



**MEDITERRANEAN ACTION PLAN
MED POL**

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME

**ASSESSMENT OF THE STATE OF POLLUTION OF THE MEDITERRANEAN SEA
BY RADIOACTIVE SUBSTANCES**

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

MAP Technical Reports Series No. 62

In cooperation with



IAEA

UNEP
Athens, 1992

Note: The designations employed and the presentation of the material in this document do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNEP or IAEA concerning the legal status of any State, Territory, city or area, or of its authorities, or concerning the delimitation of their frontiers or boundaries. The views expressed in this volume are those of the authors and do not necessarily represent the views of UNEP or IAEA.

Note: Les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du PNUE ou de l'AIEA aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les vues exprimées dans ce volume sont celles de leurs auteurs et ne représentent pas forcément les vues du PNUE ou de l'AIEA.

For bibliographic purposes this volume may be cited as:

UNEP/IAEA: Assessment of the State of Pollution of the Mediterranean Sea by Radioactive Substances. MAP Technical Reports Series No. 62, UNEP, Athens, 1992.

Pour des fins bibliographiques, citer le présent volume comme suit:

PNUE/AIEA: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les substances radioactives. MAP Technical Reports Series No. 62, UNEP, Athens, 1992.

This volume is the sixty-second issue of the Mediterranean Action Plan Technical Reports Series.

This series contains selected reports resulting from the various activities performed within the framework of the components of the Mediterranean Action Plan: Pollution Monitoring and Research Programme (MED POL), Blue Plan, Priority Actions Programme, Specially Protected Areas and Regional Marine Pollution Emergency Response Centre for the Mediterranean Sea.

Ce volume constitue le soixante-deuxième numéro de la série des Rapports techniques du Plan d'action pour la Méditerranée.

Cette série comprend certains rapports élaborés au cours de diverses activités menées dans le cadre des composantes du Plan d'action pour la Méditerranée: Programme de surveillance continue et de recherche en matière de pollution (MED POL), Plan Bleu, Programme d'actions prioritaires, Aires spécialement protégées et Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle.

INTRODUCTION

The Mediterranean States meeting in Barcelona in 1975, adopted an Action Plan for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution. The legal framework for this co-operative regional programme is the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution (also known as Barcelona Convention) and its related protocols which has been ratified by 18 Mediterranean states and the European Economic Community. So far, four protocols have been adopted and entered into force one of them being the Protocol for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution from Land-based Sources (LBS protocol).

The MED POL programme, is the scientific/technical component of the Mediterranean Action Plan and is concerned with assessing and evaluating the environmental problems. The environmental assessment undertaken, provides a basis for assisting national policy makers to manage their natural resources in a more effective and sustainable manner.

The specific objectives of the MED POL programme are designed to provide the Contracting Parties to the Barcelona Convention, inter alia, with:

- information required for the implementation of the Convention and protocols;
- indicators and evaluation of the effectiveness of the pollution prevention measures taken under the Convention and the protocols;
- scientific information which may lead to eventual revisions and amendments of the relevant provisions of the Convention and the protocols and for the formulation of additional protocols;
- information which could be used in formulating environmentally sound national, bilateral and multilateral management decisions essential for the continuous socio-economic development of the Mediterranean region on a sustainable basis.

One of the basic components of the MED POL programme is the implementation of the LBS protocol according to which Contracting Parties undertake to eliminate pollution from land-based sources by the substances listed in Annex I to the Protocol. Assessment documents have already been prepared and recommendations adopted for microbial pollution of bathing waters and shellfish growing areas, pathogenic microorganisms, mercury and mercury compounds, cadmium and cadmium compounds, used lubricating oils, organohalogen compounds, organotin compounds, organophosphorus compounds, persistent synthetic materials which may float, sink or remain in suspension and radioactive substances. An assessment document is also under preparation for carcinogenic, teratogenic or mutagenic substances.

The present document on the assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by radioactive substances was prepared by the Coordinating Unit for the Mediterranean Action Plan, in close cooperation with the IAEA Marine Environment Laboratory. The Mediterranean Co-ordinating Unit wishes to acknowledge the work of Dr R. Fukai (former Director of the IAEA Marine Environment Laboratory) in the preparation of the original manuscript. The document was presented to the Joint Meeting of the Scientific and Technical Committee and the Socio-Economic Committee (Athens, 6-10 May 1991) as document UNEP(OCA)/MED WG.25/Inf.6. Based on this assessment document, a set of recommendations on radioactive substances was adopted by the Seventh Ordinary Meeting of the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution and its related protocols (Cairo, 8-11 October 1991).

INTRODUCTION

La réunion d'Etats méditerranéens tenue à Barcelone en 1975 a adopté un Plan d'action pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution. Le cadre juridique de ce programme de coopération régionale consiste en la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution (connue également comme Convention de Barcelone) avec les protocoles y relatifs qui a été ratifiée par 18 Etats méditerranéens et la Communauté économique européenne. Jusqu'à ce jour, quatre protocoles ont été adoptés et sont entrés en vigueur; l'un d'eux est le protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique.

Le programme MED POL est la composante scientifique/technique du Plan d'action pour la Méditerranée et vise à évaluer les problèmes de l'environnement. L'évaluation de l'environnement qui est entreprise fournit une base permettant d'aider les décideurs nationaux à gérer leurs ressources nationales d'une manière plus efficace et judicieuse.

Les objectifs spécifiques du programme MED POL sont destinés à procurer notamment aux Parties contractantes à la Convention de Barcelone:

- les renseignements nécessaires pour l'application de la Convention et de ses protocoles;
- des indicateurs et une évaluation de l'efficacité des mesures de protection prises en vertu de la Convention et de ses protocoles;
- des renseignements scientifiques susceptibles d'aboutir à des révisions et modifications des dispositions concernées de la Convention et des protocoles et de permettre la formulation de protocoles supplémentaires;
- des renseignements pouvant servir à formuler des décisions de gestion au niveau national, bilatéral et multilatéral qui soient respectueuses de l'environnement et essentielles à la poursuite du développement socio-économique de la région méditerranéenne sur une base judicieuse.

L'une des composantes fondamentales du programme MED POL consiste en l'application du Protocole tellurique conformément auquel les Parties contractantes s'engagent à éliminer la pollution d'origine tellurique par les substances énumérées à l'annexe I au dit Protocole. Des documents d'évaluation ont déjà été établis et des recommandations adoptées pour la pollution microbienne des eaux de baignade et des eaux conchylicoles, pour les micro-organismes pathogènes, pour le mercure et les composés de mercure, pour le cadmium et les composés de cadmium, pour les huiles lubrifiantes usées, pour les composés organohalogénés, pour les composés organostanniques, pour les composés organophosphorés, pour les matières synthétiques persistantes qui peuvent flotter, couler ou rester en suspension et pour les substances radioactives. Un document d'évaluation est déjà en cours d'élaboration pour les substances cancérigènes, tératogènes ou mutagènes.

Le présent document sur l'évaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les substances radioactives a été établi par l'Unité de coordination du Plan d'action pour la Méditerranée, en étroite coopération avec l'AIEA (Marine Environment Laboratory). L'Unité de coordination souhaite remercier le Dr R. Fukai (ancien Directeur de l'AIEA - Marine Environment Laboratory) pour le travail fourni pour la préparation du manuscrit original. Le document a été présenté à la réunion conjointe du Comité scientifique et technique et du Comité socio-économique (Athènes, 6-10 mai 1991) sous la cote UNEP(OCA)/MED WG.25/Inf.6. Sur la base de ce document d'évaluation, un ensemble de recommandations sur les substances radioactives ont été adoptées par la Septième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention pour la protection de la Méditerranée contre la pollution et aux Protocoles y relatifs (Le Caire, 8-11 octobre 1991).

TABLE OF CONTENTS

	<u>Page</u>
BACKGROUND	1
1. INTRODUCTION	2
2. GENERAL CHARACTERISTICS OF RADIONUCLIDES	2
3. NATURAL AND ARTIFICIAL RADIONUCLIDES	3
3.1. <u>Natural Radionuclides</u>	3
3.1.1. Terrigenous radionuclides	3
3.1.2. Cosmogenic radionuclides	5
3.1.3. Environmental abundance of natural radionuclides	5
3.2. <u>Artificial Radionuclides</u>	5
3.2.1. Light nuclides	7
3.2.2. Fission products	7
3.2.3. Activation products	9
3.2.4. Transuranic nuclides	9
I. ASSESSMENT	10
4. SOURCES AND INPUTS OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES INTO THE MEDITERRANEAN	10
4.1. <u>Nuclear Installations as Discharge Sources</u>	10
4.1.1. Nuclear fuel reprocessing plants	10
4.1.2. Nuclear power stations	12
4.1.3. Research reactors and other point sources	14
4.2. <u>Inputs Through Different Routes</u>	16
4.2.1. Atmospheric input in the pre-Chernobyl period	16
4.2.2. River input in the pre-Chernobyl period	16
4.2.3. Strait inflow in the pre-Chernobyl period	17
4.2.4. Total input in the pre-Chernobyl period	18
4.2.5. Chernobyl fallout	18
5. THE BIOGEOCHEMICAL BEHAVIOUR OF RADIONUCLIDES IN THE MEDITERRANEAN	21
5.1. <u>Characteristics of the Mediterranean Marine Environment</u>	21
5.2. <u>Sediment Concentration Factor</u>	22
5.3. <u>Biological Concentration Factor</u>	23

	<u>page</u>
5.4. <u>Specific Behaviour of Individual Radionuclides</u>	24
5.4.1. Hydrogen-3 (H-3 tritium)	24
5.4.2. Cobalt-60 (Co-60)	25
5.4.3. Strontium-90 (Sr-90)	25
5.4.4. Ruthenium-106 (Ru-106)	26
5.4.5. Cesium-137 (Cs-137)	26
5.4.6. Plutonium-239 (Pu-239)	27
6. LEVELS OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN THE MEDITERRANEAN	27
6.1. <u>Reliability of Environmental Radionuclide Measurements</u>	28
6.2. <u>Levels in the Pre-Chernobyl Period</u>	28
6.2.1. Levels in sea water	29
6.2.2. Levels in marine sediments	35
6.2.3. Levels in marine biota	35
6.2.4. Total Mediterranean inventories up to 1986	36
6.3. <u>Levels in the Post-Chernobyl Period</u>	39
7. RISK ASSESSMENT	43
7.1. <u>Effects on Marine Organisms</u>	43
7.2. <u>Human Exposure</u>	44
8. CONCLUSIONS ON THE ASSESSMENT	47
II. CONTROL MEASURES	50
9. EXISTING INTERNATIONAL AND NATIONAL CONTROLS AND MEASURES	50
9.1. <u>International Control Measures</u>	50
9.2. <u>National Control Measures</u>	51
10. SCIENTIFIC RATIONALE FOR ESTABLISHING RESTRICTION AND CONTROL	53
10.1. <u>System Analysis Approach</u>	53
10.2. <u>Concentration Factor Approach</u>	53
10.2.1. Selection of possible pathways	54
10.2.2. Annual limits on intakes (ALIS)	54
10.2.3. Demographic survey	54
10.2.4. Limits for environmental levels	54
10.2.5. Release limits at discharge points	54
10.3. <u>Pre-operational Survey and Monitoring</u>	54
III. REFERENCES	56

TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
GENERALITES	63
1. INTRODUCTION	64
2. CARACTERES GENERAUX DES RADIONUCLEIDES	64
3. RADIONUCLEIDES NATURELS ET ARTIFICIELS	66
3.1. <u>Radionucléides naturels</u>	66
3.1.1. Les radionucléides d'origine terrestre	66
3.1.2. Radionucléides d'origine cosmique	67
3.1.3. Abondance des radionucléides naturels dans l'environnement	68
3.2. <u>Radionucléides artificiels</u>	68
3.2.1. Nucléides légers	68
3.2.2. Produits de fission	70
3.2.3. Produits d'activation	70
3.2.4. Nucléides transuraniens	70
I. EVALUATION	73
4. SOURCES ET APPORTS DE RADIONUCLEIDES ARTIFICIELS EN MEDITERRANEE	73
4.1. <u>Installations nucléaires sources de rejets</u>	73
4.1.1. Usines de retraitement de combustible nucléaire	73
4.1.2. Centrales nucléaires	75
4.1.3. Réacteurs de recherche et autres sources ponctuelles	77
4.2. <u>Apports par diverses voies</u>	79
4.2.1. Apport atmosphérique dans l'avant-Tchernobyl	79
4.2.2. Apport fluvial dans l'avant-Tchernobyl	79
4.2.3. Apport par les détroits dans l'avant-Chernobyl	80
4.2.4. Apport total dans l'avant-Chernobyl	81
4.2.5. La retombée de Tchernobyl	81
5. LE COMPORTEMENT BIOGEOCHIMIQUE DES RADIONUCLEIDES EN MEDITERRANEE	84
5.1. <u>Caractères du milieu marin méditerranéen</u>	84
5.2. <u>Facteur de concentration sédimentaire</u>	85
5.3. <u>Facteur de concentration biologique</u>	86

	<u>page</u>
5.4. <u>Comportement spécifique de divers radionucléides</u>	87
5.4.1. Hydrogène-3 (H-3 tritium)	87
5.4.2. Cobalt-60 (Co-60)	88
5.4.3. Strontium-90 (Sr-90)	88
5.4.4. Ruthénium-106 (Ru-106)	89
5.4.5. Césium-137 (Cs-137)	89
5.4.6. Plutonium-239 (Pu-239)	90
6. NIVEAUX DES RADIONUCLEIDES ARTIFICIELS EN MEDITERRANEE	90
6.1. <u>Fiabilité des mesures de radionucléides dans l'environnement</u>	91
6.2. <u>Niveaux dans l'avant-Chernobyl</u>	91
6.2.1. Niveaux dans l'eau de mer	92
6.2.2. Niveaux dans les sédiments marins	98
6.2.3. Niveaux dans les biotes marins	98
6.2.4. Réserves méditerranéennes totales jusqu'en 1986	99
6.3. <u>Niveaux dans l'après-Chernobyl</u>	102
7. EVALUATION DES RISQUES	106
7.1. <u>Effets sur les organismes marins</u>	106
7.2. <u>Exposition humaine</u>	107
8. CONCLUSIONS SUR L'EVALUATION	110
II. MESURES ANTIPOLLUTION	113
9. MESURES ET CONTROLES EXISTANT AUX NIVEAUX INTERNATIONAL ET NATIONAL	113
9.1. <u>Mesures antipollution au niveau international</u>	113
9.2. <u>Mesures antipollution au niveau national</u>	114
10. JUSTIFICATION SCIENTIFIQUE DE L'INSTAURATION DE MESURES DE RESTRICTION ET DE CONTROLE	116
10.1. <u>Méthode de l'analyse fonctionnelle</u>	116
10.2. <u>Méthode des facteurs de concentration</u>	116
10.2.1. Sélection des voies de transfert possibles	117
10.2.2. Limites annuelles des apports	117
10.2.3. Enquête démographique	117
10.2.4. Limites des niveaux dans l'environnement	118
10.2.5. Limites d'émission aux points de rejet	118
10.3. <u>Etude pré-opérationnelle et surveillance</u>	118
III. REFERENCES	119

**ASSESSMENT OF THE STATE OF POLLUTION IN THE MEDITERRANEAN SEA
BY RADIOACTIVE SUBSTANCES**

BACKGROUND

The protocol for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution from Land-based Sources (LBS Protocol) was adopted by the Conference of Plenipotentiaries of the Coastal States of the Mediterranean Region on 17 May 1980 in Athens, Greece. The protocol has so far been ratified by 17 Contracting Parties to the Barcelona Convention and entered into force on 17 June 1983.

Article 5 of the LBS Protocol stipulates that:

- The parties undertake to eliminate pollution of the Protocol Area from land-based sources by the substances listed in Annex 1 to this protocol.
- To this end they shall elaborate and implement, jointly or individually, as appropriate, the necessary programmes and measures.
- These programmes and measures shall include, in particular, common emission standards and standards for use.
- The standards and the time-tables for the implementation of the programmes and measures aimed at eliminating pollution from land-based sources shall be fixed by the Parties and periodically reviewed, if necessary every two years, for each of the substances listed in Annex I in accordance with the provisions of article 15 of this protocol.

Annex I of the protocol lists radioactive substances, including their wastes.

At the Fourth Ordinary meeting (Genoa, September 1985), the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against Pollution and its related Protocols agreed that, with regard to the technical implementation of the Protocol for the Protection of the Mediterranean Sea against Pollution from Land-based Sources, the Secretariat would propose an order of priority and a realistic time-table for the development of programmes and measures for at least two substances annually, including common emission standards and standards for use, required for the implementation of the Protocol, and that in preparing such a proposal, substances listed in the Annex I to the Protocol should be accorded priority.

A meeting of experts on the technical implementation of the LBS Protocol (December 1985) recommended that an "assessment document" on the state of pollution in the Mediterranean Sea should be prepared for each of the substances listed in Annexes I and II of the LBS protocol.

The Contracting Parties which approved the recommendation of the above meeting gave the guidelines for preparing an "assessment document". The guidelines state that such assessment documents should include inter alia chapters on:

- sources, point of entries and amounts of pollution from industrial, municipal and other discharges to the Mediterranean Sea
- levels of pollution
- effects of pollution
- present legal, administrative and technical measures at national and international levels.

In compliance with the above the present document on the assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by artificial radionuclides was prepared by the Secretariat with the help of consultant and in close cooperation with international organizations, especially with IAEA. This document does not deal with all radionuclides, but concentrates on dealing with the artificial ones, since possible environmental events considered as "pollution" are only attributable to some of these radionuclides.

1. Introduction

The acute public concern over the effects on human well-being of ionizing radiation resulting from the existence of radioactive substances in the environment has only arisen in the recent years, despite the fact that natural radioactive substances had already existed at the beginning of the universe and, since then, have always been present in the environment. This concern is certainly owing to recent recognition by the public of increasing anthropogenic releases of artificial radionuclides into the environment by developing nuclear industries, by large-scale nuclear weapon testing and, especially, by spectacular nuclear accidents, such as those of Three Mile Island, Chernobyl, etc. For the scientific assessment of the effects of environmental pollution with artificial radionuclides, however, one should always bear in mind that life occurring on the earth has been consistently and constantly under the influence of ionizing radiation from naturally occurring radionuclides. The radiological effects of ionizing radiation on life are identical whether they come from natural or artificial radionuclides. Although the introduction of artificial radionuclides into the environment has been a recent event, its scientific significance is entirely different from that of some types of toxic organic pollutants, which had never been present in the environment before their introduction.

The present document intends to outline the actual state of pollution of the Mediterranean Sea by artificial radionuclides, to provide a scientific rationale for establishing control measures for preventing radioactive pollution to be adopted by the Contracting Parties.

In order to facilitate general understanding of the problems, a brief scientific outline on characteristics of radionuclides and comparisons between natural and artificial radionuclides are given prior to the description of the situation of contamination by artificial radionuclides in the Mediterranean Sea.

Chapter I, which deals with the assessment of the state of pollution in the Mediterranean Sea, provides information on the sources and inputs of artificial radionuclides, describes biogeochemical processes by which various released radionuclides are redistributed into different marine environmental compartments and presents a summary of available data on levels of artificial radionuclides in sea water, sediments and biota in the pre-Chernobyl and post-Chernobyl periods. The chapter also provides information on the effects of radiation exposure on marine organisms as well as man, assessing risks of such exposure.

Chapter II, which deals with control measures for preventing pollution effects, reviews available information on existing national and international control measures and outlines the scientific rationale for establishing these control measures.

2. General Characteristics of Radionuclides

Since radionuclides (radioisotopes) are chemically identical with stable elements, their biogeochemical behaviour in the marine environment is similar to that of stable elements and depends on their chemical properties. They undergo various environmental processes taking place in situ, such as dissolution, precipitation, sorption, complexation, biological ingestion and excretion, etc. in the manner similar to those of stable elements. This is especially true for natural radionuclides coexisting with their stable counterparts in the environment. For example, radioactive potassium-40 (K-40) behaves in situ exactly like stable potassium-39 (K-39, natural isotopic abundance, . 93%) and potassium-41 (K-41, natural isotopic abundance, . 7%), although its isotopic abundance amounts to only 0.01%. Similarly, artificial radionuclides, such as cobalt-60 (Co-60), cesium-137 (Cs-137), etc. which have been introduced into the marine environment as the result of human activities, behave similarly to their natural occurring stable counterparts, cobalt-59 (Co-59, natural isotopic abundance, 100%), cesium-133 (Cs-133, natural isotopic abundance, 100%), etc., provided that both the chemical and physical forms of the artificial radionuclides introduced are identical with those of their stable counterparts.

Atoms of radionuclides are, however, characterized by the instability of their nuclei. This instability causes a radioactive atom to decay to another atom, either radioactive or stable, with a probability specific to the initial atom. In other words, the probability of decay of a radionuclide within a given time depends on the radionuclide involved. The half-time of the decay (which follows the exponential law) is a constant for that specific radionuclide regardless of the amount of radionuclides present. This half-time of decay, traditionally known as a "half-life", is considered a primary physical property characterizing each radionuclide. This specific time-dependency of the decay of radionuclides could be used not only for ensuring the identification of certain radionuclides during their measurements, but also for applying them as unique tools for determining rate constants of various environmental events, such as, the time-scale of geochemical processes. The latter use of natural as well as artificial radionuclides has been developed for studying various environmental processes, proving the usefulness of some radionuclides as "geochemical tracers".

In addition to the time-specificity, each radionuclide decays in its own specific scheme, emitting spontaneous particles and/or radiation with characteristic energies. This is another important characteristic of radionuclides which facilitates their identification in environmental materials with certainty. Due to the decay-scheme and energy specificity, aided sometimes by the time specificity of the decay described above, most radionuclides can be identified and quantitatively determined at very low levels often found in complex environmental matrices. The accuracy of radiological measurements suffer, in general, much less from reagent blanks and procedural contamination inherent in all trace measurements but especially critical for stable trace element measurements. In addition, high sensitivity and accuracy in radiological measurements can be attained by relatively modest laboratory facilities and instrumentation. For example, the combination of radiochemical separation procedures and successive α -spectrometry achieves the measurement of concentrations of transuranic elements as low as 10^{-20} - 10^{-22} gram of the elements per 1 gram of environmental matrices with associated errors within $\pm 20\%$ or less (Fukai *et al.*, 1976; Holm *et al.*, 1980). It is also possible, with the recent developments in computerized gamma-spectrometry, to conduct continuous measurements and control of gamma-emitting radionuclides, for example, in radioactive waste effluents being released from nuclear installations.

The sensitivity, certainty and ease of radionuclide measurements, which are based on the physical characteristics of radionuclides described above, are important aspects to be taken into account in considering environmental and effluent monitoring as well as control measures for preventing radioactive pollution in the environment.

3. Natural and Artificial Radionuclides

3.1. Natural radionuclides

Although the general scope of the present document is to deal with the state of pollution of the Mediterranean Sea derived from the introduction of artificial radionuclides by human activities, it is not possible to completely ignore the presence of and environmental role played by naturally occurring radionuclides in the sea since, as it has already been pointed out, the life existing on earth has always been exposed to their radiation.

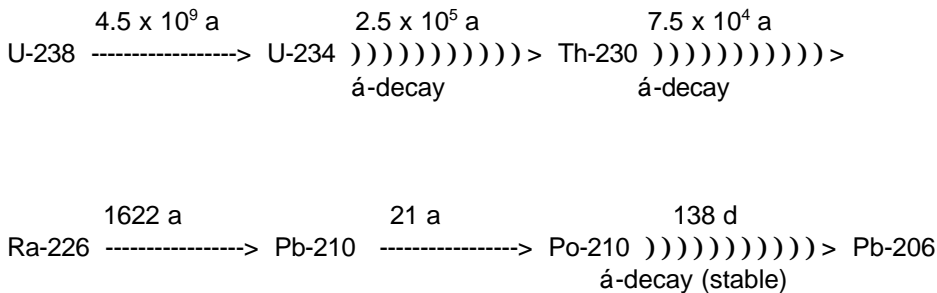
More than 60 radionuclides are known to occur naturally in the environment. These are classified into two groups according to their origin: terrigenous and cosmogenic.

3.1.1. Terrigenous radionuclides: The terrigenous radionuclides are believed to have been present already in the rocks and minerals of the earth's crust when the earth was formed and include long-lived primordial nuclides co-existing with their stable element counterparts as well as the three primordial actinide parent nuclides, thorium-232 (Th-232), uranium-235 (U-235) and uranium-238 (U-238) and their descendant products.

At least 14 radionuclides are known to occur in nature at present as primordial nuclides coexisting with stable element counterparts. The common characteristic of these radionuclides is their very long half-lives, which range from 10^7 years to 10^{15} years. Although their chemical properties vary widely, all of these radionuclides are considered to be well exchanged isotopically with their stable isotopes in the environment due to primordial occurrence at the formation of the earth. Thus the environmental behaviour of these radionuclides is similar to that of their stable counterparts.

The principal members in the above category are potassium-40 (K-40) and rubidium-87 (Rb-87). Both radionuclides belong to the alkali metal group, so that they are dispersed widely over the whole environmental spheres, especially in the hydrosphere, due to their susceptibility to weathering. The radioactivity of K-40 thus represents over 90% of the total radioactivity of sea water, while that of Rb-87 corresponds with approximately 1%.

As previously stated, another group of the primordial terrigenous radionuclides includes three actinide parents and their daughter nuclides which consist of about 35 radioisotopes of Pb, Bi, Po, Rn, Ra, Ac, Th, Pa, and U. Depending on their parent's mass numbers, these isotopes form three independent decay series. Among these decay series, the uranium decay series, characterized by mass numbers of $4n+2$ (where n represents an arbitrary integral number), includes a series of more familiar radionuclides encountered in the marine environment. Principal members of the uranium decay series (half-lives longer than 100 days) are schematically presented below:



where solid arrows represent the direct decay from a parent to its daughter; broken arrows, indirect decay from a parent through short-lived intermediate nuclides to its descendant; numbers above the arrows, half-lives of parent nuclides, and signs below the arrows, types of decay.

In a closed system of sufficient age in the environment a descendant radionuclide in a given decay series exists in a steady state equilibrium, since the radioactive decay law dictates that the rate of production of the descendant from its immediate parent is equal to the rate of decay of the descendant itself to its daughter. In the dynamic environment such as the hydrosphere, however, the closed system is often disrupted by the separation of a daughter nuclide from its immediate parent, as the daughter may be quite different chemically from its parent. This causes radiological disequilibrium between the parent nuclides and its daughter. Since the restoration of the steady state in the original system, if it is reclosed, takes approximately six half-lives of the daughter, the degree of the disequilibrium observed for the original system indicates a measure of the length of time lapsed between the reclosure of the system and the observation. Depending on the circumstances, several environmental processes are known to cause isotopic disequilibria between parent and daughter nuclides in the actinide decay series. Thus, the observations on the degree of the isotopic disequilibria in the actinide decay series in some environmental systems may bring useful information on time-scales with which various biogeochemical processes are taking place in situ.

In connection with the isotopic disequilibria for the uranium decay series encountered in the marine environment, it is important to note that some marine organisms are receiving much higher natural radiation doses than organisms living on land, due to the extensive accumulation of polonium-210 (Po-210), the descendant nuclide of U-238, in some organs of their bodies (Cherry & Shannon, 1974; Cherry & Heyraud, 1981). In fact, it has been observed that radiation doses due to Po-210 received by several marine organisms are much higher than those due to artificial radionuclides in significantly contaminated areas around some nuclear installations (Pentreath et al., 1980).

3.1.2. Cosmogenic radionuclides: At least 14 radionuclides are known to be continually produced in the earth's atmosphere by nuclear reactions between gaseous atoms of the earth's envelope (hydrogen, oxygen, nitrogen, argon, etc.) and cosmic-ray particles, such as high-energy protons originating from the outer space. The fluctuations in the rate of production of these radionuclides have been estimated from the measurements on meteorites, etc. and are found to be within a factor of about two, if the average values over periods of their half-lives are considered.

These radionuclides are brought down to the earth's surface by precipitation and dry fallout or they enter directly into geochemical processes taking place on and/or above the earth's surface in a gaseous phase. Although stable isotopes of all known cosmogenic radionuclides exist in nature, the degree of the isotopic exchange between cosmogenic radionuclides and their corresponding stable isotopes depends on the forms in which they are introduced into the geochemical processes.

The cosmogenic radionuclides include hydrogen-3 (tritium, H-3) and carbon-14 (C-14) as their principal members. The naturally occurring global inventories of H-3 and C-14 are estimated to be respectively 1.3×10^{18} Bq and 11×10^{18} Bq (Lal & Peters, 1967). In addition to these inventories, excess amounts of these two radionuclides have been produced artificially by a number of explosion tests conducted mainly during the 1960's and introduced into the earth's environment. These amounts are estimated to be 1.7×10^{20} Bq for H-3 (Schell, 1974; Michel, 1976) and 0.2×10^{18} Bq for C-14. Thus, it has become necessary to take into account the presence of the artificially injected H-3 and C-14 in the environment, when they are to be used as tracers for various environmental processes, such as water mixing, sedimentation, etc.

3.1.3. Environmental abundance of natural radionuclides: In order to obtain a general picture of the relative abundance of natural radionuclides in the marine environment, the average mass and radioactivity concentrations of principal members of natural radionuclides in sea water and marine sediments are compared with those in the earth's crust in Table I. The table is based on the compilation made by Fukai & Yokoyama (1982). In the compilation the heterogeneity existing within a given geochemical sphere has been disregarded by presenting average concentrations for the geochemical sphere. Therefore, it should be borne in mind, when one refers to the numbers in Table I, that the variability of the concentrations may be quite large within a given geochemical sphere, especially for the heterogeneous lithosphere. Nevertheless, the table gives useful information on the levels of natural radionuclides in the marine environment in relation to the concentrations of artificial radionuclides released into the sea as the result of human activities.

