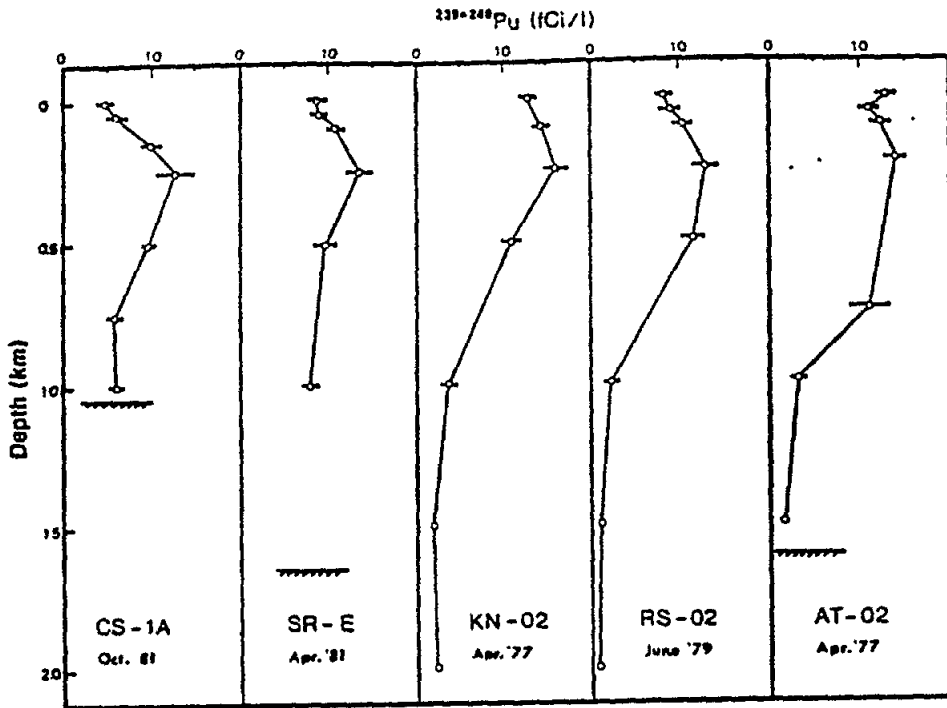


Figure 5: Vertical distributions of plutonium-239 and americium-241 in the Mediterranean Sea (1 fCi = $37 \mu\text{Bq}$ = 0.037 mBq).

Tableau XII

Niveaux de césium-137 dans les sédiments superficiels de la mer Méditerranée,
dans l'avant-Tchernobyl

Localisation	Zone NE	Epoque	Nombre de données	Niveau de Cs-137 en Bq kg ⁻¹ p.s.	Références
<u>Zones côtières</u>					
Littoral français	II	Fév. 86	2	5	Calmet & Grauby (1988)
Estuaire du Rhône	"	"	4	40-170	"
Littoral corse	"	85	6	12	"
Montalto di Castro, Italie	IV	83		2-10	Toccafondi <u>et al.</u> (1988)
La Spezia, Italie	"	82-85	21	8	Delfanti <u>et al.</u> (1988)
Littoral sarde	"	"	16	4	"
Zone de Latina, Italie	"	"	14	5	"
Zone de Gaeta, Italie	"	"	23	10	"
Region de l'Apulie, Italie	V-VI	"	36	6	"
<u>Zones du large</u>					
Gibraltar	I	81-82	5	7	Calmet & Grauby (1988)
Méditer. N-O	II	"	3	3	"
Méditer. S-O	III	"	6	10	"

6.2.3. Niveaux dans les biotes marins: étant donné les très faibles niveaux de Cs-137 et de Pu-239 décelés dans les biotes marins de la région, les mesures de ces radionucléides dans les matrices biologiques n'ont pas été effectuées de manière étendue dans la région méditerranéenne. Néanmoins, des mesures de ces deux éléments ont été répétées à Monaco sur quelques espèces d'algue (Codium tomentosum, Corallina mediterranea, Dictyota dichotoma, etc.) ainsi que sur des moules (Mytilus sp.). Alors que, pour Cs-137, les niveaux de concentration mesurés ont été de 0,5 - 1 Bq kg⁻¹ p.s. et d'environ 1 Bq kg⁻¹ p.s. pour les algues et les moules respectivement (Whitehead et al., 1987; Holm et al., 1988a), pour Pu-239 on a relevé des niveaux de 0,1 - 0,8 Bq kg⁻¹ p.s. et de 0,02 - 0,1 Bq kg⁻¹ p.s. pour les deux groupes d'organismes précités respectivement (Ballestra, 1980, Holm et al., 1988b). En vue de faciliter les comparaisons des niveaux de concentration de ces radionucléides entre l'eau de mer, les sédiments marins et certains groupes d'organismes marins, les intervalles de variation approximatifs des concentrations de Cs-137 et de Pu-239 que l'on peut s'attendre à trouver dans ces compartiments du milieu marin méditerranéen sont

présentés sur la figure 6. Les intervalles de variation pour l'eau de mer et les sédiments donnés sur la figure ont été calculés sur la base des données dont il a été fait état précédemment, alors que les intervalles de variation pour les divers groupes d'organismes ont été estimés à partir des niveaux de ces radionucléides relevés dans l'eau de mer en recourant aux facteurs de concentration biologique recommandés (IAEA, 1985).

6.2.4. Réserves méditerranéennes totales jusqu'en 1986: si l'on pouvait connaître les répartitions de la concentration d'un radionucléide dans l'eau de mer, les sédiments marins et les biotes marins pour une région donnée de la mer, il serait possible, théoriquement, de calculer la réserve totale de ce radionucléide dans la région en question en utilisant le volume ou la masse des compartiments de l'environnement contenant le radionucléide. La précision d'un calcul de cette nature dépend de la disponibilité de données détaillées représentatives des répartitions de la concentration du radionucléide dans chaque compartiment. Bien que les données que l'on possède actuellement ne soient pas suffisantes pour permettre un calcul précis des réserves, on s'est employé à estimer les réserves totales de Cs-137 et de Pu-239 dans le milieu marin méditerranéen en se fondant sur la documentation existante (Holm et al., 1988b).

Les répartitions verticales moyennes de Cs-137 et Pu-239 dans la colonne d'eau méditerranéenne, estimées sur la base des données obtenues jusqu'à présent (cf. section 6.2.1) sont indiquées sur la figure 7. En se fondant sur ces répartitions moyennes, les concentrations intégrées de Cs-137 et Pu-239 pour une colonne d'eau méditerranéenne ont été estimées à $3,8 \pm 1,2$ kBq m⁻² pour Cs-137 et à 55 ± 6 Bq m⁻² pour Pu-239 en 1985. En tenant compte des profondeurs variables des diverses colonnes d'eau, les concentrations intégrées ci-dessus permettent d'obtenir une réserve totale de la colonne d'eau égale à $10,2 \pm 1,2$ PBq pour Cs-137 et à $0,16 \pm 0,02$ PBq pour Pu-239 correspondant à l'ensemble de la mer Méditerranée. De même, en se fondant sur les concentrations intégrées moyennes pour les carottes sédimentaires égales à 162 Bq m⁻² pour Cs-137 et à 7 Bq m⁻² pour Pu-239, on a estimé la réserve totale sédimentaire à $0,5 \pm 0,2$ PBq pour Cs-137 et à $0,02 \pm 0,01$ PBq pour Pu-239 correspondant à l'ensemble de la mer Méditerranée. En raison du manque de données sur la biomasse totale de l'ensemble de la Méditerranée ainsi que sur les concentrations dans divers organismes marins, la réserve de la biomasse méditerranéenne n'a pu être estimée. Les résultats de ces estimations sont récapitulés sur le tableau XIII.

Tableau XIII

Réserves de césium-137 et de plutonium-239 dans le milieu marin méditerranéen

Réserve	Cs-137 PBq *	Pu-239 PBq *
Colonne d'eau	$10,2 \pm 1,2$	$0,16 \pm 0,02$
Sédiment	$0,5 \pm 0,2$	$0,02 \pm 0,01$
Biomasse	?	?
Total	11 ± 1	$0,18 \pm 0,02$

* PBq = 10¹⁵ Bq.

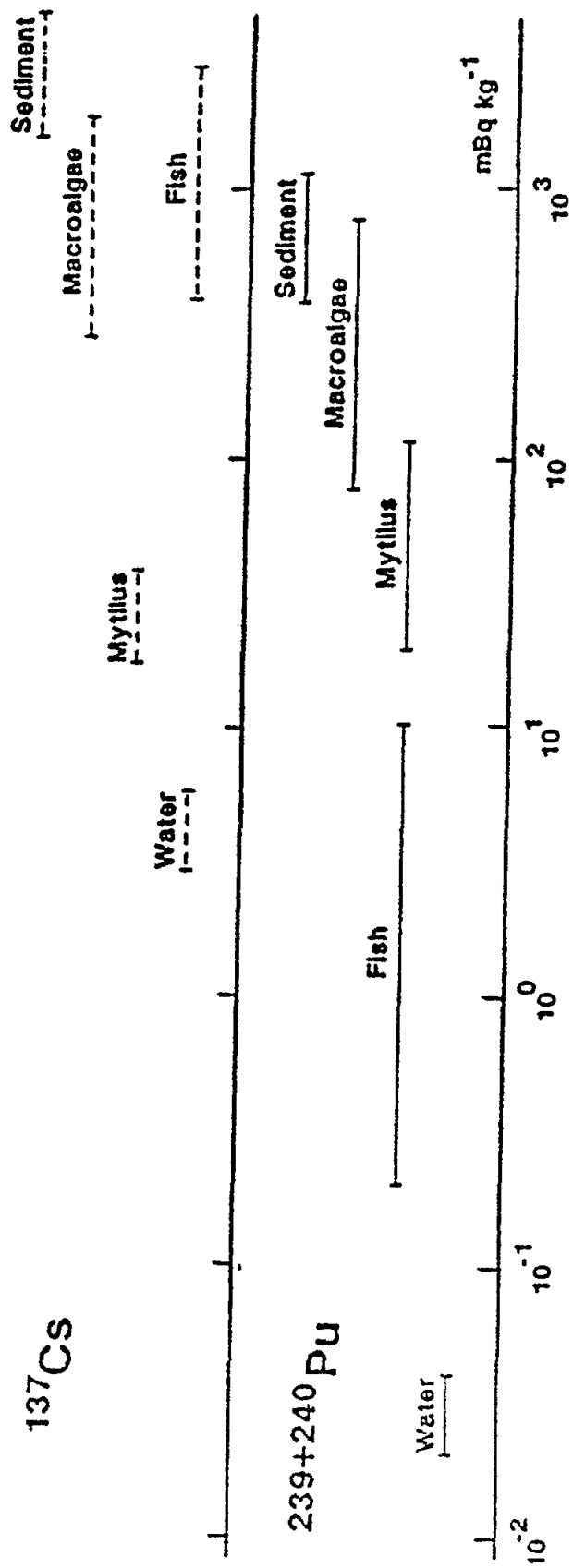


Figure 6: Ranges of activity concentrations for cesium-137 and plutonium-239 in various Mediterranean environmental compartments.

