

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

■ MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ■
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

I.S.M.A.L

MEMOIRE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME
D'INGENIEUR D'ETAT
EN AMENAGEMENT DU LITTORAL ET PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT.

OPTION : AMENAGEMENT DU LITTORAL

THEME

**EVALUATION DE LA RADIOACTIVITE
NATURELLE ET ARTIFICIELLE
DANS LE SEDIMENT SUPERFICIEL
DE LA BAIE D'ALGER.
(par spectrometrie gamma)**

Elaboré par : Mr Kamel AGOUAR
Mr Tahar AIT ABDELMALEK

Présenté devant le jury :

Mr M.LARID

Mr M.BOULAHIDID

Mr A.NOURREDDINE

Mr H.GUERMOUCHE

Mr MS.HAMLET

Président

1er Rapporteur

2ème Rapporteur

Examineur

Examineur

Juin 1994

QAYMEL

Je dédie ce mémoire :
à ma mère tout particulièrement,
à mon père,
à mes frères et soeurs en particulier Madjid et Lamia,
à mes beaux frères Rachid et Mohammed,
et à tous mes ami(e)s.

QAYFAR

Je dédie ce mémoire :
à la mémoire de mon père,
à ma mère,
à ma petite soeur Baya,
à toute ma famille,
et à tous mes ami(e)s.

DEDICACES

REMERCIEMENTS

Notre reconnaissance va d'abord à Messieurs BOULAHIDID et NOURREDINE qui nous ont guidé par leurs conseils , leurs encouragements et leurs disponibilités tout au long de ce mémoire.

Nous remercions également Monsieur LARID qui nous à fait l'honneur de présider le jury de soutenance.

On tient profondément à exprimer nos plus vifs remerciements à Messieurs GUERMOUCHE et HAMLET qui ont bien voulu accepter d'examiner ce mémoire.

Il nous est encore agréable de pouvoir remercier tous les Techniciens des Laboratoires de chimie marine et d'aménagement du littoral pour leur précieuse aide.

Enfin, nous exprimons notre profonde gratitude à tous ceux qui nous ont soutenu moralement et matériellement.

INTRODUCTION.....	1
I- GENERALITES.....	3
1- Notions physiques de base.....	3
- Historique.....	3
1.2- Définition.....	3
1.3- Loi de désintégration radioactive.....	4
1.4- L'activité radioactive.....	4
1.5- Période radioactive.....	5
1.6- Les différents modes de désintégration radioactive...	6
1.6.1- La transition par partition.....	6
1.6.2- La transition isobarique.....	7
1.6.3- La transition gamma (δ).....	8
2- La radioactivité naturelle.....	9
2.1- La radioactivité naturelle d'origine terrestre.....	9
2.2- La radioactivité naturelle d'origine cosmique.....	12
2.3- La radioactivité naturelle du milieu marin.....	12
3- La radioactivité artificielle.....	14
3.1- Classification des radionucléides artificiels.....	14
3.2- La radioactivité artificielle dans le milieu marin...	17
3.2.1- Origines des radionucléides artificiels dans le milieu marin.....	17
3.2.1.1- Les retombées.....	17

	PAGE
3.2.1.2- Les rejets des installations nucléaires.....	22
3.2.1.3- Le retraitement du combustible nucléaire.....	23
3.2.1.4- Autres origines.....	23
4- Notions sur les rayonnements.....	25
4.1- Généralités.....	25
4.1.1- Les rayonnements corpusculaires.....	25
4.2- Pénétration des rayonnements dans la matière.....	26
4.2.1- Généralités.....	26
4.2.1.1- Les rayonnements corpusculaires.....	27
4.2.1.2- Les rayonnements gamma (δ).....	28
4.2.2- Les différents modes d'interactions.....	29
II- EVALUATION DU NIVEAU DE LA RADIOACTIVITE ARTIFICIELLE EN MEDITERRANEE.....	32
1- La période avant Tchernobyl.....	32
1.1- Sources et apports de radionucléides.....	32
1.2- Niveaux d'activité des radionucléides.....	34
2- La période après Tchernobyl.....	35
III- COMPORTEMENT ET DEVENIR DES RADIONUCLEIDES DANS LE MILIEU MARIN.....	37
1- Dans l'eau de mer.....	37
2- Dans le sédiment.....	38
3- Dans le milieu biologique.....	40

	PAGE
IV- DETECTEURS ET DETECTIONS.....	42
1- Détection.....	42
2- Détecteurs.....	42
2.1- Détecteurs à scintillations.....	43
2.2- Détecteurs à gaz.....	45
2.3- Détecteurs semi-conducteurs.....	47
V- SITE D'ETUDE ET METHODOLOGIE DE MESURE DE LA RADIOACTIVITE.	51
1- Caractères généraux de la zone d'étude.....	51
2- Prélèvement.....	54
3- Conditionnement.....	56
4- Méthodologie de mesure.....	56
4.1- L'analyse au laboratoire par spectrométrie.....	57
4.2- Description de la chaîne de détection d'un semi-conducteur.....	59
4.3- Conditions de comptage.....	59
4.3.1- Calibration du détecteur en énergie.....	59
4.3.2- Fluctuations et erreurs sur un comptage.....	61
4.3.3- Présentation des données de comptage.....	61
4.3.4- Calibration en efficacité.....	61
4.3.4.1- Préparation de la source étalon.....	62
4.3.4.2- Comptage à vide (bruit de fond).....	63

	PAGE
4.4- L'identification du spectre d'énergie.....	63
4.5- Calculs des activités et erreurs.....	63
5- Résultats expérimentaux de la mesure.....	66
5.1-Calcul de l'activité initiale corrigée de la source étalon.....	68
5.2- Calcul du rendement (ϵ) du detecteur.....	68
5.3-Comptage du bruit de fond.....	74
VI- ANALYSE ET DISCUSSION.....	77
1- Présentation des résultats.....	77
2- Répartition spaciale.....	77
3- La radioactivité naturelle.....	79
4- La radioactivité artificielle.....	83
5- Répartition de la radioactivité selon la granulométrie..	86
6- Répartition de la radioactivité selon la minéralogie....	93
CONCLUSION.....	94
Bibliographie.....	95
Index des tableaux.....	98
Index des figures.....	100

INTRODUCTION

L'énergie nucléaire est de nos jours un sujet d'actualité, animé de conflits et de contradictions.

Elle est tantôt qualifiée de merveille et tantôt de menace; ceci en raison, d'une part des avantages sans précédents qu'elle offre, notamment dans la production de l'électricité. Et d'autre part des inconvénients qu'elle présente sous forme d'un danger permanent lié à la pollution radioactive.

La nouvelle conception de l'économie moderne intègre de ce fait, un idéal qui joint la technologie à l'environnement, c'est à dire, la maîtrise de l'un sans contraindre l'autre; c'est la notion de l'éco-développement.

C'est sur cette vision que s'oriente notre étude, à travers un intérêt environnemental, qui s'inscrit dans une optique de détection et de contrôle de la pollution radioactive dans la baie d'Alger.

Le but de ce mémoire, consiste à établir la situation initiale de "l'état zéro" de la radioactivité naturelle et artificielle dans le sédiment superficiel de la baie d'Alger. Cette première évaluation est la phase pilote dans le cadre de la radioprotection du littoral algérien.

Le choix de la matrice sédimentaire revêt un grand intérêt, étant donné qu'elle représente le réceptacle des radionucléides rentrant dans le milieu marin.

Le premier chapitre de ce volume, tente de synthétiser des notions de base afin d'éclaircir le sens physique de la radioactivité et illustre les deux types de radioactivités naturelle et artificielle.

Le chapitre suivant, traite l'évaluation de la radioactivité artificielle dans le milieu marin méditerranéen durant les périodes avant et après l'accident de Tchernobyl.

Dans le troisième chapitre, nous avons essayé de relater en bref, le comportement et le devenir des radionucléides dans les différents compartiments du milieu marin, à savoir : l'eau de mer, le sédiment et le milieu biologique.

Le quatrième chapitre s'intéresse à la détection qualitative et quantitative des radionucléides, dont nous élaborons une liste assez globale des différents types de détecteurs.

Dans le cinquième chapitre, nous avons tenté d'éclaircir la méthodologie de mesure de la radioactivité avec l'élaboration des résultats de notre propre mesure.

Enfin, le dernier chapitre est réservé à une tentative d'analyse et de discussion des résultats obtenus.

I- GENERALITES :

1- Notions physiques de base :

- Historique :

L'historique de la radioactivité, constitue une succession de découvertes dont les principales sont : la découverte de la radioactivité naturelle en 1896, par H.BECQUEREL, qui réussit à impressionner une plaque photographique par des radiations émanant des sels d'Uranium.

Deux années plus tard, Pierre et Marie CURIE, étudient le phénomène et isolent le radium.

En 1934, F et I.JOLIOT-CURIE découvrent la radioactivité artificielle, ou induite, en bombardant des éléments chimiques stables avec des particules nucléaires. Ils aboutissent, par ce procédé, à des éléments instables ou radioactifs. A partir de cette date, bon nombre de savants et chercheurs se sont mis à bombarder tous les éléments du tableau périodique pour fabriquer des éléments radioactifs, le nombre de ces derniers, ne cesse de croître, vue leur importance dans diverses utilisations.

1.2- Définition :

Chaque atome est caractérisé par son nombre de masse A et sa charge électrique Z . Le nombre de masse A représente la somme des nombres de protons et de neutrons qui constituent le noyau.

Les atomes des radionucléides se caractérisent par l'instabilité de leur noyau. Leur évolution se manifeste par l'éjection de particules ou rayonnements pour acquérir une meilleure stabilité; c'est ce qu'on appelle la désintégration radioactive, qui est un processus nucléaire spontané et insensible à toute influence extérieure. [9].

1.3- Loi de désintégration radioactive :

Si l'on considère un nombre N d'atomes radioactifs, susceptibles de se désintégrer à l'instant t . Et dN , le nombre d'atomes radioactifs qui se désintègrent pendant dt . L'évolution de N en dN , subit une décroissance exponentielle :

$$\frac{dN}{dt} = - \lambda N \quad (1)$$

Cette décroissance est exprimée par le signe moins (-) dans la relation (1).

La lettre λ désigne la constante radioactive. C'est une grandeur caractéristique de chaque noyau radioactif. Elle représente sa probabilité de désintégration par unité de temps.

La relation (1) est une équation différentielle, sa résolution par intégration donne :

$$N = N_0 e^{- \lambda t} \quad (2)$$

Où N_0 , (constante d'intégration) représente le nombre d'atomes radioactifs à l'instant $t=0$.

1.4- L'activité radioactive :

L'activité A , d'un radionucléide, est la vitesse de désintégration de ce dernier, exprimée par le nombre de désintégrations qui se produisent pendant une seconde (1s).

$$A = - \frac{dN}{dt}$$

D'après la relation (2), on a :

$$A = A_0 e^{-\lambda t} \quad (3)$$

Avec A_0 = activité du radionucléide à l'instant $t=0$

L'unité d'activité anciennement utilisée est celle relative au nombre de désintégrations que produit un gramme de radium pendant une seconde; appelée le curie (Ci) et qui correspond à $37 \cdot 10^9$ désintégrations par seconde (dps)

$$1 \text{ Ci} = 37 \cdot 10^9 \text{ dps}$$

Le système international (SI) considère une nouvelle unité d'activité, qui est le Becquerel (Bq)

$$1 \text{ Bq} = 1 \text{ dps}$$

1.5- La période radioactive :

Elle est définie par l'intervalle de temps T , pendant lequel, le nombre de noyaux radioactifs d'un élément diminue de moitié.

D'après la relation de décroissance radioactive (2) :

$$\frac{N}{N_0} = e^{-\lambda t} = \frac{1}{2}$$

$$\lambda T = \ln 2 \quad , \quad T = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0,693}{\lambda}$$

La période radioactive est une grandeur concrète caractéristique de chaque radioélément. Elle varie pour l'ensemble des radioéléments de 10^{15} ans à 10^{-6} secondes [10].

1.6- Les différents modes de désintégration radioactive :

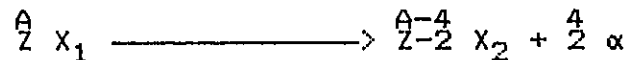
1.6.1- La transition par partition :

Mise à part la fission spontanée, qui consiste en la fragmentation du noyau en deux ou plusieurs morceaux, qui sont éminemment instables et se désintégreront suivant d'autres modes.

On distingue :

1.6.1.1- La radioactivité α (alpha) :

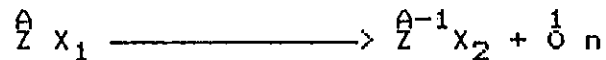
Le noyau expulse une particule, constituée de 2 protons et 2 neutrons associés, son nombre de charge diminue ainsi de 2 unités et son nombre de masse de 4 unités. Cette particule n'est autre que l'atome d'hélium (${}^4_2\text{He}$) [15].



La radioactivité α concerne des atomes très lourds. Le plus léger est le Néodyme-144 [10]. Elle subit une transition gamma complémentaire avant d'aboutir directement ou indirectement par des états intermédiaires excités au niveau fondamental.

1.6.1.2- La radioactivité neutronique :

Lorsque l'excédent en neutrons est très important, le noyau en expulse 1 ou 2.



1.6.2- La transition isobarique (IT):

1.6.2.1- La radioactivité Bêta (β) :

Elle n'entraîne pas de variation du nombre de masse, elle affecte par contre la charge du noyau, la transition β aboutit, soit directement par une transition unique au niveau fondamental, soit à des niveaux intermédiaires excités suivis nécessairement de transition gamma (δ) [15][11].

- La radioactivité β⁻ ou électronique :

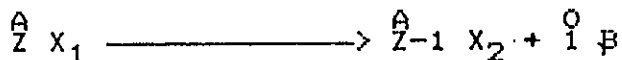
Le neutron se transforme en proton et la charge négative est emportée par un électron qui constitue le rayonnement β⁻.



La charge positive globale du noyau augmente d'une unité.

- La radioactivité β⁺ ou positonique :

L'inverse se produit. Le proton est convertit en neutron et la charge positive est emportée par un positon (électron positif), qui constitue le rayonnement β⁺.



La charge positive globale du noyau diminue d'une unité.

1.6.2.2- La radioactivité par capture électronique (C.E) :

C'est une transition isobarique, donnant le même noyau que s'il y avait radioactivité β^+ . Il arrive que le positon formé ne puisse pas sortir du noyau. Ce dernier capte l'un des électrons périphériques; il s'ensuit une réorganisation dans le cortège électronique qui se manifeste par l'émission de rayonnements extranucléaires. [10]

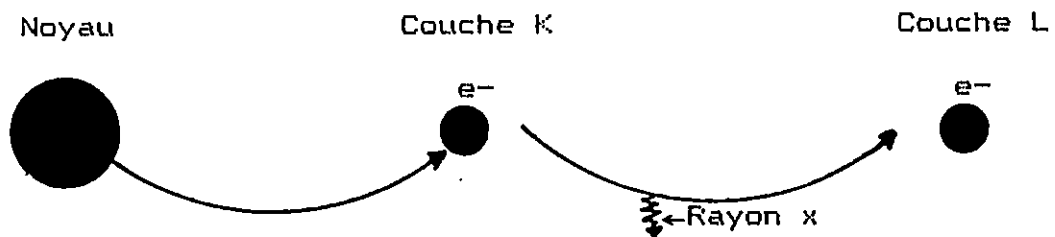


Fig. 1 : Schéma illustrant la C.E et l'émission consécutive du spectre x de l'élément résultant. [10]

1.6.3- La transition gamma (δ) :

La radioactivité δ est une transition de désexcitation nucléaire. Elle ne s'accompagne d'aucune émission nucléaire de nature corpusculaire. L'énergie de désexcitation est émise sous forme d'un photon : c'est la transition radiative.

Le bilan de la transition est nul, c'est à dire, qu'il n'y a variation, ni du nombre de masse ni du nombre de charge.

Dans certains cas, l'énergie de désexcitation est transférée directement à un électron planétaire de l'atome, qui sera éjecté, on appelle ce phénomène : la conversion interne (C.I). [13]

2- La radioactivité naturelle :

Tout au long de l'histoire, l'homme a vécu dans une ambiance radioactive naturelle aussi vieille que la terre. Cette radioactivité naturelle présente une double origine, terrestre et cosmique.

2.1- La radioactivité naturelle d'origine terrestre :

Elle est due aux radioéléments terrigènes initialement existant dans l'écorce terrestre. L'intensité du rayonnement émis par ces derniers varie avec la nature du sol. En général, elle est plus élevée au voisinage des roches ignées, tel le granite, qu'à celui des roches sédimentaires à l'exception des schistes et des phosphates naturels, fortement radioactifs. [3]

On peut distinguer deux catégories de principaux radionucléides naturels terrigènes :

- la première est constituée d'au moins 14 radionucléides qui coexistent dans la nature avec leurs isotopes stables. Ils sont caractérisés par de longues périodes radioactives, de l'ordre de 10^7 à 10^{15} ans et par leur comportement analogue à celui de leurs isotopes stables.

Les principaux radioéléments de cette catégorie sont le potassium-40 et le rubidium-87 (tableau I). Ils sont très facilement altérés par les agents météorologiques, ce qui explique leur importante dispersion dans la nature [2].

- la deuxième catégorie est constituée par les trois familles de radionucléides précurseurs (l'uranium-238, l'uranium-235 et le thorium-232) et leurs produits de filiations qui constituent environ 35 radioisotopes. (Tableau II).

Tableau I : Radioéléments d'origine naturelle et leurs périodes physiques [1]

Radioéléments naturels d'origine terrestre		Période	Radioéléments naturels d'origine cosmique	Période
S E R I E S I	Potassium-40	$1,25 \cdot 10^9$ a	Hydrogène-3	12,26 a
	Rubidium-87	$4,7 \cdot 10^{10}$ a	Carbone-14	5570 a
	Indium-115	$6 \cdot 10^{14}$ a	Beryllium-7	53 j
	Lanthane-138	$2 \cdot 10^{11}$ a	Beryllium-10	$2,5 \cdot 10^6$ a
	Neodyme-144	$5 \cdot 10^{15}$ a	Sodium-22	2,6 a
	Samarium-147	$1,3 \cdot 10^{11}$ a	Aluminium-26	$7,4 \cdot 10^5$ a
	Letetium-176	$2,4 \cdot 10^{10}$ a	Silicium-32	710 a
	Tungstène-180	10^{14} a	Phosphore-32	14,3 j
	Thénium-187	$5 \cdot 10^{10}$ a	Phosphore-33	25 j
S E R I E S II	Platine-190	10^{12} a	Soufre-35	87 j
	Série naturelle (Uranium-238, Thorium-232, Uranium-235)		Chlore-36	$3,1 \cdot 10^5$ a
			Chlore-39	1 h
			Argon-37	35 j
			Argon-39	270 a

Tableau II : Séries naturelles de désintégration radioactive [4]

ELEMENTS	SERIES URANIUM 238			SERIES THORIUM 238			SERIES URANIUM 235		
Neptinium									
Uranium	U 238 4,49.10 ⁹ a	U 234 2,48.10 ⁵ a					U 235 7,13.10 ⁸ a		
Protactinium		Pa 234 1,18 mn						Pa 231 325.10 ⁴ a	
Thorium	Th 234 24,7 j	Th 230 7,5.10 ⁴ a		Th 232 1,39.10 ¹⁰ a	Th 228 1,90a		Th 231 25,6 h	Th 227 18,6 j	
Actinium					Ac 228 6,13 h			Ac 227 22 a	
Radium		Ra 226 1622 a		Ra 228 6,7a	Ra 224 3,64j			Ra 223 11,1 j	
Francium									
Radon		Rn 222 3,825j			Rn 220 54,5s			Rn 219 3,92 s	
Astatine									
Polonium		Po 218 3,05 mn	Po 214 1,6.10 ⁻⁴ s	Po 210 138,4j	Po 216 158s	Po 212 3.10 ⁻⁷ s		Po 215 1,83.10 ⁻³ s	
Bismuth		Bi 214 19,7mn	Bi 210 50j		Bi 212 60,5mn			Bi 211 2,16mn	
Lead	Pb 214 26,8mn	Pb 210 21,4a	Pb 206 Stable lead (isotope)	Pb 212 10,6 h	Pb 208 Stable lead (isotope)		Pb 211 36,1 mn	Pb 207 Stable lead (isotope)	
Thalium					Tl 208 3,1mn			Tl 207 4,79mn	

2.2- La radioactivité naturelle d'origine cosmique :

Son activité globale est relativement faible, comparée à celle d'origine terrestre. Elle est produite par les radionucléides issus de l'interaction du rayonnement cosmique chargé de particules (tels que les protons), et les atomes gazeux (Hydrogène, oxygène, azote, argon...etc) présents dans la partie supérieure de l'atmosphère.

Certains de ces radionucléides passent de l'atmosphère dans les eaux, les organismes vivants et les milieux solides, par le biais d'agents atmosphériques. Les principaux radionucléides d'origine cosmique sont le tritium (H-3) et le carbone (C-14) (Tableau I) dont les réserves naturelles globales sont estimées respectivement à $1,3 \cdot 10^{18}$ Bq et $11 \cdot 10^{18}$ Bq. [2]

Ces deux radioéléments sont aussi de précieux indicateurs, vue leur importance dans la nature et leur plus grande dispersion. Le C-14 est utilisé comme moyen de datation et le H-3 comme indicateur du cycle de l'eau dans la nature. [1]

2.3- La radioactivité naturelle du milieu marin :

Son origine englobe celle de l'atmosphère due aux rayons cosmiques et celle de l'écorce terrestre.

Une liste de radionucléides naturels présents dans le milieu marin avec des teneurs distinguées dans l'eau de mer et dans le sédiment a été élaborée en fonction de leurs origines (Tableau III).

L'ordre de grandeur de la radioactivité naturelle est beaucoup plus important dans le sédiment que dans l'eau de mer. Il représente une teneur moyenne d'environ 1000 à 2000 pCi.Kg⁻¹ (370 à 740 Bq.Kg⁻¹) dans le sédiment et 365 pCi l⁻¹ (13,5 Bq.l⁻¹) dans l'eau de mer [1].

Tableau III : Concentrations massiques et concentrations moyennes d'activité de radionucléides dans le milieu marin et l'écorce terrestre [2]

Radionucléides	Période (ans)	Milieu marin				Ecorce terrestre continentale	
		Eau de mer		Sédiments		(µg.Kg ⁻¹)	(mBq.Kg ⁻¹)
		(µg.l ⁻¹)	(mBq.l ⁻¹)	(µg.Kg ⁻¹)	(mBq.Kg ⁻¹)		
<u>Radionucléides d'origine terrestre</u>							
Potassium-40	1,25.10 ⁹	48	1,26.10 ⁴	3000	7.10 ⁵	6,3.10 ⁵	
Rubidium-87	4,7.10	34	110	-	-	2,4.10 ⁴	8,1.10 ⁴
<u>Filières de désintégration de l'uranium</u>							
Ploomb-210	21	6.10 ⁻¹⁰	1,9	5.10 ⁻⁵	1,5.10 ⁵		3,3.10 ⁴
Polonium-210	0,38	7.10 ⁻¹²	1,1	9.10 ⁻⁷	"		"
Radium-226	1662	10 ⁻⁷	3,7	0,004	"		"
Thorium-230	7,52.10 ⁴	2.10 ⁻⁸	0,015	0,02	"		"
Uranium-234	2,48.10 ⁵	2.10 ⁻⁴	44	0,08	1,9.10 ⁴		"
Uranium-238	4,5.10 ⁹	3	37	1000	1,1.10 ⁴		"
<u>Radionucléides d'origine cosmique</u>							
Hydrogène-3	12,3	1,7.10 ⁻¹²	0,6	-	-	-	-
Carbone-14	5730	2.10 ⁻⁸	3,7	0,1.10 ⁻⁴	0,0015	-	-

Le potassium-40 est le principal radionucléide naturel dans le milieu marin. Il représente plus de 90% de la radioactivité de l'eau de mer, ce qui équivaut à une teneur de 331 pci l⁻¹ (12 Bq l⁻¹) [1], une teneur de 13 pci/g (481 Bq/Kg) dans le sédiment [5], et il représente à lui seul une radioactivité moyenne de 8000 à 10000 pci Kg⁻¹ (296 à 370 Bq/Kg⁻¹) dans les algues [1]. L'uranium, le thorium, ainsi que leurs produits de filiations et le groupe des radionucléides secondaires tels que l'indium-115, le lanthane-138 et ceux créés par les rayons cosmiques, principalement le C-14, représentent une radioactivité relativement très faible dans le milieu marin.