3.2. Artificial radionuclides

Several hundreds of artificial radionuclides are produced intentionally or unintentionally as the result of human activities, such as the applications of nuclear reactors and particle accelerators to various purposes, testing of nuclear weapons and nuclear accidents. Many of these radionuclides are short-lived and decay quickly after their production. Some of the artificial radionuclides are, however, longer-lived and released into the environment under controlled or uncontrolled conditions. Since radioactive waste effluents from nuclear fuel reprocessing and power production are treated in order to reduce the levels of radionuclides contained after certain periods of storage, the quantities of artificial radionuclides in the effluents released into the

Table I

Average mass and radioactivity concentrations of natural radionuclides in the marine environment and the earth's crust

Radionuclide	Half-life (years)	Marine environment				Continental Earth's Crust	
		Sea water		Sediment		(μgkg^{-1})	(mBqkg^{-1})
		(μgl^{-1})	(mBql^{-1})	(μgkg^{-1})	(mBqkg^{-1})		
<u>Terrigenous Radionuclides</u>							
Potassium-40	1.25×10^9	48	1.26×10^4	. 3000	$. 7 \times 10^5$	2400	6.3×10^5
Rubidium-87	4.7×10^{10}	34	110	-	-	2.4×10^4	8.1×10^4
<u>Uranium Decay Series</u>							
Lead-210	21	6×10^{-10}	1.9	5×10^{-5}	1.5×10^5	1×10^{-5}	3.3×10^4
Polonium-210	0.38	7×10^{-12}	1.1	9×10^{-7}	"	2×10^{-7}	"
Radium-226	1662	1×10^{-7}	3.7	0.004	"	0.001	"
Thorium-230	7.52×10^4	2×10^{-8}	0.015	0.2	"	0.04	"
Uranium-234	2.48×10^5	2×10^{-4}	44	0.08	1.9×10^4	0.15	"
Uranium-238	4.5×10^9	3	37	1000	1.1×10^4	110	"
<u>Cosmogenic Radionuclides</u>							
Hydrogen-3	12.3	1.7×10^{-12}	0.6	-	-	-	-
Carbon-14	5730	2×10^{-8}	3.7	$(0.1-1) \times 10^{-4}$	0.0015-0.015	-	-

environment are low and the numbers of the radionuclides contained are limited. As there is no control of environmental releases of artificial radionuclides during weapon testing and accidents, the quantities and number of artificial radionuclides released into the environment are much larger than those in the cases of nuclear industries. Even within these uncontrolled releases many short-lived radionuclides decay in the environment before giving any significant radiation effects on marine organisms and man. Thus, only a limited number of artificial radionuclides are often encountered in the marine environment.

The artificial radionuclides which are often found in the marine environment are traditionally classified into the following categories depending mainly on their mode of production: light nuclides, fission products, activation products and transuranic nuclides. Principal members of the radionuclides in each category are listed in Table II with their half-lives, modes of radioactive decay and major sources for environmental release.

3.2.1. Light nuclides: Although tritium (hydrogen-3, H-3) and carbon-14 (C-14) are natural cosmogenic radionuclides, as has been described previously, they have also been produced massively during the nuclear weapon testing carried out extensively during the 1960's and distributed in the earth's environment, especially in the marine environment. In addition, H-3 is known to be released from both nuclear power and reprocessing plants. Although the global inventory of bomb-produced H-3 largely surpasses either that of natural H-3 or that from the nuclear industry at present, it has been estimated that the amounts originating from the nuclear industry may affect the total inventory after the year 2000, if the projected developments of the nuclear industry for the early 21st century are pursued (Preston, 1971).

3.2.2. Fission products: Since the operations of nuclear reactors are, in any case, based on controlled fission reactions of fissionable radionuclides, such as uranium-235, plutonium-239, etc., the utilization of any type of a nuclear reactor results in the production of fission products, including strontium-90, ruthenium-106 and cesium-137. As the aim of the nuclear fuel reprocessing is to remove fission products produced within fuel materials in order to recover reusable fissionable nuclides, the wastes resulting from the fuel reprocessing contain a whole series of fission products. On the other hand, as the use of nuclear weapons is based on uncontrolled fission reactions which attain the state of explosion, the nuclear weapon testing also produces a whole series of fission products with activation products simultaneously formed by neutron activation of structural materials of the weapon. Thus, atmospheric explosion tests of nuclear weapons have introduced a variety of fission as well as activation products into the marine environment through the atmosphere.

As all of the fission products listed in Table II have their natural occurring stable isotopes in the marine environment, except for technetium-99, their biogeochemical behaviour after environmental releases follow, in principle, that of their stable counterparts. The similarity of the behaviour between the radioactive and corresponding stable isotopes depends on the degree of, and time required for, the isotopic exchange between themselves in the marine environment. It has been observed in some cases that fission products such as ruthenium-106, cerium-144, etc., in effluents released into the marine environment after waste treatments are in entirely different chemical forms from those of their stable counterparts occurring in sea water. Therefore, the radionuclides released behave quite differently from their stable counterparts (IAEA, 1975; Guegueriat, 1975).

Table II

List of artificial radionuclides found often in the marine environment with their half-lives, modes of decay and major sources for environmental release

Radionuclide	Half-life	Mode of decay	Major Sources for Environmental Release
<u>Light Nuclides</u>			
Hydrogen-3	12.3a	B ⁻	Natural cosmogenic production Nuclear weapons testing
Carbon-14	5730a	"	H-3: Nuclear fuel reprocessing & power reproduction
<u>Fission products</u>			
Cesium-137	30a	B ⁻	Nuclear fuel reprocessing Nuclear weapons testing
Cesium-144	285d	"	
Ruthenium-106	1a	"	
Strontium-90	29a	"	
Technetium-99	2.1x10 ⁵ a	"	
(Other potentially important fission products include: ¹⁵⁵ Eu, ¹³¹ I, ⁸⁵ Nb-Zr, ¹⁰³ Ru, ¹²⁵ Sb, ⁸⁹ Sr & ⁹¹ Y			
<u>Activation products</u>			
Cesium-134	2.2a	B ⁻	Nuclear power production Nuclear weapons testing
Chromium-51	27.7d	EC	
Cobalt-60	5.3a	B ⁻	
Manganese-54	291d	EC	
Silver-110m	253d	IT, B ⁻	
Zinc-65	245d	B ⁺ , EC	
<u>Transuranic Nuclides</u>			
Americium-241	433a	á	Nuclear fuel reprocessing Nuclear weapons testing
Neptunium-237	2.1 x 10 ⁶ a	"	
Plutonium-238	87.7a	"	
Plutonium-239	2.4 x 10 ⁴ a	"	
Plutonium-240	6.56 x 10 ³ a	"	
Plutonium-241	14.4a	B ⁻	

Plutonium-239 cannot be differentiated from plutonium-240 in the present-day alpha-spectrometrical measurements. In order to avoid repeated tedious expression, the term and sign, plutonium-239 and Pu-239 are used below instead of the more precise term and sign, plutonium-(239+240) and Pu-(239+240).

3.2.3. Activation products: This category includes mainly radioisotopes of transition metals which are produced principally by neutron activation of stable metal isotopes, which are frequently used for piping, casing, etc. of nuclear reactors as well as nuclear weapons. As for nuclear power reactors, the metal piping is an essential structure for cooling water circulation and the circulating water may contain traces of piping material which could be activated while it circulates through reactor cores, or of radioactive metal corrosion products coming from piping material. As the primary heat exchange in nuclear power reactors is normally made in closed circuit systems, the activation products produced in the circulating water are not released directly into the environment. However, these activation products are removed from time to time from the primary circulating water and, after waste treatments, are discharged at low levels into the environment. Thus, some activation products, such as cobalt-60, zinc-65, etc. are often found in the effluents released from nuclear power plants. As previously mentioned, activation products are also introduced into the environment as the result of atmospheric nuclear weapon testing as well as nuclear fuel reprocessing, although quantities of these activation products produced, relative to those of fission products, are considerably lower.

3.2.4. Transuranic nuclides: One of the members, plutonium-239 (Pu-239), is especially important in this category because of its fissionable character suitable as nuclear fuel and bomb material, as well as its long half-life (2.4×10^4 years). As Pu-239 is produced through neutron capture by uranium-238 and successive beta-decay, both power reactor operations and nuclear explosions produce this radionuclide. Since one of the main purposes of nuclear fuel-reprocessing is to recover as much as possible the produced Pu-239 from the spent fuel materials, only a small fraction of Pu-239 escapes during the reprocessing operation into the waste fraction with fission products. Nevertheless, small amounts of Pu-239 are always contained in waste effluents released from nuclear fuel reprocessing plants and find their way to the environment with much greater amounts of fission products. The release histories of other transuranic nuclides from the fuel reprocessing are more or less similar, although they are only by-products of nuclear power production. As can be understood from their mode of production, the transuranic nuclides listed in Table II have been also produced during the past nuclear weapon testing and introduced into the marine environment through the atmosphere. Plutonium-238 and Pu-239 have also been known to be introduced into the marine environment through the disintegration of the SNAP satellite carrying Pu-238 in 1964, the loss of a nuclear weapon above Spain in 1966 and the crash of an aircraft carrying nuclear weapons at Greenland in 1968.

These transuranic nuclides listed are characterized by their long half-lives and most of them decay emitting α -particles. Since there are no stable counterparts existing in nature for these nuclides, their biogeochemical behaviour in the marine environment depends solely on their chemical properties, which are different from one to another.

I. ASSESSMENT

4. **Sources and Inputs of Artificial Radionuclides into the Mediterranean**

4.1. Nuclear installations as discharge sources

In considering radioactive pollution sources for the Mediterranean Sea, it is necessary to differentiate well-defined point sources of radioactive effluent discharges such as nuclear power plants, fuel reprocessing plants, etc., from wide-spread or combined sources like atmospheric fallout, river run-off, etc. Since many nuclear installations in the Mediterranean Region are located along major rivers, artificial radionuclides discharged from these installations enter into the Mediterranean Sea through rivers. While travelling along the rivers, these discharged radionuclides are subjected to various geochemical processes, such as hydrolysis, precipitation, sorption, ion-exchange, etc., so that the concentrations of the radionuclides entering the marine environment tend to be reduced in the rivers as compared with the original levels at which they were released. The situation is quite different, for example, for the nuclear fuel reprocessing plants located at sea coast such as at Sellafield (UK), or at La Hague (France), the major radioactive effluent discharge points in Europe, where effluents are directly released into the Irish Sea or the English Channel. Thus, in considering the sources for radioactive pollution of the Mediterranean Sea the individual point sources of radioactive effluent discharge become less important than the combined sources like contaminated rivers, which introduce combined amounts of radionuclides from several point sources. Nevertheless, possible discharges from various nuclear installations in the Mediterranean Region are reviewed below in order to obtain ideas on quantitative contribution of discharges from these installations to radioactive pollution of the Mediterranean Sea as a whole. The distribution of various nuclear installations in the Mediterranean Region is illustrated in Fig. 1 based on the compilation made by Calmet & Granby (1988).

4.4.1. Nuclear fuel reprocessing plants: As point sources for radionuclide discharge into the environment nuclear fuel reprocessing plants are known to be the largest contributors among various types of installations in the nuclear industry. Although some fuel reprocessing activities are being conducted in the Mediterranean basin, i.e., in France (Marcoule) and Italy (Sallugia) as shown in Fig. 1, the sizes of these reprocessing facilities are much smaller than those of industrial fuel reprocessing plants installed at Sellafield (UK), or La Hague (France). In addition, these facilities are located along the major rivers in the Mediterranean basin, Rhone and Po, and discharge their waste effluents into these river systems. As described in Section 4.1, the concentrations of radionuclides released into these rivers tend to be reduced by various biogeochemical processes during the water transport along the rivers, while some amounts of radionuclides originated from waste effluents of other nuclear installations may be added. As far as the Mediterranean marine environment is concerned, radioactive contamination is influenced only by the quantities of radionuclides in river run-off into the Mediterranean Sea, regardless of those in original releases into the rivers. Although it should not be overlooked that the discharges of radionuclides from these fuel reprocessing facilities pose radioprotection problems (such as levels of radionuclides in drinking and irrigation waters, those in local food products, etc.) in the vicinity of the points of radioactive releases, these problems should be dealt with in the scope of terrestrial pollution, but not of marine pollution.

As to the quantities of radionuclides released into the rivers, detailed data have not been published, although it is quite certain that these quantities have been monitored and controlled by competent national authorities. On the other hand, detailed data on annual discharge rates of various radionuclides into the marine environment have been published for the industrial fuel reprocessing plants at Sellafield, UK (Pentreath, 1985) and at La Hague, France (Calmet &

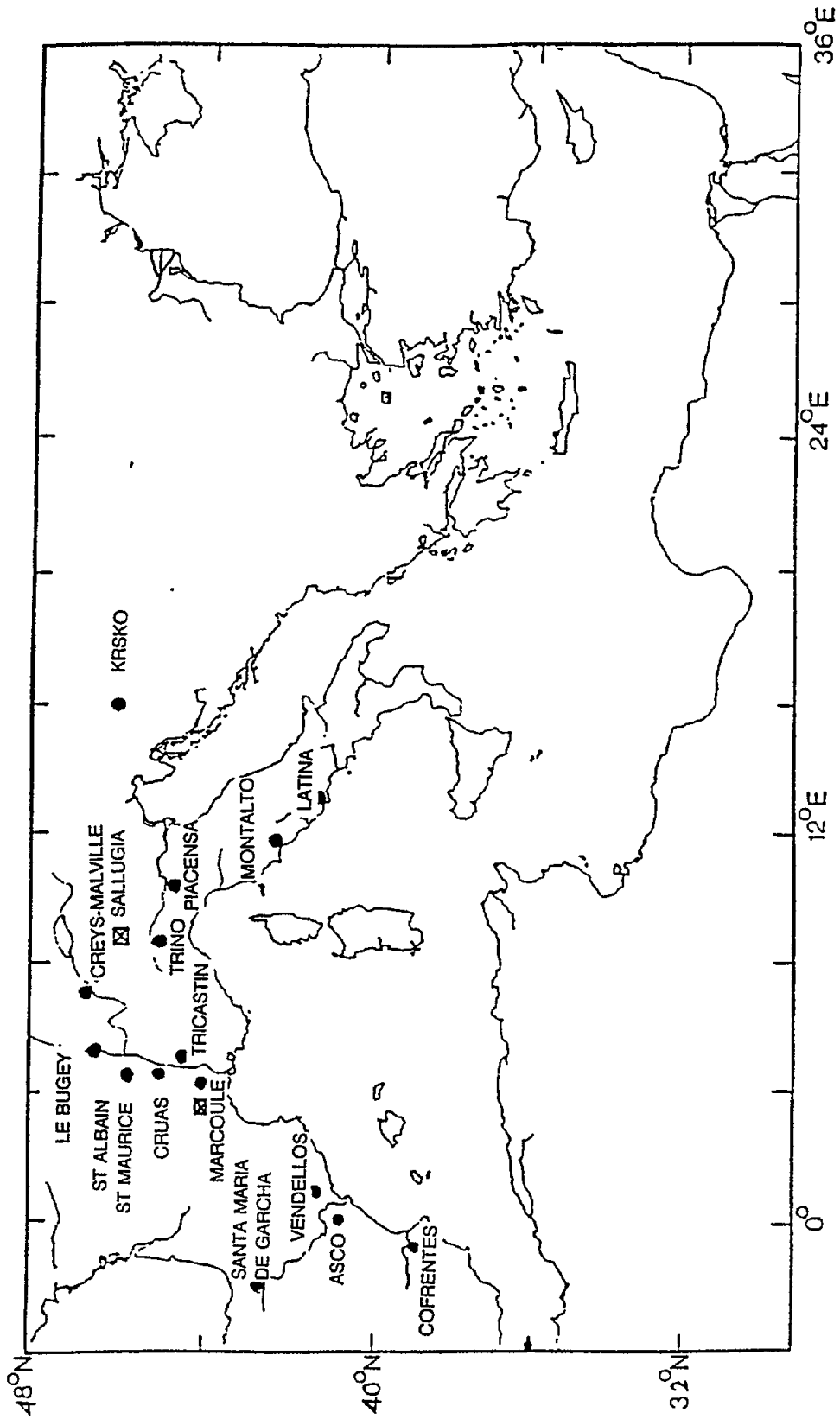


Figure 1: Distribution of nuclear installations in the Mediterranean Region (• power station; ☒ fuel reprocessing station).

Guegueniat, 1985). In order to obtain general ideas on quantities of selected radionuclides discharged from large-scale fuel reprocessing operations, the ranges of annual discharge rates of these radionuclides during the 1970s from the above plants are given in Table III. The data presented in Table III demonstrate that the annual discharge rates of major fission products are close to or in the order of magnitude of PBq a^{-1} ($10^{15} \text{ Bq a}^{-1}$), although these rates fluctuate considerably, depending on many factors, such as size of the plant, schedule of reprocessing operation, type of irradiated fuel to be processed, methodology of waste treatment adopted, time for waste storage, etc. The quantities of radioactive wastes discharged from Sellafield Works have been considered as the largest intentional discharge so far made by the nuclear industry into the marine environment and some radionuclides released from the Sellafield plant into the sea could be traced several thousands of kilometers in the oceanic marine environment from their point of discharge. Judging from the data available for the quantities of river run-offs of some radionuclides into the Mediterranean Sea, the radionuclide discharges from the Mediterranean nuclear fuel reprocessing facilities into the environment are estimated to be at least three orders of magnitude or, more likely, from four to five orders of magnitude lower than those made from the Sellafield plant.

4.1.2. Nuclear power stations: Recent estimates published by IAEA (1988) demonstrate that nuclear power stations are operational in only four Mediterranean countries, France, Italy, Spain and Yugoslavia. The estimates for the numbers of power reactor units and net combined capacities of these reactors in operation and under construction in the above-mentioned four countries are given in Table IV (IAEA, 1988c). Since the numbers given for France in the upper line in the table cover the whole of France, those applicable only to the Mediterranean part of France have been estimated on the basis of the information given by Calmet & Granby (1988) and presented in the lower line of the table. These numbers show that only one-third of the total nuclear power production in France has been allocated to the Mediterranean basin. Since many power reactors in operation in the Mediterranean Region are located along rivers, as shown in Fig. 1, the fate of radionuclides in waste effluents discharged from these power stations into the river environment would be similar to that in the cases for the fuel reprocessing facilities, as described in Section 4.1.1. The situation may be different for a few power stations, where the waste effluents are discharged more directly into the marine environment.

In order to obtain a general idea on the quantities of radionuclides discharged from nuclear power plants, examples of annual discharge rates of selected radionuclides from different types of power reactors are given in Table V (Fukai & Murray, 1973). The data in the table show that annual discharge rates of different radionuclides vary widely depending on size and types of power reactors, conditions of reactor operations, procedures for waste treatment, etc. Therefore, it is difficult to estimate the quantities of radionuclides discharged from individual power stations into the environment, without basing on systematic monitoring and control data for each power station present in the region concerned. Such data have certainly been made available to competent national authorities, but not to the general public. On the basis of the data presented in Table V, however, it may be reasonable to assume that a range of radionuclide discharge rates from power reactor stations would be between 0.1 and 1 TBq a^{-1} ($10^{12} \text{ Bq a}^{-1}$) in terms of the discharge of Cs-137 for 1000 MWe power reactor operation. If the range assumed is acceptable, it follows that the total annual discharge rate from the nuclear power stations operating in the Mediterranean Region would be approximately 5 TBq a^{-1} in terms of the Cs-137 discharge, allowing a factor of around 5.

Table III

Ranges of annual discharge rates for selected radionuclides from industrial nuclear fuel reprocessing plants at Sellafield and La Hague during 1970s (PBq a⁻¹ or 10¹⁵ Bq a⁻¹)

Radionuclide	Sellafield, UK	La Hague, France
Hydrogen-3	0.7 - 1.5	0.1 - 0.7
Strontium-90	0.2 - 0.5	0.003 - 0.2
Ruthenium-106	0.3 - 1.5	0.02 - 0.8
Cesium-134	0.2 - 1.3	0.03 - 0.05
Cesium-137	0.9 - 5.2	0.02 - 0.3
Cesium-144	0.07 - 0.7	0.001 - 0.04
Plutonium-239 (*)	0.02 - 0.07	(0.2-6) x 10 ⁻⁴

(*) Including other alpha-emitting plutonium isotopes.

Table IV

Nuclear power reactors in operation and under construction in countries in the Mediterranean Region (preliminary data in Dec. 1987)

Country	In Operation		Under Construction	
	Number of Units	Net Capacity (MWe)	Number of Units	Net Capacity (MWe)
France				
Whole country	53	49398	10	13124
Mediterranean Region	17	16273	-	-
Italy	2	1120	3	1999
Spain	9	6529	1	990
Yugoslavia	1	632	-	-
Total (Mediterranean)	29	24554	4	2989

Table V

Estimated annual discharge rates for selected radionuclides from nuclear power stations
(TBq a⁻¹ or 10¹² Bq a⁻¹)

Power Station	Type of reactor	Capacity (MWe)	Estimated discharge rate		
			H-3	Co-60	Cs-137
Tarapur (India)	BW ⁽¹⁾	400	0.2	0.004	0.01
Carigliano (Italy)	"	150	0.4	< 0.2	0.07
Dresden I (USA)	"	210	0.2	0.4	0.07
Trino (Italy)	PW ⁽²⁾	252	22	0.06	0.04
Indian Point I (USA)	"	265	41	0.2	0.1
Lanina (Italy)	GG ⁽³⁾	200	1.5	0.002	0.3
Bradwell (UK)	"	300	5	0.02	1

⁽¹⁾ BW = Boiling water type

⁽²⁾ PW = pressurized water type

⁽³⁾ GG = Graphite-moderated and gas-cooled type

4.1.3. Research reactors and other point sources: The presence of research reactors in the Mediterranean countries is wider-spread than that of nuclear power reactors. The numbers of research reactors in operation in the Mediterranean Region are given by country in Table VI (IAEA, 1988c). As the total number presented in the table includes research reactors in operation in the non-Mediterranean area of France, the actual total number for the whole Mediterranean Region would be around 25. Since the normal power capacity of a research reactor is about three orders of magnitude lower than that of a power reactor unit often used at present and being around a few megawatt, the production of radioactive wastes by a research reactor would accordingly be lower although the quantities of radionuclides discharged from reactor sites are not proportional to power capacities of nuclear reactors concerned, but depend on various other factors involved in the waste effluent discharges. Nevertheless, it may be reasonable to estimate that the reduction factors for quantities of radionuclides released from independent research reactor sites into the environment are higher than those from nuclear power plants since, in addition to waste treatments in the sites, the waste effluents usually go through municipal sewage treatment systems with further reduction of radionuclide quantities. Thus, the total discharge rate of radionuclides from research reactors in operation in the Mediterranean Region would be less than 1 GBq a⁻¹ (10⁻⁹ Bq a⁻¹) in terms of the Cs-137 discharge.

As a whole, the discharge of radionuclides into the environment at the above rate is considered negligible as compared with that from the nuclear industry. One can argue about the possibility of high local accumulation of certain radionuclides resulting from the discharge by research reactors in some environmental matrices under unusual circumstances, which might cause significant radiological effects. Such argument is, however, entirely theoretical and, especially in the marine environment, coincidental synchronization of various favorable conditions for the unusual accumulation is quite unlikely to occur and can practically be disregarded.

Hospitals and scientific laboratories utilizing radioisotopes for medical and scientific purposes may be considered as possible point sources for radionuclide discharges into the marine environment. However, the possibilities of any significant discharges of radionuclides from these establishments are small, due to the fact that the quantities of radionuclides handled in these establishments are much smaller than those handled in the other types of sources already mentioned. Also the handling of radionuclides are performed under strict control in order to avoid accidental contamination of personnel and facilities, and radioactive wastes at significant levels are usually treated before discharging into municipal sewage systems. In addition, only short-lived radionuclides such as technetium-99m (half life: 6h), iodine-131 (half-life: 8d), gold-198 (half-life: 2.7d), etc., are used for medical purposes in hospitals. Although there are always risks of accidental contamination of personnel and facilities, these are not problems of marine pollution.

Uranium mines may be also considered as possible sources for radionuclide discharge since they mobilize some natural radionuclides belonging in the uranium decay series. Except for radioprotection problems against inhalation of powdered ores containing radium-226 by workers of the mines, environmental impacts of the mining activities are, however, considered negligible especially for pollution of the marine environment.

Table VI

Number of research reactors in operation in countries
in the Mediterranean Region (Dec. 1987)

Country	Number of research reactors in operation
Egypt	1
France	21 ⁽¹⁾
Greece	2
Israel	1
Italy	6
Libyan Arab Jamahiriya	1
Spain	1
Turkey	2
Yugoslavia	3
Total	38

⁽¹⁾ For the whole of France

4.2. Inputs through different routes

As has been pointed out in the previous section, the most important factor for controlling the radioactive pollution status of the Mediterranean Sea is the actual amount of artificial radionuclides introduced into the Mediterranean marine environment through different routes rather than their amounts released by various point sources into the atmosphere and the fresh-water environment, since the latter tends to be considerably modified before entering into the sea. Thus, in the present section attempts are made to quantify the amounts of artificial radionuclides brought into the Mediterranean through atmospheric fallout, river run-offs and water exchange via straits. It should be borne in mind, however, that there has been a major change of the radioactive pollution situation in the Mediterranean Region before and after the Chernobyl accident in 1986. The discussions given below regarding the quantitative inputs of radionuclides into the Mediterranean Sea, therefore, deal with those in the pre-Chernobyl period separately than with those in the post-Chernobyl period. Considering the abundance of existing data necessary for quantitative estimations to be conducted, the following discussions are focused in cesium-137 and plutonium-239 as the representatives of artificial radionuclides introduced into the Mediterranean marine environment.

4.2.1. Atmospheric input in the pre-Chernobyl period: Radioactive fallout resulting from large-scale explosion tests of nuclear weapons conducted during the 1960s, followed by similar tests in smaller-scale by the Chinese in the 1970s and afterwards, had represented the predominating route for the introduction of artificial radionuclides into the Mediterranean marine environment until the Chernobyl accident took place. The radionuclides produced by these tests were advected to the stratosphere, well-mixed and then transported gradually to the earth's surface in the form of dry and wet fallout. Global atmospheric fallout distributions and inventories show a strong latitudinal dependance (Hardy *et al.*, 1972; Volchok & Toonkel, 1974; Kupferman *et al.*, 1979).

Annual fallout delivery rates of Cs-137 and Pu-239 have been measured in the Mediterranean Region at Monaco during 1978-79 and reported to be $13.0 \pm 0.2 \text{ Bq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ and $0.300 \pm 0.004 \text{ Bq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectively (Thein *et al.*, 1980). These reported data are in good agreement with those obtained at Tokyo (Miyake *et al.*, 1975) and at New York (Bennett, 1976) for the period of 1972-75. They are, however, very much lower than the rates observed during the period of early 1960s, when large fallout peaks took place. Applying the annual delivery rates cited above and the value for the surface area of the Mediterranean Sea ($2.97 \times 10^6 \text{ km}^2$), the annual delivery of Cs-137 and Pu-239 during the period of 1975-1985 are estimated to be respectively 39 TBq a^{-1} and 0.9 TBq a^{-1} . Although systematic measurements of the delivery rates of radionuclides by atmospheric fallout during the peak period of fallout and the successive period have not been performed in the Mediterranean Region, the information on the integrated fallout delivery covering the whole period of radioactive fallout can be obtained on the basis of the data of radionuclide measurements on soil samples. Based on the soil measurement data obtained at Monaco and elsewhere, the integrated delivery of Cs-137 and Pu-239 through atmospheric fallout up to 1986 have been estimated to be $3.3 \pm 0.6 \text{ kBq m}^{-2}$ and $76 \pm 6 \text{ Bq m}^{-2}$, respectively (Ballestra *et al.*, 1987; Holm *et al.*, 1988b). Applying again the surface area of the Mediterranean Sea to these values, the estimates of $10 \pm 2 \text{ PBq}$ for Cs-137 and $0.23 \pm 0.02 \text{ PBq}$ for Pu-239 are computed as the total fallout delivery of these radionuclides into the Mediterranean Sea up to 1986.

4.2.2. River input in the pre-Chernobyl period: Since many nuclear installations existing in the Mediterranean Region are located along major rivers, river run-offs of artificial radionuclides into the sea represent major routes for the introduction of radionuclides released from these

installations. The quantities of major radionuclides released are systematically monitored at the sites, although little of this monitoring data has been published. On the other hand, on the basis of field measurements, an attempt was made to estimate the quantities of Cs-137, Pu-239 and other transuranic nuclides brought into the Mediterranean marine environment through the route of river run-offs (Fukai *et al.*, 1981). On the basis of data obtained from radionuclide measurements performed seasonally in 1977 on river water samples collected at stations set up at the mouths of the Var and the Rhone, the annual average concentrations of Cs-137 and Pu-239 were computed for each of these rivers, taking into account seasonal variations of the river water discharges into the sea. Assuming that the annual average concentrations of Cs-137 and Pu-239 in the Var and the Rhone respectively represent those in uncontaminated and contaminated Mediterranean rivers with the radioactive releases from nuclear installations and applying the annual water discharge rates for uncontaminated rivers to be $3.3 \times 10^8 \text{ t a}^{-1}$ and that for contaminated rivers (the Ebro, Po and Rhone) to be $1.2 \times 10^8 \text{ t a}^{-1}$, the total annual input rates of Cs-137 and Pu-239 through rivers into the Mediterranean Sea are estimated to be 1.2 TBq a^{-1} for Cs-137 and 17 GBq a^{-1} for Pu-239 (Fukai *et al.*, 1981). Since the annual average concentrations of these radionuclides in the Var and the Rhone are not necessarily representative respectively for other uncontaminated and contaminated rivers, the estimated input rates are admittedly crude. The data indicate, however, that more than 65% of Cs-137 and 90% of Pu-239 are brought into the sea in a form of suspended matter, which deposits to the bottom without allowing much time for interaction with sea water. Thus, the major fractions of these radionuclides carried down by river water into the sea do not significantly affect the distribution in Mediterranean sea water beyond the vicinity of estuarine areas.

