

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث 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



Mémoire Pour L'obtention Du Diplôme De Magister En Sciences De La Mer

Option : Environnement de l'hydrosphère

Sujet :

**Les Radioéléments et l'Histoire de la
Contamination dans les Sédiments de la Côte
Algéroise**

Présenté par :

- DEHANE Djema

La composition du jury de soutenance

Dr. REFES. W	Maitre de Conférences (ENSSMAL)	Président
Pr. LOUANCHI. F	Professeur (ENSSMAL)	Examinatrice
Dr. BELAMRI. M	Maitre de Recherche (CRNA)	Examineur
Dr. NOUREDDINE. A	Directeur de Recherche (CRNA)	Promoteur
Pr. BOULAHIDID. M	Professeur (ENSSMAL)	Co-Promoteur

Année Universitaire : 2016/2017

Remerciements

Tout d'abord, Je tiens à remercier **ALLAH le Tout Puissant**, pour le courage et la patience qu'il m'a offert, afin de réaliser ce travail.

Au terme de ce travail, il m'est agréable de remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin, directement ou indirectement à la réalisation de ce travail.

Mes remerciements vont particulièrement :

- A **Mr. REFES W**, Maitre de Conférences et Directeur adjoint chargé de la Post-Graduation et de la Recherche Scientifique à l'ENSSMAL d'avoir accepté de présider le jury de ce mémoire malgré ses nombreuses charges et responsabilités. Merci pour votre grandeur scientifique et votre modestie.
- A **Mme. LOUANCHI F**, Professeur et Directrice du Laboratoire Conservation et Valorisation des Ressources Marines à l'ENSSMAL d'avoir accepté d'examiner ce travail et dont les critiques nous serviront sûrement. Je voudrais la remercier vivement.
- A **Mr. BELAMRI M**, Maitre de Recherche et Directeur de la division des techniques nucléaires au CRNA, d'avoir accepté d'être présent dans ce jury et d'apporter des critiques pertinentes.
- A **Mr. NOUREDDINE A**, Directeur de Recherche et Directeur de la division de l'environnement, de la sûreté et les déchets radioactifs au CRNA, d'avoir accepté de diriger ce travail, il s'est toujours montré à l'écoute et très disponible tout au long de la réalisation de ce mémoire, il n'a jamais ménagé ni sa personne ni son temps pour le bon déroulement de ce travail.
- A **Mr. BOULAHID M**, Professeur, responsable de notre post-graduation et Directeur du Laboratoire Ecosystèmes Marins et Littoraux à l'ENSSMAL. Je tiens à lui exprimer ma reconnaissance d'avoir codirigé ce mémoire, qu'il trouve ici l'expression de mes sincères remerciements pour sa disponibilité ainsi que pour les précieux conseils qu'il m'a prodigués.

Je tiens aussi à exprimer ma gratitude envers **Mr TAIEB ERRAHMANI D**, Attaché de Recherche au CRNA pour son aide permanente, son infatigable motivation et ses conseils très avisés au cours de ce travail.

J'exprime aussi ma grande reconnaissance aux personnels du laboratoire d'environnement du CRNA en particulier : **Mr ZIOUCHE M**, et **Mr MENACER M**,

pour leurs disponibilités, pour leurs précieuses aides, ainsi que pour l'inspiration, et le temps qu'ils ont bien voulu me consacrer.

Je remercie vivement toute l'équipe des laboratoires de recherche de L'ENSSMAL à Sidi Fredj, et très particulièrement **Mr MEKKI, Mme OUNEDI, Mr BOUDJELLAL, Mme EDALIA, Mme BOUDJELLAL KAIDI, et KHENE-BAMOUNE** pour leurs aides, leurs soutiens et, leurs encouragements.

Mes remerciements s'adressent également aux membres des laboratoires pédagogiques de L'ENSSMAL, en particulier : **Mr YUCEF**.

J'adresse aussi mes plus sincères remerciements :

- Aux personnels de la bibliothèque du CRNA: **Mlle MEGUEHOUT, Mr DAÏAH, Mr REKKIS, et Mr DJEMAÏ** qu'ils m'ont toujours soutenu et aidé au cours de la réalisation de ce mémoire.
- Aux personnels de la bibliothèque de l'ENSSMAL pour leurs aides, je les remercie aussi pour leur sympathie et leur humour «ironique».

Je tiens à remercier également l'équipe de la campagne «SYPHYTAL_2015» de CNRDPA, particulièrement **Mr INAL** qui a participé au prélèvement des carottes sédimentaires durant la campagne, qu'il trouve ici l'expression de ma profonde sympathie.

Je voudrais aussi exprimer ma grande reconnaissance envers **Mme BOUDJENOUN N** pour son encouragement, soutien moral et sa générosité en conseils, merci pour votre soutien attentif et bienveillant.

Je réserve une sympathie amicale à tous mes amis (es) qui m'ont aidés, ou été prêts à m'aider, en particulier : **Fatiha, Bouchra, Fadhila, Chahinez, Fairouz, Nawel**.

