

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل
Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



MEMOIRE DE FIN D'ETUDES EN VUE DE L' OBTENTION DU DIPLOME
D' INGENIEUR D' ETAT EN SCIENCES DE LA MER

OPTION : AMENAGEMENT DU LITTORAL

Thème :

**Détermination de la pollution radioactive dans les sédiments
marins de la baie d'Alger**

Présenté par :

AIMOUCHE Fatima Zohra

BOUARICHA Nadia

Soutenu le 17/09 /2015, devant le jury suivant :

M ^{me}	BACHARI-HOUMA. F	Professeur à l' ENSSMAL	Présidente
M ^{me}	HOCINI. N	Chargée de recherche au CRNA	Promotrice
Mr	TAIEB ERRAHMANI. D	Attaché de recherche au CRNA	Examineur
Mme	BENTCHIKOU. L	Maître assistante à l' ENSSMAL	Examinatrice

Promotion : 2014 - 2015

Remerciement

Au terme de cette étude et avant tout, nous remercions *Allah* le tout puissant pour nous avoir donné le courage, la volonté, et qui nous a guidé tout au long de notre vie et qui nous a permis de nous instruire et de finir ce modeste travail.

Nous remercions nos parents de nous avoir soutenues et encouragés tout le long de nos études.

Nous tenons à exprimer nos profondes gratitudee et nos sincères remerciements à notre chère promotrice, Madame **HOCINI. N**, chargée de recherche au CRNA pour sa confiance, sa disponibilité, ses encouragements, sa patience et ses *précieux conseils qu' elle a tenu à nous prodiguer au cours de la réalisation de ce travail.*

*C est avec un grand plaisir que nous remercions Madame **BACHARI-HOUMA. F**, pour avoir acceptée de présider le jury de cette soutenance.*

Nous tenons également à remercier Monsieur **TAIEB ERRAHMANI. D**, attaché de recherche au C.R.N.A, pour ses encouragements, ses conseils durant notre stage et pour avoir pris le temps *d' examiner ce travail.*

Nous remercions Madame **BENTCHIKOU. L**, *d' avoir aimablement accepté d' évaluer ce modeste travail.*

Nous tenons à remercier également Monsieur **NOUREDDINE. A** directeur de recherche et directeur de la division de DESDR au CRNA pour nous avoir *accordé l' accès à la division et donner une chance à ce travail pour qu' il soit réalisé.*

Nous adressons nos sincères remerciements à Monsieur **AZBOUCHE. A** chargé de recherche au CRNA pour son aide.

Nous tenons à remercier également Madame **MAMI. S** attachés de recherche au CRNA pour ses précieux conseils et ses encouragements, nous lui exprimons notre sincère gratitude et notre profond respect

Nous remercions tous nos amis qui nous ont aidé, chacun à sa façon tels que :

M. CHELOUCHE. M et Mlle **BELKACEMI. S**

Dédicace

Je dédie ce travail à :

A mes très chers parents que je remercie énormément pour leurs sacrifices, leurs soutien et leurs encouragement durant toutes ces années ; que dieu les gardes pour moi.

A mon très cher frère Hichem.

A mes chères *sœurs* Karima, Nesrine, Khouloude.

A mes meilleures amies AISSAOUI Yousra et TADJER Ahlam qui *m'ont* toujours encouragé.

A mes chers amis Alaa, Katia, Farida, Soumia, Rym, et Walid.

A ma chère tante Habiba et mon oncle Abdelmalek.

A tous mes camarades de la promotion 2015 Aménagement de littoral.

A mon binôme *Nadia avec qui j'ai partagé des bons et des durs* moments, je tiens aussi à remercier toute sa famille.

A toute personne ayant contribué à *l'élaboration de ce travail par un conseil ou* même un sourire.

Fatima Zohra

Dédicace

J'ai l'immense plaisir de dédier ce modeste travail de fin d'étude à ceux que J'aime les plus au monde, mes très chers parents qui m'ont apporté leur soutien moral et leur encouragement ; que dieu les garde pour moi

A mes très aimables sœurs à qui je souhaite beaucoup de réussite et de bonheur ; Khadîdja, Malika, Karima et Naima

A mon agréable sœur Nacera et son époux Mostapha

A mon cher neveu Tarik Ziad

A mes cousines Naima, Amel, Chaimaa

A ma chère copine Rihab et leur famille Fantazi

A ma sœur binôme Fatima et toute sa famille, merci pour tous les bons moments qu'on a passé ensemble

A mes chères amies Ahlam, Youssra, Alaa, Farida, Abir, soumaia, Asma, Rym et Katia pour les agréables moments et tous mes camarades de la promotion «Aménagement du littoral ».

Nadia

Sommaire

Liste des figures.

Liste des tableaux.

Liste des abréviations.

Introduction.....11

Chapitre 1 : Généralités

1. Pollution.....	13
1. 1. Généralités	13
1.2. Différents types de pollution	13
1.2.1. Selon l'origine.....	13
1.2.2. Selon la nature.....	14
2. La radioactivité	14
2.1. Histoire de la radioactivité	14
2.2. Notions de la radioactivité	15
2.3. Origines de la radioactivité dans l'environnement	19
3. Voie de transfert de la radioactivité dans le milieu marin	24
3.1 Transfert par voie atmosphérique	25
3.2 Transfert par voie liquide.....	27
4. Comportement des radionucléides dans le milieu marin.....	28
4.1. Comportement des radionucléides dans l'eau de mer.....	28
4.2. Comportement des radionucléides dans les sédiments	29
4.3. Comportement des radionucléides dans le milieu biologique	30
5. Les radionucléides d'origine naturelle	30
6. Les radionucléides d'origine artificielle (^{137}Cs).....	31
6.1. Origine et Propriétés physico-chimiques	31
6.2. Propriétés radiologiques.....	31
6.3. Origine et propriétés	31
6.4. Utilisations	32
6.5. Dispersion dans l'environnement.....	32

Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude

1. Situation géographique	36
2. Sédimentologie	36

3. Bathymétrie	37
4. Réseau hydrographique	38
4.1. Oued El Harrach	38
4.2. Oued EL Hamiz	39
5. Aperçu climatologique	39
5.1. Type de climat.....	39
5.2. Les précipitations	39
6. Aperçu sur l'hydrodynamisme marin.....	42
6.1. La marée.....	42
6.2. Les vents	43
6.3. La houle	43
6.4. Les courants	44
Chapitre 3 : Matériel et méthodes	
1. Travaux effectués en mer	47
1.1. Prélèvement des sédiments	47
1.2. Prélèvement et découpage de la carotte	47
2. Travaux effectués au laboratoire	48
2.1. Nettoyage des instruments	48
2.2. La mesure de la radioactivité naturelle et artificielle.....	48
Chapitre 4 : Résultats et discussion	
1. Efficacité des radioéléments d'intérêts :	58
1.1. Analyse des standards	58
2. Activités des radioéléments d'intérêts :	62
2.1. Distribution du radioélément artificiel Cs-137	62
2.2. Distribution du radioélément naturel K-40	64
Conclusion.....	67
Références bibliographiques	69
Annexes	73

Liste des figures

Figure 1 : Emission alpha (α).....	16
Figure 2 : Emission bêta (β -).....	16
Figure 3 : Emission gamma (γ).....	17
Figure 4 : Chaînes des trois familles radioactives naturelles.....	20
Figure 5 : Situation géographique de l'accident Fukushima.....	24
Figure 6 : Les différentes voies de transfert atmosphérique.....	26
Figure 7 : Les différentes voies de transfert aquatique.....	27
Figure 8 : Schéma de désintégration du Cs-137.....	32
Figure 9 : Retombées annuelles de Cs-137 depuis 1954.....	34
Figure 10 : Situation géographique de la baie d'Alger.....	36
Figure 11 : Nature du fond de la baie d'Alger.....	37
Figure 12 : Carte bathymétrique.....	38
Figure 13 : Histogramme des précipitations moyennes annuelles (1980-2010).....	41
Figure 14 : Variation de la température moyenne, maximale et minimale à la station de Dar El-Beida (1980-2010).....	42
Figure 15 : Schéma probable de la dynamique sédimentaire dans la baie d'Alger.....	45
Figure 16 : Positionnement de station de prélèvement par carottier.....	47
Figure 17 : Principe d'une chaîne de mesure de spectrométrie gamma.....	49
Figure 18 : Dispositif de la chaîne de spectrométrie gamma.....	50
Figure 19 : Droite de calibration en énergie.....	51
Figure 20 : Courbe de l'efficacité du détecteur pour le standard de 115g.....	59
Figure 21 : Courbe de l'efficacité du détecteur pour le standard de 200g.....	61
Figure 22 : Profil du ^{137}Cs dans la carotte CR-II-2009.....	62
Figure 23 : Profil du ^{40}K dans la carotte CR-II-2009.....	64
Figure 24 : Droite de corrélation du ^{137}Cs en fonction de ^{40}K dans la carotte CR-II-2009.....	65

Liste des tableaux

Tableau 1 : Unités de mesure des éléments radioactifs et équivalence.....	18
Tableau 2 : Quantités radioactives rejetées par la centrale nucléaire de Windscale (1957).....	22
Tableau 3 : Les gaz de fissions libérés par Three Mile Island.....	23
Tableau 4 : Propriétés radioactives des trois principaux isotopes du césium (Cs-134, Cs-135 et Cs-137).....	31
Tableau 5 : Stations pluviométriques de Dar El Beida et Réghaia.....	39
Tableau 6 : Précipitations moyennes annuelles en mm des deux stations	40
Tableau 7 : Variation de la température moyenne enregistrée au niveau de la station de Dar El-Beida (1980-2010).....	42
Tableau 8 : Vitesse moyenne mensuelle du vent dans la station de Dar El Beida de 1980 à 2010	43
Tableau 9 : Les caractéristiques des sources d'étalonnages utilisées.....	51
Tableau 10 : Comptage du bruit de fond du détecteur (GeHp).....	52
Tableau 11 : Valeurs de l'efficacité du détecteur pour un standard de 115g.....	58
Tableau 12 : Les valeurs des efficacités des radioéléments étudiés pour le standard de 115g.....	60
Tableau 13 : Valeurs de l'efficacité du détecteur pour un standard de 200g.....	60
Tableau 14 : Les valeurs des efficacités des radioéléments étudiés pour le standard de 200g.....	61
Tableau 15 : Activités (en Bq/kg) du ^{137}Cs et de ^{40}K dans la carotte CR-II-2009.....	62

Liste des abréviations

ABRMC : Agence du Bassin Rhône - Méditerranée – Corse

ACRO : Association pour le Contrôle de la Radioactivité dans l'Ouest

ADC : Convertisseur Analogique Digital

AIEA: Agence Internationale de l'Energie Atomique

ANRH: Agence National des Ressources Hydriques

CIC : Constant Initial Concentration

CRNA : Centre de Recherche Nucléaire d'Alger

CRS : Constant Rate Supply

DGPS : Differential Global Position System

ENSSMAL : Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral

ENSP : Ecole Nationale de la Sante Publique

GESAMP : Le Groupe d'Expert Chargé d'Etudier les Aspects Scientifiques de la Pollution des Mers

INES : Echelle Internationale des Evénements Nucléaires

IPSN : Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire

ISSeP : Institut Scientifique de Service Publique

MCA : Analyseur Multi- Canal

ONM: Office National de la Météorologie

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

URSS : Union des Républiques Socialistes Soviétiques

USA : United States of America

Introduction

Introduction

La présence des radionucléides dans les milieux aquatiques a une double origine : une origine naturelle et une origine artificielle liée aux activités humaines. La radioactivité artificielle est apparue juste après la 2^{ème} guerre mondiale et depuis cette époque un apport continu et important de matières radioactives ne cesse de contaminer les différents compartiments de l'environnement. Par ailleurs, les sources les plus importantes de radioactivité artificielle sont : Les tests d'armes nucléaires, les installations nucléaires et enfin les accidents nucléaires. Le transfert de radionucléides d'un milieu à un autre ainsi que leur comportement dépend d'une part des propriétés du milieu récepteur et d'autre part de leurs caractéristiques propres (Noureddine, 2007).

Le devenir des radionucléides dans le milieu marin est essentiellement lié à la forme physico-chimique sous laquelle ils se trouvent. En effet, les formes solubles sont beaucoup plus favorables à la dispersion que les formes particulaires ; celles-ci présentent de meilleures conditions à la fixation. La dispersion des radionucléides dans l'eau de mer est générée par une action physico-chimique et une action hydrodynamique.

D'une façon générale, les radionucléides se fixent sur les sédiments fins, et offrent une plus grande surface d'adsorption. Cette fixation souvent préférentielle sur la fraction fine des sédiments explique que les dépôts de radionucléides artificiels soient en général plus importants dans les régions avec une hydrodynamique calme comme les baies et estuaires, où les vases ont tendance à s'accumuler.

L'Algérie avec sa cote de 1600km est fortement dépendante de la qualité de son eau. La compréhension des processus marins, de la dynamique des eaux et du comportement des contaminants est par conséquent d'une grande importance pour un développement durable des zones côtières et leur protection contre toute contamination radioactive ou non radioactive.

Plusieurs études ont été menées par plusieurs auteurs dans la baie d'Alger pour déterminer le niveau de la pollution radioactive dans les sédiments marins (D. Taieb Errahmani, 2012 et A. Noureddine, 2007).

L'objectif de ce travail est d'étudier la distribution de certains radioéléments d'intérêts tels que le Cs-137 et le K-40 dans une carotte de sédiment marin de la baie d'Alger et d'estimer la vitesse de sédimentation à partir du profil vertical du Cs-137.

Ce mémoire s'organisera en quatre parties :

1. Le premier chapitre présente un rappel sur la radioactivité naturelle et artificiel qui se trouve dans l'environnement marin, ses origines, les différentes sources radioactives et le comportement des radioéléments dans l'environnement.
2. Le chapitre 2 décrit la zone d'étude, localisation du site de prélèvement et les caractéristiques physiques du site d'étude tels que la sédimentologie, la bathymétrie, hydrographie et les paramètres climatiques.
3. Le chapitre 3 présente les travaux de conditionnement et d'analyse des échantillons effectués au laboratoire suivi du quatrième chapitre consacré à la présentation des résultats issus de ce travail.

Chapitre 1 : Généralités

1. Pollution

1. 1. Généralités

Dans le langage courant, la pollution est une dégradation de l'environnement résultant de la dissémination de produits toxiques ou de l'abandon de matériaux non biodégradables. La pollution marine résulte de tous les produits rejetés dans les mers et les océans, en conséquence de l'activité humaine, elle comprend la pollution de l'eau, des biotes et celle des sédiments, plus généralement toutes les atteintes aux écosystèmes marins causées par les rejets de substances nuisibles par leurs natures ou leurs quantités. Plusieurs définitions ont été proposées pour le terme « pollution marine » parmi lesquelles, on note :

La définition admise par le groupe d'expert chargé d'étudier les aspects scientifiques de la pollution des mers (GESAMP, 1990), qui définit la pollution marine comme l'introduction par l'homme dans le milieu marin y compris les estuaires directement ou indirectement des substances ou d'énergie pouvant entraîner des effets délétères tels que dommages aux ressources biologiques, danger pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes (pêche) , diminution de la qualité de l'eau de point de vue son utilisation et réduction des possibilités offertes dans le domaine des loisirs (BELHAOUARI, 2012).

Selon la loi N° 03 -10 du journal officiel algérien N°43 du 19 juillet 2003 sur la protection de l'environnement : la pollution des eaux est « l'introduction dans le milieu aquatique de toute substance susceptible de modifier les caractéristiques physiques , chimiques et/ ou biologiques de l'eau et de créer des risques pour la santé de l'homme, de nuire à la faune et à la flore terrestres et aquatiques , de porter atteinte à l'agrément des sites ou de gêner toute autre utilisation normale des eaux ».

1.2. Différents types de pollution

La pollution est un problème d'actualité, elle affecte pratiquement tous les écosystèmes y compris l'environnement marin. Elle présente un risque pour la santé humaine, la prolifération anarchique d'algues, ainsi que la multiplication de certaines espèces bactériennes contaminant aussi bien l'eau et les espèces consommables.

Il existe deux manières de classer la pollution :

1.2.1. Selon l'origine

1.2.1.1. Pollution industrielle

Cette pollution est classée parmi les principales sources de la pollution des eaux, provenant des usines et des industries telles que (l'industrie chimique, métallurgique, électronique, production d'énergie etc...) caractérisé par une grande diversité des produits ou sous-produits comme la matière organique, les hydrocarbures, et métaux...etc.(GAUJOUS, 1995 in CHOUCAN, 2014).

1.2.1.2. Pollution domestique

Cette pollution est due essentiellement aux rejets des effluents d'habitation, rejeté en mer, soit directement sans épuration ou par les réseaux d'assainissement jusqu'à la station d'épuration. Ces rejets urbains sont caractérisés par de très fortes teneurs en matières organiques, germes fécaux, sels minéraux, détergents ...etc (GAUJOUS, 1995 in CHOUCHAN, 2014).

1.2.1.3. Pollution agricole

Cette pollution résulte de l'utilisation de divers produits phytosanitaires, issus du lessivage des terres agricoles, des résidus des élevages intensifs des animaux et des eaux d'abattoirs qui engendrent des pollutions chroniques et diffuses (LEROY, 1999 in CHOUCHAN, 2014).

1.2.2. Selon la nature

1.2.2.1. Pollution physique

On parle de ce type de pollution quand le milieu marin est modifié dans sa structure physique par divers facteurs. Elle regroupe la pollution mécanique (effluents solides), la pollution thermique (réchauffement de l'eau par des usines) et la pollution atomique (retombées de radioéléments issues des explosions d'armes nucléaires, résidus des usines atomiques et accidents nucléaires, (SAKER, 2006 in CHOUCHAN, 2014).

1.2.2.2. Pollution biologique

Il s'agit de la pollution par les micro-organismes (bactéries, virus et parasites) apporté par les eaux usées directement rejetées en mer, ainsi les efflorescences planctoniques causé par les différents apports des rejets riches en nitrate ou phosphore.

1.2.2.3. Pollution chimique

Cette pollution est due à l'entrée d'un ou plusieurs éléments indésirables dans la composition chimique de l'eau marine. Ces éléments peuvent être soit des composés minéraux (engrais, métaux toxiques ...etc.), organiques (hydrocarbures, molécules de synthèses etc...) ou des composés organochlorés (RAMADE, 2000).

2. La radioactivité

2.1. Histoire de la radioactivité

La radioactivité n'a pas été inventée par l'homme, elle a été découverte il y a un peu plus d'un siècle. En 1896, Henry Becquerel, physicien français découvrit la radioactivité au

Chapitre 1 : Généralités

cours de ses recherches ou il a observé que le sel d'uranium pouvait noircir une plaque photographique. C'est la découverte de la radioactivité naturelle.

En 1898, Pierre et Marie Curie découvrent que le minerai d'uranite est plus fortement radioactif que le sel d'uranium utilisé par Becquerel. Ils en déduisent que ce minerai doit contenir d'autres éléments radioactifs (Polonium, Radium et Thorium). Elle reçut le prix Nobel de physique en 1903 avec son mari et H.Becquerel, ainsi que le prix Nobel de Chimie en 1911, pour son travail sur le radium et ses composés.

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

2.2 Notions de la radioactivité

2.2.1 Définition de la radioactivité et le radioélément

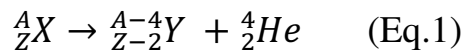
La radioactivité est un phénomène naturel et spontané qui permet à un noyau instable de se transformer en un noyau plus stable. La diminution d'énergie qui accompagne ce phénomène se fait par émission de particules alpha ou beta accompagnée parfois d'un rayonnement gamma. Un noyau radioactif est caractérisé par le type de particule qu'il émet et sa période radioactive.

