

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique**

**INSTITUT DES SCIENCES DE LA MER ET DE L'AMENAGEMENT
DU LITTORAL (I.S.M.A.L)**

Mémoire

**Présenté à l'ISMAL pour l'obtention du diplôme
d'Ingénieur d'Etat en Aménagement du Littoral
et Protection de l'Environnement**

Option: Pollution Marine

Par Mr BOUREZAK Ammar

Thème

**EVALUATION DES NIVEAUX DE BASE DU ^{137}Cs et du ^{40}K
DANS L'EAU DE MER DE LA ZONE OUEST DU LITTORAL ALGEROIS**

Soutenu publiquement le 12 juillet 1998 devant le jury composé de:

Mr. R. SEMROUD (Maître de conférence)	Président.
Mr. M. BOULAHIDID (Maître de conférence)	Examineur.
Mr. M. ROUIBEH (Maître assistant)	Examineur.
Mr. A. NOUREDDINE (Chargé de recherche au CRS)	Rapporteur.
Mr. A. GHEDDOU (Attaché de recherche au CRS)	Rapporteur.

Année universitaire 1996/1997

SOMMAIRE

Introduction	1
---------------------	----------

Chapitre I: Généralités sur la radioactivité

I.1. Historique de la radioactivité	3
I. 2. Définition de la radioactivité	3
I. 3. Les différents modes d'émission radioactive	4
I.3.1. Emission radioactive Alpha (α)	4
I.3.1. Emission radioactive bêta (β)	4
I.3.3. Emission radioactive Gamma (γ)	4
I.4. Origine de la radioactivité	4
I.4.1. Radioactivité naturelle	4
I.4.1.1. Radioactivité naturelle d'origine terrestre	5
I.4.1.2. Radioactivité naturelle d'origine cosmique	5
I.4.2. Radioactivité artificielle	5
I.4.2.1 Les accidents nucléaires	7
I.4.2.2. Les tests d'armes nucléaires.	8
I.4.2.3. Les installations nucléaires	8

Chapitre II:

Les radionucléides dans le milieu marin

II.1. les radionucléides dans l'eau de mer	10
II.1.1. action physico -chimique	10
II.1.2. action hydrodynamique.	11
II.2. Les radionucléides dans le sédiment	14
II.3. les radionucléides dans le milieu biologique	14
II.4. Les niveaux de la radioactivité dans le milieu marin	14

Chapitre III:
Rayonnements ionisants et détection

III. Les rayonnements ionisants	18
III.1.1. Les rayonnements particulaires	18
III.1.2. Les rayonnements électromagnétiques	18
III.1.3. Les propriétés des rayons gamma	18
III.1.4. Les principales interactions des rayons Gamma avec la matière	18
III.1.4.1. L'effet compton	19
III.1.4.2. L'effet photoélectrique	19
III.1.4.3. La production de paire	19
III.2. La détection	21
III.2.1. Introduction	21
III.2.2. Les détecteurs à gaz	21
III.2.3. Les détecteurs à scintillation	21
III.2.4. Les détecteurs à semi-conducteurs	22
III.2.5. Caractéristiques d'un détecteur	22
III.2.5.1. L'efficacité de détection	22
III.2.5.2. Résolution en énergie	23

Chapitre IV:

Présentation de la zone d'étude et Méthodologie

IV.1. Situation géographique et caractéristiques de la zone d'étude	24
IV.2. Facteurs hydrodynamiques	24
IV.2.1. Les vents	24
IV.2.2. Les houles	24
IV.2.3. Les courants	24
IV.3. Campagne d'échantillonnage	27
IV.3.1. Prélèvement des échantillons	27
IV.3.2. Prétraitement à bord	27
IV. 4. Séparation radiochimique des échantillons d'eau de mer	32
IV. 5. Traitement chimique des échantillons	33
IV.6. Comptage des échantillons	33
IV.6.1. Description de la chaîne de spectrométrie Gamma utilisée	34
IV.6.1.1. Caractéristiques du détecteur utilisé	36
IV.6.2. Calibration en énergie	36
IV.6.3. Bruit de fond	37
IV.6.4. Traitement du spectre énergétique	37

<i>IV.7. Calibration en efficacité</i>	37
IV.7.1. Calibration en efficacité pour ^{137}Cs et le ^{134}Cs	38
IV.7.2. Calibration en efficacité pour K-40	39
<i>IV.8. Calcul de l'activité spécifique et de l'incertitude sur l'activité</i>	45
IV.8.1. Radioactivité artificielle	45
IV.8.2. Radioactivité Naturelle.	46

Chapitre V:

Résultats et Discussion

<i>V.1. Paramètres physico-chimiques</i>	48
V.1.1. Température	48
V.1.2. Potentiel d'hydrogène (pH).	48
V.1. 3. Salinité.	48
<i>V.2. Radioactivité</i>	49
V.2.1 Distribution du ^{137}Cs	49
V.2.1.1. Distribution Longitudinale	51
V.2.1.2 Distribution radiale	51
V.2.1.3 Distribution verticale dans la colonne d'eau	52
V.2.1.4 Inventaire du ^{137}Cs .	52
V.2.1.5. Comparaison de l'inventaire du ^{137}Cs au dépôt atmosphérique cumulé.	53
V.2.2 Distribution du ^{40}K	54
V.2.2.1 Distribution longitudinale	54
V.2.2.2. Distribution radiale.	55
V.2.2.3. Distribution verticale dans la colonne d'eau	56
<i>V.3. Corrélation entre ^{40}K et ^{137}Cs</i>	56

<i>Conclusion</i>	58
-------------------	----

Références bibliographiques	59
-----------------------------	----

Annexes

Liste des figures

Figure1 : Séries naturelles de désintégration radioactive.....	6
Figure2 : évolution des retombées atmosphériques du ^{137}Cs	7
Figure3 : évolution des retombées deTchernobyl du ^{137}Cs	8
Figure4 : Les Voies de transfert de la radioactivité entre les différents compartiments marins.....	13
Figure5 : Les principales interactions entre les photons et la matière.....	20
Figure6 : Localisation de la zone d'étude	25
Figure7 : Circulation de l'eau d'origine atlantique	26
Figure8 : Localisation des stations de prélèvement.....	28
Figure9 : Schémas des équipements de prélèvement utilisés lors de la campagne.....	29
Figure10 : Procédure de séparation radiochimique du ^{137}Cs	32
Figure11 : Géométrie du flacon 100cc utilisé.....	34
Figure12 : Schéma de la chaîne de détection utilisée.....	35
Figure13 : Droite de calibration en énergie.....	37
Figure14 : Spectre de raies d'énergie d'un échantillon standard.....	40
Figure15 : Courbes d'efficacité et de l'incertitude associée, à l'énergie 661.6 keV	41
Figure16 : Courbe d'efficacité et de l'incertitude associée, à l'énergie 795.8 keV.....	42
Figure17 : Courbe d'efficacité et de l'incertitude associée, à l'énergie 1460.8 keV.....	43
Figure18 : Profil de la distribution de la salinité dans la colonne d'eau.....	49
Figure19 : Distribution longitudinale du ^{137}Cs	51
Figure20 : Distribution radiale du ^{137}Cs	53
Figure21 : Profil du ^{137}Cs dans la colonne d'eau	54

Figure22 : Distribution longitudinale du ^{40}K	55
Figure23 Distribution radiale du ^{40}K	56
Figure24 : Profil du ^{40}K dans la colonne d'eau.....	56
Figure25 : Corrélation entre le ^{40}K et ^{137}Cs	57

Liste des tableaux

Tableau 1 : Les quantités de quelques principaux radionucléides libérés après les accidents nucléaires.....	8
tableau 2: Niveau des retombées des principaux radionucléides dans les eaux de surface des mers.....	16
Tableau 3 : Les apports du ^{137}Cs et du $^{240, 239}\text{Pu}$ en Méditerranée Jusqu'en 1996 à travers les différentes voies	17
Tableau 4: Opérations de prélèvement effectuées lors de la campagne.....	30
Tableau 5 : Energies des sources standards utilisées et leurs numéros de canaux correspondants.....	36
Tableau 6 : Efficacités et incertitudes associées pour les échantillons standards.....	40
Tableau 7: Valeurs d'efficacité et leur incertitude pour les différentes masses des précipités des échantillons.....	44
Tableau 8: Paramètres physico-chimiques et concentrations du ^{137}Cs et ^{40}K	50

Introduction

A la radioactivité naturelle présente dans le milieu marin depuis des milliards d'années, s'ajoutent les apports de substances radioactives artificielles, notamment celles provenant des tests d'armes et accidents nucléaires et des rejets de routine de l'industrie nucléaire. Une fois dans le milieu marin, la radioactivité est soumise, d'une part, à une action de dispersion physique suivie par une dilution dans l'eau de mer et, d'autre part, à une action de distribution entre les compartiments sédimentaires et biologiques.

L'accumulation de cette radioactivité dans les différents compartiments du milieu marin présente une source d'irradiation par exposition directe et un risque de contamination par la consommation des produits alimentaires marins. Par conséquent, l'étude de la radioactivité marine revêt un grand intérêt du point de vue radiologique, afin d'en évaluer l'impact sur l'homme et son environnement.

Par ailleurs, certains radionucléides présents dans le milieu marin peuvent servir d'outils d'investigation efficaces pour l'étude de certains processus océaniques, tels que la circulation des masses d'eaux et la dynamique sédimentaire dans les zones côtières.

Ce travail, réalisé au Laboratoire d'Etudes d'Impact Radiologique (LEIR) du Centre de Radioprotection et de Sécurité d'Alger, rentre dans le cadre du projet intitulé « Etude de l'Impact radiologique de la radioactivité du Littoral Algérien ». Le but de la présente étude étant l'évaluation des niveaux de base de certains radionucléides dans l'eau de mer de la zone Ouest du littoral Algérois, d'une part, et l'étude de leur répartition longitudinale et radiale dans l'eau de surface et verticale dans la colonne d'eau, d'autre part.

A cet effet, des échantillons d'eau de mer, d'un volume moyen de 57 litres, ont été collectés au niveau de 13 stations lors de la campagne d'échantillonnage océanographique effectuée en septembre 1997, à bord du navire océanographique M.S Ben Yahia. Le choix de ces stations a été déterminé préalablement afin d'assurer une meilleure représentativité de l'échantillonnage dans notre zone d'étude.

Les échantillons prélevés ont subi un traitement de séparation radiochimique puis une analyse par spectrométrie Gamma, dans le but de mesurer les concentrations du ^{137}Cs et du ^{40}K .

Dans le présent document, on présentera le travail accompli dans le cadre d'un mémoire de fin d'étude pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur d'Etat, et nous l'organiserons de la manière suivante.

Dans le premier chapitre, on passera en revue quelques généralités sur la radioactivité dans l'environnement avec ses deux composantes naturelle et artificielle. A travers le deuxième chapitre, consacré au comportement des radionucléides dans le milieu marin, on essayera de réunir les renseignements nécessaires à la compréhension des résultats obtenus. On y trouvera aussi des données sur les niveaux de la radioactivité dans le milieu marin. Le troisième chapitre traite des rayonnements ionisants et les moyens utilisés pour leur détection. Dans le chapitre quatre, on présentera respectivement la zone d'étude, et la méthodologie suivie pour le prélèvement, le traitement chimique et l'analyse radioactive des échantillons. Le dernier chapitre est réservé à une tentative de discussion des résultats obtenus. Enfin, une conclusion générale viendra clôturer le document.

Chapitre I :
Généralités sur la radioactivité

I.1. Historique de la radioactivité

C'est en 1895 que Wilhelm Conrad Röntgen découvre les rayons X en faisant des expériences avec les rayons cathodiques. Une année plus tard, Henri Becquerel montre qu'un élément naturel, l'uranium, émet spontanément des rayonnements voisins en longueur d'onde que les rayons X, c'est la découverte de la radioactivité naturelle et ses applications.

En 1934, la découverte de la radioactivité artificielle, par Frédéric et Irène Joliot Curie, donne un nouvel essor aux applications de la radioactivité dans divers domaines tels que l'industrie nucléaire, la recherche scientifique, la médecine, etc....

I.2. Définition de la radioactivité

On appelle radioactivité tout phénomène correspondant au réarrangement spontané de nucléons d'un noyau instable qui expulse un rayonnement électromagnétique ou une particule chargée, dans le but d'atteindre un état énergétique stable ou moins instable.

En raison de ce phénomène, la radioactivité obéit à la loi de décroissance radioactive exprimée par la relation citée ci-dessous

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

où N_0 est le nombre d'atomes radioactifs présents à l'instant initial t_0 ,

N est le nombre d'atomes présents à l'instant t ,

λ est la constante radioactive ou la probabilité de désintégration radioactive.

Chaque nucléide radioactif est caractérisé par une période radioactive, qui s'étend d'une fraction de seconde à des milliards d'années, définie comme étant le temps au bout duquel la moitié des noyaux, existant à l'origine, a subi la désintégration radioactive.

Certains radionucléides se désintègrent plus ou moins rapidement que d'autres. Cette célérité de désintégration radioactive définit une grandeur appelée activité et donnée par l'expression ci-dessous :

$$A = \lambda N$$

où A est l'activité radioactive. Elle ne dépend ni de la nature, ni de l'énergie des particules émises (Ouahes, 1988). Depuis 1976, sa nouvelle unité est le Becquerel (Bq).

La désintégration se produit selon trois modes d'émission radioactive, à savoir, le rayonnement alpha, bêta et Gamma.

I.3. Les différents modes d'émission radioactive

I.3.1. Emission radioactive Alpha (α)

Dans ce type d'émission, la particule émise est un noyau d'hélium, constituée de deux protons et deux neutrons. Les émetteurs sont des atomes lourds, la plupart ont un nombre atomique supérieur à 82 (Blanc, 1990).

I.3.1. Emission radioactive bêta (β)

Cette émission est possible quel que soit le nombre atomique des émetteurs et jusqu'au neutron (0_1n). Elle est la résultante de l'émission d'une particule positive (β^+) ou négative (β^-).

L'émission β^- est spécifique au noyau présentant un défaut de proton. Le noyau transforme un neutron en un proton avec l'émission d'un électron porteur d'une charge électrique négative (négaton). Ce processus d'émission s'observe pour les radionucléides naturels qu'artificiels.

Dans l'émission radioactive β^+ , le noyau entraîne la transformation d'un proton en un neutron avec l'émission d'un électron porteur d'une charge positive (positon). Ce processus d'émission s'observe pour les radionucléides artificiels.

I.3.3. Emission radioactive Gamma (γ)

L'émission radioactive gamma s'accompagne souvent d'une émission alpha et bêta. Elle est obtenue lors du retour du noyau d'un état excité à un état fondamental ou moins excité.

I.4. Origine de la radioactivité

La radioactivité présente dans les différents compartiments de l'environnement résulte de deux origines, l'une naturelle existante depuis des milliards d'années, et l'autre artificielle liée aux activités humaines telles que les tests d'armes et accidents nucléaires, l'exploitation des installations nucléaires et l'industrie nucléaire.

I.4.1. Radioactivité naturelle

Parmi les 340 nucléides existant dans la nature, il y a plus de 70 nucléides naturels radioactifs (Eisenbud, 1987). Au niveau de ces radionucléides naturels, on distingue ceux d'origine terrestre et d'autres d'origine cosmique.

I.4.1.1. Radioactivité naturelle d'origine terrestre

Les radiations terrestres sont dues aux radionucléides présents dans le sol et dans les divers matériaux depuis la création de la terre. L'ensemble des radionucléides constituant ces radiations est connu sous deux groupes :

Un groupe constitué par les trois familles d'éléments radioactifs (uranium - 238, Uranium - 235 et Thorium -232) (Figure 1).

L'autre groupe est constitué d'au moins 14 radioéléments qui coexistent dans la nature avec leurs isotopes stables. Le caractère commun des radionucléides constituant ce groupe est la très grande période radioactive, qui s'étend de 10^7 à 10^{15} ans. Les principaux radioéléments constituant ce groupe sont ^{40}K et ^{87}Rb (Ancellin, 1976).

I.4.1.2. Radioactivité naturelle d'origine cosmique

Elle est due aux radionucléides produits en permanence par l'interaction entre les noyaux d'atomes gazeux (hydrogène, oxygène, azote) de la partie supérieure de l'atmosphère et les particules des rayons cosmiques telles que les protons de haute énergie et les particules d'hélium, provenant du soleil et de la galaxie. Les principaux radionucléides naturels produits par les rayons cosmiques sont ^3H , ^{10}Be , ^7Be , ^{14}C , ^{36}Cl (Amiard et al., 1980).

I.4.2. Radioactivité artificielle

En plus de la radioactivité naturelle, est apparue dans les différents compartiments de l'environnement juste après la seconde guerre mondiale une radioactivité artificielle. Les sources de cette dernière sont nombreuses, certaines d'entre elles libèrent les radionucléides dans l'atmosphère telles que les essais d'armes nucléaires et les accidents nucléaires, d'autres rejettent les radionucléides dans les réseaux hydrographiques telles que les installations nucléaires et les centres de recherche nucléaire.

Les radionucléides rejetés par ces sources sont classés en trois produits à savoir les produits de fission, les produits d'activation et les transuraniens.

Les produits de fission résultent de la cassure de radionucléides fissibles tels que l'uranium et le plutonium en deux éléments souvent radioactifs. Ces éléments peuvent être en phase liquide ^{144}C , ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{95}Zr , ^{90}Sr ; Certains en phase gazeuse ^{85}Kr ; d'autres soit en phase gazeuse, soit en phase liquide ^{129}I et ^{131}I (Ancellin, 1976).

ELEMENT	SERIES U-238			SERIES Th-232			SERIES U-235									
	U-238 4.49×10 ⁹ ans.	U-234 2.48×10 ⁵ ans.	U-235 7.13×10 ⁸ ans.	Th-232 1.39 ×10 ¹⁰ an.	Th-230 7.5×10 ⁴ ans.	Th-228 1.90 ans.	Th-227 18.6 jours.	Pa-231 3.25×10 ⁴ ans.	Th-223 11.1 jours.	Th-227 18.6 jours.	Ac-227 22 ans.	Ra-223 11.1 jours.	Rn-219 3.92 sec.	Po-215 1.83×10 ⁻³ sec.	Bi-211 2016 min.	Pb-207 Plomb stable
Neptunium																
Uranium																
Protactinium																
Thorium																
Actinium																
Radium																
Francium																
Radon																
Astatine																
Polonium																
Bismuth																
Plomb																
Thallium																

Figure 1 : séries naturelles de désintégration radioactive (Bennadji, 1987)

Les produits d'activation résultant des bombardements par les neutrons d'éléments stables. Ces produits sont ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{65}Zn (Ancellin, 1976).

Les transuraniens sont les éléments les plus lourds (nombre atomique supérieur à 92). Ces éléments jouent un rôle important dans l'énergie atomique. Généralement représentés par ^{241}Am , ^{239}Pu et ^{235}Pu (AIEA, 1994). Le plus utile de ces radioéléments est le ^{239}Pu considéré comme étant la matière première de certaines bombes atomiques.

I.4.2.1 Les accidents nucléaires

Depuis quelques années, de nombreux accidents nucléaires ont eu lieu. Parmi les accidents, les plus grands, qui ont marqué l'histoire de l'humanité ; on note : l'accident du réacteur Magnox Windscale I (Royaume-Uni) survenu le 8 octobre 1957 ; l'accident nucléaire de Thrée Mile Island (Etats-Unis) survenu le 28 mars 1979 ; l'accident du réacteur numéro 4 de la centrale nucléaire de Tchernobyl (Ukraine) survenu le 26 avril 1986 ; et l'accident de l'usine de retraitement du combustible nucléaire irradié de la Hague (France) survenu le 2 octobre 1968. Ces accidents nucléaires ont contribué à une importante augmentation du fond de la radioactivité naturelle. L'évolution du ^{137}Cs du essentiellement à l'accident de Tchernobyl est donnée par la figure 2 et le tableau 1 illustre les quantités de quelques principaux radionucléides libérés après les accidents nucléaires.