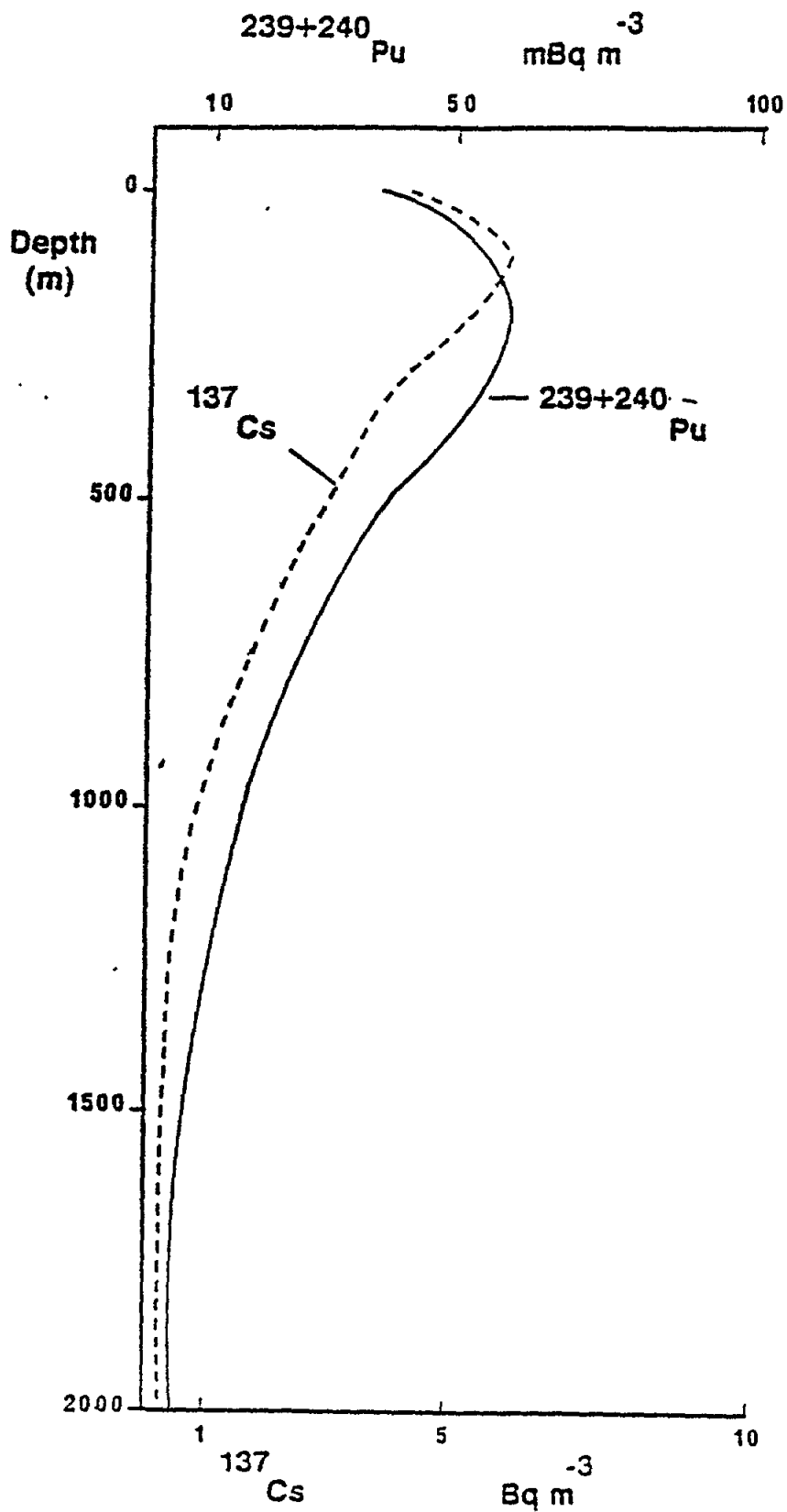


Figure 7: The idealized average vertical distributions of cesium-137 and plutonium-239 in the Mediterranean water column (based on pre-1982 data).

Si l'on compare les réserves totales des radionucléides figurant sur le tableau XIII avec les valeurs des apports totaux de ces mêmes radionucléides en mer Méditerranée (tableau VII), on constate qu'elles concordent étonnamment bien. Mais compte tenu des erreurs assez importantes associées à ces estimations, il est probable qu'une aussi bonne concordance est due à un concours de circonstances. Néanmoins, cette concordance, serait-ce dans l'ordre de grandeur, autorise à penser que la méthode générale adoptée pour ces estimations sera grandement améliorée quand on disposera de davantage de données permettant de mieux couvrir l'ensemble du milieu marin de la Méditerranée.

6.3. Niveaux dans l'après-Tchernobyl

Bien que plus de 30 radionucléides aient été identifiés à Monaco par spectrométrie gamma de la retombée de Tchernobyl aussitôt après l'accident au début mai 1986 (Ballestra, et al., 1987), la plupart d'entre eux se sont désintégrés rapidement par la suite et, quelques mois plus tard, seul des radionucléides à période longue comme le ruthénium-106 (période: 372 jours), l'argent-110m (250 j), le tellurium-129m (109 j), le césium-134 (2,06 ans), le césium-137 (30,2 ans), etc., étaient encore mesurables dans le milieu marin méditerranéen. Compte tenu de sa longue période et des niveaux de sa concentration d'activité enregistrés dans la retombée, Cs-137 est considéré comme le plus important radionucléide délivré par la retombée de Tchernobyl au point de vue de l'évaluation de la pollution marine par les radionucléides artificiels. C'est pourquoi des mesures de Cs-137 dans divers compartiments environnementaux ont été menées à l'échelle mondiale. Bien que ces mesures, dans la région méditerranéenne, aient été d'un nombre limité et qu'elles se poursuivent encore, les données publiées jusqu'à ce jour font ci-après l'objet d'un examen assorti d'un résumé des constatations les plus significatives.

Les niveaux de Cs-137 relevés dans les eaux de surface de la Méditerranée par divers auteurs après l'accident de Tchernobyl sont récapitulés sur le tableau XIV. Si l'on compare les valeurs de ce tableau avec celles du tableau XI où figurent les concentrations de Cs-137 dans l'avant-Tchernobyl, on peut remarquer que les niveaux de Cs-137 dans les eaux côtières de la méditerranée se sont accrus de un ou deux ordres de grandeur immédiatement après l'accident, mais qu'ils sont à nouveau retombés à des valeurs inférieures dans un délai relativement court, probablement en raison de la dispersion par les mouvements des eaux côtières. Tandis que les niveaux de Cs-137 dans les eaux proches du rivage le long du littoral français - hormis ceux relevés dans l'estuaire du Rhône - sont retombés à des valeurs guère éloignées de la valeur de base de 4 mBq l^{-1} vers la fin de 1986, les niveaux mesurés le long du littoral italien sont demeurés plus élevés, soit environ cinq fois la valeur de base au cours de la même période. Comme on estime que les niveaux de Cs-137 varient constamment dans des fourchettes assez larges sous l'influence des précipitations, du ruissellement terrestre et des courants côtiers, il ne convient pas d'attacher une trop grande importance aux différences quantitatives enregistrées entre les niveaux de Cs-137. On peut toutefois estimer grosso modo que les concentrations plus élevées de Cs-137 décelées en Méditerranée dans les eaux côtières après l'accident de Tchernobyl devaient être retombées à des valeurs supérieures de 50% à la concentration de base vers la fin de 1989. On considère que le niveau relevé en un site donné dépend beaucoup des conditions locales, notamment du ruissellement des radionucléides de la retombée accumulés dans le sol après les pluies. Les résultats des mesures effectuées dans des eaux côtières de la Méditerranée occidentale sont donnés sur la figure 8 en une série chronologique de profils de répartition verticale de Cs-137 (Calmet & Grauby, 1988). Les chiffres illustrent l'évolution dans le temps de la pénétration du Cs-137 délivré par la retombée de la surface aux couches plus profondes de la colonne d'eau.

Les niveaux de pollution dans l'eau, l'atmosphère, le sol et les éléments nutritifs prélevés par les autorités compétentes syriennes à l'époque de la catastrophe de Tchernobyl ont été trouvés "très" faibles et n'ont pas exposé la population à des doses dépassant les niveaux tolérés.

Tableau XIV

Niveaux de césium-137 dans les eaux de surface de la mer Méditerranée,
dans l'après-Tchernobyl

Localisation	Zone NE	Epoque	Nombre de données	Niveau de Cs-137 en mBq l ⁻¹	Références
Littoral français	II	Nov.86	10	5,7	Calmet & Grauby (1988)
		Sept.87	11	3,6	"
Au large de l'estuaire du Rhône	II	Sept.86	13	10-25	"
Golfe du Lion	II	Sept.86	22	2-12	"
		Déc.86	18	2-8	"
Monaco	II	Mai 86	3	65-510	Holm <i>et al.</i> (1988)
		Juin 86	2	25	"
La Spezia, Italie	IV	Mai 86	3	405	Delfanti & Papucci (1988)
		Juin 86	1	58	"
		Oct.86	2	14	"
Naples, Italie	IV	Sept.86	1	24	"
		Oct.87	1	22	"
Trieste, Italie	V	Juin 86	1	99	"
		Sept.86	1	65	"
Venise, Italie	V	Oct.86	1	31	"
Mer adriatique	V	Eté 6	3	51	Korun <i>et al.</i> (1988)
Rovinj, Yougoslavie	V	Mai 86	1	100	Bauman (1990)
		Avr. 87	1	63	"
		Mai 88	1	<15	"
		Avr. 89	1	<5,5	"
Rijeka, Yougoslavie	V	Mai 86	1	74	"
		Avr. 87	1	200	"
		Mai 88	1	17	"
		Avr. 89	1	<5,5	"
Split, Yougoslavie	V	Mai 86	1	490	"
		Avr. 87	1	240	"
		Mai 88	1	24	"
		Avr. 89	1	<6,4	"
Dubrovnik, Yougosl.	V	Mai 86	1	150	"
		Avr. 87	1	350	"
		Mai 88	1	<15	"
		Avr. 89	1	<6,4	"

Tableau XV

Niveaux de césium-137 dans les sédiments superficiels de la mer Méditerranée,
dans l'après-Tchernobyl

Localisation	Zone NE	Epoque	Nombre de données	Niveau de Cs-137 en Bq kg ⁻¹ p.s.	Références
Littoral français	II	Nov. 86	6	20	Calmet & Grauby (1988)
Estuaire du Rhône	"	"	1	390	"
Littoral corse	"	Sept.86	4	28	"
		Juillet 87	4	22	"
La Spezia, Italie	IV	Juin 86	1	5*	Delfanti & Papucci (1988)
		Oct. 86	2	7*	"
Naples, Italie	"	Sept. 86	1	4*	"
		Oct. 86	1	5*	"
Venise, Italie	V	Juin 86	1	7*	"
		Oct. 86	1	14*	"
Tarante, Italie	VI	Sept.86	1	1*	"
Mer Adriatique	V	Eté 86	6	8	Korun <u>et al.</u> (1988)