3- La radioactivité artificielle :

La quasi-totalité des éléments du tableau périodique peuvent donner de nouveaux isotopes radioactifs lorsqu'ils sont bombardés par des neutrons ou des particules lourdes. [11]

Les radioéléments artificiels ont des utilisations très diverses, en biologie, agronomie, sciences de la terre, médecine et en diverses utilisations industrielles, notamment, l'industrie nucléaire. L'utilisation des radioéléments artificiels permet un essor exceptionnel au développement de la science et de la technologie, mais qui ne va pas sans conséquence, de sorte qu'elle peut engendrer de sérieux problèmes de pollution.

3.1- Classification des radionucléides artificiels : (Tableau IV)

Elle est basée sur le mode de production des radionucléides.

Pour ceux décelés dans le milieu marin, on distingue :

- Les nucléides légers :

Les principaux membres sont le H-3 et le C-14, ils sont répandus dans la nature, notamment, dans le milieu marin en raison de leur présence dans les rejets des centrales nucléaires et des usines de traitement du combustible nucléaire. Mais leur plus grande impor-

tance dans l'environnement est liée aux compagnes des essais nucléaires de 1960.

Les auteurs estiment de ce fait, que la réserve globale du H-3 résultant des explosions nucléaires dépasse largement celle du H-3 naturel. [21]

- Les produits de fission :

Lors de la réaction de fission, les noyaux d'éléments lourds, tels que, l'uranium et le plutonium, absorbent un neutron et acquièrent un état fortement excité, et se scindent en deux autres noyaux accompagnés d'un flux de particules et rayonnements.

Les principaux produits de fission obtenus sont le strontium-90, le ruthénium-106 et le césium-137. Cette réaction est à la base du principe de fonctionnement d'un réacteur nucléaire. Une autre origine des produits de fission est liée aux déchets qui résultent du retraitement du combustible nucléaire.

- Les produits d'activation :

Les canalisations et autres structures du réacteur nucléaire qui sont constituées de métaux de transition stables, peuvent être une source de rejet des produits d'activation, tels que le Co-60, le Zn-65, ...etc

Ceci s'effectue par activation des métaux de transition stables, présents dans l'eau de refroidissement ou par corrosion des structures métalliques.

L'origine des produits d'activation présents dans la nature est aussi imputable aux essais d'armes nucléaires.

- Les produits transuraniens :

Les principaux radionucléides constituant cette catégorie sont le Pu-238 et 239, l'amercurium et le curium. Le plus important est le Pu-239 qui est fissible et utilisé dans les réacteurs de puissance et la fabrication des armes nucléaires.

Tableau IV : Liste des radionucléides artificiels fréquemment décelés dans le milieu marin, leur mode de désintégration et les principales sources de leur libération dans l'environnement [2]

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

3.2- La radioactivité artificielle dans le milieu marin :

La radioactivité artificielle est considérée comme une pollution des plus redoutables pour l'homme et son environnement.

La pollution marine est définie comme : "l'introduction directe ou indirecte, par l'homme dans le milieu marin (y compris les estuaires) de substances ou d'énergie qui ont notamment pour effets nuisibles de dégrader les ressources biologiques, de compromettre la santé de l'homme, de gêner les activités marines, notamment la pêche, de rendre l'eau de mer impropre à l'utilisation et de réduire les commodités". [1]

Les radionucléides présents dans le milieu marin sont liés à plusieurs origines volontaires (essais d'armes nucléaires, rejets des usines de traitement du combustible et centrales nucléaires) et involontaires (accidents nucléaires).

3.2.1- Origine des radionucléides artificiels dans le milieu marin :

3.2.1.1- Les retombées :

Elles sont imputables aux essais et accidents nucléaires. Ces derniers sont considérés comme la source la plus dangereuse et l'état de pollution qu'ils induisent est difficile à contrôler.

On signale une trentaine d'accidents nucléaires graves, survenus sur un réacteur entre 1951 et 1987 et environ 15 autres, survenus dans des installations autres que le réacteur, entre 1945 et 1986 [8]. (Fig. 2)

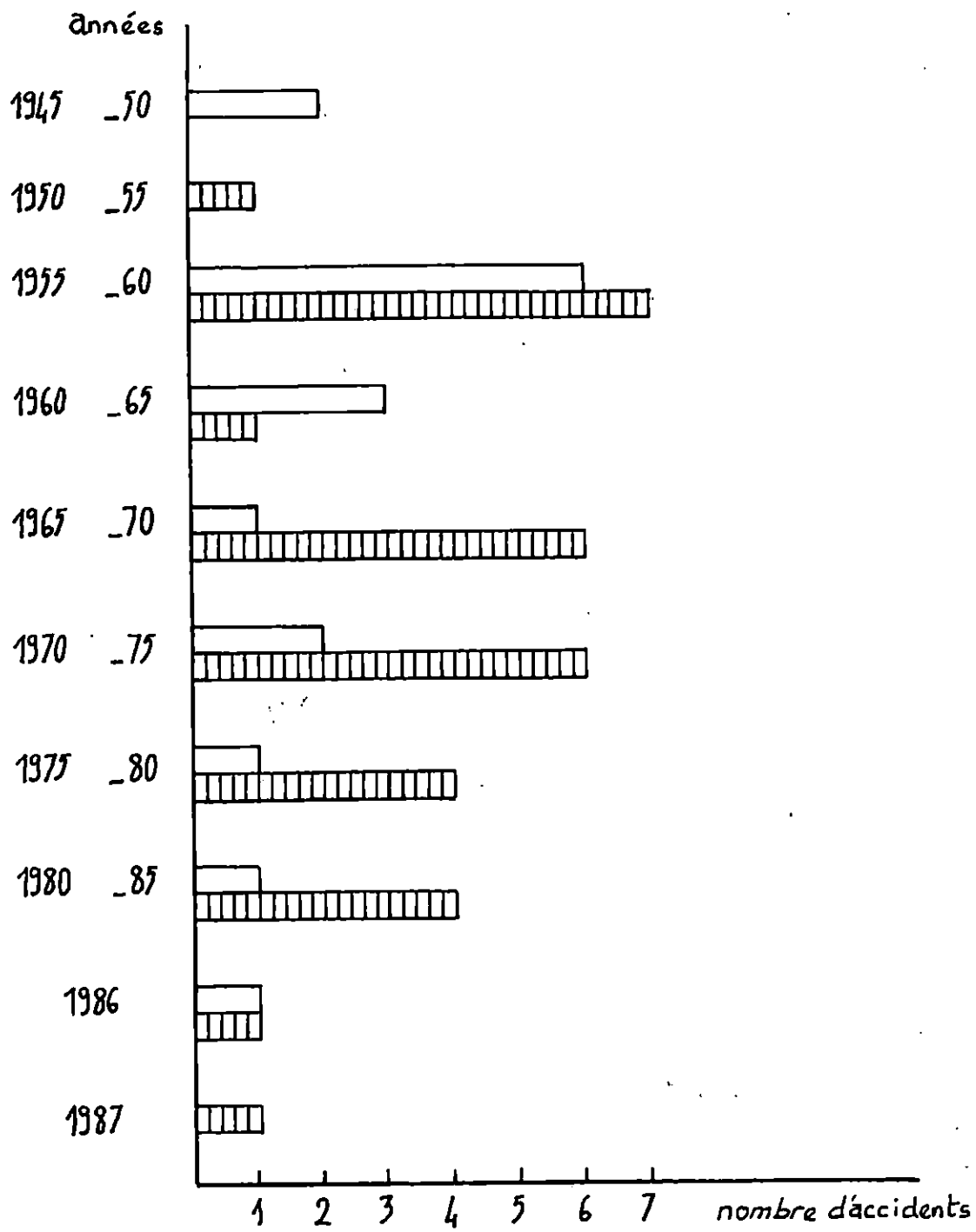
Parmi tous ces accidents, les plus grands, ceux qui ont marqué l'histoire sont : (Tableau V)

- l'incendie de Windscale (Cumberland; Angleterre) qui a survenu du 8 au 12 Octobre 1957.

La contamination a touché une bonne partie de l'Angleterre. [8]

Tableau V : Radioactivité délivrée par les plus grands accidents nucléaires et les dépôts des essais d'armes nucléaires de 1945 à 1980 (en PBq) [19]

Radionucléides	Période physique	Wind-scale 1957	Three Mile Island 1979	Tcher-nobyl 1986	Essais d'armes nucléaires 1945 - 1980
		10^{15} Bq			
Strontium 89	50,5 Jours	0,005	-	80	90 000
Strontium 90	28,6 ans	0,00022	-	8	600
Iode 131	8,05 j	0,60	0,00055	260	700 000
Tellurium 132	78,2 heures	0,60	-	48	70 000
Xénon 133	5,25 j	12	370	1700	1 900 000
Césium 134	2,06 a	0,0012	-	19	-
Césium 137	30,2 a	0,046	-	38	960
Emetteurs α		0,008	-	6	180





 accidents survenus sur un réacteur nucléaire
 sur autres installations que le réacteur

Fig2: Nombre d'accidents nucléaires entre 1945-1987

- l'accident de Kychtym (Dural, URSS) lors d'une explosion chimique dans un centre de stockage de déchets radioactifs, qui a rejeté dans l'atmosphère le 29 Décembre 1957, 2 millions de curies (74.10^{15} Bq) de produits de fission [7].

- Three Mile Island (Harrisburg, Etats Unis) survenu le 28 Mars 1979, les radionucléides détectés sont essentiellement l'iode-131 et le xénon-133 [19].

- La catastrophe de Tchernobyl : L'accident survenu le 26 Avril 1986 en Ukraine (Ex : URSS) dans la centrale nucléaire de Tchernobyl, lors d'un essai destiné paradoxalement à améliorer la sûreté du réacteur n°4; a provoqué l'échappement d'un panache atmosphérique hautement radioactif [7]. Ce dernier s'est étendu sur plusieurs pays en l'espace de quelques jours. Cette propagation est générée essentiellement par des facteurs spécifiques à chaque région touchée par le nuage de Tchernobyl. Ceux-ci sont essentiellement des facteurs topographiques, géographiques et météorologiques [2].

En plus des radionucléides émetteurs alpha, plusieurs radionucléides sont identifiés par spectrométrie gamma, tels que ^{99}Mo , $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{103}Ru , ^{127}Sb , ^{129}Te , ^{132}Te , ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba et ^{140}La . [19].

Au point de vue environnemental, le Cs-137 qui présente une période physique relativement longue (30,2 ans) est considéré comme le plus important radionucléide dans la délivrance totale de la radioactivité imputable à l'accident de Tchernobyl, avec un rejet global de 38.10^{15} Bq (Tableau V).

En résumé, ces principaux accidents nucléaires ont délivré d'énormes quantités de radioactivité dans l'environnement, notamment l'accident de Tchernobyl, qui demeure sans commune mesure avec ceux de Three Mile Island et Windscale.

Ces quantités de radionucléides relevés dans les dépôts correspondant à chacun des accidents sont résumés sur le tableau V et comparés aux apports des essais d'armes nucléaires de 1945 à 1980.

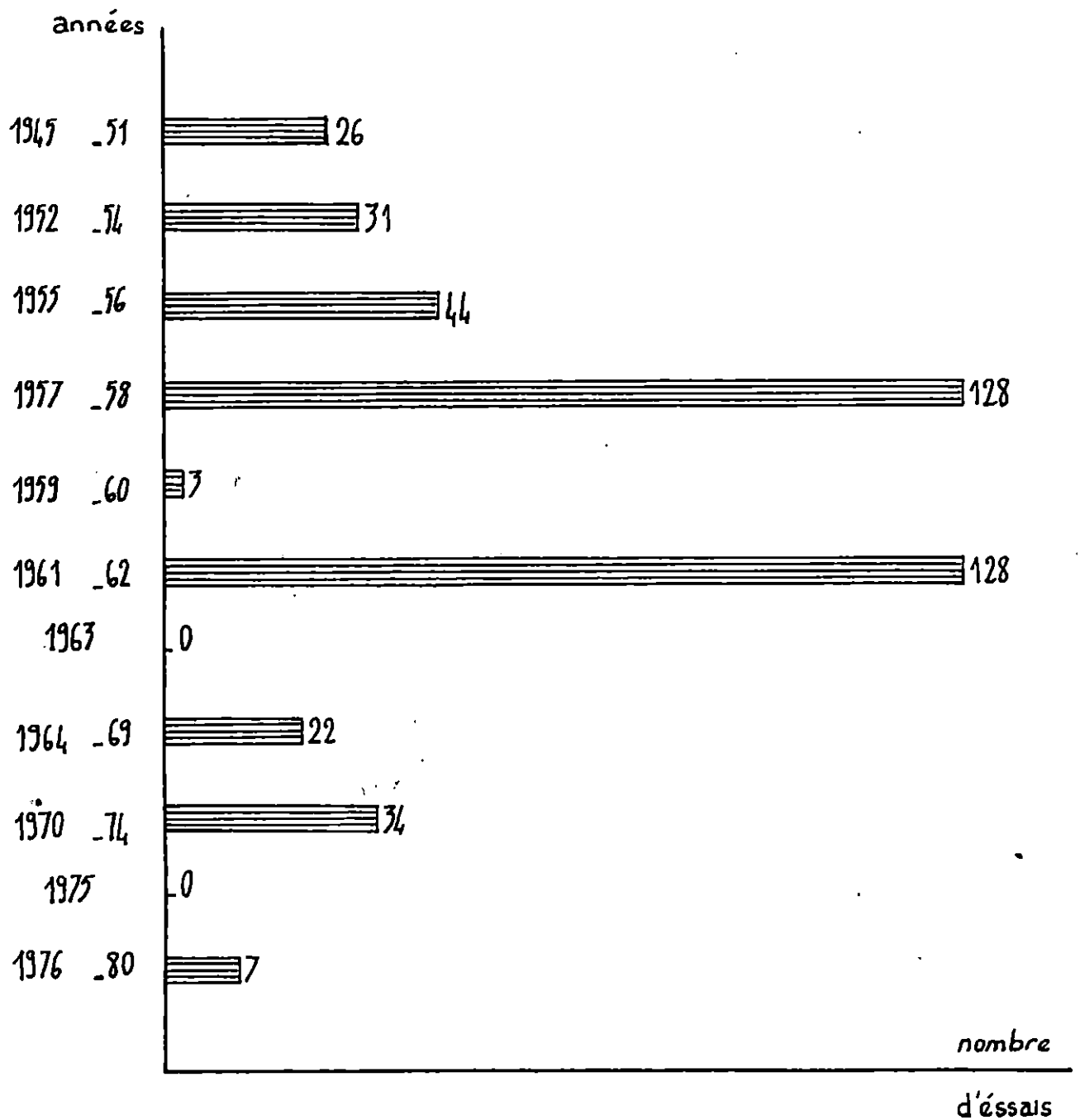


fig 3: Nombre d'essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère [3]

Concernant les essais d'armes nucléaires, environ 520 explosions nucléaires sont recensées entre 1945 et 1965. [5]. Le nombre de ces essais effectués dans l'atmosphère entre 1945 et 1980 est estimé à 420 [3] (Fig. 3).

Les trajectoires suivies par les panaches radioactifs sont conditionnées par des facteurs météorologiques, géographiques et topographiques qui décident de la distribution de la radioactivité. [2] Les dépôts radioactifs sont aussi liés à la puissance de l'explosion, la nature et la taille des débris. [5].

La distribution mondiale de la radioactivité, touche selon les retombées atmosphériques, beaucoup plus l'hémisphère Nord que l'hémisphère Sud; et pour le même hémisphère, elle est fonction de la latitude. Les valeurs les plus élevées sont comprises entre 25 et 50° de latitude [5].

3.2.1.2- Les rejets des installations nucléaires :

Les rejets des centrales nucléaires et des usines de traitement du combustible nucléaire, ont pour destinée favorite, le milieu marin, en raison de l'implantation de celles-ci le long des cours d'eau (fleuves) ou sur le littoral.

Le taux de délivrance des radionucléides dans le milieu marin dépend du type et de la taille de la centrale, des conditions d'exploitation des réacteurs et des procédés d'épuration des déchets [2].

Les usines de retraitement du combustible sont les grands fournisseurs de radionucléides dans le milieu marin.

3.2.1.3- Le retraitement du combustible nucléaire :

Le cycle du combustible nucléaire constitue un ensemble d'opérations industrielles, allant de l'extraction du minerai, en passant par la fabrication et son utilisation, jusqu'au retraitement, avec un transport de matières radioactives et production de résidus industriels dans chaque étape. Le retraitement du combustible nucléaire irradié est la source majeure de la pollution radioactive dans cette catégorie.

3.2.1.4- Autres origines :

Les déchets liquides ou solides radioactifs, enfermés dans des conteneurs immergés au large ou enterrés sur le continent polluent le milieu marin par lixiviation (Fig. 4).

Des procédés expérimentaux sont continuellement testés pour diminuer le taux de lixiviation.

Les conteneurs placés dans les fosses océaniques ne sont pas dénués de pollution, en raison des échanges verticaux des masses d'eau qui se font avec les eaux les plus superficielles [5].

Les navires à propulsion nucléaire contribuent à la pollution radioactive du milieu marin d'une façon non négligeable; ils n'ont pas assez d'espace pour le stockage des déchets, ces derniers sont donc rejetés en mer. D'autre part, l'eau dite d'expansion qui permet le démarrage du réacteur est directement déversée en mer. Les générateurs isotopiques de puissance utilisés dans l'industrie la médecine, la recherche scientifique et l'utilisation des radiotraceurs sont des applications multiples, susceptibles d'entraîner une pollution radioactive dans le milieu marin.

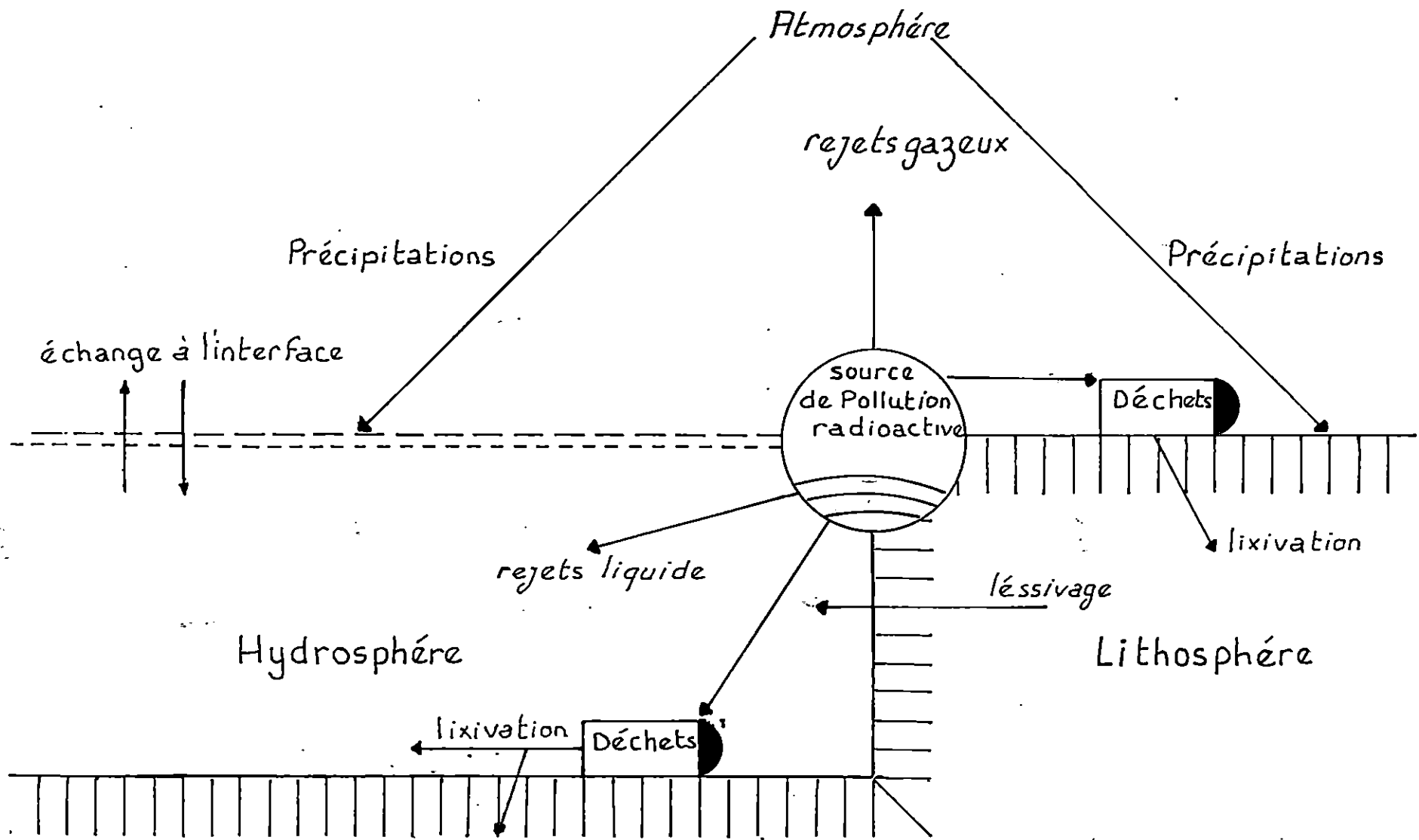


Fig 4: Diverses voies de contamination de l'hydrosphère à partir d'une source de pollution radioactive [5]

•4- Notions sur les rayonnements :

4.1- Généralités :

La désintégration radioactive est un phénomène nucléaire, ayant pour base la désexcitation du noyau, qui transite à un niveau plus bas ou à son niveau fondamental. Cette désexcitation ou transition du noyau se manifeste par l'émission de rayonnements ionisants. Le rayonnement désigne, par définition, la propagation d'énergie rayonnée à travers l'espace.

4.1.1- Les rayonnements corpusculaires :

4.1.1.1- Le rayonnement alpha (α) :

Il est constitué par la particule α , qui est un noyau d'hélium (${}^4_2\text{He}$). Les énergies des particules α sont généralement comprises entre 4 et 10 Mev. [15].

4.1.1.2- Le rayonnement Bêta (β) :

Le rayonnement β peut être constitué par la particule β^- (négaton) ou par la particule β^+ (positon) et ces dernières, ont presque les mêmes caractéristiques. Le rayonnement β est un spectre continu. Son énergie est comprise entre 0 et une valeur maximale. Cette dernière est notablement plus réduite pour les rayonnements β^+ [15].

4.1.1.3- Le rayonnement neutronique :

Il est constitué de neutrons; c'est un rayonnement indirectement ionisant.