Un élément est un type d'atome caractérisé par un numéro atomique Z quand on parle d'élément, on ne s'intéresse donc pas au noyau mais au cortège électronique qui définit la chimie de l'élément. Un radioélément est un élément radioactif qui ne possède que des isotopes radioactifs (**Elsevier's Dictionary of Nuclear Science and Technology, 1970 in Le petit et Granier, 2002**).

2.2.2 Différents processus d'émission radioactive

2.2.2.1 Emission radioactive alpha (α)

La désintégration alpha (α) représente la perte de deux neutrons et de deux protons (c'est-à-dire un noyau d'hélium) du noyau père. Il en résulte la création d'un nouvel élément et l'émission d'une particule alpha (Eq. 1). La particule alpha étant relativement grosse, une feuille de papier suffit pour l'arrêter. Par exemple, l'uranium 238 est un radioélément émetteur alpha et se transforme en thorium 234 (Fig.1).



Où

X= noyau père instable

A= nombre de nucléons (protons + neutrons)

Z= nombre de protons

Y= nouvel élément

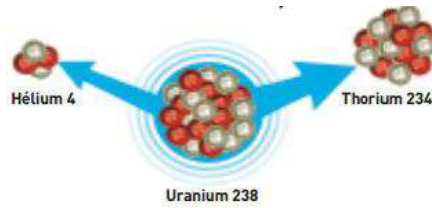


Figure 1 : Emission alpha (α), (CEA, 2002)

2.2.2.2 Emission radioactive bêta (β)

La désintégration bêta (β) existe sous deux formes :

1) β^- : Elle se produit lorsqu'il y a un excès de neutrons dans le noyau. Il en résulte (Eq. 2) une transformation d'un neutron en proton et l'émission d'un électron (e^-) et d'un antineutrino ($\bar{\nu}_e$). Par exemple, le thorium 234 est radioactif bêta moins et se transforme en protactinium 234 (Fig.2).

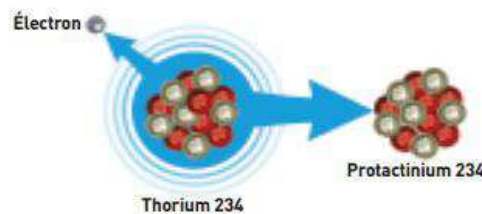
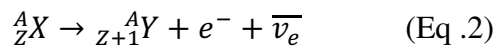
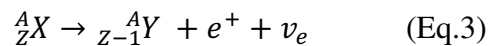


Figure 2 : Emission bêta (β^-), (CEA, 2002)

2) β^+ : Elle concerne les noyaux qui comportent un excès de protons. Le résultat de ce type de désintégration est la transformation d'un proton en neutron avec l'émission d'une particule positive, le positron (e^+) et d'un neutrino (ν_e) (Eq.3).



2.2.2.3 Emission radioactive gamma (γ)

Le rayonnement gamma (γ) est produit conjointement aux émissions alpha et bêta ou parfois seul dans certaines désintégrations. Il s'agit d'un flux de photons de haute énergie. Le rayonnement gamma étant très pénétrant, plusieurs centimètres de plomb sont nécessaires pour diminuer le flux sans pour autant l'arrêter. Par exemple, le cobalt-60 (Co-60) se transforme par désintégration bêta en nickel-60 (Ni-60) qui atteint un état stable en émettant un rayonnement gamma (Fig.3).

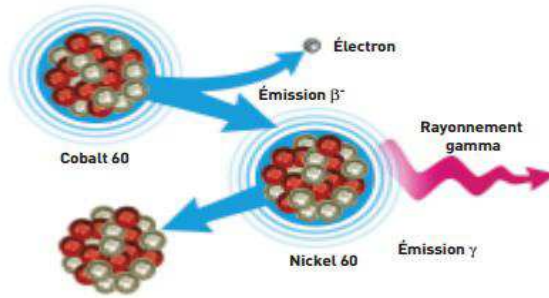


Figure 3 : Emission gamma (γ), (CEA, 2002)

2.2.3 Loi de désintégration :

Selon la loi fondamentale de désintégration des noyaux radioactifs, le taux de transformation d'un radioélément par désintégration α ou β est proportionnel au nombre d'atomes présents. Cette désintégration suit une loi cinétique du premier ordre et s'énonce comme suit :

$$dN = -\lambda \cdot N \cdot dt \text{ (Eq.4)}$$

λ étant la constante de proportionnalité ou de désintégration radioactive indépendante de tout paramètre physico-chimique et caractéristique de l'isotope considéré. L'intégration de cette équation différentielle nous conduit à la loi exponentielle suivante :

$$N = N_0 \cdot \exp(-\lambda \cdot t) \text{ (Eq.5)}$$

Où :

N : nombre d'atome du radionucléide père après un temps t,

N_0 : nombre initial d'atome au temps $t=0$ (t_0).

La période radioactive ($T_{1/2}$) est le temps nécessaire pour que la quantité initiale des noyaux instables soit réduite de la moitié par une désintégration radioactive qui est liée à la constante de désintégration radioactive, λ par l'expression suivante :

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \text{ (Eq.6)}$$

L'activité est le nombre de désintégrations par unité du temps pour une quantité donnée de radionucléides. On peut mesurer expérimentalement l'activité radioactive, elle correspond à la vitesse de désintégration qui est proportionnelle au nombre de noyaux instables N,

Chapitre 1 : Généralités

présents à l'instant considéré (t) :

$$A(t) = \lambda \cdot N(t) \text{ (Eq.7)}$$

- **Unités**

Il existe plusieurs unités de mesure de radioactivité. Les principales unités utilisées dans la littérature ainsi que leurs équivalences sont représentées sur le tableau 1. L'unité utilisée dans le présent travail est le becquerel (Bq).

Tableau 1 : Unités de mesure des éléments radioactifs et équivalence.

Unités	Symbole	Equivalence
Becquerel	Bq	1 Bq= 1 désintégration par seconde
Curie	Ci	1Ci= activité de 1gramme de ^{226}Ra = 3,7 .10 ¹⁰ Bq 1 nCi= 37 Bq 1 pCi= 0,037 Bq
Sievert	Sv	1 Sv=1 joule /Kg

Le becquerel (Bq), un échantillon radioactif se caractérise par son activité qui est le nombre de désintégrations de noyaux radioactifs par seconde qui se produisent en son sein. L'unité d'activité est le becquerel, de symbole Bq.

1 Bq = 1 désintégration par seconde.

On note que l'activité des sources radioactives s'exprimera donc le plus souvent en multiples du becquerel :

- le kilobecquerel (kBq) = 1 000 Bq,
- le Mégabecquerel (MBq) = 1 million de Bq,
- le Gigabecquerel (GBq) = 1 milliard de Bq,
- le Térabecquerel (TBq) = 1 000 milliards de Bq.

Le gray (Gy), cette unité permet de mesurer la quantité de rayonnements absorbés ou dose absorbée par un organisme ou un objet exposé aux rayonnements. Le gray a remplacé le rad en 1986.

1 gray = 100 rads = 1 joule par kilo de matière irradiée.

Le sievert (Sv), les effets biologiques des rayonnements sur un organisme exposé (selon sa nature et les organes exposés) se mesurent en sievert et s'expriment également en "équivalent de dose". L'unité la plus courante est le millisievert, ou millième de sievert.

Le curie (Ci), l'ancienne unité de mesure de la radioactivité est le curie (Ci). Le curie avait été défini comme l'activité de 1 gramme de radium, élément naturel que l'on trouve dans les sols avec l'uranium. Cette unité est beaucoup plus grande que le becquerel car, dans un gramme de radium, il se produit 37 milliards de désintégrations par seconde. Donc un curie est égal à 37 milliards de becquerels.

Pour détecter et mesurer les rayonnements émis par les isotopes radioactifs, on dispose de différents types de détecteurs parmi lesquels les tubes compteurs à gaz (compteur proportionnel, Geiger-Müller et chambre d'ionisation), les scintillateurs couplés à des photomultiplicateurs et les semi-conducteurs (silicium et germanium).

2.2.4 Equilibre séculaire

Si la période de l'élément radioactif père $(T_{1/2})_1$ est nettement supérieure à celle du fils $(T_{1/2})_2$, ou bien $\lambda_1 \ll \lambda_2$, et si on développe l'équation (5) et on procède à certaines simplifications (Friedlander, 1981 in Noureddine, 2007), on arrive à l'expression $\lambda_1 N_1 = \lambda_2 N_2$ ou $A_1 = A_2$ après un temps t égal approximativement à 10 fois la période radioactive de l'élément fils. C'est un équilibre radioactif ou équilibre séculaire, où l'élément radioactif père et son descendant ont la même activité, c'est-à-dire $A_1 = A_2$.

2.3 Origines de la radioactivité dans l'environnement

Les compartiments de l'environnement en général et marin en particulier ont toujours été exposés aux rayonnements naturels depuis la création de la terre. Ainsi, les êtres vivants ont évolué et se sont développés en présence d'une exposition des rayonnements d'intensité dépendante du milieu écologique. De plus, l'homme par ses activités industrielles, de recherche et d'essais d'armes nucléaires a conduit à l'introduction d'autres quantités de radionucléides dans l'environnement. La radioactivité du milieu marin a deux origines, l'une naturelle et l'autre artificielle.

2.3.1 La radioactivité naturelle

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

2.3.1.1 Les radionucléides d'origine terrestre

Les radionucléides d'origine terrestre (dits encore terrigènes) existaient déjà dans les roches et minerais de l'écorce terrestre à l'époque de sa formation, et ils comprennent des nucléides primordiaux à période longue coexistant avec leurs isotopes stables ainsi que trois nucléides précurseurs actinides, le thorium-232 (Th-232), l'uranium-235 (U-235), l'uranium-238 (U-238) et leurs produits de filiation (PNUE, 1992).

On connaît à l'heure actuelle au moins 14 radionucléides se trouvant dans la nature comme nucléides primordiaux coexistant avec leurs isotopes stables. Le caractère commun à ces radionucléides consiste en leurs périodes très longues variant de 107 à 1015 ans. Bien que

Chapitre 1 : Généralités

leurs propriétés chimiques soient très variables, on estime que tous ces radionucléides sont bien échangés isotopiquement avec leurs analogues stables dans l'environnement en raison de leur présence primordiale lors de la formation de la terre. Ainsi, le comportement de ces radionucléides dans l'environnement est similaire à celui de leurs isotopes stables.

Les principaux membres de la catégorie ci-dessus sont le potassium-40 (K-40) et le rubidium-87 (Rb-87). Ces deux radionucléides appartiennent au groupe des métaux alcalins, si bien qu'ils sont largement dispersés dans l'ensemble des sphères environnementales, notamment dans l'hydrosphère, en raison de leur sensibilité à l'altération par les agents météorologiques. La radioactivité de K-40 représente ainsi plus de 90% de la radioactivité totale de l'eau de mer, alors que celle de Rb-87 correspond à environ 1% (PNUE, 1992).

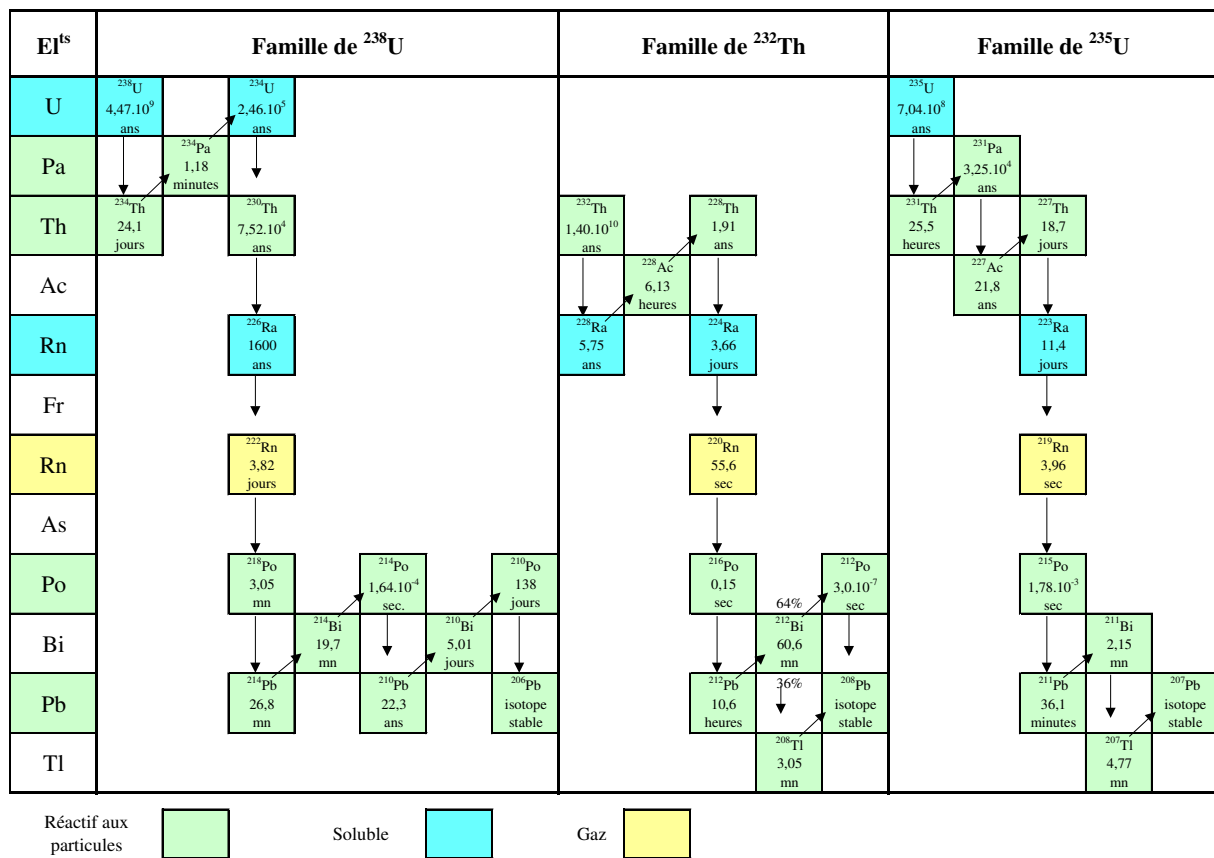


Figure 4 : Chaînes des trois familles radioactives naturelles

2.3.1.2 Radionucléides d'origine cosmique

On connaît au moins 14 radionucléides produits en permanence dans l'atmosphère de la terre par des réactions nucléaires entre des atomes gazeux (hydrogène, oxygène, azote, argon, etc.) et des particules du rayonnement cosmique telles que des protons de haute énergie, provenant de l'espace interstellaire.

Chapitre 1 : Généralités

Ces radionucléides sont déposés à la surface de la terre par des précipitations et des retombées sèches, ou bien ils entrent directement dans des processus géochimiques se produisant dans une phase gazeuse à la surface ou au-dessus de la terre. Bien que des isotopes stables de tous les radionucléides connus d'origine cosmique existent dans la nature, le degré de l'échange isotopique entre ces radionucléides et leurs isotopes stables respectifs dépend des formes sous lesquelles ils sont introduits au sein des processus géochimiques (PNUE, 1992).

Les radionucléides d'origine cosmique comprennent parmi les plus importants sont le tritium (H-3) et le carbone-14 (C-14) comme principaux membres. Les réserves globales naturelles de H-3 et de C-14 sont estimées respectivement à $1,3 \times 10^{18}$ Bq et à 11×10^{18} Bq (PNUE, 1992).

2.3.2 La radioactivité artificielle

C'est une nouvelle source de radioactivité, apparue juste après la 2ème guerre mondiale et depuis cette époque, un apport continu et important de matières radioactives ne cesse de contaminer les différents compartiments de l'environnement.

Les principaux radionucléides rejetés peuvent être classés selon trois catégories :

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 radioactifs peuvent être en phase liquide tels que le ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{95}Zr et ^{90}Sr , d'autre en phase gazeuse uniquement tel que le ^{85}Kr et enfin certains éléments se trouvent soit en phase gazeuse ou soit en phase liquide tels que ^{129}I et ^{131}I (NAIT MOHAND, 2014).

Les produits d'activation résultent des bombardements par les neutrons d'éléments stables et les exemples de ces produits sont ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{54}Mn et le ^{65}Zn (NAIT MOHAND, 2014).

Les transuraniens sont des éléments les plus lourds (numéro atomique $Z > 92$) qui n'existent pas dans la nature, et qui n'ont pas d'isotopes stables. Ces éléments jouent un rôle important dans l'énergie atomique et généralement représentés par ^{241}Am , ^{238}Pu et ^{239}Pu (NAIT MOHAND, 2014).

2.3.2.1 Sources des radioéléments artificiels

Les sources les plus importantes de radioactivité artificielle sont :

➤ Tests d'armes nucléaires

La principale source de contamination de l'environnement par les radionucléides artificiels est celles de tests d'armes nucléaires dans l'atmosphère. Les radionucléides libérés dans l'environnement suite aux explosions nucléaires sont essentiellement ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{242}Am , et ^{244}Cm .

Chapitre 1 : Généralités

➤ Rejets de l'industrie nucléaire

Les radionucléides rejetés par les installations nucléaires sont multiples et différents en fonction du type d'installation et de sa phase de fonctionnement (production, arrêt pour maintenance, démantèlement etc...). Les activités rejetées par ces installations, en fonctionnement normal, ont évolué également dans le temps en fonction des renouvellements des autorisations de rejets toujours plus contraignantes délivrées par les autorités et au gré de la mise en œuvre de nouveaux procédés de traitement des effluents. Aujourd'hui, les rejets des installations nucléaires françaises du cycle du combustible sont dominés en quantité par trois radionucléides :

- le krypton 85, gaz rare, donc inerte chimiquement de 10,7 ans de période, rejeté sous forme gazeuse lors du retraitement du combustible (usine Areva NC de La Hague) ;
- le tritium ;
- et le carbone 14.

➤ Accidents de la centrale nucléaire

Les accidents nucléaires sont peu nombreux dans l'histoire de l'énergie nucléaire, et parmi les plus importants du point de vue radiologique, on distingue :

- L'accident nucléaire de la centrale de Windscale (GrandeBretagne)

Cet accident s'est produit le 07octobre 1957 dans un réacteur à uranium modéré au graphite, refroidi à l'air et utilisé pour la production du plutonium fissile .Suite à l'accumulation d'une quantité excessive de chaleur dans le graphite qui résulte de l'irradiation par les neutrons de ces derniers, il y a eu combustion du cœur du réacteur qui a conduit à la libération de quantités importantes de produit de fission (**HAMMADI, 1996**).

Tableau2 : Quantités radioactives rejetées par la centrale nucléaire de Windscale (1957)
(**KATHREN, 1984 in HAMMADI, 1996**)

Radionucléides	Quantités libérées (Bq)
I-131	740.10^{12}
Cs-137	22.10^{12}
Sr-89	3.10^{12}
Sr-90	$3,3.10^{12}$
Xe-133	$1,2.10^{12}$

-L'accident nucléaire de la centrale de Three Mile Island (USA)

Cet accident s'est produit le 28 mars 1979 aux Etats-Unis dans l'état de Pennsylvanie,

Chapitre 1 : Généralités

dans un réacteur à eau pressurisée de puissance électrique 900 Mégawatt (MW). Il a causé de graves dégâts dans le cœur du réacteur et entraînant l'échappement de matière radioactive sous forme de gaz et d'aérosols. Le tableau donne les quantités libérées par certains produits de fission gazeux. La majeure partie des matières radioactives rejetées a été confinée par la présence d'une structure de protection (HAMMADI, 1996).