* Les niveaux sont exprimés en Bq kg⁻¹ poids humide

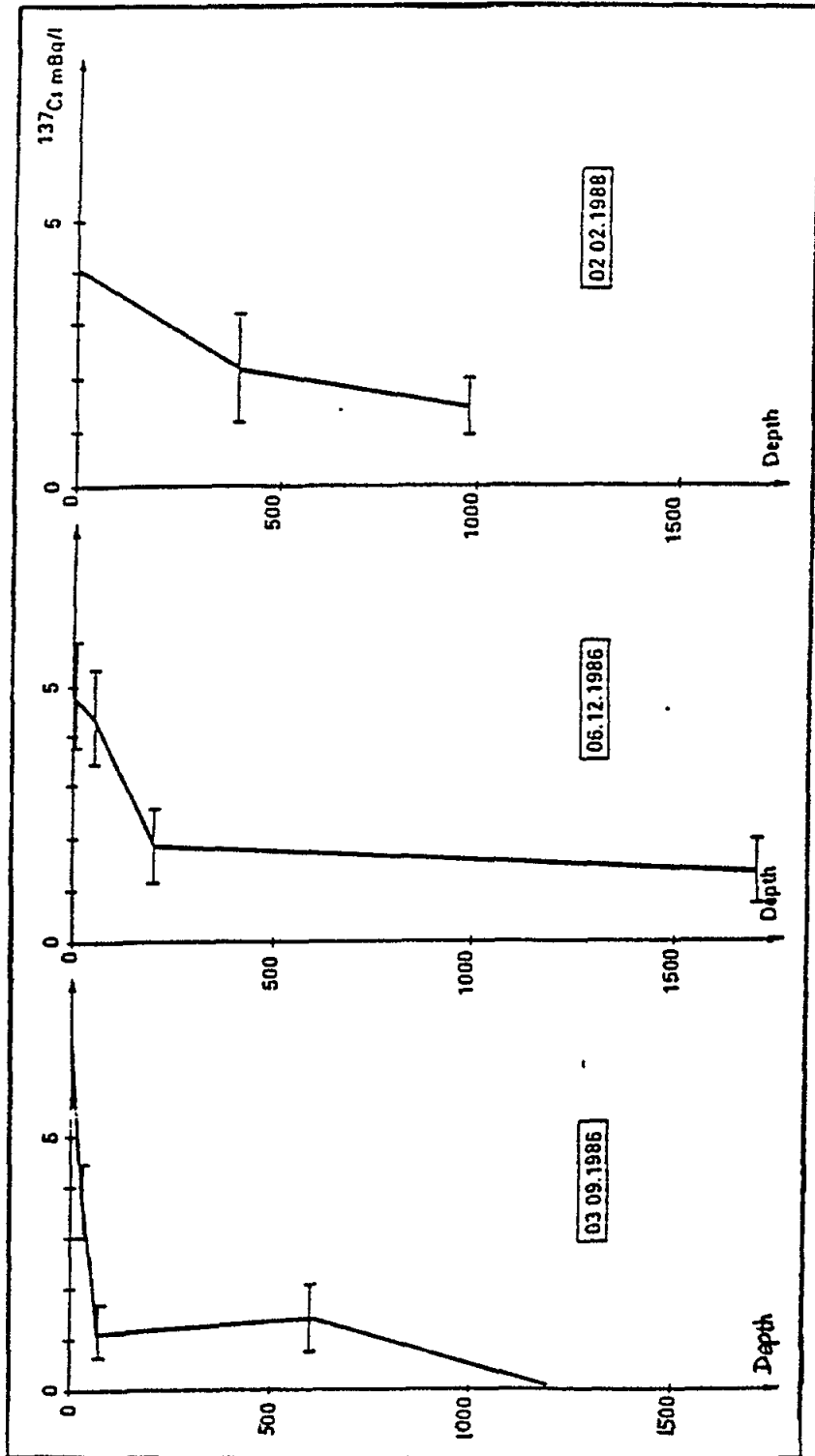


Figure 8: Evolution with time of the vertical distribution of cesium-137 after the Chernobyl accident at a station in the Gulf of Lion (42° 19'N; 04° 59.5' E).

Les niveaux de Cs-137 mesurés dans les sédiments superficiels de la mer Méditerranée par divers auteurs après l'accident de Tchernobyl sont récapitulés sur le tableau XV. Si l'on compare ces valeurs avec celles du tableau XII où figurent les concentrations de Cs-137 dans l'avant-Tchernobyl, on peut remarquer que les niveaux se sont notablement accrus, de deux à quatre fois, le long du littoral français et corse après l'accident, alors qu'on ne note pas de changements manifestes dans les niveaux relevés le long du littoral italien. Même en tenant compte de ce que les données italiennes ont été exprimées sur la base du poids humide, la variabilité locale occulte les changements qui auraient pu se produire entre les deux périodes, bien que Cs-134 (provenant de la retombée de Tchernobyl) ait été décelé dans presque tous les sédiments analysés. Comme on considère que la stabilisation des niveaux de Cs-137 dans les sédiments côtiers prend un certain temps, il est peut-être trop tôt, présentement, pour tirer des conclusions générales quant aux niveaux de Cs-137 dans ces sédiments.

Les niveaux de Cs-137 dans différentes espèces d'algues, relevés à Monaco, ont accusé une hausse de 0,5-1 Bq kg⁻¹ p.s. à 10-50 Bq kg⁻¹ p.s. après l'accident de Tchernobyl, avec des demi-vies biologiques de 70 à 350 jours (Holm *et al.*, 1988a). Les mesures effectuées à Toulon, France, sur une espèce d'algue (*Ulva* sp.) ont mis en évidence un niveau de 96 Bq kg⁻¹ p.s. avec une demi-vie biologique d'environ 30 jours (Calmet & Grauby, 1988). A Monaco, on a relevé dans les moules une hausse du niveau de Cs-137 de 1 Bq kg⁻¹ p.s. à 30 Bq kg⁻¹ p.s., avec une demi-vie biologique d'environ 20 jours (Whitehead *et al.*, 1987). Des observations analogues concernant des analyses de moules réalisées à La Spezia, Italie, ont permis d'enregistrer une valeur de 7,5 Bq Cs-137 kg⁻¹ poids humide, avec deux composantes de la demi-vie biologique, à savoir 2 jours et 63 jours (Delfanti & Papucci, 1988). Les durées obtenues pour ces demi-vies biologiques sont beaucoup plus courtes que la période radioactive de Cs-137, laquelle est de 30,2 ans, et on estime par conséquent que les concentrations de Cs-137 dans le milieu marin méditerranéen étaient déjà retombées, vers la fin de 1989, à des niveaux voisins de ceux de l'avant-Tchernobyl.

Sur la base des quantités de dépôt de divers radionucléides, et notamment de Cs-137, résultant de la retombée de Tchernobyl en plusieurs localisations de la région méditerranéenne, il a été estimé que la retombée de Tchernobyl avait approximativement accru le dépôt de Cs-137 de 25 à 40% en plus des quantités existant dans la région jusqu'en 1986 (section 4.2.5). Comme on l'a déjà mentionné, le dépôt de radionucléides par la retombée de Tchernobyl a été très hétérogène en fonction des trajectoires des panaches de haute radioactivité, encore que les niveaux de radionucléides aient, d'une manière générale, été beaucoup plus élevés dans la région nord que dans la région sud de la Méditerranée. Du fait même de l'hétérogénéité du dépôt, il est nécessaire de recueillir davantage de données concernant différentes parties de la mer Méditerranée pour procéder à une estimation plausible des réserves supplémentaires de radionucléides en Méditerranée imputables à la retombée de Tchernobyl. Vu le champ actuellement couvert par les données relatives aux niveaux de radionucléides dans divers compartiments du milieu marin pour l'ensemble de la Méditerranée, il apparaît que des estimations de cette nature ne se justifient pas encore.

7. Evaluation des risques

7.1. Effets sur les organismes marins

Les effets radiologiques sur les organismes marins vivants provoqués par l'introduction de radionucléides dans le milieu marin posent avant tout un problème de santé publique. Les effets potentiels d'une radioexposition accrue sur les organismes marins devraient toutefois être évalués quant aux conséquences environnementales d'une telle exposition des populations de ressources marines qui servent à l'alimentation de l'homme. Dans le domaine de la radiobiologie, les effets des rayonnements ionisants sur divers organismes ont été et restent l'une des principales questions d'importance pratique, et des études et modèles expérimentaux ont été réalisés sur une vaste échelle à ce sujet depuis plusieurs décennies en recourant à des organismes tests appartenant à

une gamme étendue d'embranchements, des bactéries aux mammifères, y compris diverses espèces d'organismes marins. Bien que les résultats de bon nombre de ces études n'aient eu dans les premiers temps aucun rapport avec les situations rencontrées en matière de contamination du milieu marin par les radionucléides, elles ont permis de constater que, d'une manière générale, le degré de réponse à l'irradiation tendait à être en relation inverse avec la complexité des organismes, en dépit d'importantes variations au sein des embranchements. Ainsi, on a relevé la sensibilité la plus élevée dans les systèmes cellulaires en prolifération active tels que les globules sanguins, les gonades, la peau, la muqueuse intestinale du poisson, etc., tandis que les premiers stades embryonnaires s'avéraient être également particulièrement radiosensibles.

S'agissant des écosystèmes et organismes spécifiquement aquatiques, un groupe d'experts a été constitué par l'AIEA afin d'examiner les effets des rayonnements ionisants (IAEA, 1976). Les évaluations détaillées auxquelles a procédé ce groupe d'experts sur la base des données obtenues lors d'expériences en laboratoire et d'études sur le terrain ont montré qu'on a seulement affaire à des cas isolés où les débits de dose de rayonnement délivrés par les radionucléides artificiels introduits dans le milieu marin par suite des retombées et de l'élimination des déchets dépassaient les valeurs du fond naturel. En tenant compte de l'applicabilité des données obtenues lors de ces études à des situations environnementales concrètes, on s'est particulièrement attaché pour ces évaluations aux études consacrées aux effets des radionucléides sur les oeufs de poisson en développement dans l'eau ambiante. Ces évaluations ont permis d'infirmer très nettement des indications antérieures d'une radiosensibilité extrême des oeufs en développement, et il a été conclu que seuls des effets minimes seraient observés à des débits de dose approximativement 5 fois plus élevés que le maximum prévu dans l'un des milieux marins spécifiques contaminés. Le débit de dose le plus faible dont il a été fait état s'établissait à $0,4 \text{ mSv h}^{-1}$. Comme dans les systèmes aquatiques naturels, la population compte davantage que les individus pour maintenir des écosystèmes équilibrés, on s'est employé à évaluer les conséquences pour les populations des effets des rayonnements sur les individus. Aux débits de dose prévalant dans un environnement contaminé, il a été conclu qu'il ne serait pas possible de déceler un effet radioinduit distinct de celui engendré par d'autres facteurs environnementaux, bien qu'on ait estimé que les débits de dose minimaux occasionnant des effets significatifs sur les populations sont supérieurs d'au moins un ordre de grandeur à ceux occasionnant des effets minimes sur les individus.