4.1.2- Le rayonnement Gamma (γ) :

L'émission du rayonnement γ , est due à une désexcitation nucléaire appelée : la transition radiative. Les rayons γ sont des photons, c'est à dire, des particules de charge et de masse nulles, vecteurs d'énergie électromagnétique.

Ce rayonnement électromagnétique a un pouvoir de pénétration très élevé et une énergie allant jusqu'à 5 Mev. pour la radioactivité naturelle et 20 Mev pour la radioactivité artificielle. [11].

Les rayons γ , ionisent, de ce fait, divers milieux et sont capables de provoquer des réactions nucléaires dans les organismes vivants.

Le rayonnement γ est assimilé à un flux de particules (Quanta Gamma), d'énergie 10^4 à 10^6 fois supérieure à celle des photons du spectre visible. [12].

4.2- Pénétration des rayonnements dans la matière :

4.2.1- Généralités :

Il est important de comprendre le comportement d'un rayonnement dans la matière et les interactions qui en découlent.

Le rayonnement peut ioniser directement le milieu par création de paires d'ions, c'est le cas des particules chargées α et β .

Il peut indirectement ioniser, c'est le cas des rayonnements γ et neutronique. Les photons et les neutrons peuvent ou non ioniser le milieu, selon une probabilité ou section efficace.

Le milieu réagit à l'action du rayonnement par diffusion élastique et inélastique, ralentissement des particules, pertes de leur énergie et par transformation du rayonnement incident en un autre.

4.2.1.1- Les rayonnements corpusculaires :

L'absorption de l'énergie du rayonnement corpusculaire s'effectue par :

- excitation et ionisation des électrons atomiques
- interactions nucléaires, pouvant se produire avec le champ électrique du noyau, et le transfert d'énergie est suivi de l'émission d'un rayonnement électromagnétique dit de freinage, ou avec le noyau proprement dit par diffusion ou par transmutation du noyau.

Cette perte d'énergie engendre nécessairement un ralentissement de la particule jusqu'à son arrêt. Le parcours d'une particule est donc limité.

- Le rayonnement α (alpha) :

Le parcours des particules α , diminue, lorsque le milieu devient plus dense, il n'atteint que des cibles très proches de la source émettrice.

On se contente de ce fait, en radioprotection, d'un milieu intercepteur de faible épaisseur.

Le tableau VI, révèle que le parcours du rayonnement α est fonction de l'énergie des particules incidentes.

La perte d'énergie se produit par diffusion selon une trajectoire rectiligne.

Tableau VI : Parcours dans l'air des α de quelques radionucléides [15]

Radionucléide	^{148}Sm	^{232}Th	^{210}Po	^{218}Po	^{216}Po	^{214}Po	^{212}Po
Energie (MeV)	2,10	4,20	5,30	6,00	6,80	7,68	8,78
Parcours (cm)	1,10	2,60	3,84	4,66	5,64	6,80	8,57

- Le rayonnement β (bêta) :

Le rayonnement β est constitué par des électrons; le transfert d'énergie s'effectue par :

- excitation et ionisation des électrons atomiques
- émission du rayonnement électromagnétique de freinage
- effet Cerenkov
- diffusion multiple, mais principalement nucléaire

Le parcours du rayonnement β diminue pour des épaisseurs croissantes du milieu. Le coefficient d'atténuation dépend de l'énergie maximale et de la nature du milieu intercepteur.

- Le rayonnement neutronique :

Les interactions des neutrons avec la matière sont essentiellement nucléaires, le rayonnement neutronique est ralenti, d'abord, par le phénomène de diffusion sur le noyau. Il peut indirectement ioniser lorsqu'il lui sont associées des particules, tels que les protons. L'absorption de l'énergie est plus importante lorsque la cible est constituée de noyaux légers.

- Les rayonnements δ (gamma) :

Contrairement aux autres rayonnements (α et β), qui interagissent inévitablement avec la matière, les δ peuvent traverser le milieu sans provoquer d'interactions.

4.2.2- Les différents modes d'interactions :

4.2.2.1- L'effet photoélectrique :

Le photon interagit avec un atome, son énergie est concentrée et absorbée par un seul électron qui sera projeté; c'est un phénomène d'absorption totale du photon.

Après l'éjection de cet électron, il se produit un réarrangement du cortège électronique, qui se manifeste par l'émission d'un rayonnement extranucléaire. La probabilité du mode d'interaction photoélectrique augmente avec le Z du milieu et inversement avec l'énergie [15].

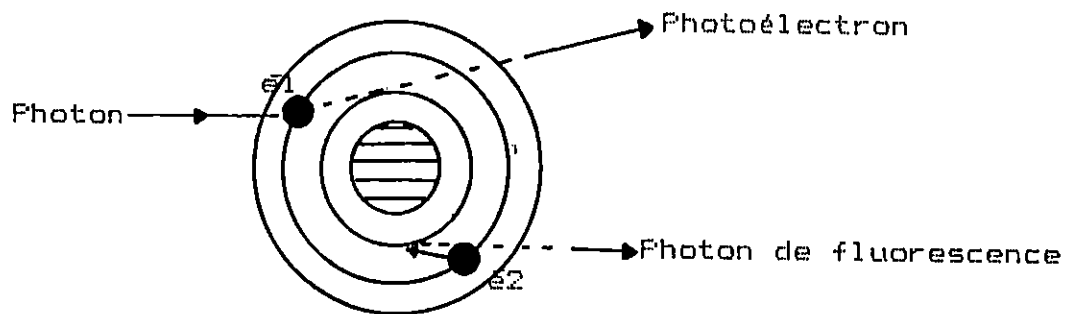


Fig. 5 : Effet photoélectrique [15]

4.2.2.2- L'effet compton :

Cet effet est dû au processus de diffusion entre un photon et un électron orbital périphérique considéré libre.

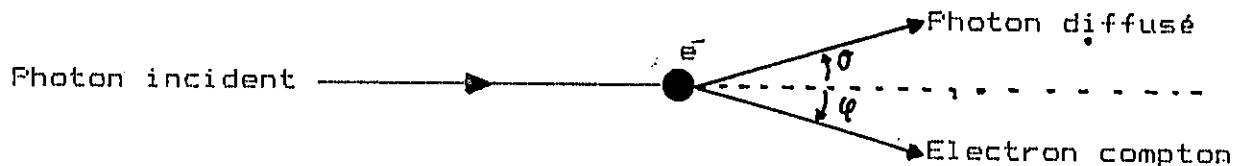


Fig. 6 : Effet compton [15]

Le rayon δ n'est pas absorbé entièrement, mais il est diffusé et continuera à se déplacer avec une énergie réduite. La probabilité de l'effet Compton est fonction du photon et de la nature du milieu; elle décroît à mesure que l'énergie augmente.

4.2.2.3- L'effet de création de paires :

Lorsqu'un photon possède une énergie très élevée, (supérieure à 1,02 Mev), il se matérialise en créant une paire : électron-positon. [13]

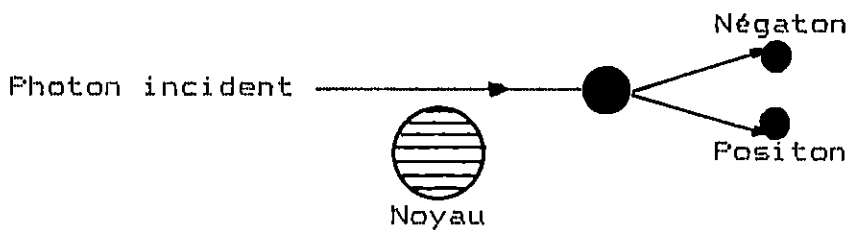


Fig. 7 : Effet de création de paires [15]

La probabilité de l'effet de matérialisation est liée à l'énergie du photon, elle est nulle tant que l'énergie du photon est inférieure à 1,02 Mev [15].

4.2.2.4- Domaines de prédominance des 3 effets :

Ces trois modes d'interactions, résument l'absorption du rayonnement corpusculaire associé (électron Compton, de matérialisation, photoélectrique). (fig 8)

Contrairement aux autres rayonnements (α et β), qui ionisent tout au long de leurs parcours; l'énergie du rayonnement δ est quasi-absorbée en sa totalité lors de l'interaction.

Les effets d'irradiations engendrés par ce rayonnement sont ainsi très complexes.

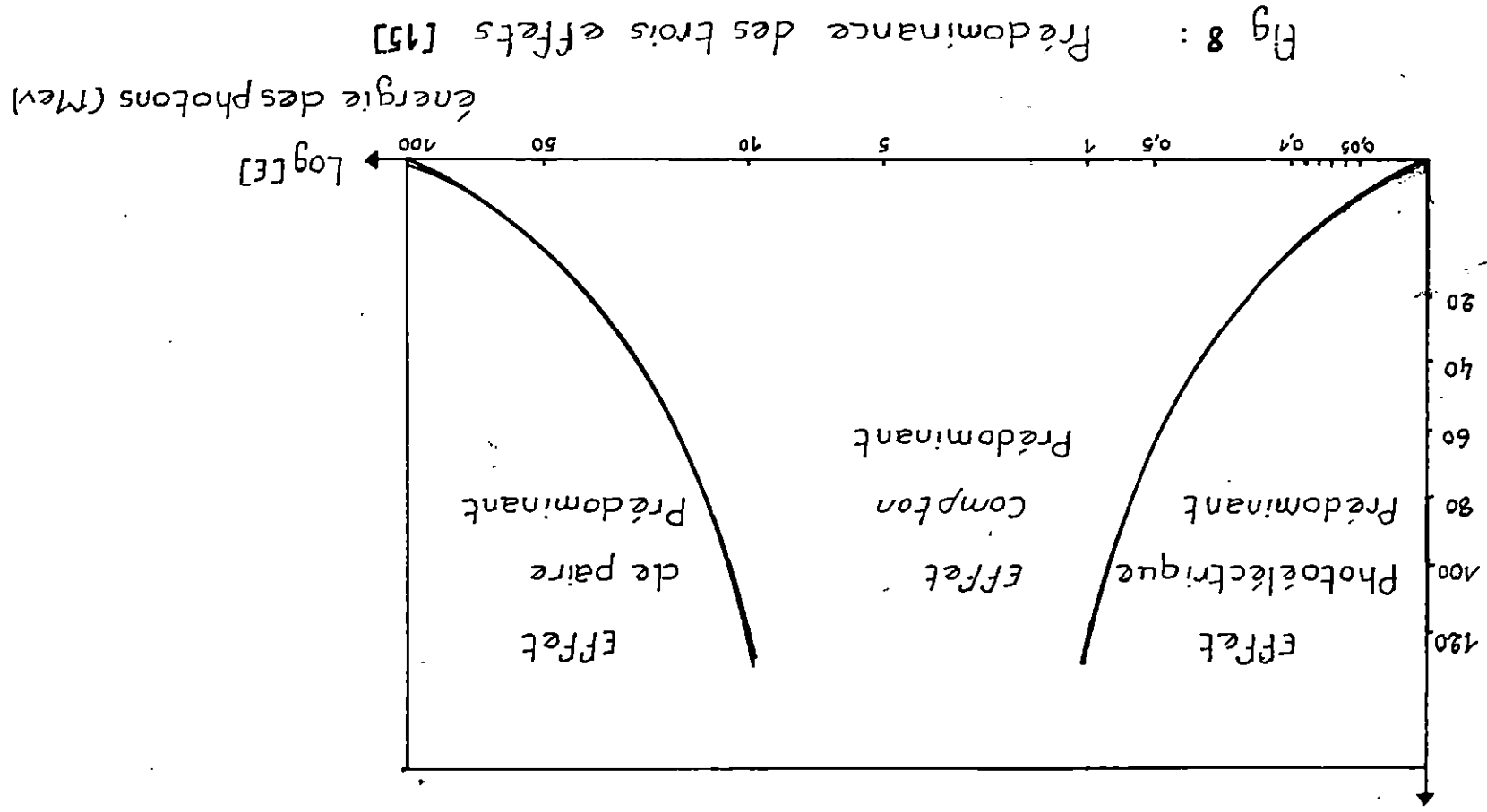


Fig 8 : Prédominance des trois effets [15]

Z du milieu (Nombre atomique)

II- EVALUATION DU NIVEAU DE LA RADIOACTIVITE ARTIFICIELLE EN MER MEDITERRANEE :

Le constat effectué sur le niveau de la radioactivité artificielle en méditerranée porte sur deux étapes fluctuantes; avant et après 1986, année durant laquelle s'est produit l'accident de Tchernobyl. Ce dernier a marqué un changement important dans la situation radiologique de la région méditerranéenne.

1- La période : Avant Tchernobyl :

1.1- Sources et apports de radionucléides :

On s'intéressera durant cette période aux différentes sources de rejets des radionucléides artificiels dans la méditerranée notamment les usines de retraitement; et aux apports qui s'effectuent par diverses voies : telles que les retombées atmosphériques, l'apport fluvial et les apports par les détroits méditerranéens. Les usines de retraitement de SELLAFIELD (Royaume Uni) et la HAGUE (France) représentent les principales sources de contamination radioactive, ainsi des radionucléides provenant de leurs déchets radioactifs ont été retrouvés à des milliers de kilomètres de leurs points de rejet. Les intervalles de variation des taux de rejets annuels en PBq/An (10^{15} Bq/An) des principaux radionucléides provenant de l'usine de Sellafield varient pour le Cs-137 de 0,9 à 5,2 PBq.an⁻¹, de 0,2 à 1,3 PBq.an⁻¹ pour le Cs-134 et de 0,02 à 0,07 PBq.an⁻¹ pour le plutonium-239, y compris certains de ses isotopes émetteurs alpha.

S'agissant des mêmes radionucléides provenant de l'usine de la Hague, les taux sont relativement faibles, comparés à ceux de Sellafield. Ils sont compris dans une fourchette de 0,03 à 0,05 PBq.an⁻¹ pour le Cs-134, de 0,02 à 0,3^{PBq.an⁻¹} pour le Cs-137 et de (0,2 à 6)10⁻⁴ PBq.an⁻¹ pour le Pu 239 y compris certains de ses isotopes émetteurs alpha.

Concernant les apports entraînés par diverses voies, la délivrance totale du Cs-137 et Pu-239 par les retombées atmosphériques en mer méditerranéenne jusqu'en 1986, est estimée respectivement à 10 ± 2 PBq et $0,23 \pm 0,02$ PBq.

L'apport fluvial introduit dans le bassin méditerranéen entre 1960 et 1986 révèle des taux de Cs-137 et Pu-239 respectivement de 0,4 PBq et 5 TBq.

Enfin, il existe un transit par les détroits. Les masses d'eau entrantes s'écoulent dans les couches supérieures et celles sortantes s'effectuent dans les couches inférieures. Il s'établit, de ce fait, un gradient de concentration des radionucléides qui s'exprime par un apport ou par une perte.

Des valeurs sont estimées entre 1960 et 1986. On retiendra pour le Cs-137, après correction tenant compte de la décroissance radioactive, un apport de 0,1 PBq à travers la mer noire et un apport de 1,5 PBq provenant de l'Atlantique.

De même pour le Pu-239, durant la même période, un apport estimé à environ 0,003 PBq à partir de la mer noire et une perte de 0,04 PBq vers l'atlantique par le détroit de Gibraltar.

L'apport total dans l'avant Tchernobyl, effectué par les différentes voies, se résume sur le tableau suivant.

Tableau VII : Apport total du Cs-137 et Pu-239 en PBq en méditerranée dans la période Avant tchernobyl [2]

Voie	Cs-137	Pu-239
Retombées atmosphériques	10 ± 2	$0,23 \pm 0,02$
Apport fluvial	$0,04 \pm 0,1$	$0,05 \pm 0,002$
Détroits du Bosphore	0,01	0,003
Détroits de Gibraltar	1,5	- 0,04
Total	12 ± 2	$0,19 \pm 0,02$

1.2- Niveaux des radionucléides :

Durant la période allant de 1960 à 1986, les valeurs obtenues dans l'eau de mer révèlent une diminution des niveaux de Cs-137 pendant la décennie 1960, suivie d'une stabilisation dans les années 1970. Cette évolution est essentiellement due à la diminution des quantités des retombées radioactives provenant des essais d'armes nucléaires. Des valeurs enregistrées pour ce même radionucléide sont cernées dans un intervalle étroit allant de 2,6 à 5,6 mBq.l⁻¹ après correction tenant compte de la décroissance radioactive. Les maximums de concentration établis à base de profils verticaux se localisent entre 50 et 250m de profondeur.

La valeur de base estimée dans les eaux superficielles pour le Cs-137 est de 4 mBq.l⁻¹.

Durant cette même période, les niveaux d'activité de Cs-137 mesurés dans le sédiment superficiel sont compris entre 2 et 10 Bq.Kg⁻¹ps. La valeur moyenne considérée aussi comme niveau de base est de 6 Bq.Kg⁻¹ps.

En ce qui concerne les niveaux obtenus pour le Cs-137 dans certains organismes et végétaux marins, ils sont respectivement de 0,5 à 1 Bq.Kg⁻¹ps et 1 Bq.Kg⁻¹ps pour les algues et les moules. Selon une synthèse générale des valeurs obtenues durant la période antérieure à Tchernobyl, les réserves méditerranéennes totales en Cs-137 sont estimées à 10,2±0,2 PBq dans la colonne d'eau et 0,5±0,2 PBq dans le sédiment superficiel pour l'ensemble de la méditerranée.

2- La période : Après Tchernobyl :

Le panache atmosphérique propagé et transporté au dessus de l'Europe et principalement au dessus de la région méditerranéenne a entraîné une contamination relativement forte sous l'influence de la retombée de Tchernobyl.

Une trentaine de radionucléides ont été identifiés par spectrométrie gamma en début Mai 1986. Le Cs-137 qui est le principal radionucléide au point de vue pollution radioactive, imputable à cette retombée, présente des niveaux élevés de un ou deux ordres de grandeur par rapport à ceux de l'avant Tchernobyl dans les eaux superficielles.

En raison de la dynamique des masses d'eau, ces niveaux ont rapidement subi une décroissance par les mouvements de dispersion des eaux côtières; ainsi les niveaux de Cs-137, dans les eaux superficielles de la méditerranée se sont rapprochés, le long du littoral français de la valeur de base de 4 mBq.l^{-1} estimée durant la période antérieure à Tchernobyl.

Les niveaux mesurés le long du littoral Italien sont contrairement fixés à environ (cinq) 5 fois la valeur de base.

Concernant le sédiment superficiel de la mer méditerranée, les niveaux relevés après l'accident de Tchernobyl (Tableau VIII) montrent qu'ils se sont multipliés de deux à quatre fois le long du littoral français et corse par rapport à ceux rapportés dans la période avant Tchernobyl.

Cette élévation des niveaux de concentration d'activité n'est pas trop significative au niveau du littoral italien, tout en sachant que les valeurs recueillies sont exprimées en poids humide du sédiment.

D'une manière générale, le dépôt de Cs-137 imputable à la retombée de Tchernobyl a marqué un accroissement de 25 à 40% par rapport à la situation antérieure à l'année de 1986.

Le dépôt des radionucléides a été très hétérogène, dépendant des trajectoires des panaches radioactifs; les parties Nord-méditerranéennes sont relativement les plus affectées. [2]

Tableau VIII : Niveaux de césium-137 dans les sédiments superficiels de la méditerranée dans l'après-Tchernobyl [2]

	Epoque	Nombre de données	Niveau de Cs-137 en Bq.Kg ⁻¹ p.s	Références
Littoral Français	Nov. 86	6	20	CALMET & GRAUBI, 1988
Estuaire du Rhone	"	1	390	" "
Littoral Corse	Sept. 86	4	28	" "
	Juil. 87	4	22	" "
La Spezia, Italie	Juin 86	1	5*	DELFANTI & PAPUCCI, 1988
	Oct. 86	2	7*	" "
Naples, Italie	Sept. 86	1	4*	" "
	Oct. 86	1	5*	" "
Venise, Italie	Juin 86	1	7*	" "
	Oct. 86	1	14*	" "
Tarante, Italie	Sept. 86	1	1*	" "
Mer Adriatique	Eté 86	6	8	KORUN et al., 1988

* Les niveaux sont exprimés en Bq.Kg⁻¹ poids humide

III- COMPORTEMENT ET DEVENIR DES RADIONUCLÉIDES DANS LE MILIEU MARIN

1- Dans l'eau de mer :

Le devenir des radionucléides dans le milieu marin est essentiellement lié à la forme physico-chimique sous laquelle ils se trouvent. En effet les formes solubles sont beaucoup plus favorables à la dispersion que les formes particulières; celles-ci présentent de meilleures conditions à la fixation.

La dispersion des radionucléides dans l'eau de mer est générée par une action physico-chimique et une action hydrodynamique.

1.1- L'action physico-chimique :

Ce sont les constituants et les composantes physico-chimiques du milieu aqueux qui sont responsables de cette action.

D'après les travaux de BITTEL, 1965 [11]; on résume ce qui suit : Une augmentation de température accentue la fixation. La viscosité par contre, perturbe les phénomènes de diffusion.

La forme colloïdale est favorisée en milieu oxydant et aussi par une augmentation de pH.

La teneur en matière organique présente un double effet par le phénomène de complexation des radionucléides qui permet d'accroître la forme soluble.

Ces derniers auront donc, d'une part, tendance à la dispersion et d'autre part, ils s'intégreront plus aisément dans la chaîne alimentaire.

La matière en suspension favorise la fixation des radionucléides mais elle est aussi un véritable vecteur de pollution.

On souligne, enfin, que la présence dans l'eau de mer d'isotopes naturels stables peut diminuer la teneur des radionucléides artificiels par le phénomène de "dilution isotopique".

1.2- L'action hydrodynamique :

Celle-ci permet la dispersion des radionucléides par des mouvements de masses d'eau et divers courants qui assurent le brassage et la transmission des constituants et propriétés du liquide. En présence de marée, les radionucléides entrent en mouvements oscillatoires puis entraînés horizontalement et verticalement par le mélange turbulent.

Dans d'autres cas, les radionucléides se déplacent dans le sens général du courant.

La morphologie du secteur du point de rejet peut influencer les mouvements des masses d'eau et créer des zones stables favorables aux dépôts des polluants.

On note aussi, qu'en dehors de l'action hydrodynamique, les radionucléides peuvent être véhiculés par des organismes fixateurs tel que, le plancton, notamment pendant la saison printanière.

2- Dans le sédiment :

Plusieurs facteurs rentrent en vigueur dans les bases qui régissent le comportement des radionucléides au niveau du sédiment. Ils sont liés au sédiment, aux radionucléides et au milieu de dispersion (eau).

Les radionucléides présents dans l'eau de mer peuvent précipiter directement quand ils sont sous forme colloïdale. Ils peuvent aussi se fixer aux matières en suspension et autres organismes marins, puis finiront par se sédimenter.

La fixation des radionucléides peut aussi se faire directement par adsorption.

2.1- Facteurs liés au sédiment :

La fraction fine favorise le phénomène d'adsorption ce qui explique, la fixation préférentielle des radionucléides sur cette dernière.

La fixation peut aussi dépendre de la composition minéralogique du sédiment, en outre, la présence d'argile retient plus facilement les radionucléides en raison de ces capacités absorbantes.

De même, la matière organique caractérisée par sa capacité d'échanges assure une meilleure fixation des radionucléides.

2.2- Facteurs liés aux radionucléides :

Les radionucléides hydrolysables offrent une fixation plus rapide et parfois immédiate. De même pour les formes solubles cationiques qui présentent un plus grand pouvoir de fixation par rapport aux formes anioniques. Une fois les radionucléides fixés sur le sédiment, leur devenir sera soumis à deux tendances opposées.