Je remercie aussi tous mes collègues pour les moments de détente passés ensemble mais aussi pour leur écoute et leur complicité, en particulier : **AROUA M et DAOUDI M**.

Le très grand merci à mes parents pour leurs innombrables sacrifices, à toute ma famille pour leur soutien. Merci de me comprendre même dans les moments les plus difficiles, sans vous je ne serais pas ce que je suis aujourd'hui. Merci une autre fois.

<u>Table des matières</u>	<u>Page</u>
Liste des Figures	
Liste des Tableaux	
Liste des Abréviations	
Introduction	18
Chapitre I : Synthèse Bibliographique	
I. La radioactivité.....	21
I.1. Les désintégrations radioactives	21
I.1.1. La désintégration alpha (α)	21
I.1.2. La désintégration beta (β)	21
I.1.3. Rayonnement gamma (γ)	22
I.2. Loi de désintégration radioactive	22
I.2.1. Cas de filiation simple.....	22
I.2.2. Cas d'une chaîne de désintégration	23
I.3. L'équilibre séculaire	23
I.4. L'origine de la radioactivité dans l'environnement marin	24
I.4.1. Origine naturelle	24
I.4.2. Origine artificielle	25
I.4.2.1. Une origine volontaire	25
I.4.2.2. Une origine accidentelle	26
I.5. Devenir et comportement des radionucléides dans le milieu marin	29
I.5.1. Interaction des radionucléides dans l'eau de mer	29
I.5.2. Interaction avec les MES	30
I.5.3. Interaction avec les colloïdes	30
I.5.4. Scavenging de l'eau de mer	30
I.5.5. Comportement des radionucléides à l'égard des sédiments	31
I.5.5.1. Mécanisme de sorption	31
I.5.5.2. Migration horizontale	33
I.5.5.3. Migration verticale et phénomène de désorption	33
I.6. Les radionucléides d'intérêt	35
I.6.1. Potassium 40 (^{40}K).....	35

I.6.2. Le thorium 232 (^{232}Th) et ses descendants	36
I.6.3. L'Uranium 238 (^{238}U) et ses descendants	36
I.6.4. Le plomb 210 (^{210}Pb)	36
I.6.5. Césium 137 (^{137}Cs)	37
II. La contamination métallique	38
II.1. Sources des éléments traces métalliques	38
II.2. Présentation des principaux ETM étudiés	39
II.2.1. Le Nickel	39
II.2.2. Le cuivre	39
II.2.3. Le Manganèse	40
II.2.4. Le Zinc	40
II.2.5. Le Fer	41
II.2.6. Le plomb	41
II.2.7. Le Cadmium	41
II.3. Comportement et biogéochimie des ETM dans le sédiment marin	42
II.4. Comportement diagénétique des métaux dans les sédiments	42
III- Les sédiments	44
III.1. Origine	44
III.2. Composition	45
III.3. Granulométrie	46
III.4. Diagenèse précoce du sédiment	46
Chapitre II : Zone d'étude	
I. Présentation générale de la zone d'étude	49
I.1. La Baie d'Alger	50
I.1.1. Réseau Hydrographique	50
I.1.2. Bathymétrie	51
I.1.3. Données Météo-Océaniques	51
I.1.3.1. Facteurs Météorologiques	51
I.1.3.2. Facteurs hydrodynamiques	53
I.1.4. Sédimentologie	53
I.1.5. Les sources de la pollution dans la Baie d'Alger	55

II.2. La Baie de Bou Ismail	56
II.2.1. Situation géographique.....	56
II.2.2. Réseau hydrographique	57
II.2.3. Facteurs Météo-Océaniques	58
II.2.3.1 Facteurs météorologiques	58
II.2.3.2.Facteurs hydrodynamiques	58
II.2.4. Sédimentologie	59
II.2.5. Les sources de pollution dans la baie de Bou-Ismaïl	60
Chapitre III : Matériels et Méthodes	
I. Travaux effectués en mer	63
I.1.Choix des stations et prélèvement de sédiment	63
II. Travaux effectués aux laboratoires	65
II.1. Découpage des carottes	65
II.2. Lyophilisation	65
II.3. Broyage et homogénéisation des échantillons	65
II.4. Détermination du taux de la matière organique dans le sédiment	66
II.5. La mesure de la radioactivité naturelle et artificielle	66
II.5.1. Homogénéité et conditionnement des échantillons	66
II.5.2. Technique de la spectrométrie gamma	66
II.5.2.1.Principe	67
II.5.2.2. L'électronique d'acquisition	67
II.5.2.3. Système de refroidissement	68
II.5.2.4. L'alimentation haute (HT) tension	68
II.5.2.5. Détecteur	68
II.5.2.6. Préamplificateur	69
II.5.2.7. Amplificateur	69
II.5.2.8. Codeur analogique numérique ADC (<i>Analog to Digital Converter</i>)...	69
III.5.2.9. Analyseur multicanaux MCA (<i>Multi Channel Analyser</i>)	69
II.5.2.10. Système d'acquisition	70
II.5.3. Analyse	70
II.5.3.1. Etalonnage et Résolution en énergie	70
II.5.3.2. Le Bruit de fond	71
II.5.3.3. Etalonnage en efficacité	72