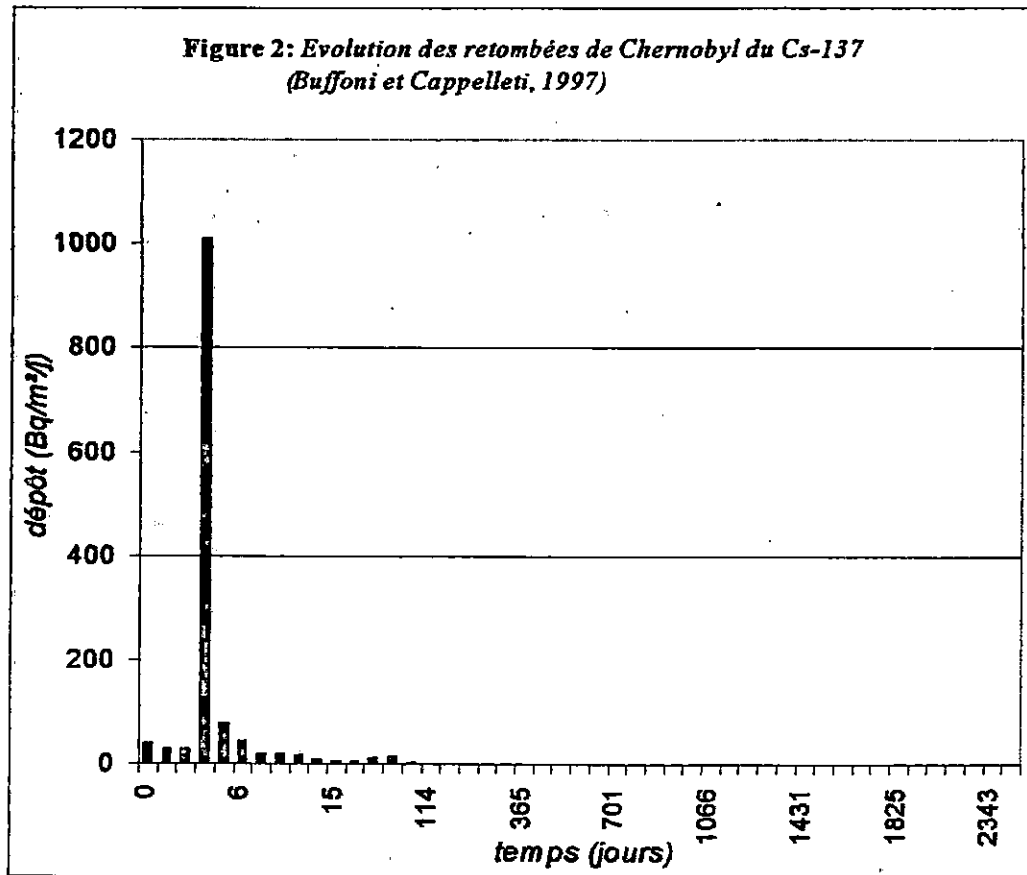


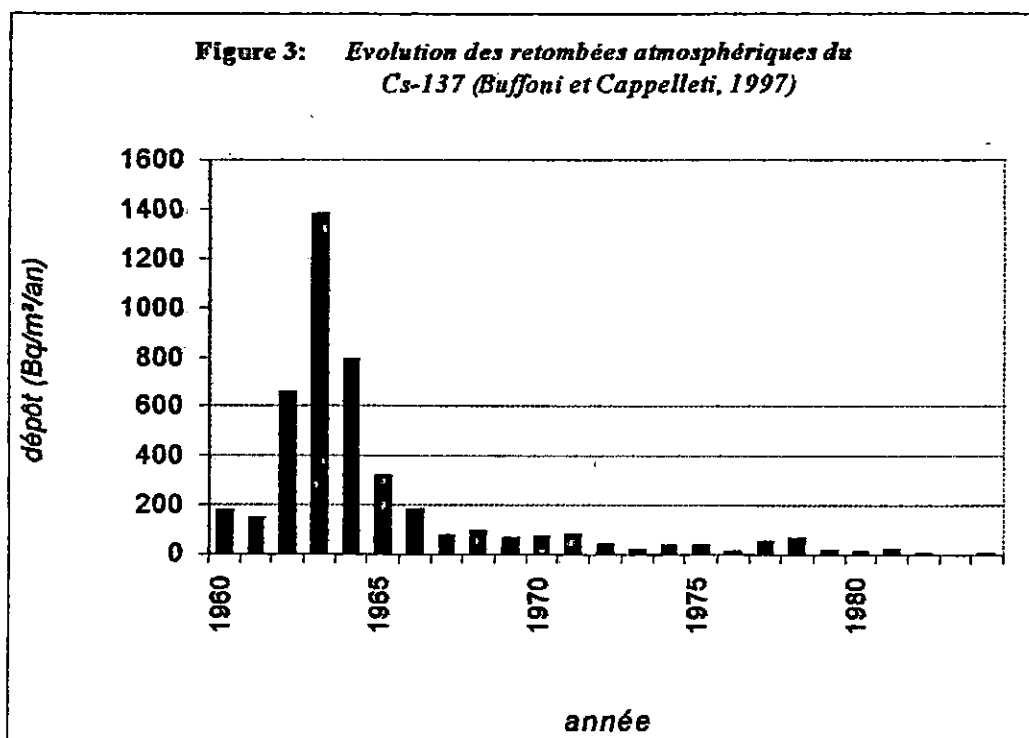
Tableau 1 : Les quantités de quelques principaux radionucléides libérés après des accidents nucléaires (Bennet, 1995)

Source	Montant des rejets (10^{15} Bq)		
	^{90}Sr	^{131}I	^{137}Cs
Accident de Tchernobyl	8,1	1670	85
Accident de Windscale	—	0,74	0,022
Accident de Thrèe Mile Island	—	0,0055	—

I.4.2.2. Les tests d'armes nucléaires.

La contamination de l'environnement par les radionucléides artificiels a débuté, le 16 juillet 1945, par l'explosion d'une bombe atomique au Nouveau Mexique, Etats-Unis (Blanc, 1966).

Dès cette date, les retombées des tests d'armes nucléaires n'ont cessé de se déposer sur les surfaces terrestres et aquatiques. En effet, durant la période allant de 1954 à 1990, on compte 423 tests d'arme nucléaire dans l'atmosphère (Holm, 1994). Les dépôts des retombées du ^{137}Cs provenant, en particulier, de ces tests d'armes sont illustrés dans la figure 3.



I.4.2.3. Les installations nucléaires

Les installations nucléaires sont constituées de centrales nucléaires et d'usines de retraitement du combustible nucléaire irradié.

Au niveau des centrales, certains se spécialisent dans la production de l'électricité (réacteurs électrogènes) et d'autres dans la fabrication de l'uranium et le plutonium (réacteurs plutonigènes). Après, l'utilisation du combustible dans l'un des deux réacteurs, les déchets radioactifs sont libérés soit sous formes liquides dans les réseaux hydrographiques, soit sous formes gazeux dans l'atmosphère.

Les usines de retraitement du combustible nucléaire se spécialisent dans l'élimination des produits de fission et d'activation formée au sein des produits encore fissiles. Les déchets radioactifs sont généralement rejetés dans les réseaux hydrographiques.

En plus de ces provenances des radionucléides artificiels dans le milieu marin, s'ajoutent les rejets des centres de recherche nucléaire dans les réseaux d'assainissement urbain, des navires et sous-marins à propulsion nucléaire ainsi que les immersions des déchets radioactifs solides et liquides de faible, moyenne et haute activité au large.

Chapitre II :
Les radionucléides dans le milieu marin

Comme on l'a vu précédemment, les radionucléides naturels existant dans le sol et dans l'atmosphère, ainsi que les radionucléides artificiels rejetés dans les réseaux hydrographiques et dans l'atmosphère, arrivent au milieu marin par le biais des différents processus naturels tels que le lessivage des terres par les ruissellements, les précipitations, les dépositions secs ou humides, les diffusions gazeuses etc,.....

Dès leur arrivé dans le milieu marin, les radionucléides subissent divers processus physiques, chimiques et biologiques, à savoir, une dispersion physique suivie par une action de dilution dans les masses d'eau, une fixation plus ou moins importante au sein des supports sédimentaires et biologiques, une sédimentation et une remise en suspension à partir des sédiments. L'importance de l'un de ces processus dépend, à la fois, des caractéristiques hydrodynamiques, chimiques, biologiques et sédimentologiques de la zone marine réceptrice et des propriétés physico - chimiques des radionucléides.

Les radionucléides, comme les autres éléments à l'état de traces, sont susceptibles d'exister dans le milieu marin sous formes solubles anioniques ou cationiques, colloïdales ou particulaires et leur cheminement dans les masses d'eau peut être largement tributaire de leur état physico-chimique et de leur réactivité vis à vis des supports marins. En effet les formes solubles sont plus facilement dispersées dans les masses d'eau que les formes particulaires ou colloïdales plus aisément et plus rapidement fixées au sein des supports sédimentaires. Ainsi les formes solubles anioniques offrent une meilleure capacité de dispersion physique que les formes solubles cationiques (Ancellin, 1976).

II.1. les radionucléides dans l'eau de mer

Une fois dans l'eau de mer, la dispersion physique des radionucléides est contrôlée, d'une part, par une action physico-chimique due aux paramètres et aux constituants physico-chimiques de l'eau de mer et, d'autre part, par une action hydrodynamique liée aux mouvements des masses d'eau.

II.1.1. action physico -chimique

Certains paramètres et constituants physico-chimiques de l'eau de mer (températures, salinité, teneur en isotopes stables, teneurs en matières

organique,....etc.) peuvent en outre jouer un rôle important au point de vue de l'importance et de l'évolution des formes physico-chimiques des radionucléides, et de ce fait, sur leur comportement vis à vis des particules sédimentaires et biologiques en suspension puis sur leur distribution dans les masses d'eau.

D'après des études faites au laboratoire concernant l'interaction du ^{137}Cs avec les particules sédimentaires en suspension ; on note que :

- l'effet de la température sur le phénomène de la désorption est faible.
- l'augmentation de la salinité dans une gamme de température de 1 à 20 °C favorise le phénomène de la désorption (Staners, 1981).

La matière organique forme avec les radionucléides des complexes organiques colloïdaux. Ces dernières libèrent les radionucléides sous formes solubles lorsqu'ils subissent des oxydations. Les formes résultantes de ces oxydations ont tendance à se disperser aisément dans les masses d'eau d'une part, et de s'intégrer facilement dans les chaînes trophiques, d'autre part. Ainsi la présence d'isotopes stables peut diminuer la concentration des radionucléides artificiels par le phénomène de la dilution isotopique(Ancellin, 1976).

II.1.2. action hydrodynamique.

Les deux principales actions hydrodynamiques qui assurent la dispersion physique des radionucléides dans les masses d'eau, sont l'advection et la diffusion turbulente. L'advection correspond à des mouvements de grande amplitude des masses d'eau qui peuvent être des courants de densité, des courants de marée, des courants de détroit (courants de décharge) ou des courants de vent (courants d'entraînement). La diffusion turbulente est le résultat des forces tangentielles et de viscosité qu'exercent l'une sur l'autre des deux masses d'eau en contact, processus hydrodynamique qui joue un rôle important dans la diffusion de la matière à petite échelle (Ancellin et al., 1979).

Dans le secteur côtier, le processus de l'advection des polluants (dérive d'ensemble) est engendré par les courants de marée tandis que le processus de la diffusion est assuré par les courants de houles. Ces deux processus peuvent jouer dans le sens vertical et dans le sens horizontal mais au niveau du sens vertical, l'échelle peut être limitée par la proximité du fond marin et par la présence d'une thermocline

saisonnaire (Amiard et al., 1980). Cette dernière est considérée comme étant une barrière qui joue un rôle limitatif dans le transfert des radionucléides entre les eaux superficielles et profondes (Gilat, 1976 ; Amiard, 1980). Cependant, ce rôle de barrière se trouve réduit devant l'importance des échanges biologiques (migration des espèces vivants, sédimentation du phytoplancton. etc).

A ces processus hydrodynamiques fondamentaux, s'ajoutent les processus de mélange des masses d'eau, qui ont un effet direct très important dans la distribution des radionucléides dans les masses d'eau. Ils sont largement conditionnés par le cycle saisonnier de la stratification thermique (Amiard et al., 1980).

En plus de l'action hydrodynamique, l'activité biologique et les particules biologiques en suspension telles que les bactéries, les virus, les pelotes fécales des copepodes, phytoplancton et le zooplancton peuvent fixer les radionucléides dans la couche euphotique et les entraînent vers le fond marin. C'est ainsi que, le rapide transfert du plutonium vers le fond de l'océan est dû à sa fixation sur les particules biogéniques résultant de la photosynthèse, qui se déposent rapidement après incorporation sur les débris des pelotes fécales (Endigou, 1981). Les particules sédimentaires en suspension ont, aussi, une grande capacité de déplacer les radionucléides dans les masses d'eau pour les déposer soit au fond marin, soit de les accumuler pour être assimilées par les organismes filtreurs.

Parmi les radionucléides artificiels les plus étudiés dans le milieu marin, le ^{137}Cs et le ^{90}Sr . Ces deux radionucléides sont observés comme d'excellents exemples d'éléments solubles dans l'eau de mer, utilisés pour étudier la circulation des masses d'eau et la dynamique sédimentaire dans les zones côtières (Povinic et al., 1996 ; Nyffeler, 1996). Le ^{137}Cs est un élément de fission qui se caractérise par la dominance des formes cationiques simples et par un double comportement vis à vis des supports marins. Il est généralement réactif à faible salinité et non réactif à forte salinité, son analogue (homologue) naturel est le ^{40}K , un métal alcalin, lequel se comporte aussi comme un véritable élément soluble dans l'eau de mer et varie en proportion avec la salinité (Nyffeler, 1996). Une fois les radionucléides subissent ces divers processus marins dans les masses d'eau, leur destin final est la décroissance radioactive sur place ou le transfert vers les autres compartiments marins (sédimentaires ou biologiques). Les différentes voies de transfert des radionucléides entre les différents compartiments marins sont illustrées par la figure 4.

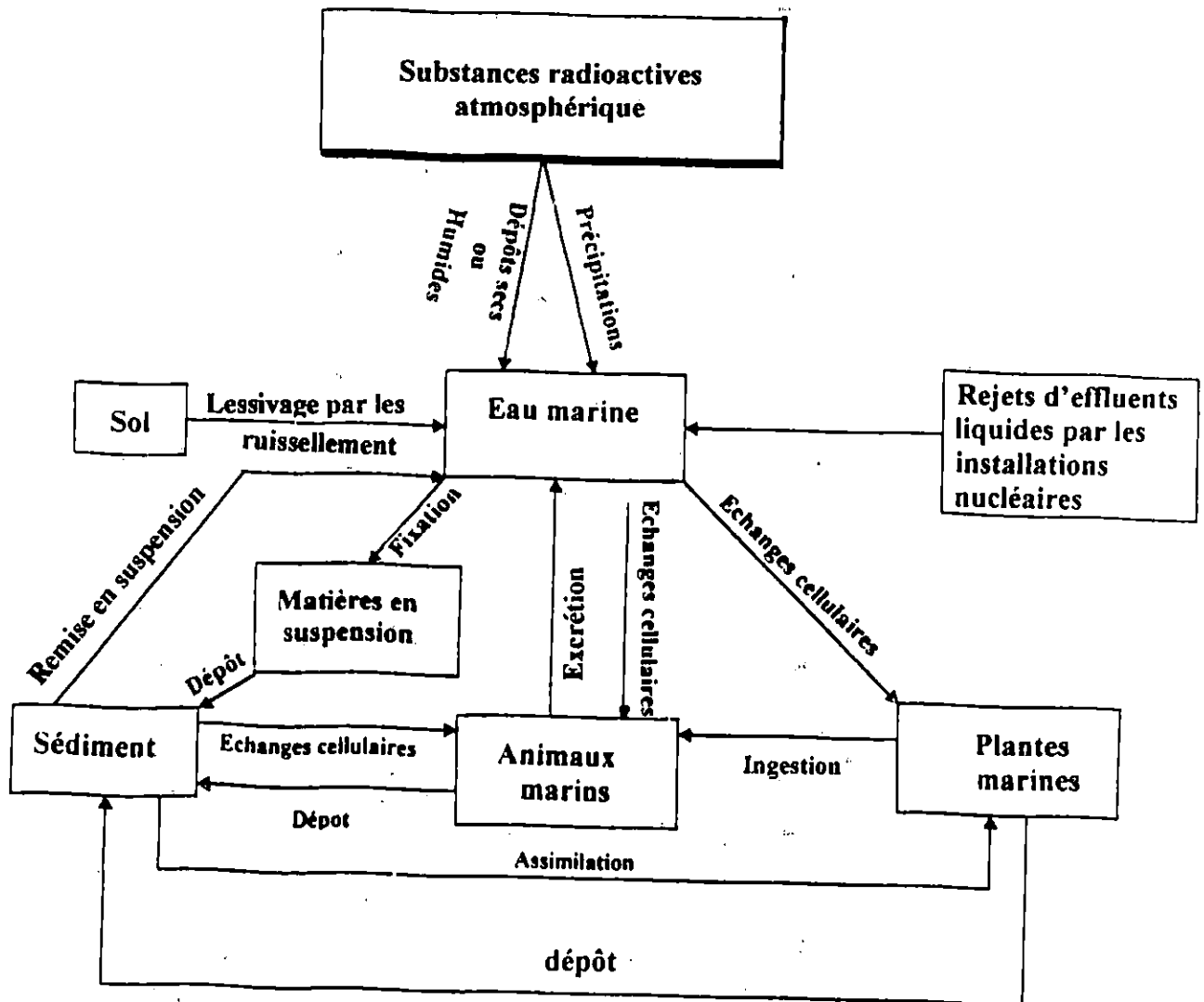


Figure 4 : Les voies de transfert de la radioactivité entre les différents compartiments Marins (Katheren, 1984)

II.2. Les radionucléides dans le sédiment

Les radionucléides présents dans les masses d'eau peuvent se fixer sur les particules sédimentaires en suspension et sur les organismes vivants. Le taux de cette fixation au sein des matières sédimentaires, est lié à sa composition minéralogique, sa teneur en matière organique et sa granulométrie, ainsi les radionucléides se fixent d'autant mieux sur les sédiments fins que les sédiments grossiers. Le ^{137}Cs possède également une importante capacité de fixation à ses particules fines, en particulier les argiles (O.M.S, 1987).

Une fois les radionucléides fixés sur les particules sédimentaires, ils peuvent se trouver dans les masses d'eau à partir de leur désorption, comme ils peuvent se déposer sur le fond marin par l'effet de la gravitation de leurs supports.

Après leur déposition sur les surfaces sédimentaires, les radionucléides peuvent aussi subir une migration vers les couches sédimentaires comme ils peuvent repasser de nouveau dans les masses d'eau par les phénomènes de remise en suspension par les courants et par l'activité des espèces benthiques.

II.3. les radionucléides dans le milieu biologique

Le transfert des radionucléides entre l'eau de mer et les compartiments benthiques et pélagiques est la voie la plus dominante. Ce transfert peut se faire par plusieurs modes tel que l'absorption, l'échange cellulaire, l'excrétion et l'ingestion. Les taux et les degrés de ce transfert, sont tributaires des propriétés des supports envisagés, des radionucléides et de l'eau de mer (Ancellin, 1976). En ce qui concerne le support envisagé le degré de la rétention est également plus important chez les espèces des moins évolués, les algues en particulier ; il est relativement faible chez les espèces les plus évoluées. (Ancellin, 1976).

II.4. Les niveaux de la radioactivité dans le milieu marin

La radioactivité naturelle dans le milieu marin est due principalement au ^{40}K et à une importance secondaire aux autres radionucléides naturels.

L'ordre de grandeur de cette radioactivité dans l'eau de mer est de 12,6 Bq / L, dont 90% est dû à ^{40}K (Hamilton, 1996).

La radioactivité artificielle dans l'eau de mer représente moins de 1% de la radioactivité naturelle. Leur répartition dans le système océanique n'est pas uniforme

(tableau. 2). En effet, les radionucléides se trouvent en quantités plus importantes dans l'hémisphère Nord que dans l'hémisphère sud, car la majorité des tests d'armes nucléaires est effectuée dans l'hémisphère Nord (Goldberg ,1976 ; Holm,1994).

La mer Méditerranée, comme d'autres mers, est le siège des apports de radionucléides artificiels qui s'effectue par les diverses voies notamment, les apports atmosphériques, les apports des installations nucléaires européennes et les apports par les détroits méditerranéens. Les apports du ^{137}Cs et $^{240,239}\text{Pu}$ effectués jusqu'en 1996 par ces diverses voies, sont illustrés dans le Tableau 3.

Tableau 2 : Niveau des Retombées des principaux radionucléides dans les eaux de surface des mers (Goldberg, 1976).