The annual river-inputs of Cs-137 and Pu-239 into the Mediterranean Sea estimated above for 1977 are approximately 3% and 2%, respectively, of the annual fallout delivery rates of these radionuclides in 1978-79 (Thien *et al.*, 1980). It has not been known whether these percentages had been constant or not through the whole period under consideration. If the constant percentages could be assumed for the period from early 1960s to 1985, then the total quantities of Cs-137 and Pu-239 introduced by the river input into the Mediterranean sea up to 1986 would be respectively 0.4 PBq and 5 TBq, considering the corresponding fallout delivery of 10 PBq for Cs-137 and 0.23 PBq for Pu-239. The estimated values for river inputs are considered to be valid only for indicating the order of magnitude of the quantities concerned due to the uncertainty of the assumption adopted. In any case, however, the river inputs represent the minor addition of these nuclides within the errors associated to the fallout delivery values (Holm *et al.*, 1988b).

4.2.3. Strait inflow in the pre-Chernobyl period: It has been well-known that there is a net in-flow of sea water from the Black Sea and the Atlantic Ocean into the Mediterranean Sea (Sverdrup *et al.*, 1942; Fairbridge, 1966). In both cases the incoming waters into the Mediterranean flow in the upper layers ($4.0 \times 10^2 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ from the Black Sea and $5.5 \times 10^4 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ from the Atlantic), which are more or less compensated by the outflowing waters in the lower layers ($1.9 \times 10^2 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ to the Black Sea and $5.3 \times 10^4 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ to the Atlantic). If concentration gradients of radionuclides exist between the upper and lower layers, there would be increased net inflow or outflow of radionuclides depending on the slope of the concentration gradients.

If we take the Cs-137 concentrations 16 mBq l^{-1} and 5 mBq l^{-1} respectively for the Black Sea surface water and the outgoing Mediterranean water (Vakulovskii *et al.*, 1980), then a net annual Cs-137 input of 5.4 TBq a^{-1} into the Mediterranean is computed. Since the levels of Cs-137 in the Black Sea surface water have been known to be much higher in the past, this could lead to an input of 0.1 PBq during the period of 25 years up to 1986 after the decay correction. Similarly, the annual Atlantic in-flow of Cs-137 may be estimated to be 0.12 PBq a^{-1} , considering the Cs-137 concentration of 5 mBq l^{-1} for the inflowing Atlantic water and that of 3 mBq l^{-1} for the outflowing Mediterranean water. This corresponds to the input of about 1.5 PBq during the period of 25 years up to 1986 (Holm *et al.*, 1988b).

Taking the Pu-239 concentration of 50 mBq l⁻¹ for the inflowing Black Sea water as well as for the outflowing Mediterranean water, of 10 mBq l⁻¹ for the inflowing Atlantic water and of 40 mBq l⁻¹ for the outflowing Mediterranean water, similar computations estimate the annual inflow rates of 10 GBq a⁻¹ and -1.5 TBq a⁻¹ respectively from the Black Sea and the Atlantic as well as corresponding Pu-239 inputs of 0.25 TBq and -38 TBq during the period of 25 years up to 1986. While the net input of Pu-239 from the Black Sea may be higher than the estimated value due to possible higher levels of Pu-239 in the Black Sea surface water in the past, there seems to be a net loss of Pu-239 through the Strait of Gibraltar into the Atlantic. No consideration was given to the effects of water flow from the eastern to the western Mediterranean in these calculations.

4.2.4. Total input in the pre-Chernobyl period: In order to summarize the various estimations made as to the quantities of Cs-137 and Pu-239 introduced into the Mediterranean marine environment through various routes, the values representing total amounts of input of these radionuclides up to 1986 are presented in Table VII. Although the errors involved in these estimations are large, the values in the table indicate that the inputs of the radionuclides through atmospheric fallout predominate those through the other routes. While the river inputs represent only a small additional delivery of both radionuclides to that brought down by fallout, the exchange of water through the Strait of Gibraltar might significantly influence the total quantities of radionuclides, especially those of Cs-137 occurring in the entire Mediterranean Sea.

4.2.5. Chernobyl fallout: In April 1986 the operational accident of the reactor No. 4 at the Chernobyl Nuclear Power Station in USSR caused severe radioactive fallout deposition from highly radioactive air plumes spread and transported mainly over Europe beyond national boundaries. Due to the location of the accident site and meteorological conditions at the time of the accident, the Mediterranean Region had been subjected to the relatively strong influence of radioactive contamination resulting from the Chernobyl fallout. Envelopes of trajectories followed by the radioactive air plumes over Europe after the Chernobyl accident are presented in Fig. 2 (Calmet & Granby, 1988). As can be seen from the figure, these trajectories were rather complicated so that the fallout deposition at different localities in the Mediterranean Region varied considerably depending on the geographical, topographical and meteorological factors at the individual locations concerned. To demonstrate the heterogeneity of the fallout deposition in the Mediterranean Region, examples of the results of measurements on the amounts of the Cs-137 deposition from the Chernobyl fallout observed at Mediterranean stations and elsewhere are presented in Table VIII. Differences of a few orders of magnitudes exist in some cases between the results obtained within the Mediterranean Region. Under the circumstances, it is rather difficult to estimate the change caused by the Chernobyl fallout in addition to the quantities already delivered by fallout as a result of the nuclear detonation tests up to 1986. It may be deduced, however that the Chernobyl deposition was significantly higher in the northern parts of the Mediterranean. Approximations may lead to a range of estimates between 25 and 40% increase of the Cs-137 deposition for the Mediterranean Region, compared with that already existing in the region up to 1986 (Holm *et al.*, 1988a).

The deposition of Pu-239 and other transuranic nuclides from the Chernobyl fallout in the Mediterranean Region was much smaller than that of Cs-137. The activity ratio Pu-239/Cs-137 was in the order of 5×10^{-5} for Chernobyl fallout compared with that of $1-2 \times 10^{-2}$ for fallout from nuclear weapon testing. The deposition of Pu-239 following the Chernobyl accident was about 10 mBq m⁻² or only 0.1% of previous integrated deposition (Holm *et al.*, 1988a).

Table VII

Inputs of cesium-137 and plutonium-239 into the Mediterranean marine environment up to 1986 through different routes

Route	Quantities introduced	
	Cs-137 (PBq) ⁽¹⁾	Cs-239 (PBq) ⁽¹⁾
Atmospheric fallout	10 ± 2	0.23 ± 0.02
River run-off	0.04 ± 0.1	0.05 ± 0.002
Exchange via Strait with the Black Sea	0.1	0.003 >
Exchange via Strait with the Atlantic Ocean	1.5	- 0.04
Total	12 ± 2	0.19 ± 0.02

⁽¹⁾ PBq = 10¹⁵ Bq.

Table VIII

Deposition of Cs-137 by the Chernobyl fallout in May 1986 at various locations in the Mediterranean Region

Location	Cs-137 deposition (k Bq m ⁻²)	Literature
Chernobyl, USSR	1 x 10⁴	USSR State Committee (1986)
Ljubljana, Yugoslavia	26	Juznic & Fedina (1986)
C. & N. Greece	45*	Papanicolaou & Kritidis (1988)
S. & W. Greece	5*	"
N. Italy	15	ENEA (1986)
Ispra, Italy	19	Pharabod <i>et al.</i> (1986)
Milano, Italy	10	"
La Spezia, Italy	1.5	Delfanti & Papucci (1988)
C. Italy	3.7	ENEA (1986)
S. Italy	0.7	"
Monaco	3.1	Ballestra <i>et al.</i> (1987)
Cadarache, France	3.6	Pharabod <i>et al.</i> (1986)

* Values not corrected for Cs-134 and Cs-137 due to earlier fallout.

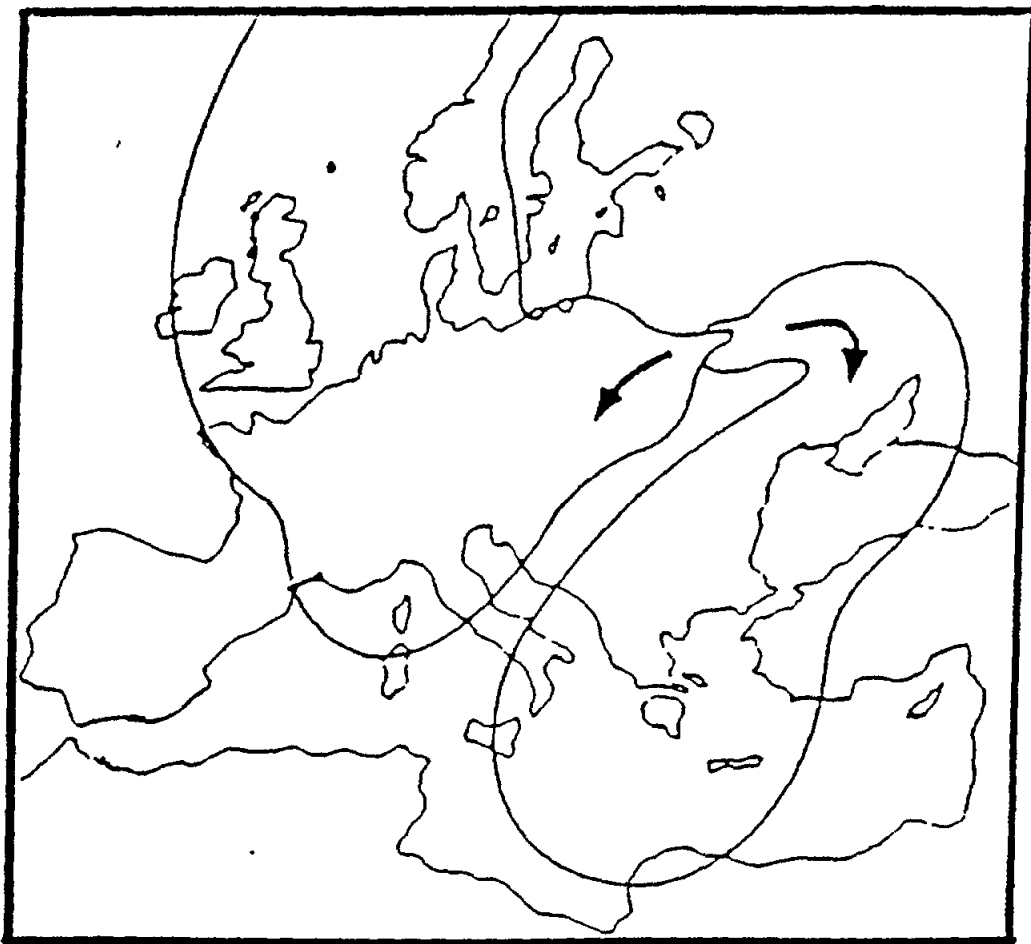


Figure 2: Trajectories of the highly radioactive plumes after the Chernobyl accident over the Mediterranean Region.

5. The Biogeochemical Behaviour of Radionuclides in the Mediterranean

All radionuclides introduced into the marine environment undergo various physical, chemical and biological processes taking place in the sea. These processes may be simple physical dispersion, but in many cases may involve complicated chemical and biological interactions of the radionuclides introduced with other environmental matrices such as inorganic and organic suspended matter, variety of living organisms, bottom sediments, etc. In order to interpret or predict the levels of radionuclides in various marine environmental compartments, it is essential to understand, step by step, the operating mechanisms of biogeochemical processes in situ. The behaviour of radionuclides in the sea depends primarily on their chemical properties, but it may also be influenced significantly by properties of interacting matrices and other environmental factors. In the present section general descriptions are given, at first, on characteristics of the Mediterranean marine environment as well as on the important parameters such as sediment and biological concentration factors required for pollution prediction and assessment. These descriptions are followed by brief reviews of characteristic behaviour of selected radionuclides encountered often in the marine environment.

5.1. Characteristics of the Mediterranean marine environment

The Mediterranean Sea is a fairly deep water body surrounded by land and is characterized generally by low precipitation, high evaporation, high salinity, low tidal action, low nutrient content, low suspended load, low biological productivity, etc. While these characteristic features of the Mediterranean Sea result in hydrographical conditions quite different from those in other seas and oceans, the fundamental biogeochemical processes taking place in coastal boundaries as well as in water columns are considered not much different from those in other seas. For example, in shallower enclosed seas like the Baltic Sea some radionuclides introduced through atmospheric fallout are brought down quickly to the sea bottom by high suspended load in sea water, while in the much deeper Mediterranean Sea the same radionuclides stay in solution for a fairly long time from several years to tens of years. This is due to the lower suspended load and greater depths of the Mediterranean than those of the Baltic. The above example demonstrates that even though the sorption of radionuclides onto the surface of suspended matter operates similarly in both seas, the resultant levels of radionuclides in sea water are quite different between the Mediterranean and the Baltic.

The longer length of time for which the introduced radionuclides stay in solution is considered important in determining their behaviour thereafter in the Mediterranean, since this allows the radionuclides more time to equilibrate with their stable counterparts occurring naturally in sea water. As a result, the behaviour of these radionuclides should be exclusively controlled by that of their stable counterparts as soon as the isotopic exchange between them has been completed. The process described is considered to have significant influence on the levels of radionuclides, such as Sr-90, Cs-137, etc., in the Mediterranean water column since the major route for their introduction in the Mediterranean Sea has been identified as atmospheric fallout, and the whole surface of the Mediterranean is represented as its receptor.

In the case of river run-offs of radionuclides in the Mediterranean Sea, the conditions associated with lower tidal action are considered to accelerate settling of suspended matter carried by rivers and, at the same time to limit the interaction of radionuclides with bottom sediments (vigorous tidal currents would induce active resuspension of sedimented materials into the water column). Generally speaking, the specific environmental characteristics of the Mediterranean Sea seem to act towards the direction of moderating interactions between radionuclides introduced and various environmental matrices. This is done in such a way as to stabilize the levels of these radionuclides in different environmental compartments, except for cases where special local conditions disturb the general tendency.

5.2. Sediment concentration factor

Although the major route for the input of radionuclides into the Mediterranean Sea has been attributed to atmospheric fallout, a major part of radionuclides discharged from nuclear installations located in the Mediterranean Region reach the sea through river run-offs, as discussed in Sections 4.1 and 4.2. Soluble fractions of the radionuclides transported to the sea by river run-offs are then subjected to interactions with suspended matter and bottom sediment particles prevailing in estuarine waters, although major fractions of the radionuclides (more than 60% for Cs-137 and more than 90% for Pu-239) enter into the sea in a sorbed state onto riverine suspended matter. In estuaries, the interactions stated above are enhanced by current disturbances which bring bottom materials into the water phase and the settling of river-borne particles also takes place. This is the first marine geochemical process encountered by the riverine radionuclides introduced into the sea. Thereafter, similar interactions are continued to take place even in the off-shore marine environment - the extent and scenario of which depend on various local conditions and the time-scale to be considered.

In order to describe the affinity of various radionuclides in solution with sediment materials, settled or suspended, a term "sediment/water distribution coefficient (K_d)" or "sediment concentration factor" has been traditionally utilized. The term is defined as the ratio of concentration of an element or a radionuclide, which is exchangeable with that in solution, in the sediment phase to concentration of the same element or radionuclide in the solution phase, which is in contact with the sediment phase. Since the term "distribution coefficient" has been derived based on a model involving riverside reactions governed by the law of mass action under steady state equilibrium conditions, it is not certain whether the term is appropriate for expressing the partition of radionuclides between solution and solid phases in complicated environmental processes prevailing in situ, where mechanisms of the partitioning may not be clearly understood. Therefore, the use of a looser term "sediment concentration factor" may be preferable when complicated environmental processes are involved. This is especially true for coastal areas, where steady state conditions are unlikely to be fulfilled.

If a sediment concentration factor for a radionuclide could be uniquely determined as to various types of sediment materials, then it would become possible to predict the level of the radionuclide to be attained in sediments on the basis of its concentration in ambient sea water by utilizing the determined value of the sediment concentration factor. This implies practical importance for radioprotection practices of the environment, since the control of radioactive contamination of sediments may be possible by controlling the sea water concentration of the radionuclides concerned. In view of this practical importance, much effort has been devoted for determining sediment concentration factors of various radionuclides for different types of sediment materials by conducting laboratory experiments as well as by investigating radiologically contaminated fields. However, as can be immediately understood from the difficulties in defining the term "sediment concentration factor" based on precise mechanisms involved in the partitioning of radionuclides, a wide range of values for sediment concentration factors have been experimentally obtained for each radionuclide depending on types of sediments dealt with, conditions of the experiments as well as field observations, methodologies of measurements, etc. Thus, the situation had become confused as to the values of the sediment concentration factors to be utilized for practical prediction of sediment contamination. In view of the practical importance of a good choice of reasonable values of sediment concentration factors for control and prediction of radioactive contamination of sediments, the IAEA took the initiative to clarify this confused situation by critically reviewing various values reported for different types of sediments under different conditions and compiled the recommended mean values of sediment concentration factors with minimum and maximum values (IAEA, 1985). In the compilation, distinction was made between "sediment/water distribution coefficients" to be used for pelagic ocean conditions

and "sediment concentration factors" to be used for coastal conditions. The former is considered important for a situation like deep-sea dumping of radioactive wastes, while the latter applies to coastal discharge of radioactive waste effluents. Taking into account the present situation of radioactive contamination in the Mediterranean Sea, the mean recommended values for coastal sediment concentration factors of selected radionuclides often encountered in the marine environment are given in Table IX. The values presented in the table vary from one order of magnitude to 10^6 with the minimum/maximum ranges by a factor from 5 to 10 towards both sides. These values represent relative degrees of partitioning of the radionuclides listed between sediments and ambient water phase and are useful, with careful examination of local conditions of areas to be considered, for the prediction and control of radioactive contamination of sediment materials.

Table IX

Recommended mean values of coastal sediment concentration factors for selected radionuclides

Radionuclide	Mean Coastal Sediment Concentration Factor
Hydrogen-3	1
Cobalt-60	2×10^5
Strontium-90	1×10^3
Ruthenium-106	3×10^2
Cesium-137	3×10^3
Plutonium-239	1×10^5

5.3. Biological concentration factor

In contact with a variety of living organisms occurring in the marine environment, the radionuclides introduced into the sea undergo various biological processes and enter into complicated marine food-webs. The major route of radiation exposure of man to artificial radionuclides occurring in the marine environment should be through ingestion of radiologically contaminated marine organisms. It will be discussed below that the levels of radioactive contamination of edible marine organisms represent the key factor for radioprotection of the marine environment.

On the analogy to the cases for marine sediments, biological concentration factors are defined as the ratio of concentration, usually on wet weight basis, of an element or a radionuclide in biological materials to concentration of the same element or radionuclide in ambient sea water. Although the term has been defined by assuming steady state conditions, these conditions are rarely fulfilled in biological processes taken place in situ. In addition, since the partition of radionuclides between biological materials and the ambient sea water is considered to be achieved through complicated combinations of biological and biochemical processes, such as assimilation, excretion, grazing, specific absorption, ion-exchange, etc., it is practically impossible in many cases to understand precise operating mechanisms of the partitioning. This is why the biological concentration factors do not make any reference to the partitioning mechanisms, but represent simply concentration ratios of an element or a radionuclide between biological materials and their ambient water.

If a biological concentration factor of a radionuclide could be uniquely determined for each of the major groups of marine organisms, the level of the radionuclide in the organisms would be predicted and controlled based on concentration of the radionuclide in ambient water. A great number of experimental and field studies for determining biological concentration factors of many radionuclides for a variety of marine organisms have been carried out under different conditions, resulting in values of biological concentration factors varying in wide ranges. Similarly to what has been done in the case of the sediment concentration factors, a number of values reported as biological concentration factors of various radionuclides for different groups of marine organisms has been critically reviewed and compilations of the recommendable mean values with the minimum/maximum ranges were made for major groups of marine organisms (IAEA, 1985). On the basis of the above compilation, the values of mean biological concentration factors of selected radionuclides for major groups of edible parts of marine organisms are given in Table X. The values presented in the table vary in a range of $1 - 10^4$ and represent specific tendencies of the radionuclides listed in the assimilation by different types of marine organisms.

Table X

Recommended mean values of biological concentration factor for selected radionuclides as to different groups of marine organisms

Radionuclide	Mean Biological Concentration Factor		
	Molluscs (Except Cephalopods)	Crustaceans	Fish
Hydrogen-3	1	1	1
Cobalt-60	5×10^3	5×10^3	1×10^3
Strontium-90	1	2	2
Ruthenium-106	2×10^3	100	2
Cesium-137	30	30	100
Plutonium-239	3×10^3	300	40

5.4. Specific behaviour of individual radionuclides

5.4.1. Hydrogen-3 (H-3, tritium): While the major global inventory of H-3 at present has resulted from the nuclear weapon testing, it is also introduced into the marine environment by waste discharges from nuclear fuel reprocessing and power plants. Since practically all H-3 atoms produced in the different processes enter into the marine environment in the form of a tritiated water molecule, the behaviour of H-3 is considered to be identical with that of the normal water molecule. Strictly speaking, however, the behaviour of the tritiated water molecule is slightly different in physical processes such as evaporation and condensation from that of the normal water molecule due to their mass difference (isotopic effect), but such an effect is too small to have any practical significance. In this sense, H-3 is an ideal tracer for studying water movements in the marine environment. In fact, H-3 has been utilized extensively for tracing mixing and movement of water masses in the oceanic areas. The behaviour of H-3 in biological processes has been also experimentally studied, showing that tritiated water could be incorporated into the organic fractions of marine organisms such as algae, mussels, shrimps, etc., to an extent close

to the level of the normal water molecule, but at slightly lower levels (Kirchman et al., 1979; Bonotto et al., 1981). This means that the values of the coastal sediment concentration factor and the biological concentration factors of H-3 do not exceed one, being slightly lower than one in usual cases, as indicated in Tables IX and X.

5.4.2. Cobalt-60 (Co-60): This radionuclide is a member of the activation products, which include other radionuclides of transition metals such as manganese-54, iron-59, zinc-65, etc. (section 3.2.3), and has been introduced into the marine environment by waste discharges from both nuclear power and fuel reprocessing plants as well as by atmospheric fallout (Table II). Since trace amounts of stable isotopes of these metals occur naturally in sea water at a level between a few ng l^{-1} and several $\mu\text{g l}^{-1}$, the behaviour of these radionuclides including Co-60 is identical, in principal, to that of their stable isotopes after the isotopic equilibration between stable and radioactive nuclides has been completed. These metals tend, however, to be subjected to inorganic and organic complexing and hydrolysis in seawater and to interact with sediment materials by ion-exchange, coprecipitation and other adsorption reactions. They often exhibit more than one oxidation state and oxidation/reduction reactions may occur under changes of environmental conditions. These chemical characteristics specific to these transition metal nuclides tend to complicate their behaviour in the environment. In addition, transition metal radionuclides discharged by nuclear industries tend to be subjected to complicated waste treatment procedures utilizing complexing agents, so that they are often in complexed forms before they are released. This may retard their quick isotopic equilibration with stable counterparts when they are introduced into the sea. In general terms, nevertheless, the transition metal radionuclides have high sediment concentration factors ($>10^3$). Due to the great interest in recent years directed towards heavy metal pollution of marine edible organisms, the uptake and loss of many transition metals by a variety of marine organisms have been extensively studied under various laboratory and field conditions, resulting in accumulation of abundant data on ingestion/excretion dynamics of these transition metals by the marine organisms. Although the data obtained have not always been consistent or comparable, the transition metal radionuclides including Co-60 have, in general, high values of the biological concentration factors around the order of 10^3 for different groups of marine organisms (Table X).

5.4.3. Strontium-90 (Sr-90): Stable and radioactive strontium belongs chemically to the alkali earth elements and the radionuclide is considered to be brought into the marine environment in the divalent ionic form specific to the alkali earth elements, regardless of whether it comes through atmospheric fallout or it is released from nuclear installations. Sea water usually contains around 8 mg of stable strontium per litre, depending on its salinity. Thus, as soon as Sr-90 in the ionic form enters into the marine environment the isotopic exchange of Sr-90 with its stable counterpart is quickly achieved and thereafter the behaviour of Sr-90 follows exactly that of its stable counterpart. This is important for assessing the extent of radiological impact of Sr-90 on radiation exposure of man, since strontium tends to be incorporated in human bones and gives radiation to human bone marrow. The complete isotope exchange of Sr-90 with stable strontium in the marine environment described above reduces the radiation dose received by the human bone marrow when it is incorporated into the bone. The isotope dilution effect of Sr-90 by its stable strontium in the marine environment is amplified by the presence of a large amount of calcium (about 400 mg Ca l^{-1}), a chemical homologue of strontium, as one of the major dissolved constituents in sea water. In many geochemical and biological processes calcium acts very similar to strontium, so that the presence of calcium in sea water has the effect of further isotopic dilution. Both calcium and strontium are not very reactive in sea water and tend to remain in solution without association with terrigenous particulate matter. Even in the assimilation of calcium as well as strontium by marine organisms as materials for their calcareous tissues, the levels of Sr-90 taken up are suppressed by the isotopic dilution effect described above. This is why the values of biological concentration factors of Sr-90 for various marine organisms are generally lower compared to those of other radionuclides (Table X).

5.4.4. Ruthenium-106 (Ru-106): Although Ru-106 has also been introduced into the marine environment through atmospheric fallout, this fission product constitutes one of the major members of radionuclides in waste effluents from nuclear fuel reprocessing plants such as those at Sellafield, U.K. and La Hague, France. Because the oxidation state of ruthenium changes easily between 0 and 8 depending on ambient conditions in solution, Ru-106 forms various complexes with different ligands in acidic media. Thus, Ru-106 in the acid solution of the mixed fission product tends to escape various steps of waste effluent treatments at reprocessing plants. After the dissolution of spent nuclear fuel with nitric acid at fuel reprocessing plants, Ru-106 is present in the form of various complexes of nitrosyl ruthenium, such as nitrato nitrosyl complexes and nitro nitrosyl complexes having varying electric charges. The chemical speciation of Ru-106 is further complicated by the polymerization of nitro-complexes in diluted acid or neutral solution. Thus, depending on the condition and history of the treatments of waste effluent, different degrees of complexation and polymerization of Ru-106 occur when the effluents become in contact with sea water. The polymerized fraction of Ru-106 complexes is expected to serve as nuclei for the formation of colloids and particles which may be charged electrically negative or positive. While positively charged colloids and particles tend to be sorbed onto the surface of seaweeds and other marine organisms, those negatively charged remain in the medium for several weeks (Gueguoniati, 1975; IAEA, 1975). This is why the behaviour of Ru-106 in the marine environment is rather independent from that of stable ruthenium in sea water, although trace amounts of stable ruthenium occur naturally in sea water (0.7 ng l^{-1}).

Since the Ru-106 released from the Sellafield fuel reprocessing plant was known to be taken up extensively by one particular species of seaweed, Porphyra and the seaweed is used as food by some local populations around the Irish Sea, the transfer of Ru-106 through the route- (waste effluent - sea water - seaweed - man) - had constituted in the past the critical pathway of radionuclides leading to human radiation exposure. Thus, extensive studies on the uptake of Ru-106 not only by the Porphyra but also by other marine organisms have been conducted in laboratories as well as in contaminated areas. While biological concentration factors of Ru-106 for Porphyra as well as some species of molluscs have been found to be high, those for other marine organisms such as crustaceans and fish were lower (Table X), suggesting that the major mechanism of the Ru-106 accumulation may be adsorption of this radionuclide onto the body surface of marine organisms.

5.4.5. Cesium-137 (Cs-137): Cesium belongs to the alkali metal elements which exhibit always positive monovalent ionic form in aqueous solution and Cs-137 in the sea water medium is not an exception. Although stable cesium occurs naturally in sea water at a level around $3 \mu\text{g l}^{-1}$, the isotopic dilution effect similar to that described for Sr-90 by stable strontium in sea water is not as pronounced since the amounts of stable cesium present in sea water are much smaller than those of stable strontium (8 mg l^{-1} in sea water). In addition, the chemical similarity between cesium and potassium, a chemical homologue of cesium, is not as close as that between strontium and calcium. Therefore, the extent of the amplification of the isotopic dilution effect by the presence of a chemical homologue of the diluting stable element, so described in the case of strontium and calcium, is very limited for cesium and potassium. Thus, the behaviour of Cs-137 in the marine environment is rather independent from that of its chemical homologue, potassium, although similar tendencies in their behaviour, in general terms, exist between these chemical homologues.

Since considerable amounts of Cs-137 have been introduced into the marine environment through atmospheric fallout as well as through the discharges from nuclear installations and Cs-137 tends to be distributed widely from its point of the introduction staying in solution, a great number of measurements of this radionuclide have been carried out so far on various marine environmental matrices. This is probably the most widely measured radionuclide in the marine

environment. Due to its simple ionic state Cs-137 undergoes adsorption onto naturally occurring suspended solids, especially onto clays, by ion-exchange reactions, so that its coastal sediment concentration factor is moderately elevated, being at a level of around 1000 (Table IX). Since Cs-137 is known to be incorporated into muscle tissues of various marine organisms, which may be eaten by man, biological uptake of this radionuclide by marine organisms is important from the radioprotection viewpoint. On the basis of results obtained in a number of studies on the uptake and loss of Cs-137 by various types of marine organisms, biological concentration factors of around 100 and biological half-lives of around 100 days have been deduced for general use in radioprotection practices.