Il est à l'heure actuelle communément admis que le milieu marin le plus fortement contaminé par des radionucléides artificiels dans le monde est à situer à proximité du point de rejet des effluents de l'usine de retraitement de Sellafield, Royaume-Uni, dans la mer d'Irlande. Vu l'existence de niveaux élevés de radionucléides artificiels dans le milieu marin environnant, il a été effectué à ce sujet de nombreuses mesures des doses de rayonnement reçues par divers organismes marins et les effets sur ces organismes ont fait l'objet d'études détaillées. Ces dernières ont montré que les débits de dose d'irradiation bêta et gamma délivrés à des embryons de poisson en développement dans l'eau de mer contenant des niveaux de radionucléides artificiels similaires à ceux de l'eau de mer proche de Sellafield étaient inférieurs à ceux du fond naturel dus au potassium-40 (Woodhead, 1970) et que les débits de dose d'irradiation alpha imputables à la présence de Pu-239 étaient également négligeables en raison du bref délai d'éclosion des oeufs (deux semaines environ) (Hetherington *et al.*, 1976). Les débits de dose délivrés aux gonades de la plie adulte ainsi qu'à d'autres organismes marins tels que les mollusques, les crustacés, etc., ont également été estimés; ces estimations ont donné des débits de dose d'irradiation externe ou interne de l'ordre de $10^{-2} \mu\text{rad h}^{-1}$, avec toutefois des variations très importantes qui sont fonction des conditions biologiques et environnementales (Woodhead, 1973; Woodhead, 1974). Il en a été conclu, dans l'ensemble, que les débits de dose de rayonnement reçus dans les organismes marins vivant dans l'eau de mer des parages de Sellafield sont inférieurs d'au moins un ordre de grandeur, voire plus vraisemblablement de deux à trois, à ceux qui seraient censés occasionner un effet quelconque.

Les niveaux de radionucléides artificiels relevés dans le milieu marin méditerranéen sont d'au moins trois ordres de grandeur, et normalement de quatre ordres, inférieurs à ceux décelés dans les parages maritimes de Sellafield. Même si l'on envisage l'éventualité d'une accumulation locale exceptionnelle de radionucléides artificiels introduits dans des circonstances spéciales, on pourrait à l'heure actuelle tenir pour tout à fait négligeables les effets radiologiques sur les organismes marins des radionucléides artificiels introduits dans l'environnement de la Méditerranée.

7.2. Exposition humaine

Procéder à des évaluations quantitatives pertinentes des risques accrus entraînés par l'augmentation de la dose de rayonnement reçue par l'homme à la suite de l'introduction de radionucléides artificiels dans le milieu marin méditerranéen est si complexe qu'il paraît honnête de déclarer que des estimations de cet ordre ne sont guère possibles sur la base des connaissances actuellement disponibles. Néanmoins, on peut se faire une idée du degré d'accroissement des risques imputable à l'introduction de radionucléides artificiels dans la mer Méditerranée en comparant les niveaux de ces radionucléides relevés dans le milieu marin méditerranéen avec ceux relevés dans certaines zones contaminées où on a jugé nécessaire de procéder à des évaluations des risques.

Etant donné que les conséquences biologiques de l'exposition aux rayonnements ionisants dépendent du type de rayonnement en cause et de l'organe du corps qui est irradié, il est nécessaire de prendre ces facteurs en considération quand on s'efforce d'établir une relation entre les doses d'irradiation et les effets chez l'homme. C'est à cet effet qu'on a défini l'équivalent de dose effective qui est exprimé en sievert (Sv). Une masse importante de données a été passée en revue par le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des rayonnements ionisants et ces données ont montré que le dommage direct dû aux rayonnements résulte d'un équivalent de dose effective supérieur à 0,5 Sv reçu sur une brève durée (UNSCEAR, 1982). Pour des doses bien inférieures à ce niveau, le dommage présente une faible probabilité mais on postule qu'il y a un risque de dommage qui croît en proportion directe à la dose reçue. Il est possible qu'à de très faibles doses il n'y ait pas de risque du tout, autrement dit qu'il existe un seuil au-dessous duquel l'organisme est capable de réparer tout dommage occasionné aux cellules par les rayonnements ionisants. Cependant, on pense en général que, même si un tel seuil existe, le rayonnement du fond naturel auquel l'homme est exposé, soit habituellement 0,1 Sv sur la durée de vie ou 2×10^{-3} Sv par an, dépasse déjà ce seuil et que, par conséquent, en pratique, il existe un risque de dommage provenant des sources non naturelles de rayonnement qui est directement proportionnel à la dose résultant de cet accroissement (Brewers & Garrett, 1987).

Pour illustrer la composition de la radioexposition humaine, la figure 9 donne les contributions relatives des sources naturelles et artificielles à la dose totale reçue par l'homme (IAEA, 1988b). On peut y constater qu'environ les trois quarts de la dose de rayonnement proviennent du fond naturel, alors que les essais d'armes nucléaires et la production d'énergie électrique ne contribuent que pour une fraction minimale au pourcentage total chez l'homme moyen. On pense généralement que le risque entraîné par les rayonnements est en corrélation avec l'équivalent de dose effective de telle sorte qu'un accroissement d'une unité de ce dernier correspond à une chance de 10^{-2} de contracter un cancer à issue fatale et à une chance de 6×10^3 de dommage génétique devant affecter la progéniture (UNSCEAR, 1982). Ainsi, le risque groupé peut être arrondi à environ 2×10^{-2} Sv⁻¹. Sur cette base, chaque individu encourt sur la durée de vie un risque de dommage grave d'environ un sur 500 par suite du rayonnement du fond naturel. Il convient cependant de souligner que ce dommage est entièrement probabiliste et qu'il n'est pas en rapport avec une cause spécifique quelconque. On n'attribue pas une grande certitude au facteur de risque d'environ 2×10^{-2} Sv⁻¹ et ce chiffre pourrait être sous-estimé ou surestimé d'un facteur de 3 environ (Brewer & Garrett, 1987).

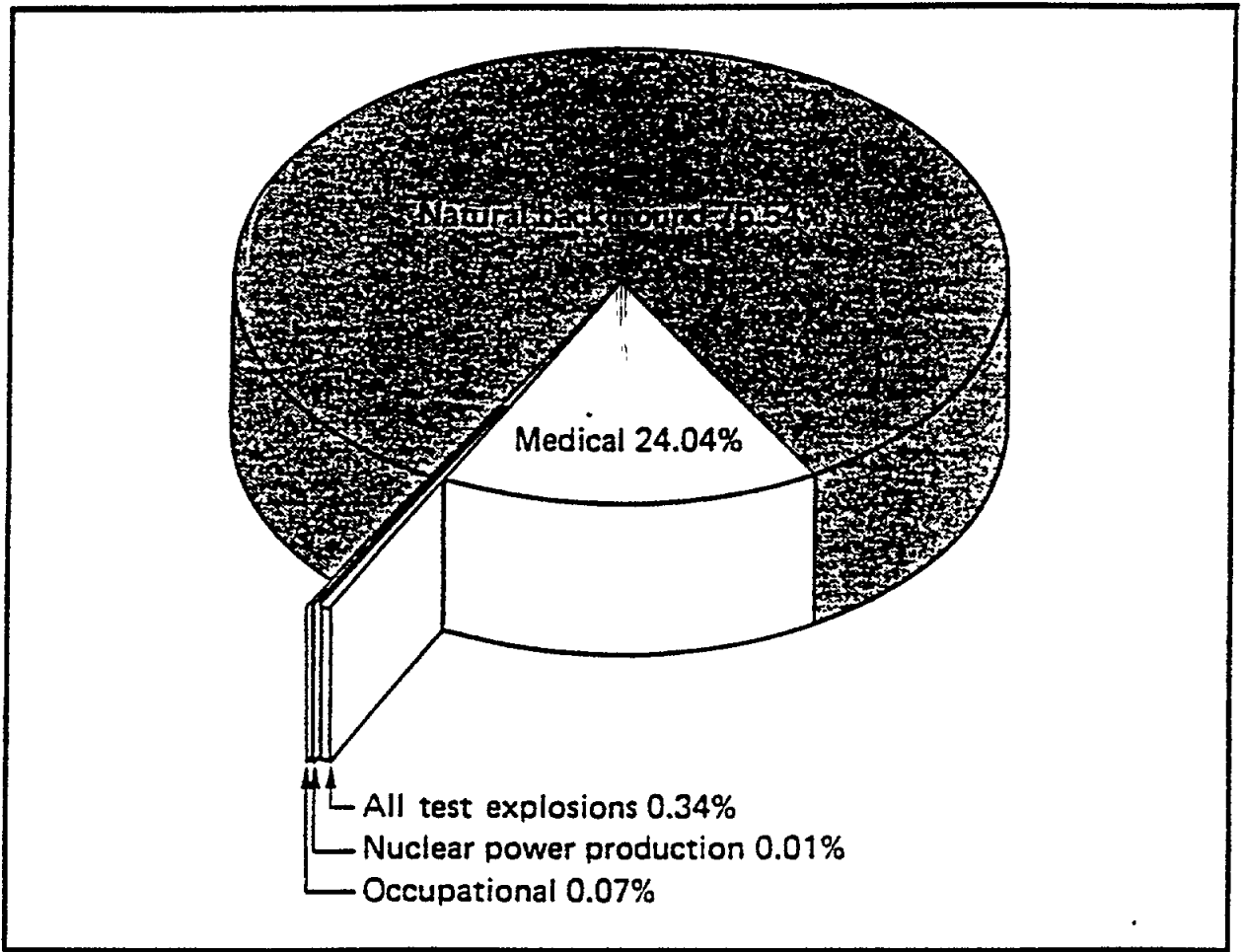


Figure 9: Relative contributions of natural and artificial sources of radiation to human radiation doses.

Si l'on admet la relation dose-effet ci-dessus, il s'ensuit qu'un cas de dommage grave sur 10^5 est susceptible d'avoir été provoqué par les essais d'armes nucléaires (en retenant le rapport entre la contribution à la dose totale de l'homme due aux essais d'armes nucléaires et la contribution due au fond naturel). Comme on estime que, chez l'homme, la majeure partie de la radioexposition est normalement d'origine terrestre, la part résultant de la radiocontamination du milieu marin n'est guère susceptible de dépasser 10% de la contribution des essais nucléaires. Ainsi, le risque accru de radioexposition dû à l'introduction de radionucléides artificiels dans le milieu marin méditerranéen par les essais nucléaires peut correspondre approximativement à l'accroissement d'un cas de dommage grave sur 10^6 dans l'avant-Tchernobyl. Comme on l'a vu en détail à la section 4, l'introduction dans la mer Méditerranée de radionucléides artificiels par d'autres voies contribue dans une mesure bien moindre à la radioexposition chez l'homme.

D'autre part, on a observé que les équivalents de dose effective reçue par les consommateurs de produits de la mer dans les communautés locales de pêcheurs des environs de Sellafield, au Royaume-Uni, étaient inférieurs d'un ordre de grandeur à la dose limite de 5 mSv a^{-1} . Bien qu'on ne puisse établir un rapport direct entre la concentration de radionucléides dans l'environnement et l'équivalent de dose effective, des niveaux de radionucléides artificiels relevés dans le milieu marin méditerranéen qui sont inférieurs d'au moins trois ordres de grandeur à ceux relevés au large de Sellafield donnent à penser que les équivalents de dose effective reçue par les habitants de la Méditerranée à la suite de la consommation de produits de la mer pourraient être en gros inférieurs de trois ordres de grandeur. L'accroissement du risque a ainsi été estimé à environ 5 cas de dommage grave sur 10^7 . Comme on l'admet généralement, il s'agit là d'estimations grossières et que l'on ne devrait prendre en considération que pour avoir un ordre de grandeur.