Localisation	Concentration moyenne et / ou gamme de concentration (Bq/ m ³)				
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs *	³ H	¹⁴ C	²³⁹ Pu
Océan Atlantique Nord	4.81 (0.74-18.5)	7.77(1.11-29.6)	1776(11.77-2738)	0.74(0.37-1.48)	(11.1-4.44)×10 ⁻³
Océan Atlantique Sud	2.59 (0.74-7.4)	4.97(1.11-11.84)	703(592-814)	1.11(0.74-1.48)	
Océan indien	3.7 (0.74-5.55)	5.92(1.11-8.88)	----	----	7.4×10 ⁻³
Mer du Nord	18.5 (11.47-35.89)	29.6(18.5-57.35)	----	----	----
Mer Noire	17.39(2.59-28.86)	27.75(4.07-46.25)	----	----	----
Mer Baltique	26.27(13.32-37)	40.7(20.72-59.2)	----	----	----
Mer Méditerranée	8.51(3.33-14.06)	13.69(5.18-22.5)	----	----	----

* Calculé à partir des valeurs du ⁹⁰ Sr dans l'hypothèse d'un rapport d'activité ¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr = 1.6

**Tableau 3 : Les rapports du ^{137}Cs et du $^{240,239}\text{Pu}$ en Méditerranée jusqu'en 1996
à travers les différentes voies (Pappuci et al., 1996)**

Voie	^{137}Cs (PBq)	$^{240,239}\text{Pu}$ (TBq)
L'apport total jusqu'à 1986	12,0	190
Retombée de Tchernobyl	2,5	0,02
L'apport atmosphérique 1986-1996	0,3	7,5
Installation nucléaire de Marcoule (France) jusqu'à 1995	0,03	0,3
Mer noire , 1986-1996	0,3	-
Echanges avec l'océan Atlantique , 1986-1996	-	-6,3
Total , jusqu'en 1996	15,1	191,5

Chapitre III :
Rayonnements ionisants et détection

III. Les rayonnements ionisants

Certains atomes instables, lors de leurs transformations spontanées par les différents modes d'émission radioactifs cités précédemment, émettent des rayonnements ionisants. Ces derniers sont considérés comme des particules (matérielles ou non) qui fournissent à la matière, lors d'interactions individuelles, plus d'énergie qu'il en est nécessaire pour ioniser les atomes (Blanc, 1990). Ils sont classés selon leur nature en deux types, particuliers et électromagnétiques.

III.1.1. Les rayonnements particuliers

Ces rayonnements englobent les rayons alpha et bêta (β^+ , β^-), avec un pouvoir de pénétration qui augmentent des rayons alpha aux rayons bêta et inversement pour le pouvoir d'ionisation (Ouahes et al., 1988).

III.1.2. Les rayonnements électromagnétiques

Ces rayonnements sont considérés sous leur aspect corpusculaire, c'est à dire comme des faisceaux de particules d'énergie appelés photons.

Selon l'ordre de grandeur de leur longueur d'onde, on distingue les rayons X et les rayons gamma (γ). Ces derniers sont concernés par notre étude. Il est donc nécessaire de préciser leur propriété et de citer les principales interactions des rayons gamma avec la matière.

III.1.3. Les propriétés des rayons gamma

Le rayon gamma se caractérise par une très courte longueur d'onde (inférieur à 1nm), une énergie constante et caractéristique de chaque radioélément, un pouvoir pénétrant plus élevé que les rayonnements particuliers et inversement pour le pouvoir ionisant.

III.1.4. Les principales interactions des rayons Gamma avec la matière

Un rayon Gamma peut entrer en interaction avec un électron du milieu et rarement avec un noyau. La cause donnée de cette interaction réside dans les forces qui s'exercent à très courte distance entre le champ électromagnétique associé au photon et le champ électrique de l'électron ou du noyau (Dutreix et al., 1993).

Les principales interactions les plus intéressantes pour la détection sont l'effet compton, l'effet photoélectrique et la production de paire.

III.1.4.1. L'effet compton

Dans ce processus d'interaction, il y a un transfert partiel d'énergie E du photon γ incident à un électron lié à l'atome par une énergie négligeable devant l'énergie E . Après la collision, une partie d'énergie E_a est diffusée par le photon compton, le reste d'énergie E_s est porté par le photon diffusé (Figure 5).

L'équation de la conservation de l'énergie de cet effet est la suivante :

$$E = E_a + E_s$$

Ce processus est important dans le cas des éléments légers et d'énergie comprise entre 200 KeV et 500 KeV (Blanc, 1981). Au-dessus de 500 KeV, la probabilité d'interaction est inversement proportionnelle à l'énergie. (Blanc, 1966).

III.1.4.2. L'effet photoélectrique

Dans ce processus, il y a un transfert total d'énergie E du photon γ incident à un électron lié à l'atome cible par une énergie E_L . Après le transfert de l'énergie, l'électron est rejeté à l'extérieur de l'atome (Figure 5) avec une énergie cinétique E_a égale à la différence entre l'énergie E du photon γ et l'énergie E_L avec laquelle l'électron est lié à l'atome.

$$E_a = E - E_L$$

Après l'éjection de l'électron, il se produit un réarrangement électronique accompagné d'une émission de photon lumineux.

La probabilité de cet effet est importante lorsque le nombre atomique de l'atome cible est élevé et l'énergie E est faible (Blanc, 1966).

III.1.4. 3. La production de paire

La production de paire se produit lorsque l'énergie du rayon γ incident est supérieure à 1,02 Mev (deux fois l'énergie de l'électron).

L'énergie du rayon γ incident est absorbée par les atomes donnant ainsi naissance à une paire électron - positon (e^-, e^+), dont l'énergie cinétique emportée par cette paire est égale à l'énergie E du rayon γ incident moins 1,02 Mev.

L'électron lorsqu'il rencontre les atomes, il perd son énergie par ionisation et excitation. Par contre, le positon lorsqu'il rencontre un électron, il se combine avec lui pour se dématérialiser, dont deux photons γ émis selon deux directions opposées (Figure 5).

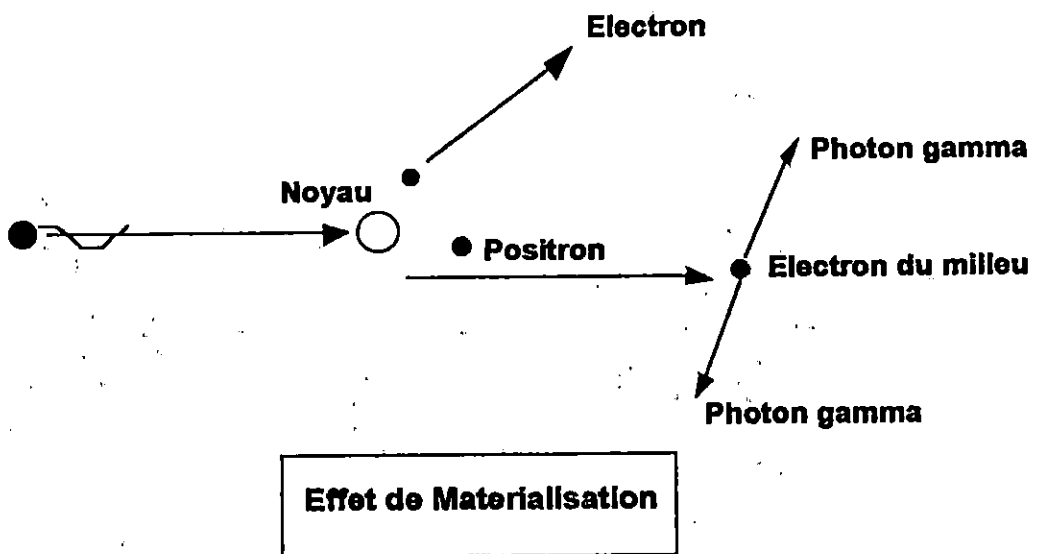
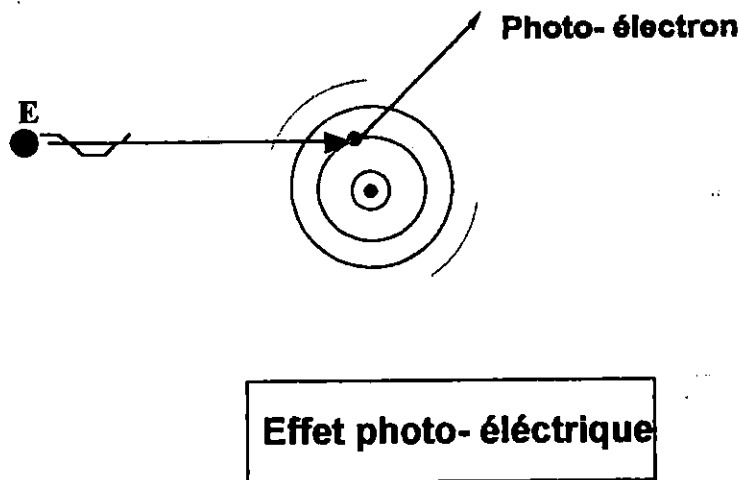
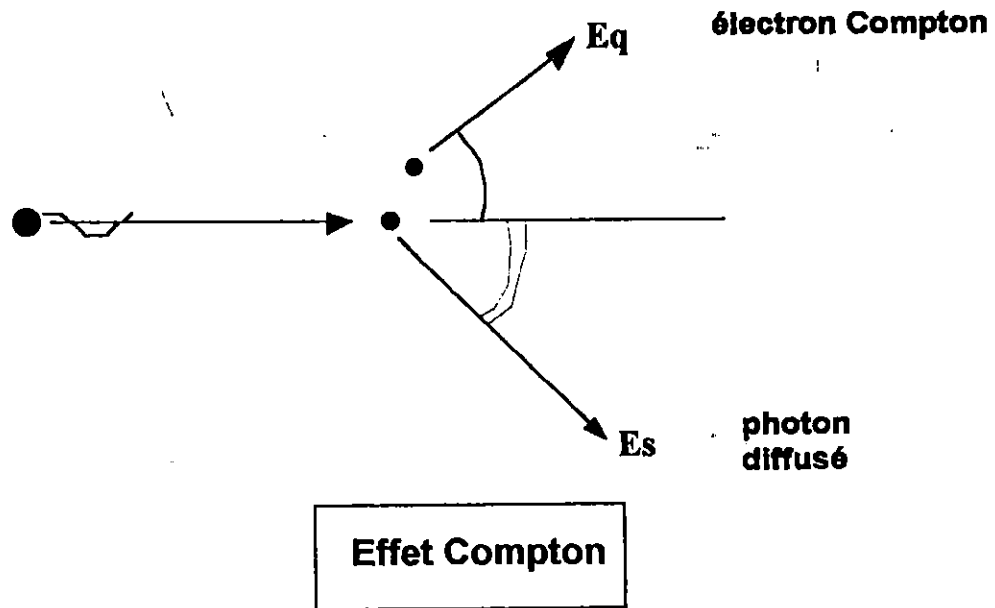


Figure 5: Les principales interactions entre les photons et la matière (Dutreix et al., 1993)

III.2. La détection

III.2.1. Introduction

La détection des rayonnements ionisants est basée essentiellement sur les effets physiques produits par les particules ionisantes dans le milieu détecteur. Cette détection est assurée par une partie active du détecteur dite volume sensible.

Le transfert partiel ou total de l'énergie du rayonnement ionisant incident à cette partie active provoque l'ionisation et l'excitation des atomes. Ces dernières sont les deux effets physiques sur laquelle la détection se base. Selon la nature de l'effet physique produit par la particule ionisante dans le milieu détecteur et selon aussi la nature des milieux détecteurs, on note la présence des détecteurs à gaz, à scintillation et à semi-conducteurs.

III.2.2. Les détecteurs à gaz

Ce type de détecteur est constitué d'une enceinte cylindrique contenant un gaz ionisable, auquel sont reliés une cathode et un fil anodique axial.

Lors du passage des rayonnements ionisants dans le détecteur, il y a ionisation des molécules du gaz et ensuite création de paires d'ions. Ces ions créés sont collectés sous formes d'impulsions électriques à l'aide d'un système de mesure associé au détecteur.

Les détecteurs à gaz sont surtout utilisés pour la détection des particules chargés, et ne permettent qu'un comptage total (α, β, γ).

III.2.3 Les détecteurs à scintillation

Au niveau de ces détecteurs, le principe de détection est basé sur l'effet de l'excitation des atomes du milieu scintillant. Le scintillateur est une substance fluorescente de nature organique (solide) ou inorganique (liquide).

Par l'effet de l'excitation, le rayonnement ionisant excite les atomes de la substance fluorescente, ainsi en se désexcitant, cette substance émet des rayonnements lumineux. L'action de ces derniers sur la photocathode d'un photo multiplicateur couplé au scintillateur se traduit par un effet photoélectrique, qui produit des électrons. Le signal final obtenu est proportionnel à l'énergie déposée dans le scintillateur.

Les détecteurs à scintillation sont caractérisés par leur bonne efficacité de détection et leur mauvaise résolution en énergie. Ils utilisent dans des mesures qualitatives et quantitatives. Le plus utilisé de ces détecteurs en spectrométrie gamma, est le scintillant solide à cristaux d'Iodure de Sodium activé au Thallium NaI (Tl), car l'iode constitue un bon absorbant des rayons gamma (Dutreix et al., 1993).

III.2.4 Les détecteurs à semi-conducteurs

Le mécanisme de la détection est basé sur l'effet de l'ionisation des atomes du milieu détecteur. Au niveau de ces détecteurs, il y a deux types différents de cristaux semi-conducteurs : le type - n où prédominent les porteurs de charges libres négatifs (électrons) et le type - p où prédominent les porteurs libres positifs (trous).

L'association de ces deux cristaux conduit à l'apparition d'une zone pratiquement dépeuplée en porteurs libres dans la jonction p-n, mais riche en ions fixés dans l'un des deux cristaux, et qui sont responsables d'un champ électrique élevé sur une épaisseur faible.

L'application d'une différence de potentiel sur la jonction conduit à l'augmentation de l'épaisseur de la zone dépeuplée, qui représente la partie active du détecteur.

Lorsqu'un rayonnement ionisant subit une interaction dans la partie active, il crée une paire électron-trou. Cette dernière est collectée par des électrodes réceptrices.

Le signal électrique obtenu est proportionnel à l'énergie déposée par le rayonnement.

L'inconvénient de ces détecteurs réside dans la nécessité du refroidissement du détecteur durant son fonctionnement, ceci pour éviter les impulsions parasites des excitations thermiques. Par contre, l'avantage réside dans leur excellente résolution en énergie et leur relative efficacité ou rendement de détection, qui sont les deux principales caractéristiques d'un détecteur. En plus, ils utilisent dans des mesures qualitatives et quantitatives.

Parmi les cristaux les plus utilisés pour la détection des rayons gamma, le Germanium dopé au Thallium Ge(Li) et actuellement les cristaux de Germanium de haute pureté Ge (Hp). Ces derniers sont de type P ou n, selon la nature des impuretés utilisées.

III.2.5. Caractéristiques d'un détecteur

III.2.5.1. L'efficacité de détection

L'efficacité ou rendement de détection est défini par le rapport du nombre de particules détectées par le détecteur en nombre de particules émises. Elle est déterminée à

partir d'une source standard et dépend globalement de plusieurs paramètres tels que la géométrie de comptage, la distance source-détecteur...etc. L'efficacité est souvent exprimée en pourcentage, son équation est la suivante :

$$\varepsilon = \frac{N}{I \cdot t \cdot A} \quad (1)$$

- où **N** est le comptage net de l'échantillon standard, déduction faite du bruit de fond ;
I est la probabilité d'émission radioactive de chaque énergie, donné par des tables ;
t est le temps de comptage ;
A est l'activité de la source standard corrigée à la date de comptage.

III.2.5.2. Résolution en énergie

La résolution en énergie est définie par la largeur de l'impulsion à Mi-hauteur du pic photoélectrique. Elle exprime le degré d'un détecteur de se différencier entre deux impulsions électriques qui arrivent en un temps très court, son équation est la suivante :

$$\text{Résolution (\%)} = \frac{\Delta E}{E}$$

- où **ΔE** est la largeur de l'impulsion à Mi-hauteur du pic photoélectrique,
E est la hauteur de l'impulsion correspondante.

Chapitre IV :
Présentation de la zone d'étude et Méthodologie

IV.1. Situation géographique et caractéristiques de la zone d'étude

Notre zone d'étude se situe à l'Ouest d'Alger entre 02° 12.4 Est (Cherchell) et 03° 02.3 Est (Alger) (Figure 6). Cette zone est largement ouverte vers le Nord Ouest, et elle est exposée aux vents dominants et aux grosses tempêtes.

Le plateau continental de la région est de dimension modeste, sa largeur oscille entre 4 Km devant Cherchell et 11 Km à l'endroit de l'embouchure du Mazafran (Leclaire, 1972)

La plupart des Oueds qui jalonnent la région, traversent la plaine de la Mitidja avant de se jeter à la mer. Les plus importants sont Oued Nador, Oued Beni-Messous, et Oued Mazafran. Ce dernier a le plus fort débit de la région.

IV.2. Facteurs hydrodynamiques

Les houles et les courants sont des facteurs hydrodynamiques responsables aux mouvements des masses d'eau. En outre de ces deux facteurs hydrodynamiques, les vents peuvent aussi influencer sur la dispersion et la distribution des polluants dans la zone d'excrément.

IV.2.1. Les vents

Les observations de la station météorologique de Bou-Ismaïl (1956-1960) et l'étude du Centre de Recherche en Océanographie et de Pêche réalisé en 1982-1983 (Meziane, 1987), font apparaître la prédominance des vents qui soufflent du secteur nord-est en été et du secteur nord-nord ouest en hiver.

IV.2.2. Les houles

D'après Caulet (1972), les houles prédominantes dans la région, en hiver, sont de direction W-NW avec une période de 8 à 9 secondes. Par contre, en été, les directions prédominantes sont cette fois ci N-NE, tandis que la période est plus faible (6-7 secondes). Ces dernières s'orientent tangentiellement à la côte, entraînant ainsi une dérive littorale de l'est vers l'ouest.

IV.2.3. Les courants

Le courant dominant au large dans notre zone d'étude est d'origine Atlantique. Le courant de surface provenant du détroit de Gibraltar coule le long de la côte

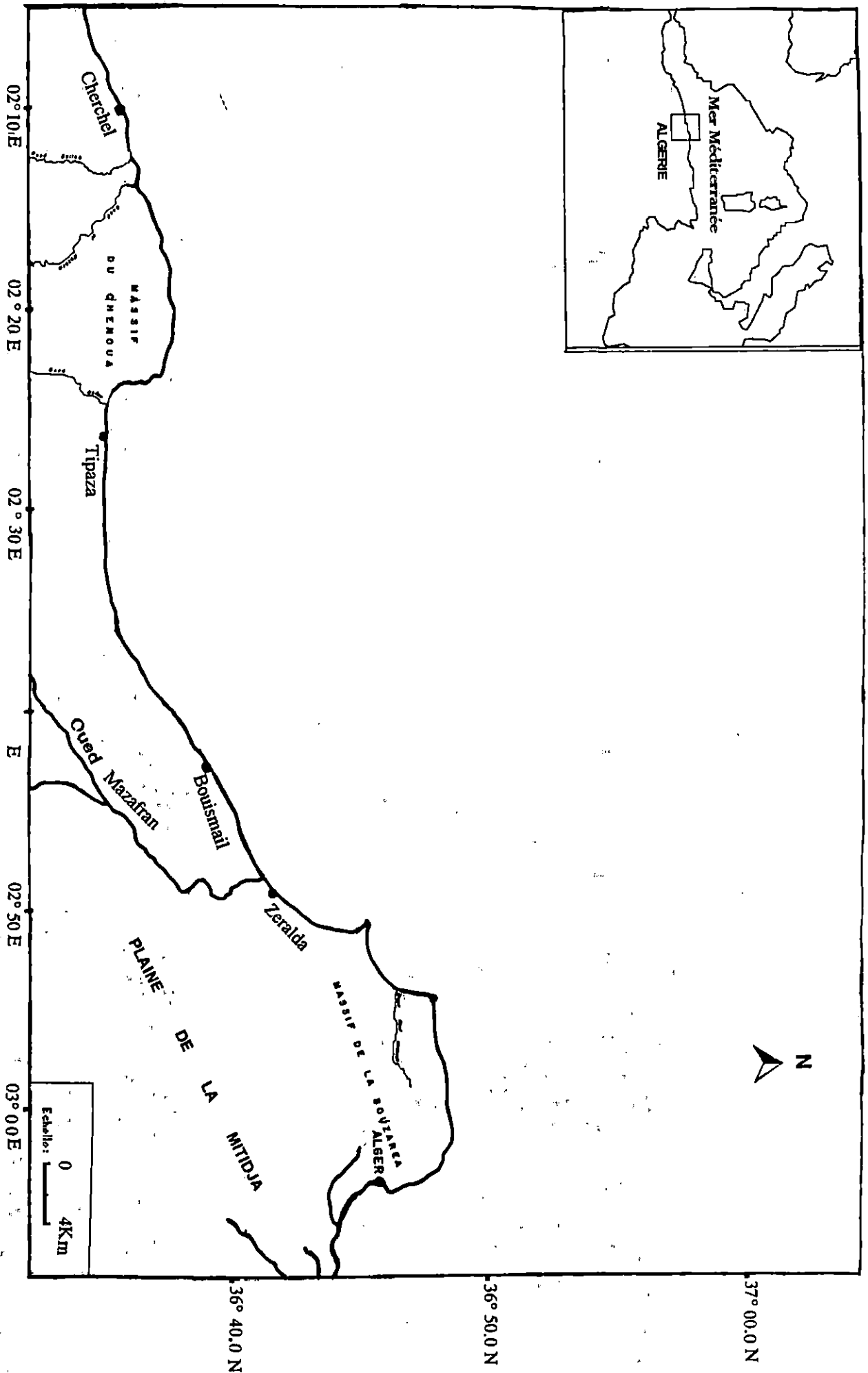


Figure 6 : Localisation de la zone d'étude

algérienne, de l'Ouest vers l'est, avec une largeur de l'ordre de 50 Km. Vers 1° et 2° E, son caractère instable se manifeste par la création des tourbillons cycloniques et anticycloniques y accompagnant des UpWelling (Millo, 1987) (Figure 7). Ces phénomènes hydrodynamiques à moyenne échelle, provoquent un important mélange des eaux méditerranéennes et atlantiques.