II.5.3.4. Préparation du standard	73
II.5.3.5. Exploitation de spectre et calcul d'activité	79
II.5.3.6. Calcul d'activité et incertitudes	80
II.5.3.7. Seuil de décision et limite de détection	81
II.5.3.8. Activité minimale détectable (Minimum Detectable Activity MDA)	82
II.5.4. L'outil chronologique de Plomb 210	82
II.6. Analyse des éléments traces métalliques.....	89
II.6.1. Protocol expérimental.....	89
II.6.1.1. Minéralisation à blanc.....	89
II.6.1.2. Minéralisation des échantillons	89
II.6.1.3. Analyse des Eléments Traces métalliques	90
II.6.1.3.1. La spectrométrie d'absorption atomique.....	90
a. Avantages.....	90
b. Limites	90
c. Principe	91
d. Appareillage	91
II.6.1.3.2. Conditions expérimentales.....	92
a. Etalonnage.....	92
b. Répétabilité	94
c. Reproductibilité ou contrôle de la qualité d'analyse	94
II.6.1.3.3. Calcul des concentrations des métaux dans le sédiment	96
II.6.1.3.4. Calcul du poids sec corrigé de sédiment	96
II.6.1.3.5. Calcul des concentrations corrigées des métaux dans le sédiment...	97
II.6.1.3.6. Indice de contamination métallique	97
Chapitre IV : Résultats et Discussions	
I. La radioactivité dans les sédiments marins	100
I.1. La Baie d'Alger	100
I.1.1. Le taux d'humidité	100
I.1.2. Le taux de Matière Organique	101
I.1.3. Les activités spécifiques des radionucléides d'intérêt	101
I.1.3.1. L'Uranium 238 et ses descendants (^{210}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , et ^{226}Ra)	103
a) Uranium 238	103
b) Plomb 214, Bismuth 214, et Radium 226	104

c) Plomb 210	107
I.1.3.2. Le Thorium 232 et ses descendants	108
a) Plomb 212, et Actinium 228	108
I.1.3.3. Potassium 40	110
I.1.3.4. Césium 137	111
I.1.4. L'activité minimale détectable (AMD) des radionucléides d'intérêts	112
I.1.5. Datation de sédiment de la baie d'Alger à l'aide de l'Outil ^{210}Pb	113
I.1.5.1. Vitesse et taux de sédimentation	113
a) Modèle CRS	113
b) Modèle CFCS	115
I.1.5.2. Datation	115
I.1.6. Comportement et corrélation des radionucléides d'intérêt dans le sédiment de la baie d'Alger	118
I.2 La Baie de Bou-Ismaïl	123
I.2.1. Le Taux d'Humidité	123
I.2.2. La Matière Organique	124
I.2.3. Les activités spécifiques des radionucléides d'intérêts	124
I.2.3.1. L'Uranium 238 et ses descendants (^{210}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , et ^{226}Ra)	125
a) Uranium 238	125
b) Plomb 214, Bismuth 214, Radium 226	125
c) Plomb 210	127
I.2.3.2. Thorium 232 et ses descendants	129
a) Plomb 212, Actinium 228	129
I.2.3.3. Potassium 40	130
I.2.3.4. Césium 137	131
I.2.4. Datation de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl à l'aide du ^{210}Pb	133
I.2.4.1. Vitesse et taux de sédimentation	133
a) Modèle CFCS	133
b) Modèle CRS	134
I.2.4.2. Datation au ^{210}Pb	136
I.2.5. Comportement et corrélation des radionucléides d'intérêt dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl	138
I.3. Comparaison des activités des sédiments de la baie d'Alger et la baie de Bou-	141

Ismail avec celles obtenus dans d'autres travaux	
II. La contamination métallique dans les sédiments de la baie d'Alger	145
II.1. Les éléments traces métalliques dans les sédiments de la baie d'Alger	145
II.1.1. Le manganèse	146
II.1.2. Le Fer	147
II.1.3. Le cuivre	148
II.1.4. Le Nickel	150
II.1.5. Le Zinc	151
II.1.6. Le Plomb	152
II.1.7. Le Cadmium	154
II.2. Comportement et Corrélation des métaux dans le sédiment de la baie d'Alger.	157
II.3. L'indice de contamination métallique	163
Conclusion	166
Bibliographie	170
Annexes	