La figure 10 illustre les intervalles de variation des engagements d'équivalent de dose effective imputables à l'accident de Tchernobyl pour différents pays, d'après des données préliminaires de l'UNSCEAR (IAEA, 1988a). La figure montre que les intervalles varient considérablement, de moins de 1 mSv à plus de 10 mSv , en fonction de l'emplacement géographique des pays recensés. Parmi les pays méditerranéens, la Yougoslavie vient en tête pour les valeurs des engagements, suivie dans l'ordre par la Grèce, l'Italie, la France, la Turquie et l'Espagne. On estime que ces différences sont à attribuer aux trajectoires complexes du panache de haute radioactivité au-dessus de la région méditerranéenne immédiatement après l'accident (fig. 2). En comparant ces valeurs des engagements d'équivalent de dose effective avec les équivalents de dose effective annuelle provenant du fond naturel de $2,2 \text{ mSv a}^{-1}$ et en appliquant le facteur de risque de $2 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$, il est possible d'obtenir une indication générale du risque imputable à l'accident de Tchernobyl pour chaque pays méditerranéen.

8. Conclusions sur l'évaluation

Les évaluations effectuées sur les sources, les apports, le comportement biologique et les niveaux des radionucléides artificiels présents dans le milieu marin méditerranéen, ainsi que sur les effets chez les organismes marins et l'homme, ont permis de dégager les conclusions suivantes:

- 1) A en juger d'après les données disponibles sur les apports fluviaux de quelques radionucléides, les rejets de ces derniers dans le milieu aquatique par les usines de retraitement de combustible irradié sont estimés inférieurs d'au moins trois, ou plus vraisemblablement de quatre à cinq ordres de grandeurs aux rejets de l'usine de Sellafield implantée au Royaume-Uni, alors que les taux de rejet dans l'environnement par les centrales nucléaires et les réacteurs de recherche en service dans la région méditerranéenne sont estimés respectivement à environ 5 TBq a^{-1} et à moins de 1 GBq a^{-1} en termes de rejet de Cs-137. Les rejets provenant d'autres types de sources ponctuelles sont considérés comme négligeables.

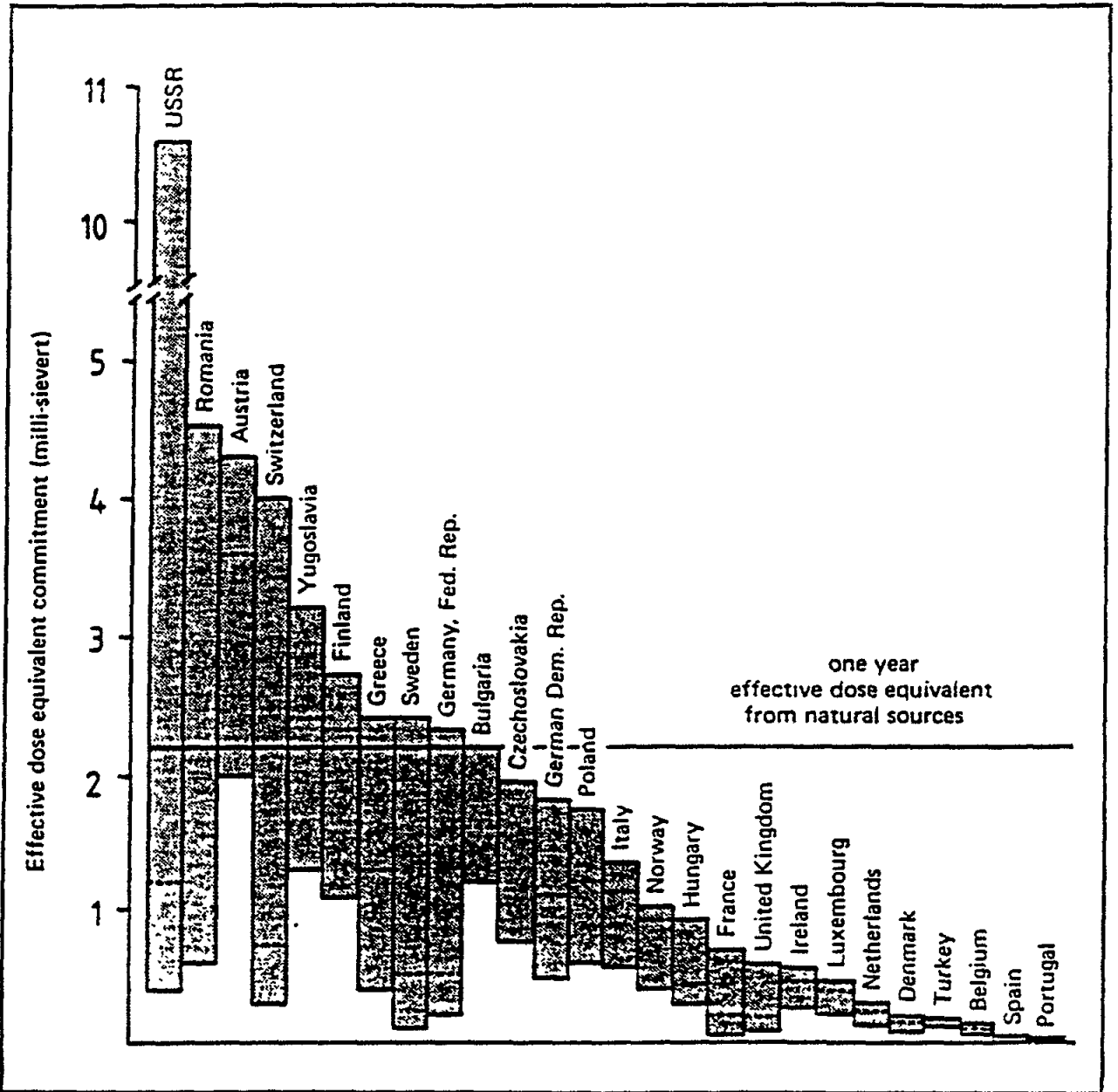


Figure 10: Ranges of effective dose equivalent commitments from the Chernobyl accident in different European countries.

- 2) Les apports de Cs-137 en mer Méditerranée par l'atmosphère, les fleuves et les échanges à travers les détroits, en 1985, sont estimés respectivement à 10 ± 2 PBq, $0,4 \pm 0,1$ PBq et $1,6$ PBq, soit un montant d'apport total de 12 ± 2 PBq en 1985 pour l'ensemble de la mer Méditerranée (tableau VII).
- 3) Les niveaux de base de Cs-137 dans les eaux de surface et les sédiments côtiers superficiels en Méditerranée sont estimés respectivement à $3-4$ mBq l⁻¹ et autour de 6 Bq kg⁻¹ poids sec en 1985. La réserve totale méditerranéenne de Cs-137 en 1985, soit 11 ± 1 PBq, estimée en se fondant sur les données disponibles, concorde bien avec la valeur de l'apport total jusqu'en 1986. Bien que cette concordance puisse résulter dans une certaine mesure d'un concours de circonstances, on considère qu'elle indique que la méthode générale adoptée pour l'estimation de l'apport et de la réserve n'est pas foncièrement erronée.
- 4) Les valeurs moyennes recommandées pour les facteurs de concentration sédimentaire et biologique de divers radionucléides varient entre 1 et 10^5 selon le radionucléide concerné et on estime qu'elles sont utiles pour envisager les mesures de radioprotection à prendre dans la région méditerranéenne.
- 5) Sur la base des quantités de dépôt de divers radionucléides, notamment celles de Cs-137, résultant de la retombée de Tchernobyl en plusieurs sites de la région méditerranéenne, on a estimé que la retombée de Tchernobyl avait augmenté le dépôt de Cs-137 d'environ 25 à 40% en plus des quantités existant dans la région jusqu'en 1986. Le dépôt de radionucléides par la retombée de Tchernobyl a été très hétérogène en fonction des trajectoires des panaches de forte radioactivité, bien que les niveaux de radioactivité aient été, d'une manière générale, beaucoup plus élevés dans la région nord que dans la région sud de la Méditerranée.
- 6) Des accroissements notables des niveaux de Cs-137 du double au quadruple ont été observés dans les sédiments côtiers superficiels le long du littoral français en 1986-1987. On considère que les niveaux élevés de Cs-137 décelés dans divers organismes marins après l'accident de Tchernobyl étaient retombés vers la fin de 1989 à des niveaux voisins de ceux de l'avant-Tchernobyl.
- 7) Tandis que les effets de la présence de radionucléides artificiels sur les organismes marins en mer Méditerranée sont tenus pour négligeables, le risque radiologique accru pour l'homme pourrait correspondre à un cas de dommage grave sur 10^6 , principalement en raison des radionucléides artificiels introduits par les retombées des explosions nucléaires.
- 8) Bien qu'on ne puisse établir une corrélation directe entre la concentration de radionucléides dans l'environnement et l'équivalent de dose effective, le fait que les niveaux de radionucléides artificiels dans le milieu marin méditerranéen soient au moins de trois ordres de grandeur plus faibles que ceux enregistrés à la proximité de Sellafield autorise à penser que les équivalents de dose effective reçus par les habitants de la Méditerranée en raison de la consommation de produits de la mer pourraient être approximativement inférieurs de trois ordres de grandeur. L'accroissement du risque a été ainsi estimé à environ 5 cas de dommage sur 10^7 . On admet généralement qu'il s'agit là d'estimations grossières et qui ne sont à prendre en considération que pour avoir un ordre de grandeur.

II. MESURES ANTIPOLLUTION

9. Mesures et contrôles existant aux niveaux international et national

9.1. Mesures antipollution au niveau international

En matière de protection de l'homme contre les risques entraînés par la radioexposition, on peut, par rapport aux situations prévalant pour d'autres polluants, considérer qu'on a affaire à une situation particulière en ce sens qu'il existe déjà un accord général au plan international quant aux limites de dose de rayonnement garantissant la sécurité. Les limites de dose de rayonnement recommandées sont le résultat de recherches multiples et approfondies menées par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). La CIPR est un organisme scientifique international non gouvernemental créé au début du XXe siècle pour s'occuper de tous les aspects de la protection de l'homme contre les risques occasionnés par les rayonnements ionisants, et elle se compose d'experts scientifiques et médicaux représentatifs dans le domaine de la radioprotection. Elle formule des recommandations sur tous les aspects de la radioprotection, y compris des normes fondamentales de sécurité, sur la base des faits scientifiques stricts et en dehors de considérations politiques, bien que les implications sociales et économiques de ces recommandations ne soient pas complètement ignorées. Ainsi, les recommandations de la CIPR ont été largement acceptées parmi les membres de la communauté internationale, indépendamment de leurs systèmes politiques, et la compétence scientifique de cet organisme a rarement été contestée. D'autre part, l'AIEA, organisation internationale gouvernementale, se compose d'Etats membres représentés par leurs gouvernements; ses recommandations prennent en compte les implications politiques qui en découlent. Par conséquent, quand les recommandations de la CIPR sont acceptées par l'AIEA, cela signifie qu'elles ne sont pas seulement scientifiquement fondées mais qu'elles sont également acceptables pour les gouvernements des Etats membres de l'AIEA, y compris leurs implications politiques. C'est le cas des recommandations de la CIPR sur les normes fondamentales de sécurité en matière de radioprotection, énoncées dans sa publication No 26 (ICRP, 1977) qui constituent des parties essentielles des normes fondamentales de sécurité de l'AIEA (IAEA, 1982). Il s'agit là de recommandations qui forment la base de la lutte contre la pollution radioactive de l'environnement par suite de l'introduction de radionucléides artificiels.