5.4.6. Plutonium-239 (Pu-239): In view of its high radiotoxicity and long half-life, Pu-239 is considered as one of the most hazardous radionuclides found in the marine environment. Since no stable element exists for Pu-239, the behaviour of Pu-239 in the environment is governed solely by its chemical characteristics. Plutonium is known to occur in sea water in different oxidation states; Pu(III), Pu(IV), Pu(V) and Pu(VI). Plutonium-239 in higher oxidation states, Pu(V) and Pu(VI), is considered to be more soluble in sea water than in lower oxidation states, Pu(III) and Pu(IV). In fact, Lovett & Nelson (1981) found that the plutonium in sea water in the Irish Sea consisted primarily of Pu (V+VI) and that the distribution coefficient values for this pair are less than 10^4 , whereas those for the Pu (III+IV) pair are about 10^6 . Fukai *et al.* (1987) have also demonstrated that Pu-239 in atmospheric fallout dissolved in rain is in higher oxidation states, Pu(V) and Pu(VI), at Monaco and brought down to the Mediterranean surface most probably in the major form of Pu(V). The changing oxidation state of Pu-239 complicates its behaviour in the marine environment, since the rate and degree of interactions of Pu-239 with sedimentary materials and organisms vary depending on its oxidation state. Thus, the oxidation-reduction reactions taking place in the marine environment become important for deciding the direction of the behaviour of Pu-239. Relatively high sediment concentration factors of Pu-239 observed for some types of sedimentary materials are considered to suggest prevailing reducing conditions at the water-sediment interfaces, where the non-detrital hydrous oxides of iron and manganese may be playing an important role (Aston & Stanners, 1981). The behaviour of plutonium in biological processes have been extensively studied in laboratories by applying a gamma-emitting isotope of Pu, Pu-237. Studies on the uptake of Pu-237 by invertebrates have shown that specific organs of some marine organisms, such as branchial heart of octopus and hepatopancreas of crabs, accumulate Pu at high levels (Guary & Fowler, 1982; Guary & Negrel, 1981). The biological concentration factors of Pu-239 are comparatively high, in general, but vary considerably for different groups of marine organisms (Table X).

6. Levels of Artificial Radionuclides in the Mediterranean

Artificial radionuclides released from various sources are introduced into the Mediterranean Sea through different routes and then distributed in sea water, marine sediments and marine biota after having been subjected to a variety of environmental processes, such as sorption, biological assimilation and excretion, food-web transfer, horizontal and vertical transports by physical and biological mechanisms, etc. Therefore, the levels at which these radionuclides are found in various marine environmental compartments in the Mediterranean Sea should not be considered to be static, but to be dynamic in nature. There is no reason to believe at present that the steady state equilibria have been attained between inputs and physical decay or outputs of these radionuclides in the Mediterranean marine environment. On the contrary, even apart from the unexpected inputs due to the Chernobyl accident, the rates of inputs of artificial radionuclides into the Mediterranean Sea are expected to increase in coming years, if the projected developments of nuclear industries are accepted, resulting in the elevation of levels of some long-lived radionuclides in Mediterranean environmental compartments. The most important environmental problem is, therefore, to identify the increase of the input rates by periodical reviews of the levels of longer-lived radionuclides in

different environmental compartments at appropriate intervals. In the present section the data so far obtained on the levels of selected radionuclides in the Mediterranean marine environment are reviewed for sea water, marine sediments and marine biota in order to deduce the trends, if any, for changing levels. Since the quality of the data dealt with has prerequisite importance on the conclusions to be drawn, the reliability of the data must be examined beforehand. As significant changes in the levels of some radionuclides have occurred before and after the Chernobyl accident, the reviews are made respectively for the pre-Chernobyl period and the post-Chernobyl period.

6.1. Reliability of environmental radionuclide measurements

Any measurements on trace amounts of pollutants in environmental matrices are always a delicate affair and the data produced in these measurements should be critically examined before utilizing any scientific purposes. Although standard practices for performing analytical data quality control of specific measurements are available and much effort has been devoted to improving the reliability and comparability of the data produced, the data quality of trace pollutant measurements are not always satisfactory. The situation for environmental radionuclide measurements is not an exception, but generally speaking, it seems that they suffer much less from their inherent sources of errors than do other types of trace measurements, such as trace heavy metal measurements, trace organic pollutant measurements, etc. This is considered due to the following aspects specific to environmental radionuclide measurements:

- (i) Sensitivity and specificity for identifying and quantifying a radionuclide are usually higher than those for many other trace measurements;
- (ii) Chances for contaminating the samples to be analysed during sampling and analytical manipulations are much smaller;
- (iii) Reagent blanks for the measurements are practically negligible;
- (iv) Only a limited number of qualified and well-equipped laboratories in the region are engaged in the measurements; and
- (v) Well-organized intercalibration exercises and standard reference materials exist for analytical data quality control.

In spite of the fact that the aspects stated above may give assurance on the quality of data on the levels of radionuclides in the Mediterranean marine environment, the limited abundance of the available data with respect to space and time does not allow to make accurate deductions as to the changing trends of these levels.

6.2. Levels in the pre-Chernobyl period

In the pre-Chernobyl period up to 1986 the radionuclide data covering significant areas of the Mediterranean Sea have been available for only two long-lived radionuclides, Cs-137 and Pu-239, since other radionuclides introduced into the Mediterranean Sea through atmospheric fallout resulted from the extensive nuclear weapon testing in the early 1960s had already decayed to very low levels in the late 1970s, except for Sr-90. As to Sr-90, extensive measurements of this radionuclide has never been conducted in the Mediterranean marine environment, because of the technical difficulties involved in the Sr-90 measurement as well as the fact that a constant ratio has been known to exist between radioactivity concentrations of Sr-90 and Cs-137 in their fallout delivery. For these reasons the levels of only Cs-137 and Pu-239 in sea water, marine sediments and marine organisms are primarily dealt with in the following reviews.

6.2.1. Levels in sea water: The radioactivity concentration levels of Cs-137 measured for surface waters of the Mediterranean Sea by various authors up to 1986 are given in Table XI. In Fig. 3, the locations of sampling stations are given for the data in Table XI obtained by Fukai et al. (1980). The data in the table include those of systematic long-term measurements of Cs-137 in surface sea water performed at La Spezia, Italy covering a period from early 1960s to 1986 (Delfanti et al., 1988). These data show clearly the decrease of the Cs-137 level from early 1960s to late 1960s and its leveling off in the 1970s and afterwards. These changes in the levels correspond to the decrease of amounts of radioactive fallout due to the nuclear weapon testing at the time. Excluding a value obtained in the Rhone Estuary and the data obtained before 1970, the values presented in Table XI for both coastal and off-shore areas are in a relatively narrow range of 2.6-5.6 mBq Cs-137 l⁻¹. Considering the half-life of Cs-137 (30 years) it seems reasonable to conclude that the base-line level of Cs-137 in Mediterranean surface water in 1985 had been around 4 mBq l⁻¹ or slightly lower.

The vertical distributions of Cs-137 in Mediterranean water columns measured at the four profile stations shown in Fig. 3 are illustrated in Fig. 4 (Fukai et al., 1980). As shown in Fig. 4, the vertical profiles of Cs-137 distributions are characterized by its concentration maxima between 50m and 250m, although the maximum concentration of Cs-137 is different for each profile. The formation of the Cs-137 maxima in the vertical profiles was considered to be caused by vertical water movement rather than by sinking of particulate matter. Different slopes of decrease in Cs-137 concentrations below the maxima found between the western and eastern basins of the Mediterranean were attributed to the differences in rate of vertical water mixing for two basins. Basing on these profile data and comparing these with the amounts of Cs-137 brought down into the Mediterranean by fallout it was concluded that at least 70%, probably much more, of the total amounts of the Cs-137 delivery should be still in the Mediterranean water column (Fukai et al. 1980).

The number of data available for the Pu-239 measurements on Mediterranean sea water is much smaller than that for Cs-137. The vertical distributions of Pu-239 and Am-241 (americium-241) measured at various locations in the Mediterranean Sea are illustrated in Fig. 5. The locations of these profiles are indicated in Fig. 3. As shown in Fig. 5, concentrations of Pu-239 and Am-241 in the Mediterranean surface waters are respectively around 0.4 mBq l⁻¹ and less than 4 µBq l⁻¹. All profiles presented in Fig. 5 show sub-surface concentration maxima for both Pu-239 and Am-241, the depths of which are around 250m for Pu-239 and below 500m for Am-241. The cause of the formation of these concentration maxima was attributed to sinking of particulate matter, contrary to that for Cs-137, to which vertical water movements were considered to be responsible. The differences of the depths of the concentration maxima found between Pu-239 and Am-241 were believed to be related to the difference in their chemical characteristics, which differentiate them in particle formation processes in situ. On the basis of its vertical distribution patterns it was concluded that the most part of Pu-239 introduced into the Mediterranean up to 1986 by fallout remained in the water column (Fukai et al., 1982).

Table XI

Levels of cesium-137 in surface waters of the Mediterranean Sea during the pre-Chernobyl period

Location	Area No	Time	No. of data	Cs-137 Level mBq l ⁻¹	Literature
<u>Coastal Zone</u>					
French Coast	II	Apr.'86	8	3.1	Calmet & Granby (1988)
Rhone Estuary	"	"	1	15.5	"
La Spezia, Italy	IV	'62-'65	8	32	Delfanti <i>et al.</i> (1988)
		'66-'70	10	11	"
		'71-'75	10	2.6	"
		'76-'80	10	3.2	"
		'81-'85	10	4.1	"
Rovinj, Yugoslavia	V	'78-'85	8	4.4	Bauman (1990)
Rijeka, Yugoslavia	V	" "	8	4.6	"
Split, Yugoslavia	V	" "	8	4.1	"
Dubrovnik, Yugosl.	V	" "	8	4.2	"
<u>Off-Shore Area</u>					
W. Med.	II-III	'70		8.1	Kautsky (1977)
"	II-III	'74	4	5.6	"
N.W. Med.	II	'75-'78	7	5.0	Fukai <i>et al.</i> (1980)
S.W. Med.	III	'75	3	4.4	"
Tyrrhenian	IV	'75-'77	6	4.4	"
Adriatic	V	'77	3	5.0	"
Ionian	VI	'77	6	5.0	"
S. Levantine	X	'77	6	5.0	"
Whole Med.			33	4.6	"

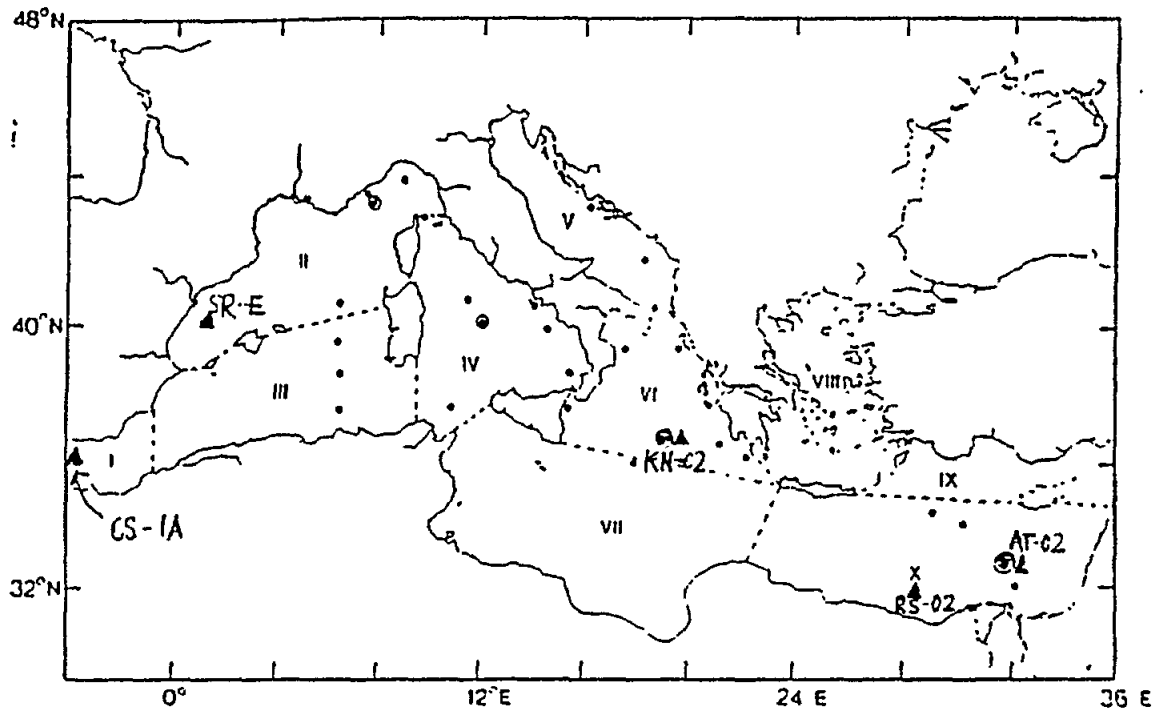


Figure 3: Sampling stations for cesium-137 and plutonium-239 measurements in the Mediterranean Sea (• surface station for Cs-137; ⊙ vertical profile station for Cs-137; ▲ vertical profile station for Pu-239 and Am-141).

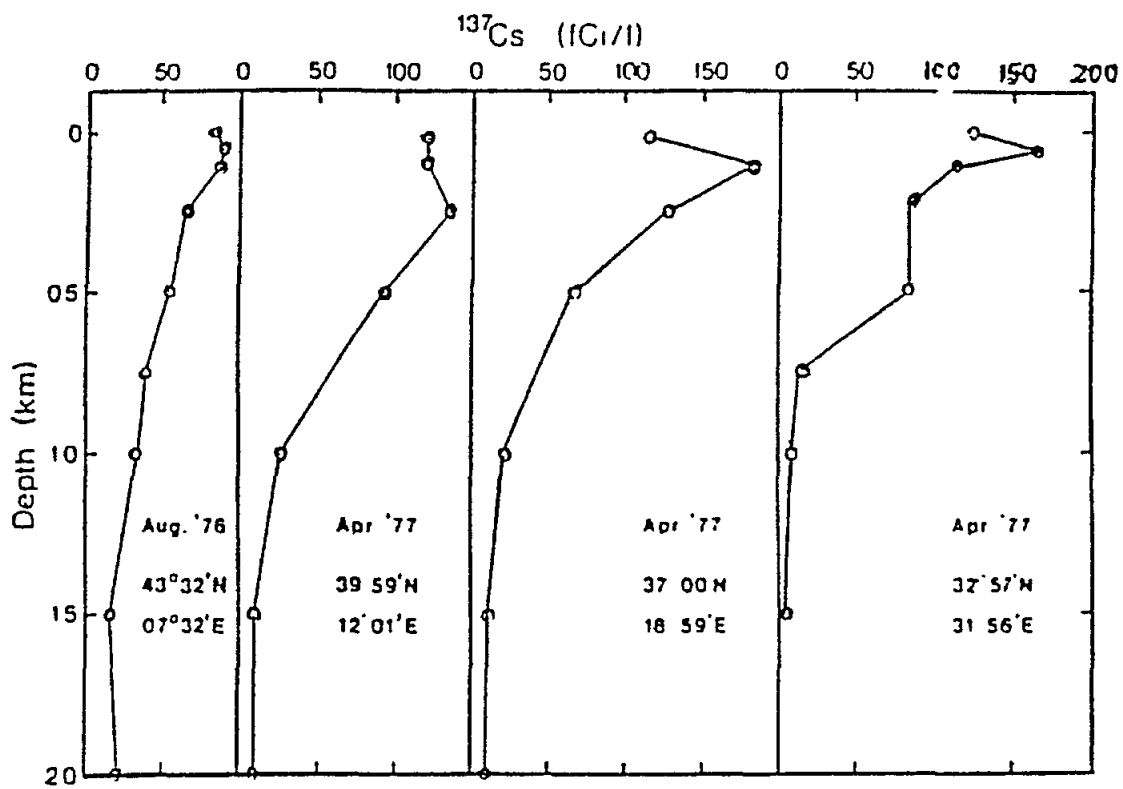


Figure 4: Vertical distributions of cesium-137 in the Mediterranean Sea (1 fCi = 37 μ Bq = 0.037 mBq).

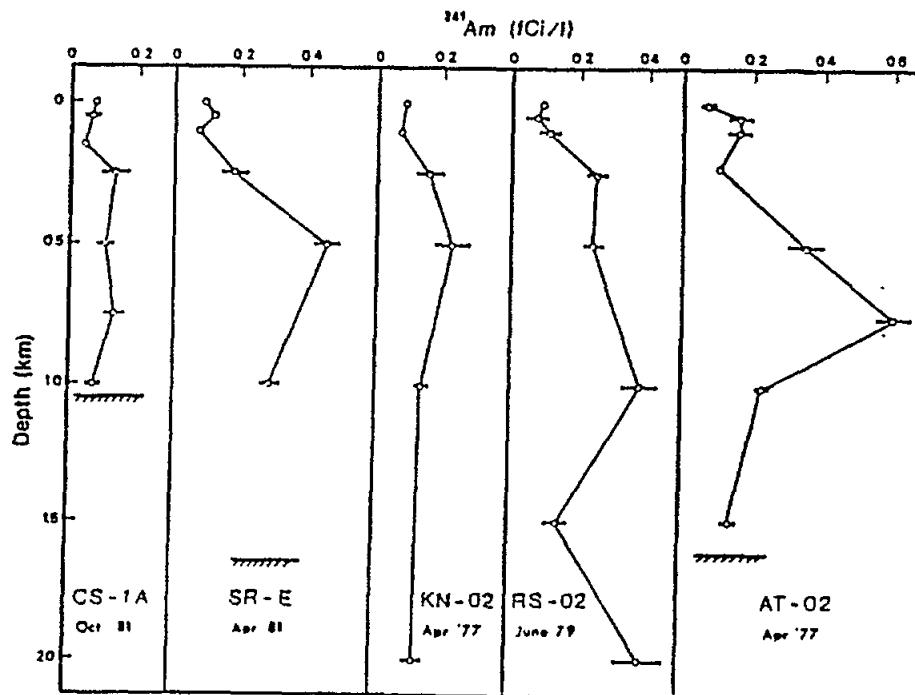
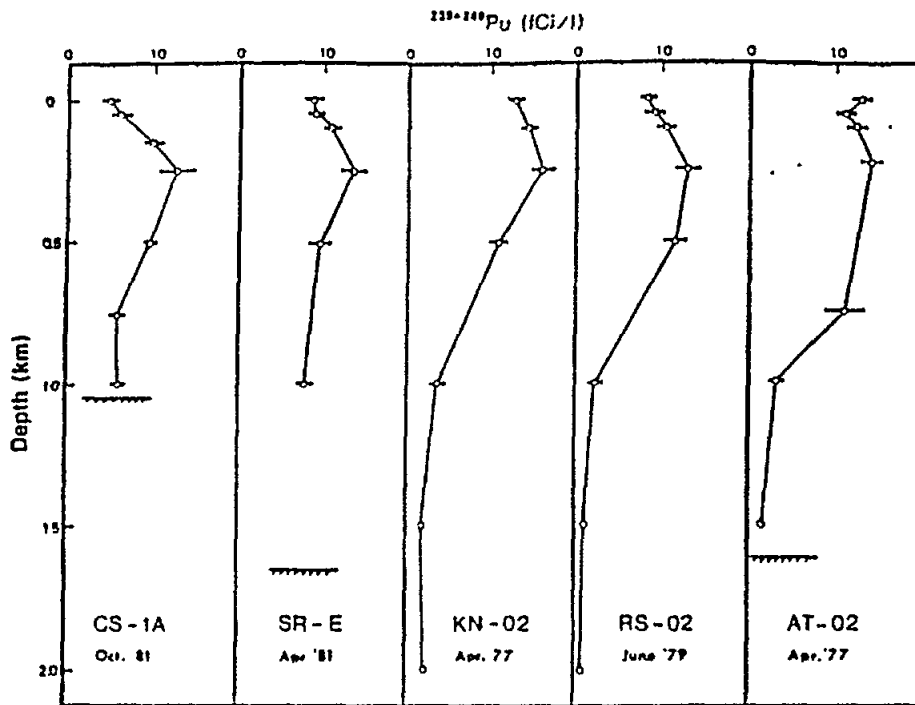


Figure 5: Vertical distributions of plutonium-239 and americium-241 in the Mediterranean Sea (1 fCi = 37 μ Bq = 0.037 mBq).

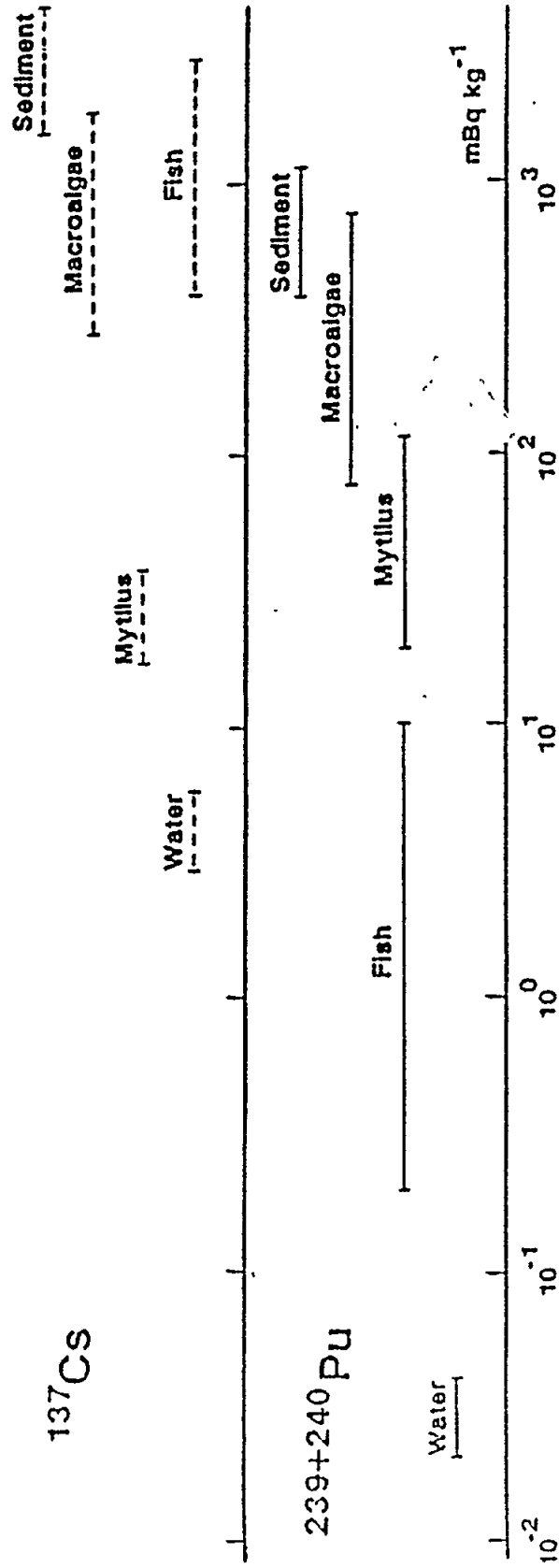


Figure 6: Ranges of activity concentrations for cesium-137 and plutonium-239+240 in various Mediterranean environmental compartments.

6.2.2. Levels in marine sediments: The radioactivity concentration levels of Cs-137 measured for surface sediments of the Mediterranean Sea by various authors up to 1986 are given in Table XII. Excluding a series of values obtained in the Rhone Estuary, the values presented in Table XII for both coastal and off-shore areas are in a relative narrow range of 2-10 Bq Cs-137 kg⁻¹ dry, with an average value of around 6 Bq kg⁻¹ dry. Although observations demonstrated that higher levels of Cs-137 tend to be found in areas under the influence of rivers where bathymetric belts (depths 50-100m) characterized by maximum Cs-137 concentrations exist (Delfanti *et al.*, 1988), it seems reasonable to consider 6 Bq Cs-137 kg⁻¹ dry as a base-line level for Mediterranean surface sediments in 1985, with an allowance factor of 2 in either side. The higher values found in the Rhone Estuary are considered to represent the discharge from the Rhone, which was redistributed under the influence of near-bottom currents.

The number of data available for the Pu-239 measurements on Mediterranean sediments is much smaller than that for Cs-137, although a series of observations have been conducted in the coastal zones of Spain and Italy. The data obtained on core samples collected from the Gulf of Vera, Spain, demonstrated that the Pu-239 concentrations in surface sediments are around 3 Bq kg⁻¹ with an average integrated concentration for the cores of 280 Bq m⁻² (Gasco Leonarte *et al.*, 1988). The other series of measurements were made on core samples collected from the bay of La Spezia and the Gaeta Area along the Italian coast. The surface and integrated concentrations of Pu-239 for these cores were respectively 0.8 Bq kg⁻¹ dry and 700 Bq m⁻² for those from Bay of La Spezia and 1.5 Bq kg⁻¹ dry and 160 Bq m⁻² for those from the Gaeta Area (Delfanti *et al.*, 1988). Although it has been observed that the concentrations of Pu-239 in surface sediments vary rather widely depending on the influences of river run-offs, near-shore bottom currents, etc., a range of 1-3 Bq Pu-239 kg⁻¹ dry is considered reasonable as the base-line range of the Pu-239 concentration for surface sediments in the coastal Mediterranean Sea. The data on core samples taken from off-shore stations in the Mediterranean Sea demonstrated that an average integrated concentration of Pu-239 in deep-sea Mediterranean sediments is around 7 Bq m⁻² with a range of 2-15 Bq m⁻² (Livingston *et al.*, 1977; Livingston *et al.*, 1978).

6.2.3. Levels in marine biota: Due to very low levels of Cs-137 and Pu-239 in marine biota found in the region the measurements of these radionuclides on biological matrices have not been carried out extensively in the Mediterranean Region. Nevertheless, the measurements of these radionuclides on a few species of seaweed (*Codium tomentosum*, *Corallina mediterranea*, *Dictyota dichotoma*, etc.) as well as mussels (*Mytilus* sp.) were conducted repeatedly at Monaco. While the concentration levels of Cs-137 measured were 0.5-1 Bq kg⁻¹ dry and around 1 Bq kg⁻¹ dry respectively for the seaweeds and mussels (Whitehead *et al.*, 1987; Holm *et al.*, 1988a), the concentration levels of 0.1 - 0.8 Bq kg⁻¹ dry and 0.02 -0.1 Bq kg⁻¹ dry were found for Pu-239 respectively in the above two groups of marine organisms (Ballestra, 1980; Holm *et al.*, 1988b). In order to facilitate the comparisons of concentration levels for these radionuclides between sea water, marine sediments and selected groups of marine organisms approximate concentration ranges of Cs-137 and Pu-239 expected to be found in these environmental compartments in the Mediterranean are given in Fig. 6. The concentration ranges for sea water and marine sediments presented in the figure were derived on the basis of the data presented previously, while the concentration ranges for different groups of organisms were estimated from the concentration levels of these radionuclides in sea water by utilizing the recommended biological concentration factors (IAEA, 1985).

Table XII

Levels of cesium-137 in surface sediments of the Mediterranean Sea during the pre-Chernobyl period

Location	Area No.	Time	No. of Data	Cs-137 Level Bq kg ⁻¹ dry	Literature
<u>Coastal Zone</u>					
French Coast	II	Feb'86	2	5	Calmet & Granby (1988)
Rhone Estuary	"	"	4	40-170	"
Corsican Coast	"	'85	6	12	"
Montalto di Castro, Italy	IV	'83		2-10	Toccafondi <i>et al.</i> (1988)
La Spezia, Italy	"	'82-'85	21	8	Delfanti <i>et al.</i> (1988)
Sardinian Coast	"	"	16	4	"
Latina Area, Italy	"	"	14	5	"
Gaeta Area, Italy	"	"	23	10	"
Apulia Region, Italy	V-VI	"	36	6	"
<u>Off-Shore Area</u>					
Gibraltar	I	'81-'82	5	7	Calmet & Grauby (1988)
N.W. Med.	II	"	3	3	"
S.W. Med.	III	"	6	10	"

6.2.4. Total Mediterranean inventories up to 1986: If one could know the concentration distributions of a radionuclide in sea water, marine sediments and marine biota for a specific region of the sea, it would be possible, in principle, to calculate the total inventory of the radionuclide in the sea region concerned by applying the volume or mass of the environmental compartments containing the radionuclide. The precision of this sort of calculation depends on the availability of detailed data representative for the concentration distributions of the radionuclide in each environmental compartment. Although the data at hand had not been sufficient for precise inventory computations, an attempt was made to estimate the total inventories of Cs-137 and Pu-239 in the Mediterranean marine environment based on existing data (Holm *et al.*, 1988b).

The average vertical distributions of Cs-137 and Pu-239 in the Mediterranean water column estimated on the basis of the data so far obtained (cf. Section 6.2.1) are given in Fig. 7. Based on these average distributions, the integrated concentrations of Cs-137 and Pu-239 for a Mediterranean water column were estimated to be 3.8 ± 1.2 kBq m⁻² for Cs-137 and 55 ± 6 Bq m⁻² for Pu-239 in 1985. Taking into account varying depths of individual water columns the above integrated concentrations lead to the total water column inventory of 10.2 ± 1.2 PBq for Cs-137 and 0.16 ± 0.02 PBq for Pu-239 covering the entire Mediterranean Sea. Similarly, based on the average integrated concentrations for sediment cores respectively of 162 Bq m⁻² for Cs-137 and of 7 Bq m⁻² for Pu-239, the total sediment inventory was estimated to be 0.5 ± 0.2 PBq for Cs-137 and 0.02 ± 0.01 PBq for Pu-239 covering the entire Mediterranean Sea. Due to the lack of total biomass data for the whole Mediterranean as well as measurement data on various marine organisms, the inventory for the Mediterranean biomass could not be estimated. The results of these estimations are summarized in Table XIII.

Table XIII

Inventories of cesium-137 and plutonium-239
in the Mediterranean marine environment (1985)

Inventory	Cs-137 PBq *	Pu-239 PBq *
Water column	10.2 ± 1.2	0.16 ± 0.02
Sediment	0.5 ± 0.2	0.02 ± 0.01
Biomass	?	?
Total	11 ± 1	0.18 ± 0.02

* PBq = 10¹⁵ Bq.

Comparisons of the total inventories of the radionuclides given in Table XIII with the values of total inputs of these radionuclides into the Mediterranean Sea (Table VII) indicate that the agreements between the inputs and the existing inventories are surprisingly good. Considering the rather large errors associated with these estimates, however, excellent numerical agreements of these values are likely to be coincidental. Nevertheless, the agreements even in the order of magnitude suggest that the general approach adopted for these estimations are not largely in error. The accuracy of these estimations will be substantially improved when more data will be made available for a better coverage of the entire Mediterranean marine environment.