<u>Liste des Tableaux</u>	<u>Page</u>
Tableau 1 : Quantités de radioéléments rejetés dans l’atmosphère lors de l’accident de Tchernobyl (Selon, Henri, 2001).....	27
Tableau 2 : Quantités des radioéléments rejetés dans l’atmosphère lors de l’accident de Fukushima 2011(Selon, Ramade, 2012).....	28
Tableau 3 : les énergies des émetteurs gamma avec leur probabilité d’émission pour l’ ¹⁵² Eu, ¹³³ Ba et le multi-gamma.....	74
Tableau 4 : activités de références et mesurées par spectrométrie gamma des échantillons AIEA326, 327.....	78
Tableau 5: exemple de résultats de test de répétabilité appliqué sur les échantillons de sédiment.....	94
Tableau 6: les résultats d’analyse de l’échantillon d’intercalibration AIEA433.....	95
Tableau 7 : valeurs guides françaises des ETM données par l’Arrêté du 14 juin 2000 relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire.....	98
Tableau 8 : Classement de Sédiment en fonction de l’IC.....	98
Tableau 9: les activités minimales détectables AMD (Bq/Kg) des radionucléides d’intérêt.....	112
Tableau 10: le taux et la vitesse de sédimentation estimés par le modèle CRS dans le sédiment de la baie d’Alger.....	113
Tableau 11: âges des différentes couches de la carotte de sédiment de la baie d’Alger estimés par le modèle CRS	115
Tableau 12: Extraction des composantes principales et valeurs propres des trois axes retenus.....	118
Tableau 13: contribution des variables à la formation des axes I, II et III.....	119
Tableau 14: coefficients de corrélation des radionucléides et MO dans les sédiments de la carotte de la baie d’Alger.....	121
Tableau 15: le taux de sédimentation estimé par le modèle CRS dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.....	134
Tableau 16: âges des différentes couches de la carotte de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl estimés par les différents modèles CFCS et CRS.....	136
Tableau 17: Extraction des composantes principales et valeurs propres des	138

trois axes retenus.....	
Tableau 18: contribution des variables à la formation des axes I, II et III.....	138
Tableau 19: coefficients de corrélation entre radionucléides et MO dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.....	139
Tableau 20: comparaison des activités de sédiment profond de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl avec celles des autres travaux.....	142
Tableau 21: comparaison des concentrations des métaux analysés dans les sédiments de la baie d'Alger avec celles des sédiments de la Méditerranée.....	156
Tableau 22: Extraction des composantes principales et valeurs propres des trois axes retenus.....	157
Tableau 23: contribution des variables à la formation des axes I, II et III.....	158
Tableau 24: coefficient de corrélation inter-métaux et MO dans le sédiment de la carotte de la baie d'Alger.....	159
Tableau 25: les valeurs de l'indice de la contamination métallique de la carotte sédimentaire de la Baie d'Alger.....	164

<u>Liste des Figures</u>	<u>Page</u>
Figure 1: Les trois familles radioactives ^{235}U , ^{238}U et ^{232}Th (Selon, Amiard, 2013).....	25
Figure 2: Présentation schématique des processus qui viennent lorsqu'un radionucléide pénètre dans l'environnement marin. (Source : Batlle, 2012).....	29
Figure 3: Cycle géochimique des radionucléides au milieu marin (Source : Amiard-Triquet et Amiard, 1980 ; modifié).....	34
Figure 4: Positionnement de la zone d'étude	49
Figure 5: Situation géographique de la baie d'Alger	50
Figure 6: Bathymétrie de la Baie d'Alger (Houma-Bachari, 2009)	51
Figure 7: Diagramme ombrothermique (2010-2015)	52
Figure 8: Sédimentologie de la baie d'Alger (Maouche, 1987)	54
Figure 9: Carte des sources de pollution dans la baie d'Alger	56
Figure 10: Situation géographique de la baie de Bou-Ismaïl	57
Figure 11: Sédimentologie de la baie de Bou-Ismaïl (source : Bakalem, 2008)...	60
Figure 12: Sources de pollution dans la baie de Bou-Ismaïl.....	61
Figure 13: Positionnement du point de prélèvement dans la baie d'Alger	64
Figure 14: Positionnement du point de prélèvement dans la baie de Bou-Ismaïl.	64
Figure 15: Constituants de la chaîne de spectrométrie gamma (Nourreddine, 2014)	68
Figure 16: a) définition de la résolution, b) la surface pour un pic parfaitement gaussien. (Source: Pirard, 2006 et Traore, 2013)	71
Figure 17: Courbe d'efficacité en fonction de l'énergie pour les différentes masses (25, 50, 75 et 100g)	76
Figure 18: Spectre de raies émis par un échantillon de sédiment.....	79
Figure 19: Schéma simplifié de seuil de décision (SD) et limite de détection (LD).....	82
Figure 20 : Instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique (Source : Pradyt, 2004)	92
Figure 21: Courbes d'étalonnage des métaux analysés	93
Figure 22 : Profil vertical du taux d'humidité de la carotte de la baie d'Alger (embouchure de l'oued El Harrach) à 94m de profondeur.	100
Figure 23 : Profil vertical du taux de la MO dans les sédiments de la Baie d'Alger	101