Bien que les recommandations précitées de la CIPR comprennent notamment celles qui stipulent les conditions précises de leur application sous diverses circonstances, on peut résumer en substance ces recommandations dans les trois principes suivants:

- 1) aucune pratique n'est adoptée si son introduction n'entraîne pas un avantage net positif (justification);
- 2) toutes les radioexpositions sont maintenues au niveau le plus bas légitimement possible, en tenant compte des facteurs économiques et sociaux (optimisation);
- 3) la dose de rayonnement délivrée aux individus ne doit pas dépasser la limite d'un équivalent de dose effective annuelle de 5 mSv pour les membres de la population ou celle de 50 mSv pour chacun des organes et tissus des membres de la population (limitation de la dose).

A l'origine, les recommandations de CIPR n'avaient pas été rédigées sous forme de règlements. Vu les difficultés que soulevait leur application réglementaire par les autorités nationales compétentes, les recommandations ont fait l'objet d'une nouvelle rédaction sous forme de règlements (IAEA, 1982). Les autorités nationales peuvent invoquer le texte sous sa nouvelle rédaction et prescrire des règlements adaptés à leurs nécessités et conditions particulières.

Comme les recommandations relatives aux normes fondamentales de sécurité en matière de radioprotection concernent avant tout les limites d'équivalent de dose effective pour l'homme, elles ne peuvent être directement appliquées pour limiter les rejets de substances radioactives dans le milieu marin, mais les limites de dose doivent être converties en normes d'émission pour les rejets afin de servir d'instruments réglementaires. Cette conversion est une procédure assez complexe impliquant une approche graduelle où divers aspects sont à prendre en compte. Des lignes directrices sur le contrôle des rejets de déchets radioactifs dans le milieu marin, fondées sur les recommandations de la CIPR, ont été élaborées lors de plusieurs réunions d'un groupe d'experts et publiées par l'AIEA (IAEA, 1978; IAEA, 1983). L'approche recommandée dans ces publications est exposée plus loin dans ses grandes lignes (voir section 10). Il est communément admis que, du fait que les conditions environnementales des zones côtières recevant des rejets de radionucléides peuvent être différentes d'une zone à l'autre selon la localisation de celles-ci, il n'est ni scientifiquement fondé ni pratique d'adopter une série de normes communes d'émission des radionucléides artificiels pour différents sites de rejet, même au sein d'un même pays.

Bien que des règlements internationaux existent et servent de base au contrôle des rejets de radionucléides dans l'environnement, qui ont été élaborés par la Commission des Communautés européennes (CEC, 1981; CEC, 1984), on les abordera à la section suivante.

9.2. Mesures antipollution au niveau national

On s'est récemment employé à recueillir des renseignements sur les réglementations nationales déjà en vigueur dans les pays méditerranéens pour les rejets de radionucléides artificiels dans le milieu marin. Le tableau XVI recense les dispositions légales nationales disponibles comme base de contrôle de la pollution radioactive du milieu marin, y compris celles de la Commission des Communautés européennes. Mais les textes légaux sont cependant très difficiles à comparer directement entre eux car ils ont été établis dans des contextes différents, en prenant en compte les circonstances prévalant dans chaque pays. Néanmoins, on a pu remarquer que les pays méditerranéens se classent en deux catégories en ce qui concerne la lutte contre les rejets de radionucléides dans le milieu marin. La première se compose de pays où les principes de la CIPR en matière de radioprotection ont été totalement admis comme base et où les règlements limitant les rejets de radionucléides dans le milieu marin ont été établis en suivant peu ou prou les lignes directrices émises par l'AIEA. La deuxième catégorie comprend les pays où aucune disposition législative n'a été adoptée en pratique étant donné qu'il ne s'y produit pas de rejets délibérés de radionucléides dans l'environnement. Bien que la situation soit difficile à cerner, il paraît plausible que même dans les pays de la deuxième catégorie des dispositions légales prescrivant des normes fondamentales de sécurité en matière de radioprotection sur la base des recommandations de la CIPR soient instaurées, puisque dans ces pays également les radionucléides sont assez largement utilisés à des fins médicales.

Dans les pays de la première catégorie où une industrie nucléaire s'est déjà développée, les permis légaux de rejet de radionucléides dans l'environnement sont habituellement assortis d'une surveillance continue obligatoire des effluents déversés ainsi que d'une surveillance continue de l'environnement dans les zones recevant les rejets. Les activités de surveillance sont normalement assumées par les exploitants des installations nucléaires ou les autorités nationales compétentes afin de garantir la sécurité des opérations de rejet. Par conséquent, un certain nombre de données de la surveillance continue ont été communiquées aux autorités nationales compétentes ou le seront, bien qu'elles n'aient pas toujours été divulguées. Pour suivre les tendances à long terme de la radiocontamination de la mer Méditerranée dans le cadre de la mise en oeuvre du Plan d'action pour la Méditerranée, on considère qu'il est important que ces données, et notamment celles qui portent sur les quantités de radionucléides introduites dans le milieu marin méditerranéen, soient centralisées à une instance compétente s'occupant de la pollution de la mer Méditerranée.

Tableau XVI

Législations nationales existantes pour le contrôle de la pollution marine
radioactive dans les pays méditerranéens

Pays	Dispositions légales disponibles pour le contrôle de la pollution marine	Acceptation des principes de la CIPR comme base de ces règlements
Commission des Communautés européennes	<ul style="list-style-type: none"> ! Directive de la Commission sur les normes de base relatives à la radioprotection de la population et des travailleurs (1980) ! Directive de la Commission sur les mesures fondamentales relatives à la radioprotection des personnes soumises à des examens et traitements médicaux (1984) ! Directive de la Commission portant modification des normes de base relatives à la radioprotection des travailleurs (1984) 	Oui
Espagne	<ul style="list-style-type: none"> ! Législation nucléaire espagnole (1964) ! Directive sur la réglementation des installations nucléaires et de la radioactivité (1972) ! Directive sur les règlements pour la protection sanitaire contre les rayonnements ionisants (1982) 	Oui
France	<ul style="list-style-type: none"> ! Loi relative à la lutte contre la pollution des réseaux de distribution d'eau (1964) ! Arrêté relatif aux limites de rejet d'effluents radioactifs par les centrales nucléaires et aux mesures de surveillance de l'environnement (1976) 	Oui
Israël	<ul style="list-style-type: none"> ! Loi relative à la prévention de la pollution de la mer (1983) ! Loi relative à la prévention de la pollution de la mer d'origine tellurique (1988) 	?
Libye	<ul style="list-style-type: none"> ! Réglementation sur l'utilisation des rayonnements ionisants et la protection contre leurs risques (1981) ! Limites maximales autorisées pour les matières radioactives dans les denrées alimentaires 	?
Maroc	<ul style="list-style-type: none"> ! Loi relative aux pêches maritimes (1973) ! Projet d'arrêté sur la protection contre les rayonnements ionisants et les substances radioactives 	?
Syrie	<ul style="list-style-type: none"> ! Série de critères de base de sécurité pour la radioprotection ! Niveaux maximaux de radioactivité tolérés dans les aliments 	?

10. Justification scientifique de l'instauration de mesures de restriction et de contrôle

Comme on vient de le dire, étant donné que les limites de dose pour l'homme doivent être converties en normes d'émission pour les rejets de radionucléides dans le milieu marin afin de servir d'instruments réglementaires, il convient de mettre au point des principes scientifiques permettant d'établir une relation entre les quantités de rejets potentiels de radionucléides et la dose résultante. Bien qu'on ait essayé plusieurs méthodes pour obtenir cette relation, il est admis que la méthode de l'analyse fonctionnelle et celle des facteurs de concentration contribuent valablement à atteindre cet objectif (IAEA, 1983). Ces deux méthodes sont brièvement présentées ci-après. S'agissant de la deuxième, la plus largement utilisée jusqu'à présent, on la présentera à grands traits comme exemple d'une manière de procéder graduelle pour établir une relation entre les limites de dose de rayonnements et les taux de rejet de radionucléides par les installations nucléaires.

Comme les principes de CIPR sur les limitations de dose comprennent ceux de la justification et de l'optimisation, il importe de démontrer au préalable aux responsables nationaux chargés des décisions que des opérations spécifiques de rejet de radionucléides dans le milieu marin sont justifiées et optimisées par rapport à d'autres options. Ces méthodes ne sont pas simples car elles comportent habituellement des bilans analytiques effets/avantages, coûts/avantages, santé/intérêt social, etc. Les évaluations quantitatives de ces facteurs sont toujours d'une réalisation ardue puisqu'elles dépendent beaucoup de la base sur laquelle elles reposent. Cependant, une fois que les décisions d'opérations de rejet sont prises au niveau national, cela signifie que les limites nationales de dose de rayonnement tolérables sont acceptées dans la perspective d'une libération de radionucléides dans l'environnement. Ces limites de dose nationales peuvent soit se situer à des niveaux équivalents à ceux recommandés par le CIPR soit correspondre à des fractions des limites de dose recommandées.

10.1. Méthode de l'analyse fonctionnelle

Par la méthode de l'analyse fonctionnelle, on se propose de modéliser le comportement dynamique des radionucléides libérés dans le milieu marin en recourant à des calculs complexes et sophistiqués. La méthode s'applique notamment aux situations où les rejets radioactifs se produisent par intermittences ou quand les situations environnementales sont telles que des conditions d'état stable ont peu de chances d'y exister. Lorsqu'on applique cette méthode, il est nécessaire de résoudre toute une série d'équations différentielles de premier ordre et la plus grosse difficulté consiste à obtenir des valeurs pour les coefficients de transfert en jeu, lesquels varient en fait en fonction du temps et de l'espace. A mesure que les expressions deviennent plus concrètes, des solutions analytiques privilégiées de ces équations différentielles n'existent pas et il convient d'adopter des solutions numériques pour simuler le comportement des radionucléides libérés. Les méthodes permettant d'obtenir des solutions numériques sont complexes et font intervenir des opérations importantes que l'on réalise au moyen d'un ordinateur avec des logiciels spécifiques associés.

10.2. Méthode des facteurs de concentration

La méthode des facteurs de concentration comporte comme cas particulier la méthode dite "des voies de transfert critiques" et elle est applicable lorsqu'on a affaire à des taux de rejet uniformes sur des durées relativement longues et que l'on peut postuler des conditions d'état stable dans l'environnement recevant les radionucléides libérés, bien qu'à vrai dire ces conditions soient rarement remplies dans les situations réelles. Quand des limites de dose de rayonnement admissibles pour la population (ou une fraction de celle-ci) sont adoptées au niveau national dans la perspective de rejets de radionucléides dans le milieu marin à partir de sites d'installations

nucléaires, la méthode des facteurs de concentration permet de commencer par les limites de dose puis de remonter, pas à pas, dans les divers compartiments de l'environnement pour aboutir aux limites de libération des radionucléides aux points de rejet. Cette méthode est présentée ci-après dans ses grandes lignes et ses diverses phases.