Tableau 3 : Les gaz de fissions libérés par Three Mile Island (HOLM, 1994 in HAMMADI, 1996)

Nucléides	Périodes	Quantités rejetées (Bq)
Kr-88	2.8h	$1,4.10^{15}$
Xe-133	5.2j	$5,55.10^{10}$
Xe-135	9.1j	$1,11.10^{10}$
I-131	8.1j	$55,5.10^{10}$

-L'accident de Tchernobyl

Survenu le 26 avril 1986 en URSS, cet accident est reconnu comme étant le plus grave de l'histoire des accidents nucléaires. Il s'est produit pendant un essai technique à faible puissance, alors que les systèmes de sécurité étaient déconnectés, ce qui a provoqué des explosions dans le cœur du réacteur et endommagé ses structures de confinement.

Des gaz et des aérosols ont été rejetés dans l'atmosphère ce qui a entraîné l'émission totale de $1,85.10^{18}$ Bq de matières radioactives constituées principalement d'I-131, de Cs-137 et de Cs-134 (AIEA, 1986 in HAMMADI, 1996).

-L'accident de Fukushima (Japon)

Le 11 mars 2011, un séisme de degré 9 sur l'échelle de Richter a frappé la région nord du Japon, provoquant un puissant tsunami (Fig.5). De par sa situation à l'intersection de plusieurs plaques tectoniques, le Japon est relativement vulnérable aux tremblements de terre. Ces deux événements naturels extrêmes ont conduit à un accident nucléaire majeur, procédant ainsi à une catastrophe en chaîne encore jamais constatée jusqu'alors et entraînant des dégâts majeurs sur la société nipponne et les écosystèmes.



Figure 5 : Situation géographique de l'accident Fukushima

La zone de Fukushima où se trouve la centrale nucléaire Daiichi a notamment été touchée par une vague de 15 mètres. Pour protéger Fukushima-Daiichi, Tepco (The Tokyo Electric Power Company, Incorporated) avait construit un mur dont la résistance correspondait à une vague d'une hauteur maximale de 5.7 mètres. Cette catastrophe a provoqué un accident nucléaire qui a détruit 3 des 6 réacteurs provoquant d'importants rejets radioactifs. Le séisme et le tsunami ont déclenché une panne d'électricité qui a bloqué les systèmes de refroidissement de sécurité des réacteurs.

L'accident était classé au niveau 7 (le plus élevé) de l'échelle INES (échelle internationale des événements nucléaires), ce qui le place au même degré de gravité que la catastrophe de Tchernobyl de 1986, compte tenu du volume important des rejets. La catastrophe nucléaire de Fukushima a délivré l'équivalent de 168,5 fois la bombe nucléaire d'Hiroshima.

Dans le cas de la catastrophe de Fukushima, les éléments radioactifs, selon leur nature, se fixent selon une certaine intensité dans le corps, le sol, l'eau, les animaux et les végétaux, etc. et peuvent rayonner pendant des mois, des années ou toute une vie.

3. Voie de transfert de la radioactivité dans le milieu marin

Il existe deux voies de transfert dans l'environnement : la voie atmosphérique et la voie liquide. Chacun des contaminants présents dans notre écosystème a des affinités spécifiques avec les matrices environnementales qui composent le milieu dit « récepteur ».

3.1 Transfert par voie atmosphérique

Les rejets consécutifs aux essais nucléaires, à l'accident de Tchernobyl, à l'accident de Fukushima et les effluents gazeux des installations nucléaires ont été ou sont dispersés par la voie atmosphérique. Ces substances, sous la forme gazeuse et sous la forme aérosol, sont alors disséminées dans l'atmosphère (Fig. 6).

En ce qui concerne la forme gazeuse, il s'agit principalement de gaz nobles (Argon, Krypton et Xénon) ou d'halogènes (Iode essentiellement). Les gaz nobles, peu solubles dans l'eau et inertes vis-à-vis d'autres éléments présents dans l'air, n'intègrent pas le cycle de l'eau. Ces gaz sont dispersés dans l'atmosphère et ne se déposent pas sur la surface terrestre. Ils ne sont, par conséquent, pas observés dans des matrices environnementales appartenant aux milieux aquatiques ou terrestres. En ce qui concerne l'iode, sa forme chimique dans l'environnement est difficilement prévisible puisqu'elle dépend de divers paramètres physico-chimiques. L'iode moléculaire (I_2) ou l'iode organique (iodure de méthyle ICH_3 essentiellement) sont les formes principales de cet élément sous phase gazeuse. Il est également présent en aérosols (ACRO, 2012).

Les aérosols résultent de l'interaction de diverses substances chimiques ou radiologiques avec de fines poussières en suspension dans un milieu gazeux. Après rejet, la dispersion de ces poussières est étroitement corrélée aux phénomènes météorologiques. Elles se déposent alors dans l'environnement sous forme de dépôts secs ou humides. Après dépôt, les radioéléments vont migrer et éventuellement intégrer sélectivement plusieurs matrices (ACRO, 2012).

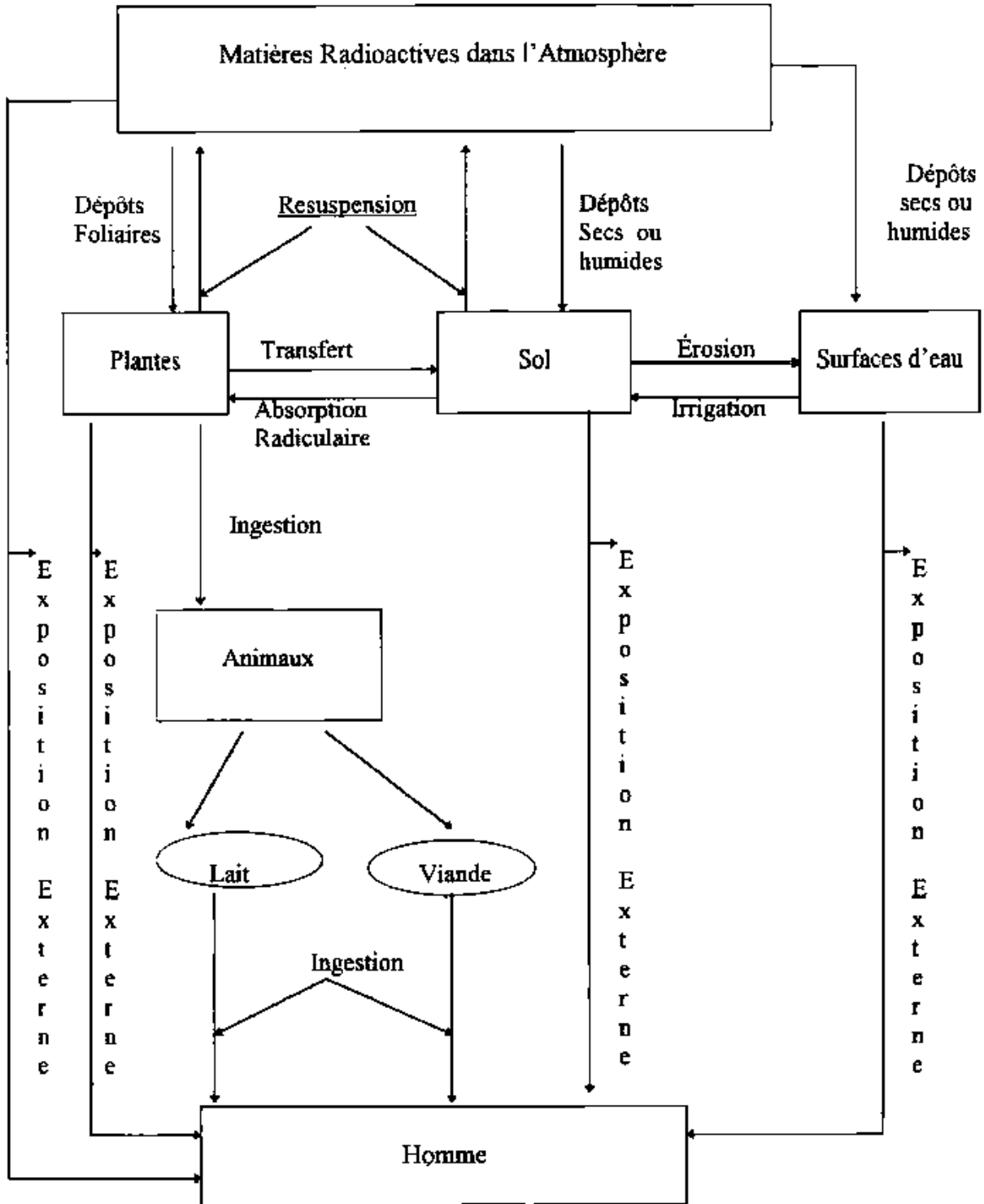


Figure 6 : Les différentes voies de transfert atmosphérique (Hammadi, 1996)

3.2 Transfert par voie liquide

Les effluents liquides peuvent contenir des contaminants radiologiques ou chimiques sous forme dissoute ou particulaire. Le milieu récepteur – aquatique principalement – est soumis à des paramètres physico-chimiques intrinsèques (pH, température et conductivité) et peut également contenir des contaminants. Après interaction, les particules vont être dispersées et diluées dans l’environnement (Fig. 7).

Des contaminants non solubles, sous forme particulaire, auront tendance à s’accumuler autour de l’émissaire de rejet par gravitation. Certains éléments dit « conservatifs » n’auront aucune interaction avec le milieu récepteur. Ils conserveront leur forme chimique et seront dispersés au gré de la dynamique du fluide récepteur (ACRO, 2012).

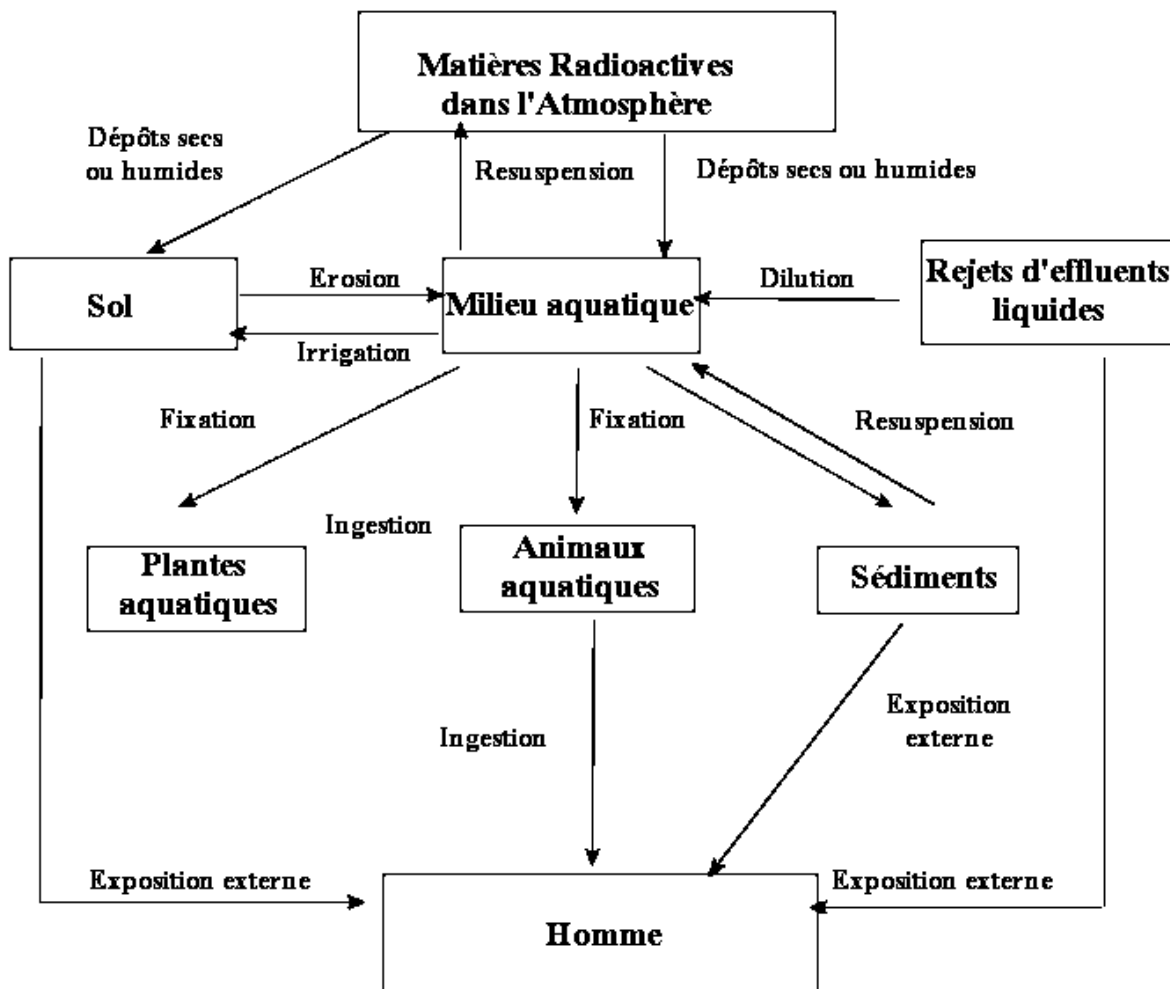


Figure 7 : Les différentes voies de transfert aquatique (Hammadi, 1996)

4. Comportement des radionucléides dans le milieu marin

Les radionucléides se trouvant dans le milieu marin sont soumis à deux actions principales :

- Une action de dispersion due à leur dilution dans l'eau de mer.
- Une action de fixation conduisant à une concentration variable dans les supports du milieu (sédiments et organismes vivants).

Les processus de transfert des radioéléments de l'eau vers les différents supports du milieu dépendent des caractéristiques physico-chimiques et hydrodynamiques du milieu récepteur (salinité, température, pH, teneur en matière organique, houles, et courants, etc...), des propriétés des radionucléides et des caractéristiques des rejets (**DEROUKDAL et GHAOUI, 1995**).

4.1 Comportement des radionucléides dans l'eau de mer

La dispersion des radionucléides dans l'eau de mer est générée par une action physico-chimique et une action hydrodynamique (**DEROUKDAL et GHAOUI, 1995**).

4.1.1 Action physico-chimique

Les facteurs physico-chimiques du milieu aqueux tels que : le pH, la viscosité, le potentiel redox, la température et la salinité sont responsables de cette action, ainsi :

- Une augmentation de température accentue la fixation
- La viscosité quant à elle, ralentit le phénomène de diffusion
- La forme colloïdale est favorisée par l'augmentation du pH et par le milieu oxydant
- Les radionucléides présents dans l'eau de mer peuvent être complexés par les composés organiques ou associés avec eux. Cette complexité permet d'accroître la forme soluble et permet une meilleure assimilation par les organismes vivants (**AZZOUZ, 1992 in DEROUKDAL et GHAOUI, 1995**).

On doit souligner enfin que la présence de certains éléments naturels stables peut diminuer la teneur en radioéléments artificiels par le phénomène de dilution isotopique.

4.1.2 Action hydrodynamique

Les conditions hydrodynamiques du milieu océanique jouent un rôle prépondérant dans la phase initiale de dispersion des radionucléides introduites dans le milieu sous forme d'effluents liquides. Cette action due au mouvement du milieu favorise la dispersion et la dilution des radionucléides (**TAIEB ERRAHMANI, 2009**).

4.2 Comportement des radionucléides dans les sédiments

Les radionucléides présents dans l'eau de mer peuvent se fixer dans les sédiments par plusieurs processus à savoir :

- Une fixation directe par adsorption
- Une précipitation directe sous forme colloïdale sur les sédiments du fond par suite de floculation
- Une fixation sur la matière en suspension et autres organismes marins appelés ensuite à se sédimenter

Plusieurs facteurs sont liés au phénomène de fixation, ces facteurs sont liés soit aux sédiments, soit aux radionucléides eux-mêmes (**DEROUKDAL et GHAOUI, 1995**).

4.2.1 Facteurs liées aux sédiments

4.2.1.1 La granulométrie

Les concentrations en radionucléides dans les sédiments dépendent de la granulométrie des particules sédimentaires. Les particules les plus fines, ayant une plus grande surface d'échange, présentent les concentrations en radionucléides les plus élevées et sont des vecteurs de radionucléides. Les particules sédimentaires peuvent aussi contribuer efficacement à l'épuration de la colonne d'eau quand elles trouvent des conditions favorables à leur dépôt. C'est le cas notamment dans les zones côtières où les activités halieutiques sont les plus importantes. À plus long terme, les radionucléides fixés sur les sédiments déposés peuvent se désorber et être réémis vers l'eau libre. Ces sédiments constituent donc à la fois des puits et des sources de radionucléides dans le milieu marin. (**IRSN, 2013**).

4.2.1.2 Composition minéralogique

Un support minéralogique constitué uniquement de carbonate de calcium (calcite et aragonite) est moins bon fixateur spécialement dans le cas de l'aragonite qu'un sédiment marin de granulométrie fine analogue et contenant normalement une proportion d'argile (**TAIEB ERRAHMANI, 2009**).

4.2.1.3 La matière organique

La matière organique (acides humiques et fulviques) contenue dans les sédiments peut, en raison d'une action de chélation et de sa forte capacité d'échange, contribuer à la fixation des radionucléides (**Desai et Ganguly, 1970 in TAIEB ERRAHMANI, 2009**).

4.2.2 Facteurs liés aux radionucléides

Les caractéristiques physico-chimiques des radionucléides représentent un facteur de fixation et de distribution important dans les sédiments. En effet, les radionucléides hydrolysables et de forme soluble cationique, présentent un plus grand pouvoir de fixation une fois les radionucléides fixés sur sédiment, ils auront tendance, soit à pénétrer dans le sédiment (par action dynamique sur les couches superficiels, par les organismes fouisseurs ou par diffusion), soit à passer en phase aqueuse (resuspension ou désorption) en raison d'une diminution de concentration des radionucléides dans l'eau par rapport au sédiment. La plupart des auteurs expliquent cette désorption par des réactions d'échange ioniques (IFREMER in DEROUKDAL et GHAOUI, 1995).

4.3 Comportement des 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 tels 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 et al. 1979 in TAIEB ERRAHMANI, 2009).

5. Les radionucléides d'origine naturelle

L'uranium 238, l'uranium 235 et le thorium 232 sont à l'origine de trois familles radioactives qui après une succession d'émission alpha ou beta aboutissent toutes à des isotopes stables du plomb. Ces trois familles existent depuis l'origine de l'univers.

L'uranium 238 avant de se transmuter en plomb 206 stable passe par l'intermédiaire de 14 éléments « fils » tous radioactifs (CAILLOT, 2002).

L'uranium 235 génère 11 éléments « fils » tous radioactifs avant d'aboutir au plomb 207, isotope stable (CAILLOT, 2002).

Le thorium 232 génère au cours du temps 10 éléments « fils » avant d'aboutir à l'isotope stable du plomb 208 (CAILLOT, 2002).

Les périodes de ces radionucléides sont très variables. Elles sont comprises entre une seconde et des milliards d'années.

L'uranium 235 et l'uranium 238 sont à l'origine de deux filiations d'éléments chimiques « fils », tous radioactifs sauf le dernier de chaque famille, isotope du plomb stable.

L'uranium est constitué à 99,27% d'uranium 238 et à 0,72% d'uranium 235, c'est ce dernier qui est fissile. Il existe des traces d'uranium 236 et 237 (CAILLOT, 2002).

Le potassium 40 est un isotope radioactif naturel de l'élément potassium, qui représente environ 2,4% de la croûte terrestre. Le K-40 est un élément primordial : sa demi-vie est de $1,2489 \cdot 10^9$ an et l'abondance atomique relative de cet élément est de 0,0117%.

6. Les radionucléides d'origine artificielle (^{137}Cs)

6.1. Origine et Propriétés physico-chimiques

Le césium est un élément chimique de symbole Cs, de numéro atomique 55 et de masse atomique 133 g/mol. Son point de fusion est de $28,4^{\circ}\text{C}$, il peut donc se présenter sous forme liquide ou solide.