Figure 24: Profil vertical de l' ^{238}U dans le sédiment de la baie d'Alger.....	103
Figure 25: Profils verticaux du ^{214}Pb , ^{214}Bi et ^{226}Ra dans le sédiment de la baie d'Alger.....	106
Figure 26: Profils verticaux du ^{210}Pb total et ^{210}Pb en excès dans le sédiment de la baie d'Alger.....	107
Figure 27: Profils verticaux du ^{212}Pb , ^{228}Ac dans le sédiment de la baie d'Alger.....	109
Figure 28: Profil vertical du ^{40}K dans le sédiment de la baie d'Alger.....	110
Figure 29: Profil vertical du ^{137}Cs dans le sédiment de la baie d'Alger.....	111
Figure 30: Taux de sédimentation en fonction de la masse sèche cumulée de sédiment de la baie d'Alger.....	114
Figure 31: Vitesse de sédimentation en fonction de la masse sèche cumulée de sédiment de la baie d'Alger.....	114
Figure 32: Répartition des dégâts du séisme de Boumerdes (Source : http://www.azurseisme.com).....	116
Figure 33: Amplitude maximale calculée (m) de la vague après 2h de tsunami algérien de 2003 (Source: Periañez et Abril, 2013)	117
Figure 34: Projection des variables sur le plan I-II.....	119
Figure 35: Projection des variables sur le plan I-III.....	119
Figure 36: Projection des individus sur le plan I-II.....	121
Figure 37: Projection des individus sur le plan I-III.....	121
Figure 38: Profil vertical du taux d'humidité dans le sédiment de la carotte de la baie de Bou-Ismaïl.....	123
Figure 39: Profil vertical de la MO dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl...	124
Figure 40: Profil vertical de l' ^{238}U dans sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.....	125
Figure 41: Profils verticaux du ^{214}Pb , ^{214}Bi et ^{226}Ra dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.....	126
Figure 42: Profils verticaux de ^{210}Pb et le ^{210}Pb en excès dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.....	128
Figure 43: Profils verticaux du ^{212}Pb , et ^{228}Ac dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.....	129
Figure 44: Profil vertical du ^{40}K dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.....	131

Figure 45: Profil vertical du ^{137}Cs dans le sédiment de la Baie de Bou-Ismaïl.....	132
Figure 46: Logarithme de Pb en excès en fonction de la profondeur et la masse sèche cumulée dans la carotte de la baie de Bou-Ismaïl, respectivement.....	133
Figure 47: Taux de sédimentation en fonction de la masse sèche cumulée dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.....	135
Figure 48: Vitesse de sédimentation en fonction de la mase sèche cumulée de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.....	135
Figure 49: Age des différentes couches de sédiment en fonction de la masse sèche cumulée de la carotte de la baie de Bou-Ismaïl.....	137
Figure 50: Projection des variables sur le plan I-II.....	139
Figure 51: Projection des variables sur le plan I-III.....	139
Figure 52: Projection des individus sur le plan I-II.....	140
Figure 53: Projection des individus sur le plan I-III.....	140
Figure 54 : Profil vertical du manganèse dans la carotte de Baie d'Alger à 94m de profondeur.....	146
Figure 55: Profil vertical du fer dans la carotte de Baie d'Alger à 94m de profondeur.....	147
Figure 56 : Profil vertical du cuivre dans la carotte de Baie d'Alger à 94m de profondeur.....	149
Figure 57: Profil vertical du Nickel dans la carotte de Baie d'Alger à 94m de profondeur.....	150
Figure 58 : Profil vertical du zinc dans la carotte de Baie d'Alger à 94m de profondeur.....	152
Figure 59: Profil vertical du Plomb dans la carotte de Baie d'Alger à 94m de profondeur.....	153
Figure 60 : Profil vertical du cadmium dans la carotte de Baie d'Alger à 94m de profondeur.....	154
Figure 61: Projection des variables sur le plan I-II.....	158
Figure 62: Projection des variables sur le plan I-III.....	158
Figure 63: Projection des individus sur le plan I-II.....	161
Figure 64: Projection des individus sur le plan I-III.....	161

Abréviations

ADC : codeur analogique numérique (Analog to Digital Converter).

AIEA : International Atomic Energy Agency (Agence Internationale de l'Énergie Atomique).

AMD : Activité Minimale Détectable.

ATRST : Agence Thématique de Recherche en Sciences et Technologie.

CFCS : Constant Flux Sedimentation model.

CIC : Constant Initial Concentration.

CRNA : Centre de Recherche Nucléaire d'Alger.

CRS : Constant Rate of Supply Model.

CS : Constant Sedimentation model.

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

ESPOMARA : Etat et suivi de la Pollution Marine dans la Région Algéroise.

ETM : Eléments Trace Métalliques.

GeHP : Germanium Hyper-Pur.

GPS : Global Positioning System.

IC : Indice de Contamination.

LD : Limite de Détection.

MCA : Analyseur Multicanaux (Multi Channel Analyser).

MES : Matière En Suspension.

MO : Matière Organique.

r : taux de sédimentation.

s : vitesse de sédimentation.

SAA : Spectrométrie d'Absorption Atomique.

SD : Seuil de Décision.

UNSCEAR : United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.

γ : raie gamma.

Symboles

¹³³**Ba** : Baryum-133.

¹³⁷**Cs** : Césium-137.