Durant leur propagation vers l'est, seuls les tourbillons anticycloniques se développent avec un diamètre de 50 à 100 km et à des profondeurs allant de 100 et 500m. Ces tourbillons sont généralement associés à des courants de 50 Cm /S de direction nord ou nord ouest en surface.(Benzohra, 1993).

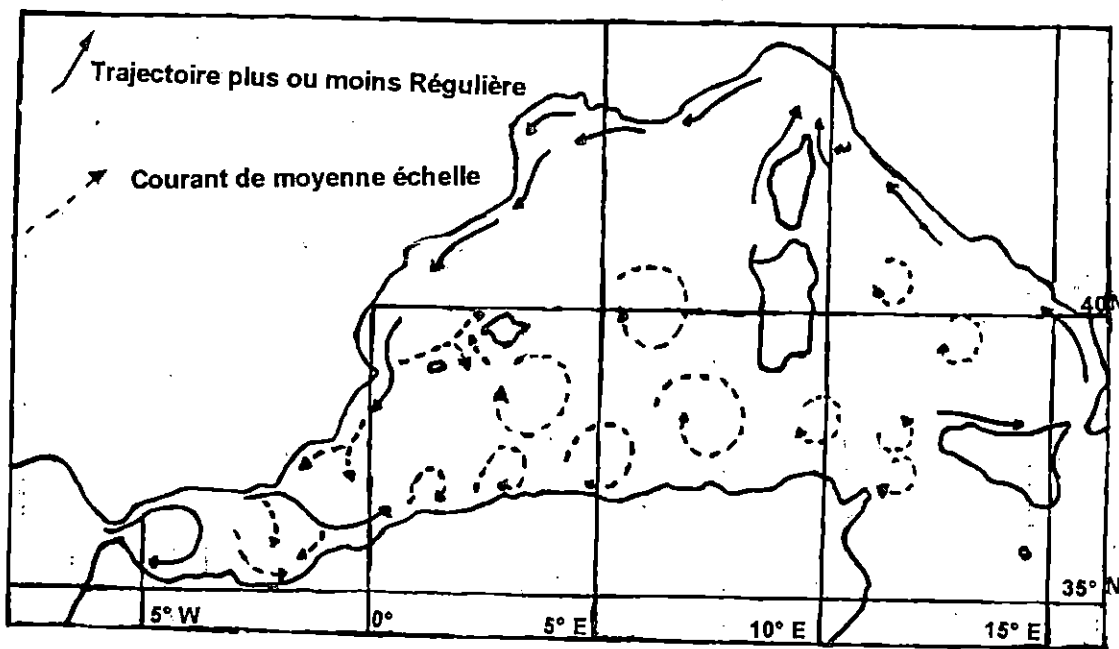


Figure 7 : Circulation de l'eau d'origine atlantique (Millo, 1987)

IV.3. Campagne d'échantillonnage

Lors de la campagne d'échantillonnage océanographique effectuée du 20 au 23 septembre 1997 dans la région Ouest du littoral algérois, à bord du navire océanographique "M.S Ben Yahia" de l'ISMAL, on a réalisé des prélèvements d'échantillons d'eau de surface et profonde au niveau de 8 stations situées le long de la côte et cinq autres au niveau d'une radiale située dans la baie de Bou-Ismaïl (Figure 8). Le choix de ces stations a été déterminé préalablement pour but d'une meilleure représentativité de l'échantillonnage dans la zone d'étude.

Le prélèvement d'eau de surface concerne toutes les stations d'études. Par contre, le prélèvement d'eau profonde concerne seulement deux stations de la radiale (station10 et station13).

IV.3.1. Prélèvement des échantillons

Durant les opérations de prélèvement, le positionnement des stations est réalisé au moyen d'un G.P.S, ainsi que la profondeur du fond est relevée par l'écosondeur du navire. Le prélèvement des échantillons d'eau de surface a été réalisé en moyennant des sceaux en plastique. Outre, le prélèvement d'échantillon d'eau profonde a été réalisé à l'aide d'une bouteille à renversement de type Niskin de capacité 50 litres (Figure 9). Ce prélèvement des échantillons d'eau de mer dans les différentes stations a été généralement accompagné de mesure de paramètres physico-chimiques (température, salinité et PH) à l'aide d'une sonde multiparamétrique (Figure 9).

Les différentes opérations de prélèvement effectuées lors de cette campagne sont illustrées dans le Tableau 4.

IV.3.2. Prétraitement à bord

Tous les échantillons prélevés au niveau des stations de la radiale ont été stockés dans des jerricans en plastique, portant les informations nécessaires, en vue de leur transfert au laboratoire d'étude d'impact radiologique du centre de radioprotection et de sûreté "C.R.S". Par contre, les échantillons prélevés au niveau des stations situées le long de la côte ont été prétraités, à bord du navire, par la méthode de séparation radiochimique du ^{137}Cs détaillée ultérieurement.

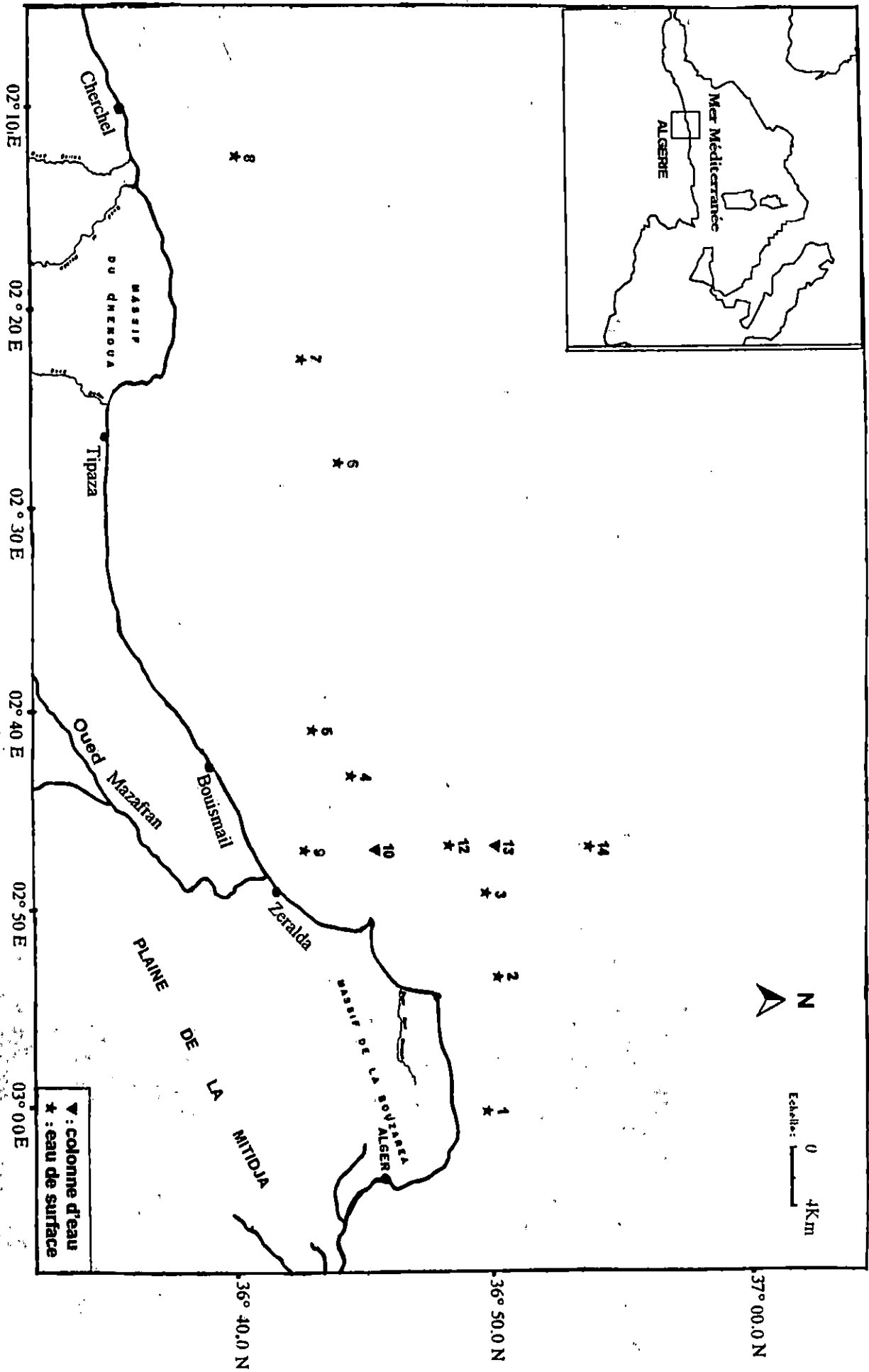
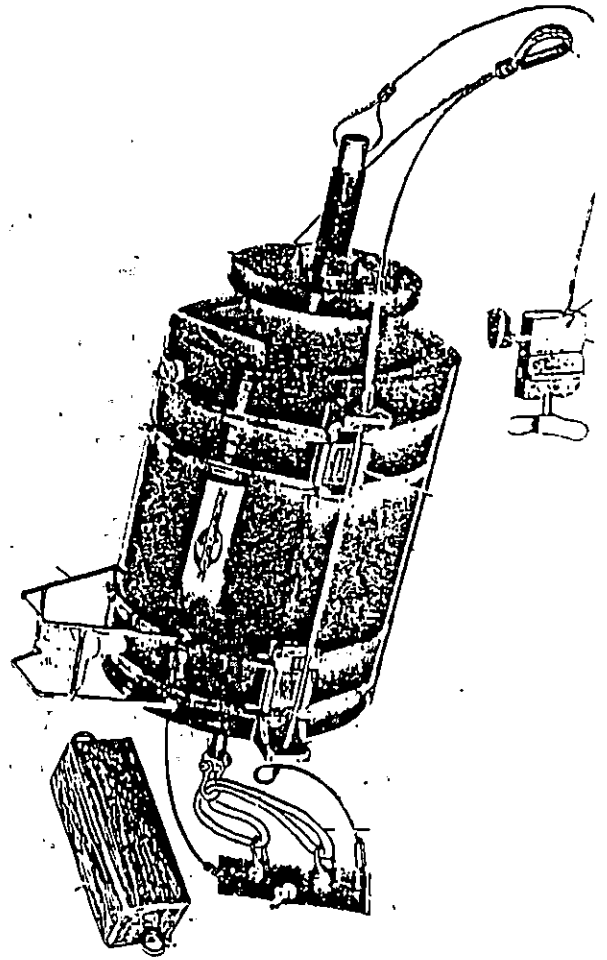


Figure 8 : Localisation des stations de prélèvement



Sonde multiparamétrique



bouteille à renversement

Figure 9: schémas des équipements de prélèvement utilisés lors de campagne

Tableau 4 : opérations de prélèvement effectuées lors de la campagne

<i>Station</i>	<i>Date de prélèvement</i>	<i>Latitude</i>	<i>Longitude</i>	<i>Profondeur de prélèvement(m)</i>	<i>Opérations réalisées</i>	<i>Observation</i>
01	20/09/1997	36° 49, 9 N	03° 02, 3 E	90	- Prélèvement de 60 l d'eau de mer de surface. - Mesure des paramètres physico-chimiques	l'échantillon est traité à bord.
02	20/09/1997	36° 50, 0 N	02° 55 , 4 E	65	- Prélèvement de 60 l d'eau de mer de surface	l'échantillon est traité à bord.
03	20/09/1997	36° 49, 1 N	02° 48, 0 E	125	- Prélèvement de 60 l d'eau de mer de surface. - Mesure des paramètres physico-chimiques	l'échantillon est traité à bord.
04	21/09/1997	36° 44, 0 N	02° 42, 1 E	100	- Prélèvement de 60 l d'eau de mer de surface. - Mesure des paramètres physico-chimiques .	l'échantillon est traité à bord.
05	21/09/1997	36° 41, 7 N	02° 40, 3 E	100	- Prélèvement de 60 l d'eau de mer de surface. - Mesure des paramètres physico-chimiques	l'échantillon est traité à bord.
06	22/09/1997	36° 41, 8 N	02° 27, 8 E	100	- Prélèvement de 55 l d'eau de mer de surface	l'échantillon est traité à bord.
07	22/09/1997	36° 41.1 N	02° 22, 6 E	100	- Prélèvement de 60 l d'eau de mer de surface. - Mesure des paramètres physico-chimiques.	l'échantillon est traité à bord.

08	22/09/1997	36° 39, 4 N	02° 12, 4 E	250	<ul style="list-style-type: none"> - Prélèvement de 60 l d'eau de mer de surface. - Mesure des paramètres physico-chimiques 	l'échantillon est traité à bord.
09 (Radiale)	22/09/1997	36° 41, 9 N	02° 46, 0 E	19	<ul style="list-style-type: none"> - Prélèvement de 50 l d'eau de mer de surface. - Mesure des paramètres physico-chimiques 	l'échantillon est stocké dans des jerricans en plastique.
10 (Radiale)	22/09/1997	36° 44, 6 N	02° 45, 9 E	70	<ul style="list-style-type: none"> - Prélèvement de 70 l d'eau de mer de surface et de deux échantillons de 50 l chacun à deux niveaux de la colonne d'eau (30m et 70m). - Mesure des paramètres physico-chimiques. 	les échantillons sont stockés dans des jerricans en plastique.
12 (Radiale)	22/09/1997	36° 48, 2 N	02° 46, 1 E	250	<ul style="list-style-type: none"> - Prélèvement de 70 l d'eau de mer de surface 	l'échantillon est stocké dans des jerricans en plastique.
13 (Radiale)	23/09/1997	36° 50, 9 N	02° 45, 7 E	350	<ul style="list-style-type: none"> - Prélèvement de 70 l d'eau de mer de surface, et de 03 échantillons de 50 l chacun à trois niveaux de la colonne d'eau (30m, 100m et 350m). - Mesure des paramètres physico-chimiques jusqu'à 100m. 	Les échantillons sont stockés dans des jerricans en plastique.
14 (Radiale)	22/09/1997	36° 53, 4 N	02° 46, 2 E	500	<ul style="list-style-type: none"> - Prélèvement de 60 l d'eau de mer de surface 	L'échantillon est stocké dans des jerricans en plastique

(Tableau 4, suite)

IV. 4. Séparation radiochimique des échantillons d'eau de mer

En raison du faible niveau de la radioactivité artificielle dans les échantillons d'eau de mer, plusieurs méthodes de préconcentration et de séparation radiochimique ont été développées. Parmi ces méthodes de dosage des radionucléides dans les échantillons d'eau de mer, on distingue la méthode de séparation radiochimique du ^{137}Cs , qui s'effectue par l'absorption de ce dernier par l'ammonium molybdophosphate (AMP). Cette méthode est la plus utilisée, car elle est relativement simple et ne nécessite pas des produits chimiques et des équipements coûteux. Les différentes étapes de la séparation du ^{137}Cs sont résumées dans la figure 10.

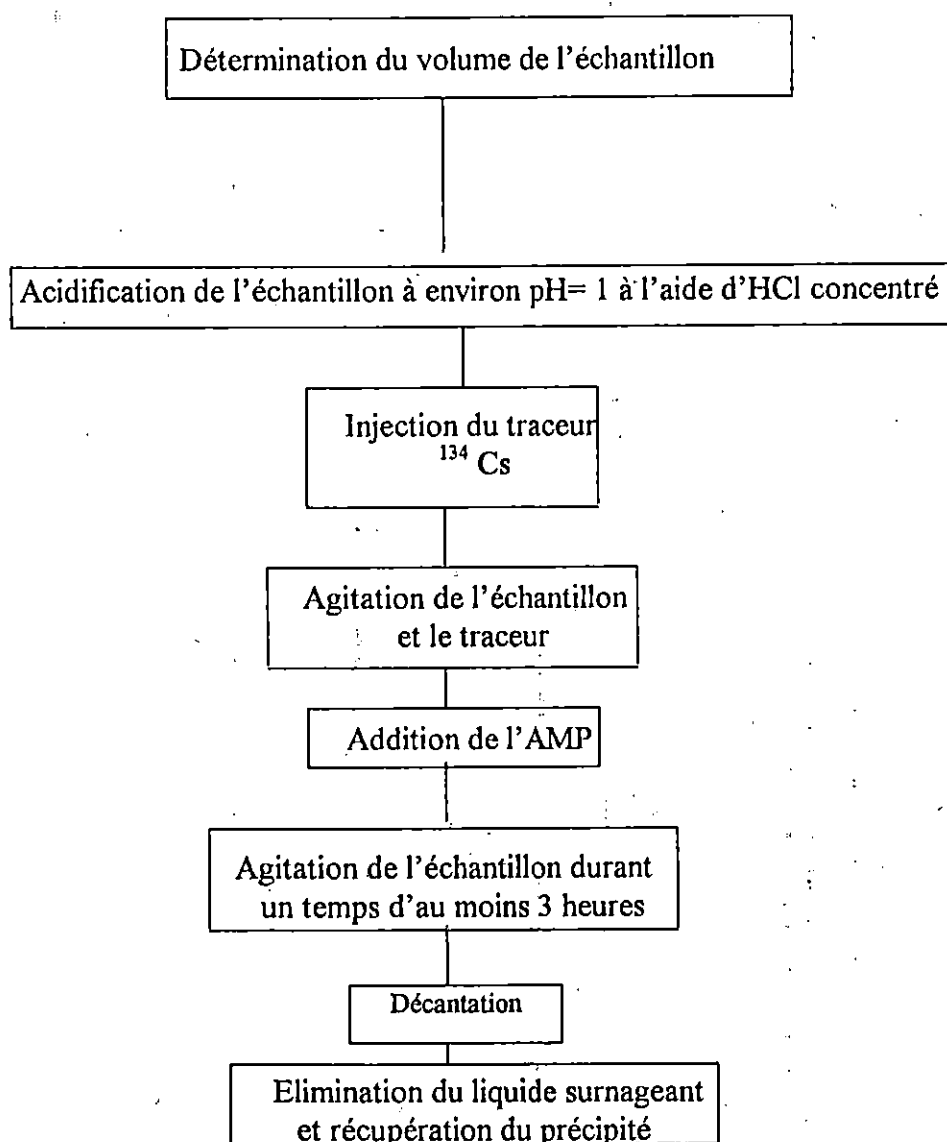


Figure10 : Procédure de séparation radiochimique du ^{137}Cs (AIEA, 1994)

IV. 5. Traitement chimique des échantillons

Les échantillons prélevés au niveau des stations de la radiale sont ramenés au laboratoire d'étude d'impact radiologique du centre de radioprotection et de sûreté où ils subissent un traitement chimique similaire à celui subi, à bord, par les autres échantillons des stations situées le long de la côte. Ce traitement chimique comprend les étapes successives suivantes :

- Détermination du volume de l'échantillon à partir de la détermination de son poids et sa densité ;
- Transfert de l'échantillon à l'intérieur d'une bassine de précipitation ;
- Initiation de l'agitation de l'échantillon à l'aide d'un agitateur ;
- Acidification de l'échantillon à environ $\text{pH} = 1$ à l'aide d' HCl concentré à 4 molaires (volume moyen d'environ 600 ml) ;
- Injection de $100 \mu\text{l}$ du traceur ^{134}Cs à une activité initiale de 6,757 Bq au 25/02/1997 (date relevée par le fournisseur) ;
- Agitation de l'échantillon et le traceur durant un temps d'environ 20 minutes, pour but d'homogénéisation ;
- Addition de 15 grammes de molybdophosphate d'ammonium (AMP) sous forme de boue dans l'eau distillée ;
- Agitation de l'échantillon durant un temps d'environ 4 heures ;
- Décantation de l'échantillon durant une nuit ;
- Elimination du liquide surnageant à travers une pompe puis la récupération du précipité ;
- Séchage : du résidu récupéré à l'étuve (75°C , temps de 24h) ;
- Détermination de la masse nette du précipité.

Notons que pour l'un des échantillons de la colonne d'eau (station 13, profondeur 350m), nous avons effectué deux fois l'opération de l'additionnement de la masse d'AMI (à cause de la perturbation de l'échantillon dans l'étape de l'élimination de la phase surnageante).