L'une, est le passage du radionucléide en phase aqueuse, ce phénomène appelé aussi désorption, se produit par la remise en suspension du radionucléide et son passage du sédiment vers l'eau de mer, en raison d'une chute de sa teneur dans celle-ci (dilution isotopique).

L'autre, est la pénétration du radionucléide dans le sédiment : le principal mode de pénétration des radionucléides dans le sédiment revient au phénomène de la sédimentation. L'action hydrodynamique remue parfois les couches superficielles et favorise l'enfouissement des radionucléides.

Ils peuvent aussi être entraînés par les organismes fouisseurs. Enfin, les radionucléides peuvent, selon leur forme physico-chimique, pénétrer dans le sédiment par le phénomène de diffusion.

3- Dans le milieu biologique :

Le milieu biologique est la composante qui suscite le plus d'intention pour la radioprotection.

En effet, la voie alimentaire est la principale source de radioexposition de l'homme.

La dispersion des radionucléides et leur introduction dans les organismes marins sont des processus conditionnés par des combinaisons physico-chimiques et biologiques très complexes, spécifiques à chaque radionucléide ou série de radionucléides.

La radiocontamination peut se faire par l'eau de mer, le sédiment marin et la nourriture.

3.1- La radiocontamination par l'eau de mer :

Le passage des radionucléides de l'eau de mer vers le milieu biologique dépend de leurs formes physico-chimiques. Il apparaît que les formes insolubles ont une plus grande capacité contaminante.

D'autres facteurs liés au milieu, agissent et influent sur le pouvoir de rétention des radionucléides.

L'augmentation de la température favorise la fixation et donc facilite la contamination, alors que, la salinité intervient en modifiant les échanges osmotiques; elle influe en fonction inverse sur le facteur de concentration biologique.

Le transfert par l'eau des radionucléides dépend aussi de l'espèce ou groupe d'espèces en question. Il convient de ce fait, de souligner les compétitions ioniques existantes entre le potassium et le césium d'une part, et le calcium avec le strontium, d'autre part.

On constate, par ailleurs, que la contamination varie selon le stade de développement et l'âge de l'espèce; les organismes au stade jeune présentent le plus grand pouvoir de rétention. On assiste, ainsi, à une diminution du taux d'accumulation, lorsqu'on passe des niveaux trophiques inférieurs aux plus élevés.

3.2- La radiocontamination par le sédiment :

Le transfert par le sédiment des radionucléides vers les organismes marins est relativement faible, comparé à celui engendré par l'eau ou la nourriture. Nous avons vu que plusieurs facteurs priment, quant à la fixation des radionucléides sur le sédiment, entre autres, la fraction fine, notamment, argileuse. Les transferts radioactifs sont, surtout, susceptibles par le biais de certains sédiments vaseux, qui peuvent contenir de la matière organique. Cette dernière va permettre d'entraîner les radionucléides dans la chaîne trophique. Mais, en définitive, le sédiment a un rôle fixateur plus important que son pouvoir contaminant, il est ainsi parfois, recommandé comme moyen de décontamination dans les cas de pollution accidentelle aiguë.

3.3- L'auto-décontamination :

Elle constitue un pouvoir d'auto-épuration des organismes marins vis-à-vis des radionucléides. L'élimination s'effectue par plusieurs phénomènes d'excrétion, notamment, la voie rénale et l'excrétion fécale; elle peut être aussi extra-rénale et s'effectuer à travers les branchies pour certaines espèces de poissons. L'élimination du radionucléide peut se faire également par les échanges isotopiques. Le mode et le pouvoir d'auto-épuration est spécifique à l'espèce et dépend des propriétés physico-chimiques du radiocontaminant. Lorsque l'espèce en question passe d'un milieu pollué, vers un milieu moins pollué, l'élimination l'emporte sur la contamination et l'équilibre tend en sa faveur. [1,2 et 5].

IV- DETECTION ET DETECTEURS :

1- Détection :

Là radioactivité ne peut être sentie par les sens humains, donc il faut introduire un système de détection adapté, sensible aux radiations nucléaires et capable de les reproduire, en informations.

Dans la détection d'un rayonnement, l'information est toujours donnée par un signal électrique, traduit en une impulsion électrique à l'aide d'une chaîne électronique capable de traiter, stocker et d'en extraire les résultats le moment de leur utilisation.

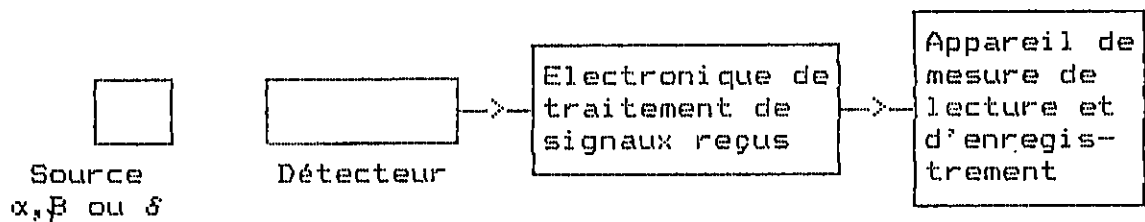


Fig. 9 : Schéma général d'une chaîne de détection [6].

La détection se base sur les propriétés d'interactions des rayonnements avec la matière.

La tête du détecteur, appelée encore la partie absorbante, constitue le milieu d'interactions dans lequel se produit l'essentiel du signal électronique d'information.

2- Détecteurs :

Il existe deux catégories d'appareils de détection, il y a ceux qui utilisent la propriété physique des atomes ou molécules ionisés, comme les chambres à ionisation et les semi-conducteurs; d'autres utilisent la propriété physique des molécules ou d'atomes excités, qui sont connus sous le nom de scintillateurs. [17]

2.1- Détecteurs à scintillation :

Le scintillateur est un corps ayant absorbé un rayonnement, s'excite, la désexcitation produit des photons de fluorescence, qui vont produire à leur tour le signal à détecter.

2.1.1- Principe de fonctionnement :

Le scintillateur est couplé à un photomultiplicateur, constituant ainsi la sonde à scintillation.

Les photons produits par la désexcitation dans le scintillateur, passent dans le photomultiplicateur en arrachant des électrons à la photocathode, qui vont être accélérés par un potentiel de 100 à 150V et focalisés jusqu'à la première dynode. L'impact de ces derniers en résulte des électrons secondaires qui seront accélérés de nouveau. Le processus continue le long du tube photomultiplicateur qui compte 10 à 18 dynodes, chacune possède un facteur de multiplication de 2 à 5. Arrivant à la fin du tube, une avalanche d'électrons est récupérée à l'anode, donnant une impulsion de tension dans la résistance R qui est proportionnelle à l'énergie reçue par le scintillateur. La sonde à scintillation est connectée à un analyseur des amplitudes d'impulsions [15,12] (Fig. 10).

2.1.2- Différents types de scintillateurs :

Selon la nature de l'absorbant ou scintillateur, on peut distinguer deux types de détecteurs à scintillation.

2.1.2.1- Scintillateurs inorganiques :

Le corps scintillateur est constitué généralement par un cristal inorganique. Son efficacité est conditionnée, généralement par la présence d'une impureté à faible concentration qui joue le rôle d'activateur.

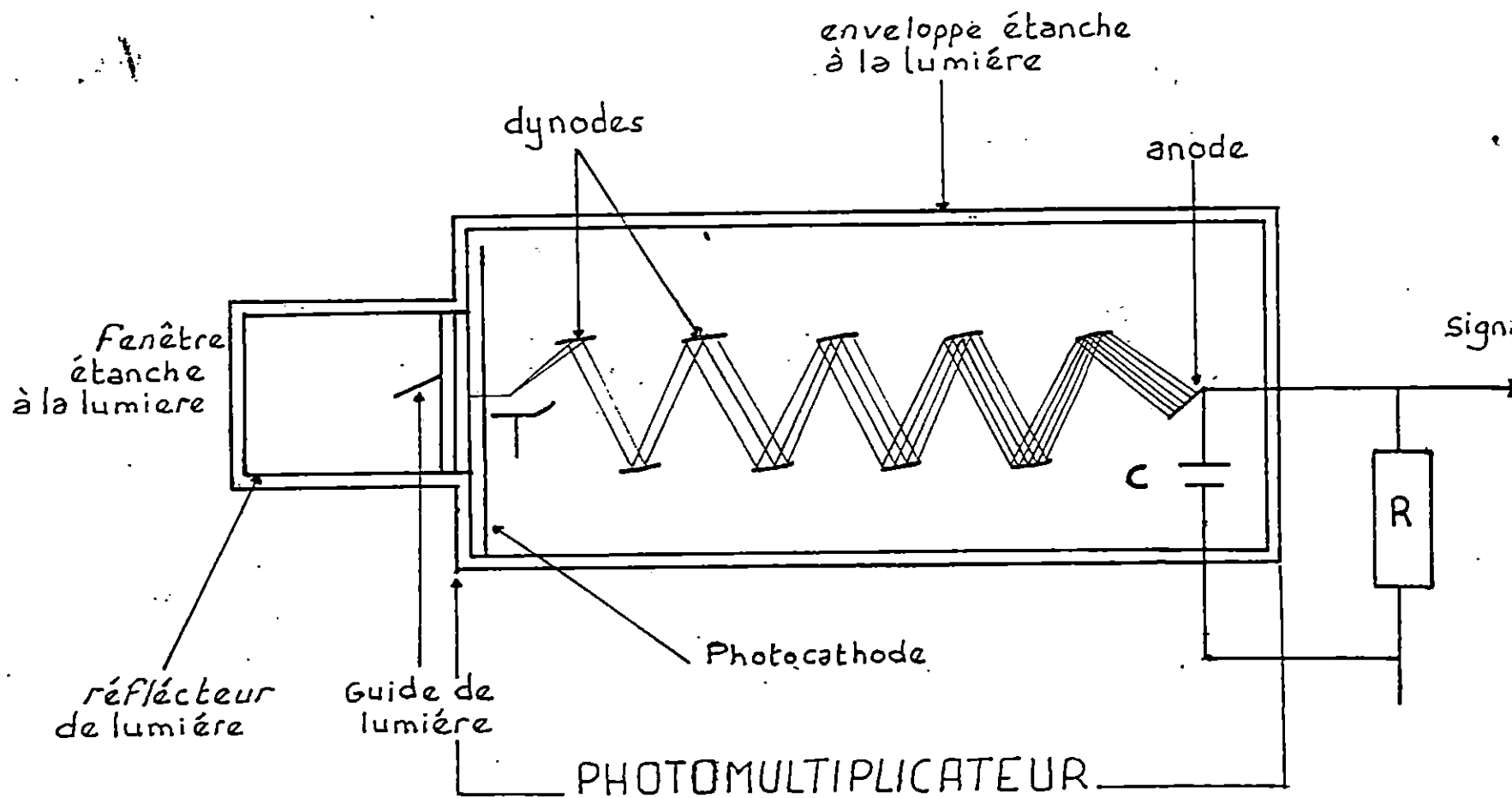


fig 10: Scintillateur et Photomultiplieur associé [15]

Exemple : l'iodure de sodium activé au thallium

NaI(Tl) utilisé dans la spectrométrie gamma

Il existe quelques cristaux purs, comme le diamant, n'ayant pas besoin d'activateur, on dit alors qu'il est autoactivé.

2.1.2.2- Scintillateurs organiques :

L'absorbant ici est constitué d'une matière organique; selon la composition de celle-ci, on distingue :

- les monocristaux organiques : anthracène, naphthalène, stibène et therphényl
- les scintillateurs liquides : stibène et therphyl dissous dans un solvant liquide ou plastique.

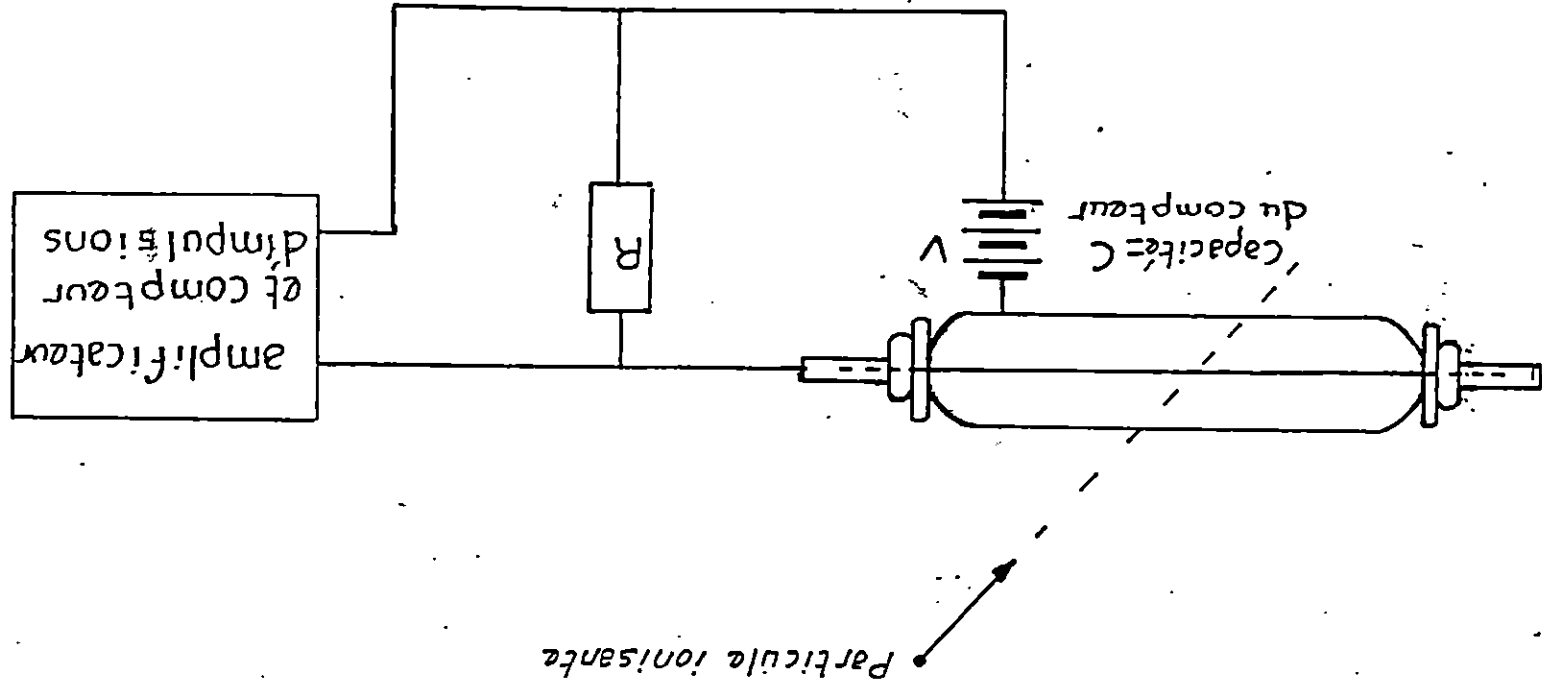
2.2- Détecteurs à ionisation :

Se sont les appareils de mesures qui fonctionnent selon le principe de l'ionisation provoquée par un rayonnement nucléaire. Parmi ces détecteurs, on distingue ceux qui ont un milieu absorbant gazeux, appelés compteurs à chambre d'ionisation et ceux qui ont la tête détectrice composée d'un matériau solide, tels que les semi-conducteurs.

2.2.1- Détecteurs à gaz :

Ils sont appelés encore, les détecteurs à chambre d'ionisation. Ce genre de détecteurs utilise la propriété d'ionisation de la molécule d'un gaz rare (le plus souvent: l'argon), emprisonné dans une enceinte, avec une électrode centrale (cathode) connectée à un circuit électrique Rc. (Fig. 11)

fig. 11. Compteur rempli de gaz avec circuit associé [12]



- Différents types de compteurs à gaz :

Selon le régime de fonctionnement, c'est à dire en augmentant la tension du champ électrique, les détecteurs à gaz prennent des caractéristiques différentes. En premier lieu lorsque la tension est assez faible, le détecteur fonctionne comme une chambre à ionisation simple, les impulsions enregistrées sont de type ionique, utilisée souvent en spectrométrie alpha. En appliquant une tension plus élevée, le compteur devient un détecteur proportionnel; ici l'impulsion est proportionnelle à l'énergie absorbée par l'enceinte, il est utilisé pour le comptage alpha et Bêta. Si la tension est encore plus élevée arrivant jusqu'à 1500 V, le détecteur est de type Geiger-Muller; l'impulsion est indépendante des paires d'ions primaires créés dans l'enceinte, elle augmente en fonction de la tension appliquée. Il est utilisé pour le comptage alpha, bêta et gamma [6,12].

2.3- Détecteurs semi-conducteurs :

Ce sont des compteurs comparables aux chambres à ionisation solide un semi-conducteur est une pastille en matière semi-conductrice placée entre deux électrodes. Par l'effet de radiation, des charges positives et négatives sont reproduites; en appliquant alors une tension électrique, elles sont attirées vers l'électrode de signe opposé [15,12].

2.3.1- Principe de fonctionnement :

Généralement, un semi-conducteur est de jonction NP, c'est à dire qu'il est constitué d'assemblage d'un semi-conducteur de type P, agissant comme accepteur d'électrons (bande de valence); et d'un autre de type N, donneur d'électrons (bande de conduction); formant entre eux la région déserte ou de déplétion (Fig.12).

Une différence de potentiel est appliquée pour que P soit négativement chargé et N positivement. L'interaction d'une radiation sur la zone de déplétion produit des paires d'électrons-trous, les charges négatives sont attirées du côté N et les trous d'électrons du côté P [6,15,12].

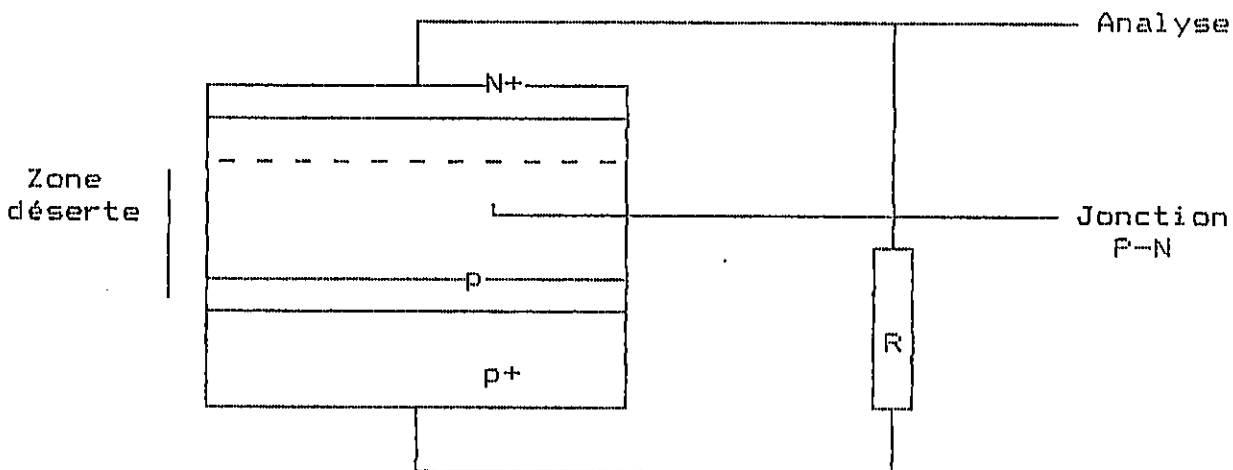


Fig.12 : Schéma d'un détecteur semi-conducteur à jonction P-N [6].

2.3.2- Différents types de semi-conducteurs :

Les semi-conducteurs sont généralement constitués de silicium ou de germanium, le problème essentiel qui se pose est le courant de fuite dû aux impuretés présentes dans le cristal de détection. Selon la manière dont on résout ce problème on distingue :

- Détecteurs non compensés :

Le cristal semi-conducteur utilisé dans ce type de détecteur est de haute pureté de jonction NP, le nombre de porteurs de charges existant dans les impuretés N et P est limité à environ 10^{12} au cm^3 pour le cas du germanium de haute pureté; de cette manière la largeur de la bande déserte est maximale de l'ordre de 10mm.

- Détecteurs compensés au lithium :

Se sont des détecteurs dont le matériau semi-conducteur est de jonction NIP. Le lithium (Li) est diffusé à haute température à l'intérieur de la pastille semi-conductrice, cédant ainsi des électrons au matériau de type P.

Pour éviter la grande mobilité du lithium à travers le solide, on maintient le dispositif à température de l'azote liquide.

2.3.3- Détecteur Ge(Li) :

Le semi-conducteur utilisé est le germanium de jonction NIP compensé au lithium. Le signal recueilli par le détecteur est essentiellement produit par l'effet photoélectrique, qui offre une énergie bien définie absorbée à sa totalité; ainsi la résolution en énergie est très grande ce qui permet une meilleure distinction entre deux pics photoélectrique d'énergies voisines [15,4].

Le Ge(Li), donne une meilleure efficacité de comptage en raison de ces qualités intrinsèques, notamment son numéro atomique qui est élevé, comparé à celui du silicium. Sa densité qui est de $5,33 \text{ g.cm}^{-3}$ permet la formation d'un grand nombre de porteurs de charges qui est de $2,4 \cdot 10^{13}/\text{cm}^3$. La réalisation de géométrie coaxiale de la tête détectrice permet d'augmenter considérablement le volume sensible. [6] [17]

- Avantages du Ge(Li) :

Le Ge(Li) a été toujours préféré par rapport aux autres semi-conducteurs, en raison de ces propriétés intrinsèques qui offrent:

- un pouvoir de résolution en énergie d'une exceptionnelle qualité, qui atteint presque la valeur limite.
- la réponse est linéaire en fonction de l'énergie.
- le temps de montée de l'impulsion est très court.
- le fonctionnement est d'une très grande simplicité. [17]

- Inconvénients du Ge(Li) :

Le domaine d'application du Ge(Li) est limité à la détection des basses énergies seulement, l'augmentation de sa capacité détériore sa résolution.

Le prix de revient est élevé, notamment sa compensation au lithium, et le stockage du cryostat à la température de l'azote liquide.

V- SITE D'ETUDE ET METHODOLOGIE DE MESURE DE LA RADIOACTIVITE :

1- Caractères généraux de la zone d'étude :

La baie d'Alger est située dans la partie centrale de la côte algérienne, de forme semi-circulaire, délimitée à l'Est par le cap Matifou et à l'Ouest par la Pointe Pescade (Fig. 13).

Elle représente le réceptacle des eaux de l'Oued El-Hamiz, dont le débit est réglé par un barrage, et des eaux usées du grand Alger déversées à plusieurs endroits. [23]

Le courant d'eau Atlantique orienté Ouest-Est, le long de la côte algérienne, induit une résurgence côtière dans la baie d'Alger qui crée une circulation des eaux dans le sens inverse de l'aiguille d'une montre. [22]

La température des eaux de la baie est variable entre la surface et 50 mètres de profondeur, au-delà elle baisse mais devient plus stable. Et à partir de 200 mètres de profondeur, elle devient pratiquement constante (13,2°C). [23]

Les apports sédimentaires de nature terrigène, proviennent essentiellement des Oueds El-Harrach et El-Hamiz, dans les sédiments pélagiques qui recouvrent la baie, les argiles représentent 40 à 50% des dépôts, avec une association illite - Kaolinite où l'illite prédomine; cependant la chlorite complète cette association au détriment de la Kaolinite.