10.2.1. Sélection des voies de transfert possibles: quand des effluents d'installations nucléaires sont rejetés dans le milieu marin, les radionucléides qui sont contenus dans les déchets peuvent occasionner pour l'homme une radioexposition qui s'effectue par diverses voies. Les radionucléides peuvent s'accumuler sur les plages, provoquant une irradiation externe des estivants, ou bien ils peuvent être fixés par les organismes marins et provoquer alors une irradiation interne chez les personnes qui les ingèrent comme aliment. De cette façon, on a affaire à plusieurs filières, encore appelées voies de transfert, par lesquelles l'homme peut être exposé aux rayonnements émis par les radionucléides libérés. Toutefois, en pratique, pour tout site donné, une seule voie ou tout au plus quelques voies de transfert peuvent s'avérer limitées. C'est pourquoi, si la radioexposition de la population le long de ces "voies de transfert critiques" reste dans les limites de dose nationales, l'exposition par d'autres voies n'entraînera pas un dépassement de ces limites. De même, bien qu'un grand nombre de radionucléides puissent être rejetés, seul un nombre restreint de "radionucléides critiques" est responsable de la majeure partie de l'exposition. Quand les voies de transfert critiques peuvent être bien identifiées, les opérations intervenant dans la méthode des facteurs de concentration deviennent plus simples et la méthode est spécifiquement appelée "méthode des voies de transfert critiques". Ainsi, pour éviter la complexité inutile qu'impliquerait l'évaluation de nombreuses voies de transfert, il convient en premier lieu de sélectionner des voies de transfert significatives sur la base des renseignements dont on dispose sur la composition en radionucléides des effluents rejetés, le taux d'accumulation de certains radionucléides dans plusieurs types d'organismes marins, les quantités d'organismes marins consommées comme aliments, etc. Vu la situation prévalant actuellement en Méditerranée, les voies de transfert critiques les plus probables passent par l'ingestion de produits de la mer.

10.2.2. Limites annuelles des apports: les limites de dose de rayonnement qui ont été établies peuvent être converties en limites annuelles d'apport pour les divers radionucléides si l'on connaît les relations entre d'une part les quantités et les répartitions de ces radionucléides dans certains organes ou l'organisme entier chez l'homme et d'autre part les équivalents de dose effective reçus par eux. Ce travail de conversion a été achevé par la CIPR sur la base de données obtenues après de nombreuses mesures de dose de rayonnement et analyses chimiques expérimentales d'organes humains (ICRP, 1979; ICRP, 1980, ICRP 1981; IAEA, 1982). Ces publications comprennent des tableaux complets énumérant les limites annuelles d'apport pour chaque radionucléide en matière d'irradiation professionnelle (exprimées en Bq). Les valeurs pour les membres de la population devraient correspondre au dixième des valeurs indiquées sur les tableaux. Ces dernières peuvent être directement appliquées aux radionucléides critiques éventuellement identifiés.

10.2.3. Enquête démographique: pour estimer que la dose délivrée aux sujets les plus exposés reste dans les limites de dose fixées, il est essentiel d'acquérir des renseignements sur les habitudes de travail, d'alimentation et de loisir de la population locale censée recevoir les plus fortes doses de rayonnement et, dans certains cas, de la population résidant à une certaine distance des sites de rejet. Ces enquêtes peuvent comporter par exemple des estimations des types et quantités d'organismes marins ingérés provenant de certaines zones, le nombre d'heures passées sur la plage, au travail ou pour les loisirs, le nombre d'heures passées à manipuler du matériel de pêche sur la plage ou en mer, etc. Comme on considère comme fort peu probable que l'exposition par irradiation externe sur les plages finisse par imposer des limites dans les situations actuellement rencontrées en Méditerranée, les enquêtes devraient être centrées sur les habitudes alimentaires des populations locales résidant dans les environs des sites de rejet. Sur la base des résultats des enquêtes démographiques menées parmi ces populations, il serait possible d'identifier

des groupes critiques potentiels de gens encourageant le plus gros risque de radioexposition par les rejets de radionucléides en des sites précis. Il convient de souligner que, comme les habitudes alimentaires des populations locales varient d'un site à l'autre, les doses résultantes reçues par ces populations en raison des émissions de radionucléides sont spécifiques des sites, même si les concentrations de radionucléides dans les produits de la mer sont similaires à différents sites. Il faut aussi remarquer que l'ingestion de produits comestibles de la mer n'occasionne pas seulement des doses de rayonnement pour les populations mais que l'ingestion d'aliments terrestres constitue normalement la principale cause de doses de rayonnement, notamment dans la région méditerranéenne.

10.2.4. Limites des niveaux dans l'environnement: si l'on connaît les valeurs des limites annuelles d'apport pour des radionucléides critiques éventuels contenus dans les effluents ainsi que les habitudes alimentaires de la population locale autour du site d'émission des radionucléides dans la mer, on peut déterminer les limites de concentration de radionucléides spécifiques dans les organismes marins consommés comme aliment courant par la population locale. De la sorte, l'identification de groupes critiques au sein de cette population est possible à ce stade. En recourant aux valeurs recommandées pour les facteurs de concentration biologique des radionucléides critiques pour les organismes marins de consommation courante, les limites de concentration des radionucléides dans l'eau de mer ambiante peuvent être déterminées de manière à ce que, en maintenant les limites dans l'eau de mer, les doses de rayonnement reçues par les membres du groupe critique ne dépassent pas les limites de dose nationales fixées au départ lors de l'application de la méthode des facteurs de concentration. Pour les estimations préliminaires des limites de concentration de radionucléides critiques éventuels dans l'eau de mer ambiante, il peut suffire de retenir la moyenne des facteurs de concentration biologique recommandés pour les groupes spécifiques d'organismes marins (IAEA, 1985). Mais il peut être prudent d'utiliser des facteurs de concentration spécifiques des radionucléides critiques pour les espèces locales en cause dans les voies de transfert critiques qu'il faut déterminer expérimentalement sur le site afin d'obtenir une précision accrue des limites de concentration au stade final de l'application de la méthode des facteurs de concentration.

10.2.5. Limites d'émission aux points de rejet: quand les effluents contenant des radionucléides sont déversés dans le milieu marin côtier, ils sont immédiatement mélangés et dilués dans l'eau de mer. Le degré de dilution dépend des conditions hydrographiques prévalant localement telles que les courants côtiers, la diffusion par les remous, les vents dominants, la topographie du fond, etc. Ces conditions hydrographiques autour des points de rejet sont importantes pour fixer le facteur de dilution des effluents et elles doivent faire l'objet d'une étude préalable approfondie. En tenant compte des conditions hydrographiques locales ainsi que des formes chimiques de radionucléides critiques dans les effluents et de leur comportement prévu dans le milieu marin côtier, les taux d'émission des radionucléides à partir des points de rejet peuvent être déterminés de manière à maintenir les limites de concentration des radionucléides dans l'eau de mer côtière ambiante. Comme les conditions hydrographiques côtières varient dans un délai relativement bref, il est souvent nécessaire de retenir la moyenne des paramètres hydrographiques pour rendre compte des conditions côtières prévalentes.

10.3. Etude pré-opérationnelle et surveillance

Comme il ressort des exposés qui précèdent sur les méthodes à mettre en oeuvre pour déterminer les limites d'émission de radionucléides dans le milieu marin à partir des points de rejet, plusieurs paramètres environnementaux et démographiques sont indispensables pour procéder à l'application complète de ces méthodes. Ces paramètres doivent être estimés soit sur la base d'études locales pré-opérationnelles soit en retenant des hypothèses plausibles. Dans ces conditions, la précision des résultats de ces méthodes dépend de la mesure dans laquelle les

divers paramètres peuvent rendre compte des processus réels en jeu dans les modèles adoptés. Les incertitudes associées au choix des paramètres appropriés conditionnent grandement les résultats obtenus. Il s'impose donc de vérifier les résultats de ces études pro-opérationnelles par des essais d'opérations de rejet à faibles niveaux. Quand les résultats de ces études pré-opérationnelles se sont avérés satisfaisants, l'autorisation de pleine exécution des rejets peut être accordée. En vue de s'assurer que la dose délivrée aux sujets les plus exposés reste dans les limites de dose autorisées au niveau national après la pleine exécution des rejets de radionucléides, il est essentiel de surveiller régulièrement les opérations de rejet aux points où ce dernier est effectué ainsi que dans le milieu marin susceptible d'être soumis aux effets de ces rejets. Bien que les autorités nationales compétentes et/ou les exploitants des installations nucléaires concernées soient considérés comme responsables de la mise en oeuvre des activités adéquates de surveillance des effluents libérés et du milieu marin pertinent, il peut être opportun d'harmoniser les modalités de la surveillance à l'échelon international, dans le cadre du Plan d'action pour la Méditerranée.

III. REFERENCES

- ASTON, S.R., STANNERS, D.A. (1981). Plutonium transport to and deposition and immobility in Irish Sea sediments, *Nature*, 289: 581-582.
- BALLESTRA, S. (1980). Radioactivité artificielle et environnement marin. Etude relative aux transuraniens. Thesis, Univ. of Nice, France.
- BALLESTRA, S., HOLM, E., WALTON, A., WHITEHEAD, N.E. (1987). Fallout deposition at Monaco following Chernobyl accident, *J. Environ. Radioactivity*, 5: 391-400.
- BAUMAN, A. (1990). Personal communication.
- BENNETT, B.G. (1976) Transuranic element pathways to man. In: *Transuranium Nuclides in the Environment*, IAEA, Vienna: 367-383.
- BONOTTO, S. (1981). Ten years of investigation on radioactive contamination of the marine environment, IAEA-SM-248, Vienna. In: *STI/PUB/565*, IAEA, Vienna: 649-660.
- BREWER, J.M., GARRETT, C.J.R. (1987). Analysis of the issues related to sea dumping of radioactive wastes, *Marine Policy*, April 1987: 105-124.
- CALMET, D., GRAUBY, A. (1988). Distribution spatio-temporelles des radio-éléments anthropogènes du bassin méditerranéen occidental 1980-1987. In: *Intn. Conf. on Environm. Radioactivity in the Med. Area*, Barcelona: 543-568.
- CALMET, D., GUEGUENIAT, P. (1985). Les rejets d'effluents liquides radioactifs du centre de traitement des combustibles irradiés de La Hague (France) et l'évolution radiologique du domaine marin. In: *Behaviour of Radionuclides released into Coastal Waters*, IAEA-TECDOC-329, Vienna: 111-144.
- CEC (1980). Directive du Conseil, du 15 Juillet 1980, portant modification des directives fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants, Radioprotection-21, EUR 7330, CEC, Luxembourg: NE L 246/1-14.
- CEC (1984). Directive du Conseil, du 3 septembre 1984, fixant les mesures fondamentales relatives à la protection radiologique des personnes soumises à des examens et traitements médicaux. Directive du Conseil, du 3 septembre 1984, modifiant la directive 80:836/Euratom en ce qui concerne les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants, Radioprotection-33, EUR 9728, CEC, Luxembourg: NE L 265/1-156.
- CHERRY, R.D., HEYRAUD, M. (1981). Polonium-210 content of marine shrimp: Variation with biological and environmental factors, *Mar. Biol.*, 65: 165-175.
- CHERRY, R.D., SHANNON, L.V. (1974). The alpha radioactivity of marine organisms, *Atom. Ener. Rev.*, 12: 3-45.