¹⁵²**Eu** : Europium-152.

²¹⁰**Pb** : Plomb-210.

²¹²**Pb** : Plomb-212.

²¹⁴**Bi** : Bismuth-214.

²¹⁴**Pb** : Plomb-214.

²²⁸**Ac** : Actinium-228.

²³²**Th** : Thorium-232.

²³⁵**U** : Uranium-235.

²³⁸**U** : Uranium 238.

²⁴¹**Am** : Américium-241.

⁴⁰**K** : Potassium-40.

⁶⁰**Co** : Cobalt-60.

Cd : Cadmium.

Cu : Cuivre.

Fe : Fer.

Mn : Manganèse.

Ni : Nickel.

Pb : Plomb.

Zn : Zinc.

Introduction

La radioactivité de l'environnement est devenue un sujet intéressant des scientifiques au cours de ces dernières décennies, non seulement en raison des risques possibles pour la santé humaine, mais aussi parce que les radionucléides ont été reconnus comme traceurs de nombreux processus biogéochimiques complexes (Porcelli et Baskaran, 2011). Le rayonnement gamma émis par des sources naturelles est en grande partie due à des radionucléides primordiaux, essentiellement les séries ^{232}Th et ^{238}U et leurs produits de désintégration, ainsi que le ^{40}K , qui existent à l'état de traces dans la croûte terrestre. Et avec la découverte de la radioactivité artificielle en 1934 (Rosenblum, 1955), et l'avènement de l'industrie nucléaire, cette radioactivité a été introduite dans l'environnement en particulier le milieu marin.

Ainsi depuis quelques décennies, la contamination métallique des écosystèmes marins a attiré l'attention de chercheurs d'horizons très différents. Elle constitue en effet, l'un des aspects de la pollution la plus menaçante pour ces milieux. Par ses effets néfastes, elle pourrait engendrer des situations critiques, voire dangereuses affectant parfois l'équilibre écologique de ces écosystèmes. Contrairement à de nombreux polluants organiques, les métaux lourds ne sont pas éliminés par voie biologique, ce qui favorise leur effet cumulatif dans les divers compartiments de l'écosystème eau, faune, flore et particulièrement le sédiment.

De ce fait, le développement des activités humaines est devenu aujourd'hui une menace pour l'environnement marin qui subit depuis longtemps des agressions majeures, ces agressions touchent particulièrement les zones côtières. A l'instar de la majorité de ces zones côtières méditerranéennes, le littoral algérien connaît de sérieux problèmes environnementaux où la région algéroise n'échappe pas à cette réalité occasionnée par un bassin versant particulièrement industrialisé où le risque en termes de ces polluants devient prédominant : en effet, la baie d'Alger est l'un des hot spots de la mer méditerranée.

Le sédiment marin constitue un compartiment très important de l'écosystème aquatique qui sert d'habitat pour la faune et flore marine. Il est considéré comme étant le réservoir extrême au quel est acheminé la plupart des contaminants. Et Vu que les sédiments sont doués d'une mémoire assez longue, ils constituent une archive importante et un outil privilégié pour l'estimation de l'état de la contamination et son historique dans les milieux aquatiques du passé.

A ce titre, plusieurs études (Pons *et al.*, 1988, Szefer *et al.*, 1998, Radakovitch, 1995, Nouredine, 2007...) portant sur la radioactivité et la contamination métallique des

sédiments marins ont été développées en Méditerranée et coordonnées par les instances internationales des nations unies (AIEA, FAO, UNSCEAR,...).

Le travail proposé dans ce mémoire s'inscrit dans le même contexte de recherche et s'inscrit dans le projet « SYPHYTAL_2015 » organisé en collaboration entre le CNRDPA, l'ENSSMAL et le CRNA et en partie dans le projet EPSORAMA réalisé conjointement par le laboratoire 'Ecosystèmes Marins et Littoraux' de l'ENSSMAL et le CRNA et financé par l'ATRST. Il se focalisera sur l'étude de la radioactivité et la contamination métallique des sédiments de la baie d'Alger et de la baie de Bou-Ismaïl.

Les principaux objectifs de ce travail consistent en :

- (i) l'évaluation du niveau de la radioactivité naturelle et artificielle et le niveau de la contamination métallique dans les sédiments peu profonds de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl,
- (ii) l'estimation de la vitesse et le taux de sédimentation dans ce dernier, afin de simuler un âge pour chaque couche de sédiment à l'aide des outils chronologiques de ^{210}Pb et ^{137}Cs .
- (iii) L'outil chronologique permettra d'accéder à la détermination de l'historique de la contamination le long de la colonne sédimentaire.

Dans ce contexte, ce mémoire est organisé en quatre chapitres :

-Un premier chapitre consacré à une synthèse bibliographique sur la radioactivité et les Eléments Traces Métalliques rappelant, leurs : origines, comportements en milieu marin, ainsi que une présentation succincte des éléments analysés.