Les différents types de sédiments sont distribués en fonction de la bathymétrie, cette distribution est bien nette dans la partie centrale de la baie, où un sédiment sableux occupe les petits fonds (0-20m), ce sédiment voit sa fraction fine augmentée progressivement avec la profondeur (Fig. 14). [23]

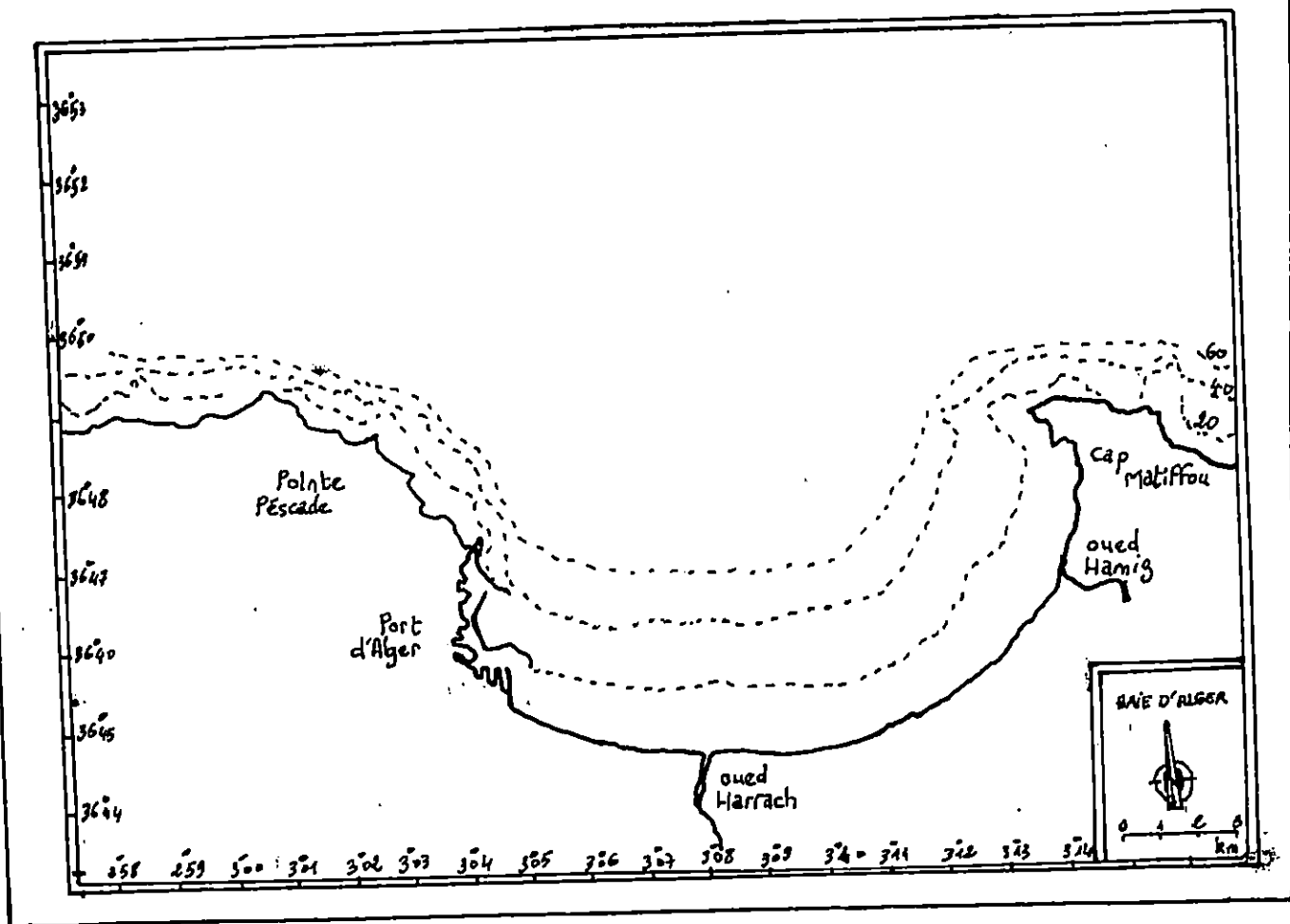
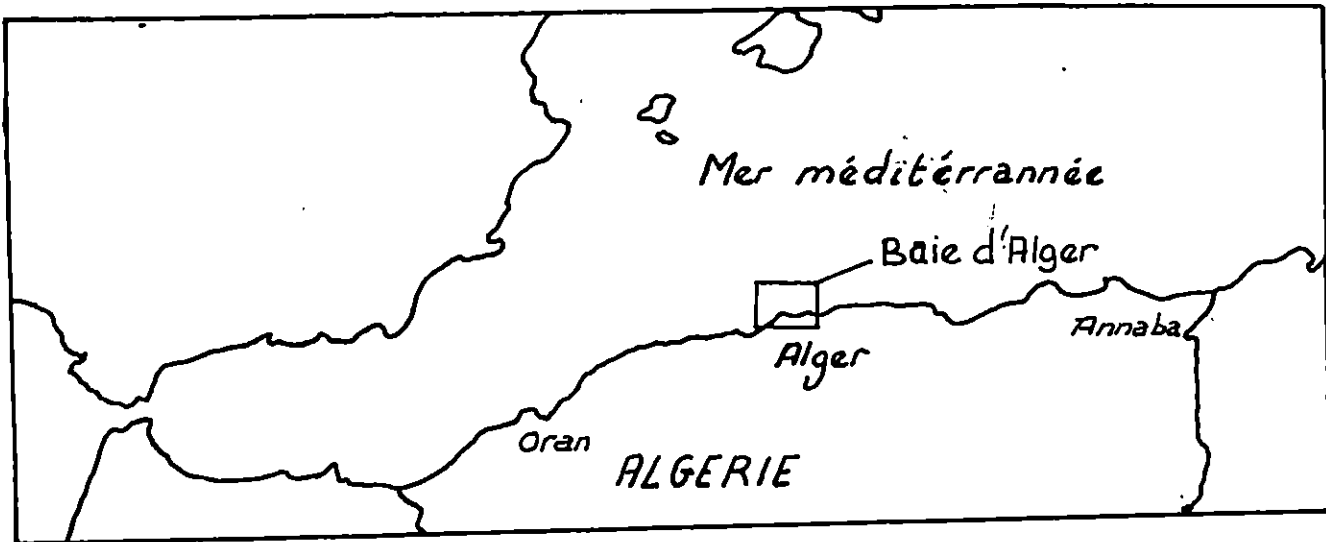
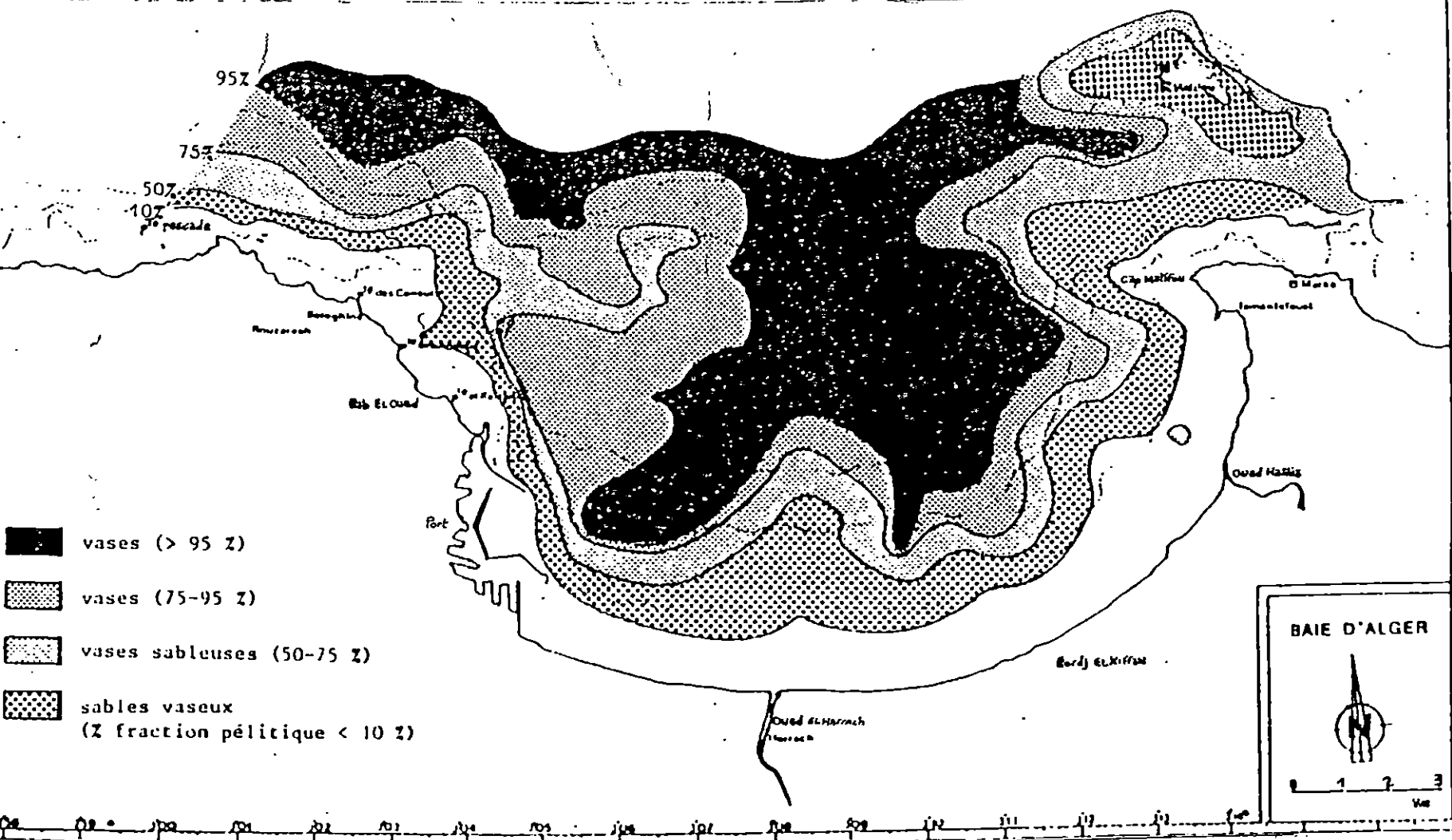


Fig 13: Situation et présentation de la baie d'Alger [20].

Fig. 14 : Distribution des pelites et des facies dans les dépôts superficiels. [20]



Dans la baie d'Alger, il n'y a que la partie sud-ouest (côté Fort) qui est abritée, elle constitue une zone de décontation, résultant ainsi un sédiment vaseux à sableux-vaseux qui renferme des débris terrigènes.

Le banc de Matifou à l'Est et le massif de Bouzaréah sont fortement soumis à l'attaque des houles d'hiver. [20]

Au Nord du cap et de ce massif, la forte pente des fonds, l'hydrodynamisme actif et la présence des fonds rocheux avec des peuplements de substrat dur, ont abouti à la mise en place dans ce secteur, d'un sédiment détritique grossier, auquel vient s'ajouter une fraction pelitique plus ou moins importante. [20]

2- Prélèvement :

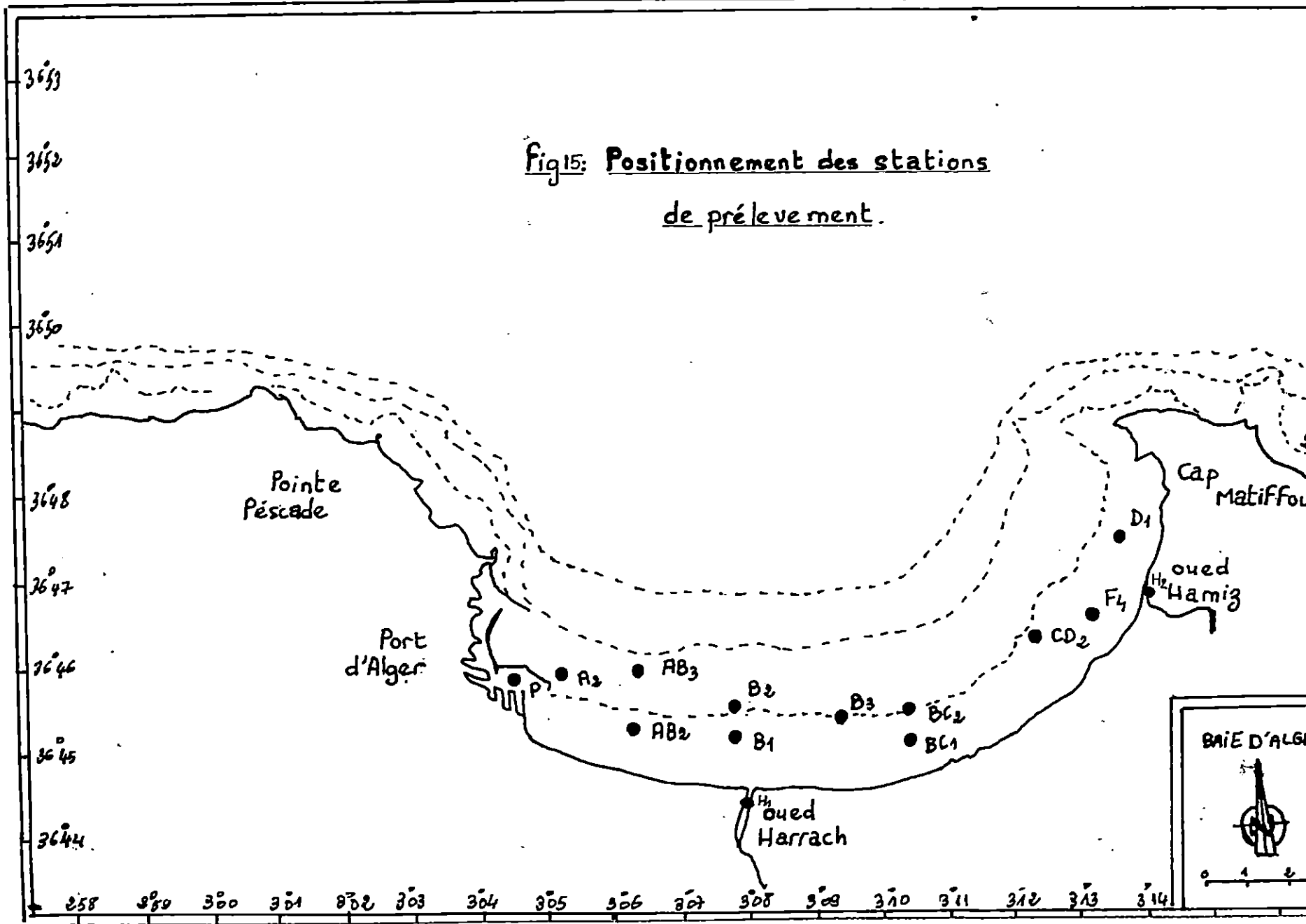
L'échantillonnage concernant l'étude de la radioactivité dans la baie d'Alger est réalisé sur 14 échantillons.

Les prélèvements de sédiment superficiel ont été effectués le 03-08-1993, répartis selon 12 stations dans la baie dont l'une d'elles, se localise dans le bassin de Mustapha, au niveau du port d'Alger, sur une profondeur de 6m.

Les autres stations sont réparties à partir du port vers l'Est de la baie, sur des profondeurs qui varient entre 10 et 25m. (Fig.15) Les prélèvements de chaque échantillon par station ont été effectués à l'aide d'une benne Van-Veen. Deux autres échantillons ont été prélevés le 05-10-1993, au niveau des embouchures de l'oued El Harrach et Oued El Hamiz respectivement à des profondeurs de 0,45 et 0,20m et à des distances à la mer d'environ 20 et 40m. Ils sont réalisés à l'aide d'une petite pelle en plastique.

La masse de chaque échantillon prélevé est d'environ 2 Kg, mis dans un sachet en plastique et étiqueté selon la station et la profondeur de prélèvement.

Fig 15: Positionnement des stations de prélèvement.



BAYE D'ALGER



0 1 2

3- Conditionnement :

Tous les échantillons sont d'abord séchés à l'air libre pour permettre leur essorage, puis placés dans l'étuve à une température de 80°C, pendant 72 heures.

Une fois séchés, les échantillons sont broyés à l'état de poudre à l'aide d'un mortier manuel en porcelaine, dont la partie intérieure est recouverte de papier-aluminium.

Ce dernier est changé à chaque fois qu'on passe du broyage d'un échantillon à un autre pour éviter toute contamination.

Le broyage permet, en outre, l'homogénéisation du sédiment.

Enfin, chaque échantillon broyé, est pesé puis mis dans un sachet, accompagné de son étiquette initiale sur laquelle on mentionne le poids sec du sédiment.

4- Méthodologie de mesure :

La mesure de la radioactivité, s'obtient en mesurant le taux de comptage qui est l'énumération des phénomènes ionisants provoqués par un rayonnement auquel un détecteur est sensible.

En pratique, ce taux de comptage est donné par le nombre d'impulsions délivrées par un détecteur durant un temps unité [17, 16].

La mesure de la quantité de la radioactivité, peut être déterminée in situ au moyen d'un dispositif approprié à la mesure de l'énergie d'un rayonnement provenant du milieu environnemental.

Il s'agit donc d'une mesure directe, déterminant la radioactivité totale, c'est à dire les trois natures de rayonnements selon le type de détecteur utilisé.

Tandis que la mesure au laboratoire, permet en plus de l'aspect quantitatif, de déterminer la nature de la matière radioactive, cette mesure peut être déterminée directement, autrement dit l'échantillon est mesuré à l'état brut avec un simple conditionnement.

Ceci ne concerne que les rayonnements Gamma et Béta du fait de leur pouvoir assez important de pénétration dans le milieu dont il se trouvent (matrice de l'échantillon), ce qui n'est pas le cas pour le rayonnement Alpha.

Les trois rayonnements peuvent être mesurés indirectement, c'est à dire l'échantillon nécessite une séparation radiochimique avant d'être mesuré.

4.1- L'analyse au laboratoire par spectrométrie Gamma :

La spectrométrie Gamma est l'une des techniques les plus utilisées dans les laboratoires de recherche, pour la détection des radionucléides émetteurs de rayonnements Gamma, car son utilisation est relativement simple, donnant des résultats dans un temps assez court lorsqu'elle est directe, et elle est généralement moins coûteuse.

Deux méthodes de mesure en spectrométrie Gamma, la première est directe, l'échantillon à compter ne nécessite que le séchage, l'homogénéisation et son comptage dans une géométrie appropriée. La seconde est indirecte du fait que l'échantillon suit toute une opération de traitement chimique; comprenant une digestion acide est une séparation radiochimique avant le comptage [4]

Les détecteurs utilisés en spectrométrie Gamma, sont choisis selon leur résolution en énergie et leur efficacité de réponse, avec un temps de comptage limité, c'est à dire que le signal électrique, soit le plus bref possible.

Ceci est traduit après toute une chaîne de traitement électronique en un spectre d'énergies-impulsions et son dépouillement est généralement effectué par ordinateur.

Il permet de donner :

Une analyse qualitative, qui est l'identification des différents radionucléides présents dans un échantillon, grâce à leur spectre d'énergie.

Une analyse quantitative, qui est la détermination de la concentration de chaque radionucléide dans l'échantillon traité, à travers le calcul de son activité radioactive.

Pour ces deux buts, l'utilisation de détecteurs qui ont une réponse linéaire en spectrométrie Gamma est indispensable; l'information donnée est traduite par une impulsion électrique qui doit être proportionnelle à l'énergie absorbée. La relation entre l'amplitude de l'impulsion et l'énergie est donc linéaire.

Théoriquement, chaque radionucléide, donne un spectre d'énergie, répartie selon la probabilité relative d'émission par chaque mode de désintégration.

En pratique, les énergies avec leurs amplitudes correspondantes, détectées selon un temps "t" sont proportionnelles au nombre d'impulsions détectées pendant le même temps.

En spectrométrie, on utilise essentiellement les détecteurs solides tels que, les détecteurs à scintillation qui conviennent le mieux pour le rayonnement de faible énergie tels que les Gamma, sensibles à une énergie de 1 MEV à 0,30 MEV, avec une efficacité de 20% à 40% . Et les détecteurs semi-conducteurs qui connaissent une grande utilisation à cause de leur bonne résolution en énergie qui est dix fois supérieure à celle des détecteurs à scintillation.

4.2- Description de la chaîne de détection d'un semi-conducteur :

La formation de paires d'électrons-trous, se fait lors de l'impact d'un rayonnement Gamma, dans la zone interdite du semi-conducteur.

L'application d'un haut voltage (4000V, 5000V), permet la collecte des charges; des tensions d'impulsions sont alors nées au niveau du circuit.

Le préamplificateur, appelé encore adaptateur d'impédance, transfère ces impulsions de façon à les protéger de toute perturbation provenant du circuit électronique.

En raison de la large gamme d'énergie offerte par l'ensemble des isotopes à détecter, l'amplificateur amplifie les impulsions de faibles amplitudes, les ajuste sur la gamme, et les étale sur un même domaine d'amplitudes, cette amplification se fait par canal. Le convertisseur analogue digital, sélectionne les amplitudes selon leur temps d'émission et les répartit selon des classes afin de dresser des histogrammes d'amplitudes.

L'analyseur multicanaux, affiche ces impulsions, qui sont ramenées à l'échelle de détection grâce à un système binaire. (Fig. 16)

Un programme FORTRAN est utilisé pour la spectrométrie gamma, qui permet le dépouillement du spectre, autrement dit, la recherche des pics photo-électriques, la détermination de leur position et de leur surface [4,14].

4.3- Conditions de comptage :

4.3.1- Calibration du détecteur en énergie :

C'est l'opération de réglage des canaux qui se fait avant toute mesure de radioactivité, chaque canal doit coïncider à l'énergie qui lui correspond, on procède alors à une calibration à l'aide d'un ou plusieurs radio-isotopes ayant des niveaux d'énergies connus, et avec une gamme d'énergie assez large (0-2000 Kev).

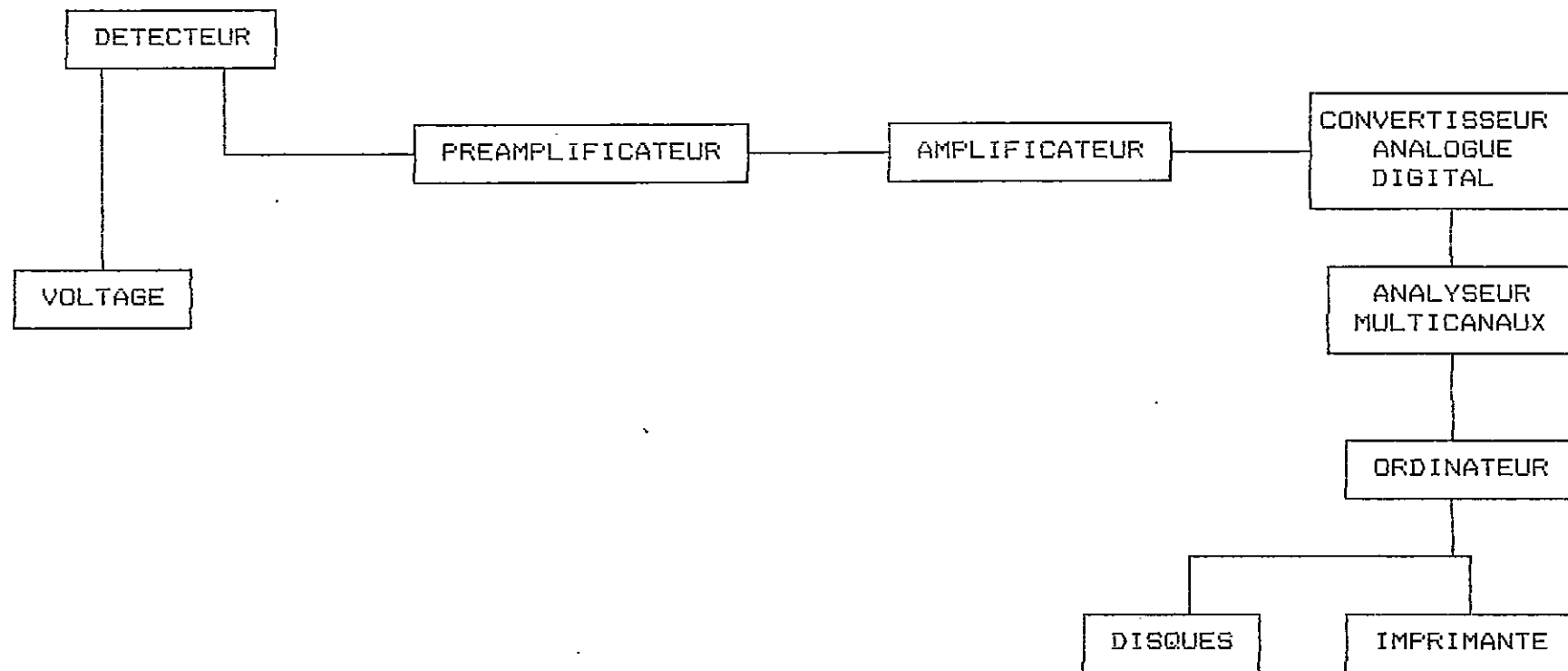


Fig.16 : Principaux composants d'un système typique de spectrométrie gamma [4].