IV.6. Comptage des échantillons

Après le traitement chimique de chaque échantillon, le précipité, qui contient de la radioactivité alpha, bêta et gamma, est récupéré dans une boîte de comptage de 100cc en plastique de géométrie cubique (figure 11), portant les informations nécessaires (poids net, volume de l'échantillon, date de traitement et le code la station)

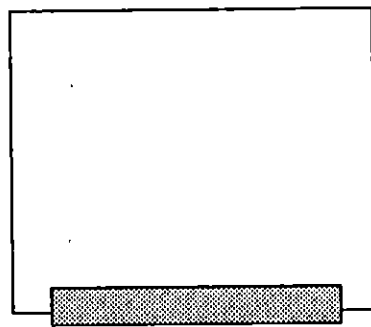


Figure 11 : Géométrie du flacon 100cc utilisé (échantillon en jaune)

Le comptage de la radioactivité de ces échantillons a été réalisé au moyen d'une chaîne de spectrométrie Gamma munie d'un détecteur Ge (Hp), en posant la boîte de comptage sur le détecteur. Cet instrument, détecte seulement les raies Gamma émises et les visualiser sous forme de pics successifs sur un spectre.

Afin d'identifier les différents radionucléides contenus dans l'échantillon, on procède à une calibration en énergie. En plus, on procède à une calibration en efficacité afin de mesurer les activités des radionucléides.

IV.6.1. Description de la chaîne de spectrométrie Gamma utilisée

L'ensemble de spectrométrie Gamma utilisé durant l'analyse de nos échantillons est constitué d'un détecteur au Germanium de haute pureté Ge-HP, placé au centre d'une enceinte blindée. Le détecteur est relié à un réservoir d'azote liquide qui assure le refroidissement du détecteur d'une part, et par le biais d'un préamplificateur d'amplitude à une électronique de détection, d'autre part (Figure 12).

L'électronique de détection est composée par :

- Un rack contenant l'amplificateur, le moniteur d'azote et l'alimentation de haute tension ;
- Une carte pour l'analyseur multicanaux ;
- Un micro-ordinateur et son unité centrale
- Une imprimante qui permettrait de sortir les différents traitements effectués par le logiciel du micro-ordinateur.

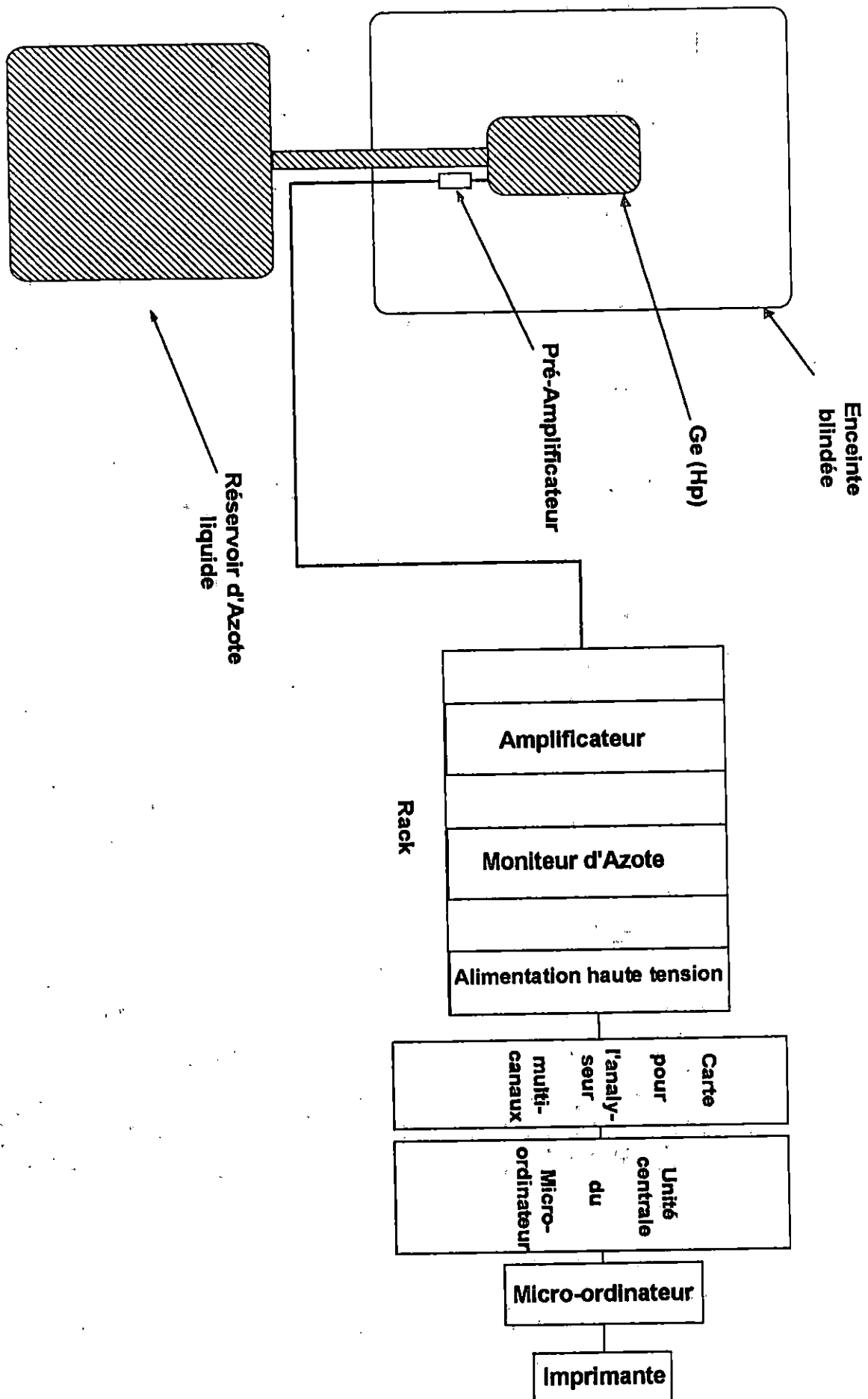


Figure 12 : Schéma de Chaîne de détection utilisée.

IV.6.1.1. Caractéristiques du détecteur utilisé

Le détecteur utilisé est du type-P de structure (forme) coaxiale, leurs caractéristiques sont :

- Résolution de 1,8 KeV pour la raie à 1332 KeV du ^{60}Co ,
- efficacité relative de 20,6 %,
- tension de polarisation de 2500 volts.

IV.6.2. Calibration en énergie

L'identification des radionucléides par le biais de leur énergie émise nécessite une calibration en énergie. Cette dernière est l'opération de correspondre à chaque canal une énergie. Elle peut s'effectuer à partir d'une ou plusieurs sources standards ayant des niveaux d'énergie connus et une gamme d'énergie assez large (0-2000 keV).

Pour notre étude, nous avons utilisé trois sources standards qui sont ^{137}Cs , ^{241}Am et ^{60}Co .

Les énergies des trois sources standards utilisées et leurs numéros de canaux correspondants sont données par le Tableau 5.

Tableau 5 : Energies des sources standards utilisées et leurs numéros de canaux correspondants

Sources standards utilisées	Energie KeV	Numéro du canal
^{137}Cs	661,66	1367
^{241}Am	59,5	98
^{60}Co	1173,24	244
^{60}Co	1332,5	2782

A partir des données des énergies des sources standards utilisées et leurs numéros de canaux correspondants, on procède au tracé de la droite de la calibration en énergie par la méthode des moindres carrés. La droite de calibration en énergie est donnée par la Figure 13.

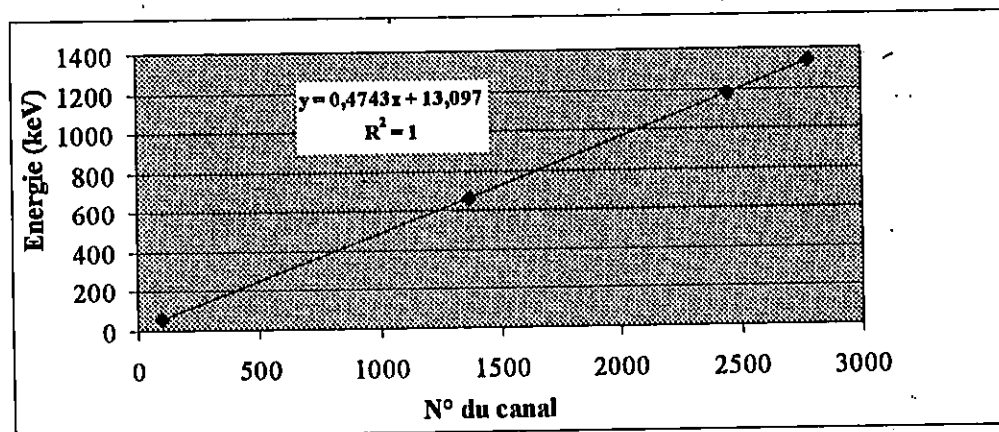


Figure 13 : Droite de calibration en énergie

IV.6.3. Bruit de fond

Après l'opération de la calibration en énergie, une acquisition du détecteur avec un flacon vide a été effectuée, afin de mesurer le bruit de fond de la radioactivité naturelle présente au laboratoire et dans les matériaux de structures du détecteur. Ce bruit de fond doit être soustrait des résultats du comptage net des radionucléides naturels.

IV.6.4. Traitement du spectre énergétique

En spectrométrie Gamma, les résultats d'analyse sont apparus sous formes de pics d'énergie sur un spectre. La surface nette de chaque pic d'intérêt est déterminée manuellement, par le marquage à partir de la base, de part et d'autre du pic en vérifiant qu'à chaque fois l'incertitude relative sur le comptage est la plus faible et le rapport Gaussien est le plus proche de 1.

IV.7. Calibration en efficacité

L'une des opérations pour la quantification de la radioactivité des échantillons et la détermination de l'efficacité ou rendement de détection. Cette opération doit se faire à partir d'un ou plusieurs échantillons standards ayant une activité initiale connue à leur date de fabrication. En plus, elle doit se faire dans des conditions similaires que celles des échantillons à mesurer.

Pour notre étude, nous avons procédé à deux types de calibration en efficacité, l'une pour la radioactivité artificielle et l'autre pour la radioactivité naturelle.

IV.7.1. Calibration en efficacité pour ^{137}Cs et le ^{134}Cs

La détermination de l'efficacité et de l'incertitude sur l'efficacité des énergies des radionucléides artificiels d'intérêt est basée sur la préparation des quatre échantillons standards d'AMP, de masses différentes (5g, 10g, 15g et 30g), ceci pour couvrir toute la gamme des masses des précipitées récupérées.

Chaque échantillon standard est préparé selon les étapes décrites ci-dessous :

- Transfert d'un volume d'environ 30 à 60ml d'eau distillée dans un même flacon de comptage que celui des échantillons, pour être dans les mêmes conditions ;
- Acidification de l'eau distillée à environ $\text{pH}=1$ à l'aide de quelques gouttes d'HCl concentré ;
- Injection à l'aide d'une micro pipette de $200 \mu\text{l}$ du ^{137}Cs et de $200 \mu\text{l}$ du ^{134}Cs d'activité initiale respectivement de 13,764 Bq et 13,805 Bq à la date du 25/02/1997 ;
- Agitation de l'échantillon standard à l'aide d'un agitateur magnétique pour un temps d'environ 5 minutes ;
- Addition de la valeur de la masse d'ammonium molybdophosphate (AMP) correspondante à chaque standard ;
- Agitation de l'échantillon standard pour un temps d'environ 10 minutes, pour but d'homogénéisation ;
- Lyophilisation du standard à l'étuve.

Après le comptage de ces échantillons standards, le comptage net de chaque pic d'énergie d'intérêt nous permis de calculer l'efficacité de détection par le biais de la relation de l'équation (1) et l'incertitude sur l'efficacité par la relation de la propagation d'erreur suivante.

$$\sigma_{\varepsilon} = \varepsilon \sqrt{\frac{N + BF}{(N - BF)^2} + \left(\frac{\sigma A}{A}\right)^2 + \left(\frac{\sigma t}{t}\right)^2 + \left(\frac{\sigma I}{I}\right)^2}$$

où N et BF représentent respectivement le comptage du standard et celui du bruit de fond ;

$\frac{\sigma A}{A}$ est l'erreur relative sur l'activité estimée (4%) ;

$\frac{\sigma t}{t}$ est l'erreur relative sur le temps de comptage (négligeable) ;

$\frac{\sigma I}{I}$ est l'erreur sur la probabilité d'émission (négligeable).

Dans le cas du ^{134}Cs , qui présente plusieurs pics d'énergies, on doit retenir le pic le plus intense ($E=604.6\text{keV}$), et à cause de la superposition de ce pic à un effet compton provenant de l'émission β^{-1} du ^{137}Cs , on a retenu un pic moins intense que le premier ($E=795.8\text{keV}$). La figure 13 illustre la structure des deux pics.

Les valeurs des efficacités et des incertitudes associées des quatre échantillons standards utilisés sont illustrées dans le Tableau 6.

Connaissant les valeurs des efficacités et leurs incertitudes, on procède au tracé des courbes de la variation de l'efficacité et leur incertitude en fonction de la masse, pour chacune des deux énergies d'intérêt, ceci entre les valeurs des standards (5g et 10g), (10g et 15g) et (15g et 30g). Ces courbes sont données par les figures 14 et 15.

Les équations des droites élaborées nous permettent de déterminer l'efficacité et l'incertitude sur l'efficacité pour les différentes masses des précipités des échantillons. Ces valeurs sont, aussi, données par le Tableau 7.

IV.7.2. Calibration en efficacité pour K-40

Dans cette procédure de calibration, les masses des quatre échantillons standards sont préparés directement d'un sel de chlorure de potassium (KCl). L'activité du ^{40}K , dans chacune des masses, est déterminée à partir du rapport isotopique de ^{40}K dans le potassium naturel (un exemple de calcul est donné en annexe), et l'incertitude relative sur l'activité est estimée à 2%. L'efficacité ainsi que l'incertitude associée sont calculées de la même manière que pour le ^{137}Cs . La seule différence réside dans le fait que, contrairement au césium, le bruit de fond du ^{40}K est considérable. Les valeurs ainsi obtenues sont données également dans le Tableau 6.

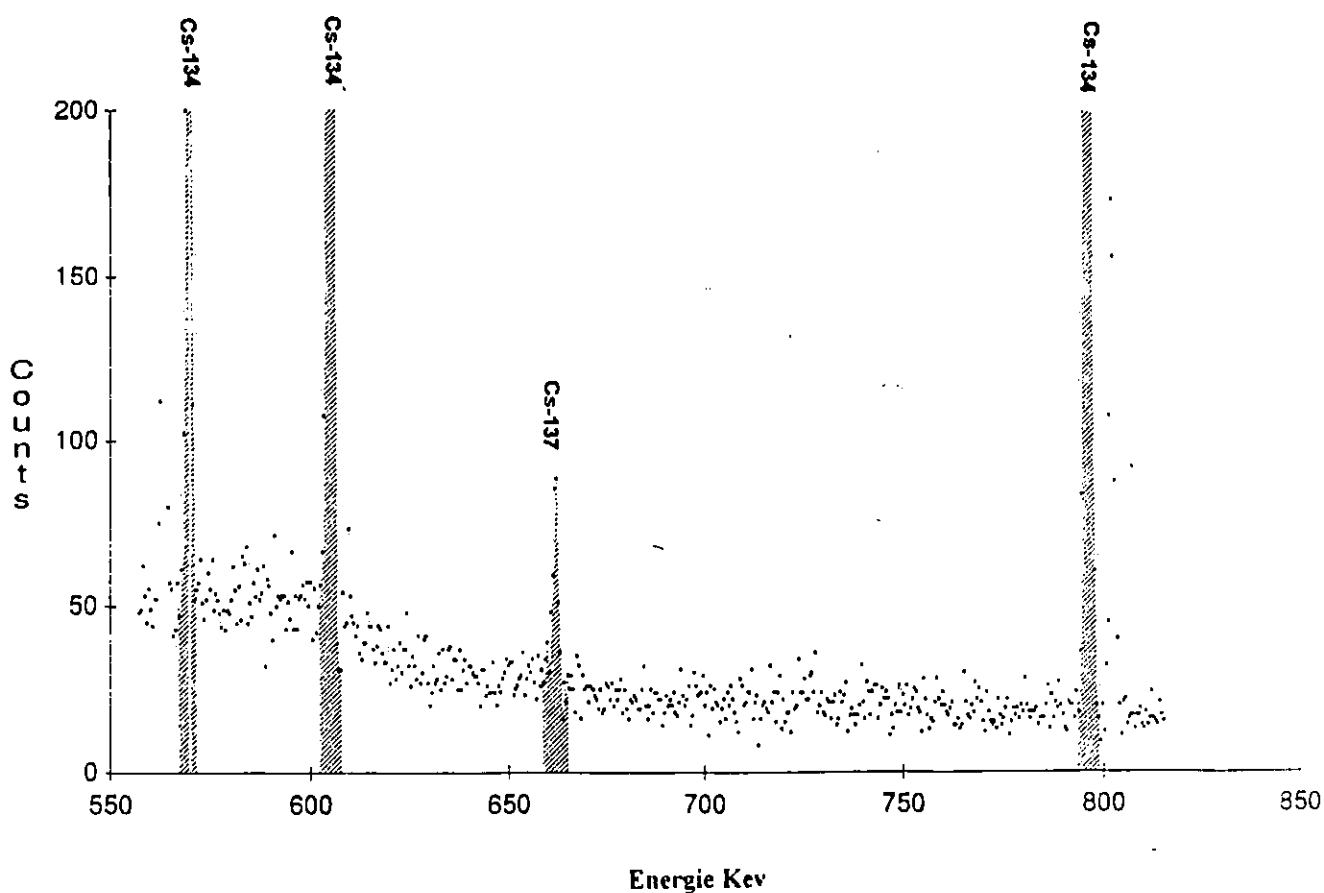
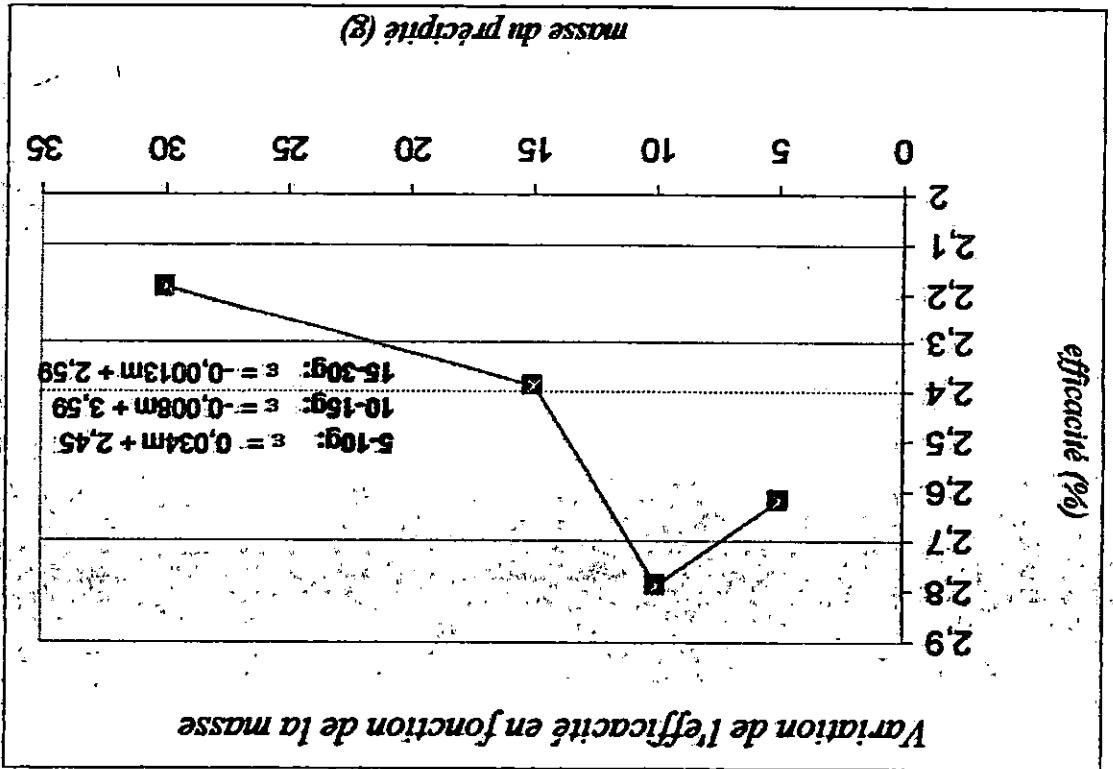
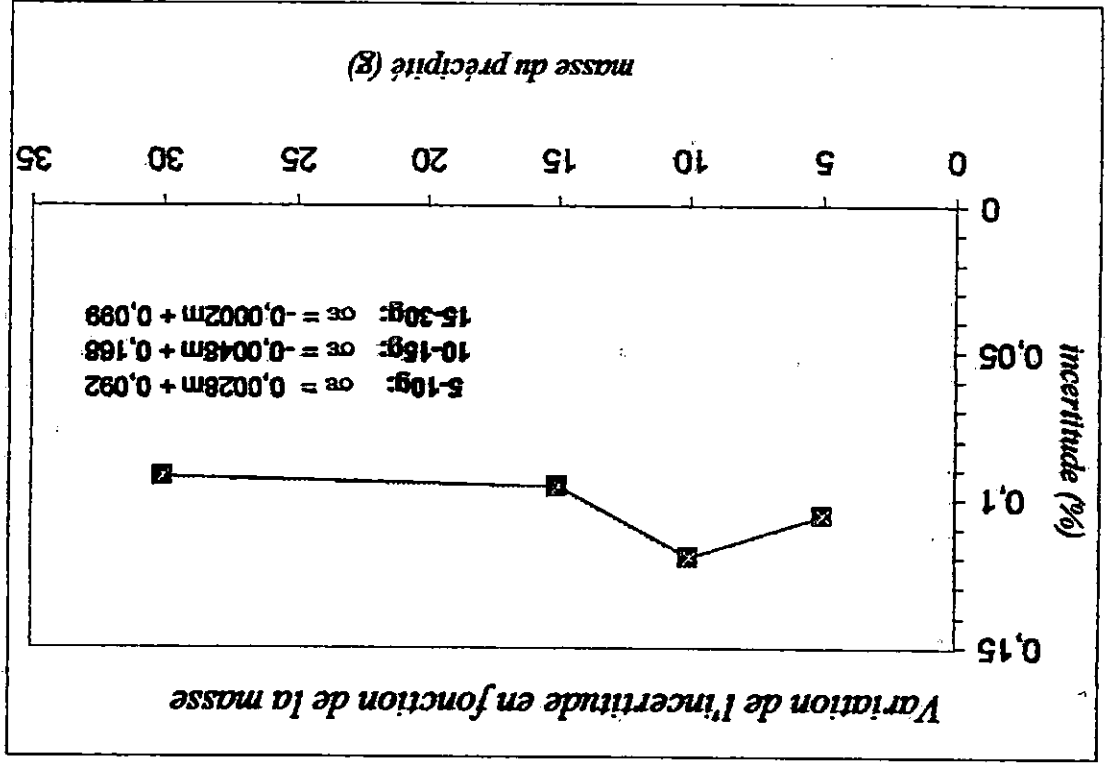


Figure14 : Spectre de raies d'énergie d'un échantillon standard.