-Le deuxième chapitre est axé sur la situation de la zone d'étude, avec un aperçu général sur les réseaux hydrographiques, la morphologie sous-marine, la géomorphologie, la sédimentologie, ainsi que les conditions météorologiques dans les baies de Bou-Ismaïl et d'Alger, concernées par ce travail.

Le matériel utilisé et les méthodes appliquées pour l'analyse des radionucléides émetteurs gamma d'intérêt et les éléments traces métalliques recherchés dans la matrice sédimentaire sont abordés dans le troisième chapitre.

Le dernier chapitre est réservé à la présentation et l'interprétation des résultats relatifs aux activités des radioéléments naturels et artificiels, et les concentrations des éléments traces métalliques recherchés dans les différents échantillons de sédiment marin.

Enfin une conclusion générale clôture ce mémoire.

Synthèse Bibliographique

I. La radioactivité

La radioactivité est un phénomène physique au cours duquel un noyau atomique instable se transforme spontanément en dégageant de l'énergie sous forme de rayonnements divers, pour atteindre un état plus stable, habituellement caractérisé par une masse atomique plus faible. On appelle le noyau atomique qui émet ces rayonnements **radionucléide**, et le processus par lequel le noyau d'un radionucléide passe d'un état instable à un état plus stable **désintégration**.

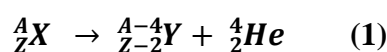
La désintégration radioactive est un **phénomène aléatoire** et indépendant des conditions physiques (température, pression, ...) dans lequel il se trouve et de son état chimique (libre ou combiné en molécules) (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2015).

I.1. Les désintégrations radioactives

Dans certains cas de la désintégration, le noyau formé est encore instable et on assiste à une suite de désintégrations avant de trouver un noyau stable.

I.1.1. La désintégration alpha (α)

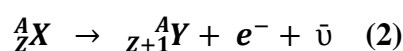
Pour trouver sa stabilité, un atome contenant un excès de neutrons et de protons se désintègre pour donner un atome où deux protons et de deux neutrons ont été éjectés sous la forme d'un noyau d'hélium 4 (particule α). La désintégration α est généralement émise par des noyaux lourds. La réaction de désintégration alpha entre l'isotope père (X) et l'isotope fils (Y) s'écrit comme suit (1) :



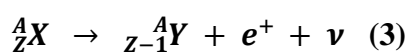
I.1.2. La désintégration beta (β)

La particule bêta est un électron (β^-) ou un positron (β^+). Elle est émise lorsqu'un neutron se transforme en proton (désintégration β^-) ou inversement (désintégration β^+). Ainsi l'atome initial se transforme en un autre élément chimique.

Les équations de désintégration β^- et β^+ sont écrites respectivement (2) et (3) :



Avec émission d'un électron (e^- ou particule β^-) et d'un antineutrino ($\bar{\nu}$).



En émettant un positron (e^+ ou β^+) et d'un neutrino (ν).

I.1.3. Rayonnement gamma (γ)

Ce rayonnement suit souvent une désintégration α ou β . Après l'émission de la particule, le noyau fils est en général obtenu dans un état excité (niveau d'énergie élevé), et instable. Il se désexcite en évacuant cette énergie excédentaire en émettant un rayonnement électromagnétique γ (particules sans masse très énergétique appelées photons) (Malthieu, et Catherine, 2011).

I.2. Loi de désintégration radioactive

La loi de désintégration des noyaux radioactifs a été établie expérimentalement en 1902 par Rutherford et Soddy en Grande-Bretagne. Cette loi est très générale et s'applique à n'importe quel type de noyau instable. Elle constate que l'activité (nombre moyen de désintégration par seconde) est proportionnelle au nombre de noyaux $N(t)$ présents à l'instant t et à la nature des noyaux radioactifs (λ) (Lefort, 1966).

$$A(t) = \lambda * N(t) \quad (4)$$

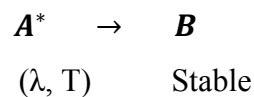
$A(t)$ est l'activité de l'échantillon en becquerel (Bq) ;

$N(t)$ est le nombre de noyaux susceptible de se désintégrer ;

λ est la constante radioactive, c'est l'inverse de temps, elle représente la probabilité de désintégration d'un noyau.

I.2.1. Cas de filiation simple

On considère un élément père A^* radioactif caractérisé par λ et T , se désintégrant pour donner un élément fils B stable.



La loi de désintégration est sous sa forme différentielle

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N \quad (5)$$

Et sous sa forme intégrée,

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (6)$$

Avec : N_0 ; nombre de noyaux présents à l'instant initial $t = 0$

N ; nombre de noyaux présents à l'instant t ,

t ; temps écoulé,

λ ; constante radioactive.