Pour les Geli, cette opération s'effectue généralement avec le Radium Ra-226 ou avec l'Américium Am-241 (59,5 Kev), le Césium Cs 137 (661,6 Kev) et le Cobalt Co-60 (1172-1332 Kev).

On relève après, les canaux correspondant à chacune des énergies afin de tracer la droite de calibration, qui permettra la calibration des autres canaux.

4.3.2- Fluctuations et erreurs sur un comptage :

La valeur réelle mesurée sur un comptage, fluctue autour d'une moyenne à cause de certaines erreurs statistiques, dues généralement au caractère aléatoire de la désintégration radioactive. Des erreurs peuvent s'introduire pendant le comptage, telles que les différentes contaminations dues à la manipulation et celles qui sont causées par le bruit de fond.

4.3.3- Présentation des données de comptage :

En spectrométrie gamma directe, les résultats de mesure sont donnés selon un spectre d'énergie en fonction du nombre d'impulsions par canal.

Le dépouillement par ordinateur, traduit le spectre en une succession de centroïdes (valeur médiane d'un Pic), la hauteur de celles-ci donne le nombre d'impulsions correspondant en valeur nette (avec élimination du bruit de fond du détecteur).

L'identification du spectre et le calcul de l'activité se font manuellement, mais ils peuvent aussi se faire avec un programme FORTRAN spécial à la spectrométrie gamma.

4.3.4- Calibration en efficacité :

L'efficacité ou le rendement d'une mesure en radioactivité, est le rapport du taux de comptage (après soustraction du bruit de fond) au nombre réel de particules ayant traversé le détecteur. Elle est définie pour des particules de nature et d'énergie données, elle est exprimée en pourcentage. [17].

Cette efficacité dépend des appareils de mesure utilisés, chaque détecteur, selon les trois types de rayonnements émis, possède une efficacité qui est en rapport avec l'angle solide de détection, de l'énergie des rayonnements émis et de la densité du milieu détecteur.

En plus de l'efficacité due au détecteur, s'ajoute celle dépendante des techniques de mesure, autrement dit, choisir une géométrie plus adéquate qui permet la perte maximale de l'énergie émise dans le détecteur, et un minimum seulement dans l'échantillon lui-même. Du fait que l'homogénéisation est d'autant plus importante que l'énergie du rayonnement émis par le radionucléide est plus faible, il est indispensable donc de procéder à une homogénéisation aussi rigoureuse que possible des échantillons à mesurer. [18].

En pratique le rendement d'une mesure est déterminé grâce à la courbe en efficacité qui est établie à l'aide du comptage de la source étalon et du bruit de fond.

4.3.4.1- Préparation de la source étalon :

La source étalon est un échantillon particulier dont la nature de la matrice et l'activité sont connues. Puisque à chaque radionucléide particulier correspond une efficacité précise, alors il existe autant d'étalons que de radionucléides.

Ces étalons sont vendus par des laboratoires spécialisés dans la préparation et la vente des composés radioactifs, ils peuvent être aussi préparés par l'expérimentateur au laboratoire. Dans les deux cas, la composition des échantillons doit être la même que celle des étalons qui vont servir à déterminer l'efficacité. L'erreur sur l'activité de l'étalon est généralement inférieure à 5% [18].

Le comptage de cette source étalon, permet d'établir la courbe en efficacité en fonction de l'énergie qui sert à la correction des mesures, pour convertir ensuite, les différentes énergies des échantillons enregistrées en activité spécifique.

4.3.4.2- Comptage à vide (bruit de fond) :

C'est la mesure de la radioactivité ambiante, présente dans la salle d'analyse et les éventuelles contaminations qui sont responsables d'impulsions excédantes, pendant le comptage des échantillons.

Le nombre d'impulsions correspondant à chaque énergie du bruit de fond, est soustrait au nombre d'impulsions correspondant à la même énergie donnée de chaque mesure, afin d'obtenir le nombre réel d'impulsions enregistrées.

4.4- L'identification du spectre d'énergie :

L'analyse quantitative des spectres est une opération qui doit se faire minutieusement, en utilisant les tables de radioisotopes.

Chaque énergie donnée sur un listing est repérée sur la table donnant les énergies de chaque radionucléide avec son intensité d'émission.

La table donnant les différentes énergies de chaque radioélément, permet de retenir ou d'éliminer le radionucléide trouvé. En fin l'énergie significative du radioélément, sera celle qui n'interfère pas avec celles des autres radionucléides.

Ainsi, l'identification du spectre d'énergie donne les différents radioéléments existants dans un échantillon mesuré. [21]

4.5- Calcul des activités et erreurs :

L'activité est calculée pour chaque radioélément identifié à partir des spectres d'énergie, elle est liée à plusieurs paramètres dont certains d'eux nécessitent des corrections avant d'être utilisés pour le calcul.

La correction doit se faire en premier lieu sur le nombre d'impulsions net, donné par l'effet de chaque radioélément détecté, en lui enlevant le nombre d'impulsions correspondant au bruit de fond pour avoir la valeur réelle : $N_r = N_{net} - N_{bf}$.

L'erreur sur le comptage sera déduite à partir de N_r :

$$\Delta N_r = \sqrt{\delta_{N_{net}}^2 + \delta_{N_{BF}}^2} = \sqrt{(\sqrt{N_{net}})^2 + (\sqrt{N_{BF}})^2} = \sqrt{N_{net} + N_{BF}}$$

L'incertitude relative sur N_r est donc :

$$\frac{\Delta N_r}{N_r} = \frac{\sqrt{N_{net} + N_{BF}}}{N_{net} - N_{BF}}$$

Pour chaque mesure, l'efficacité de chaque radioélément est déduite, Comme il a été cité précédemment, de la courbe d'efficacité de l'étalon.

L'efficacité est donnée par la formule :

$$\epsilon = \frac{N}{A_0 \cdot t \cdot I}$$

N : Nombre de coups de l'étalon

A_0 : Activité corrigée de l'étalon

t : Temps de comptage

I : Intensité d'émission de l'étalon.

La correction de l'activité de la source étalon se fait par la loi de décroissance radioactive, en prenant compte de la date de sa fabrication. Autrement dit, le temps considéré pour le calcul est celui écoulé entre la date de mise en conditionnement de la source étalon et celle de son utilisation.

L'incertitude sur l'efficacité est ainsi déterminée à partir de l'expression ci-dessous :

$$\frac{\Delta \epsilon}{\epsilon} = \frac{\Delta N}{N} + \frac{\Delta A_0}{A_0} + \frac{\Delta t}{t} + \frac{\Delta I}{I}$$

L'erreur sur l'activité est donnée par le fournisseur de l'étalon, tandis que l'erreur sur le temps de comptage et l'intensité d'émission est estimée à environ 2% .

Après ces corrections, le calcul de l'activité et de son incertitude peut se faire en utilisant les formules suivantes :

$$A = \frac{Nr}{\epsilon \cdot I \cdot m \cdot t} ; \quad \frac{\Delta A}{A} = \frac{\Delta Nr}{Nr} + \frac{\Delta \epsilon}{\epsilon} + \frac{\Delta t}{t} + \frac{\Delta I}{I} + \frac{\Delta m}{m}$$

m : Masse de l'échantillon à compter, en Kg

A : Activité spécifique en Bq/Kg

On estime que l'erreur sur le temps de comptage, l'intensité d'émission et la masse est d'environ 2% ; alors, l'expression devient :

$$\frac{\Delta A}{A} = \frac{\Delta Nr}{Nr} + \frac{\Delta \epsilon}{\epsilon} + 0,02$$

5- Résultats expérimentaux de la mesure :

Pour les opérations de comptage, deux détecteurs de type semi-conducteur à Germanium-Lithium (Geli 5 et Geli 6), sont utilisés. Ils présentent les mêmes caractéristiques et diffèrent par la résolution et l'efficacité relative; cette dernière est de 20% pour le Geli 5 et 10% pour le Geli 6.

La résolution de ces deux détecteurs, établie pour une énergie de 1332 Kev du Co-60 est de $2,25 \cdot 10^{-3}$ Kev pour le Geli 5 et de $1,4 \cdot 10^{-3}$ Kev pour le Geli 6.

La calibration des détecteurs a été faite par des sources ponctuelles de radionucléides ayant des énergies bien connues, correspondant à des canaux appropriés.

Le tableau suivant présente les sources utilisées avec leurs énergies et le numéro de canal correspondant.

Tableau IX : Calibration en énergie des détecteurs Geli 5 et Geli 6

Source	Energie (Kev)	Numéro de canal
Am-241	59,5	16
Cs-137	661,6	1520
Co-60	1172 1332	2659 3181

On établit à partir de ces valeurs, la droite de calibration en énergie, $E=f(c)$, qui permet de correspondre un numéro de canal (C_i) à chaque énergie (E_i) considérée. (Fig.17).

La source étalon utilisée pour la calibration en efficacité est l'Europium-152, ayant une activité initiale (A_0) de $5,39 \cdot 10^3$ Bq au 01/03/1991, date de sa fabrication.

Le comptage de cette source étalon a été effectué pour permettre nos analyses, le 12/10/1993, ce qui nécessite la correction de l'activité de l'Eu-152 à la date de son comptage pour pouvoir évaluer le rendement (ϵ).

nergie
E (Kev)

Fig 17 : droite de calibration en énergie

$$E = f(c)$$

$$y = 0,40c + 56$$

1732

1117

661,6

93,33
160 → échelle

1520

2659

3181

numéro du can

• 5.1- Calcul de l'activité initiale corrigée (A'o) de la source étalon :

$$A'o = A_0 e^{-\lambda t'}$$

$t' = 955j = 82512000$ s, c'est le temps écoulé entre le 01/03/91 et le 12/10/1993

$Eu-T_{1/2} = 4939j = 426729600$ s, période de l'Eu-152

$$\lambda = \frac{\text{Ln}2}{T_{1/2}} \quad \lambda = 10^{-9} \text{ s}^{-1}$$

$$A'o = 5,39 \cdot 10^3 e^{-10^{-9} \times 82512000},$$

$$A'o = 4963,11 \text{ Bq}$$

• 5.2- Calcul du rendement (ϵ) du détecteur :

$$\epsilon_i = \frac{N_i}{A'o \times t \times I_i}$$

$t = 1800$ s, temps de comptage de l'Eu-152

Les valeurs obtenues pour le calcul des ϵ_i et $\Delta \epsilon_i$ sont représentées sur le tableau X pour les deux détecteurs Geli 5 et Geli 6; il est tenu compte des énergies de la source étalon et non pas des Ni enregistrées sur le listing. On établit, ensuite, les courbes de calibration du rendement et de l'erreur sur le rendement en fonction de l'énergie $\epsilon=f(E)$ et $\Delta \epsilon=f(E)$. (Fig. 18,19,20 et 21)

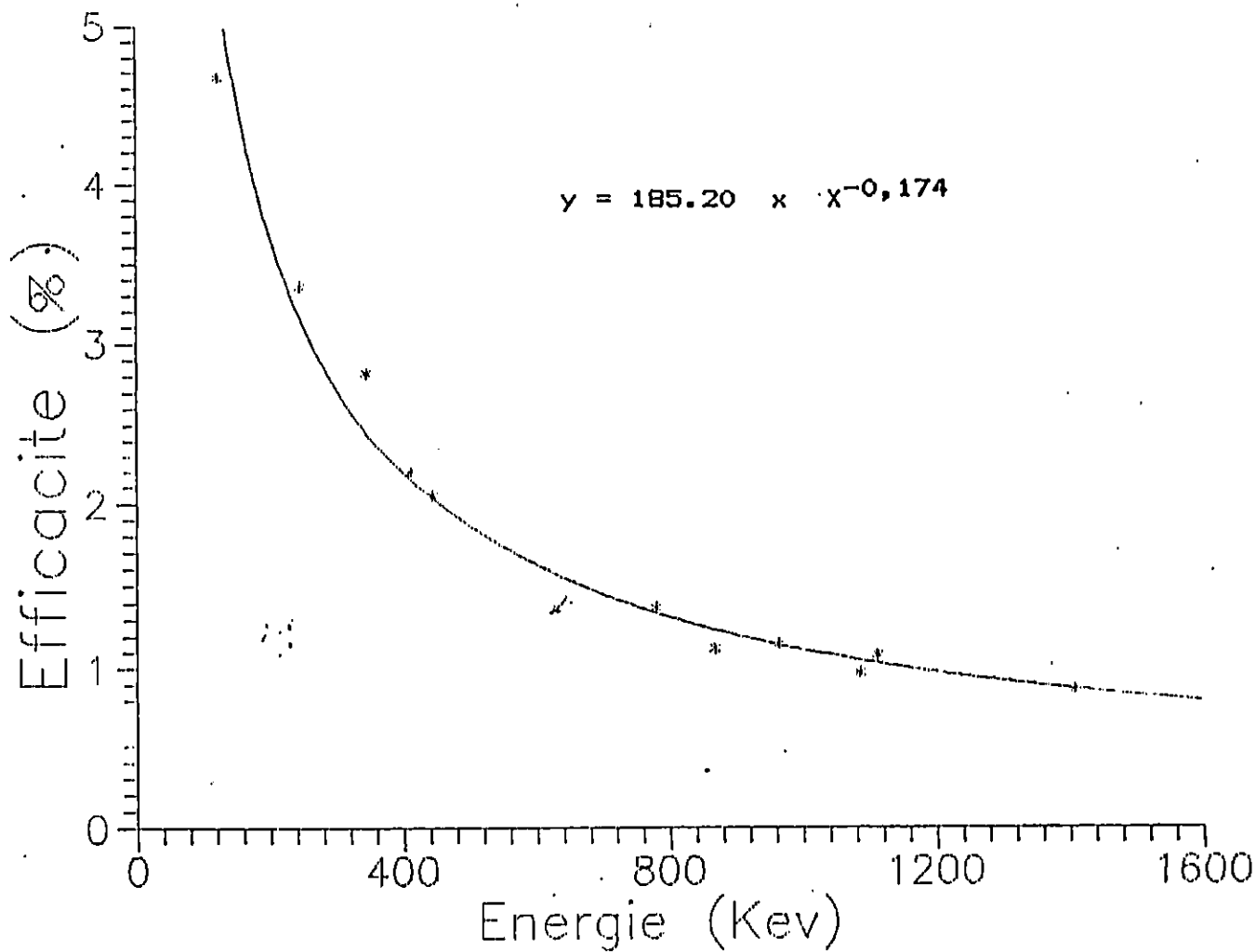


FIG. (18) : Courbe d'efficacité (%)
sédiment de référence AIEA (d=1)
500 CC. MARINELLI GELI (5) · $\epsilon = f(E)$

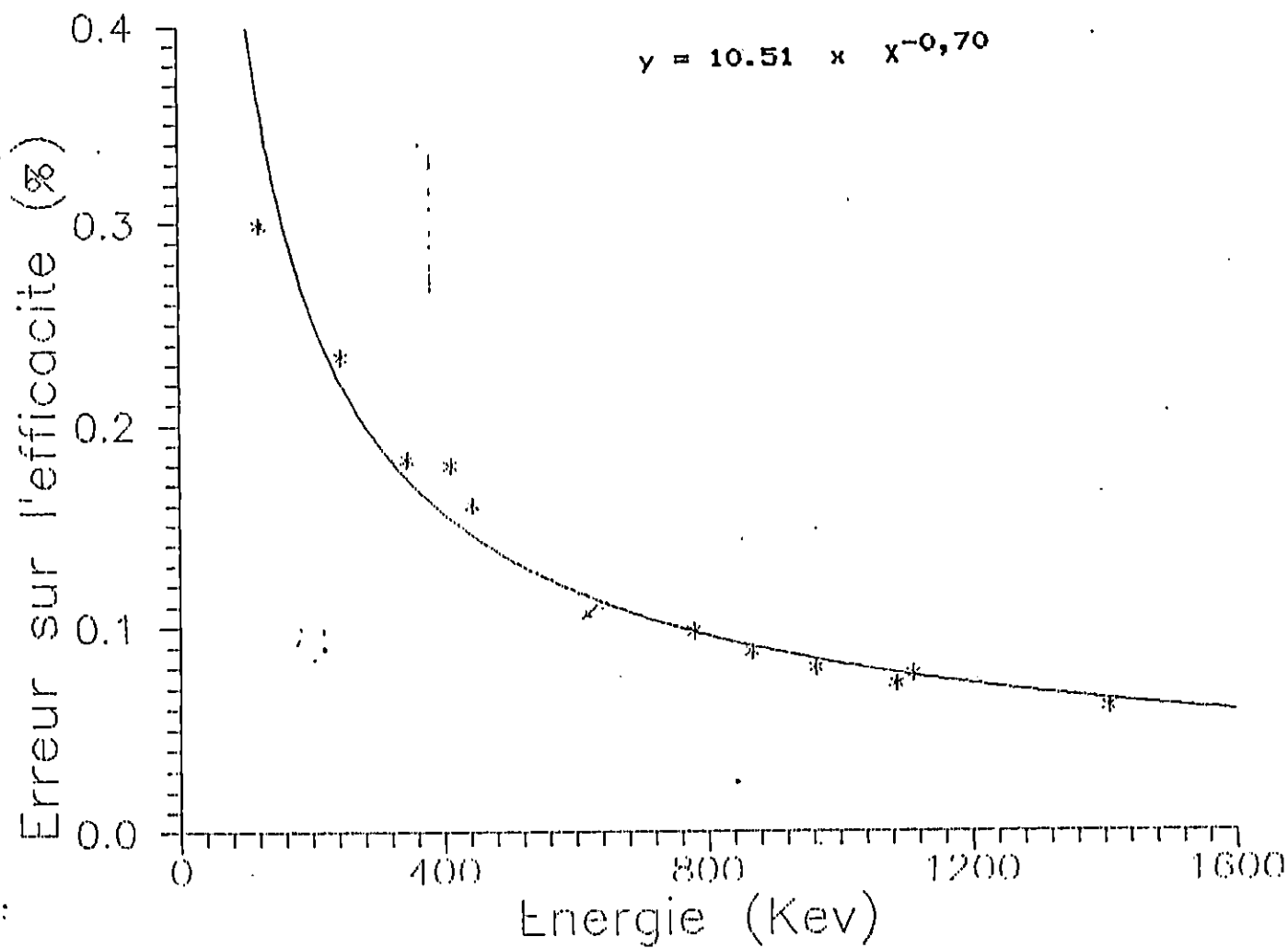


FIG. (19) : Courbe d'erreur sur l'efficacité (%)
sédiment de référence AIEA (d=1)
500 CC. MARINELLI GELI (5). $\Delta\epsilon = f(E)$

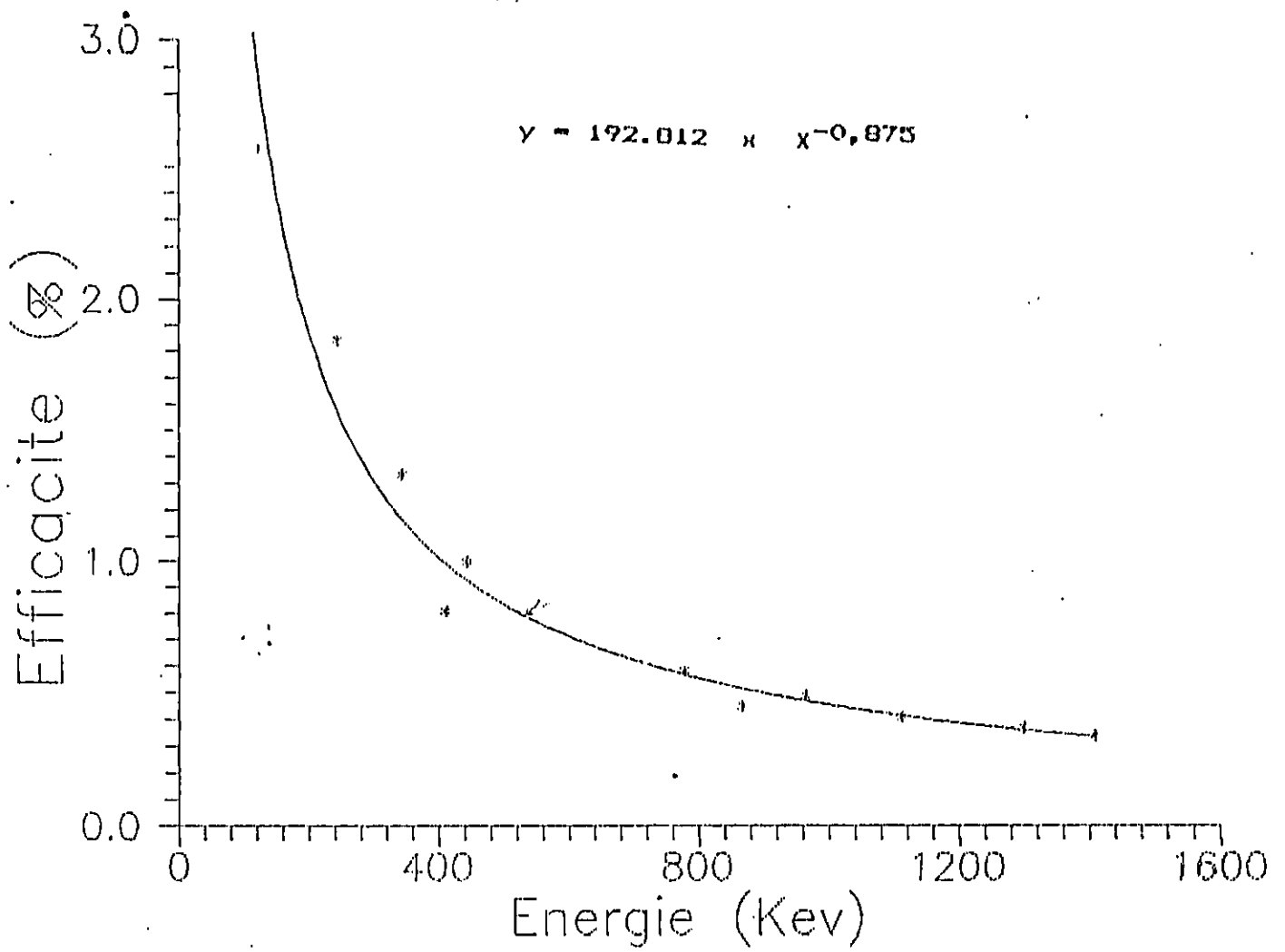


FIG. (20) : Courbe d'efficacité (%)
sédiment de référence AIEA (d=1)
500 CC MARINELLI BELI (S), $\epsilon = f(E)$