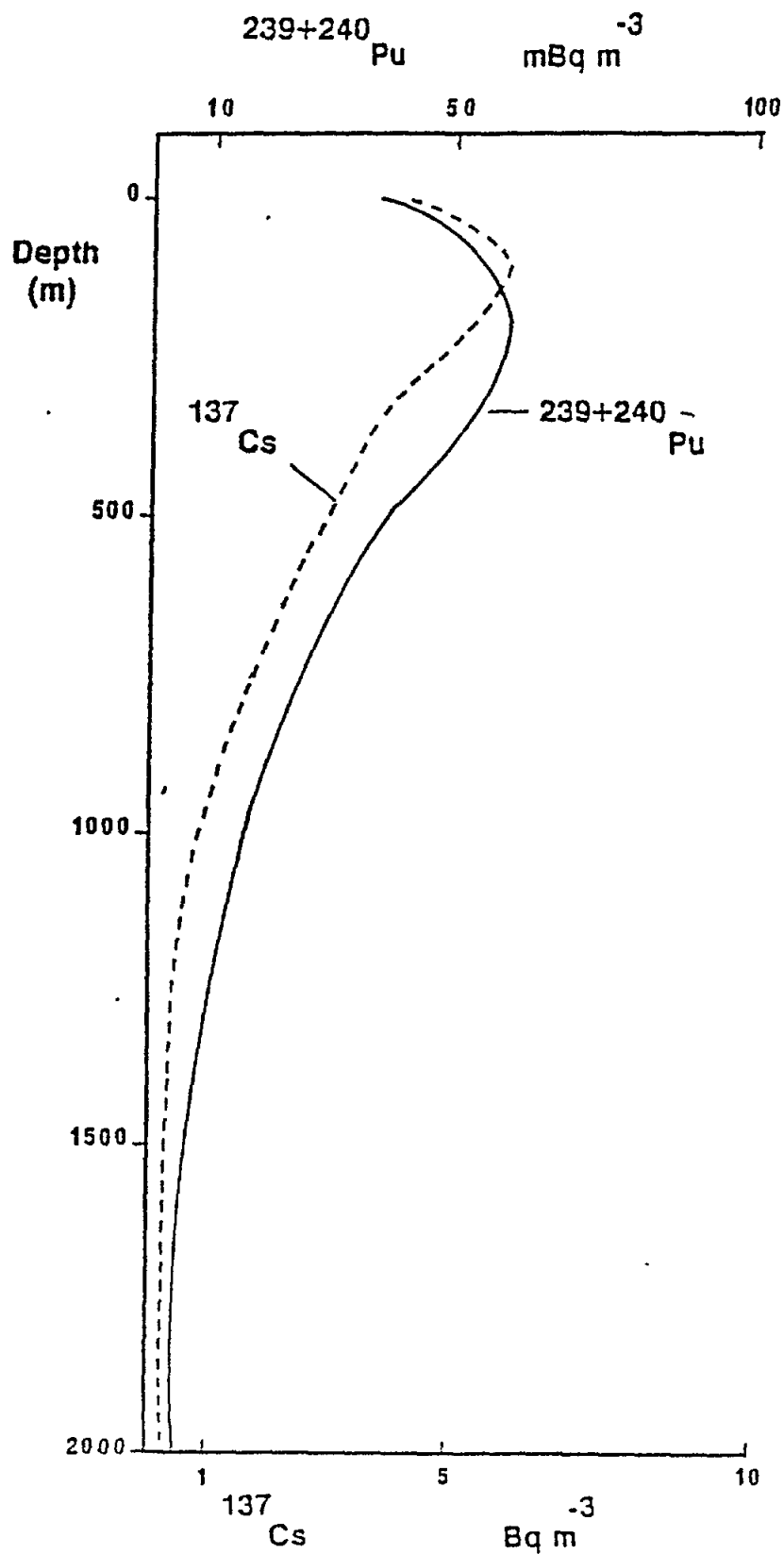


Figure 7: The idealized average vertical distributions of cesium-137 and plutonium-239+240 in the Mediterranean water column (based on pre-1982 data).

6.3. Levels in the post-Chernobyl period

Although more than 30 radionuclides were identified in Monaco by gamma-spectrometry of the Chernobyl fallout immediately after the accident in early May 1986 (Ballestra *et al.*, 1987), most of them decayed quickly thereafter and a few months later only longer-lived radionuclides, such as ruthenium-106 (half-life: 372d), silver-110m (250d), tellurium-129m (109d) cesium-134 (2.06a), cesium-137 (30.2a), etc., were measurable in the Mediterranean marine environment. Taking into account its long half-life and its radioactivity concentration levels found in the fallout, Cs-137 is considered to be the most important radionuclide delivered by the Chernobyl fallout for the assessment of marine pollution by artificial radionuclides. For this reason the measurements of Cs-137 in various environmental compartments have been conducted on a world-wide scale. Although these measurements in the Mediterranean Region have been limited in number and are still being continued, the data published so far are reviewed and significant findings are summarized below.

Levels of Cs-137 measured on surface sea waters of the Mediterranean Sea by various authors after the Chernobyl accident are summarized in Table XIV. Comparing the values in Table XIV with those in Table XI which gives the Cs-137 concentrations in the pre-Chernobyl period, one can observe that the levels of Cs-137 in Mediterranean coastal waters increased by one or two orders of magnitude immediately after the Chernobyl accident, but they decreased again to lower levels within a relatively short time probably due to dispersion by coastal water movements. While the levels of Cs-137 in near-shore waters along the French coast, except for those in the Rhone Estuary, decreased to only a few times of the base-line value 4 mBq l^{-1} towards the end of 1986, the levels along the Italian coast remained at higher levels, approximately 5 times of the base-line value, in the same period. Since the Cs-137 levels in near-shore surface waters are considered to vary constantly within rather wide ranges under the influence of precipitation, land run-offs and coastal currents, not too much significance should be attached to the quantitative differences found between the measured Cs-137 levels. It may be roughly estimated, however, that the higher Cs-137 concentrations found in the Mediterranean near-shore waters after the Chernobyl accident should have decreased to levels approximately 50% higher than the base-line concentration towards the end of 1989. The level to be found in a specific location is considered to be very dependent on local conditions, especially on run-offs of accumulated fallout radionuclides in soil after rains. The result of measurements in time-series of vertical distribution of Cs-137 conducted in the western off-shore Mediterranean are given in Fig. 8 (Calmet & Granby, 1988). The figure demonstrates the evolution with time of penetration of Cs-137 delivered by the Chernobyl fallout from the surface into the deeper layers of the water column.

The levels of pollution in water, air, soil and nutrients taken by the relevant authorities in Syria at the time of the Chernobyl disaster were found to be "very" low and did not expose the population to dosages exceeding the accepted levels.

Levels of Cs-137 measured on surface sediments of the Mediterranean Sea by various authors after the Chernobyl accident are summarized in Table XV. Comparing the values in Table XV with those in Table XII, which gives the Cs-137 concentrations in the pre-Chernobyl period, one can remark that the levels increased significantly by a factor of 2 to 4, along the French and Corsican coasts after the Chernobyl accident, while the changes in the levels were not evident along the Italian coast. Even considering the fact that the Italian data were expressed in a wet weight basis, local variability masks the changes which might have happened between the two periods, although measurable Cs-134 (originated from the Chernobyl fallout) was present in almost all sediments measured. Since the stabilization of Cs-137 levels in coastal sediments is considered to take some time, it may be too early to draw any general conclusions at present as to the levels of Cs-137 in these sediments.

Table XIV

Levels of cesium-137 in surface waters of the Mediterranean Sea during the post-Chernobyl period

Location	Area No.	Time	No. of data	Cs-137 level mBq l ⁻¹	Literature
French Coast	II	Nov'86	10	5.7	Calmet & Grauby (1988)
		Sep'87	11	3.6	"
Off Rhone Estuary	II	Sep'86	13	10-25	"
Golfe du Lion	II	Sep'86	22	2-12	"
		Dec'86	18	2-8	"
Monaco	II	May'86	3	65-510	Holm <u>et al.</u> (1988a)
		June'86	2	25	"
La Spezia, Italy	IV	May'86	3	405	Delfanti & Papucci (1988)
		June'86	1	58	"
		Oct'86	2	14	"
Naples, Italy	IV	Sep'86	1	24	"
		Oct'87	1	22	"
Trieste, Italy	V	June'86	1	99	"
		Sep'86	1	65	"
Venice, Italy	V	Oct'86	1	31	"
Adriatic	V	Summer'86	3	51	Korun <u>et al.</u> (1988)
Rovinj, Yugoslavia	V	May'86	1	100	Bauman (1990)
		Apr.'87	1	63	"
		May'88	1	<15	"
		Apr.'89	1	<5.5	"
Rijeka, Yugoslavia		May'86	1	74	"
		Apr.'87	1	200	"
		May'88	1	17	"
		Apr.'89	1	<5.5	"
Split, Yugoslavia		May'86	1	490	"
		Apr.'87	1	240	"
		May'88	1	24	"
		Apr.'89	1	<6.4	"
Dubrovnik, Yugoslav.		May'86	1	150	"
		Apr.'87	1	350	"
		May'88	1	<15	"
		Apr.'89	1	<6.4	"

Table XV

Levels of cesium-137 in surface sediments of the Mediterranean Sea during the post-Chernobyl period

Location	Area No.	Time	No. of data	Cs-137 level Bq kg ⁻¹ dry	Literature
French Coast	II	Nov.'86	6	20	Calmet & Grauby (1988)
Rhone Estuary	"	"	1	390	"
Corsican Coast	"	Sep'86	4	28	"
		July'87	4	22	
La Spezia, Italy	IV	June'86	1	5*	Delfanti & Papucci (1988)
		Oct.'86	2	7*	"
Naples, Italy	"	Sep.'86	1	4*	"
		Oct.'86	1	5*	"
Venice, Italy	V	June'86	1	7*	"
		Oct.'86	1	14*	"
Taranto, Italy	VI	Sep'86	1	1*	"
Adriatic	V	Summer'86	6	8	Korun <u>et al.</u> (1988)

* Levels are expressed in Bq kg⁻¹ wet

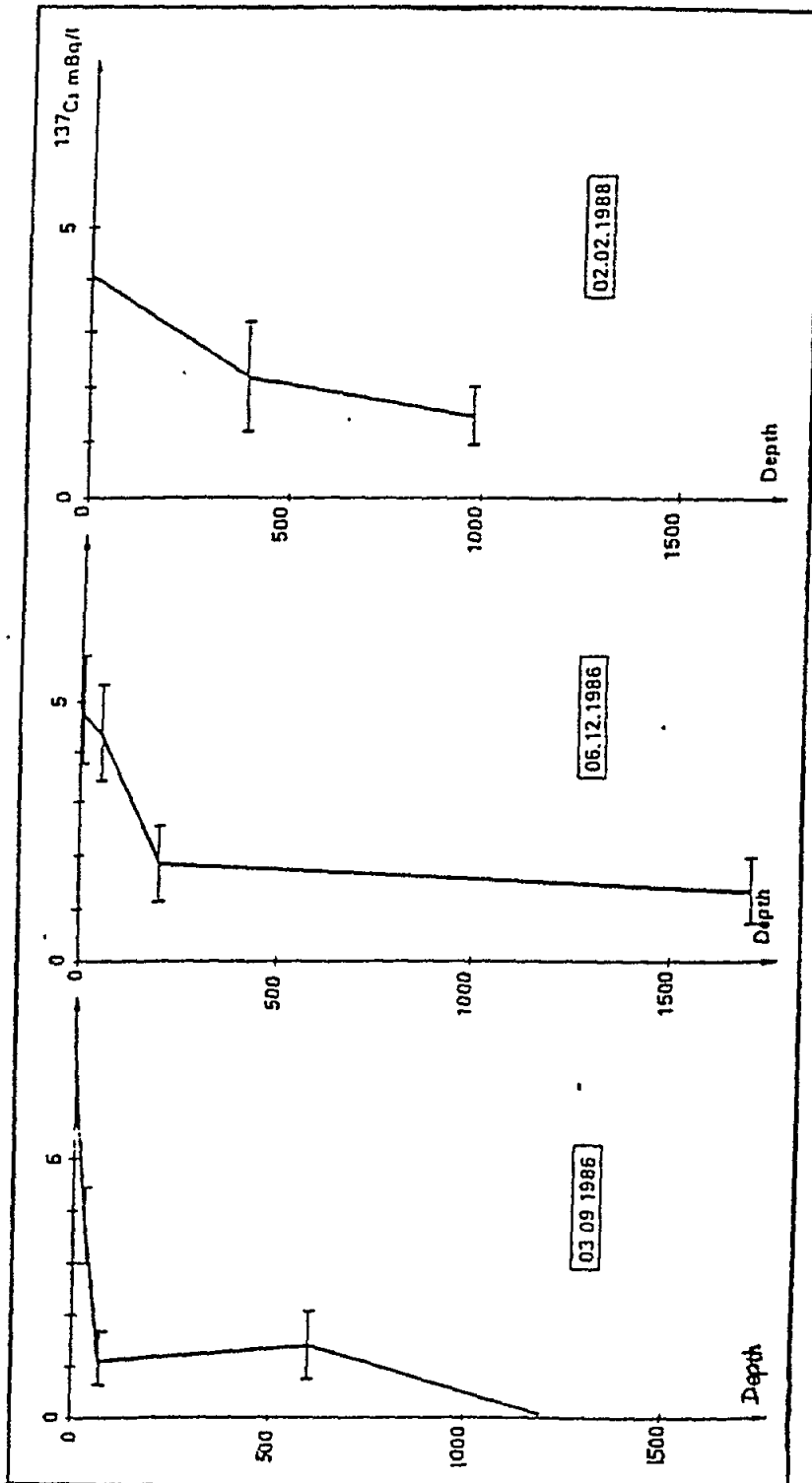


Figure 8: Evolution with time of the vertical distribution of cesium-137 after the Chernobyl accident at a station in the Gulf of Lion (42° 19'N; 04° 59.5' E).

Levels of Cs-137 in different seaweed species measured at Monaco increased from 0.5-1 Bq kg⁻¹ dry to 10-50 Bq kg⁻¹ dry after the Chernobyl accident with biological half-lives of 70-350 days (Holm *et al.*, 1988a). The measurements at Toulon, France on a seaweed species (*Ulva* sp.) showed the level of 96 Bq kg⁻¹ dry with a biological half-life of approximately 30 days (Calmet & Granby, 1988). In mussels an increase of the Cs-137 level from 1 Bq kg⁻¹ dry to 30 Bq kg⁻¹ dry was observed at Monaco with a biological half-life of about 20 days (Whitehead *et al.*, 1987). Similar observations were made on mussels at La Spezia, Italy, reporting a value of 7.5 Bq Cs-137 kg⁻¹ wet with two components of biological half-life of 2 days and 63 days (Delfanti & Papucci, 1988). These biological half-lives measured are much shorter than the physical half-life of Cs-137, 30.2 years and, thus, the concentrations of Cs-137 in marine organisms living in the Mediterranean marine environment are considered to have decreased already to levels close to those in the pre-Chernobyl period towards the end of 1989.

On the basis of the amounts of deposition of various radionuclides, especially those of Cs-137, resulting from the Chernobyl fallout at several locations in the Mediterranean region, it was estimated that the Chernobyl fallout increased the Cs-137 deposition approximately 25-40% in addition to the amounts existing in the region up to 1986 (Section 4.2.5.). As has already been stated, the deposition of radionuclides through the Chernobyl fallout was very heterogeneous depending on the trajectories of high radioactivity plumes, although the radioactivity levels were, generally speaking, much higher in the northern Mediterranean region than those in the southern part. This heterogeneity of the deposition makes it necessary to collect much more data covering different parts of the Mediterranean Sea for reasonably estimating the additional Mediterranean inventory of radionuclides resulting from the Chernobyl fallout. Considering the coverage at present of the data on the levels of radionuclides in various environmental compartments for the entire Mediterranean Sea, it seems that such inventory estimations are not yet warranted.

7. Risk Assessment

7.1. Effects on marine organisms

Radiological effects on living organisms caused by the introduction of radionuclides into the marine environment are primarily a problem of public health. The potential effects of increased radiation exposure on marine organisms, however, should also be assessed with respect to environmental consequences of such exposure on populations of marine living resources which are being utilized as human food. In the field of radiobiology the effects of ionizing radiation on various organisms have been and still are one of the major topics with practical significances and extensive experimental and model studies on this topic have been conducted for several decades by using experimental organisms belonging to widely varying phyla from bacteria to mammals, including various species of marine organisms. Although the results of many of these studies in the early period did not have any relevance to the situations found in environmental contamination with radionuclides, general tendencies were observed that the degree of response to irradiation appeared to be inversely correlated with organism complexity despite the wide variations within phyla. Thus, the greatest sensitivity was found in actively proliferating cell systems such as blood cells, the gonads, skin, the gut lining of fish, etc. while the early embryonic stages were also identified as being particularly radiosensitive.

As to specifically aquatic organisms and ecosystems, an expert panel was convened by the IAEA in order to consider the effects of ionizing radiation (IAEA, 1976). Detailed assessments conducted by this panel on the basis of data obtained from laboratory experiments and field studies, have shown that there are only isolated situations where radiation dose rates from artificial radionuclides introduced into the marine environment as the result of fallout and waste disposal

significantly exceed the natural background. Taking into account the applicability of the data obtained in these studies to realistic environmental situations, special attention in the assessments was drawn to studies employing a chronic low dose exposure regime and to those dealing with the effects of radionuclides in the ambient water on developing fish eggs. Earlier indications of an extreme radiosensitivity of developing fish eggs were definitively discounted by these assessments and it was concluded that very minor effects might be noted at dose rates approximately 5 times the maximum predicted to occur in one of the specific contaminated marine environments. The lowest dose rate cited was approximately 0.4 m Sv h^{-1} . Since in natural aquatic systems, the population rather than the individual is more important for maintaining balanced ecosystems, an attempt was made to assess the consequences for populations of the radiation effects on individuals. At the dose rates prevailing in contaminated environment it was concluded that it would not be possible to detect any radiation-induced effect separate from that generated by other environmental factors, although it was considered that the minimum dose rates causing significant effects on populations are at least one order of magnitude higher than those causing the minor effects on individuals.

It has been widely recognized at present that the most heavily contaminated marine environment with artificial radionuclides in the world is to be found in the vicinity of the waste effluent discharge point of the nuclear fuel reprocessing plant at Sellafield, U.K., in the Irish Sea. Because of the elevated levels of artificial radionuclides in the marine environment around this area extensive measurements of radiation doses received by various marine organisms were carried out in this connection and their effects on these organisms were studied in detail. These studies demonstrated that the beta and gamma irradiation dose rates to developing fish embryos in sea water containing levels of artificial radionuclides similar to those in sea water around Sellafield, are less than those from natural backgrounds due to potassium-40 (Woodhead, 1970) and that the alpha dose rates from the presence of Pu-239 were also negligible due to the short hatching time of the eggs (. 2 weeks) (Hetherington et al., 1976). The irradiation dose rates to the gonads of adult plaice as well as other marine organisms such as molluscs, crustaceans, etc. were also estimated, showing that internal and external dose rates of these organisms are in the order of $10^{-2} \text{ } \mu\text{rad h}^{-1}$, although they vary considerably depending on biological and environmental conditions (Woodhead, 1973; Woodhead, 1974). On the whole, it was concluded that the radiation dose rates received by marine organisms living in sea water around Sellafield are at least one order of magnitude, more probably two to three orders of magnitude below those which would be expected to elicit any effect.

Levels of artificial radionuclides found in the Mediterranean marine environment are at least three orders of magnitude, normally four orders of magnitude lower than those found in the marine environment around Sellafield. Even considering possibilities of unusual local accumulation of artificial radionuclides under special circumstances, the radiation effects of artificial radionuclides introduced in the Mediterranean environment on living marine organisms could be completely disregarded at present.

7.2. Human exposure

Significant quantitative assessments of increased risks with the increased radiation dose received by man as the result of introduction of artificial radionuclides into the Mediterranean marine environment are so complicated that, it seems fair to state, such assessments are hardly possible on the basis of the present knowledge at hand. Nevertheless, some ideas on the degree of risk increases due to the introduction of artificial radionuclides into the Mediterranean Sea may be obtained by comparing the levels of artificial radionuclides in the Mediterranean marine environment with those in specific contaminated areas where risk assessments have been deemed necessary.

Since the biological consequences of exposure to ionizing radiation depends on the type of radiation and the organ of the body that is irradiated, it is necessary to take these factors into consideration when one tries to relate irradiation doses to effects of man. Thus, the effective dose equivalent expressed in Sieverts (Sv) has been defined along this sense. Extensive data were reviewed by the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation and these data showed that the harm directly attributable to radiation results at an effective dose equivalent above 0.5 Sv received within a short time (UNSCEAR, 1982). For doses much less than this level, the harm has a low probability, but it is assumed that there is a risk of harm that increases in direct proportion to the dose received. It is possible that at very low doses there is no risk at all, i.e., there is a threshold below which the body is able to repair any damage to cells from ionizing radiation. However, it is generally thought that, even if such a threshold exists, the natural background radiation to which man is exposed, typically 0.1 Sv per lifetime or 2×10^{-3} Sv per year, already exceeds this threshold and therefore, in practice, there is a risk of harm from non-natural sources of radiation that is directly proportional to the incremental dose (Brewers & Garrett, 1987).

In order to illustrate the contents of human radiation exposure relative contributions of natural and man-made radiation sources to human radiation doses are given in Fig. 9 (IAEA, 1988b). As shown in the figure approximately three quarters of a human radiation dose comes from natural background, while doses resulted from nuclear weapon testing and nuclear power production contribute only fractions of the percentage to the total dose received by an average man. The radiation risk is generally thought to correlate with the effective dose equivalent in such a way that one unit increase of the effective dose equivalent corresponds to a chance of 10^{-2} of developing fatal cancer and a chance of 6×10^3 of genetic damage that would affect offspring (UNSCEAR, 1982) thus, the aggregate risk may be rounded off to about $2 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$. On this basis, each individual faces a lifetime risk of severe harm of about one in 500 due to naturally occurring background radiation. It should be emphasized, however, that this harm is wholly probabilistic and will not be correlated with any specific cause. The risk factor of about $2 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ is not known to any great certainty and could be wrong by a factor of about three in either direction (Brewer & Garrett, 1987).

If one accepts the above dose-effect relationship, it follows that one case in 10^5 of severe harm may have been caused by weapons testing (taking a ratio of the contribution of the total human dose by weapon testing to that by the natural background). Since the major part of human radiation exposure is considered to be normally due to terrestrial origin, the part resulted from radioactive contamination of the marine environment is not likely to exceed 10% of the weapon testing contribution. Thus, the increased radiation exposure risk due to the introduction of artificial radionuclides into the Mediterranean marine environment by weapon testing may correspond approximately to the increase of one case of severe harm in 10^6 during the pre-Chernobyl period. As has been discussed in detail in Section 4, the introduction of artificial radionuclides through the other routes into the Mediterranean Sea contributes much less to the human radiation exposure.

On the other hand, it was observed that the effective dose equivalents received by sea-food consumers in local fishing communities around Sellafield, U.K. were an order of magnitude less than the dose limit of 5 m Sv a^{-1} . Although concentration of radionuclides in the environment cannot be directly correlated to the effective dose equivalent, at least three orders of magnitude levels lower of artificial radionuclides in the Mediterranean marine environment than those in the vicinity of Sellafield, suggest that effective dose equivalents received by the Mediterranean inhabitants due to sea-food consumption may be roughly three orders of magnitude lower. The risk increase was thus estimated to be approximately 5 cases of severe harm in 10^7 . These estimated risk increases are admittedly crude and should be regarded only as an index of their magnitude.

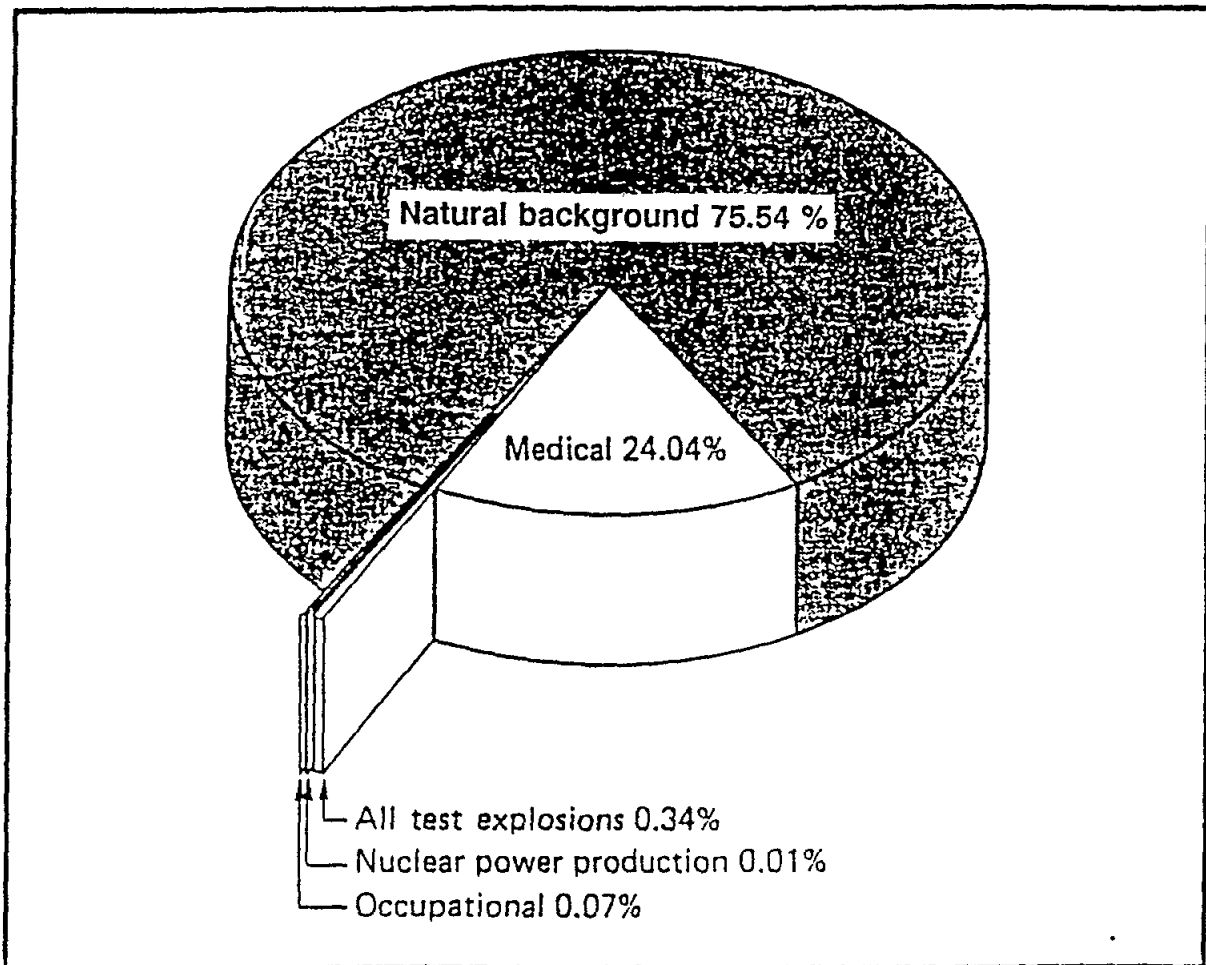


Figure 9: Relative contributions of natural and artificial sources of radiation to human radiation doses.

In Fig. 10 the ranges of the effective dose equivalent commitments of different countries from the Chernobyl accident, based on preliminary data from UNSCEAR, are illustrated (IAEA, 1988a). The figure demonstrates that ranges vary considerably from less than 1 mSv to more than 10 mSv depending on geographical locations of the countries concerned. Among the Mediterranean countries the values are highest for Yugoslavia, followed by Greece, Italy, France, Turkey and Spain, in that order. These differences found are considered to be due to the complicated trajectories of the high radioactive plume over the Mediterranean region immediately after the accident (Fig. 2). Comparing these values of the effective dose equivalent commitments with annual effective dose equivalents from natural background 2.2 mSv a^{-1} and applying the risk factor $2 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$, it may be possible to obtain a general indication of increased risk from the Chernobyl accident for each Mediterranean country.

8. Conclusions on the Assessment

The assessments made on sources, inputs, biogeochemical behaviour and levels of artificial radionuclides occurring in the Mediterranean marine environment as well as their effects on marine organisms and man have led to the following conclusions:

- (1) Judging from the data available for river run-offs of some radionuclides, radionuclide discharges from the Mediterranean nuclear fuel reprocessing facilities into the aquatic environment are estimated to be at least three or, more probably, four to five orders of magnitude lower than those made from the Sellafield plant, U.K., while the environmental discharge rates from nuclear power stations and research reactors operating in the Mediterranean Region are estimated to be about 5 TBq a^{-1} and less than 1 GBq a^{-1} respectively in terms of the Cs-137 discharge. Discharges from other types of point sources are considered negligible.
- (2) Atmospheric, river and strait-exchange inputs of Cs-137 into the Mediterranean Sea by 1985 are estimated to be respectively $10 \pm 2 \text{ PBq}$, $0.4 \pm 0.1 \text{ PBq}$ and 1.6 PBq , which add up to the total input of $12 \pm 2 \text{ PBq}$ in 1985 for the entire Mediterranean Sea (Table VII).
- (3) Base-line levels of Cs-137 in Mediterranean surface sea water and surface coastal sediments are estimated to be respectively $3\text{-}4 \text{ mBq l}^{-1}$ and around 6 Bq kg^{-1} dry in 1985. The total Mediterranean inventory of Cs-137 in 1985, $11 \pm 1 \text{ PBq}$, estimated on the basis of data available, agrees well with the total input value up to 1986. Although the agreement may be rather coincidental, it is considered to indicate that the general approach adopted for estimating the input and inventory is not grossly in error.
- (4) The recommended average values for sediment and biological concentration factors of selected radionuclides vary between 1 and 10^5 depending on particular radionuclide and are thought to be useful in considering radioprotection measures in the Mediterranean Region.
- (5) On the basis of the amounts of deposition of various radionuclides, especially those of Cs-137, resulting from the Chernobyl fallout at several locations in the Mediterranean region, it was estimated that the Chernobyl fallout increased the Cs-137 deposition approximately 25-40% in addition to the amounts existing in the region up to 1986. The deposition of radionuclides through the Chernobyl fallout was very heterogeneous depending on the trajectories of high radioactivity plumes, although the radioactivity levels were, generally speaking, much higher in the northern Mediterranean region than those in the southern part.