Le césium fait partie de la famille chimique des métaux alcalins, tout comme le sodium et le potassium. Il présente un seul degré d'oxydation, et sa forme ionique est donc Cs^+ . Outre ses formes oxydée et hydroxyde mentionnées précédemment, le césium peut également se trouver sous forme de carbonate, (Cs_2CO_3) de nitrate (CsNO_3) et de chlorure (CsCl). La plupart des composés formés à partir du césium sont très solubles dans l'eau (RACINE, 2009).

6.2. Propriétés radiologiques

Le césium est un élément radioactif possédant de nombreux isotopes allant du césium-114 au césium-146. L'isotope du césium-133 est le seul isotope stable et le seul présent à l'état naturel. Parmi les isotopes radioactifs, la plupart ont des demi-vies très courtes, de l'ordre de la seconde ou de la minute. Seuls trois isotopes ont une période radioactive supérieure à un an : le césium-134, le césium-135 et le césium-137. Leurs principales caractéristiques radiologiques sont données dans le tableau 4. Le produit de désintégration du césium est le baryum (RACINE, 2009).

Tableau 4 : Propriétés radioactives des trois principaux isotopes du césium (Cs-134, Cs-135 et Cs-137) (RACINE, 2009).

Isotope	Demi-vie (année)	Rayonnement émis	Activité spécifique (Bq/g)
Cs-134	2,06	β (γ , X)	$4,78.10^{13}$
Cs-135	$2,3.10^6$	$\beta(\gamma)$	$4,26.10^7$
Cs-137	30,2	$\beta(\gamma)$	$3,22.10^{12}$

6.3. Origine et propriétés

Le Cs-137 est donc un des isotopes radioactifs du césium. D'origine artificielle, c'est un des produits de fission secondaires créés dans les réacteurs nucléaires.

Chapitre 1 : Généralités

Le Cs-137 a une demi-vie radioactive de 30 ans et une activité spécifique de $3,2 \cdot 10^{12}$ Bq/g (Tableau 4), ce qui en fait une source de radioactivité à long terme. Il se désintègre par émission d'un rayonnement β^- pour donner à 5 % du baryum-137 stable et à 95 % du baryum-137 métastable (Fig. 8). Celui-ci à une période radioactive de 2 minutes et passe à l'état stable en émettant un rayonnement γ (RACINE, 2009). Le Cs-137 est donc généralement considéré comme un émetteur β/γ .

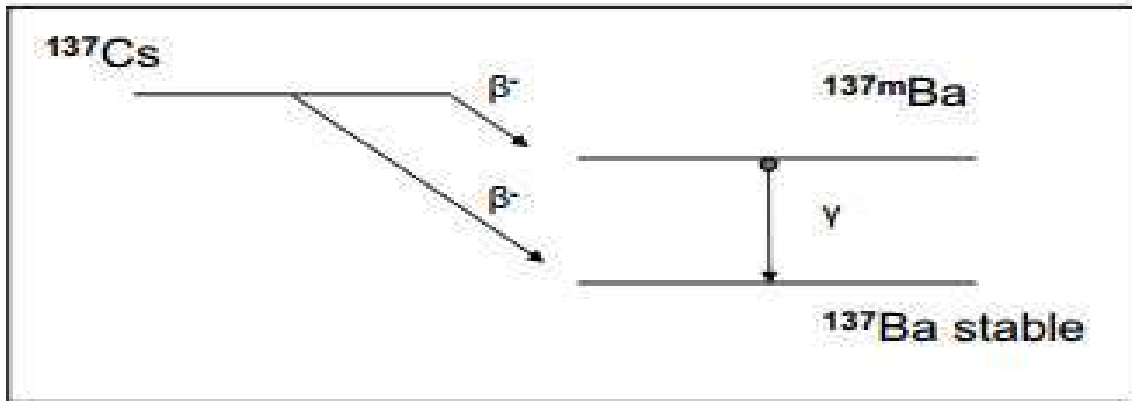


Figure 8: Schéma de désintégration du Cs-137 (RACINE, 2009)

6.4. Utilisations

Le Cs-137 est bien plus utilisé que son homologue stable car sa radioactivité à de multiples applications. Dans tous les cas, il est utilisé en tant que source scellée, c'est-à-dire enfermée dans une gaine protectrice qui stoppe le rayonnement en dehors des périodes d'utilisation. Dans l'industrie, le Cs-137 est utilisé comme source dans les instruments de gammagraphie (mesures de densité, d'épaisseur...), pour l'élimination d'électricité statique, dans les irradiateurs de laboratoire, pour la stérilisation des aliments ou encore comme étalon pour certains compteurs de radioactivité.

Le Cs-137 est également utilisé dans le secteur médical : il est utilisé comme source en radiothérapie par contact à la tumeur (de type brachythérapie) et pour l'inactivation de produits biologiques (en particulier des produits sanguins) (RACINE, 2009).

6.5. Dispersion dans l'environnement

Le Cs-137 est présent dans l'atmosphère sous forme d'aérosols qui peuvent être dispersés sur de très grandes zones du fait des vents et des pluies. Il se dépose dans les eaux, les couches supérieures des sols et les végétaux. Dans la flore, il est absorbé principalement au niveau des feuilles. La décomposition végétale participe à la contamination des sols. Un territoire est considéré comme contaminé à partir de 37 kBq/km^2 (AIEA, 2006 in RACINE, 2009).

Étant d'origine artificielle, le Cs-137 présent dans l'environnement est entièrement issu des activités humaines. La dispersion environnementale du Cs-137 provient principalement de trois "sources" : les essais nucléaires, les accidents, et les rejets dits "de routine".

❖ Les essais nucléaires

Depuis 1945, les pays ayant développé un programme nucléaire militaire (Etats-Unis, Ex : URSS, Chine, France, Royaume-Uni, et plus récemment Inde, Pakistan et Corée du Nord) ont mené des essais nucléaires atmosphériques, souterrains ou sous-marins. Ces essais sont considérés comme la principale source de dispersion du Cs-137 dans l'environnement. En effet, les essais atmosphériques sont à l'origine d'environ 900.10^{15} Bq de Cs-137, et les essais souterrains et sous-marins ont rejeté environ 200.10^{15} Bq de Cs-137 (Agalesdes, 2000). Les retombées radioactives de ces essais se sont peu à peu dispersées sur l'ensemble de la planète (RACINE, 2009).

❖ Les accidents : l'exemple de Tchernobyl

Les accidents survenus sur des centrales nucléaires civiles sont à l'origine de la deuxième source des rejets environnementaux de Cs-137. Le plus emblématique et le plus médiatique est l'accident de Tchernobyl (Fig.9).

Le 26 avril 1986, le réacteur numéro 4 de la centrale nucléaire de Tchernobyl (Biélorussie) explose. Suite à cette explosion, le cœur du réacteur entré en fusion, est fracturé par la retombée des dalles de béton qui l'entouraient. Les radionucléides sont projetés sous forme de débris, de gaz et d'aérosols. Ceux-ci se retrouvent dans le panache formé.

Immédiatement après l'explosion et dans les fumées qui s'échappent en continu du cœur en fusion, jusqu'à son extinction 10 jours plus tard. Sur l'activité totale rejetée de $12,5.10^{18}$ Bq, 85.10^{15} Bq sont dus au seul Cs-137. Environ 45 % seront déposés sur le territoire de l'ex-URSS, 39 % dans le reste de l'Europe et 14 % sur les autres continents et les océans (Robeau, 2000).

De par son importance en termes d'échelle et son impact sur l'environnement et la santé des populations touchées, l'accident de Tchernobyl demeure le symbole des catastrophes nucléaires. Cependant, de multiples accidents se sont produits au cours des années, dont certains avec des rejets radioactifs importants comme les accidents survenus sur les centrales nucléaires de Mayak (Russie) ou de Windscale (Royaume-Uni) en 1957.

❖ Les rejets "de routine"

Les rejets "de routine" sont les émissions de Cs-137 des installations nucléaires en fonctionnement normal. Ils représentent une faible proportion du Cs-137 généré lors du cycle de combustion. Ils interviennent soit lors du changement de combustible, soit lors du retraitement des déchets. Ils sont en majorité sous forme d'effluents liquides. Bien qu'ils soient émis de façon régulière, ils sont considérés comme une faible source de contamination environnementale en comparaison des essais nucléaires et des accidents. A titre d'exemple, dans sa "fiche radionucléide" de 2001 consacrée au Cs-137, l'Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire (IPSN) de France indique une estimation de rejet annuel de $1,3.10^8$ Bq de Cs-137 pour un réacteur nucléaire de 1300 mégawatts électriques et de $1,3.10^{12}$ Bq pour l'usine de retraitement de la Hague en 1999 (RACINE, 2009).

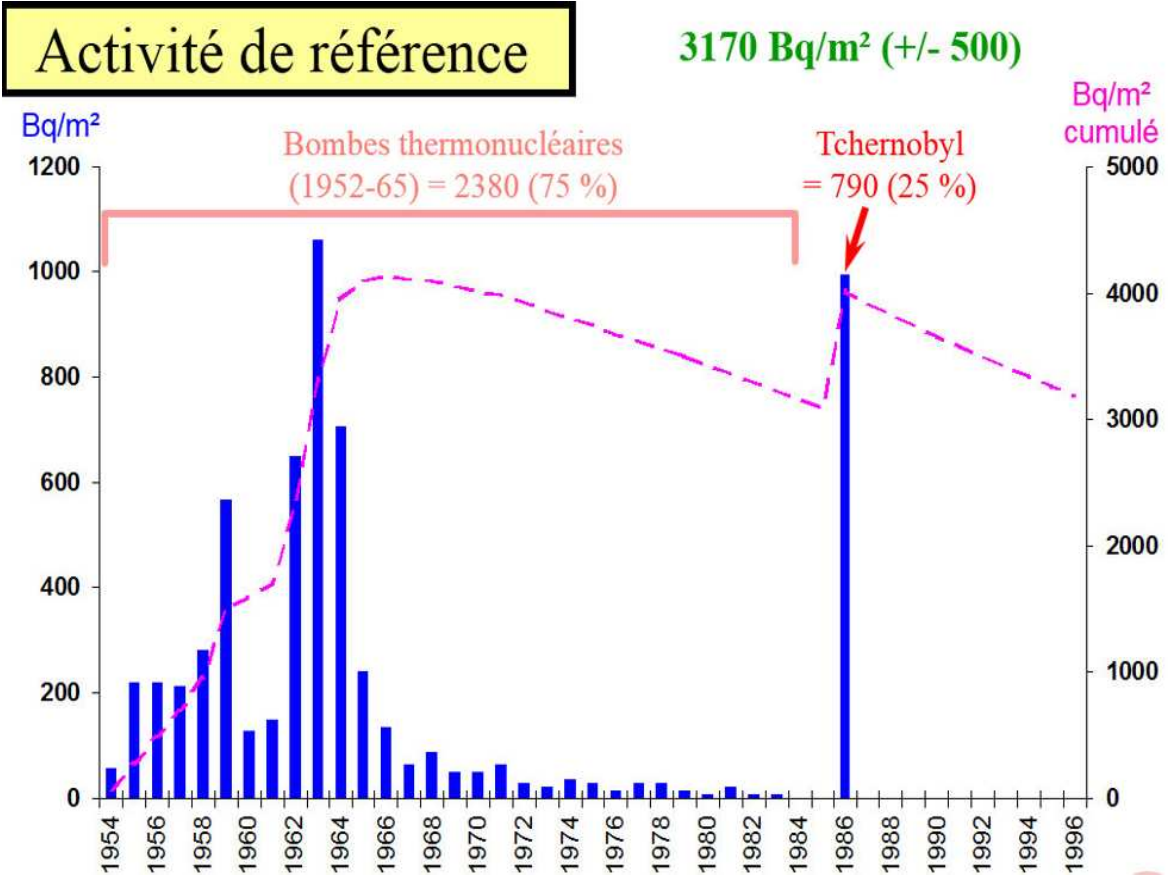


Figure 9 : Retombées annuelles de Cs-137 depuis 1954

Chapitre 2 :
Présentation de la zone d'étude

1. Situation géographique

La baie d'Alger est située dans la partie centrale de la côte algérienne. Elle s'inscrit en creux dans la plaine de la Mitidja de forme semi-circulaire d'une superficie approximative de l'ordre de 180 km², délimitée par deux caps, la Pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'ouest et le cap Matifou (Bordj El- Bahri) à l'est. Elle est limitée au Nord par la mer Méditerranée (Fig.10). En effet, la baie d'Alger est située entre les marges étroites du massif d'Alger et du cap Matifou, le plateau continental se développe pour former la baie d'Alger (**Maouche, 1987**).



Figure 10 : Situation géographique de la baie d'Alger

2. Sédimentologie

A partir de la composition globale des dépôts, on observe d'une façon générale trois types de faciès (Fig.11) :

- **Faciès sableux** : Ils se limitent à la bordure littorale entre -10 m et -35 m de profondeur, les sables fins étant représentés dans l'ensemble des dépôts pélagiques, les sables moyens à la limite du secteur littoral de la bordure rocheuse occidentale et les sables grossiers prédominants dans le secteur Est, mélangés au faciès pélagique.
- **Faciès carbonatés** : Les faciès carbonatés sont réduits aux bordures rocheuses littorales où la fraction carbonatée représente 30 à 35% du sédiment total jusqu'à des fonds de 35 à 50m.

Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude

- **Faciès pélitiques:** En baie d'Alger, 95% des dépôts pelitiques se retrouvent au-delà d'une profondeur de 50m.

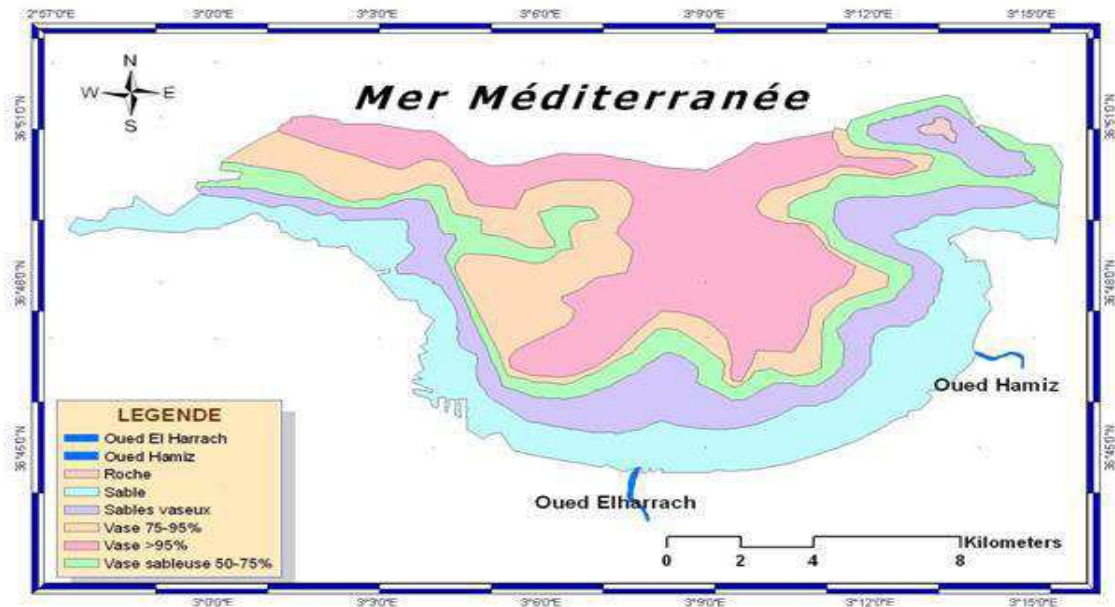


Figure 11 : Nature du fond de la baie d'Alger (Maouche, 1987 in HOUMA, 2009)

3. Bathymétrie

Face au massif d'Alger, le plateau continental est très étroit. Les fonds très inclinés sont rocheux et de nombreux accidents de la topographie marquent la pente. Les isobathes sont serrées et une profondeur de 100m peut être atteinte à 2 Km de la cote. Ces isobathes deviennent plus lâches au centre de la baie d'Alger (Fig.12).

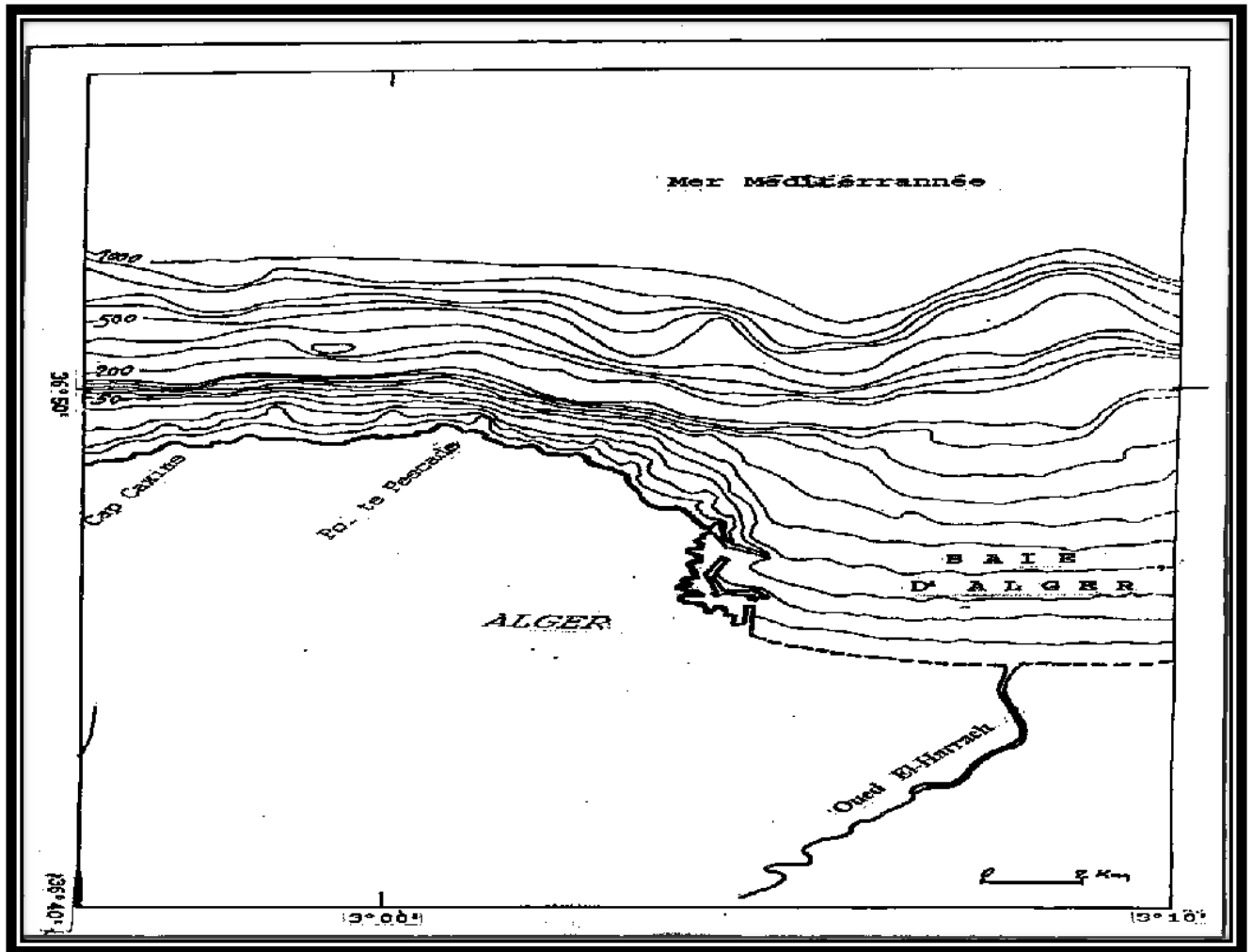


Figure 12 : Carte bathymétrique de la baie d'Alger (HOCINI, 2007)

4. Réseau hydrographique

La baie d'Alger est le réceptacle de deux principaux oueds à régime très irrégulier, ils sont caractérisés par un long étiage de six mois et des crues soudaines et fortes en hiver et au printemps.