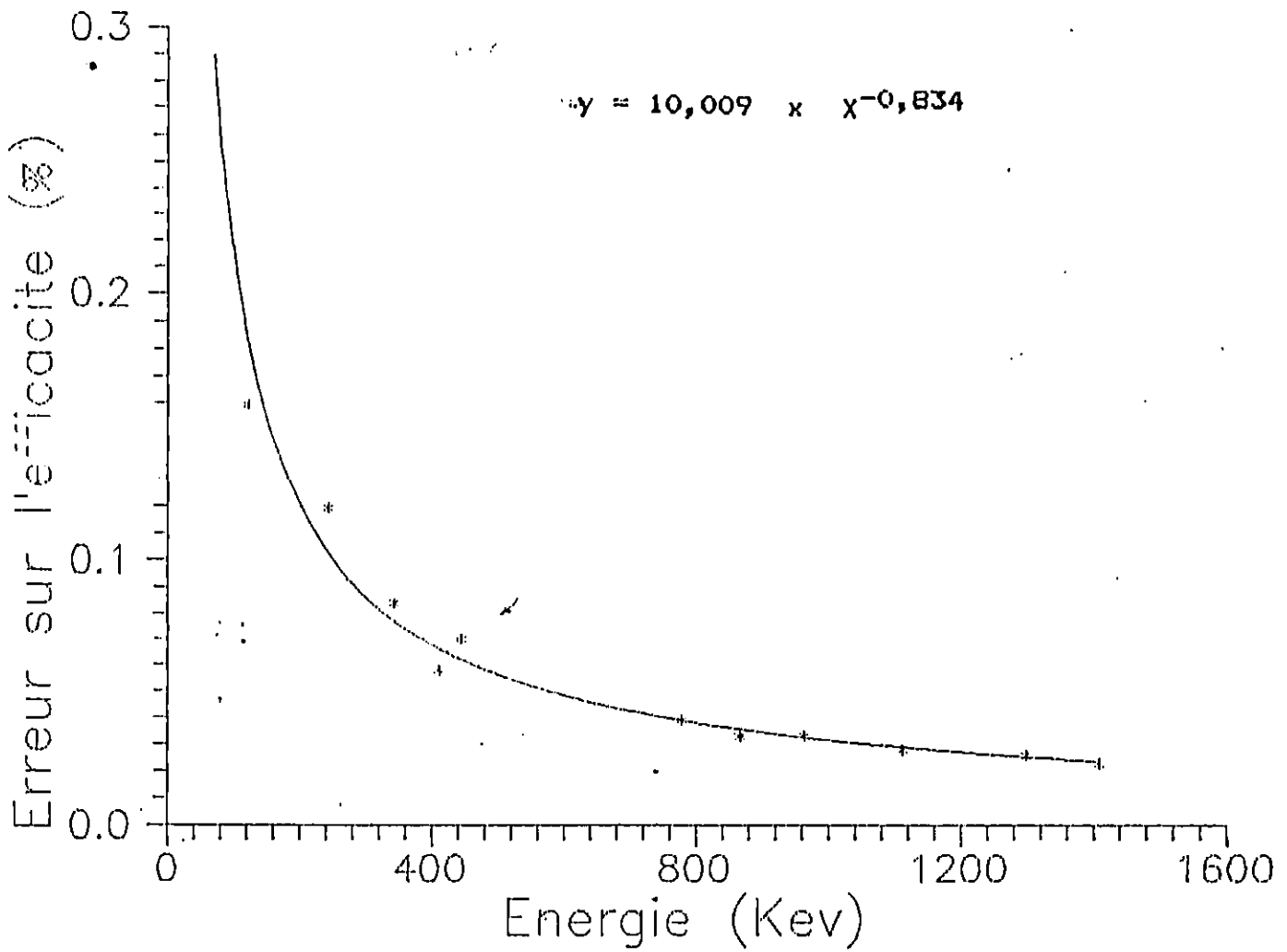


FIG. (21) : Courbe d'erreur sur l'efficacité (%)
sédiment de référence AIEA (d=1)
500 CC MARINELLI GELI (6). $\Delta \xi = f(E)$

Tableau X : Valeurs de ξ et $\Delta\xi$ des détecteurs (Géli 5 et Géli 6) obtenues pour la source Europium

E (Kev)	Géli 5		Géli 6	
	ξ (%)	$\Delta\xi$ (%)	ξ (%)	$\Delta\xi$ (%)
122	5,2934	0,3640	2,8812	0,1821
244	3,1694	0,2241	1,5710	0,1022
344	2,4580	0,1762	1,1631	0,0767
411	2,1547	0,1555	0,9955	0,0661
444	2,0351	0,1474	0,9304	0,0620
779	1,3425	0,0994	0,5689	0,0388
864	1,2434	0,0925	0,5196	0,0356
964	1,1466	0,0856	0,4721	0,0325
1112	1,0316	0,0775	0,4166	0,0288
1407	0,8667	0,0657	0,3391	0,0237

A partir de ces quatre courbes, on évalue le rendement (ϵ) et l'erreur sur le rendement ($\Delta \epsilon$) des deux détecteurs Geli5 et Geli6 pour chaque radionucléide en fonction de son énergie (E_{KeV}).

Les radionucléides considérés (Tableau XI) sont essentiellement ceux détectés dans nos échantillons.

L'évaluation de ϵ et $\Delta \epsilon$ a été effectuée plus rapidement, en utilisant les équations des quatre courbes, établies à l'aide d'un logiciel de Graphisme.

$$\begin{aligned} \text{Geli 5 :} \quad \epsilon &= 185,2 (E)^{-0,74} \\ \Delta \epsilon &= 10,51 (E)^{-0,70} \\ \text{Geli 6 :} \quad \epsilon &= 192,812 (E)^{-0,875} \\ \Delta \epsilon &= 10,009 (E)^{-0,834} \end{aligned}$$

5.3- Comptage du bruit de fond :

Le comptage à vide des deux détecteurs Geli 5 et Geli 6 nous a permis d'enregistrer les impulsions dues au bruit de fond (NBF) des différents radioéléments, pendant un temps égal au temps de comptage des échantillons (57600 s).

Les résultats sont mentionnés sur le tableau XII.

Tableau XI : Valeurs de ϵ et $\Delta\epsilon$ des deux détecteurs Géli 5 et Géli 6 en fonction des énergies de certains radionucléides.

Radionucléide	E (Kev)	Géli 5		Géli 6	
		ϵ (%)	$\Delta\epsilon$ (%)	ϵ (%)	$\Delta\epsilon$ (%)
Ra-226	186,20	3,8713	0,2706	1,9902	0,1280
Pb 212	238,60	3,2222	0,2275	1,6020	0,1041
Pb 214	351,90	2,4170	0,1733	1,1403	0,0753
Tl 208	583,20	1,6631	0,1217	0,7329	0,0494
Bi 214	609,30	1,6101	0,1180	0,7053	0,0476
Cs 137	661,65	1,5149	0,1115	0,6563	0,0444
Cs 134	795,85	1,3214	0,0979	0,5583	0,0381
Ac 228	991,10	1,1955	0,0891	0,4960	0,0340
K 40	1460,75	0,8430	0,0640	0,3282	0,0230

Tableau XII : Nombre d'impulsions du bruit de fond (N_{BF}) de quelques radionucléides enregistrés par les détecteurs Geli 5 et Geli 6.

Radionucléide	E (Kev)	N_{BF} (Geli 5)	N_{BF} (Geli 6)
Ra-226	186,20	334,00	166,00
Pb-212	238,60	458,00	202,00
Pb-214	351,90	1134,00	649,00
Tl-208	583,20	650,00	224,00
Bi-214	609,30	1442,00	521,00
Cs-137	661,65	393,00	1263,00
Ac-228	911,10	440,00	247,00
K - 40	1460,75	7539,00	2391,00

VI- ANALYSE ET DISCUSSION :

1- Présentation des résultats :

Les résultats présentés sur le tableau XIII expriment la radioactivité spécifique du sédiment superficiel de la baie d'Alger.

Les radionucléides détectés par spectrométrie gamma sont le K40, les descendants des filières radioactives naturelles, tels que, le Ra-226, Pb-212, Pb-214, Tl-208, Bi-214 et l'Ac-228 et enfin le Cs-137 qui est un radionucléide artificiel.

Les valeurs obtenues pour la radioactivité naturelle varient de 2,67 Bq Kg⁻¹sec à 447,26 Bq Kg⁻¹sec; les activités les plus faibles sont celles du thallium-208, elles sont cernées dans un intervalle allant de 2,67 à 9,81 Bq Kg⁻¹sec.

Les activités les plus élevées sont celles du potassium-40, elles oscillent dans un intervalle allant de 127,11 Bq Kg⁻¹sec à 447,26 Bq Kg⁻¹sec.

La radioactivité artificielle présente des activités de césium-137 comprises entre 0,53 Bq Kg⁻¹sec et 6,93 Bq Kg⁻¹sec.

2- Répartition spatiale :

Les prélèvements sont effectués selon une répartition longitudinale qui recouvre essentiellement la partie centrale de la baie, dont un prélèvement au niveau du port et deux autres au niveau des embouchures de l'Oued El-Harrach et l'Oued Hamiz.

Les intervalles de variation des valeurs obtenues pour chaque radionucléide sont donnés sur le tableau XIV.

Nous remarquons que les valeurs des activités de tous les radionucléides de l'échantillon D₁, présentent la borne inférieure des gammes de variation.

Tableau XIII : Activités en Bq/Kg sec des radionucléides détectés dans les échantillons de sédiment superficiel de la baie d'Alger.

	Ra 226	Pb 212	Pb 214	Tl 208	Bi 214	Cs 137	Ac 228	K 40
A ₂	40,5 ±4,6	32,27±3,11	12,75±1,47	7,08±0,82	14,14±1,98	6,93±0,93	18,72±2,44	331,15±37,2
P	66,47±7,5	41,36±4,07	19,97±2,15	9,81±1,09	17,65±2,05	6,23±0,73	28,5 ±3,32	447,26±49,2
AB ₂	43,56±5,1	36,16±3,6	18,5 ±2,0	7,72±0,86	15,88±1,8	1,92±0,3	24,56±2,4	388,25±42,5
AB ₃	30,22±3,99	33,14±3,2	14,65±1,66	7,39±0,86	14,08±1,72	1,88±0,45	20,76±2,67	353 ±39,8
B ₁	45,56±5,3	34,8 ±3,0	17,0 ±1,8	7,85±0,9	15,83±1,8	2,1 ±0,3	22,16±2,6	333,64±37
B ₂	32,33±4,11	30,21±2,9	14,38±1,6	7,3 ±0,84	13,96±1,68	1,44±0,38	18,3 ±2,73	301,64±34,33
B ₃	52,67±6,0	34,22±3,37	18,77±2,0	7,64±0,86	17,08±2,0	1,6 ±0,23	23,05±2,7	298,0 ±33,5
BC ₁	42,64±5,15	33,24±3,19	16,24±1,78	7,92±0,9	14,73±1,76	1,61±0,41	20,26±2,6	318 ±36
BC ₂	49,83±5,7	36,92±3,6	17,25±1,85	8,27±0,92	15,6 ±1,8	1,55±0,23	23,07±2,7	356,06±39,3
CD ₂	32,8 ±4,21	33,03±3,18	14,28±1,64	7,07±0,82	15,67±1,86	1,74±0,43	19,73±2,54	290,6 ±33,6
D ₁	28,67±3,7	15,32±1,5	8,7 ±1,07	2,67±0,37	8,28±1,12	0,53±0,29	6,93±1,19	191,03±23,7
F ₄	47,17±5,44	36,52±3,6	18,48±1,98	8,52±0,96	17,14±1,95	2,83±0,3	24,75±2,8	341,92±38
H ₁	24,93±3,37	24,86±2,43	10,76±1,26	5,86±0,69	12,36±1,52	0,72±0,31	14,31±1,96	284,45±34,5
H ₂	25,40±3,44	20,51±2,0	11,15±1,3	4,13±0,53	10,72±1,3	1,28±0,37	9,85±1,5	127,11±24,0

Il est en de même pour la borne supérieure dont les activités sont celles des radionucléides de l'échantillon P du port, à l'exception de l'activité du Cs-137, qui possède une valeur maximale ($6,93\text{BqKg}^{-1}\text{ sec}$) pour l'échantillon A₂, mais très proche de celle du port ($6,23\text{BqKg}^{-1}\text{ sec}$). Il convient de constater que, selon la répartition spatiale, l'échantillon A₂ est prélevé à proximité du port et se localise juste en face de la passe Sud; lieu de prélèvement de l'échantillon P.

Les résultats obtenus sur les échantillons des embouchures (H₁ et H₂) sont en général des valeurs d'activité comprises dans les gammes présentées dans le tableau XIV mais relativement faibles. Certaines de ces valeurs sont exceptionnellement inférieures aux gammes, ce sont celles du Ra-226 dont les taux sont de $24,93\text{BqKg}^{-1}\text{ sec}$ pour H₁ et $25,4\text{BqKg}^{-1}\text{ sec}$ pour H₂ et celle du K-40 qui présente un taux de $127,11\text{Bq Kg}^{-1}\text{ sec}$ pour H₂.

En conclusion, les valeurs observées sur les échantillons des embouchures sont moins importantes que celles des échantillons de la baie.

Pour concrétiser toutes ces différenciations, des plus faibles aux plus élevées des valeurs d'activités, nous distinguons sur le tableau XIV une subdivision en quatre classes; ce sont la gamme regroupant la plupart des échantillons de la baie, les deux bornes inférieure et supérieure relatives aux échantillons respectivement D₁ et P et les valeurs des embouchures.

3- La radioactivité naturelle :

A l'exception du K-40, les radionucléides naturels identifiés sont des descendants de l'uranium 238 (Ra-226, Pb-214) et du thorium 232 (Pb-212, Tl-208, Ac-228).

Tableau XIV : Subdivision en classes des valeurs d'activités en Bq.Kg-1 Ps des sédiments superficiels de la baie d'Alger et des embouchures de l'oued El-Harrach et oued Hamiz.

Radionucléides	D ₁	Echantillons de la bai (Hors D ₁ et P)	P (port)	Embouchures	
				H ₁ (Harrach)	H ₂ (Hamiz)
Ra-226	28,67	30,22 - 52,67	66,47	24,93	25,40
Pb-212	15,32	30,21 - 36,92	41,36	24,86	20,51
Pb-214	8,70	12,75 - 18,50	19,97	10,76	11,15
Tl-208	2,67	7,07 - 8,52	9,81	5,86	4,13
Bi-214	8,20	13,96 - 17,14	17,65	12,36	10,72
Cs-137	0,53	1,44 - 6,93	6,23	0,72	1,28
Ac-228	6,93	18,30 - 24,75	28,50	14,31	9,85
K-40	191,03	290,61 - 388,25	447,26	284,45	127,11

Les gammes de variation de l'activité pour ces filières radioactives naturelles varient respectivement de 8,7 à 66,47 Bq Kg⁻¹ sec pour les descendants de l'U-238 et de 6,93 à 41,36 Bq Kg⁻¹ sec pour les descendants du Th-232.

L'origine des radionucléides appartenant à ces deux familles radioactives est locale (Terrestre). Ces derniers, existent naturellement dans le sédiment marin et peuvent aussi être dûs à des apports sédimentaires terrigènes, puisqu'ils sont inclus dans la croûte terrestre depuis des milliards d'années.

Le K40 est aussi d'origine terrestre et présent à l'état naturel dans le sédiment. Il est le radionucléide le plus abondant en raison de sa longue période radioactive (1,25x10⁹ ans).

En effet, la période radioactive d'un radionucléide est un paramètre essentiel qui définit la répartition et la persistance de la radioactivité dans l'environnement. Le tableau XV montre, de ce fait, l'importance de la période physique ou demi-vie des radionucléides sur les résultats obtenus. Autre le K-40, le cas du Tl-208, qui présente les activités spécifiques les plus faibles dans un intervalle étroit, allant de 2,67 Bq Kg⁻¹sec à 9,81 Bq Kg⁻¹sec, semble être un bon exemple en raison de sa courte période radioactive (3,10mn).

L'étude comparative montre que les résultats obtenus dans la baie d'Alger, sont concordants à ceux cités en littérature. Ainsi, la radioactivité naturelle due au K-40 a été estimée à 13 Pci g⁻¹ (481 Bq Kg⁻¹) dans un sédiment marin [5]. Les valeurs d'activité données en littérature pour l'ensemble des radionucléides naturels que nous avons détectés sont présentées sur le tableau XV ; elles sont obtenues pour des sédiments marins avec la gamme de variation générale de l'activité pour chaque radionucléide.

Tableau XV : Concentration en Bq Kg⁻¹ sec de certains radionucléides naturels dans les sédiments de la baie d'Alger et ceux du milieu marin en général.

Radioélément	Période		Concentration en Bq/Kg dans les sédiments en général		Concentration en Bq/Kg sec dans les sédiments de la baie d'Alger	
Ra-226	1622	ans	29	à 144	28.67	à 66.47
Pb-212	10,6	h	4,1	à 20,1	15.32	à 41.36
Pb-214	26,8	mn	97	à 146	8.7	à 19.97
Bi-214	19,7	mn	13	à 145	8.28	à 17.65
Ac-228	6,13	h	6,6	à 20	6.93	à 28.5
K-40	1,25.10 ⁹	ans	212	à 1190	191.03	à 447.26

4- La radioactivité artificielle :

Les valeurs d'activité dues au Cs-137 sont comprises entre 0,53 Bq Kg⁻¹sec et 6,93 Bq Kg⁻¹sec. Les valeurs les plus élevées sont celles des échantillons de la zone portuaire (F et A₂), elles sont moins importantes pour les autres échantillons de la baie et très faibles au niveau de l'échantillon le plus oriental (D₁) et les échantillons des embouchures H₁ et H₂.

Pour répondre aux objectifs recherchés dans cette étude, notamment l'évaluation du "point zéro" radioactif pour une meilleure maîtrise du problème de pollution radioactive, nous portons un grand intérêt sur la connaissance de l'origine de la radioactivité artificielle. Cette dernière est par conséquent liée à la présence du Cs-137, unique radionucléide artificiel détecté par spectrométrie gamma au niveau de notre site, en raison sans doute de sa longue période radioactive (30,2 ans).

Le Cs-137 est le radionucléide qui a suscité le plus de mesures dans le milieu marin, étant donné son état ionique simple et les quantités importantes de dépôts engendrées par les retombées atmosphériques et les rejets des installations nucléaires.

Il présente aussi une dispersion sur de grandes distances, tout en restant en solution, puis se fixe sur des matières solides naturelles en suspension et sur les argiles, [1].

Le Cs-137 est considéré comme l'un des principaux radionucléides rejetés lors des tests nucléaires de 1945 à 1980 avec un total de $960 \cdot 10^{15}$ Bq (Tableau V).

Ces derniers constituent une source d'apports non négligeable de la radioactivité artificielle dans le sédiment superficiel de la baie d'Alger.

La seconde source et la plus plausible correspond aux dépôts de Cs-137 effectués à l'échelle planétaire après l'accident de Tchernobyl en 1986 et estimés à $38 \cdot 10^{15}$ Bq (Tableau V).

Cette deuxième origine se vérifie par une analyse portant, d'abord, sur la correction des valeurs d'activités obtenues et reportées à l'année de l'accident de Tchernobyl par la relation de décroissance radioactive. Et ensuite sur la comparaison de ces mêmes valeurs corrigées à celles retrouvées en littérature, correspondant aux retombées de Tchernobyl.

Cette correction concerne quelques valeurs obtenues sur des échantillons prélevés le 03/08/1993 et reportées à l'année de l'accident (date considérée : 03/08/1986) en tenant compte de la période physique du Cs-137. Elle s'effectue par la relation :

$$A = A_0 e^{-\lambda t} \quad \Leftrightarrow \quad A_0 = A/e^{-\lambda t}$$

A = activité spécifique de Cs-137 en 1993

$\lambda = \text{Ln } 2/T$ en seconde (s^{-1})

T = 30,2 ans période du Cs-137

t = temps en seconde, écoulé entre 03/08/86 et le 03/08/93

Les valeurs d'activités initiales corrigées (A_0) sont représentées sur le tableau suivant :

Tableau XVI : Activités initiales corrigées (A_0) à l'année de 1986 des activités spécifiques (A) de Cs-137 dans le sédiment superficiel de la baie d'Alger (en $\text{Bq Kg}^{-1}\text{sec}$)

	P	A ₂	AB ₂	B ₁	F ₄
A	6,23	6,93	1,92	2,1	2,83
A ₀	7,31	8,13	2,25	2,46	3,32

Les valeurs de A_0 obtenues sont très proches de celles retrouvées en littérature, mesurées dans le sédiment superficiel méditerranéen durant la période post-tchernobyl. (Tableau VII).

Tableau XVII : Activité en Bq Kg⁻¹ sec de certains radionucléides dans les sédiments de vase marine de la côte algérienne [18]

Date de prélèvement	Lieu de prélèvement	Ra 226	Pb 212	Pb 214	Bi 214	Cs 137	Ac 228	K 40
Sep 84	Alger	51,2 ± 4,6	34,7 ± 2,6	19,1 ± 1,7	18,7 ± 1,8	5,1 ± 0,5	50,2 ± 4,5	355 ±
Sep 85	Béjaïa	62,6 ± 5,3	40,7 ± 3,1	23,9 ± 2,0	16,1 ± 1,5	10,8 ± 1,0	18,3 ± 1,8	252 ±
Sep 86	Béjaïa	66,0 ± 5,9	48,4 ± 3,6	26,1 ± 2,1	24,7 ± 2,4	11,8 ± 1,1	37,2 ± 3,5	470 ±
Avr 88	Arzew	55,6 ± 5,0	38,8 ± 2,9	16,2 ± 1,5	16,7 ± 1,7	9,1 ± 0,9	31,2 ± 3,0	743,7 ±
Dec 88	Alger	49,5 ± 4,3	32,0 ± 0,4	19,2 ± 1,8	20,5 ± 1,8	4,7 ± 0,5	23,8 ± 2,2	333,7 ±
Dec 88	B.E.Kiffan	115,6 ± 30,3	39,5 ± 6,2	23,3 ± 4,1	27,5 ± 6,2	8,1 ± 2,0	34,1 ± 8,0	467,7 ±
Sep 89	Arzew	73,8 ± 2,0	18,9 ± 2,7	14,6 ± 2,5	19,6 ± 4,1	6,7 ± 1,5	26,0 ± 6,3	209,5 ±
Sep 89	Arzew	124,7 ± 42,5	22,3 ± 3,4	23,0 ± 4,4	24,9 ± 6,2	13,8 ± 3,2	49,4 ± 13	462,2 ±
Sep 89	Alger	50,0 ± 4,3	32,9 ± 2,5	19,0 ± 1,6	19,2 ± 1,8	05,4 ± 0,5	26,2 ± 2,4	345,4 ±
Sep 89	Alger	34,9 ± 3,0	26,3 ± 2,0	16,3 ± 1,4	17,1 ± 1,6	01,3 ± 0,2	20,5 ± 1,9	380,4 ±
Sep 89	Hamiz	50,1 ± 13,7	24,5 ± 3,9	16,2 ± 2,8	18,7 ± 4,3	02,6 ± 0,8	21,3 ± 5,1	283,2 ±
Dec 89	Alger	85,6 ± 22,9	29,4 ± 1,6	16,3 ± 2,9	18,9 ± 4,4	02,4 ± 0,8	14,7 ± 3,8	134 ±
Nov 90	Skikda	112,2 ± 29,5	45,4 ± 7,1	28,1 ± 4,8	34,8 ± 7,8	07,7 ± 1,9	42,3 ± 9,7	542,6 ±
Mar 92	Ghazaouet	21,1 ± 2,2	14,8 ± 1,2	8,5 ± 0,8	07,2 ± 0,8	0,7 ± 0,1	11,2 ± 1,1	89,2 ±
Mar 92	Ghazaouet	23,8 ± 8,7	25,8 ± 3,7	07,4 ± 1,8	04,4 ± 1,7	02,0 ± 0,6	28,4 ± 6,4	313,2 ±

Elles sont aussi analogues aux valeurs d'activité mesurées par le centre de Radioprotection et de sûreté d'Alger dans plusieurs stations, le long de la côte algérienne (Tableau XVII).