Tableau 6 : efficacités et incertitudes associées pour les échantillons standards

Masse du standard (g)	Energie 661,6 keV		Energie 795,8 keV		Energie 1460.8 keV	
	ϵ (%)	$\sigma\epsilon$ (%)	ϵ (%)	$\sigma\epsilon$ (%)	ϵ (%)	$\sigma\epsilon$ (%)
5	2,62	0,106	1,84	0,076	1.08	0.027
10	2,79	0,12	2,12	0,091	1.06	0.024
15	2,39	0,096	1,94	0,077	0.975	0.025
30	2,19	0,093	1,70	0,076	0.961	0.027

Figure 15 : Courbes de l'efficacité et de l'incertitude associée, pour l'énergie 661,6 keV



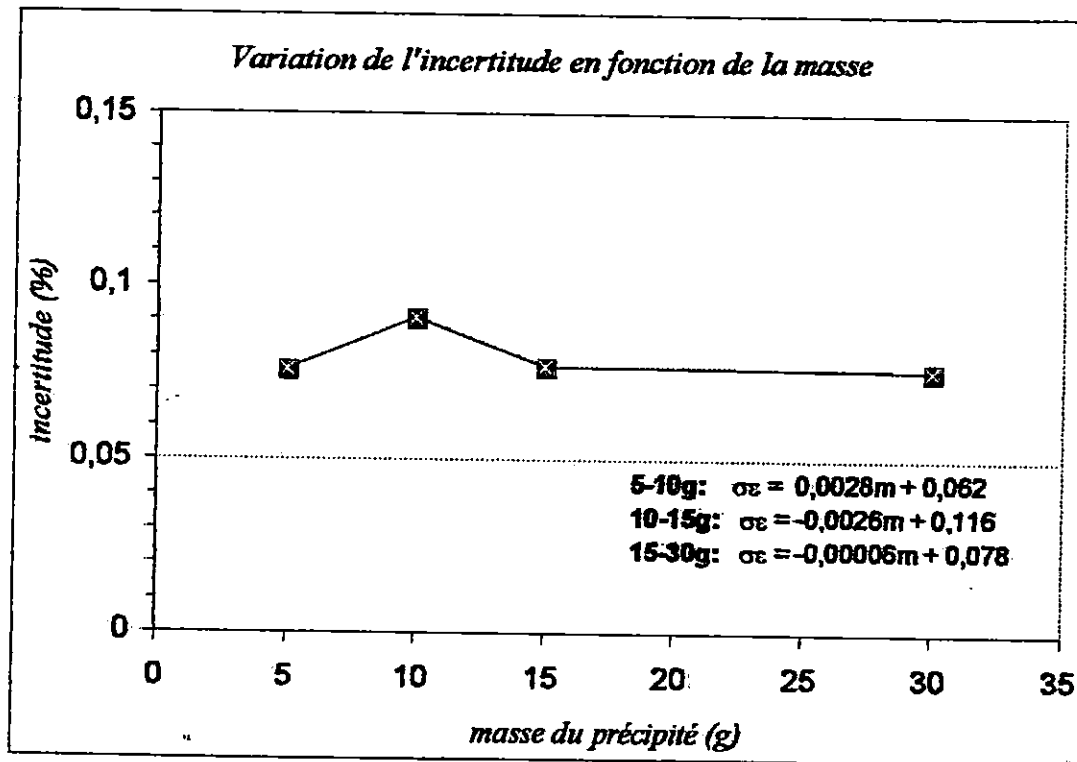
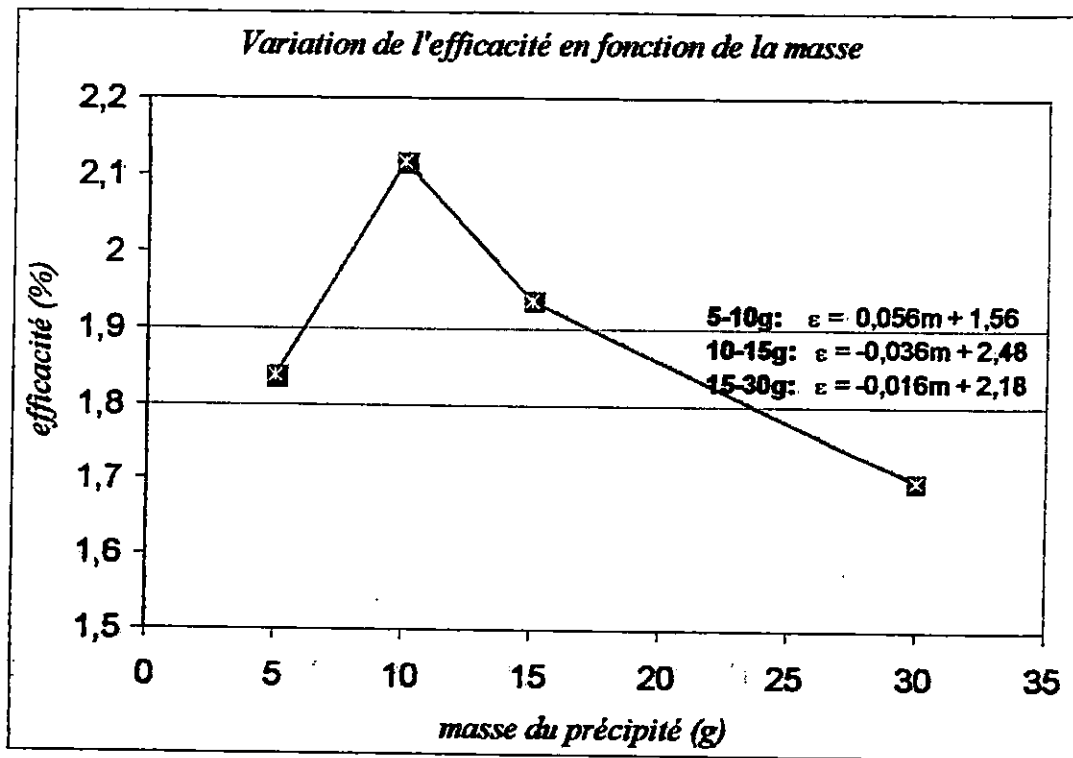


Figure16 : Courbes de l'efficacité et de l'incertitude associée, pour l'énergie 795.8 keV

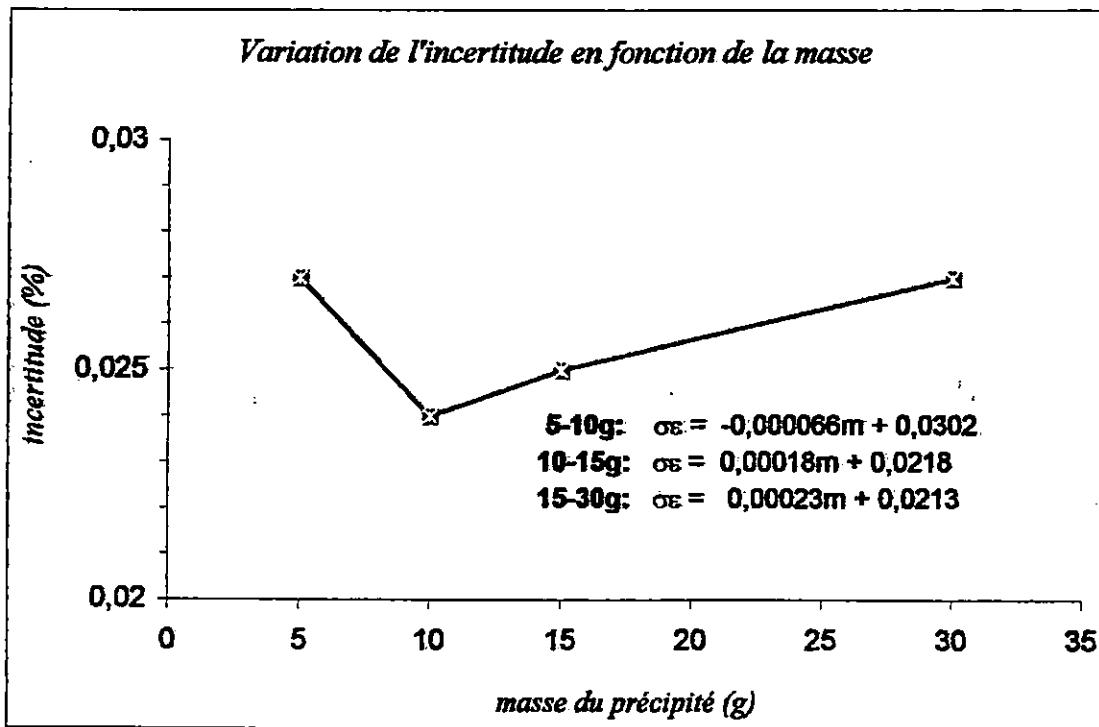
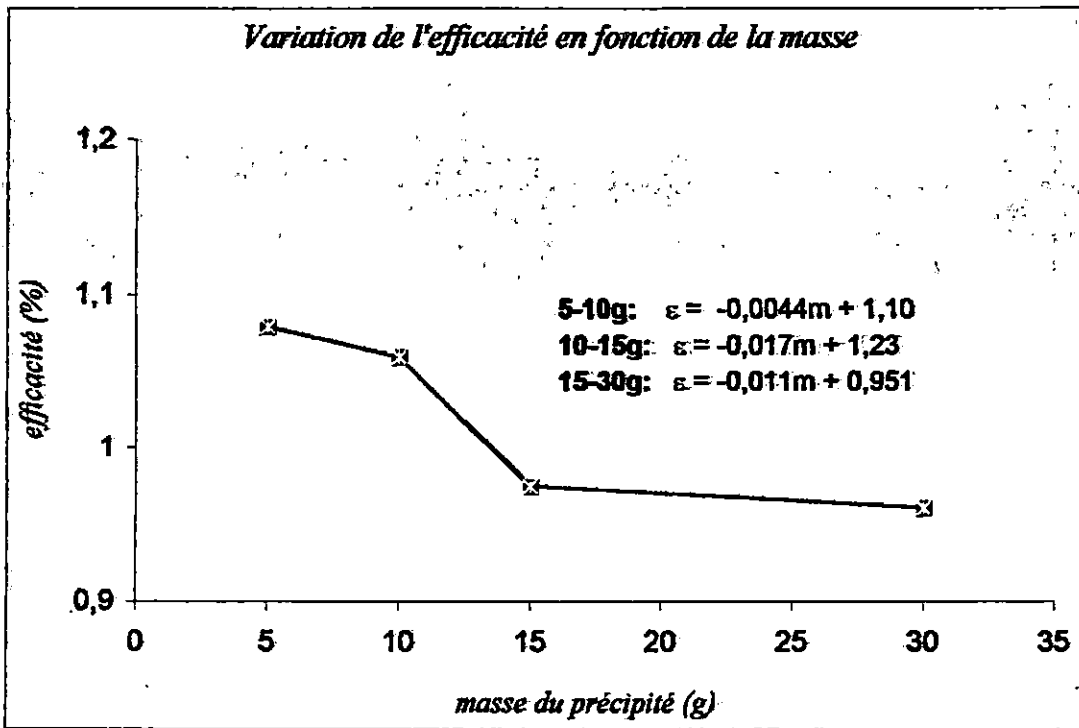


Figure17 : Courbes de l'efficacité et de l'incertitude associée, pour l'énergie 1460.8 keV

Tableau 7: Valeurs d'efficacité et leur incertitude pour les différentes masses des précipités des échantillons

Station	Profondeur de prélèvement (m)	Volume de l'échantillon (en litre)	Masse des précipités (g)	E= 661,6 keV		E= 795,8 keV		E= 1640,8 keV	
				ε (%)	σ_{ε} (%)	ε (%)	σ_{ε} (%)	ε (%)	σ_{ε} (%)
01	surface	60	12.65	2.578	0.1073	2.0246	0.0831	1.0149	0.0241
02	surface	60	12.1	2.622	0.1099	2.0444	0.0845	1.0243	0.0239
03	surface	60	12.2	2.614	0.1094	2.0408	0.0843	1.0226	0.0239
04	surface	60	11.2	2.694	0.1142	2.0768	0.0868	1.0396	0.0239
05	surface	60	8.85	2.751	0.1167	2.0556	0.0784	1.0611	0.0238
06	surface	55	5.86	2.65	0.1084	1.888	0.0	1.0742	0.0244
07	surface	60	10.36	2.76	0.1183	2.0107	0.0891	1.0539	0.0263
08	surface	60	11.12	2.7	0.1146	2.0797	0.0871	1.0409	0.0238
09	surface	48.32	12.7	2.754	0.1070	2.0228	0.0829	1.0141	0.0241
10	surface	70	*	*	*	*	*	*	*
10	30	49.6	12.6	2.57	0.1072	2.024	0.0830	1.0147	0.0241
10	70		*	*	*	*	*	*	*
12	surface	66.73	13.36	2.521	0.1039	1.999	0.0813	1.00288	0.0242
13	surface	67.60	11.33	2.684	0.1136	2.0721	0.0865	1.0374	0.0238
13	30	49.40	13.5	2.51	0.1032	1.994	0.0805	1.0005	0.0242
13	100	49.25	13.8	2.486	0.1018	1.983	0.0801	0.995	0.0243
13	350	49.30	27.34	2.234	0.0935	1.743	0.0761	0.962	0.0273
14	surface	57.28	9.12	2.76	0.117	2.0707	0.0875	1.0599	0.0242

* Non traité

IV.8. Calcul de l'activité spécifique et de l'incertitude sur l'activité

IV.8.1. Radioactivité artificielle

L'activité spécifique de notre radionucléide artificiel d'intérêt, le ^{137}Cs , est calculée à partir du rendement chimique du ^{134}Cs dans chacune des procédures de séparation radiochimique des échantillons. Ce calcul comprend les opérations suivantes :

- Calcul d'activité du ^{134}Cs à partir de l'expression

$$A_d(\text{Cs} - 134) = \frac{N}{\epsilon \cdot I \cdot t}$$

où N est le comptage net de l'échantillon (en coups),

I est la probabilité d'émission de l'énergie 795,8 KeV, égal à 85,4%,

t est le temps de comptage (en secondes),

ϵ est l'efficacité de détection correspondant à la masse du précipité de l'échantillon, pour l'énergie 795,8 KeV.

- Correction de l'activité du ^{134}Cs obtenu et reporté à la date de la préparation chimique, à partir de la relation de la décroissance radioactive

$$A_{d0} = A_d \cdot \exp(\text{Ln}2 \cdot t / T_{1/2})$$

où $T_{1/2}$ est la période radioactive du ^{134}Cs , égal à 752,42 jours,

t est le temps écoulé entre la date de traitement chimique et la date de comptage (en jours)

- Calcul du rendement chimique du ^{134}Cs à partir de l'expression

$$R = \frac{A_{\text{détectée}}(\text{Cs} - 134)}{A_{\text{injectée}}(\text{Cs} - 134)}$$

Où $A_{\text{injectée}}(\text{Cs} - 134)$ est l'activité du ^{134}Cs injecté, corrigé à la date de la préparation chimique.

- Calcul de l'activité du ^{137}Cs , par la même procédure que le ^{134}Cs , avec les valeurs correspondantes de N , I , t et ϵ , au pic 661,6 keV du ^{137}Cs .

- Correction de l'activité du ^{137}Cs obtenue et .. reportée à la date de prélèvement, par la relation de la décroissance radioactive :

$$A_{d0} = A_d \cdot \exp(\text{Ln}2 \cdot t / T_{1/2})$$

Où $T_{1/2}$ est la période radioactive du ^{137}Cs , égal 11019,59 jours,

t est le temps écoulé entre la date de prélèvement et la date de comptage.

- Calcul de l'activité spécifique du ^{137}Cs contenu dans l'échantillon à partir du rendement chimique ^{134}Cs , par l'expression ci-dessous.

$$A(\text{Cs} - 137) = \frac{A_d(\text{Cs} - 137)}{R}$$

- Normalisation de l'activité spécifique du ^{137}Cs obtenu à l'unité d'un m^3 .

L'incertitude sur l'activité a été calculée en utilisant la loi de propagation d'erreurs, et tient compte des incertitudes systématiques et statistiques. La procédure détaillée du calcul est donnée en annexe.

IV.8.2. Radioactivité Naturelle.

Le ^{40}K est présent dans l'eau de mer à des niveaux de concentration importants. Par conséquent, et contrairement au ^{137}Cs , l'analyse de ce radionucléide naturel peut être réalisée par simple comptage direct de l'échantillon de quelques litres d'eau dans un flacon approprié, sans aucun traitement chimique préalable. Cependant, dans notre cas on a à déterminer également le ^{137}Cs , qui nécessite une séparation radiochimique. Dans le souci d'optimiser le temps de comptage nécessaire, l'analyse séparée des deux radionucléides s'avère de moindre importance devant la détermination simultanée des deux radionucléides. A cet effet, nous avons opté pour la deuxième approche. Ainsi, l'activité du ^{40}K est évaluée sur la base du comptage du même précipité que pour le ^{137}Cs . Le calcul repose sur la détermination du rendement chimique pour le potassium, qui est très faible par rapport au césium. Ceci est dû à la sélectivité de la procédure de traitement utilisée.

Détermination du rendement chimique pour le K:

Les rendements chimiques pour le K et pour le Cs diffèrent d'un échantillon à un autre, mais le rapport entre les deux rendements peut être considéré le même pour tous les échantillons. De ce fait, il suffit de déterminer ce rapport pour un échantillon pour pouvoir l'appliquer aux autres.

Comme cela a été souligné précédemment, le rendement chimique du ^{40}K et du Cs a été déterminé systématiquement pour chaque échantillon. Concernant le ^{40}K , la démarche suivie est la suivante.