4.1. Oued El Harrach

Considéré dans son ensemble, l'Oued El Harrach est une grande rivière puisque la superficie de son bassin hydrographique amont-aval atteint 1250 Km². Tandis que, avec une superficie d'environ 846 Km², le bassin maritime occupe plus du tiers du territoire de la Wilaya d'Alger. Il s'alimente des eaux de pluie, des apports de ses confluentes, des eaux usées urbaines et industrielles, des ruissellements et de l'eau de mer refoulée.

4.2. Oued EL Hamiz

Il prend source dans l'Atlas blidéen avant de traverser la plaine de la Mitidja. La superficie du bassin versant de l'oued El-Hamiz est de l'ordre de 160 km² et il se déverse à l'Est de la baie près du cap Matifou. La présence du barrage El-Hamiz a réduit considérablement les apports terrigènes en baie d'Alger.

5. Aperçu climatologique

Les données climatiques ont été recueillies au sein de l'Agence Nationale des Ressources Hydriques (ANRH) et l'Office National de la Météorologie (ONM) de Dar El Beida sur une période de 30 ans allant de 1980 à 2010.

5.1. Type de climat

La zone d'étude se situe à la côte de la mer Méditerranée, elle est caractérisée par un climat de type méditerranéen humide avec deux saisons distinctes :

- Une saison hivernale humide et froide.
- Une saison estivale sèche et chaude.

5.2. Les précipitations

Deux stations sont prises en compte dans la zone d'étude (tableau 5):

- La station de Dar El Beida
- La station de Réghaia

Tableau 5: Stations pluviométriques de Dar El Beida et Réghaia

Stations pluviométriques	Longitude	Latitude	Altitude	Paramètres climatiques
Dar El Beida	3°13' E	36°41' N	25	Précipitation et température
Réghaia	3°20' E	36° 44' N	20	Précipitation

Les précipitations moyennes annuelles pour une période de 30 ans au niveau des deux stations considérées sont représentées dans le tableau suivant :

Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude

Tableau 6 : Précipitations moyennes annuelles en mm des deux stations (ONM)

Années	Dar El Beida	Réghaia
1980	729	659
1981	435	550
1982	873	703
1983	332	575
1984	883	894
1985	702	558
1986	751	629
1987	486	482
1988	577	296
1989	309	203
1990	462	401
1991	431	644
1992	759	493
1993	489	355
1994	456	628
1995	552	685
1996	803	304
1997	547	737
1998	610	607
1999	807	561
2000	282	407
2001	443	345
2002	477	840
2003	733	719
2004	706	596
2005	539	777
2006	608	580
2007	800	663
2008	613	693
2009	745	720
2010	810	801
Moyenne	605	584

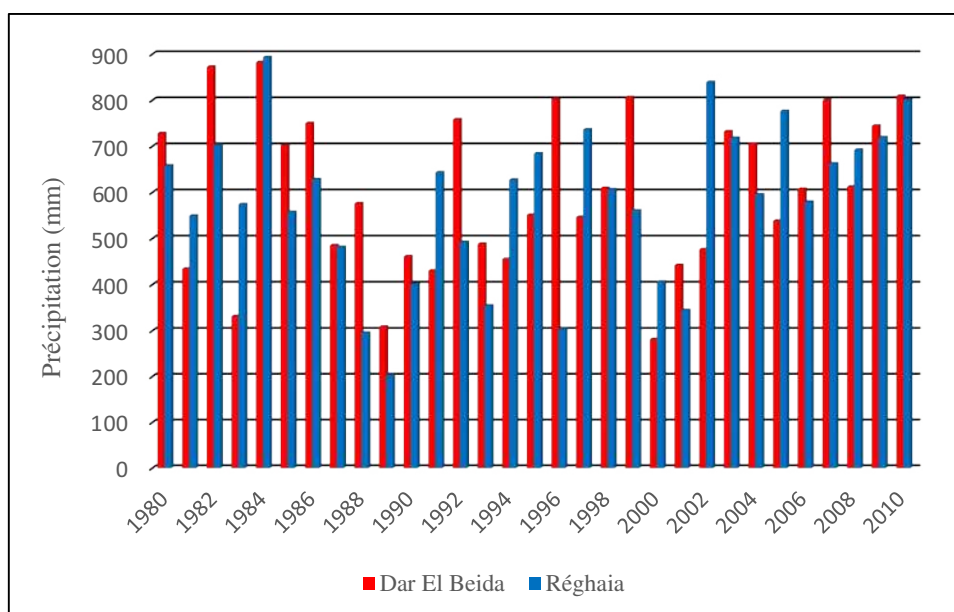


Figure 13 : Histogramme des précipitations moyennes annuelles de 1980 à 2010 (ONM)

a. Station de Dar El Beida

La moyenne annuelle des précipitations (1980-2010) est de 605 mm/an.

D'après l'histogramme des précipitations moyennes annuelles (figure 13), nous constatons une année sèche pour l'année 2000 avec une moyenne de 282 mm qui correspond à 46.73 % des précipitations moyennes annuelles. Cependant, l'année hydrologique 2009-2010 correspond à une année pluvieuse avec une moyenne de 810 mm, soit 134.23 % des précipitations moyennes annuelles.

b. Station de Réghaia

La moyenne annuelle des précipitations (1980-2010) est de 584 mm/an.

D'après l'histogramme des précipitations moyennes annuelles (figure 13), l'année 1984 correspond à une année pluvieuse avec une valeur de 894 mm, soit 153.07 % des précipitations moyennes annuelles. Par contre, l'année sèche a été enregistrée en 1989 avec une moyenne de 203 mm et qui correspond à 34.75 % des précipitations moyennes annuelles. Une année pluvieuse 2009-2010 a été enregistrée avec une valeur de 801 mm, soit 137.15 % des précipitations moyennes annuelles.

5.2.1. La température

Le choix est porté sur la station de Dar El-Beida dont les données sont les plus représentatives concernant les valeurs de température. Les relevés de température effectués dans la station de Dar El Beida sont représentés dans le tableau suivant :

Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude

Tableau 7: Variation de la température moyenne enregistrée au niveau de la station de Dar El- Beida (1980-2010).

	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Moyenne annuelle
Min	17.6	14.2	10	6.9	5.6	5.1	7.1	9.4	13	16.5	19	20.1	12.04
Max	29.54	26.04	20.88	18.1	16.66	18.2	19.4	20.7	23.66	28	31.4	32.12	23.7
Moy	23.57	20.12	15.44	12.5	11.13	11.65	13.25	15.05	18.33	22.25	25.2	26.11	17.88

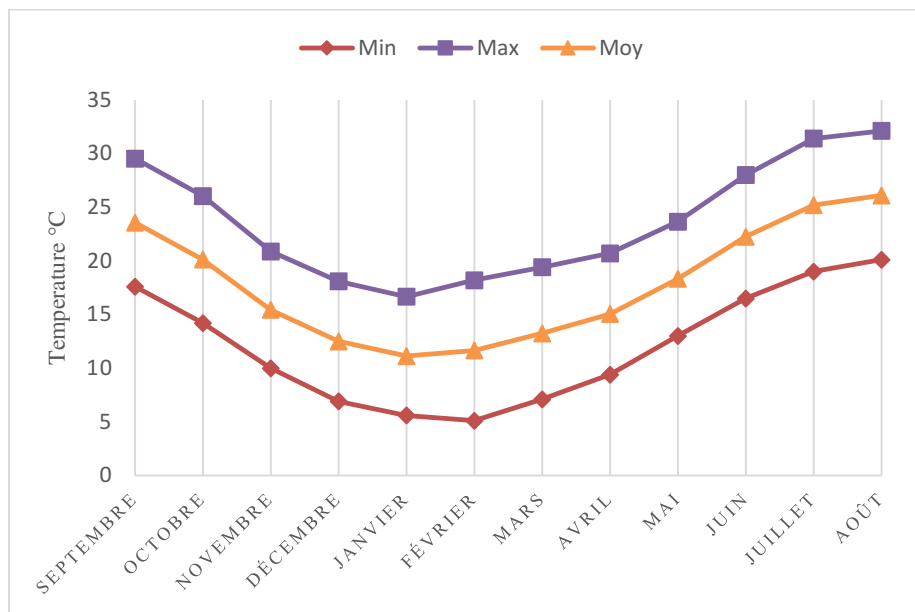


Figure 14: Variation de la température moyenne, maximale et minimale à la station de Dar El-Beida de 1980 à 2010 (ONM)

D'après les variations de température moyenne, on distingue :

- Une période froide s'étalant du mois de novembre jusqu'au mois de mai avec une température moyenne minimale de 11.13 °C enregistrée au mois janvier.
- Une période chaude s'étalant du mois de juin jusqu'au mois d'octobre. La température moyenne la plus élevée est observée au mois d'aout avec une valeur maximale de 26.11 °C.

6. Aperçu sur l'hydrodynamisme marin

Parmi ces facteurs hydrodynamiques agissant au niveau de la zone d'étude, nous distinguons :

6.1. La marée

La marée en mer Méditerranée et en particulier sur les côtes algériennes est relativement faible inférieur à 0.5 mm en moyenne (Leclaire, 1972). Il s'agit plus d'une marée

Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude

barométrique que d'une marée astronomique. De ce fait, il est plus intéressant de parler du niveau de la mer.

Quelques indications relatives de ce paramètre près des côtes Algériennes :

- Le niveau maximal : +0,60 m (NGA)
- La moyenne des hautes mers de vive eau : +0,10 m (NGA)
- Et enfin, les plus basses mers : -0,34 m (NGA)

Avec **NGA** : Nivellement Générale Algérien.

6.2. Les vents

Les vents sont générateurs de vagues et de courants, leur impact croît avec leur vitesse lorsque l'action du vent est continue, elle génère de la houle.

La vitesse moyenne annuelle des vents à la station de Dar El Beida varie entre 2.8 m/s et 3.8 m/s pour la période allant de 1980 à 2010 (Tableau 8).

Tableau 8 : Vitesse moyenne mensuelle du vent dans la station de Dar El Beida de 1980 à 2010 (ONM)

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout
Vitesse moyenne (m/s)	3.0	2.8	3.0	3.8	3.6	3.6	3.3	3.4	3.4	3.4	3.3	3.5

6.3. La houle

La houle est le facteur le plus important dans la dynamique sédimentaire des petits fonds, la direction de propagation de la houle est liée à celle du vent, tant que la profondeur est plus grande que la longueur d'onde de la houle. LECLAIRE (1972) considère que le régime des houles de la baie d'Alger est représentatif de la marge Algérienne. Le régime saisonnier est caractérisé par deux directions dominantes :

- Ouest-Nord-Ouest.
- Nord-Nord-Est.

En hiver, les houles prédominantes sont du secteur Ouest-Nord-Ouest avec un pourcentage supérieur à 80 % et la période moyenne est de 8 à 9 s. Des périodes supérieures à 10s et pouvant atteindre 13 s sont relevées lors des grandes tempêtes. L'amplitude moyenne la plus fréquente est de 2 à 3 m, avec des houles atteignant des amplitudes maximales, de 4 à 6 m ont été observées. Les houles qui correspondent à la période estivale sont de direction Nord-

Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude

Nord-Est et se caractérisent par une période moyenne de 6 à 7 s et n'atteignent que très rarement les 3 m d'amplitude.

6.4. Les courants

6.4.1 Le courant général

C'est un courant de direction Ouest – Est entrainant les eaux de l'Océan Atlantique par le détroit de Gibraltar et qui longe les côtes Algériennes. Généralement, la vitesse de ce courant est de l'ordre de 0,5 à 1 m/s au large des côtes algériennes (Leclaire, 1972). Dans la baie d'Alger, le courant atlantique induit des contres courants vers l'Ouest de faible vitesse sous l'influence du Cap Matifou.

6.4.2. Les courants liés au vent

L'intensité des courants générés par les vents varie selon la fréquence et la direction de ces derniers. Dans le cas de la baie d'Alger, seuls les courants induits par les vents du secteur Ouest à Nord-Ouest ont une influence sur notre zone d'étude (Fig.15).

6.4.3. Les courants liés à la houle

Dans notre zone d'étude, les courants induits par les houles de direction Nord-Ouest sont les plus fréquents. Ils induisent au niveau du littoral deux (02) courants distincts :

➤ Les courants de retour

Les houles de direction Nord-Ouest abordent d'une manière frontale la côte, donnent naissance à ces courants de retour : de direction inverse.

➤ Les courants de dérive littorale

Ces courants se créent lorsque les houles abordent la côte obliquement. D'où, dans la zone d'étude, seules les houles du secteur Ouest à Nord génèrent des courants de dérive littorale de direction Est.

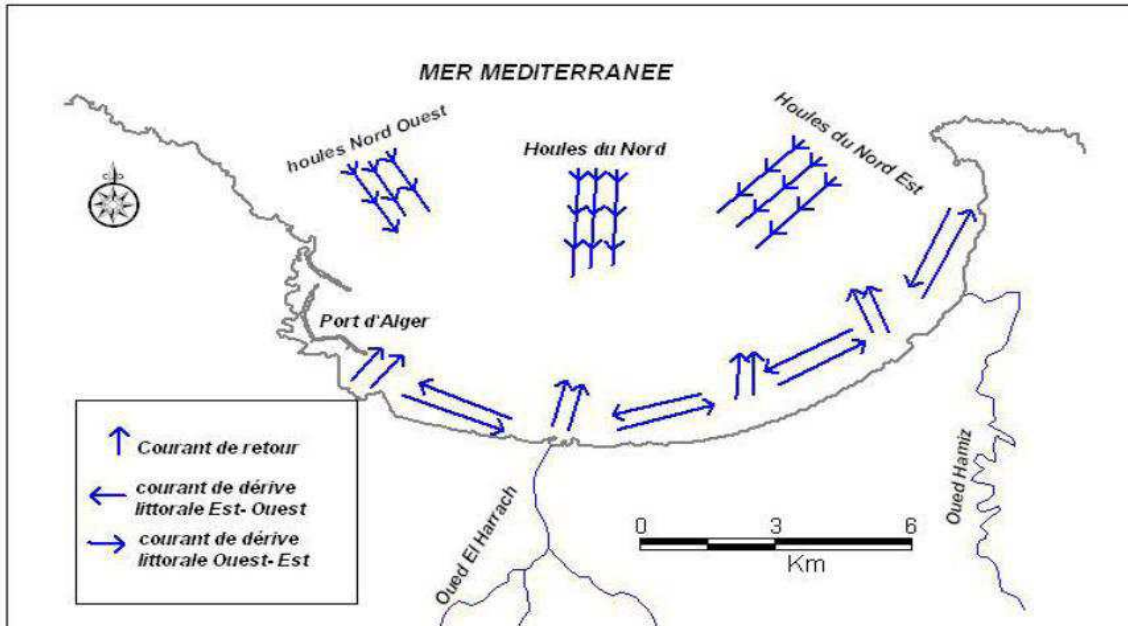


Figure 15: Schéma probable de la dynamique sédimentaire dans la baie d'Alger (LEM,1998)

Chapitre 3 :

Matériels et Méthodes

1. Travaux effectués en mer

1.1. Prélèvement des sédiments :

Le prélèvement de la carotte sédimentaire au niveau de la baie d'Alger a été réalisé le **19 Mars 2009 (Fig.16)**. Le dispositif de prélèvement de sédiment est un carottier de recherche doté d'un tube en PVC qui pénètre dans le sédiment en profondeur afin de prélever une carotte de sédiment (une colonne de sédiment). Le positionnement de la carotte de sédiment a été effectué à l'aide d'un DGPS (Differential Global Position System) et la profondeur a été déterminée par l'échosondeur du bateau océanographique (Benyahia).

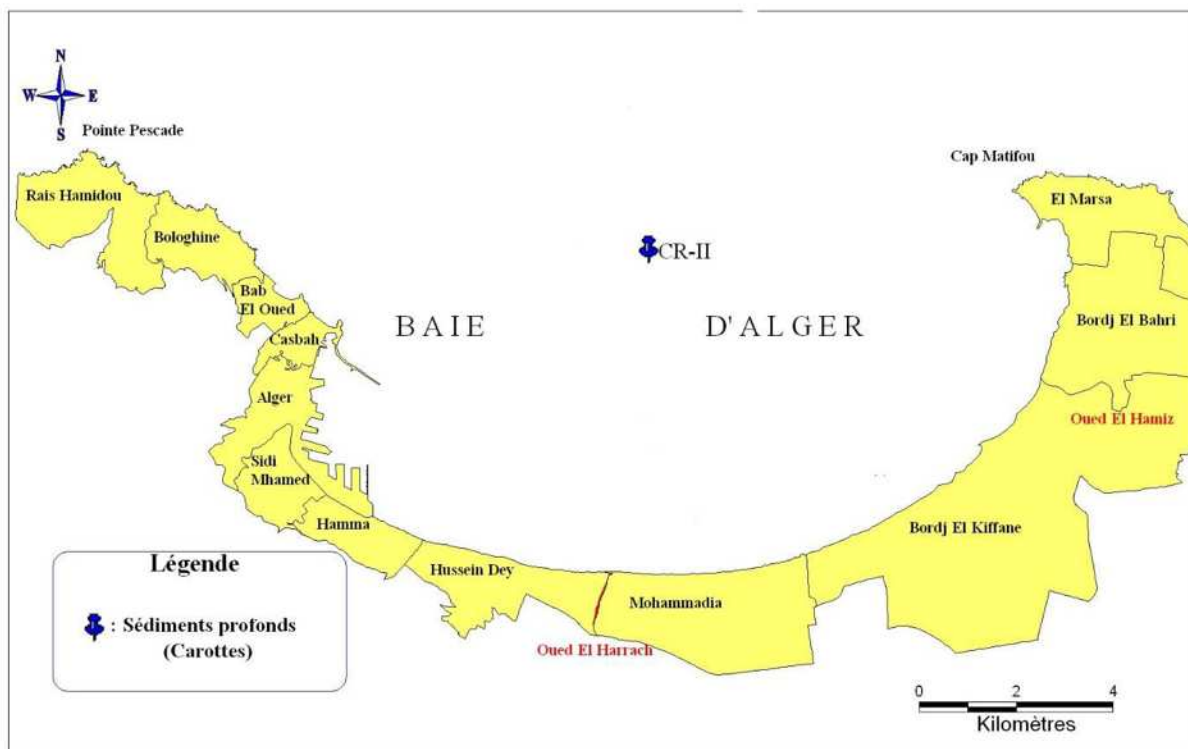


Figure 16 : Positionnement de station de prélèvement par carottier

1.2. Prélèvement et découpage de la carotte

La carotte de sédiment a été effectuée au moyen d'un carottier tube de type "Corer-coreschneider" à une profondeur de 75m. Ce carottier a été mis à la disposition de la campagne par le laboratoire de sédimentologie du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA). Le carottier a une longueur de 1 m et un diamètre de 8,5 cm et qui pénètre dans le sédiment meuble par gravité et crée un trou qui représente la carotte des sédiments en question (Fig.1 en annexe). Cette dernière est retenue dans un tube en PVC par un système spécifique de fermeture juste après la sortie du carottier du sédiment.

Chapitre 3 : Matériels et Méthodes

Le tube en PVC du carottier est transféré au laboratoire humide du bateau pour laisser décanter la carotte et enlever le surnageant (Fig.3 en annexe). La carotte est ensuite découpée à l'aide d'un dispositif spécifique au sectionnement (Fig.4 en annexe). Les épaisseurs de tranches de sédiments ont été choisies pour mieux cerner l'activité des radioéléments en fonction de la profondeur de la carotte.

- Tranches de 2 cm d'épaisseur de la surface de la carotte jusqu'à 14 cm de profondeur ;
- Tranches de 4 cm d'épaisseur de la profondeur 14 cm jusqu'à la base de la carotte (26cm).