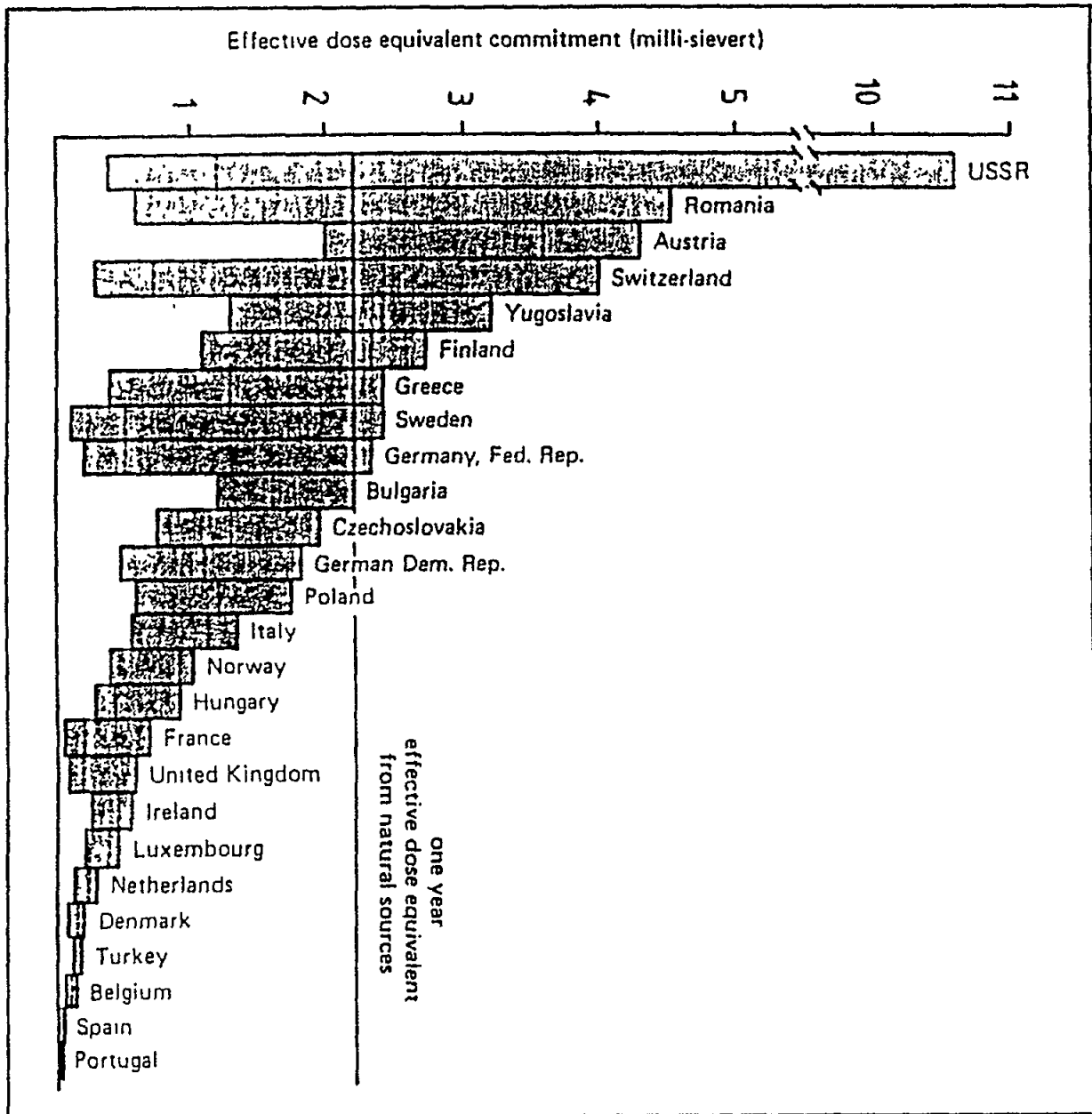


Figure 10: Ranges of effective dose equivalent commitments from the Chernobyl accident in different European countries.

- (6) Significant increases in the Cs-137 levels by a factor of 2 to 4 were observed in surface coastal sediments along the French coast in 1986-87. The high Cs-137 levels found in various marine organisms after the Chernobyl accident are considered to have decreased to levels close to those in the pre-Chernobyl period towards the end of 1989.
- (7) While the effects of the presence of artificial radionuclides in the Mediterranean Sea on living marine organisms are considered negligible, the increased radiation risk for man may correspond to one case of severe harm in 10^6 , mainly due to artificial radionuclides introduced by fallout from nuclear weapon testing.
- (8) Although concentration of radionuclides in the environment cannot be directly correlated to the effective dose equivalent, at least three orders of magnitude levels lower of artificial radionuclides in the Mediterranean marine environment than those in the vicinity of Sellafield, suggest that effective dose equivalents received by the Mediterranean inhabitants due to sea-food consumption may be roughly three orders of magnitude lower. The risk increase was thus estimated to be approximately 5 cases of severe harm in 10^7 . These estimated risk increases are admittedly crude and should be regarded only as an index of their magnitude.

II. CONTROL MEASURES

9. Existing International and National Controls and Measures

9.1. International control measures

A special situation of the protection of man against hazards rising from radiation exposure, compared with the situations found for other environmental pollutants, may be that an international consensus already exists on the radiation dose limits which ensure man's safety. The recommended radiation dose limits are the results of extensive and elaborated research conducted by the International Commission on Radiological Protection (ICRP). The ICRP is a non-governmental international scientific body created in the early 20th century in order to deal with all scientific aspects of the protection of man against hazards caused by ionizing radiation and consists of representative scientific and medical experts in the field of radiological protection. It makes recommendations on all aspects of radioprotection including basic safety standards; based on hard scientific facts without political considerations, although social and economical implications of these recommendations are not completely ignored. Thus, the ICRP recommendations have been widely accepted among international communities regardless of their political systems and the scientific competence of the ICRP has rarely been contested. On the other hand, the IAEA as a governmental international organization consists of its member states, represented by their governments, and its recommendations take into account their political implications. Therefore, when the ICRP recommendations are accepted by the IAEA, it means that these recommendations are not only scientifically sound, but also acceptable to the governments of the IAEA member states including their implications in political aspects. This is the case of the ICRP recommendations on the basic safety standards for radiation protection laid down in its publication No. 26 (ICRP, 1977), which form essential parts of the IAEA basic safety standards (IAEA, 1982). These are recommendations which constitute the basis for controlling radioactive pollution of the environment due to the introduction of artificial radionuclides.

Although the above ICRP recommendations include those specifying detailed conditions for their applications under various circumstances, the essence of the recommendations may be condensed to the following three principles:

- (1) No practice shall be adopted unless its introduction produces a positive net benefit (justification);
- (2) All radiation exposures shall be kept as low as reasonably achievable, economic and social factors being taken into account (optimization);
- (3) The radiation dose to individuals shall not exceed the annual effective dose equivalent limit of 5 mSv for members of the public or that of 50 mSv for the individual organs and tissues of members of the public (dose limitation).

The original ICRP recommendations have not been written in the form of regulations. Taking into account difficulties in their applications to regulatory purposes for the radiation protection of members of public by competent national authorities, the recommendations have been rewritten into the form of regulations (IAEA, 1982). The national authorities may refer to the rewritten text and make national regulations more specifically adapted to their particular needs and conditions.

Since the recommendations on the basic safety standards for radiation protection concern mainly with the effective dose equivalent limits for man, it cannot be applied directly for limiting releases of radioactive substances into the marine environment, but the dose limits have to be translated into the terms of emission standards for the releases in order to serve as regulatory tools. This translation is a rather complicated procedure, involving a stepwise approach where various aspects have to be taken into account. Guidelines for controlling radioactive waste discharges into the marine environment on the basis of the ICRP recommendations were elaborated by several expert panel meetings and published by the IAEA (IAEA, 1978; IAEA, 1983). The approach recommended in these publications are briefly outlined below (Section 10). It has been generally recognized that, since environmental conditions of coastal areas receiving radionuclide releases may be so different from one area to the other depending on where these areas are located, it is not scientifically sound nor practical to adopt a series of common emission standards of artificial radionuclides for different discharge sites even within one country.

Attention is also drawn to relevant Articles of the "Radiation Protection Provisions of the Euratom Treaty" and the Regulations, Directives and Decisions contained in the "Community radiation Protection Legislation" of August 1990 (document number XI-3539/90 EN) issued by the Directorate General; Environment, Nuclear Safety and Civil Protection; Radiation Protection Division; Commission of the European Communities (CEC). Other prior CEC directives (CEC, 1980; CEC, 1984) will be dealt with in the following section.

9.2. National control measures

Efforts have been made recently to collect information on the national regulations for controlling radionuclide releases into the marine environment existing already in the Mediterranean countries. Table XVI lists the national legal provisions available as the basis for controlling radioactive pollution of the marine environment, including those of the Commission of the European Communities. These legal documents are very difficult, however, to be compared directly with each other, since they have been prepared in different contexts, taking into account prevailing circumstances in each country. Nevertheless it has been remarked that there are two categories of the Mediterranean countries towards the control of radionuclide discharges into the marine environment. The first category includes countries where ICRP principles for radiation protection were fully accepted as the basis and the regulations for control of radionuclide discharges into the environment were set up more or less following the guidelines drawn by the IAEA. The second category includes countries where practically no legal provisions have been prepared, since there has been no intentional release of radionuclides into the environment. Although the situation is not clear, it is likely that, even in the second-category countries, legal provisions for the basic safety standards for radiation protection based on the ICRP recommendations may exist, since medical applications of radionuclides are rather widely exercised also in these countries.

In the first-category countries where nuclear industries have already been developed the legal permits for environmental releases of radionuclides are normally accompanied by imposed monitoring of effluents released as well as environmental monitoring of the areas receiving discharges. The monitoring operations are normally conducted by operators of nuclear installations or competent national authorities in order to ensure the safety of the release operations. Therefore, a number of monitoring data have been and will be available to competent national authorities, although these data have not always been published. In order to follow the long-term trend of radioactive contamination of the Mediterranean Sea within the framework of the implementation of the Mediterranean Action Plan it is considered important to assemble these monitoring data, especially the data on the amounts of radionuclides introduced into the Mediterranean marine environment from each country, at a centralized competent body dealing with environmental pollution of the Mediterranean Sea.

Table XVI

Existing national legislations for controlling radioactive marine pollution
in the Mediterranean countries

Country	Legal provisions available for marine pollution control	Acceptance of ICRP principles as the basis for these regulations
Commission of the European Communities	<ul style="list-style-type: none"> ! Directive of the Commission on the basic standards for radioprotection of the general public and radiation workers (1980) ! Directive of the Commission on the fundamental measures for radioprotection in medical examinations and treatments (1984) ! Directive of the Commission for modifying the basic standards for radioprotection of radiation workers (1984) 	Yes
France	<ul style="list-style-type: none"> ! Law for combatting pollution of water systems (1964) ! Regulatory order on discharge limits of radioactive effluents from nuclear centres and measures for environmental monitoring (1976) 	Yes
Israel	<ul style="list-style-type: none"> ! The prevention of sea pollution law (1983) ! The prevention of sea pollution from Land-based sources law (1988) 	?
Libya	<ul style="list-style-type: none"> ! Regulation on ionized radiation use and protection against its hazards (1981) ! Maximum allowed limits for radioactive materials in foodstuff 	?
Morocco	<ul style="list-style-type: none"> ! Law on maritime fisheries (1973) ! Draft order on the protection against ionizing radiation and radioactive substances 	?
Spain	<ul style="list-style-type: none"> ! Spanish nuclear legislation (1964) ! Directive for regulating nuclear installation and radioactivity (1972) ! Directive on regulations for health protection against ionizing radiation (1982) 	Yes
Syria	<ul style="list-style-type: none"> ! Series of basic safety criteria for the radioactive protection ! Maximum levels of radioactivity tolerated in food 	?

10. Scientific Rationale for Establishing Restriction and Control

As has been stated, since the radiation dose limits for man have to be translated to the emission standards for radionuclide releases into the marine environment in order to serve as regulatory tools, it is necessary to develop rational procedures relating to the quantities of potential releases of radionuclides to the resultant dose. Although several methods for obtaining this relationship were tried, the past experiences have shown that at present only two approaches, the system analysis approach and the concentration factor approach, are recognized to serve reasonably well for achieving the goal (IAEA, 1983). These two approaches are briefly presented below. Taking the latter approach, which has been used more frequently, as an example, stepwise procedures for relating the radiation dose limits to the release rates of radionuclides from nuclear installations are outlined.

Since the ICRP principles for radiation dose limitations include those for the justification and optimization, it is important to demonstrate beforehand to national decision-making authorities that specific release operations of radionuclides into the environment are justified and optimized compared to other options. These procedures are not simple, since they normally involve the analyses of balances between the effects and benefits, costs and benefits, health and social convenience, etc. Quantitative evaluations of these factors are always hard to make, as the evaluations depend very much on the basis of which they are made. When the decisions for the release operations are taken at national levels, however, it means that national radiation dose limits to be tolerated are accepted in relation to the releases of radionuclides into the environment. These national radiation dose limits may be either at the levels equivalent to those recommended by the ICRP or fractions of the recommended dose limits.

10.1. System analysis approach

The system analysis approach intends to model the dynamic behaviour of the radionuclides released in the marine environment by applying complicated and sophisticated mathematics. It is particularly applicable to situations where radioactive releases are pulsed, or where environmental situations are such that steady-state conditions are not likely to exist. In conducting this approach it is necessary to solve a series of first-order differential equations and the biggest difficulty is generally the availability of values for the transfer coefficients involved, which, in reality, vary with time and space. As the expressions become more realistic, unique analytical solutions of these differential equations do not generally exist and numerical solutions have to be adopted to simulate temporal behaviour of radionuclides released. The procedures for obtaining the numerical solutions are complex and require extensive calculations by computer and associated specific softwares for executing this work.

10.2. Concentration factor approach

The concentration factor approach includes, as its special case, the so-called critical pathway approach and is applicable where release rates are uniform over relatively long periods of time and where steady-state conditions can be assumed to exist in the environment receiving releases of radionuclides, although, strictly speaking, such conditions are rarely fulfilled in real situations. When the radiation dose limits to be tolerated by the general public (or a fraction of the general public) are decided at a national level in relation to the releases of radionuclides from nuclear installation sites into the marine environment, the concentration factor approach starts with the dose limits and goes step by step backwards through various environmental compartments in order to arrive at release limits of radionuclides at discharge points. The outline of the approach is presented below step by step.

10.2.1. Selection of possible pathways: When radioactive waste effluents are discharged from nuclear installation sites into the marine environment, radionuclides contained in the wastes may cause radiation exposure to man through various routes. They may be accumulated on beaches causing the external exposure of bathers or taken up by edible marine organisms causing the internal exposure of persons who ingest these organisms as seafood. In this way there are potentially a number of routes, so-called "pathways", by which man may be exposed to radiation resulting from the radionuclides released. In practice, however, for any given site, only one pathway or at most a small number of pathways, may prove to be limited. Therefore, if the radiation exposure of the public along these "critical pathways" is kept well within the national dose limits, the exposure through other pathways will not cause these limits to be exceeded. Similarly, although a large number of radionuclides may be discharged, only a small number of "critical radionuclides" will account for the major fraction of the exposure. When the "critical pathways" can be well identified, then the procedures involved in the concentration factor approach become simpler and the approach is specifically called the "critical pathway approach". Thus, in order to avoid unnecessary complexity involved in evaluating numerous pathways, it is important at first to select out significant pathways on the basis of the general information available for the radionuclide composition of effluents to be discharged, the degree of accumulation of certain radionuclides in some types of marine organisms, amounts of consumption of the marine organisms as seafood, etc. In view of the present situations in the Mediterranean Region, probable critical pathways are most likely to be through the ingestion of seafood.

10.2.2. Annual limits on intakes (ALIs): The radiation dose limits set up can be translated to the annual limits on intakes of individual radionuclides, if the relationships between the amounts as well as distributions of these radionuclides in certain human organs or the whole body, and effective dose equivalents received by them are known. The translation work has been completed by the ICRP on the basis of the data obtained from extensive experimental radiation dose measurements and chemical analyses of human organs, producing several publications (ICRP; 1979; ICRP 1980; ICRP, 1981; IAEA, 1982). These publications include extensive tables listing annual limits on intakes of each radionuclide for occupational exposure (expressed in Bq). The values for the members of the general public should be one tenth of the values listed in these tables. The values found in the tables can be applied directly to the identified possible critical radionuclides.

10.2.3. Demographic survey: In order to estimate the dose to the most exposed individuals within the dose limits it is essential to obtain the information on the working, eating and recreational habits of the local population being expected to receive higher radiation doses and, in certain cases, of populations at some distance from the discharge sites. For example, these surveys may include estimates of the types and amounts of ingested marine organisms harvested from specific areas, the number of hours spent on the beach, at work or for recreation, the number of hours spent handling fishing gear on the beach and at sea, etc. Since it is considered most unlikely that the external radiation exposure at beaches become limiting in the present situations encountered in the Mediterranean Region, the surveys should be concentrated in the feeding habit of the local populations around the release sites. On the basis of the results of the demographic surveys conducted on the local populations it may be possible to identify probable critical groups of people within the local population, who may have the highest probability for the radiation exposure caused by the releases of radionuclides from the specific discharge sites. It should be emphasized that, since feeding habits of the local populations are different from one place to another, the resultant doses received by local populations from radionuclide releases are site-specific even though concentrations of radionuclides in consumed seafood are similar for different localities. It should be also noted that the ingestion of the seafood is not only the cause of radiation doses for the populations but the ingestion of terrestrial food constitutes normally the major cause of the radiation doses especially in the Mediterranean Region.

10.2.4. Limits for environmental levels: Knowing the values of the ALIs for possible critical radionuclides contained in the waste effluent and the feeding habit of the local populations around the release site of the radionuclides into the sea, one can determine concentration limits of specific radionuclides in marine organisms being consumed as major seafood by the local population. Thus, the identification of the critical groups within the local population may be possible at this stage. By utilizing the recommended values of biological concentration factors of the critical radionuclides for the marine organisms being consumed as major seafood, the concentration limits of the radionuclides in the ambient sea water can be determined in such a way that by maintaining the concentration limits in sea water the resultant radiation doses received by the members of the critical group would not exceed the national dose limits set out at the beginning of the concentration factor approach. For the preliminary estimations of the concentration limits of the possible critical radionuclides in the ambient sea water it may be sufficient to apply the recommended mean biological concentration factors for the specific groups of marine organisms (IAEA, 1985). However, it may be more prudent to utilize specific concentration factors of the critical radionuclides for local species involved in the critical pathways, which have to be determined experimentally at the site, in order to obtain increased accuracy of the concentration limits in the final stage of the concentration factor approach.

10.2.5. Release limits at discharge points: When the effluents containing radionuclides are released into the coastal marine environment they are immediately mixed and diluted with coastal sea water. The degree of the dilution depends on prevailing local hydrographical conditions, such as coastal currents, eddy diffusion, prevailing wind, bottom topography, etc. These hydrographical conditions around the discharge points are important in deciding the dilution factor of the effluents, and to be investigated extensively beforehand. Taking into account the local hydrographical conditions as well as chemical forms of critical radionuclides in the effluents and their expected behaviour in the coastal marine environment, the release rates of the radionuclides from the discharge points can be determined so as to maintain the concentration limits of the radionuclides in the ambient coastal sea water. As the coastal hydrographical conditions are variable within a relatively short time, it is often necessary to apply averaged hydrographical parameters in describing prevailing coastal conditions.

10.3. Pre-operational survey and monitoring

As can be seen from the preceding descriptions on the approaches to be made for determining the release limits of radionuclides into the marine environment from discharge points, several environmental and demographic parameters are needed to proceed with these approaches. These parameters have to be estimated on the basis of either the results of pre-operational local surveys or reasonable assumptions. Thus, the accuracy of the results of the approaches depends on how accurately the individual parameters are able to describe real processes involved in the models adopted. Uncertainties involved in selecting appropriate parameters influence considerably the results obtained. Therefore, it is often necessary to verify the results of the pre-operational approaches by trials of low-level release operations. When the results of the pre-operational approaches are proven to be satisfactory, the authorization for full release operations may be granted. In order to ensure that the dose to the most exposed individuals remain within the national authorized dose limits after the full operation of radionuclide releases, it is essential to monitor regularly the release operations at the release points and in the marine environment expected to be influenced by these release operations. Although competent national authorities and/or management of nuclear installations concerned are considered to be responsible for implementing adequate monitoring operations of the effluents released and the marine environment under consideration, it may be appropriate to harmonize internationally the mode of the monitoring in the framework of the Mediterranean Action Plan.

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-temporelle des radio-éléments anthropogènes du bassin méditerranéen occidental 1980-1987. In: *Intr. 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: *Vlèmes Journées Etudes 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 Kjs 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., Antalya, 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 H-3 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.

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

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 au commencement 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 des 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 spécifique 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 Terre a de tous temps été exposée à leurs rayonnements.

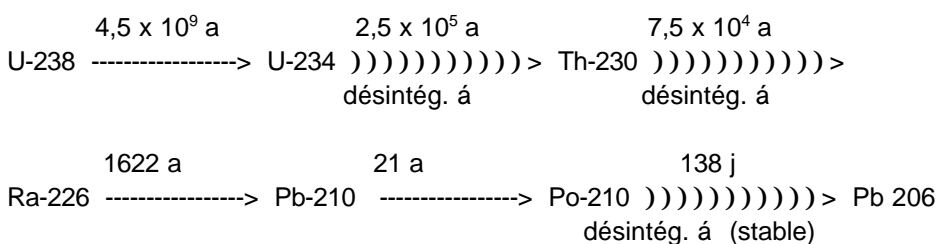
On connaît plus de 60 radionucléides naturels présents dans l'environnement. On les classe en deux groupes selon leur origine: terrestre ou cosmique.

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.

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 rencontre 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).

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	-	-

3.2.2. 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.

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; Gueguierat, 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 activées 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 fissible 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

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	á	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 Pu-239 sont utilisés ci-après à la place du terme et du symbole plus exacts plutonium-(239 + 240) et Pu-(239 + 240).

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.

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

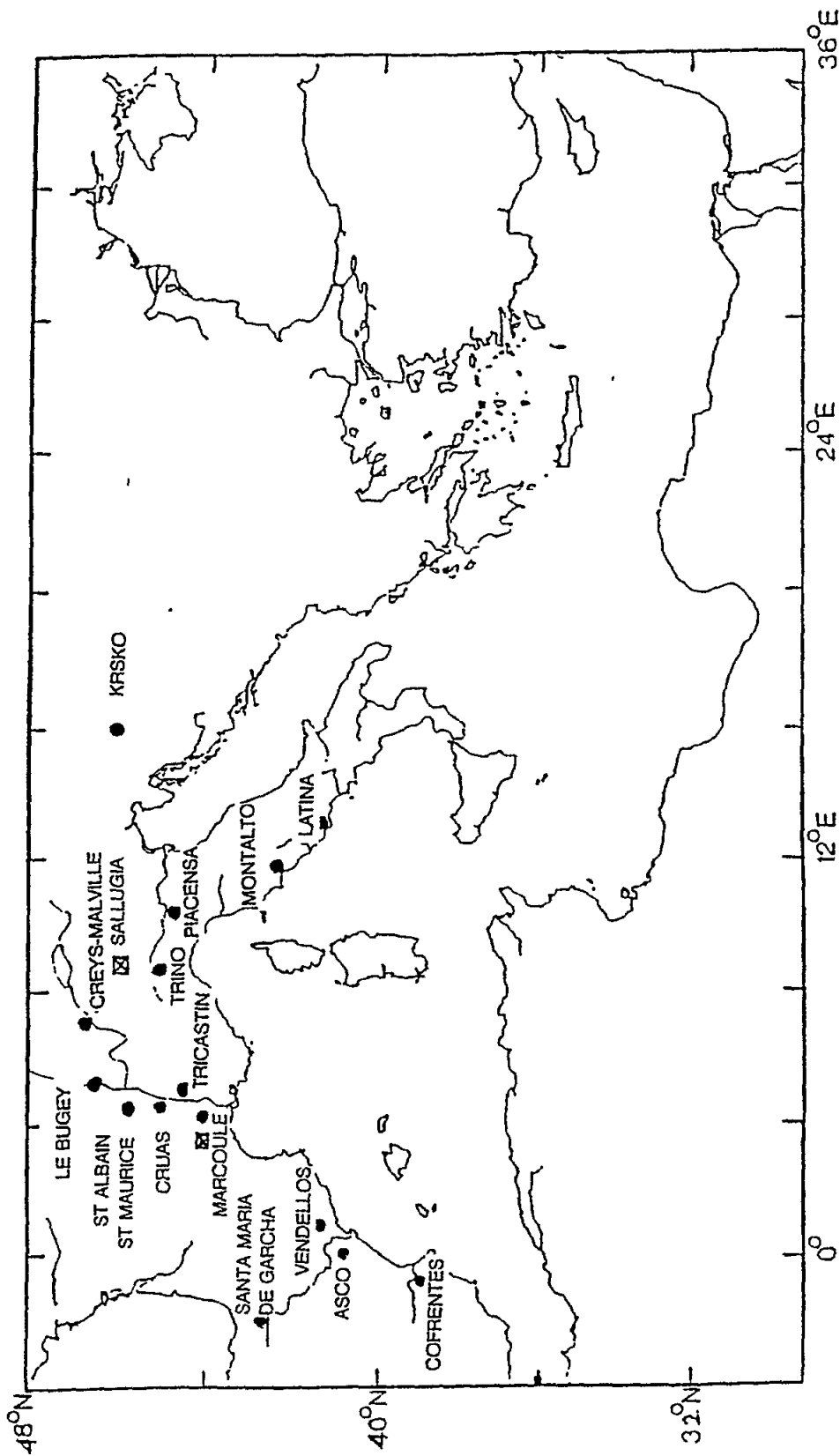


Figure 1: Répartition des installations nucléaires dans la région Méditerranéenne (● centrale nucléaire; ☒ usine de retraitement de combustible).

certain 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 (10¹⁵ 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 dépistés 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 ceux 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 (10¹² 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 $0,4 \text{ PBq}$ et de 5 TBq respectivement, en tenant compte de la délivrance correspondante par retombées de 10 PBq pour Cs-137 et de $0,23 \text{ PBq}$ 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 $0,1 \text{ PBq}$ 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).

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).

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.

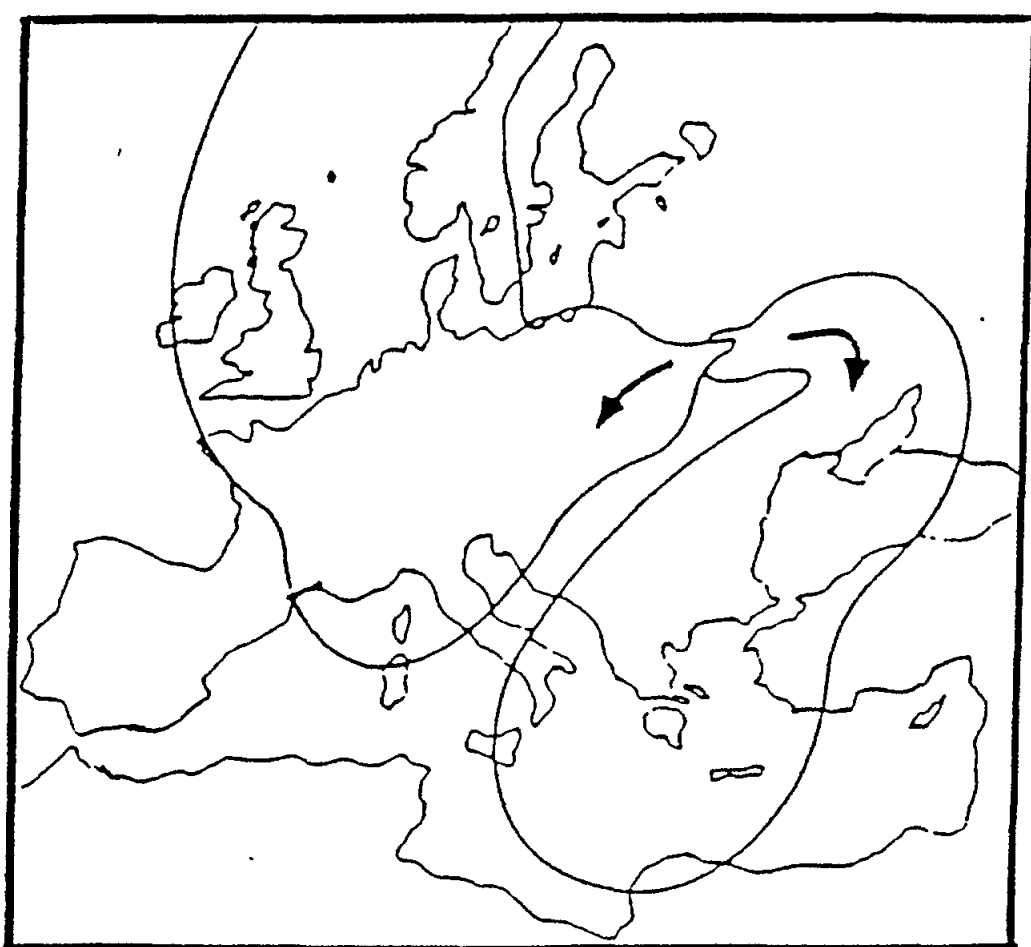


Figure 2: Trajectoires des panaches hautement radioactifs au-dessus de la région méditerranéenne après l'accident de Tchernobyl

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 dans 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 chance 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 inférieures 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 perte 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 nitrate-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 (Guéguéniat, 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 mollusques 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 du 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 perte 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 organismes 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

certain radionucléides dans le milieu marin de la Méditerranée font l'objet d'un examen pour l'eau de mer, les sédiments et les organismes 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 bassins. En se fondant sur ces données des profils et en les comparant avec les 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 mBq l⁻¹ et à moins de 4 µBq 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 particulière 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).