- DELFANTI, R., FIORI, V., LAVARELLO, O., PAPUCCI, C. (1988). Environmental radioactivity along the Italian coasts. In: *Intn. Conf. on Environm. Radioactivity in the Med. Area*, Barcelona: 371-386.
- DELFANTI, R., PAPUCCI, C. (1988). Characteristics of Chernobyl fallout in the Italian coastal marine environment. In: *Intn. Conf. on Environm. Radioactivity in the Med. Area*, Barcelona: 489-502.
- ENEA (1986). Confronto tra il fall-out da esplosioni nucleari degli anni '50 e '60 e le ricadute dovute all'incidente di Chernobyl, *Nergia e Innovazione*, 5-6: 63-64.
- FAIRBRIDGE, R.W. (1966). *Encyclopedia of oceanography*, Reinhold, New York.
- FUKAI, R., BALLESTRA, S., HOLM, E. (1976). Americium-241 in Mediterranean surface waters, *Nature*, 246: 739-740.
- FUKAI, R., BALLESTRA, S., THEIN, M., GUION, J. (1981). Input of transuranic elements through rivers into the Mediterranean Sea. In: *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment*, IAEA, Vienna: 3-14.
- FUKAI, R., BALLESTRA, S., VAS, D. (1980). Distribution of caesium-137 in the Mediterranean Sea, In: *Management of Environment*, Wiley Eastern Ltd., New Delhi, Bangalore, Bombay, Calcutta: 353-360.
- FUKAI, R., BALLESTRA, S., VAS, D. (1982). Characteristics of the vertical transport of transuranic elements through the Mediterranean water column. In: *VIèmes Journées Etude Pollutions*, Cannes, C.I.E.S.M.: 95-101.
- FUKAI, R., MURRAY (1973). Environmental behaviour of radiocobalt and radiosilver released from nuclear power stations into aquatic systems. In: *Environmental Behaviour of Radionuclides released in the Nuclear Industry*, IAEA, Vienna: 217-242.
- FUKAI, R., YAMATO, A., THEIN, M., BILINSKI, H. (1987). Oxidation states of fallout plutonium in Mediterranean rain and seawater, *Geochem. Jour.*, 21: 51-57.
- FUKAI, R., YOKOYAMA, Y. (1982). Natural radionuclides in the environment. In: *The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. I/Part B, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 47-60.
- GASCO LEONARTE, C., IRANZO GONZALES, E., MARTINEZ LOBO, A., ROMERO GONZALES, L. (1988). Estudio de la distribucion de radionucleidos de vida larga en sedimentos marinos del S.E. Espanol. In: *Intn. Conf. on Environm. Radioactivity in the Med. Area*, Barcelona: 387-400.
- GUARY, J.C., FOWLER, S.W. (1982). Experimental studies on the biokinetics of plutonium and americium in the cephalopod Octopus vulgaris, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 7: 327-335.
- GUARY, J.C., NEGREL, R. (1981). Calcium phosphate granules: A trap for transuranics and in crab hepatopancreas, *comp. Biochem. Physiol.*, 6B A: 423-427.

- GUEGUENIAT, P. (1975). Comportement physico-chimique du ruthénium de fission dans le milieu marin, CEA-R-4644, comm. l'Energ. Atom., Saclay: 205pp.
- HARDY, E.P., KREY, P.W., VOLCHOK, H.L. (1973). Global inventory and distribution of fallout plutonium, *nature*, 241: 444-445.
- HETHERINGTON, J.A. (1976). Environmental and public health consequences of controlled disposal of transuranic elements to the marine environment, IAEA-SM-199, San Francisco. In: STI/PUB/410, IAEA, Vienna: 139-154.
- HOLM, E., BALLESTRA, S., FUKAI, R., BEASLEY, T.M. (1980). particulate plutonium and americium in Mediterranean surface waters, *Oceanol. Acta*, 3: 157-160.
- HOLM, E., BALLESTRA, S. WHITEHEAD, N.E. (1988a). Radionuclides in macroalgae at Monaco following the Chernobyl accident. In: *Intn. Conf. on Environm. Radioactivity in the Med. Area*, Barcelona: 439-451.
- HOLM, E., FUKAI, R., WHITEHEAD, N.E. (1988b). Radiocesium and transuranium elements in the Mediterranean Sea: Sources, inventories and environmental levels. In: *Intn. Conf. on Environm. Radioactivity in the Med. Area*, Barcelona: 601-617.
- IAEA (1975). Reference Methods for Marine Radioactivity Studies II, Tech. Rep. Ser. No. 118, IAEA, Vienna: 240pp.
- IAEA (1976). Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems, Tech. Rep. Ser. No. 172, IAEA, Vienna: 131pp.
- IAEA (1978). Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Waste and Other Matter. The definition required by Annex I, Paragraph 6, to the Convention and the Recommendation required by Annex II, Section D, INFCIRC/205/Add. 1, IAEA, Vienna.
- IAEA (1982). Basic safety standards for radiation protection, 1982 edition, Safety Ser. No. 9, IAEA, Vienna: 165pp.
- IAEA (1983). Control of radioactive waste disposal into the marine environment, Safety Ser. No. 61, IAEA, Vienna: 128pp.
- IAEA (1985). Sediment K_ds and concentration factors for radionuclides in the marine environment, Tech. Rep. Ser. No. 247: 73pp.
- IAEA (1988a). Protection from radiation hazards, IAEA News Features, Vienna, No. 1: 4-6.
- IAEA (1988b). Operational safety excellence: The common goal, IAEA News Features, Vienna, No. 1: 7-9.
- IAEA (1988c). Some realities of the energy scene, IAEA News Features, Vienna, No. 1: 10-11.
- ICRP (1977). Recommendation of the International Commission on Radiological Protection, ICRP, Publ. 26, Pergamon Press, Oxford: 53pp.

- ICRP (1979). Limits for intakes of radionuclides by workers, ICRP, Publ. 30, Part 1, Pergamon Press, Oxford: 116pp.
- ICRP (1980). Limits for intakes of radionuclides by workers, ICRP, Publ. 30, Part 2, Pergamon Press, Oxford: 71pp.
- ICRP (1981). Limits for intakes of radionuclides by workers, ICRP, Publ. 30, Part 3, Pergamon Press, Oxford: 124pp.
- JUZNIC, K., FEDINA, S. (1986). Distribution of Sr-89 and Sr-90 in Slovenia, Yugoslavia after the Chernobyl accident, E.E.C. Meeting on Cycling of Radionuclides, Sep. 1986, Madrid.
- KAUTSKY, H. (1977). Die Vertikalverteilung radioaktiver Falloutprodukte im westlichen Mittelmeer in den Jahren 1970 und 1974. *Deutsch. Hydrog. Zeitsch.*, 30: 175-184.
- KIRCHMANN, R. (1979). Transfer and incorporation of tritium in aquatic organisms, IAEA-SM-232, San Francisco. In: STIE/PUB/498, IAEA, Vienna: 187-203.
- KORUN, M., PUCELJ, B., MARTINCIC, R., STEGNAR, P. (1988). In situ measurements of the radioactivity of the Adriatic Sea. In: *Intn. Conf. on Environm. Radioactivity in the Med. Area*, Barcelona: 453-455.
- KUPFERMAN, S.L., LIVINGSTON, H.D., (1979). A procedure for independently estimating blanks and uncertainties for measured values of Sr-90 and Cs-137 concentrations in the Atlantic Ocean. *J. Mar. Res.* 37: 141.
- LAL, D., PETERS, E. (1967). Cosmic ray produced radioactivity on earth. In: *Encyclopedia of physics*, Springer-Verlag, New York: 600-601.
- LIVINGSTON, H.D., BOWEN, V.T., BURKE, J.C. (1977). Fallout radionuclides in Mediterranean sediments. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 24 (3): 37-40.
- LIVINGSTON, H.D., CASSO, S.A., BOWEN, V.T., BURKE, J.C. (1978). Soluble and particulate-associated fallout radionuclides in Mediterranean water and sediments, presented at 26th Congr. and Plenar. Assembly of C.I.E.S.M., Airtalya, Turkey.
- LOVETT, M.B., NELSON, D.M. (1981). The determination of some oxidation states of plutonium in sea water and associated particulate matter. In: *Techniques for Identifying Transuranic Speciation in Aquatic Environments*, IAEA, Vienna: 27-35.
- MICHEL, M.L. (1976). Tritium inventories of the world oceans and their implications. *Nature*, 263: 103.
- MIYAKE, Y., KATSURAGI, Y., SUGIMURA, Y. (1975). Plutonium fallout in Tokyo, *Pap. Meteorol. Geophys.*, 26: 1-8.
- PAPANICOLAOU, E.P., KRITIDIS, P. (1988). Contamination of the agricultural land of Greece with radioactive cesium and its effect on the growing crops. In: *Intn. Conf. on Environm. Radioactivity in the Med. Area*, Barcelona: 457-466.

- PENTREATH, R.J. (1980). The behaviour of transuranic and other long-lived radionuclides in the Irish Sea and its relevance to the deep sea disposal of radioactive wastes. In: Proc. 3rd NEA Seminar, Tokyo, OECD, Paris: 203-221.
- PENTREATH, R.J. (1985). Radioactive discharges from Sellafield (UK). In: Behaviour of Radionuclides released into Coastal Waters, IAEA-TECDOC-329, Vienna: 67-110.
- PHARABOD, J.P., SCHAPIRA, J.P., ZERBIB, J.C. (1986). Tchernobyl: un nuage d'incertitude, La Recherche, 17: 1102-1106.
- PRESTON, A. (1971). Radioactivity. FAO Fisheries Rep., No. 99 Suppl. 1, FAO, Rome: 87-99.
- SHELL, W.R. (1974). World distribution of environmental tritium. In: Physical Behaviour of Radioactive Contaminants in the Atmosphere, IAEA, Vienna: 375-395.
- SVERDRUP, H.U., JOHNSON, M.W., FLEMMING, R.H. (1942). The oceans, their physics, chemistry and general biology, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J.: 642
- THEIN, M., BALLESTRA, S. YAMATO, A., FUKAI, R. (1980). Delivery of transuranic elements by rain to the Mediterranean Sea, Geochim. Cosmochim. Acta, 44: 1091-1097.
- TOCCAFONDI, G., QUEIRAZZA, G., ANTONUCCI, L., RAGNI, F., BONFANTI, G., CICERI, G. (1988). Preoperational environmental studies around the Italian "Montalto" nuclear power plant: Background level and previsual distribution of radioactivity. In: Intn. Conf. on Environm. Radioactivity in the Med. Area, Barcelona: 337-357.
- UNSCEAR (1982). Ionizing radiation: Sources and biological effects, Rep. to the General Assembly, United Nations, New York.
- VAKULOVSKII, S.M., KATRICH, I.Yu., KRASBOPERTSEV, Yu, NIKITIN, A.I., CHUMICHEV, V.B., SHKURD, V.N. (1980). Spatial distribution and balance of ^3H and Cs-137 in the Black Sea in 1977. Soviet Energy (Atomnaya Energiya) 49: 545 (105).
- VOLCHOK, H.L., TOONKEL, L. (1974). Worldwide deposition of Sr-90 through 1973, USAEC Health & Safety Lab., Fallout Prog. Quarterly Summary Rep., HASL-286: I-17 to I-35.
- WHITEHEAD, N.E., BALLESTRA, S., HOLM, E., HUYNH-NGOC, L. (1988). Chernobyl radionuclides in shellfish, J. Environm. Radioactivity, 1: 107-121.
- WOODHEAD, D.S. (1970). The assessment of the radiation dose to developing fish embryos due to the accumulation of radioactivity by the egg, Radiat. Res., 43: 582-597.
- WOODHEAD, D.S. (1973). Levels of radioactivity in the marine environment and the dose commitment to marine organisms, IAEA-SM-158, Seattle. In: STI/PUB/313, IAEA, Vienna: 499-525.
- WOODHEAD, D.S. (1974). The estimation of radiation dose rates to fish in contaminated environments, and assessment of the possible consequences, IAEA-SM-184, Portoroz. In: STI/PUB/375, IAEA, Vienna: 555-575.