2. Travaux effectués au laboratoire

2.1. Nettoyage des instruments

Afin d'éviter les contaminations, tout instrument et verrerie utilisés sont minutieusement nettoyés et conditionnés selon le protocole suivant :

- Lavage aux détergents,
- Rinçage à l'eau courante (eau du robinet),
- Rinçage à l'eau distillée
- Séchage à l'étuve à 70 °C

Ces opérations doivent être effectuées impérativement avant chaque utilisation du matériel

2.2. La mesure de la radioactivité naturelle et artificielle

2.2.1. Conditionnement

Tous les échantillons découpés de la carotte sont d'abord séchés à l'air libre pour permettre leur essorage, puis placés dans l'étuve à une température de 80°C, pendant 72 heures. L'intérêt d'une mesure de spectrométrie gamma d'un échantillon sec par rapport à un échantillon humide est lié à la facilité d'homogénéisation. Les échantillons sont pesés avant et après le séchage afin d'obtenir le rapport (poids sec/poids humide) pour chaque échantillon, à l'aide d'une balance de type Sartorius avec une erreur de 0,1 g. Une fois séché, les échantillons sont ensuite broyés à l'état de poudre à l'aide d'un mortier et pilon en porcelaine manuellement et le reste à l'aide d'un broyeur homogénéisateur (Fig.2 en annexe).

Les échantillons sont conditionnés dans des sachets en plastique fermés hermétiquement et stockés pendant 3 semaines pour atteindre l'équilibre séculaire.

2.2.2 Analyse des échantillons par spectrométrie gamma

2.2.2.1 Introduction

La mesure de la radioactivité consiste en l'évaluation des énergies et le nombre de rayonnement émis par un échantillon. Cette évaluation permet d'identifier et de quantifier les radionucléides émetteurs de rayonnements gamma, présents dans l'échantillon de différente matrice (BRAMKI, 2011). La spectrométrie gamma est une technique de mesure nucléaire, qualitative, quantitative et non destructive (GRANIER, 2002).

Elle est aussi relativement simple, permet après une seule mesure et avec un minimum de préparation de l'échantillon de détecter plusieurs radionucléides émetteurs de rayonnement gamma dans une variété d'échantillons donnés (BRAMKI, 2011).

2.2.2.2 Principe de la technique

Les photons gamma interagissent avec la matière, dans la zone sensible du détecteur, par effet photoélectrique et crée des paires électrons-trous. Les charges résultantes sont collectées aux électrodes qui constituent les faces opposées du détecteur. Ces dernières sont soumises à une haute différence de potentiel qui polarise le cristal. L'impulsion de courant est transformée en impulsion de tension par le préamplificateur et amplifiée par l'amplificateur. Elle est ensuite convertie numériquement par le convertisseur analogique digital (CAD) puis rangée dans la mémoire de l'analyseur multicanaux. Ce rayonnement gamma est émis avec une ou plusieurs énergies bien déterminées et référencées dans une bibliothèque de données nucléaires. La mesure donne un spectre où l'amplitude est proportionnelle à l'activité du radioélément, l'axe des abscisses indique l'énergie du radioélément (Fig.17) (GRANIER, 2002).

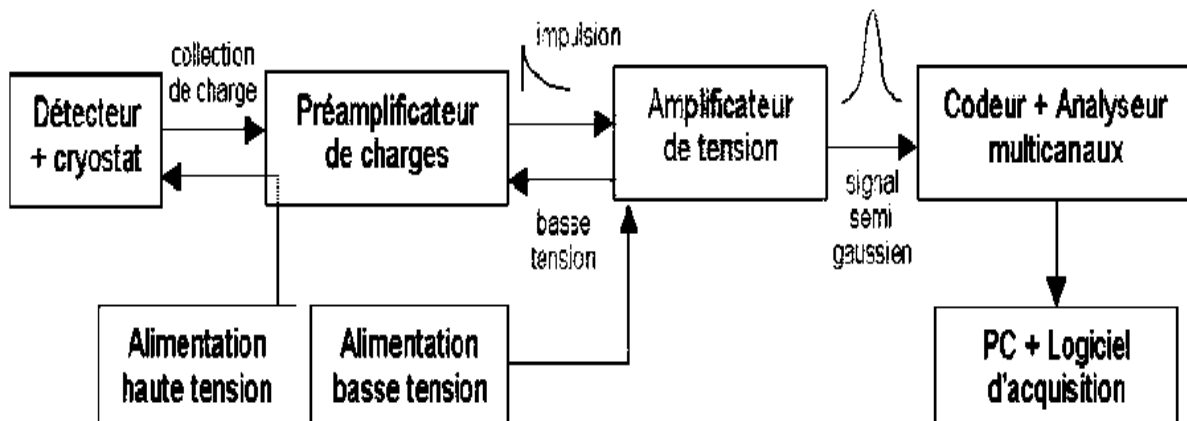


Figure 17 : Principe d'une chaîne de mesure de spectrométrie gamma

Les courbes représentent la forme du signal à la sortie du préamplificateur et de l'amplificateur. Il s'agit de l'allure de la tension en fonction du temps.

2.2.2.3 Le dispositif d'acquisition et d'analyse

L'ensemble de détection permet de mesurer un signal issu de l'interaction des rayonnements ionisants avec le cristal de germanium, une chaîne de spectrométrie gamma a été utilisée pour l'analyse des radioéléments dans les échantillons de la carotte prélevée au niveau de la baie d'Alger. La chaîne d'acquisition est composée d'un détecteur dont la partie sensible est le cristal de germanium Hyperpur, placée au centre d'une enceinte blindée, le détecteur est relié à un réservoir d'azote liquide qui assure le refroidissement du détecteur.

L'électronique de détection (Fig.18) est composé par :

- Un rack contenant l'amplificateur, le moniteur d'azote et l'alimentation de tension.
- Une carte d'interface contenant un convertisseur analogique digital (CAD) et un analyseur multicanaux (AMC).
- Un micro-ordinateur muni d'un logiciel Génie 2000, où sont enregistrés les spectres des échantillons.

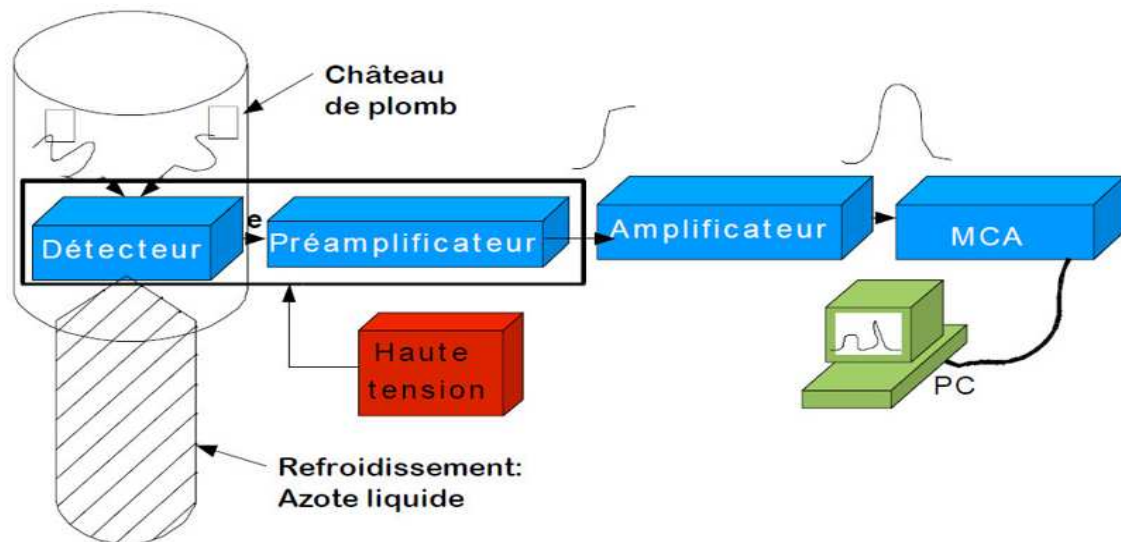


Figure 18 : Dispositif de la chaîne de spectrométrie gamma

La chaîne de détection utilisée au laboratoire de spectrométrie gamma du CRNA est constituée d'un détecteur semi-conducteur (GeHP) de type coaxial, il est polarisé à 2500 V liée à un générateur de haute tension.

L'épaisseur du blindage est de l'ordre 10 cm de plomb qui permet d'atténuer toute radioactivité externe ambiante, et de 2 mm de cuivre permettant de réduire les rayons X générés par le plomb. Le détecteur est refroidi par de l'azote liquide.

Le détecteur est relié à une électronique de détection dont les principales composantes sont : En premier lieu un préamplificateur qui met en forme le signal élaboré. A ce dispositif est relié un amplificateur dont la fonction est d'agrandir le signal à la sortie du préamplificateur sans modifier la forme et la fréquence. Cette dernière composante est reliée à un sélecteur appelé aussi analyseur multicanaux (MCA) qui permet de classifier les impulsions enregistrées et de garder l'information. Ce dernier est relié à un micro-ordinateur où sont enregistrés les spectres des échantillons de la carotte analysés.

2.2.2.4 Conditions expérimentales

2.2.2.4.1 Calibration en énergie

L'étalonnage en énergie de la chaîne est une étape primordiale pour l'identification de tous les radioéléments présents dans nos échantillons à travers la relation canal-énergie (**COURTINE, 2007**).

L'étalonnage en énergie se fait généralement à l'aide des sources radioactives dont on connaît leurs énergies et leurs activités. Pour calibrer la chaîne de mesure, trois sources ont été utilisées (Tableau 9) :

Tableau 9 : Les caractéristiques des sources d'étalonnages utilisées

Source	Date de fabrication	T _{1/2} (année)	Energie (KeV)	Activité (μCi)
²⁴¹ Am	03/02/1986	433	59.7	0.92
¹³⁷ Cs		30.2	661.6	1.09
⁶⁰ Co		5.26	1332.2 1173.5	2.03

Ces sources d'étalonnage permettent de balayer tout le spectre gamma de faible, moyen et forte énergies. Le logiciel **Génie 2000** a permis de tracer la droite de calibration après un comptage de ces sources au niveau du détecteur (GeHp).

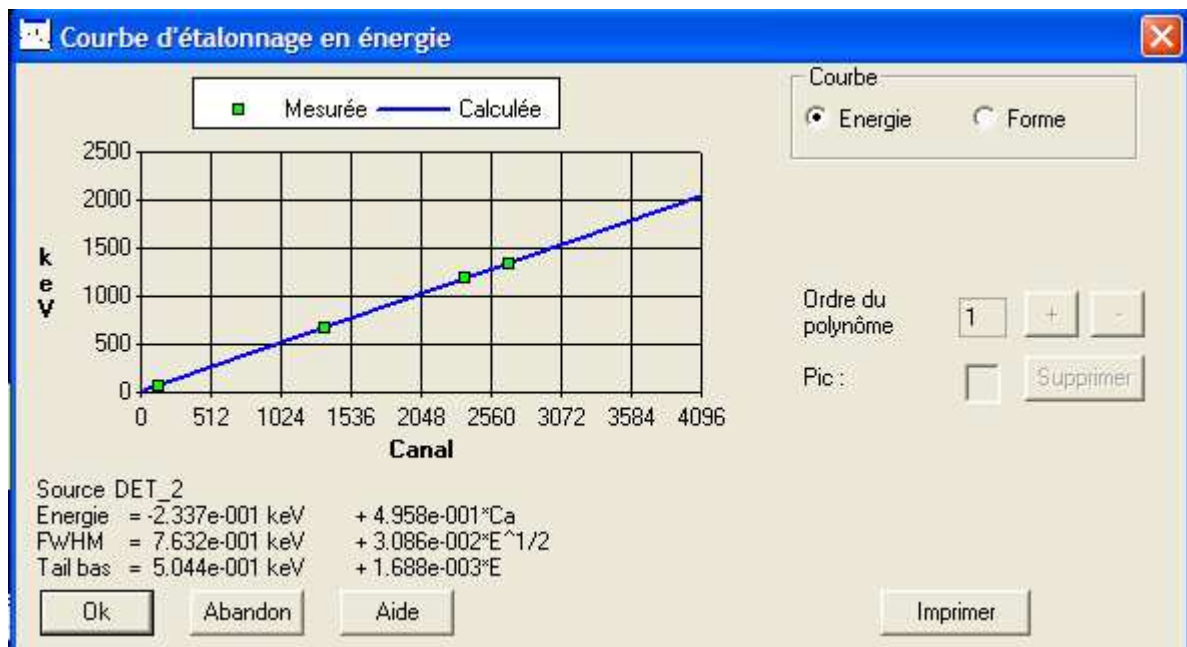


Figure 19 : Droite de calibration en énergie

2.2.2.4.2 Comptage du bruit de fond

Après l'opération de la calibration en énergie et avant de passer au comptage des échantillons, un comptage pour chaque flacon vide a été effectué afin d'estimer le bruit de fond de l'échantillon qui correspond à un flacon vide de géométrie donnée.

Le bruit de fond est le comptage ou l'enregistrement d'un spectre dans des conditions normales d'utilisation de la chaîne de mesure en l'absence de la source dont on veut mesurer le rayonnement. La connaissance de ce bruit de fond est utile pour améliorer la justesse des résultats de mesure de l'activité, notamment dans le cas des traces (tableau 10).

Tableau 10 : Comptage du bruit de fond du détecteur (GeHp)

Radioéléments	Nombre de coups
^{40}K	839±4,32
^{210}Pb	300 ± 18,76
^{214}Pb	528 ± 9,89
^{214}Bi	354 ± 12,69
^{137}Cs	ND

ND : non détecté.

2.2.2.4.3 Efficacité ou rendement de détection

Le rendement de détection est défini comme étant le rapport entre le nombre de photons mesuré dans le spectre et celui présent dans l'échantillon. Il est exprimé par :

$$\varepsilon = \frac{\text{Nombre de photons mesurés dans le spectre}}{\text{Nombre de photons émis de l'échantillon}} \quad (\text{Eq.8})$$

La calibration en efficacité permet d'établir la relation entre la surface d'un pic et l'activité du nucléide, généralement connue, produisant le pic :

$$\varepsilon = \frac{N}{A.I.t} \quad (\text{Eq.9})$$

Où

ε : est l'efficacité d'absorption totale (%) pour l'énergie E,
A : l'activité (exprimée en Bq) généralement connue,
N : le comptage du pic (en nombre d'impulsions),

Chapitre 3 : Matériels et Méthodes

$I(\%)$: l'intensité d'émission absolue de la raie γ considérée d'énergie E de ce nucléide,
 t : la durée du comptage en seconde.

L'efficacité du système dépend de plusieurs paramètres, notamment : l'énergie du photon, la nature et la géométrie du flacon utilisé, les dimensions du détecteur, la distance source-détecteur, le blindage ainsi que les matériaux entourant la chaîne de spectrométrie gamma.

Dans la plupart des laboratoires d'analyse, l'efficacité de détection est déterminée expérimentalement en utilisant des échantillons standards ayant une activité initiale connue et qui sont souvent préparés au laboratoire dans des conditions similaires que celles des échantillons à mesurer.

Préparation d'un échantillon standard de sédiment

La mesure de l'efficacité du détecteur est effectuée à l'aide d'une source radioactive liquide qui contient de l'Europium-152 avec une activité de 49,4 Bq/kg et le Cobalt-60 avec une activité de 50,9 Bq/Kg en date du 01/01/2013. Le comptage de ce standard par la chaîne de spectrométrie gamma a permis de tracer la courbe d'efficacité (voir chapitre 4).

A cet effet, nous avons choisi deux masses de 115g et de 200g pour la détermination des courbes d'efficacité et cela pour avoir une quantité similaire à celle de la quantité des échantillons de sédiment de la carotte.

2.2.3 Evaluation de l'activité et son incertitude

Pour le calcul de l'activité, on considère toujours le radioélément ayant la probabilité d'émission ou le taux de branchement le plus important dans le but d'avoir une meilleure statistique de comptage et par conséquent un résultat fiable. Les énergies en KeV correspondant aux radioéléments utilisés dans ce travail sont 46.5 (^{210}Pb), 352 (^{214}Pb), 1460.8 (^{40}K), 609.4 (^{214}Bi) et 661.6 (^{137}Cs). Dans le cas de la contribution d'un seul nucléide au pic, l'activité spécifique en Bq.Kg^{-1} poids sec à la date de comptage est directement liée à la surface du pic par l'expression suivante :

$$A = \frac{Nr.C}{\epsilon.I.m.t} \quad (\text{Eq.10})$$

Où

$Nr = N_{\text{net}} - N_{\text{BF}}$ est le temps réel en coups ;

ϵ : est l'efficacité ou rendement de détection déduit de la courbe d'efficacité

I : est la probabilité d'émission en %

m : est la masse en g de l'échantillon à analyser

t : est le temps de comptage en seconde

C : représente les différents termes correctifs (facteurs de décroissance radioactive, correction d'atténuation et correction de coïncidences).

L'incertitude absolue sur l'activité est donnée par la relation suivante :

$$\frac{\sigma_A}{A} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_{Nr}}{Nr}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_\varepsilon}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_I}{I}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_m}{m}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_t}{t}\right)^2} \quad (\text{Eq.11})$$

2.2.4 Limite de détection

La limite de détection ou l'activité minimale détectable (AMD) permet d'exprimer la sensibilité d'un système donné qu'on peut atteindre sous certaines conditions de travail. Elle dépend de plusieurs paramètres, dont les plus importants sont :

- Les caractéristiques du détecteur (résolution et efficacité),
- La radioactivité ambiante (Bruit de fond du détecteur...),
- La géométrie du flacon et la position de l'échantillon par rapport au détecteur,
- La qualification du personnel,
- L'assurance de la qualité des résultats.

2.2.5 Modèles de datation par la méthode du ^{210}Pb :

En se basant sur des modèles mathématiques qui prédisent la distribution du ^{210}Pb en profondeur, il est possible de donner un âge aux différents niveaux d'une colonne sédimentaire et donc d'estimer le taux de sédimentation. L'activité de ^{210}Pb dans le sédiment est fonction du ^{210}Pb apporté avec les particules (dit ^{210}Pb en excès, $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) et du ^{210}Pb produit par la décroissance in situ du ^{226}Ra ($T_{1/2}=1620$ ans) que l'on appelle ^{210}Pb supporté (MIRALLES, 2004).

L'activité totale A_t est définie par :

$$A_{\text{totale}} = A_{\text{en excès}} + A_{\text{supportée}}$$

Selon les principes de radioactivité, l'activité A (Bq.kg^{-1}) se trouvant à une profondeur donnée s'exprime comme suit :

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

Où

- A_0 est l'activité en surface du sédiment,
- t est le temps écoulé depuis que ce niveau n'est plus en surface,
- λ est la constante de désintégration du ^{210}Pb (soit $0,0313 \text{ an}^{-1}$).

Toutefois, la distribution du plomb dans une carotte de sédiment peut être perturbée par plusieurs processus qui peuvent rendre plus compliquée l'évaluation de la datation, notamment les phénomènes de diffusion, de bioturbation, de remobilisation et de granulométrie (Matiscoff et Robins, 1987 ; in Noureddine, 2007).

Les modèles sont principalement utilisés pour déterminer le taux de sédimentation dans le milieu marin. Ils se basent sur 3 conditions essentielles à leur application qui sont :

- Une sédimentation continue,
- Pas de phénomènes de remise en suspension à l'interface eau-sédiment,
- Pas de mobilité post-dépôt du ^{210}Pb ou de redistribution des sédiments.