Tableau XI

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

Localisation	Zone No	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	"

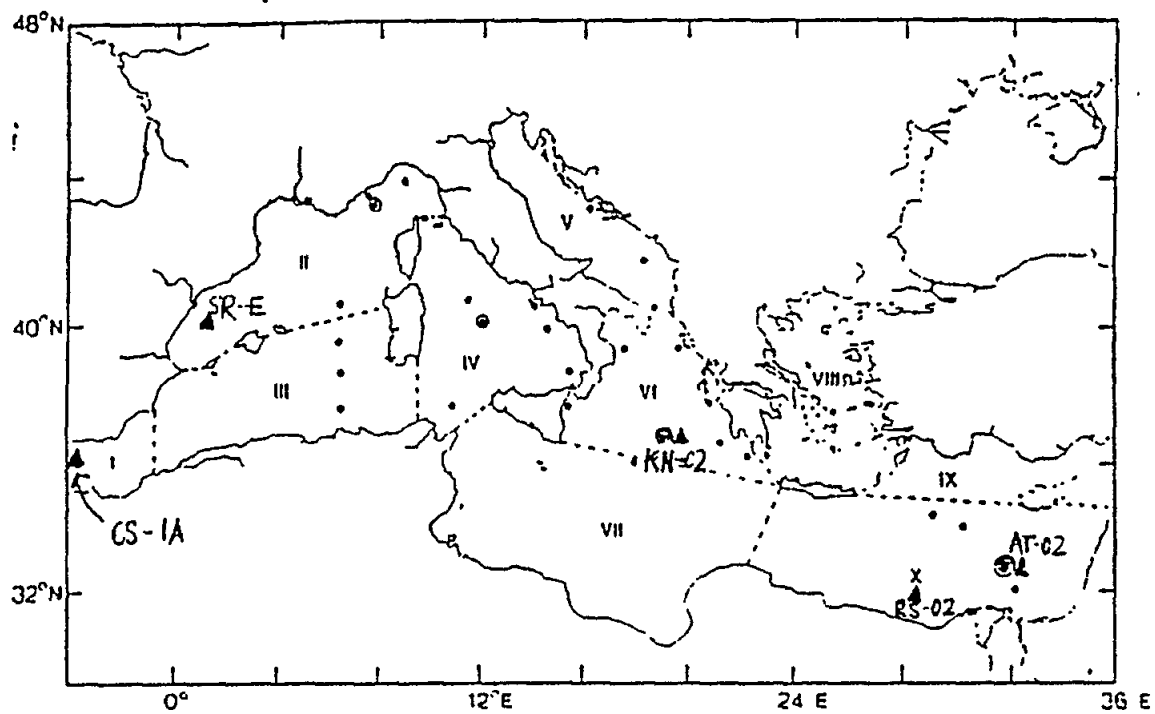


Figure 3. Stations d'échantillonnage pour les mesures de césium-137 et de plutonium-239 en mer Méditerranée (● Station de surface pour Cs-137; ⊙ Station de profil vertical pour Cs-137; ▲ Station de profil vertical pour Pu-239 et Am-141).

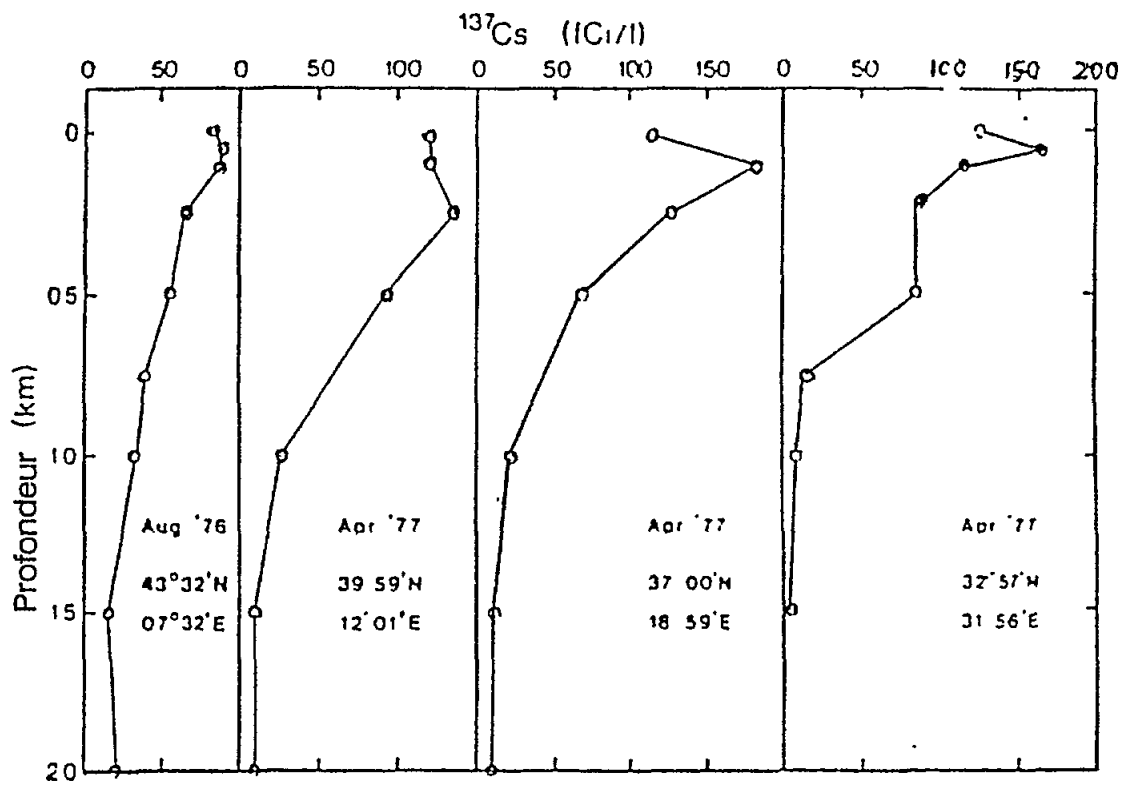


Figure 4: Répartitions verticales du césium-137 dans la mer Méditerranée
(1 fCi = $37 \mu\text{Bq}$ = 0,037 mBq)

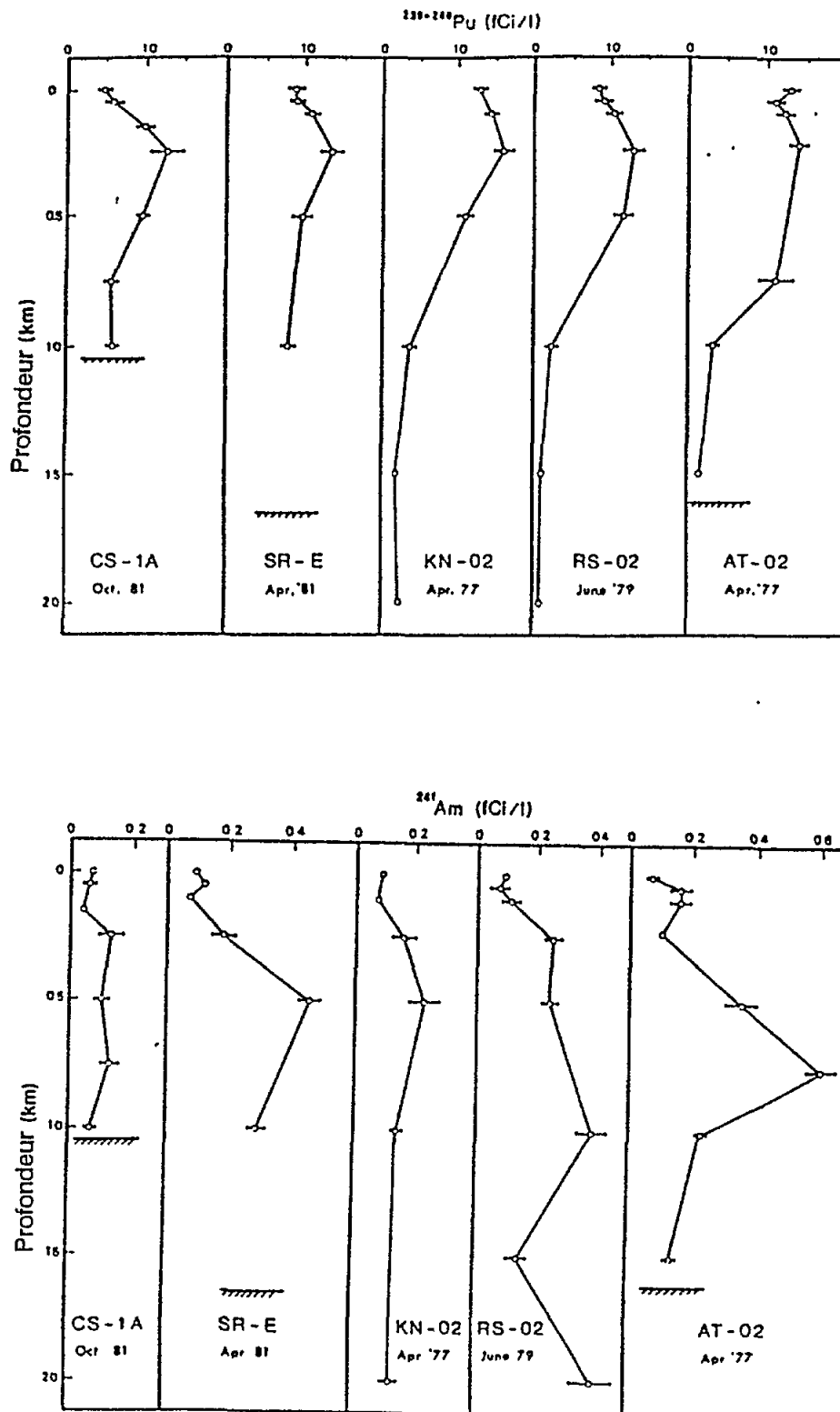


Figure 5: Répartitions verticales du plutonium-239 et de l'américium-241 dans la mer Méditerranée (1 fCi = $37 \mu\text{Bq}$ = 0,037 mBq)

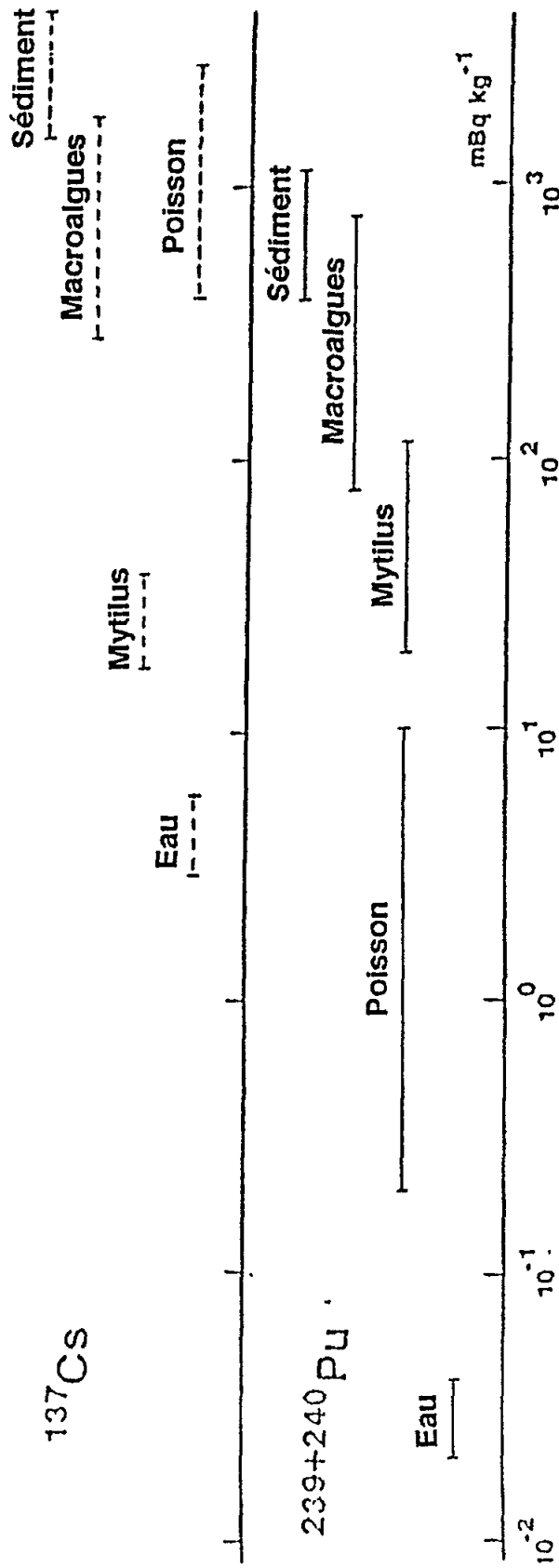


Figure 6: Intervalles de variation des concentrations d'activité du césium-137 et du plutonium-239+240 dans divers compartiments du milieu marin en Méditerranée

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 Bq Cs-137 kg⁻¹ p.s., soit une valeur moyenne d'environ 6 Bq kg⁻¹ 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 Bq Cs-137 kg⁻¹ 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 ait été effectuée dans les zones littorales de l'Espagne et de l'Italie. Les données obtenues pour des échantillons de carottes sédimentaires 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 carottes 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 Bq kg⁻¹ p.s. et à 700 Bq m⁻² pour les prélèvements dans la baie de La Spezia, et à 1,5 Bq kg⁻¹ 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 Bq Pu-239 kg⁻¹ 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 carottes 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).

6.2.3. Niveaux dans les organismes et les végétaux 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'algues (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).

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	"

6.2.4. 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 organismes 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.

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.

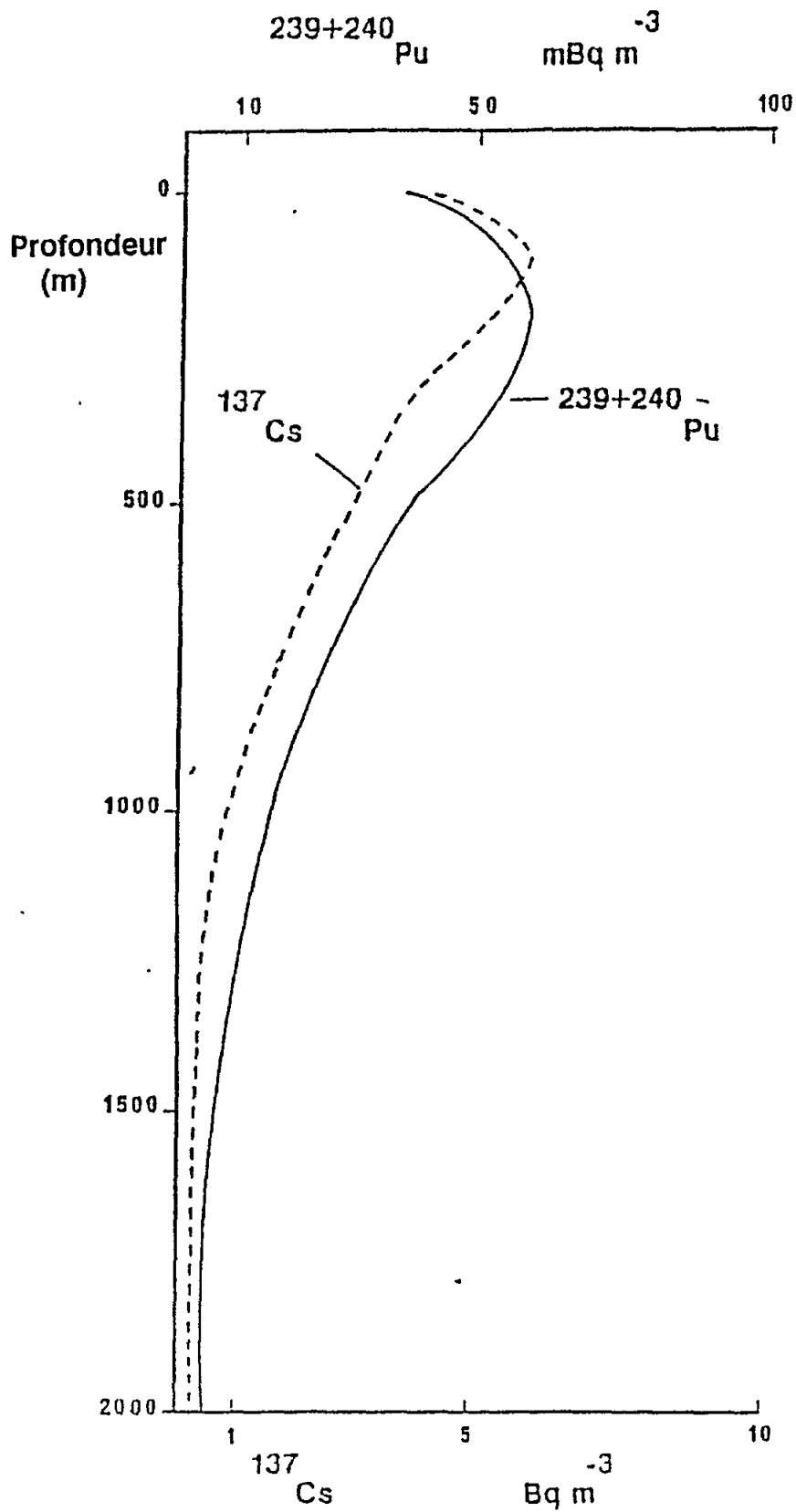


Figure 7: Les répartitions verticales moyennes simplifiées du césium-137 et du plutonium-239+240 dans la colonne d'eau méditerranéenne (d'après des données antérieures à 1982)

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, seuls 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.

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.

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

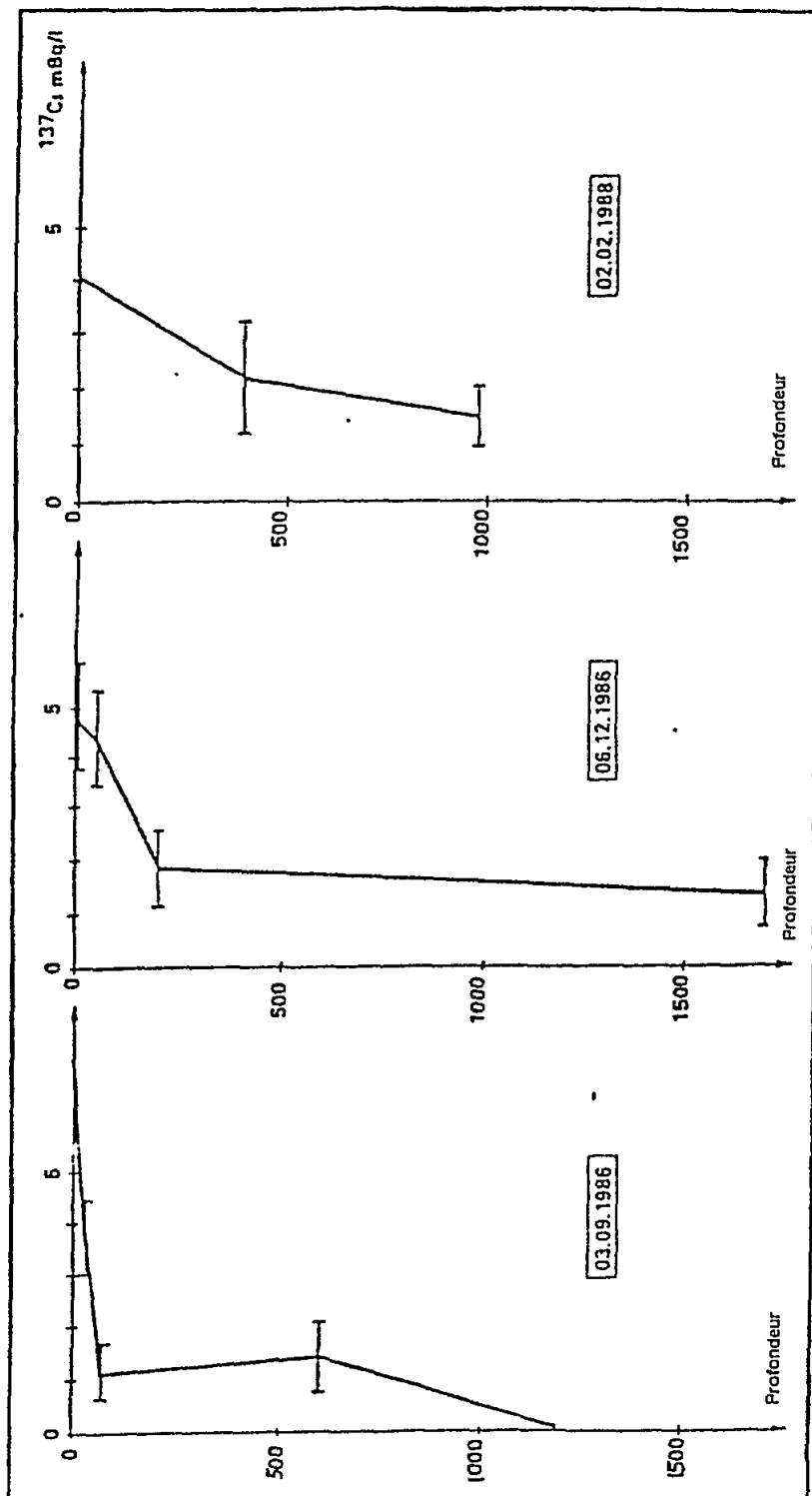


Figure 8: Evolution dans le temps de la répartition verticale du césium-137 après l'accident de Tchernobyl, à une station du golfe du Lion (42° 19' N; 04° 59,5' E)

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 pendant 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 avec 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 minime 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 pendant la durée de sa 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 aléatoire et qu'il n'est pas en rapport avec une cause spécifique quelconque. On n'attribue pas une grande certitude au facteur de risque de valeur approximative 2×10^{-2} Sv⁻¹ et ce chiffre pourrait être sous-estimé ou surestimé d'un facteur de 3 environ (Brewer & Garrett, 1987).

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

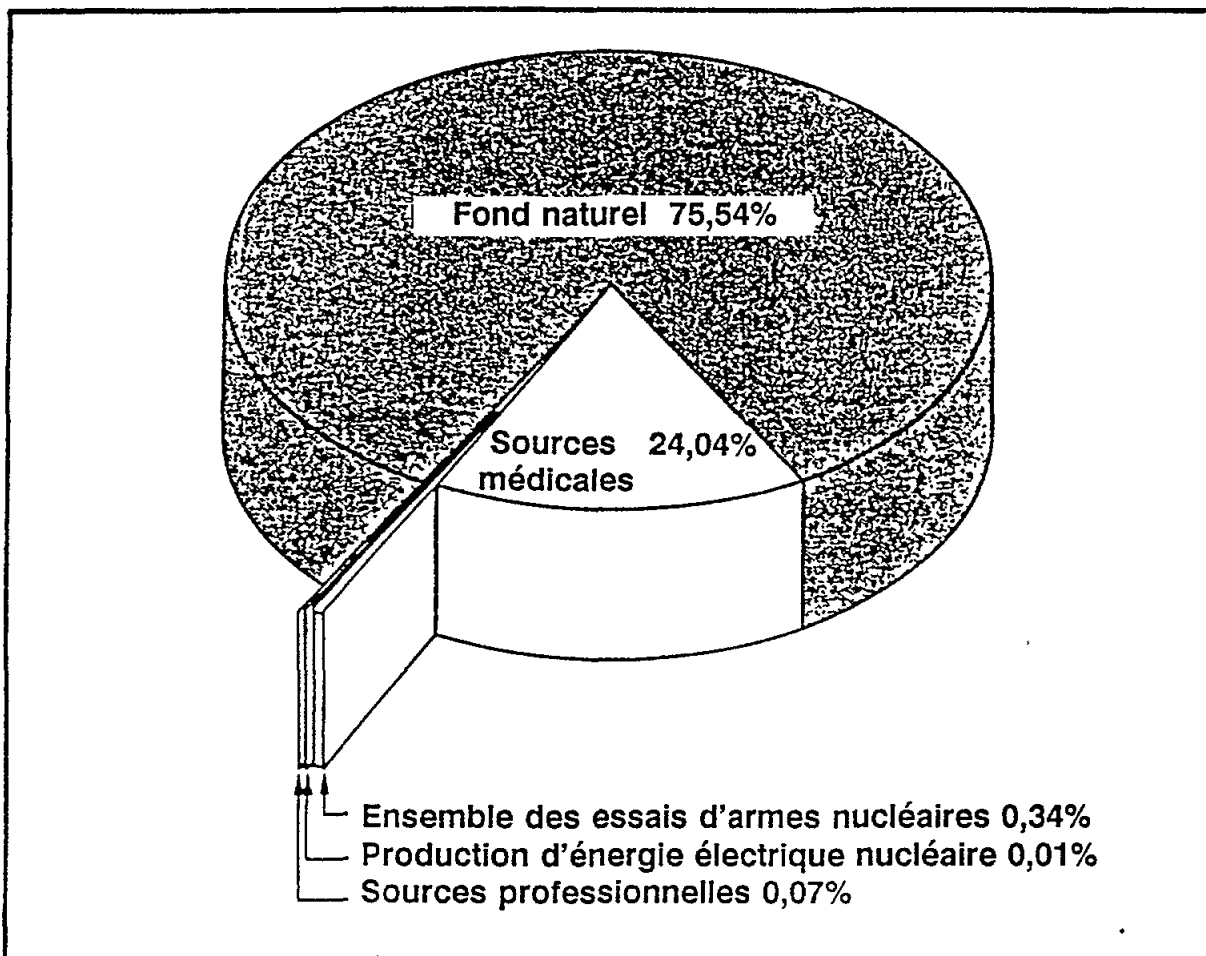


Figure 9: Contributions relatives des sources naturelles et artificielles à la dose de rayonnement chez l'homme

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.
- 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 $10 \pm 2 \text{ PBq}$, $0,4 \pm 0,1 \text{ PBq}$ et $1,6 \text{ PBq}$, soit un montant d'apport total de $12 \pm 2 \text{ PBq}$ 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 $3\text{-}4 \text{ mBq l}^{-1}$ et autour de 6 Bq kg^{-1} poids sec en 1985. La réserve totale méditerranéenne de Cs-137 en 1985, soit $11 \pm 1 \text{ PBq}$, 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

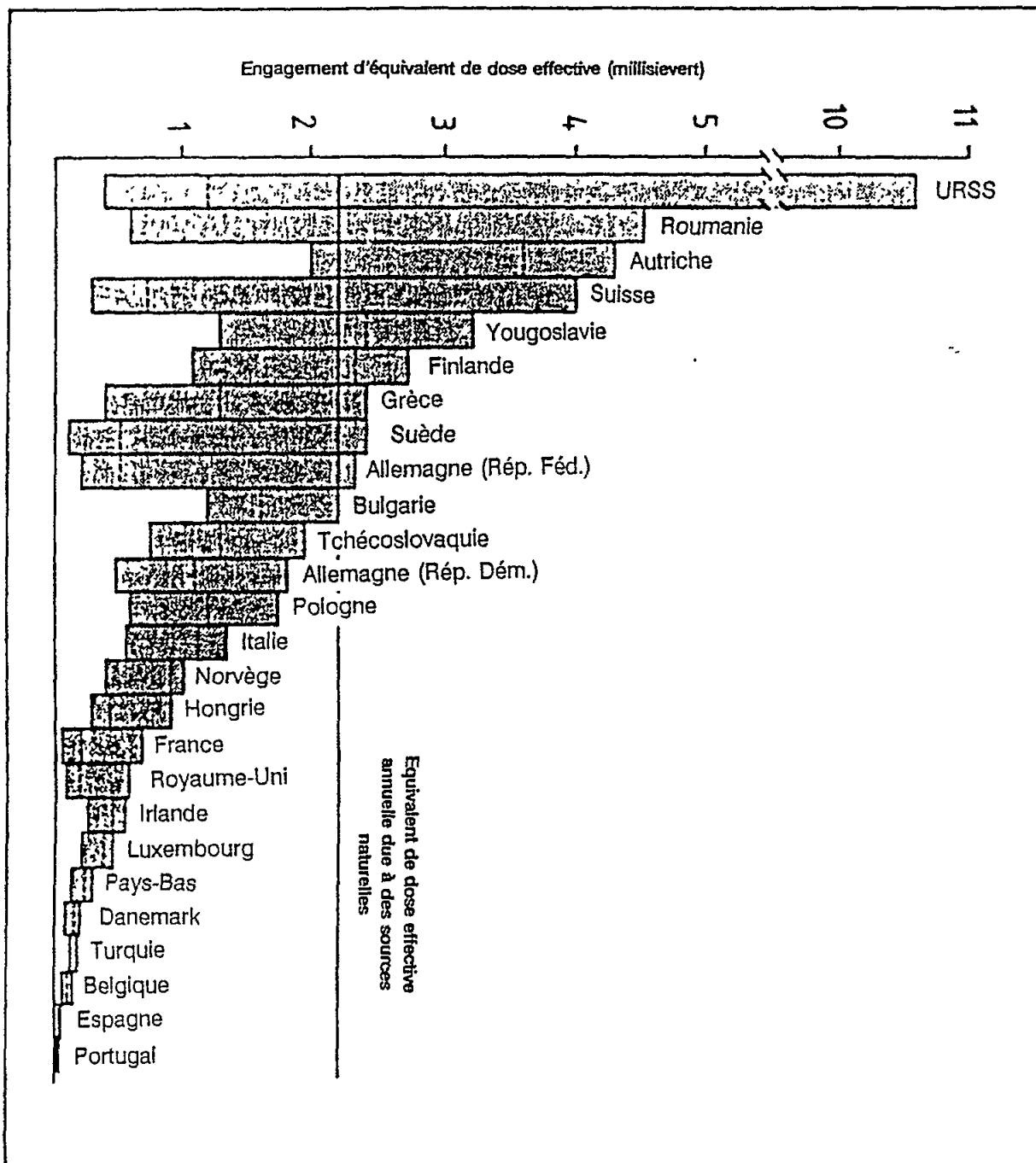


Figure 10. Intervalles de variation des engagements d'équivalent de dose effective résultant de l'accident de Tchernobyl dans différents pays européens

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 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.