Le rendement chimique a été déterminé pour un seul échantillon; ce qui a nécessité, d'une part, le comptage direct d'une quantité de 3 litres dans un flacon de type

Marinelli et, d'autre part, un traitement radiochimique du même échantillon. Le rapport entre l'activité du ^{40}K dans le précipité et l'activité du comptage direct représente justement le rendement chimique pour le K:

$$R(K) = \frac{A(K-40) \text{ dans le précipité (Bq/l)}}{A(K-40) \text{ dans l'échantillon (Bq/l)}}$$

- Pour le même échantillon, nous avons calculé le rapport entre le rendement du K et celui du Cs:

$$F = \frac{R(K)}{R(Cs)}$$

- Enfin, pour les autres échantillons (qui n'ont pas subi un comptage direct), le rendement du K a été obtenu en multipliant le rendement du Cs par la facteur F:

$$R(K) = R(Cs).F$$

Ainsi, la concentration volumique d'activité du ^{40}K pour chaque échantillon, a été déterminée à partir du comptage du précipité, en Bq/l. Notons que l'incertitude sur l'activité a été calculée à partir de la loi de la propagation d'erreur.

Chapitre V :
Résultats et discussion

V.1. Paramètres physico-chimiques

Lors de la campagne d'échantillonnage océanographique, nous avons réalisé des mesures de certains paramètres physico-chimiques (température, pH et salinité) au niveau de stations 08 dont l'une représente la colonne d'eau (station13) jusqu'à 100 m de profondeur. Les résultats de ces mesures sont indiqués dans le Tableau 8.

V.1.1. Température

Dans notre zone d'étude les températures de surface varient entre 24.5 et 25.3°C avec une température moyenne de 24.98°C, tandis que celles mesurées au niveau de la colonne d'eau varient entre 24.9 et 15.6°C avec une valeur moyenne de 18.7°C. Les températures de surface sont assez stables ; la valeur minimale est observée au niveau de la station 09 et la valeur maximale est relevée à la station 04. Les mesures au niveau de la colonne d'eau présentent une diminution relativement régulière de la température avec la profondeur. Enfin, les températures mesurées au niveau des différentes stations sont saisonnières ; elles reflètent la période de prélèvement de nos échantillons.

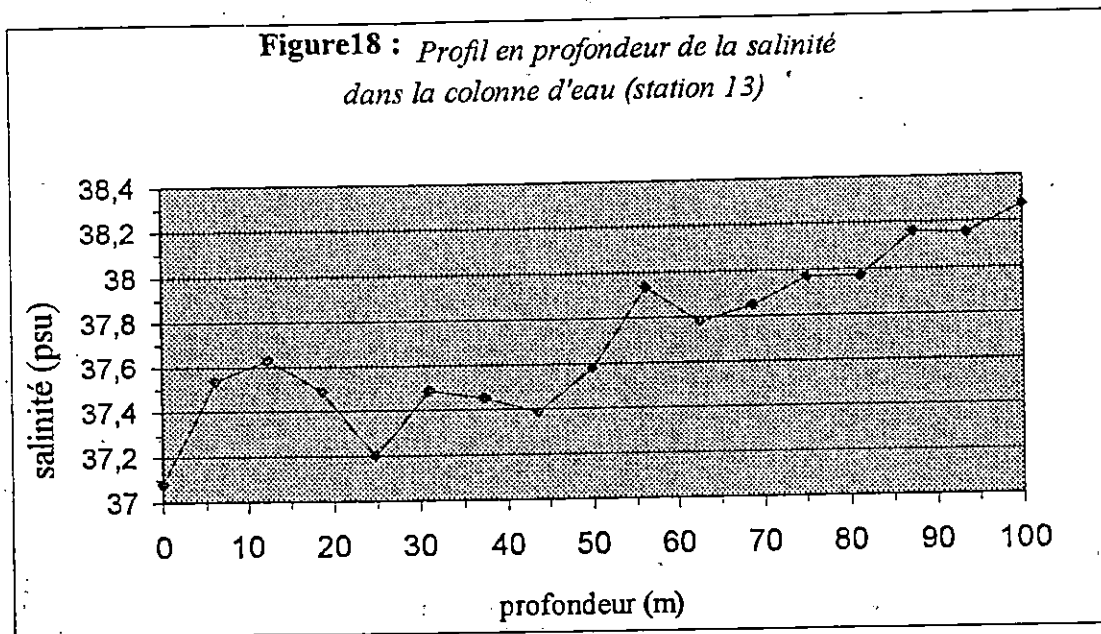
V.1.2. Potentiel d'hydrogène (pH).

Les valeurs de pH mesurées au niveau des différentes stations se situent entre 7.93 et 8.13 dans les eaux de surface et entre 7.97 et 7.81 au niveau de la colonne d'eau. Les maxima se situent au niveau des stations 3 et 9. Le minimum est observé à la station 4.

V.1.3. Salinité.

Les salinités de surface sont comprises entre 36.20 et 38.31 PSU, et la valeur moyenne est de 37.14 PSU. La salinité maximale est relevée dans la station 09 et la valeur minimale est observée au niveau de la station 3. Au niveau de la colonne d'eau les valeurs de la salinité se situent entre 37.08 et 38.27 PSU avec une salinité moyenne de 37.70 PSU. Les salinités relevées dans la colonne d'eau présentent des variations. Ces variations sont illustrées dans le profil de la distribution verticale de la salinité avec la profondeur (Figure 18).

Les résultats de mesures au niveau des différentes stations sont similaires à ceux obtenus dans les travaux effectués dans le Bassin Algérien (Millot et al., 1989).



V.2. Radioactivité

Après le traitement chimique des échantillons, les précipités récupérés ont été mesurés par spectrométrie Gamma. L'analyse des spectres obtenus, nous a permis d'évaluer les concentrations en Bq/m^3 du ^{137}Cs et en Bq/l du ^{40}K présents dans les échantillons. Les résultats obtenus pour l'ensemble des échantillons sont donnés dans le tableau 8.

Le but de notre étude étant l'évaluation des niveaux de base de la radioactivité dans l'eau de mer de la zone Ouest du littoral Algérois, les prélèvements réalisés nous permettent d'investiguer la répartition spatiale dans l'eau de surface de notre zone d'étude, d'une part, et la distribution verticale dans la colonne d'eau, d'autre part. La répartition spatiale à son tour est subdivisée en deux distributions, l'une longitudinale qui recouvre, essentiellement, les stations situées le long de la côte (station 1 à station 8), et l'autre radiale (station 9 à station 14).

Par ailleurs, nous avons calculé l'inventaire du ^{137}Cs dans la colonne d'eau ainsi que le pourcentage des retombées atmosphériques restant dans la colonne d'eau.

V.2.1 Distribution du ^{137}Cs

Concernant les eaux de surface, les concentrations des échantillons en ^{137}Cs varient entre 3.15 et de 2.05 Bq/m^3 avec une teneur moyenne de 2.59 Bq/m^3 . Ces valeurs concordent avec celles relevées en 1990, dans le projet marina MED de la Commission des Communautés Européennes, dans les mers régionales de la Méditerranée (Povinic et al., 1996 ; Cigna, 1995).

Tableau 8 : Paramètres physico-chimiques et concentrations du ^{137}Cs et ^{40}K

Station	Paramètres physico-chimique.			^{137}Cs (Bq/m ³)	^{40}K (Bq/l)
	Température	Salinité(psu)	potentiel <i>d'hydrogene</i>		
01	25.1	36.66	7.97	3.15 ± 0.34	10.92 ± 0.43
02	*	*	*	2.70 ± 0.24	10.62 ± 0.42
03	24.7	36.20	8.13	2.56 ± 0.24	9.16 ± 0.43
04	25.3	37.67	7.93	2.50 ± 0.25	10.45 ± 0.45
05	25.1	37.60	8.03	2.83 ± 0.26	9.59 ± 0.46
06	*	*	*	2.35 ± 0.22	6.39 ± 0.42
07	24.8	37.03+	7.99	2.50 ± 0.21	9.30 ± 0.46
08	24.7	36.60	8.00	2.39 ± 0.24	7.29 ± 0.43
09	24.5	38.31	8.12	2.95 ± 0.26	10.13 ± 0.42
10 surface	*	*	*	+	+
10 -30m	*	*	*	3.25 ± 0.26	9.79 ± 0.46
10 -70m	*	*	*	+	+
12	*	*	*	2.58 ± 0.22	10.28 ± 0.43
13 surface	24.9	37.08	7.99	2.43 ± 0.20	8.97 ± 0.43
13 -30m	18.3	37.46	7.97	1.99 ± 0.18	9.16 ± 0.44
13 -100m	15.6	38.27	7.81	2.96 ± 0.24	9.45 ± 0.44
13 -350m	*	*	*	2.31 ± 0.24	5.20 ± 0.42
14	*	*	*	2.05 ± 0.19	8.60 ± 0.46

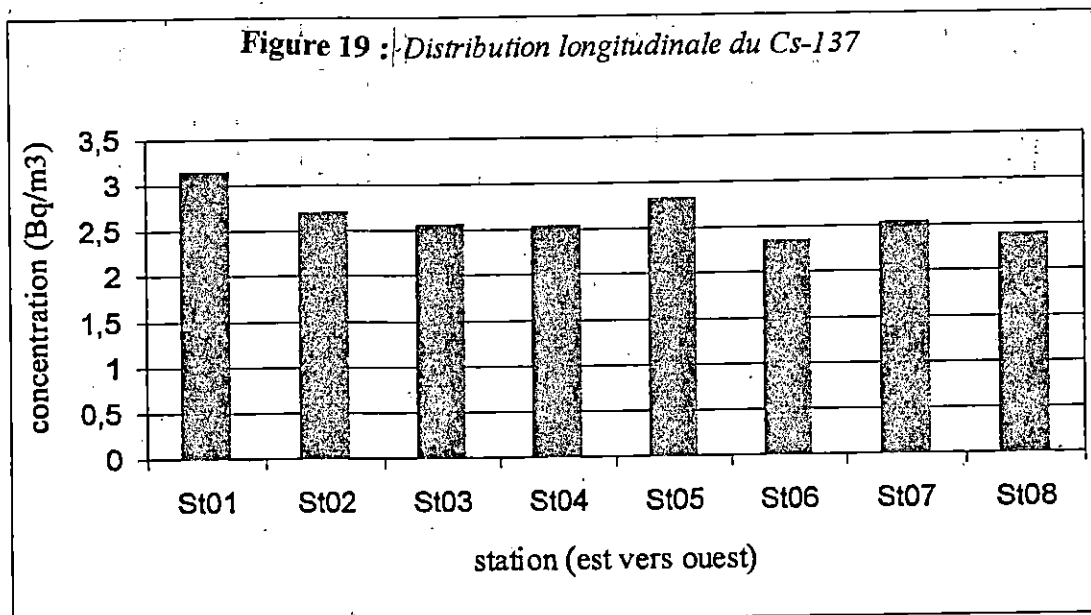
* non traité

+ non analysé

V.2.1.1. Distribution Longitudinale

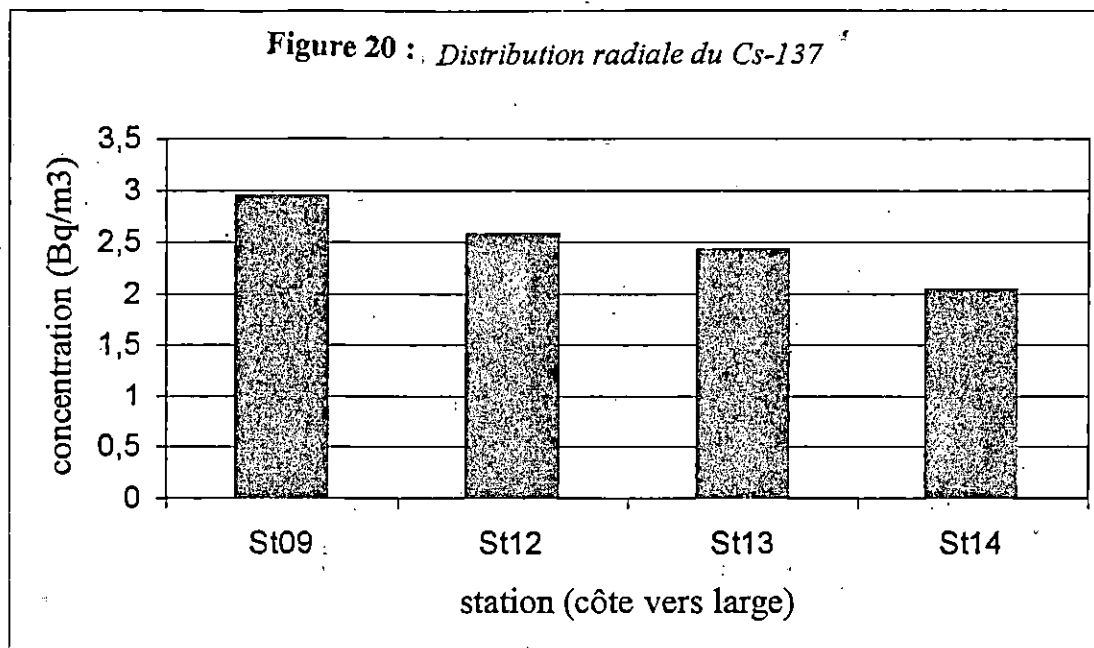
Les concentrations des échantillons prélevés le long de la côte se situent entre 3.15 et 2.35 Bq / m³, avec une valeur moyenne de 2.63 Bq /m³.

D'une manière générale, la concentration des échantillons en ¹³⁷Cs diminue du secteur Est vers le secteur Ouest de notre zone d'étude (figure 19). Cette diminution peut être expliquée par la dilution du ¹³⁷Cs dans les eaux de surface suite à leur dispersion par les courants de houles et de vents dominants du secteur nord-est vers le secteur ouest durant la période de prélèvement de nos échantillons.



V.2.1.2 Distribution radiale

Les échantillons prélevés au niveau des stations de la radiale montrent une nette décroissance de la concentration du ¹³⁷Cs (Figure 20). La décroissance observée de la concentration du ¹³⁷Cs peut être expliquée d'une part, par une action de rétention croissante du ¹³⁷Cs par les matières sédimentaires fines en suspensions apportées par l'Oued Mazafran et, d'autre part, par le rôle de l'hydrodynamisme qui favorise la sédimentation de ces particules en suspension au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la côte. Ce processus de rétention est favorisé par l'existence des courants cycloniques et anticycloniques (Guegueniat et al.,1981) analogues à ceux décrits dans notre zone d'étude par Millot (1987).



V.2.1.3 Distribution verticale dans la colonne d'eau

Le profil de la distribution verticale de la concentration du ^{137}Cs dans la colonne d'eau (Figure 21) se caractérise par un minimum de concentration à 30m de profondeur et par un pic de concentration à 100m de profondeur. L'allure générale du profil est similaire à d'autres profils relevés dans d'autres régions de la Méditerranée (Buffoni et al., 1997; Fukai et al., 1979). En le comparant avec la salinité, il ressort que son allure concorde avec l'allure du profil de la distribution verticale de la salinité dans la colonne d'eau (Figure 18). Le minimum de concentration est probablement dû à la forte sorption du ^{137}Cs (à faible salinité) par les particules sédimentaires et biologiques descendantes le long de la colonne d'eau. Tandis que le maximum de concentration peut être expliqué par le phénomène de désorption et d'excrétion du ^{137}Cs (à forte salinité) préalablement fixé sur les particules descendantes le long de la colonne d'eau.

V.2.1.4 Inventaire du ^{137}Cs .

L'inventaire, I , du ^{137}Cs représente la quantité totale de ce radionucléide contenu dans la colonne d'eau par unité de surface. Il est calculé par la formule :

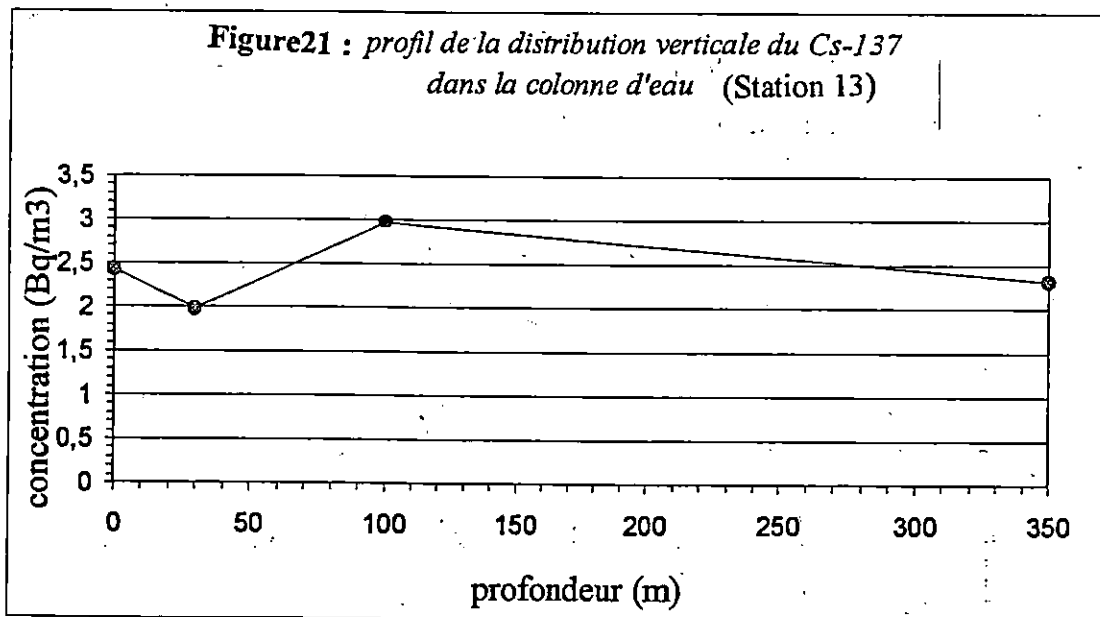
$$I = \sum_i A_i \cdot H_i$$

où H_i est l'étendue de la couche i (m) ;

A_i est la concentration du ^{137}Cs dans la couche i (Bq / m^3).

Le calcul a été effectué par la méthode des trapèzes ; ce qui suppose une variation linéaire entre deux profondeurs échantillonnées successives. Le résultats obtenu est de 898.3 Bq/m^2 .

Par contre, l'inventaire du ^{137}Cs calculé par Hught et al.(1979), dans une colonne d'eau de la plaine abyssale du bassin algérien et à une profondeur de 2700m, est de 3848 Bq/m^2 . La différence à celui calculé dans notre site étude peut être expliquée, d'une part, par l'abondance des matières sédimentaires et biologiques en suspension dans les eaux littorales et qui entraînent ainsi une élimination importante du ^{137}Cs de la colonne d'eau vers le fond marin et, d'autre part, par le déplacement de ce radionucléide avec les masses d'eau. cette premiere constatation est en accorde avec la conclusion de povinic et al.(1996), auquel sont observés que ce radionucléide est un bon traceur utilisé pour l'étude des déplacement des masses d'eau et la dynamique sédimentaire.



V. 2.1.5. Comparaison de l'inventaire du ^{137}Cs au dépôt atmosphérique cumulé.

La comparaison de notre inventaire aux dépôts atmosphériques du ^{137}Cs cumulés dans le temps repose sur la correction des dépôts annuels du ^{137}Cs à l'année de prélèvement de nos échantillons puis la sommation de ces dépôts corrigés.

Pour cette comparaison, nous avons utilisé les dépôts atmosphériques du ^{137}Cs dus aux retombées atmosphériques globales (période 1954 jusqu'à 1984) et des dépôts atmosphériques causés par l'accident de Tchernobyl (période 1986 - 1992).

Période 1960 – 1992 :

Les valeurs des retombées utilisés pour cette période sont celles mesurées dans les côtes Italiennes et rapportées par Buffoni et Cappelletti (1997). La sommation des dépôts atmosphériques corrigés nous a donné un dépôt cumulé de 1711 Bq / m².

Période 1954 – 1959 :

Pour cette période, on a déduit les dépôts atmosphériques du ¹³⁷Cs à partir des dépôts du plutonium rapportés par Edington et al.(1975) et du dépôt atmosphérique du ¹³⁷Cs de 1963 rapporté par Buffoni et Cappelletti (1997) avec l'hypothèse que l'évolution des retombées de ces deux radionucléides est la même. Le dépôt cumulé du ¹³⁷Cs obtenu pour cette période est de 874 Bq /m².

Période 1960 – 1984 :

Les données utilisées pour cette période (1960-1984) sont celles rapportées par Buffoni et Capelletti. (1997). La quantité atmosphérique cumulée obtenue pour cette période est de 2087 Bq/m².

De ces trois dépôts cumulés, le dépôt cumulé total du ¹³⁷Cs (période 1954–1992) est de 4673 Bq / m².