2.2.5.1 Le modèle CFCS (Constant Flux Constant Sédimentation)

On considère que les facteurs qui gouvernent l'accumulation de sédiment sont stables, i. e. qu'il y a un flux constant de matériel et donc un flux de ^{210}Pb constant. Ce modèle développé par Robbins (1978) est un modèle basique où le profil de ^{210}Pb est une droite continue en fonction de la profondeur. L'âge est déterminé à partir de la pente de la droite (MIRALLES, 2004).

2.2.5.2 Le modèle CIC (Constant Initial Concentration)

Dans l'environnement, le rythme d'accumulation varie dans le temps, naturellement ou par la cause d'activités anthropiques qui favorisent ou diminuent l'apport de matière. Cela se traduit par des profils de ^{210}Pb non exponentiels en profondeur.

L'hypothèse de base de ce modèle est que la concentration initiale de ^{210}Pb dans chaque tranche de sédiment est constante (Krishnawami et al. 1971 ; Robbins & Eddington, 1975 ; Pennington et al. 1976 in MIRALLES, 2004).

$$T_m = \frac{1}{\lambda} \times \ln \left| \frac{(^{210}\text{Pb}_{ex}^0)}{(^{210}\text{Pb}_{ex}^m)} \right|$$

Où : T_m représente l'âge à la profondeur X_m

2.2.5.3 Le modèle CRS (Constant Rate of Supply)

Dans ce modèle, les apports de ^{210}Pb sont supposés constants dans le temps. Ainsi, la concentration de ^{210}Pb diminue lorsque les apports de matière, et le taux de sédimentation, augmentent (MIRALLES, 2004).

Dans ce modèle, l'activité A du ^{210}Pb cumulée, en dessous du sédiment à une profondeur x est calculé à partir de l'expression :

$$t = \frac{1}{\lambda} \text{Ln} \frac{A_0}{A}$$

Où : t représente le temps écoulé pour se retrouver à la profondeur x

2.2.6. Modèles de datation par le Cs-137

La présence du ^{137}Cs dans l'environnement a montré qu'il peut être utilisé comme un bon traceur isotopique pour évaluer la sédimentation produite dans les carottes sédimentaires pour une durée de 40 à 50 ans, depuis le début de l'armement nucléaire (Saxena, 2002 ; in Nouredine, 2007).

L'utilisation d'un traceur isotopique comme le ^{210}Pb peut être utile et importante, mais si d'autres traceurs radioactifs sont considérés, les résultats de l'étude seront complémentaires et plus fiables. Le ^{137}Cs utilisé conjointement avec la mesure du ^{210}Pb est connu comme étant un outil très utile pour l'étude d'une sédimentation (Pfitzner, 2004 ; in Nouredine, 2007).

La mesure de l'activité du ^{137}Cs dans un profil vertical est non seulement utilisée pour évaluer une sédimentation, mais aussi pour valider la chronologie du ^{210}Pb dans une colonne de sédiment (Anna DI Laura, 2004 et Radakovitch, 1999 ; in Nouredine, 2007).

La présence du ^{137}Cs dans le milieu marin, selon que son activité soit faible ou importante, apparaît sous forme de deux pics, l'un correspondant aux retombées de 1963 et l'autre à celles de Tchernobyl (1986), s'il n'y a aucune bioturbation ou remise en suspension. La distance au niveau du profil qui sépare les deux pics de 1963 et 1986 permet le calcul du taux de sédimentation moyen.

Chapitre 4 :

Résultats et Discussion

L'analyse par spectrométrie gamma des échantillons des différentes couches de la carotte a révélé la présence de radionucléides naturels, d'une part, et d'une radioactivité artificielle, d'autre part.

Les radionucléides naturels identifiés sont le ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi et le ^{210}Pb . En plus de ces radioéléments naturels, l'analyse a révélé également la présence d'un radionucléide artificiel dans tous les échantillons. Il s'agit du ^{137}Cs .

1. Efficacité des radioéléments d'intérêts :

Les efficacités ont pour rôle de déterminer les activités spécifiques des radioéléments d'intérêts émetteurs gamma en (Bq/kg) au niveau de la carotte de sédiment étudiée.

1.1. Analyse des standards

L'échantillon standard de type eau et de masse 115g chargé en radionucléide a été compté pendant un temps de 13564 s dans le détecteur de type GeHp. Une courbe d'efficacité en fonction de l'énergie a été tracé (Fig.20).

Les résultats obtenus de l'efficacité du détecteur (GeHp) sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau 11 : Valeurs de l'efficacité du détecteur pour un standard de 115g

Energie (KeV)	Efficacité
121,78	0,0567±0,0032
244,66	0,0343±0,0181
344,31	0,0283±0,0029
778,87	0,0153±0,0076
1112,04	0,0139±0,0042
1173,208	0,0106±0,0010
1332,464	0,0101±0,0009
1408,02	0,0011±0,0020

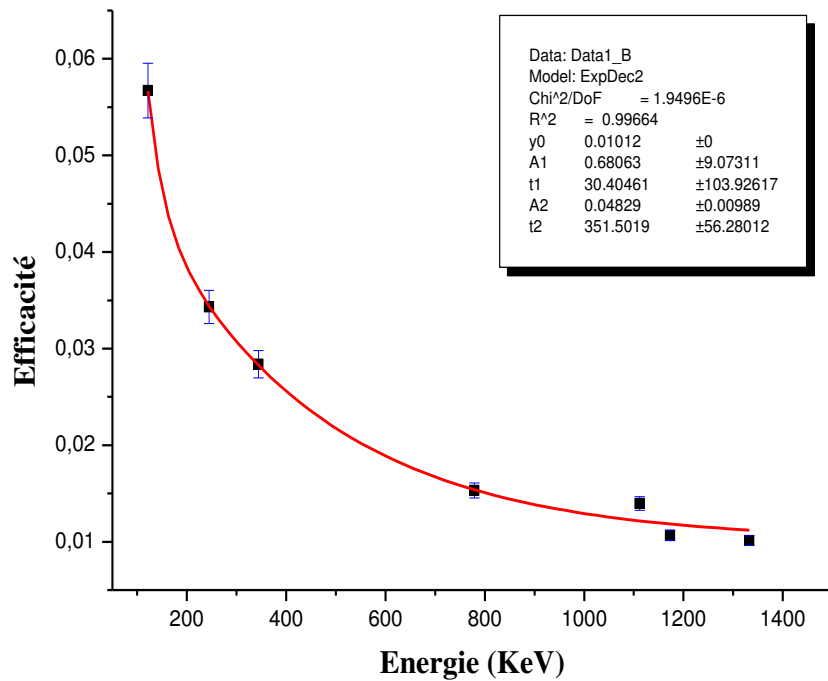


Figure 20 : Courbe de l'efficacité du détecteur pour le standard de 115g

Après avoir tracé la courbe expérimentale de l'efficacité du détecteur pour le standard de 115g utilisé, nous avons obtenu une droite exponentielle qui décroît en fonction de l'énergie.

L'équation de la courbe d'efficacité est :

$$y = y_0 + A_1 \exp(-x/t_1) + A_2 \exp(-x/t_2)$$

$$\varepsilon = 0,0100112 + 0,68063 \exp(-E/30,40461) + 0,04829 \exp(-E/351,5019)$$

En remplaçant les énergies des différents radioéléments d'intérêt dans cette équation, ce qui nous a permis de calculer l'efficacité de ces radioéléments et les résultats obtenus sont représentés dans le tableau suivant :

Tableau 12 : Les valeurs des efficacités des radioéléments étudiés pour le standard de 115g

Energie (KeV)	Efficacité
661,6	0,0176±0,009
1460,8	0,0108±0,005

Le standard de 200g a été réalisé avec la même procédure analytique que le standard précédent avec un temps de comptage de 10747 s. La courbe de l'efficacité en fonction de l'énergie a été tracée (Fig. 21) à partir des résultats présentés dans le tableau suivant :

Tableau 13 : Valeurs de l'efficacité du détecteur pour un standard de 200g

Energie (KeV)	Efficacité
121,78	0,0454±0,0039
244,66	0,0304±0,0076
344,31	0,0251±0,0021
778,87	0,0087±0,0034
1112,04	0,0085±0,0030
1173,208	0,0084±0,0007
1332,464	0,0077±0,0007
1408,02	0,0075±0,0016

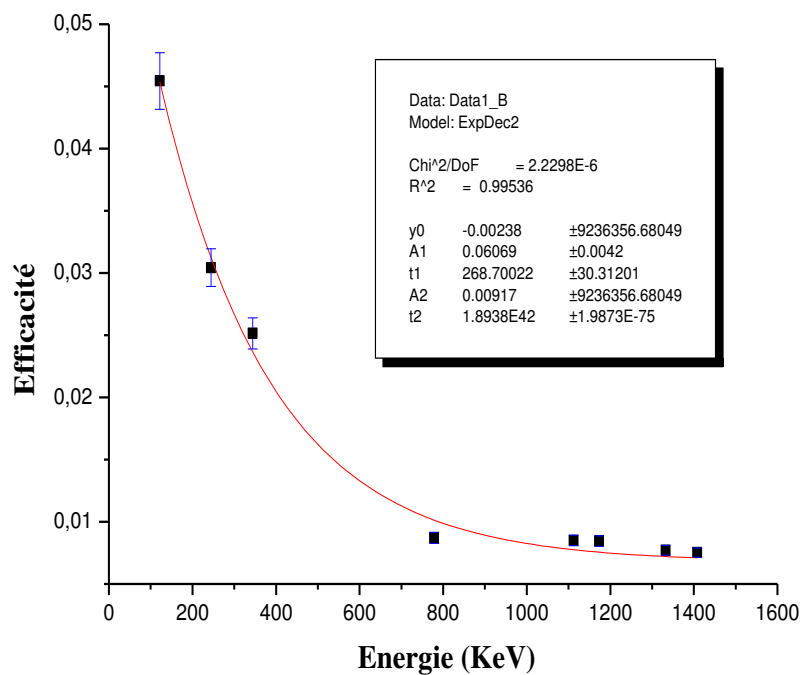


Figure 21 : Courbe de l'efficacité du détecteur pour le standard de 200g

L'équation de la courbe d'efficacité est :

$$y = y_0 + A_1 \exp(-x/t_1) + A_2 \exp(-x/t_2)$$

$$\epsilon = -0,00238 + 0,06069 \exp(-E/268,70022) + 0,00917 \exp(-E/1,89383 \cdot 10^{42})$$

Les valeurs des énergies remplacées dans cette équation permettent de donner les efficacités présentées dans le tableau suivant :

Tableau 14 : Les valeurs des efficacités des radioéléments étudiés pour le standard de 200g

Energie (KeV)	Efficacité
661,6	0,0119 ± 0,0004
1460,8	0,0070 ± 0,0006

2. Activités des radioéléments d'intérêts :

Tableau 15 : Activités (en Bq/kg) du ^{137}Cs et du ^{40}K dans la carotte CR-II- 2009

Profondeur (cm)	t (s)	m (Kg)	^{137}Cs (I=0,852, E=661,6)		^{40}K (I=0,1065, E=1460,8)	
			N	A (Bq/kg)	N	A (Bq/kg)
(0-2)	172800	0,08984	1038 ± 5,69	5,1722 ± 0,304	8766 ± 1,11	487,493 ± 24,924
(2-4)	172800	0,08151	927 ± 6.14	5,115 ± 0,306	8060 ± 1.16	494,039 ± 25,307
(4-6)	168484	0,10539	1019 ±5,84	4,456 ± 0,262	8889 ±1,08	432,19 ± 22,090
(6-8)	172800	0,10553	1254 ± 4,89	5,341 ± 0,306737	9255 ±1.08	438,16 ± 22,376
(8-10)	156394	0,11323	1160 ± 5,08	5,091 ± 0,295	8591 ± 1,14	418,835 ± 21,423
(10-12)	172800	0,10586	1432 ± 4,42	6,081 ± 0,343	9506 ±1.07	448,645 ± 22,899
(12-14)	166689	0,13715	1599 ± 4.09	5,243 ± 0,293	11142 ± 0.98	405,886 ± 20,655
(14-18)	166689	0,2	1682 ± 4,01	5,725 ± 0,318	11669 ± 0.96	465,907 ± 23,691
(18-22)	172800	0,2	2035 ± 3,57	6,674 ± 0,365	13118 ± 0.90	505,238 ± 25,644
(22-26)	172800	0,2	3592 ± 2,34	11,782 ± 0,621	14721 ±0.85	566,978 ± 28,731

2.1. Distribution du radioélément artificiel Cs-137

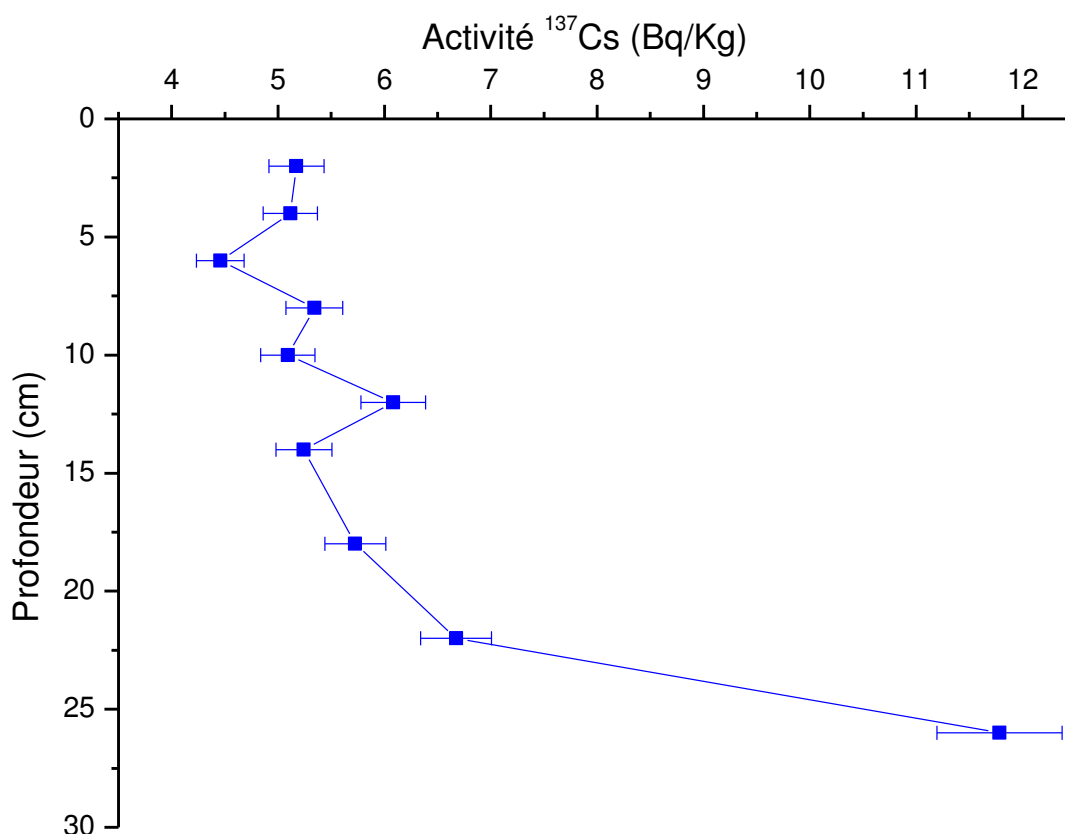


Figure 22 : Profil du ^{137}Cs dans la carotte CR-II-2009

Le Cs-137 est un radialement rejeté dans l'atmosphère, ensuite déposé par voie sèche ou humide sur l'écorce terrestre, et introduit finalement dans le milieu marin. Le Cs-137 dans la colonne d'eau se déplace horizontalement et verticalement et pour se déposer sur les sédiments et se comporter selon ses propriétés physico-chimiques. Le Cs-137 présente une affinité pour les particules fines et son déplacement dans la carotte sédimentaire dépend principalement de la granulométrie, la capacité d'adsorption, la remise en suspension et de la bioturbation (A. Noureddine, 2007).

Dans la carotte de sédiment (CR-II- 2009) de la baie d'Alger, la répartition verticale du Cs-137 en fonction de la profondeur est illustrée dans la figure 22. Les activités des radioéléments naturels (particulièrement le K-40) et artificiels (Cs-137) sont présentés dans le tableau 15.

Le niveau d'activité du Cs-137 le long de la carotte varie de 5,2 à 11,8 Bq/kg sur une profondeur de 26cm. Le profil du Cs-137 présente une activité spécifique pratiquement constante de 0 à 10 cm de profondeur avec une moyenne de 5 Bq/kg. On remarque que le Cs-137 croît légèrement à partir de 12cm pour atteindre une valeur de 11,8 Bq/kg jusqu'à la dernière couche de la carotte à 26cm. Ces résultats sont en accord avec ceux reportés par d'autres auteurs dans la baie d'Alger, (Noureddine. A, 2007) ce qui montre qu'il n'y a pas eu de changements significatifs dans les activités de Cs-137 dans la couche de 0 à 30m de profondeur.

On recherche dans ce profil les horizons caractéristiques des repères marquants l'historique de la contamination de sédiments par le Cs-137. On a identifié deux pics caractéristiques au niveau du profil à 12cm et à 26cm et qui correspondent probablement aux rejets de l'accident de Tchernobyl de 1986 et aux retombées d'essais d'armes nucléaires. La distance au niveau du profil qui sépare les deux pics de 1963 et 1986 nous a permis de calculer la vitesse de sédimentation qui est de 0,60 cm/an.

2.2. Distribution du radioélément naturel K-40

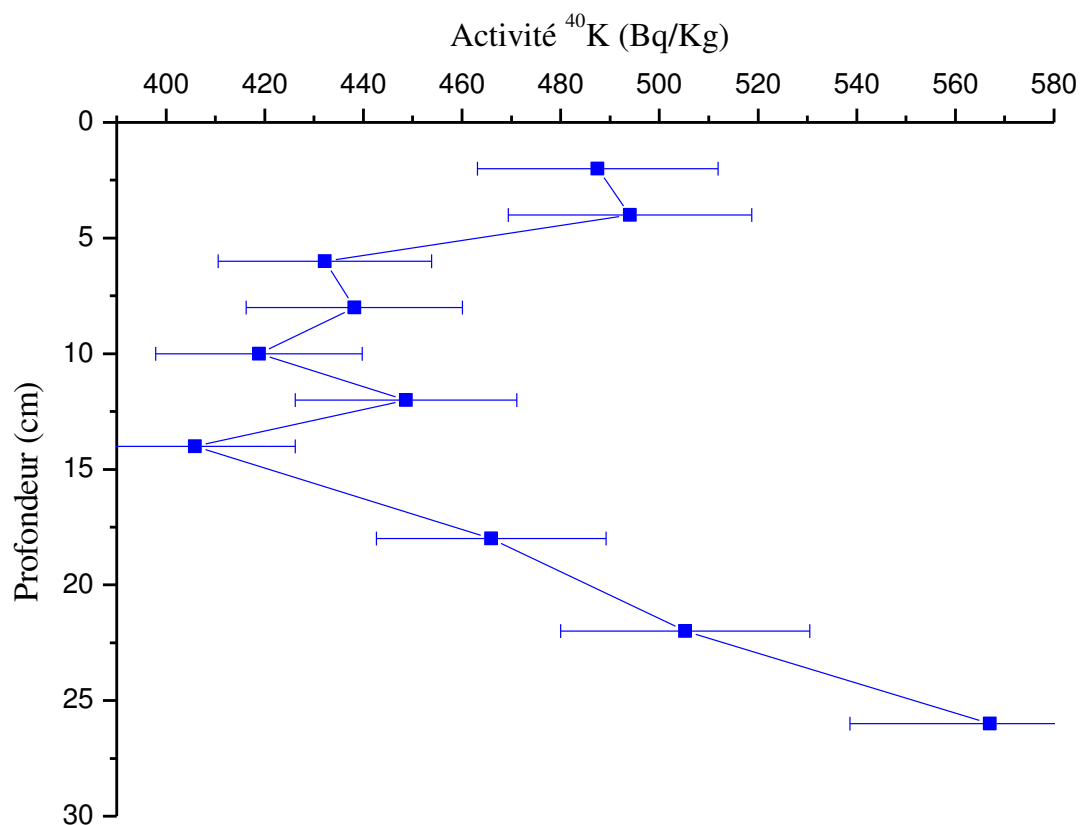


Figure 23 : Profil du ^{40}K dans la carotte CR-II-2009

Dans ce travail on a aussi étudié le comportement du radioélément K-40, isotope radioactif du potassium naturellement présent dans les sédiments. Ce radioélément présent dans le milieu terrestre est introduit dans le milieu marin par différentes voies. Il subit un mouvement horizontal et vertical dans la colonne d'eau et il se fixe à la matière en suspension, il se dépose sur le fond marin et se déplace dans les couches de sédiment du milieu.