Il s'avère, de ce fait, que la présence de la radioactivité artificielle dans le sédiment superficiel de la baie d'Alger, serait probablement accentuée par les retombées de l'accident de Tchernobyl.

Mais à défaut d'études comparatives et mesures concernant surtout la période pré-Tchernobyl, on ne pourrait exclure des apports, même sans grande importance relatifs aux retombées atmosphériques des essais nucléaires ou aux rejets des installations nucléaires et les dépôts des déchets radioactifs. D'autant plus que le peu de renseignements dont nous disposons, concernant la période d'avant l'accident de Tchernobyl, montre des valeurs d'activités non négligeables ($5,1 \text{ Bq Kg}^{-1}\text{sec}$ et $10,8 \text{ Bq Kg}^{-1}\text{sec}$) dues aux dépôts de Cs-137 dans les sédiments de vase marine sur la côte de Béjaïa et d'Alger durant les années 1984 et 1985 (Tableau XVII).

5- Répartition de la radioactivité selon la granulométrie :

L'analyse granulométrique effectuée sur les échantillons de sédiment superficiel de la baie d'Alger et des embouchures des oueds d'El Harrach et d'El Hamiz révèle les résultats suivants (Tableau XVIII).

A l'exception de l'échantillon D_1 et celui du port (P), tous les échantillons prélevés dans la baie sont des sables fins dont la fraction fine (40-200 μ) varie entre 85,73% et 97,22% .

L'échantillon du port (P), n'est pas analysé au tamisage, c'est un sédiment de nature vaseuse. L'échantillon D_1 est par contre un sable grossier organogène, sa fraction grossière (500-2000 μ) est de 90,85% .

Tableau XVIII : Résultats de l'analyse granulométrique des sédiments superficiels de la baie d'Alger et des embouchures

Echantillon	Granulométrie	Nature
P	-	Vase
	% de la fraction fine (40 - 200)	
A ₂	95,65	Sable fin
AE ₂	94,46	
AB ₂	95,21	
B ₁	89,17	
B ₂	95,34	
B ₃	85,73	
BC ₁	90,95	
BC ₂	92,94	
CD ₂	97,22	
F ₄	96,61	
H ₁	65,61	
	% de la fraction grossier (500-2000)	
H ₂	74,25	Sable
D ₁	90,85	grossier

Ces résultats montrent une analogie avec ceux de MAUCHE (1987) [20] et peuvent constituer un complément quant à la bande côtière inférieure à 20m de profondeur. Ce qui nous permet d'utiliser les cartes de faciès déjà existantes.

Concernant les embouchures, l'échantillon H₁ de l'Oued El Harrach renferme une fraction fine importante de 65,61%. L'échantillon H₂ d'El Hamiz, est par contre, un sable grossier avec un taux de 74,25% de la fraction (500-2000 μ). La répartition granulométrique des sédiments de la baie présente une relation étroitement liée avec les activités spécifiques des différents radionucléides détectés. (Tableau XIX). L'accumulation des radionucléides dans la fraction fine est révélée plus importante que dans la fraction grossière.

Nous avons remarqué dans la répartition spatiale des activités dans le sédiment superficiel de la baie, que les valeurs d'activités les plus élevées sont, à l'exception de celle du Cs-137, propres à l'échantillon F du port, et les activités les plus faibles sont celles de l'échantillon D₁ (Tableau XIV). Le même classement se révèle quant à la variation des activités spécifiques en fonction de la nature du sédiment (Tableau XIX).

Nous nous intéressons à la distribution des activités spécifiques du K-40 et du Cs-137 pour illustrer la répartition de la radioactivité naturelle et artificielle selon la granulométrie.

La radioactivité naturelle due au K-40 présente une activité maximale de 447,26 Bq.Kg⁻¹sec. Celle-ci se trouve dans l'échantillon F du port qui est un sédiment de nature vaseuse. Les activités de ce même radionucléide obtenues pour les sédiments de sable fin varient de 290,60 Bq.Kg⁻¹sec à 388,25 Bq.Kg⁻¹sec.

L'activité de K-40 la plus faible, s'observe dans le sédiment de sable grossier (D₁). Elle est de 191,03 Bq.Kg⁻¹sec.

Tableau XIX : Variation des activités spécifiques des radionucléides en fonction de la nature des sédiments superficiels de la baie d'Alger et des embouchures

		Activités des radionucléides en Bq Kg ⁻¹ sec							
Nature du sédiment		Ra-226	Pb-212	Pb-214	Tl-208	Bi-214	Ac-228	K-40	Cs-137
Echantillons de la baie	Vase (Port : F)	66,47	41,36	19,97	9,81	17,65	28,50	447,26	6,23
	Sable fin	30,22	30,21	12,75	7,07	13,96	18,30	290,60	1,44
		à	à	à	à	à	à	à	à
		49,83	36,92	18,77	8,52	17,14	24,75	388,25	6,93
	Sable grossier (ech : D ₁)	28,67	15,32	8,70	2,67	8,28	6,93	191,03	0,53
Echantillons des embouchures	Sable fin (El-Harrach)	24,93	24,86	10,76	5,86	12,36	14,31	284,45	0,72
	Sable grossier (El Hamiz)	25,40	20,51	11,15	4,13	10,72	9,85	127,11	1,28

Le même constat peut être fait pour les embouchures, de sorte que le sédiment de sable fin d'El Harrach renferme plus de radioactivité naturelle due au K-40 ($284,45 \text{ Bq.Kg}^{-1}\text{sec}$) que celui de l'oued d'El Hamiz qui est un sable grossier ($127,11 \text{ Bq.Kg}^{-1}\text{sec}$).

La radioactivité naturelle due au K-40 est, donc directement liée à la nature du sédiment. Cette distribution est établie sur la (fig22).

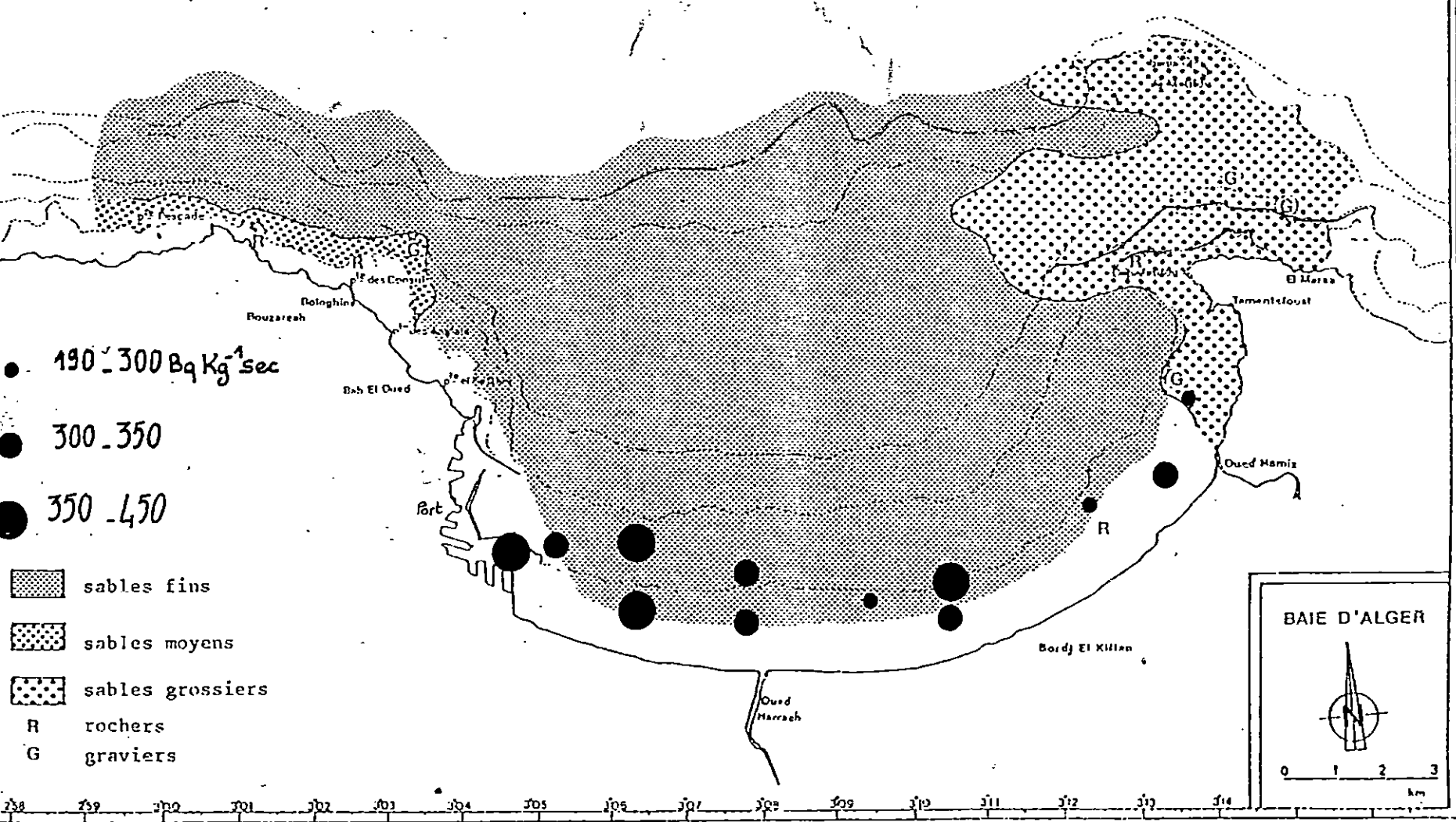
La même distribution concerne le Cs-137 (Fig23). Les activités les plus élevées sont celles de l'échantillon P du port ($6,23 \text{ Bq.Kg}^{-1}\text{sec}$) et de l'échantillon A_2 , proche de la zone portuaire. Ce dernier renferme 95,65% de fraction fine (40-200). L'activité de Cs-137 est la plus optimale ($6,93 \text{ Bq.Kg}^{-1}\text{sec}$). Nous signalons aussi qu'en plus de la granulométrie, les échantillons de la zone portuaire (P et A_2) se distinguent par leur localisation dans une zone de faible agitation. Cette stabilité hydrodynamique favorise la sédimentation des radionucléides.

Les activités de Cs-137 sont moins importantes pour les autres échantillons de sable fin de la baie et elles sont très faibles dans l'échantillon grossier (D_1) et dans les échantillons des embouchures.

Dans le cadre du contrôle de l'environnement marin du littoral algérien, des sédiments marins vaseux ont été prélevés sur plusieurs stations et analysés par le centre de radioprotection et de sûreté d'Alger [18]. Les valeurs obtenues, présentées sur le tableau XVII concordent avec nos résultats. Elles sont plus ou moins élevées en raison du sédiment qui est de nature vaseuse des sédiments. Ceci s'appuie lorsqu'on compare le seul échantillon vaseux prélevé au niveau du port dans notre site d'étude dont les valeurs d'activité sont parfaitement analogues.

Le cas du Cs-137 dont l'activité spécifique est de $6,23 \text{ Bq.Kg}^{-1}\text{sec}$ obtenu pour l'échantillon P dans nos analyses puis comparé à la moyenne des valeurs de Cs-137 du tableau XVII qui est de $6,4 \text{ Bq.Kg}^{-1}\text{sec}$ semble être un bon exemple.

Fig.22 : Répartition de la teneur en K-40 selon la granulométrie



6- Répartition de la radioactivité selon la minéralogie :

Selon la composition minéralogique du sédiment, l'argile se distingue par son pouvoir fixateur à l'égard des radionucléides. La nature de la fraction argileuse joue un rôle important dans la cinétique de fixation.

L'illite est considérée comme la fraction qui présente la plus grande affinité dans la fixation des radionucléides.

Le secteur central de la baie, riche en fraction illitique, présente des activités spécifiques de radionucléides relativement importantes.

Les échantillons de la zone portuaire P et A₂ présentent les plus fortes teneurs en fraction illitique en raison des conditions hydrodynamiques favorables de sédimentation de cette dernière. Ce qui explique les activités spécifiques les plus élevées des radionucléides notamment pour le césium. Pour ce dernier, la forte teneur en matière organique dans le sédiment du port peut être un facteur qui favoriserait sa fixation.

CONCLUSION :

Les activités spécifiques obtenues sur des échantillons de sédiment superficiel de la baie d'Alger, par spectrométrie gamma directe, révèlent une radioactivité naturelle liée à certains radionucléides naturels à savoir le potassium (K-40), le radium (Ra-226), le plomb (Pb-212 et Pb-214), le thallium (Tl-208), le bismuth (Bi-214) et l'actinium (Ac-228) et une radioactivité artificielle due à la présence du césium (Cs-137).

L'origine de cette radioactivité naturelle est terrestre. Son existence remonte au bien avant le commencement de la vie sur terre et elle n'a jamais cessé d'être présente dans la nature.

L'origine de la radioactivité artificielle due au Cs-137 est par contre imputable aux dépôts des retombées de l'accident de Tchernobyl qui a survenu en Ukraine, le 26-04-1986 et des essais d'armes nucléaires. La variation des activités spécifiques dans le sédiment superficiel de la baie d'Alger est essentiellement liée à la granulométrie. Les activités spécifiques les plus élevées se rencontrent dans les sédiments les plus fins, notamment dans le sédiment de nature vaseuse.

A défaut de meilleures conditions de prélèvements, notre étude a été limitée au niveau de la partie Est à partir du port d'Alger, sur une bande côtière ne dépassant pas les 20 mètres de profondeur. Il serait donc intéressant de réaliser une couverture complète de prélèvements le long de la baie, et surtout dans la partie centrale au large qui présente un substrat vaseux.

Pour une évaluation plus étalée du niveau radioactif dans le milieu marin de la baie d'Alger, il est souhaitable de mesurer la radioactivité alpha et bêta et d'utiliser d'autres matrices tels que l'eau de mer, la matière en suspension et la matrice biologique notamment les algues.

Enfin nous recommandons un suivi régulier à travers des études et mesures de contrôle pour une meilleure surveillance de l'état radiologique du littoral algérien.

BIBLIOGRAPHIE

- [1]- ANCELLIN J., et al., 1979- Radioécologie marine.
Editions Eyrolles; 256p.
- [2]- PNUE/AIEA, 1992- Evaluation de l'état de pollution à la mer méditerranée par les substances radioactives.
Map Technical Reports series n°62. Unep, Athens; 133p.
- [3]- ABEL J., GONZALEZ., et ANDERER J., 1988- Etude comparée des sources radioactives de la biosphère. AIEA BULLETIN, 1989, Vol.32 n°2 : 21-31.
- [4]- BENNADJI K., 1987- Analyse d'échantillons solides par spectrométrie Gamma pour le contrôle de l'environnement marin : Application aux sédiments de la zone de balancement des marées de Solway first (Ecosse). Thèse de Magister, Haut Commissariat à la Recherche, Alger; 126p.
- [5]- AMIARD C., AMIARD J.C., TRIQUET., 1980- La pollution radioactive et ses conséquences écologiques. Editions Masson; 191p.
- [6]- MORICCI JP., et al., 1982- La détection et visualisation des rayonnements en médecine nucléaire. Editions Masson; 195p.
- [7]- STRAZZULLA J., ZERBIB JC., 1991- Tchernobyl. Editions: la documentation française; 96 p.
- [8]- PHARABOD J.P., et SCHAPIRA J.F., 1981- Les grands accidents nucléaires de Windscale à Tchernobyl.
Editions Calmann-Levy; p.
- [9]- LEGAL Y., 1988- Biochimie Marine. Edition Masson; 265p.
- [10]- JEANNIN Y., 1968- Chimie-physique générale. Editions Masson et Cie; 405p.
- [11]- GLADKOU K., 1973- L'atome de A' à Z. Editions Mir Moscou; p.
- [12]- ENGE H.A., 1972- Introduction à la physique nucléaire.
Editions Masson; 526 p.

- [13]- BLANC D., 1980- Physique nucléaire. Editions Masson; 393 p.
- [14]- SIMONNET G., et DRIA M., 1977- Les mesures de la radio-activité à l'aide des compteurs à scintillation. Liquide. Editions Eyrolles; p.
- [15]- FISCHER C., 1980- Les radioéléments et leurs utilisations. Editions Eyrolles; p.
- [16]- AIEA/Vienne., 1966- Etude et contrôle de la radioactivité. Collection sécurité, N°11; 92p.
- [17]- BLANC D., 1990- Les rayonnements ionisants. Editions Masson; 213 p.
- [18] NOUREDDINE A., 1988- Radioactivité naturelle et artificielle dans les sédiments marins de la côte algérienne. Communication; CRS d'Alger. 08p.
- [19]- PARKOLA O., 1989- Assessing environmental radioactivity. In International symposium contamination following A major nuclear accident, Vienna, Austria, 16-20 Octobre 1989, IAEA-SM-306/122; 8p.
- [20]- MAHOUCHE S., 1987- Mécanismes hydrosédimentaires en baie d'Alger, approche sédimentologique, Géochimique, et traitement statistique. Thèse Doctorat, Univ. de Perpignan; 213p.
- [21]- AIEA., 1989- Mesurment of radionucleides in food and anvironment. A Guide Book; 140p.
- [22]- EDDALIA N., 1990- Les sels nutritifs et la matière en suspension dans la baie d'Alger et le Golf d'Arzew. Identification des masses d'eaux. Mémoire d'Ingénieur d'Etat, ISMAL (Alger); 103p.
- [23]- AOUAMEUR D., 1990- Contribution à l'étude de certains métaux lourds dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger. Mémoire d'Ingénieur d'Etat en Halientique, ISMAL; 69p.

INDEX DES FIGURES ET TABLEAUX

INDEX DES TABLEAUX

	PAGE
TABLEAU I : Radioéléments d'origine naturelle et leur périodes physiques.....	10
TABLEAU II: Séries naturels de désintégration radioactive....	11
TABLEAU III: Concentrations massiques et concentrations moyennes d'activité de radionucléides dans le milieu marin et l'écorce terrestre.....	13
TABLEAU IV: Liste des radionucléides artificiels fréquemment décelés dans le milieu marin, leur mode de désintégration et les principales sources de leur libération dans l'environnement.....	16
TABLEAU V : Radio activité délivrée par les plus grands accidents nucléaires et les dépôts des essais d'armes nucléaires de 1945 à 1980 (en PBq).....	18
TABLEAU VI : Parcours dans l'air des α de quelques radionucléides	27
TABLEAU VII: Apports total du Cs-137 et Pu-239 en PBq en méditerranée dans la période avant Tchernobyl.....	33
TABLEAU VIII : Niveaux du Césium-137 dans les sédiments superficiels de la méditerranée dans l'après Tchernobyl.....	36
TABLEAU IX : Calibration en énergie des détecteurs GELI-5 et GELI-6.....	66
TABLEAU X : Valeurs de l'efficacité et de l'erreur d'efficacité des détecteurs GELI-5 et GELI-6 obtenus par la source Europium.....	73
TABLEAU XI : Valeur de l'efficacité et de l'erreur d'efficacité des deux détecteurs GELI-5 et GELI-6 en fonction des énergies de certains radionucléides.....	75
TABLEAU XII: Nombre d'impulsions du bruit de fond (Nbf) de quelques radionucléides enregistrés par les détecteurs GELI-5 et GELI-6	76

TABLEAU XIII	: Activités en Bq/Kg sec des radionucléides détectés dans les échantillons de sédiment superficiel de la Baie d'Alger.....	78
TABLEAU XIV:	Subdivision en classes de valeurs d'activités en Bq/Kg Ps des sédiments superficiels de la Baie d'Alger et des embouchures de l'oued El Harrach et de l'oued El-Hamiz.....	80
TABLEAU XV :	Concentration en Bq/Kg sec de certains radio- nucléides naturels dans les sédiments de la baie d'Alger et ceux du milieu marin en général	82
TABLEAU XVI	: Activités initiales corrigées (A ₀) à l'année de 1986 des activités spécifiques (A) de Cs-137 dans le sédiment superficiel de la Baie d'Alger (en Bq/Kg sec).....	84
TABLEAU XVII :	Activités en Bq/Kg sec de certains radionuc- léides dans les sédiments de vase marine de la cote Algérienne	85
TABLEAU XVIII :	Résultats de l'analyse granulométriques de sédiments superficiels de la baie d'Alger et des embouchures	87
TABLEAU XIX	: Variation des activités spécifiques de radio- nucléides en fonction de la nature des sédi- ments superficiels de la baie d'Alger et des embouchures.....	89

INDEX DES FIGURES

	PAGE
FIGURE 01 : Schéma illustrant la C.E et l'émission consé- utive du spectre X de l'élément résultant.....	08
FIGURE 02 : Nombre d'accidents nucléaires entre 1945/1987....	19
FIGURE 03 : Nombres d'essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère.....	21
FIGURE 04 : Diverses voies de contamination de l'hydro- sphère à partir d'une source de pollution radioactive.....	27
FIGURE 05 : Effet photoélectrique.....	29
FIGURE 06 : Effet Compton.....	29
FIGURE 07 : Effet de création de paires	30
FIGURE 08 : Prédominance des trois effets.....	31
FIGURE 09 : Schéma général d'une chaîne de détection.....	42
FIGURE 10 : Scintillation et Photomultiplicateur associé.....	44
FIGURE 11 : Compteur rempli de gaz avec circuit associé.....	46
FIGURE 12 : Schéma d'un détecteur semi-conducteur.....	48
FIGURE 13 : Situation et présentation de la baie d'Alger.....	52
FIGURE 14 : Distribution des Pérites et des Faciès dans les dépôts superficiels	53
FIGURE 15 : Positionnement des stations de prélèvement.....	55
FIGURE 16 : Principaux composants d'un système typique de spectrométrie Gamma	60
FIGURE 17 : Droite de calibration en énergie	67

FIGURE 18 : Courbe d'efficacité (%)	
Sédiments de référence AIEA (d=1)	
500cc MARENELLI GELI (5).....	69
FIGURE 19 : Courbe d'erreur sur l'efficacité (%)	
Sédiments de référence AIEA (d=1)	
500cc MARENELLI GELI (5).....	70
FIGURE 20 : Courbe d'efficacité (%)	
Sédiments de référence AIEA (d=1)	
500cc MARENELLI GELI (6).....	71
FIGURE 21 : Courbe d'erreur sur l'efficacité (%)	
Sédiments de référence AIEA (d=1)	
500cc MARENELLI GELI (6).....	72
FIGURE 22 : Répartition de teneur en K-40 selon la granulométrie.....	91
FIGURE 23 : Répartition de teneur en Cs-137 selon la granulométrie.....	92