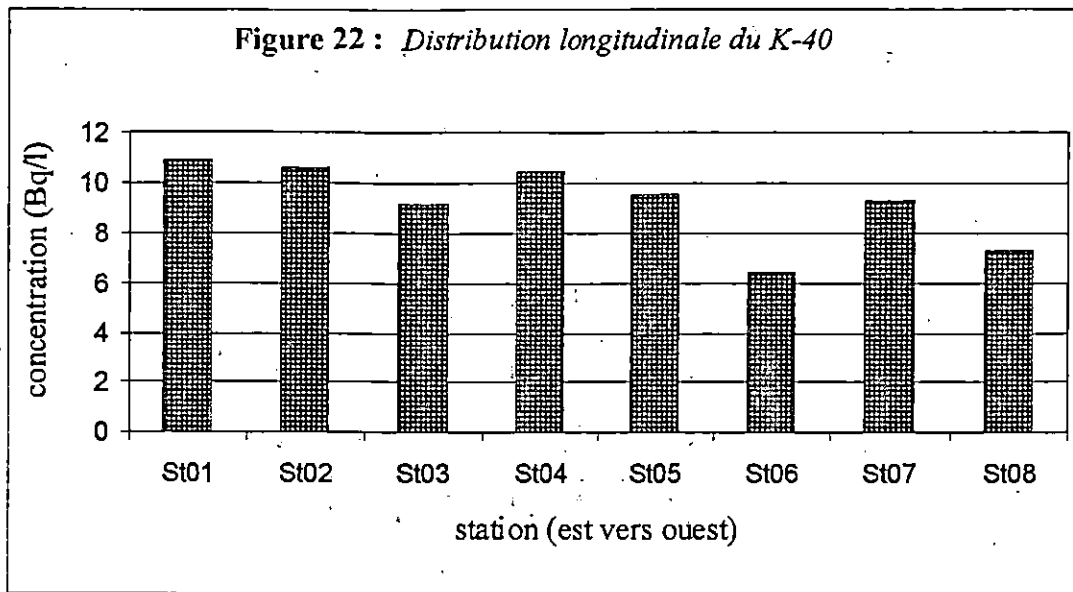
La comparaison de notre inventaire au dépôt cumulé du ¹³⁷Cs indique que notre inventaire représente 19.22% des dépôts cumulatifs du ¹³⁷Cs.

V.2.2 Distribution du ⁴⁰K

Les concentrations des échantillons en ⁴⁰K oscillent entre 5.20 et 10.92Bq/l avec une concentration moyenne de 9.10 Bq/l. Ces concentrations sont en accord avec l'ordre de grandeur de la concentration de ⁴⁰K dans l'eau de mer.

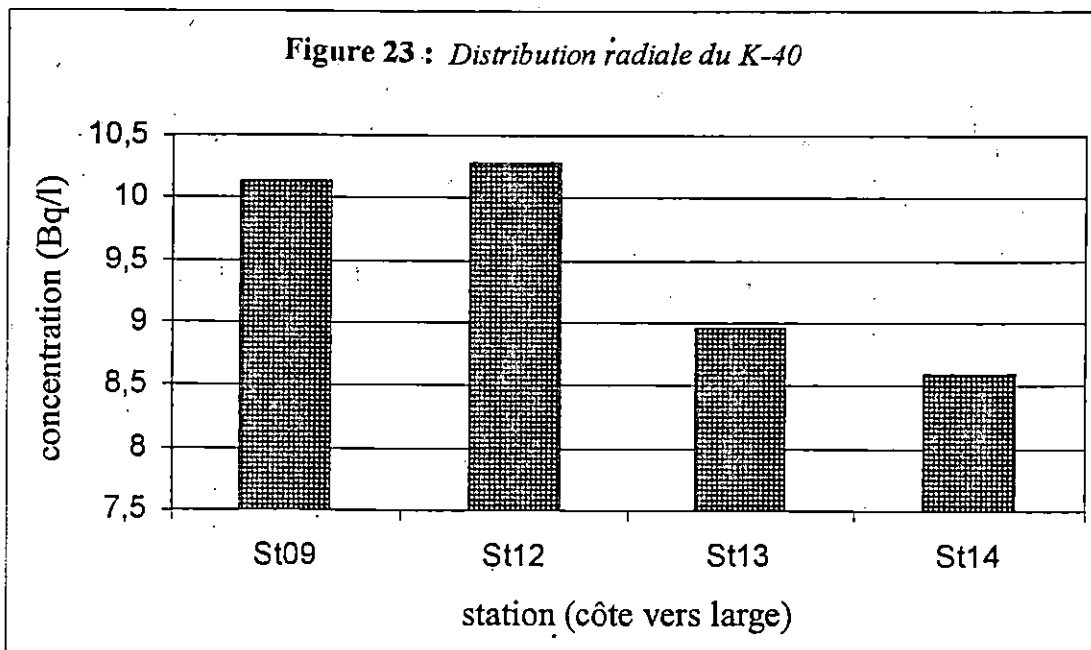
V.2.2.1 Distribution longitudinale (figure 22)

Les concentrations en ⁴⁰K des échantillons prélevés le long de la côte varient entre 10.92 et 6.39 Bq/l, avec une valeur moyenne de 9.22 Bq/l. Les résultats obtenus montrent une corrélation entre la variation de la salinité et la concentration du ¹³⁷Cs d'une part, et une diminution de la concentration de ⁴⁰K du secteur est vers le secteur ouest, d'autre part. La diminution de ⁴⁰K peut être expliquée par le caractère soluble du ⁴⁰K dans l'eau de mer et qui suit fidèlement les déplacements du césium.



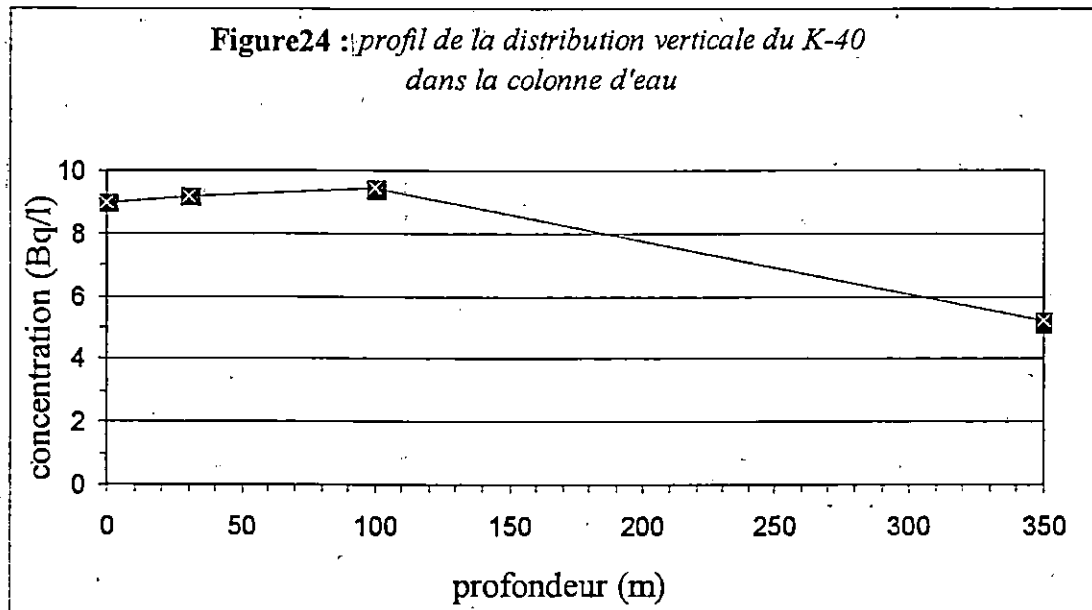
V.2.2.2. Distribution radiale (Figure 23)

La distribution de la concentration du ^{40}K au niveau des stations de la radiale, montre une tendance similaire à celle du ^{137}Cs , à l'exception de la station 12 qui relève une légère augmentation de la concentration du ^{40}K . Au niveau de cette station le ^{40}K subit probablement une adsorption moins intense que celle du ^{137}Cs .



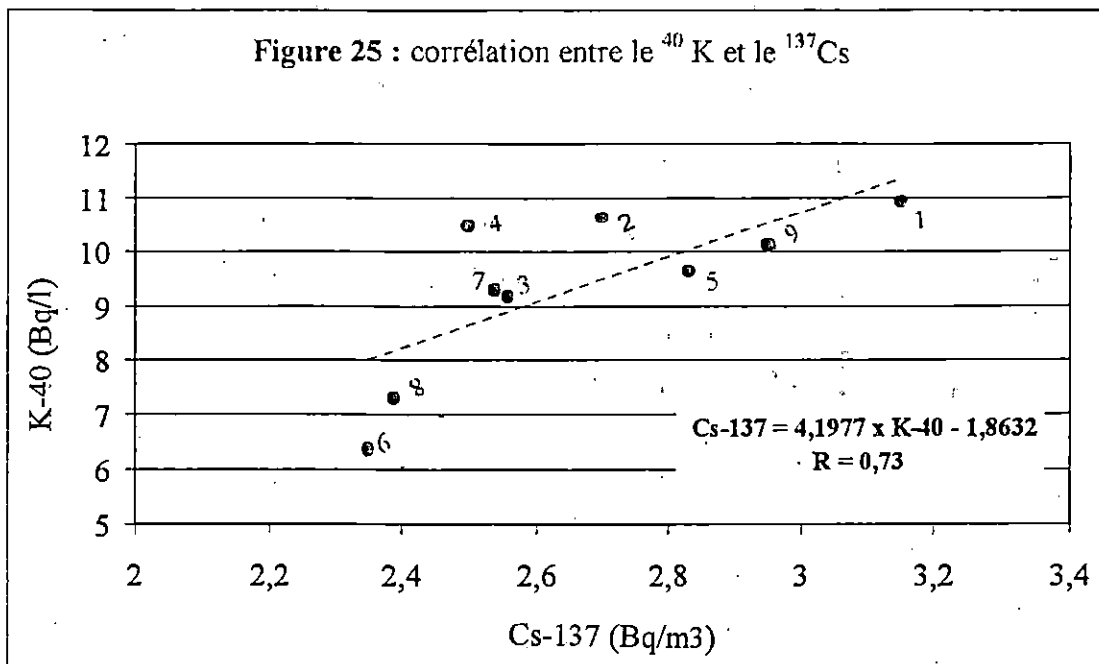
V.2.2.3. Distribution verticale dans la colonne d'eau

Le profil de la distribution verticale de la concentration du ^{40}K dans la colonne d'eau (figure 24) présente un pic de concentration similaire à celui du ^{137}Cs . Ce pic de concentration s'explique, probablement, par la forte abandonne du ^{40}K , à forte salinité, par les matières s sédimentaires et biologiques descendantes le long de la colonne d'eau.



V.3 . Corrélation entre ^{40}K et ^{137}Cs

Afin de vérifier la corrélation existante entre le ^{137}Cs et le ^{40}K présents dans nos échantillons, on a procédé le tracé de la variation de la concentration de ces deux radionucléides dans 09 échantillons . D'après la droite élaborée(Figure 25), on remarque également que le facteur de corrélation entre ces deux radionucléides est proche de 1($R=0.73$). Du fait qu'il est proche de 1, on peut dire qu'il existe une bonne corrélation entre la variation de la concentration le ^{137}Cs et ^{40}K .



Conclusion

Le présent travail, nous a donné la possibilité, d'une part, de nous familiariser avec le domaine de la radioactivité dans le milieu marin et, d'autre part, de maîtriser certaines méthodes et techniques d'analyse de la radioactivité dans les échantillons d'eau de mer.

A cet effet, des échantillons d'eau de mer ont été collectés au niveau de 13 stations lors de la campagne océanographique. Les échantillons, analysés par séparation radiochimique et par spectrométrie gamma, ont révélés la présence du ^{40}K pour la radioactivité naturelle et du ^{137}Cs pour la radioactivité artificielle.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude montrent que la distribution du ^{137}Cs et du ^{40}K est étroitement liée aux caractéristiques hydrodynamiques régnant dans notre site d'étude et aux constituants physico-chimiques de l'eau, en particulier la salinité et les charges sédimentaires.

Par ailleurs, l'exploitation des résultats du ^{137}Cs dans la colonne d'eau nous a permis de calculé l'inventaire ainsi que le pourcentage des retombées atmosphériques restant dans la colonne d'eau.

Cette étude nous a montré qu'indépendamment de son importance du point de vue radiologique, le ^{137}Cs de part sa solubilité dans l'eau de mer, constitue un traceur qui permet l'étude des différents aspects liés au déplacement des masses d'eau. suite aux résultats obtenus dans le cadre de ce travail, nous estimons qu'il serait intéressant d'entreprendre d'autres investigations dans le future, avec un programme d'échantillonnage plus élaboré qui couvrirait d'autres régions du littoral national. Par ailleurs, un travail de modélisation du transport du ^{137}Cs dans la l'eau de mer permettrait de déterminer certains paramètres clés tels que l'étendue de la couche superficielle de mélange, le temps de résidence du ^{137}Cs dans cette couche, ainsi que l'efficacité de transfert aux sédiment.

Références bibliographiques

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AIEA, 1994. Rapport d'activités récentes. Labo. de L'envi. Marin. (Monaco) ; 96 pp.
- Amiard-Triquet C. et Amiard J.C., 1980 . radioécologie des milieux aquatiques . Ed .Masson (Paris) ; 191 pp.
- Ancllin J., 1976 .Pollution radioactive en milieu marin 67-79pp in : la pollution des eaux marines ouvrage présenté par J. M. pères Ed. Bordas ; 230p
- Ancellin J., Guegueniat P. et Cermain P., 1979 .radioecologie marine : étude et devenir des radionucleides rejetés en milieu marin et application à la radioprotection Ed. Eyrolles ; 256p
- 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 Firth (Ecosse). These de Magister , CRS-Alger ; 156p
- Bennett B-G., 1995 .exposures from world wide release of radionulides 3-12pp in : environmental impact of radioactive releases AIEA proceeding séries ; 838p
- Ben Zohra M., 1993 .les structures hydrodynamiques le long des côtes algeriennes in: Circulation des eaux et pollution des côtes Medit. des pays du maghreb Ed. par Choukhi.
- Blanc D., 1966 .Les radionucléides : production-dosage-application . Ed. Masson et C^{ie} éditeurs ; 288 pp.
- Blanc D., 1981 . L'électronique nucleaire ° collection que sais je ° Ed. Masson ; 127p
- Blanc D., 1990 .Les rayonnements ionisants : detection , spectrométrie et dosimétrie . Ed. Masson ; 255 pp.
- Buffoni G. et Cappelletti A., 1997 .On the accumulation- dispersion processus of the ¹³⁷Cs in the Italian seas 155-173pp in : Jour. of Env. Radio. vol 32 n° 2 Elsevier. Scie. Ltd ; 253p
- Caulet J., 1972 .Les sédiments organogènes du précontinent Algerien. Ed. du musium(Paris) ; 97-102 pp.
- Cigna A A., 1995 .Exposure of Population of contries with the European Union to the radioactivity in the M2diterranean Sea 379-395pp in : environmental impact of radioactive releases AIEA proceeding séries ; 838p
- Dutreix J., desgrez A., Bok B. et Vinot J H., 1993 .Biophysique des radiations et imagerie medicale Ed. Masson ; 320p

Références bibliographiques

- Edington D-N., Wahlgren M.A. and Marshall J.S., 1975 .The behavior of plutonium in aquatic ecosystems: A summary of studies on the Great Lakes . in Environmental toxicity of aquatic radionuclides: Models and mechanisms . Ed ANN Arbor science publishers inc ; 45-80 pp.
- Eisenbud M., 1987 .Environmental radioactivity from industrial and military . Ed academic Press
- Edington D N., 1981 .A revieww of the persistence of long-lived radionuclides in the marine Environment sediment/wather interaction 67-91pp in :impacts of radionuclides releases in the marine environment AIEA proceding séries ; 593p
- Fukai R., Ballestra S. et Vas D., 1979 .Distribution of Cesium -137 in the Mediterranean Sea in : Comission International pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Med. Vol 25/26 fasc 5,159.
- Gilat E., 1976 .Behavieur of Césium-173 63-75pp in :Impact of nucléaires in to the aquatiques environment proceding séries AIEA ;283p
- Gueguniat P., 1981 . Données nouvelles sur la dispersion des radionucléides dans la Manche 481-499pp in Impact of radinuclides in to the marine environment proceding séries AIEA, 1981.
- Goldberg E D., 1976 .la santé des océans . Ed. U.N.E.S.C.O., 159p.
- Holm E.,1994 .Radioecology: lecturs in environmental radioactivity. Ed world scientific ; 332 pp
- Hamilton F., 1996 . 137Cs (90Sr) and Pu isotops in the Pacific Ocean : source and trend in radinuclides in the océan : Impact and Inventories les Editions de physique, 231p
- Hugt R., 1979 . Soluble and particle -associated fallout radionuclides in the méditerranéan wather and sédiments 71-76pp in : Comission International pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Med. Vol 25/26 fasc 5 ; 159p
- Kathren R L., 1984 .Radioactivity in the environnement : source, distribution and surveillance Pub Harwood acadimic ; 397p
- Leclaire L.,1972 . La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baleaires (précontinent Algérien). Ed. du musium ; 393 pp.
- Meziane Y.,1987 . Contribution à l'étude d'impact de la pollution sur la distribution spatio-temporelle des peuplements phytobenthiques dans la baie de Bou-Ismaïl. Thèse de Magister , ENS-Alger ; 126p

-
- Millot C., 1987 . circulation de l'eau d'origine atlantique in : atlas des fonds thermiques en mer Méditerranée d'après l'imagerie satellitaires Mem. Ins. Océa. Monaco n° 16 ; 187p
- Millot C., Taupier -Letage L. et Benzohra m., 1989 .The Algeian Eddies Earth-Scie. Review 27 .Elsevier science publishers B-V, Amesterdam
- Nyffeler T F., 1996 .Radionuclides in the Océan : A Servey 1-28pp in radinuclides in the océan : Impact and Inventories les Editions de physique, 231p
- O.M.S. , 1987 .Critères d'hygiène de l'environnement : quelques radionucléides. Publié sous la tripartite PNUE , OIT et OMS . 261 pp.
- Ouahes R. et Devallez., 1988 .Chimie générale O.P.U. Alger ; 540 p
- Papucci C., Charmasson S., Delfanti R., Gasco C., Mitchell P. et Sanchez-Cabeza J.A., 1996 Time evolution and levels of man- made radioactivity in the Mediterranean sea . in radionuclides in the oceans : Inputs and inventories . Les éditions de physique., 177-197 pp.
- Povinic P. et Folwer R., 1996 .Tchernobyl et l'environnement marin :l'impact radiologique dansson contexte18-22pp in :AIEA-bulletin vol 38 n°1 ;63p
- Staners L.,1981 . Factors cntroling interaction ^{137}Cs wide suspendid and deposited sediments in the Estuearian and coastal environement 93-106p in : impacts of radionuclides releases in the marine environment AIEA proceding séries ; 593p

Annexes

Annexe A : Calcul de l'incertitude sur l'activité

Les étapes de calcul de l'incertitude sur l'activité du ^{137}Cs sont les suivantes :

1- incertitude sur les activités détectées :

- du ^{134}Cs

$$\sigma A_d = A_d \sqrt{\left(\frac{\sigma N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\sigma \varepsilon}{\varepsilon}\right)^2} \quad (1)$$

où N : comptage net au pic 795.8 keV ;
 ε : efficacité correspondant à cette énergie.

- du ^{137}Cs

$$\sigma A_d = A_d \sqrt{\left(\frac{\sigma N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\sigma \varepsilon}{\varepsilon}\right)^2} \quad (1)$$

où N : comptage net au pic 661.6 keV ;
 ε : efficacité correspondant à cette énergie.

2- incertitude sur le rendement chimique

$$\sigma R = R \sqrt{\left(\frac{\sigma A_d}{A_d}\right)^2 + \left(\frac{\sigma A_{inj}}{A_{inj}}\right)^2}$$

où A_d : activité détectée du ^{134}Cs ;
 A_{inj} : activité injectée du ^{134}Cs .

3- incertitude sur la concentration du ^{137}Cs dans l'échantillon

$$\sigma A = A \sqrt{\left(\frac{\sigma R}{R}\right)^2 + \left(\frac{\sigma A_d}{A_d}\right)^2 + \left(\frac{\sigma V}{V}\right)^2}$$

où V : est le volume de l'échantillon. A noter que l'incertitude relative sur le volume a été estimée à 2% pour les échantillons traités à bord, et considérée négligeable pour ceux traités au laboratoire ;
 A_d : activité détectée du ^{137}Cs ;

Annexe B : Calibration en efficacité pour le ^{40}K en utilisant du KCl

L'activité du ^{40}K est calculée à partir de la masse de KCl de la manière suivante :

- calcul de la masse du potassium (K) contenue dans le sel ;
- calcul de la masse de ^{40}K correspondant à la masse de K, sur la base du rapport isotopique (0.012%) ;
- calcul du nombre d'atome de ^{40}K , en utilisant la masse molaire du ^{40}K ainsi que le nombre d'Avogadro ;
- calcul de l'activité du ^{40}K , en multipliant le nombre d'atomes par la constante radioactive du radionucléide ($\lambda = \ln 2 / T_{1/2}$; $T_{1/2} = 1.28 \cdot 10^9 \text{ ans}$).