L'attention est aussi attirée sur les articles qui s'y rapportent et figurant dans "Mesures de Radioprotection du Traité Euratom" et Règlements, Directives et Décisions contenues dans "Législation de la Radioprotection de la Communauté", d'août 1990 (numéro du document XI-3539/90 EN) édité par la Direction Générale, Environnement, Sureté Nucléaire et Protection Civile; Division de Radioprotection; Commission des Communautés Européennes. Les autres précédentes directives de la Commission des Communautés Européennes (CEC, 1980; CEC 1984) seront traitées dans 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 auprès d'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 intermittence ou quand les situations environnementales sont telles que des conditions d'état stable ont peu de chance 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 encourant 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 qui prédominent.

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 pré-opérationnelles par des essais d'opérations de rejet à faibles niveaux. Quand les résultats de ces études pré-opérationnelles s'avèrent 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-temporelle 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 Etudes 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: *Intr. 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: *Intr. 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_{js} 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., Antalya, 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 H-3 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.

PUBLICATIONS OF THE MAP TECHNICAL REPORTS SERIES

1. UNEP/IOC/WMO: Baseline studies and monitoring of oil and petroleum hydrocarbons in marine waters (MED POL I). MAP Technical Reports Series No. 1. UNEP, Athens, 1986 (96 pages) (parts in English, French or Spanish only).
2. UNEP/FAO: Baseline studies and monitoring of metals, particularly mercury and cadmium, in marine organisms (MED POL II). MAP Technical Reports Series No. 2. UNEP, Athens, 1986 (220 pages) (parts in English, French or Spanish only).
3. UNEP/FAO: Baseline studies and monitoring of DDT, PCBs and other chlorinated hydrocarbons in marine organisms (MED POL III). MAP Technical Reports Series No. 3. UNEP, Athens, 1986 (128 pages) (parts in English, French or Spanish only).
4. UNEP/FAO: Research on the effects of pollutants on marine organisms and their populations (MED POL IV). MAP Technical Reports Series No. 4. UNEP, Athens, 1986 (118 pages) (parts in English, French or Spanish only).
5. UNEP/FAO: Research on the effects of pollutants on marine communities and ecosystems (MED POL V). MAP Technical Reports Series No. 5. UNEP, Athens, 1986 (146 pages) (parts in English or French only).
6. UNEP/IOC: Problems of coastal transport of pollutants (MED POL VI). MAP Technical Reports Series No. 6. UNEP, Athens, 1986 (100 pages) (English only).
7. UNEP/WHO: Coastal water quality control (MED POL VII). MAP Technical Reports Series No. 7. UNEP, Athens, 1986 (426 pages) (parts in English or French only).
8. UNEP/IAEA/IOC: Biogeochemical studies of selected pollutants in the open waters of the Mediterranean (MED POL VIII). MAP Technical Reports Series No. 8. UNEP, Athens, 1986 (42 pages) (parts in English or French only).
8. UNEP: Biogeochemical studies of selected pollutants in the open waters of the Mediterranean Add. nean MED POL VIII). Addendum, Greek Oceanographic Cruise 1980. MAP Technical Reports Series No. 8, Addendum. UNEP, Athens, 1986 (66 pages) (English only).
9. UNEP: Co-ordinated Mediterranean pollution monitoring and research programme (MED POL - PHASE I). Final report, 1975-1980. MAP Technical Reports Series No. 9. UNEP, Athens, 1986 (276 pages) (English only).
10. UNEP: Research on the toxicity, persistence, bioaccumulation, carcinogenicity and mutagenicity of selected substances (Activity G). Final reports on projects dealing with toxicity (1983-85). MAP Technical Reports Series No. 10. UNEP, Athens, 1987 (118 pages) (English only).
11. UNEP: Rehabilitation and reconstruction of Mediterranean historic settlements. Documents produced in the first stage of the Priority Action (1984-1985). MAP Technical Reports Series No. 11. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1986 (158 pages) (parts in English or French only).
12. UNEP: Water resources development of small Mediterranean islands and isolated coastal areas. Documents produced in the first stage of the Priority Action (1984-1985). MAP Technical Reports Series No. 12. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (162 pages) (parts in English or French only).

13. UNEP: Specific topics related to water resources development of large Mediterranean islands. Documents produced in the second phase of the Priority Action (1985-1986). MAP Technical Reports Series No. 13. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (162 pages) (parts in English or French only).
14. UNEP: Experience of Mediterranean historic towns in the integrated process of rehabilitation of urban and architectural heritage. Documents produced in the second phase of the Priority Action (1986). MAP Technical Reports Series No. 14. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (500 pages) (parts in English or French only).
15. UNEP: Environmental aspects of aquaculture development in the Mediterranean region. Documents produced in the period 1985-1987. MAP Technical Reports Series No. 15. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (101 pages) (English only).
16. UNEP: Promotion of soil protection as an essential component of environmental protection in Mediterranean coastal zones. Selected documents (1985-1987). MAP Technical Reports Series No. 16. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (424 pages) (parts in English or French only).
17. UNEP: Seismic risk reduction in the Mediterranean region. Selected studies and documents (1985-1987). MAP Technical Reports Series No. 17. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (247 pages) (parts in English or French only).
18. UNEP/FAO/WHO: Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by mercury and mercury compounds. MAP Technical Reports Series No. 18. UNEP, Athens, 1987 (354 pages) (English and French).
19. UNEP/IOC: Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by petroleum hydrocarbons. MAP Technical Reports Series No. 19. UNEP, Athens, 1988 (130 pages) (English and French).
20. UNEP/WHO: Epidemiological studies related to environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms (Activity D). Final report on project on relationship between microbial quality of coastal seawater and health effects (1983-86). MAP Technical Reports Series No. 20. UNEP, Athens, 1988 (156 pages) (English only).
21. UNEP/UNESCO/FAO: Eutrophication in the Mediterranean Sea: Receiving capacity and monitoring of long-term effects. MAP Technical Reports Series No. 21. UNEP, Athens, 1988 (200 pages) (parts in English or French only).
22. UNEP/FAO: Study of ecosystem modifications in areas influenced by pollutants (Activity I). MAP Technical Reports Series No. 22. UNEP, Athens, 1988 (146 pages) (parts in English or French only).
23. UNEP: National monitoring programme of Yugoslavia, Report for 1983-1986. MAP Technical Reports Series No. 23. UNEP, Athens, 1988 (223 pages) (English only).
24. UNEP/FAO: Toxicity, persistence and bioaccumulation of selected substances to marine organisms (Activity G). MAP Technical Reports Series No. 24. UNEP, Athens, 1988 (122 pages) (parts in English or French only).
25. UNEP: The Mediterranean Action Plan in a functional perspective: A quest for law and policy. MAP Technical Reports Series No. 25. UNEP, Athens, 1988 (105 pages) (English only).

26. UNEP/IUCN: Directory of marine and coastal protected areas in the Mediterranean Region. Part I - Sites of biological and ecological value. MAP Technical Reports Series No. 26. UNEP, Athens, 1989 (196 pages) (English only).
27. UNEP: Implications of expected climate changes in the Mediterranean Region: An overview. MAP Technical Reports Series No. 27. UNEP, Athens, 1989 (52 pages) (English only).
28. UNEP: State of the Mediterranean marine environment. MAP Technical Reports Series No. 28. UNEP, Athens, 1989 (225 pages) (English only).
29. UNEP: Bibliography on effects of climatic change and related topics. MAP Technical Reports Series No. 29. UNEP, Athens, 1989 (143 pages) (English only).
30. UNEP: Meteorological and climatological data from surface and upper measurements for the assessment of atmospheric transport and deposition of pollutants in the Mediterranean Basin: A review. MAP Technical Reports Series No. 30. UNEP, Athens, 1989 (137 pages) (English only).
31. UNEP/WMO: Airborne pollution of the Mediterranean Sea. Report and proceedings of a WMO/UNEP Workshop. MAP Technical Reports Series No. 31. UNEP, Athens, 1989 (247 pages) (parts in English or French only).
32. UNEP/FAO: Biogeochemical cycles of specific pollutants (Activity K). MAP Technical Reports Series No. 32. UNEP, Athens, 1989 (139 pages) (parts in English or French only).
33. UNEP/FAO/WHO/IAEA: Assessment of organotin compounds as marine pollutants in the Mediterranean. MAP Technical Reports Series No. 33. UNEP, Athens, 1989 (185 pages) (English and French).
34. UNEP/FAO/WHO: Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by cadmium and cadmium compounds. MAP Technical Reports Series No. 34. UNEP, Athens, 1989 (175 pages) (English and French).
35. UNEP: Bibliography on marine pollution by organotin compounds. MAP Technical Reports Series No. 35. UNEP, Athens, 1989 (92 pages) (English only).
36. UNEP/IUCN: Directory of marine and coastal protected areas in the Mediterranean region. Part I - Sites of biological and ecological value. MAP Technical Reports Series No. 36. UNEP, Athens, 1990 (198 pages) (French only).
37. UNEP/FAO: Final reports on research projects dealing with eutrophication and plankton blooms (Activity H). MAP Technical Reports Series No. 37. UNEP, Athens, 1990 (74 pages) (parts in English or French only).
38. UNEP: Common measures adopted by the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution. MAP Technical Reports Series No. 38. UNEP, Athens, 1990 (100 pages) (English, French, Spanish and Arabic).
39. UNEP/FAO/WHO/IAEA: Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by organohalogen compounds. MAP Technical Reports Series No. 39. UNEP, Athens, 1990 (224 pages) (English and French).
40. UNEP/FAO: Final reports on research projects (Activities H,I and J). MAP Technical Reports Series No. 40. UNEP, Athens, 1990 (125 pages) (English and French).

41. UNEP: Wastewater reuse for irrigation in the Mediterranean region. MAP Technical Reports Series No. 41. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1990 (330 pages) (English and French).
42. UNEP/IUCN: Report on the status of Mediterranean marine turtles. MAP Technical Reports Series No. 42. UNEP, Athens, 1990 (204 pages) (English and French).
43. UNEP/IUCN/GIS Posidonia: Red Book "Gérard Vuignier", marine plants, populations and landscapes threatened in the Mediterranean. MAP Technical Reports Series No. 43. UNEP, Athens, 1990 (250 pages) (French only).
44. UNEP: Bibliography on aquatic pollution by organophosphorus compounds. MAP Technical Reports Series No. 44. UNEP, Athens, 1990 (98 pages) (English only).
45. UNEP/IAEA: Transport of pollutants by sedimentation: Collected papers from the first Mediterranean Workshop (Villefranche-sur-Mer, France, 10-12 December 1987). MAP Technical Reports Series No. 45. UNEP, Athens, 1990 (302 pages) (English only).
46. UNEP/WHO: Epidemiological studies related to environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms (Activity D). Final report on project on relationship between microbial quality of coastal seawater and rotavirus-induced gastroenteritis among bathers (1986-88). MAP Technical Reports Series No.46, UNEP, Athens, 1991 (64 pages) (English only).
47. UNEP: Jellyfish blooms in the Mediterranean. Proceedings of the II workshop on jellyfish in the Mediterranean Sea. MAP Technical Reports Series No.47. UNEP, Athens, 1991 (320 pages) (parts in English or French only).
48. UNEP/FAO: Final reports on research projects (Activity G). MAP Technical Reports Series No. 48. UNEP, Athens, 1991 (126 pages) (parts in English or French only).
49. UNEP/WHO: Biogeochemical cycles of specific pollutants. Survival of pathogens. Final reports on research projects (Activity K). MAP Technical Reports Series No. 49. UNEP, Athens, 1991 (71 pages) (parts in English or French only).
50. UNEP: Bibliography on marine litter. MAP Technical Reports Series No. 50. UNEP, Athens, 1991 (62 pages) (English only).
51. UNEP/FAO: Final reports on research projects dealing with mercury, toxicity and analytical techniques. MAP Technical Reports Series No. 51. UNEP, Athens, 1991 (166 pages) (parts in English or French only).
52. UNEP/FAO: Final reports on research projects dealing with bioaccumulation and toxicity of chemical pollutants. MAP Technical Reports Series No. 52. UNEP, Athens, 1991 (86 pages) (parts in English or French only).
53. UNEP/WHO: Epidemiological studies related to environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms (Activity D). Final report on epidemiological study on bathers from selected beaches in Malaga, Spain (1988-1989). MAP Technical Reports Series No. 53. UNEP, Athens, 1991 (127 pages) (English only).
54. UNEP/WHO: Development and testing of sampling and analytical techniques for monitoring of marine pollutants (Activity A): Final reports on selected microbiological projects. MAP Technical Reports Series No. 54. UNEP, Athens, 1991 (83 pages) (English only).

55. UNEP/WHO: Biogeochemical cycles of specific pollutants (Activity K): Final report on project on survival of pathogenic organisms in seawater. MAP Technical Reports Series No. 55. UNEP, Athens, 1991 (95 pages) (English only).
56. UNEP/IOC/FAO: Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by persistent synthetic materials which may float, sink or remain in suspension. MAP Technical Reports Series No. 56. UNEP, Athens, 1991 (113 pages) (English and French).
57. UNEP/WHO: Research on the toxicity, persistence, bioaccumulation, carcinogenicity and mutagenicity of selected substances (Activity G): Final reports on projects dealing with carcinogenicity and mutagenicity. MAP Technical Reports Series No. 57. UNEP, Athens, 1991 (59 pages) (English only).
58. UNEP/FAO/WHO/IAEA: Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by organophosphorus compounds. MAP Technical Reports Series No. 58. UNEP, Athens, 1991 (122 pages) (English and French).
59. UNEP/FAO/IAEA: Proceedings of the FAO/UNEP/IAEA Consultation Meeting on the Accumulation and Transformation of Chemical contaminants by Biotic and Abiotic Processes in the Marine Environment (La Spezia, Italy, 24-28 September 1990), edited by G.P. Gabrielides. MAP Technical Reports Series No. 59. UNEP, Athens, 1991 (392 pages) (English only).
60. UNEP/WHO: Development and testing of sampling and analytical techniques for monitoring of marine pollutants (Activity A): Final reports on selected microbiological projects (1987-1990). MAP Technical Reports Series No. 60. UNEP, Athens, 1991 (76 pages) (parts in English or French only).
61. UNEP: Integrated Planning and Management of the Mediterranean Coastal Zones. Documents produced in the first and second stage of the Priority Action (1985-1986). MAP Technical Reports Series No. 61. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1991 (437 pages) (parts in English or French only).

PUBLICATIONS "MAP TECHNICAL REPORTS SERIES"

1. PNUE/COI/OMM: Etudes de base et surveillance continue du pétrole et des hydrocarbures contenus dans les eaux de la mer (MED POL I). MAP Technical Reports Series No. 1. UNEP, Athens, 1986 (96 pages) (parties en anglais, français ou espagnol seulement).
2. PNUE/FAO: Etudes de base et surveillance continue des métaux, notamment du mercure et du cadmium, dans les organismes marins (MED POL II). MAP Technical Reports Series No. 2. UNEP, Athens, 1986 (220 pages) (parties en anglais, français ou espagnol seulement).
3. PNUE/FAO: Etudes de base et surveillance continue du DDT, des PCB et des autres hydrocarbures chlorés contenus dans les organismes marins (MED POL III). MAP Technical Reports Series No. 3. UNEP, Athens, 1986 (128 pages) (parties en anglais, français ou espagnol seulement).
4. PNUE/FAO: Recherche sur les effets des polluants sur les organismes marins et leurs peuplements (MED POL IV). MAP Technical Reports Series No. 4. UNEP, Athens, 1986 (118 pages) (parties en anglais, français ou espagnol seulement).
5. PNUE/FAO: Recherche sur les effets des polluants sur les communautés et écosystèmes marins (MED POL V). MAP Technical Reports Series No. 5. UNEP, Athens, 1986 (146 pages) (parties en anglais ou français seulement).
6. PNUE/COI: Problèmes du transfert des polluants le long des côtes (MED POL VI). MAP Technical Reports Series No. 6. UNEP, Athens, 1986 (100 pages) (anglais seulement).
7. PNUE/OMS: Contrôle de la qualité des eaux côtières (MED POL VII). MAP Technical Reports Series No. 7. UNEP, Athens, 1986 (426 pages) (parties en anglais ou français seulement).
8. PNUE/AIEA/COI: Etudes biogéochimiques de certains polluants au large de la Méditerranée (MED POL VIII). MAP Technical Reports Series No. 8. UNEP, Athens, 1986 (42 pages) (parties en anglais ou français seulement).
8. PNUE: Etudes biogéochimiques de certains polluants au large de la Méditerranée (MED Add. POL VIII). Addendum, Croisière Océanographique de la Grèce 1980. MAP Technical Reports Series No. 8, Addendum. UNEP, Athens, 1986 (66 pages) (anglais seulement).
9. PNUE: Programme coordonné de surveillance continue et de recherche en matière de pollution dans la Méditerranée (MED POL -PHASE I). Rapport final, 1975-1980. MAP Technical Reports Series No. 9. UNEP, Athens, 1986 (276 pages) (anglais seulement).
10. PNUE: Recherches sur la toxicité, la persistance, la bioaccumulation, la cancérogénicité et la mutagénicité de certaines substances (Activité G). Rapports finaux sur les projets ayant trait à la toxicité (1983-85). MAP Technical Reports Series No. 10. UNEP, Athens, 1987 (118 pages) (anglais seulement).
11. PNUE: Réhabilitation et reconstruction des établissements historiques méditerranéens. Textes rédigés au cours de la première phase de l'action prioritaire (1984-1985). MAP Technical Reports Series No. 11. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1986 (158 pages) (parties en anglais ou français seulement).
12. PNUE: Développement des ressources en eau des petites îles et des zones côtières isolées méditerranéennes. Textes rédigés au cours de la première phase de l'action prioritaire (1984-1985). MAP Technical Reports Series No. 12. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (162 pages) (parties en anglais ou français seulement).

13. PNUE: Thèmes spécifiques concernant le développement des ressources en eau des grandes îles méditerranéennes. Textes rédigés au cours de la deuxième phase de l'action prioritaire (1985-1986). MAP Technical Reports Series No. 13. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (162 pages) (parties en anglais ou français seulement).
14. PNUE: L'expérience des villes historiques de la Méditerranée dans le processus intégré de réhabilitation du patrimoine urbain et architectural. Documents établis lors de la seconde phase de l'Action prioritaire (1986). MAP Technical Reports Series No. 14. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (500 pages) (parties en anglais ou français seulement).
15. PNUE: Aspects environnementaux du développement de l'aquaculture dans la région méditerranéenne. Documents établis pendant la période 1985-1987. MAP Technical Reports Series No. 15. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (101 pages) (anglais seulement).
16. PNUE: Promotion de la protection des sols comme élément essentiel de la protection de l'environnement dans les zones côtières méditerranéennes. Documents sélectionnés (1985-1987). MAP Technical Reports Series No. 16. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (424 pages) (parties en anglais ou français seulement).
17. PNUE: Réduction des risques sismiques dans la région méditerranéenne. Documents et études sélectionnés (1985-1987). MAP Technical Reports Series No. 17. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (247 pages) (parties en anglais ou français seulement).
18. PNUE/FAO/OMS: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le mercure et les composés mercuriels. MAP Technical Reports Series No. 18. UNEP, Athens, 1987 (354 pages) (anglais et français).
19. PNUE/COI: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les hydrocarbures de pétrole. MAP Technical Reports Series No. 19. UNEP, Athens, 1988 (130 pages) (anglais et français).
20. PNUE/OMS: Etudes épidémiologiques relatives aux critères de la qualité de l'environnement pour les eaux servant à la baignade, à la culture de coquillages et à l'élevage d'autres organismes marins comestibles (Activité D). Rapport final sur le projet sur la relation entre la qualité microbienne des eaux marines côtières et les effets sur la santé (1983-86). MAP Technical Reports Series No. 20. UNEP, Athens, 1988 (156 pages) (anglais seulement).
21. PNUE/UNESCO/FAO: Eutrophisation dans la mer Méditerranée: capacité réceptrice et surveillance continue des effets à long terme. MAP Technical Reports Series No. 21. UNEP, Athens, 1988 (200 pages) (parties en anglais ou français seulement).
22. PNUE/FAO: Etude des modifications de l'écosystème dans les zones soumises à l'influence des polluants (Activité I). MAP Technical Reports Series No. 22. UNEP, Athens, 1988 (146 pages) (parties en anglais ou français seulement).
23. PNUE: Programme national de surveillance continue pour la Yougoslavie, Rapport pour 1983-1986. MAP Technical Reports Series No. 23. UNEP, Athens, 1988 (223 pages) (anglais seulement).
24. PNUE/FAO: Toxicité, persistance et bioaccumulation de certaines substances vis-à-vis des organismes marins (Activité G). MAP Technical Reports Series No. 24. UNEP, Athens, 1988 (122 pages) (parties en anglais ou français seulement).

25. PNUE: Le Plan d'action pour la Méditerranée, perspective fonctionnelle; une recherche juridique et politique. MAP Technical Reports Series No. 25. UNEP, Athens, 1988 (105 pages) (anglais seulement).
26. PNUE/UICN: Répertoire des aires marines et côtières protégées de la Méditerranée. Première partie - Sites d'importance biologique et écologique. MAP Technical Reports Series No. 26. UNEP, Athens, 1989 (196 pages) (anglais seulement).
27. PNUE: Implications des modifications climatiques prévues dans la région méditerranéenne: une vue d'ensemble. MAP Technical Reports Series No. 27. UNEP, Athens, 1989 (52 pages) (anglais seulement).
28. PNUE: Etat du milieu marin en Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 28. UNEP, Athens, 1989 (225 pages) (anglais seulement).
29. PNUE: Bibliographie sur les effets des modifications climatiques et sujets connexes. MAP Technical Reports Series No. 29. UNEP, Athens, 1989 (143 pages) (anglais seulement).
30. PNUE: Données météorologiques et climatologiques provenant de mesures effectuées dans l'air en surface et en altitude en vue de l'évaluation du transfert et du dépôt atmosphériques des polluants dans le bassin méditerranéen: un compte rendu. MAP Technical Reports Series No. 30. UNEP, Athens, 1989 (137 pages) (anglais seulement).
31. PNUE/OMM: Pollution par voie atmosphérique de la mer Méditerranée. Rapport et actes des Journées d'étude OMM/PNUE. MAP Technical Reports Series No. 31. UNEP, Athens, 1989 (247 pages) (parties en anglais ou français seulement).
32. PNUE/FAO: Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques (Activité K). MAP Technical Reports Series No. 32. UNEP, Athens, 1989 (139 pages) (parties en anglais ou français seulement).
33. PNUE/FAO/OMS/AIEA: Evaluation des composés organostanniques en tant que polluants du milieu marin en Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 33. UNEP, Athens, 1989 (185 pages) (anglais et français).
34. PNUE/FAO/OMS: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le cadmium et les composés de cadmium. MAP Technical Reports Series No. 34. UNEP, Athens, 1989 (175 pages) (anglais et français).
35. PNUE: Bibliographie sur la pollution marine par les composés organostanniques. MAP Technical Reports Series No. 35. UNEP, Athens, 1989 (92 pages) (anglais seulement).
36. PNUE/UICN: Répertoire des aires marines et côtières protégées de la Méditerranée. Première partie - Sites d'importance biologique et écologique. MAP Technical Reports Series No. 36. UNEP, Athens, 1990 (198 pages) (français seulement).
37. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche consacrés à l'eutrophisation et aux efflorescences de plancton (Activité H). MAP Technical Reports Series No. 37. UNEP, Athens, 1990 (74 pages) (parties en anglais ou français seulement).
38. PNUE: Mesures communes adoptées par les Parties Contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution. MAP Technical Reports Series No. 38. UNEP, Athens, 1990 (100 pages) (anglais, français, espagnol et arabe).

39. PNUE/FAO/OMS/AIEA: Evaluation de l'état de la pollution par les composés organohalogénés. MAP Technical Reports Series No. 39. UNEP, Athens, 1990 (224 pages) (anglais et français).
40. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche (Activités H, I et J). MAP Technical Reports Series No. 40. UNEP, Athens, 1990 (125 pages) (anglais et français).
41. PNUE: Réutilisation agricole des eaux usées dans la région méditerranéenne. MAP Technical Reports Series No. 41. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1990 (330 pages) (anglais et français).
42. PNUE/UICN: Rapport sur le statut des tortues marines de Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 42. UNEP, Athens, 1990 (204 pages) (anglais et français).
43. PNUE/UICN/GIS Posidonie: Livre rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 43. UNEP, Athens, 1990 (250 pages) (français seulement).
44. PNUE: Bibliographie sur la pollution aquatique par les composés organophosphorés. MAP Technical Reports Series No. 44. UNEP, Athens, 1990 (98 pages) (anglais seulement).
45. PNUE/AIEA: Transfert des polluants par sédimentation: Recueil des communications présentées aux premières journées d'études méditerranéennes (Villefranche-sur-Mer, France, 10-12 décembre 1987). MAP Technical Reports Series No. 45. UNEP, Athens, 1990 (302 pages) (anglais seulement).
46. PNUE/OMS: Etudes épidémiologiques relatives aux critères de la qualité de l'environnement pour les eaux servant à la baignade, à la culture de coquillages et à l'élevage d'autres organismes marins comestibles (Activité D). Rapport final sur le projet sur la relation entre la qualité microbienne des eaux marines côtières et la gastroentérite provoquée par le rotavirus entre les baigneurs (1986-88). MAP Technical Reports Series No.46. UNEP, Athens, 1991 (64 pages) (anglais seulement).
47. PNUE: Les proliférations de méduses en Méditerranée. Actes des 11èmes journées d'étude sur les méduses en mer Méditerranée. MAP Technical Reports Series No.47. UNEP, Athens, 1991 (320 pages) (parties en anglais ou français seulement).
48. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche (Activité G). MAP Technical Reports Series No. 48. UNEP, Athens, 1991 (126 pages) (parties en anglais ou français seulement).
49. PNUE/OMS: Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques. Survie des Pathogènes. Rapports finaux sur les projets de recherche (activité K). MAP Technical Reports Series No. 49. UNEP, Athens, 1991 (71 pages) (parties en anglais ou français seulement).
50. PNUE: Bibliographie sur les déchets marins. MAP Technical Reports Series No. 50. UNEP, Athens, 1991 (62 pages) (anglais seulement).
51. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche traitant du mercure, de la toxicité et des techniques analytiques. MAP Technical Reports Series No. 51. UNEP, Athens, 1991 (166 pages) (parties en anglais ou français seulement).
52. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche traitant de la bioaccumulation et de la toxicité des polluants chimiques. MAP Technical Reports Series No. 52. UNEP, Athens, 1991 (86 pages) (parties en anglais ou français seulement).

53. PNUE/OMS: Etudes épidémiologiques relatives aux critères de la qualité de l'environnement pour les eaux servant à la baignade, à la culture de coquillages et à l'élevage d'autres organismes marins comestibles (Activité D). Rapport final sur l'étude épidémiologique menée parmi les baigneurs de certaines plages à Malaga, Espagne (1988-1989). MAP Technical Reports Series No. 53. UNEP, Athens, 1991 (127 pages) (anglais seulement).
54. PNUE/OMS: Mise au point et essai des techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la surveillance continue des polluants marins (Activité A): Rapports finaux sur certains projets de nature microbiologique. MAP Technical Reports Series No. 54. UNEP, Athens, 1991 (83 pages) (anglais seulement).
55. PNUE/OMS: Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques (Activité K): Rapport final sur le projet sur la survie des microorganismes pathogènes dans l'eau de mer. MAP Technical Reports Series No. 55. UNEP, Athens, 1991 (95 pages) (anglais seulement).
56. PNUE/COI/FAO: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les matières synthétiques persistantes qui peuvent flotter, couler ou rester en suspension. MAP Technical Reports Series No. 56. UNEP, Athens, 1991 (113 pages) (anglais et français).
57. PNUE/OMS: Recherches sur la toxicité, la persistance, la bioaccumulation, la cancérogénicité et la mutagénicité de certaines substances (Activité G). Rapports finaux sur les projets ayant trait à la cancérogénicité et la mutagénicité. MAP Technical Reports Series No. 57. UNEP, Athens, 1991 (59 pages) (anglais seulement).
58. PNUE/FAO/OMS/AIEA: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les composés organophosphorés. MAP Technical Reports Series No. 58. UNEP, Athens, 1991 (122 pages) (anglais et français).
59. PNUE/FAO/AIEA: Actes de la réunion consultative FAO/PNUE/AIEA sur l'accumulation et la transformation des contaminants chimiques par les processus biotiques et abiotiques dans le milieu marin (La Spezia, Italie, 24-28 septembre 1990), publié sous la direction de G.P. Gabrielides. MAP Technical Reports Series No. 59. UNEP, Athens, 1991 (392 pages) (anglais seulement).
60. PNUE/OMS: Mise au point et essai des techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la surveillance continue des polluants marins (Activité A): Rapports finaux sur certains projets de nature microbiologique (1987-1990). MAP Technical Reports Series No. 60. UNEP, Athens, 1991 (76 pages) (parties en anglais ou français seulement).
61. PNUE: Planification intégrée et gestion des zones côtières méditerranéennes. Textes rédigés au cours de la première et de la deuxième phase de l'action prioritaire (1985-1986). MAP Technical Reports Series No. 61. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1991 (437 pages) (parties en anglais ou français seulement).



Issued and printed by:

Mediterranean Action Plan
United Nations Environment Programme

Additional copies of this and other publications issued by
the Mediterranean Action Plan of UNEP can be obtained from:

Coordinating Unit for the Mediterranean Action Plan
United Nations Environment Programme
Leoforos Vassileos Konstantinou, 48
P.O.Box 18019
11610 Athens
GREECE



Publié et imprimé par:

Plan d'action pour la Méditerranée
Programme des Nations Unies pour l'Environnement

Des exemplaires de ce document ainsi que d'autres
publications du Plan d'action pour la Méditerranée
du PNUE peuvent être obtenus de:

Unité de coordination du Plan d'action pour la Méditerranée
Programme des Nations Unies pour l'Environnement
Leoforos Vassileos Konstantinou, 48
B.P. 18019
11610 Athènes
GRECE