Les activités du K-40 en Bq/kg sont données dans le tableau 15 et la répartition verticale du K-40 en fonction de la profondeur est illustrée dans la figure 23.

Dans la carotte de sédiment, l'activité du K-40 est relativement constant avec une valeur moyenne de 466 Bq/kg et son comportement semble similaire à celui du Cs-137, avec un coefficient de corrélation de 0,79 présenté dans la figure 24.

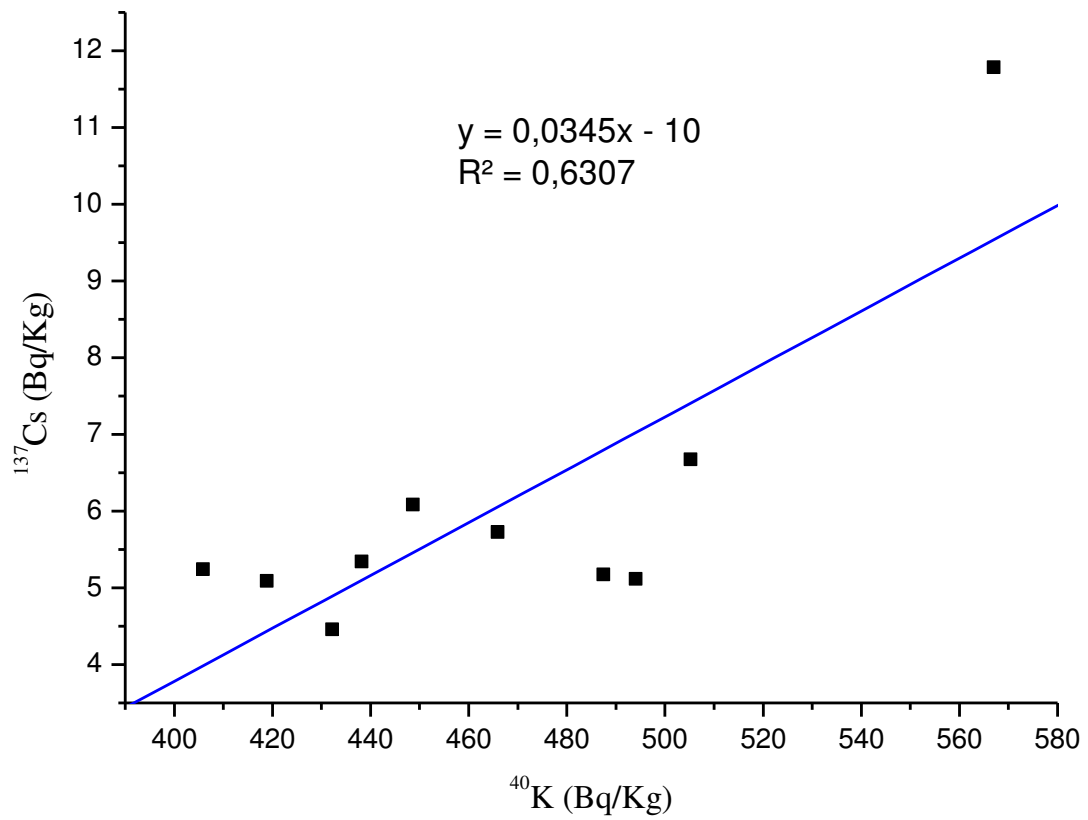


Figure 24 : Droite de corrélation du ^{137}Cs en fonction du ^{40}K dans la carotte CR-II-2009

Conclusion

Conclusion

L'objectif de ce travail est d'évaluer les niveaux de contamination radioactive de la carotte de sédiment marin au niveau de la baie d'Alger et d'utiliser les activités spécifiques du radionucléide artificiel Cs-137 pour estimer la vitesse de sédimentation à partir du profil vertical.

La présence du radionucléide artificiel Cs-137 en mer Méditerranée est due principalement aux retombées résultant des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère et aux rejets provenant d'installations nucléaires situées le long des côtes. La mesure du Cs-137 dans un profil vertical est non seulement utilisée pour évaluer une sédimentation mais aussi pour valider la chronologie du Pb-210 dans une colonne de sédiment.

La concentration importante du Cs-137 que l'on retrouve au niveau de la région d'étude apparaît sous forme de deux pics, l'un correspondant aux retombées des essais nucléaires atmosphériques entre 1958 et 1963 et l'autre à celles de Tchernobyl de 1986. La distance au niveau du profil qui sépare les deux pics de 1963 et 1986 nous a permis de calculer la vitesse de sédimentation qui est de 0,60 cm/an.

Dans la carotte de sédiment, l'activité du K-40 est relativement constante avec une valeur moyenne de 466 Bq/kg et son comportement semble similaire à celui du Cs-137, avec un coefficient de corrélation de 0,79.

Références bibliographiques

Références Bibliographiques

- ACRO. (2012).** *Etude de la radioactivité dans l'environnement autour du CNPE du Blayais.* France, p. 10-11.
- AMIARD, T. & AMIARD, J.C. (1980).** Radio écologie des milieux aquatique, La pollution radioactive. France : Masson, 200 p.
- BELHAOUARI, B. (2012).** Etude écotoxicologie chez un Gastéropode marin, *Osilinus turbinatus* (Born, 1780) dans le littoral algérien occidental. Thèse de Doctorat en Sciences de l'Environnement. Université d'Oran, p. 11-12.
- BENDADA, K. & BOULAKRADECH, M. (2011).** Optimisation des conditions de dosage *par spectroscopie d'absorption atomique (SAAF et SAAET) : Application à la détermination de la pollution et de la bioaccumulation des métaux lourds.* Mémoire de Master en Science de la Matière, USTHB, 80 p.
- BRAMKI, A. (2011).** Mesure par spectrométrie gamma de la radioactivité naturelle présente dans des échantillons de l'environnement. Mémoire de Magister, Université Mentouri, Constantine, 124 p.
- CAILLOT, A. (2002).** *La radioactivité au service de l'industrie et de l'environnement.* Paris : Lavoisier, 157p.
- CEA. (2002).** La radioactivité, 18 p.
- CHABANE, Z. & FERRAHI, F. (2013).** Détermination du niveau de radioactivité naturelle et artificielle dans les eaux souterraine. Mémoire de Master, Université Khemis-Miliana, 85 p.
- CHOUCHAN, S. (2014).** Etude de la pollution radioactive par les hydrocarbures dans les eaux et les sédiments de la baie d'Alger. *Mémoire d'ingénieur*, p. 25-26.
- COURTINE, F. (2007).** *Etalonnage d'un spectromètre gamma en vue de la mesure de la radioactivité naturelle.* Mesures expérimentales et modélisation par techniques de Monte-Carlo. Thèse Doctorat, Spécialité Physique Corpusculaire, Université Blaise Pasca, 197 p.
- DEROUKDAL, Y. & GHAOUI, M. (1995).** Evaluation par spectrométrie gamma de la radioactivité naturelle et artificielle dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger. Mémoire d'Ingénieur en Génie de l'Environnement, USTHB, 87 p.
- HADJI, R. & BOUKRETA, D. (2009).** *Evaluation de l'entraînement du radium-226 contenu dans le sol contaminé par les normes.* Mémoire d'Ingénieur en Génie de l'Environnement, USTHB, 78 p.
- HAMMADI, A. (1996).** Détermination du niveau de référence de la radioactivité autour du réacteur de recherche NUR. Mémoire de Poste-Graduation en Génie Nucléaire, Centre de Radioprotection et de Sureté, 80 p.

Références Bibliographiques

HOUMA- BACHARI, F. (2009). Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. Thèse de Doctorat, Spécialité Sciences de l'Univers et Environnement. Université du Val de Marne Paris XII, France, 272 p.

IRSN. (2007). Développement d'une méthode analytique pour quantifier par spectrométrie gamma in-situ les radionucléides présents dans les sols, 100 p.

IRSN. (2013). *Actualisation des connaissances relatives à l'évolution de la pollution radioactive de l'eau de mer et des sédiments issue du site nucléaires accidenté de Fukushima Dai-ichi*, 4 p.

ISSeP. (2014). Méthode pour le prélèvement de sédiments dans les cours d'eau non navigables, 4 p.

KANKOU, M. (2004). Vulnérabilité des eaux et des sols de la rive droite du fleuve Sénégal en Mauritanie-étude en laboratoire du comportement de deux pesticides. Université de Limoges, France, 159 p.

KECIR, M.S. (1997). Etude de la répartition transversale et verticale de la radioactivité dans les sédiments de la baie de Bou Ismail et estimation de la vitesse de sédimentation. Mémoire d'Ingénieur, ENSSMAL, 80 p.

LEAUTE, F. (2008). Biogéochimie des contaminants organiques hap, pcb et pesticides organochlores dans les *sédiments de l'étang de thau*. Thèse de doctorat en biogéochimie marine. Université Pierre et Marie Curie, France, 255 p.

LE PETIT, G. & GRANIER, G. (2002). Spectrométrie gamma appliqué aux échantillons *de l'environnement*. Paris : Lavoisier, 238 p.

MENNAD, M. (2008). *Approche des systèmes d'information géographique(SIG) pour l'analyse spatio-temporelle de la pollution marine des eaux côtières, Application de la baie d'Alger*. Mémoire de Magister, Spécialité Océanographie Biologique et Environnement Marin, USTHB, 85 p.

MESSAID, F. (2002). Technique d'échantillonnage et méthodes d'analyse d'échantillons de l'environnement par spectrométrie gamma. Mémoire Technicien Supérieure en Radioprotection, CRNA, 70 p.

MIRALLES, J. (2004). Etude couplée des radionucléides et des isotopes stables du plomb en Méditerranée occidentale, Thèse de Doctorat, Spécialité Géosciences de l'Environnement, Université P.CEZANNE, 119 p.

NAIT MOHAND, K. (2014). Evaluation du niveau de radioactivité naturelle et artificielle dans les compartiments de l'environnement des deux régions centre et nord-ouest de l'Algérie. Mémoire d'Ingénieur en Pathologie des Ecosystèmes, USTHB, 66 p.

NOUREDDINE, A. (2007). Distribution de la radioactivité artificielle, Cs-137, Am-241, et isotopes du Plutonium, et de la radioactivité naturelle, Pb-210, *dans des colonnes d'eau et*

Références Bibliographiques

des carottes de sédiments le long du littoral algérien. Thèse de Doctorat en Physique, USTHB, 280 p.

PNUE. (1992). Evaluation de l'état de la pollution de la mer méditerranée par les substances radioactives, p. 66-67.

RACINE, R. (2009). *Étude des effets d'une ingestion chronique de radionucléides sur le métabolisme du cholestérol chez le rat : exemples de l'uranium appauvri et du césium-137.* Thèse de Doctorat, Spécialité Physiologie et Génétique Moléculaire, Université Blaise Pascal Clermont-Ferrand, p. 46-50.

RAMADE, F. (2000). Dictionnaire encyclopédique des pollutions. France : Ediscience international, 690 p.

RAMADE, F. (2005). Toxicologie fondamentale et appliquée. France : Dunod, 500 p.

REZGUI, W. & CHERIET, W. (2008). *Etude de l'envasement du port d'Alger au moyen du Cs-137.* Mémoire d'Ingénierat, ISSMAL, 42 p.

RODIER, J. (1984). L'analyse de l'eau. France : Dunod, 1365 p.

TAIEB ERRAHMANI, D. (2009). *Géochimie et pollution par les métaux traces et radioéléments dans les sédiments de la baie d'Alger.* Mémoire d'Ingénierat, ENSSMAL, 72 p.

TAIEB ERRAHMANI, D. (2012). *Fixation et dépôt de la radioactivité dans les compartiments de l'environnement, air, sol et milieu marin au niveau de la région d'Alger* Thèse de Magister en Océanologie-climatologie, ENSSMAL, 88 p.

Annexes



Figure 1 : Carottier Corer-coreschneider



Figure 2 : Homogénéisateur



Figure 3 : Carotte récupérée dans un tube en PVC



Figure 4 : Dispositif de sectionnement des carottes



Figure 5 : Chaîne de détection GeHp (CRNA)

Annexe

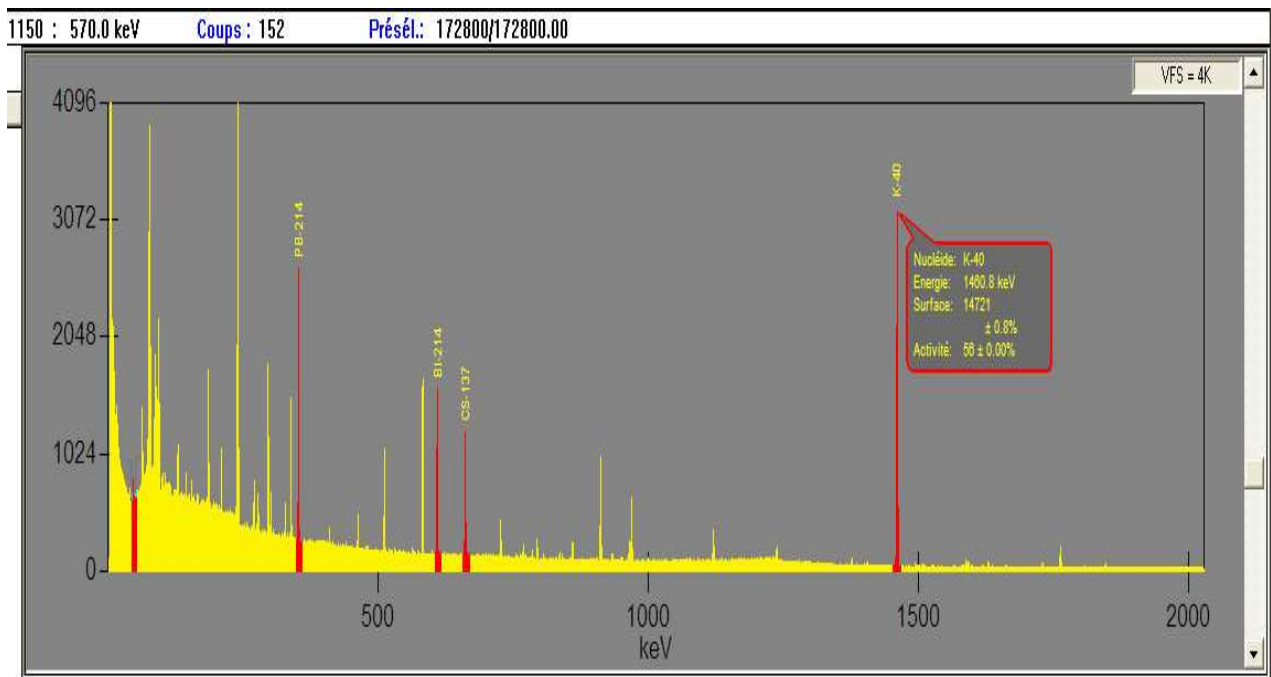


Figure 6 : Spectre d'un échantillon de sédiment (^{40}K)

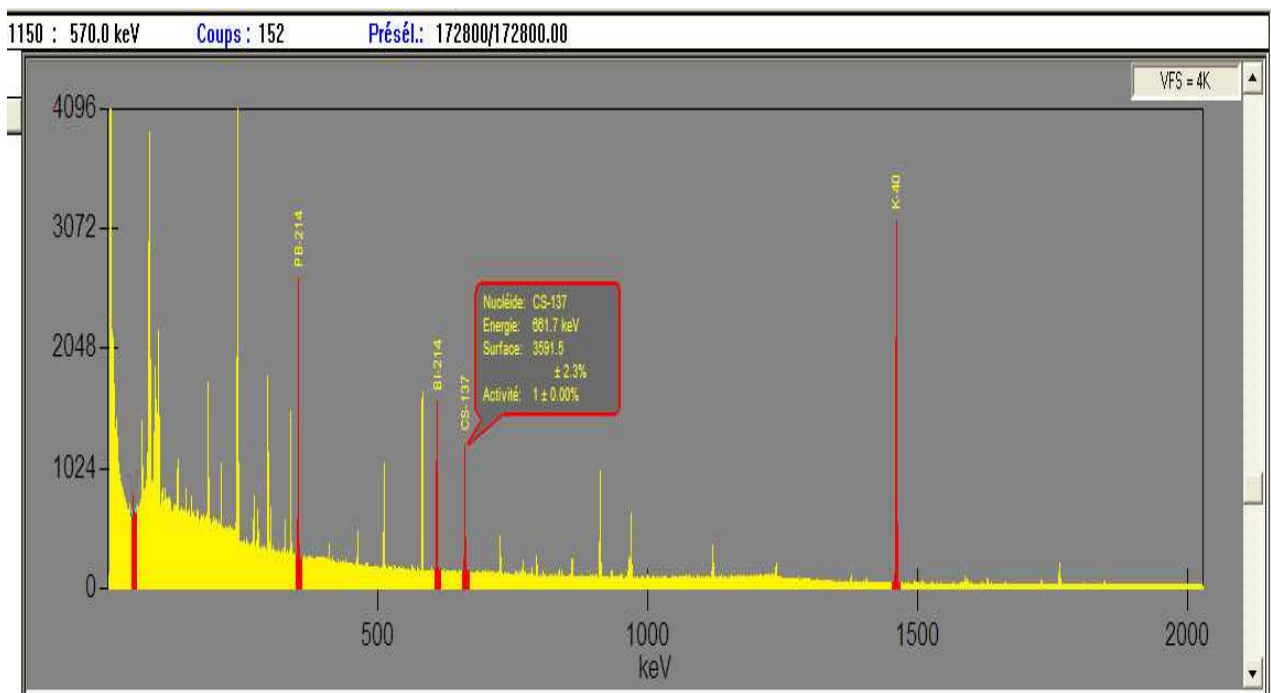


Figure 7 : Spectre d'un échantillon de sédiment (^{137}Cs)

Annexe



Figure 8 : Software de la chaîne détection (CRNA)

Groupe

Légende

- Métaux alcalins
- Métaux alcalino-terreux
- Métaux de transition
- Autres métaux
- Autres éléments non métalliques
- Halogènes
- Gaz rares
- Lanthanides
- Actinides

Le symbole en blanc indique l'absence de nucléides stables.

1A 1	2A 2											3A 13	4A 14	5A 15	6A 16	7A 17	8A 18	
1 H	2 He											3 B	4 C	5 N	6 O	7 F	8 Ne	
3 Li	4 Be											13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar	
11 Na	12 Mg	3B 3	4B 4	5B 5	6B 6	7B 7	8	9	10	1B 11	2B 12	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr	
19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe	
37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn	
55 Cs	56 Ba	57-71 La-Lu	72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	113 Uub	114 Uut	115 Uuq	116 Uup			
87 Fr	88 Ra	89-103 Ac-Lr	104 Rf	105 Db	106 Sg	107 Bh	108 Hs	109 Mt	110 Ds	111 Rg	112 Uuq	113 Uub	114 Uut	115 Uuq	116 Uup			
		57 La	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb	71 Lu		
		89 Ac	90 Th	91 Pa	92 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No	103 Lr		