La période $T_{1/2}$: c'est le temps au bout duquel la moitié des atomes initiaux N_0 est désintégrée

$$N = \frac{N_0}{2} \quad (7)$$

On peut déduire de l'équation (6) et (7) la demi-vie ou la période de l'isotope (noté $T_{1/2}$), on obtient aisément

$$\frac{N_0}{2} = N_0 e^{-\lambda T_{1/2}}, \text{ donc } T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0.693}{\lambda} \quad (8)$$

Si on multiplie les deux membres de l'équation (6) par λ , on obtient une formule de même type mais en terme d'activité.

$$A = A_0 e^{-\lambda t} \quad (9)$$

Avec, A_0 ; activité du père à l'instant initial $t = 0$,

A ; activité du père à l'instant t . (Malthieu, et Catherine, 2011, Magne et Magne- Marty, 1991)

I.2.2. Cas d'une chaîne de désintégration

Lorsqu'il y a une chaîne de désintégrations successives, si le parent de la chaîne est le seul présent à $t = 0$, le nombre de noyaux de $n^{\text{ième}}$ membre de la chaîne au temps t est donné par

$$N_n = N_1 e^{-\lambda_1 t} + N_2 e^{-\lambda_2 t} + \dots + N_n e^{-\lambda_n t} \quad (10)$$

Avec :

$$N_1 = \frac{\lambda_1 \lambda_2 \dots \lambda_{n-1}}{(\lambda_2 - \lambda_1)(\lambda_3 - \lambda_1) \dots (\lambda_n - \lambda_1)} N_0$$

$$N_2 = \frac{\lambda_1 \lambda_2 \dots \lambda_{n-1}}{(\lambda_1 - \lambda_2)(\lambda_3 - \lambda_2) \dots (\lambda_n - \lambda_2)} N_0$$

Si pendant la chaîne un noyau i présente 2 modes de désintégrations différents (branchement), chaque branche suivie constitue une chaîne indépendante et au numérateur seulement des expressions de $N_1 \dots N_n$, il faut faire figurer les constantes partielles de désintégration de chaque branche, λ_i' , $\lambda_i'' \dots$

Si les chaînes partielles se rejoignent par la suite, le nombre N_n à prendre en considération est la somme des nombres obtenus pour les branchements qui conduisent au noyau n (Bonnet et al, 1985).

I.3. L'équilibre séculaire

Lorsque la période du père est très nettement supérieure à celle des fils, les activités des différents fils se mettent à l'équilibre avec celle du père.

Cet équilibre, dit séculaire, est obtenu après un temps égal à environ 10 fois la période du fils.

$$\frac{A_{\text{fille}}}{A_{\text{père}}} \approx 1$$

I.4. L'origine de la radioactivité dans l'environnement marin

Les radionucléides présents dans l'environnement marin ont une double origine, une origine naturelle et une origine artificielle due aux activités humaines.

I.4.1. Origine naturelle

La radioactivité naturelle du milieu marin provient :

-Des radionucléides produits par l'interaction des rayons cosmiques avec les constituants de l'atmosphère (^3H (12,3a), ^{10}Be ($1,51 \cdot 10^6\text{a}$), ^{14}C (5730a), ^{32}Si (650a), ^{36}Cl ($3,1 \cdot 10^5\text{a}$), ...). Les rayonnements d'origine cosmique c'est-à-dire galactique ou solaire, donnant naissance soit directement à des radionucléides qui ont une période physique relativement longue dans les divers milieux aquatiques, soit à des radionucléides atmosphériques qui seront introduits dans les milieux aquatiques par simple diffusion gazeuse ou avec les précipitations.

-Des radionucléides telluriques ou primordiaux présents dans l'écorce terrestre depuis l'origine de la terre (^{40}K , ^{87}Rb , ^{115}In , ^{138}La , ^{147}Sm , ^{176}Lu , ^{187}Re , ...) et les descendants des trois familles radioactives (^{238}U , ^{235}U , et ^{232}Th) (voir Figure 1). La lithosphère est composée de 11 ppm de ^{232}Th , 2.8 ppm d' ^{238}U et 20 ppb d' ^{235}U , puisque ce dernier représente 0.7 % de la fraction d' ^{238}U . Ils ont des demi-vies suffisamment longues pour persister sur la Terre aujourd'hui, mais ils engendrent par décroissance des produits de demi-vies plus courtes. Ils sont introduits dans l'hydrosphère principalement par lessivage de la croûte terrestre (Marion, 2010).

Z=80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92
Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn	Fr	Ra	Ac	Th	Pa	U
Uranium-Radium $A = 4n + 2$										²³⁴	²³⁸	
										24.1i		4.5.10 ⁹ a
		²¹⁴		²¹⁸		²²²		²²⁶		²³⁰	²³⁴	²³⁸
		26.8m		3.05m		3.82sj		1600a		7.5.10 ⁴ a	6.7h	4.5.10 ⁹ a
			²¹⁴									
			19.9m									
		²¹⁰		²¹⁴								
		22.3a		164 μ s								
			²¹⁰									
			5.05j									
		²⁰⁶		²¹⁰								
		stable		138.4i								
Uranium $A = 4n + 3$										²³¹	²³⁵	
										25.5h		7.04.10 ⁸ a
									²²⁷		²³¹	
									21.77a		3.28.10 ⁴ a	
		²¹¹		²¹⁵		²¹⁹		²²³		²²⁷		
		36.1m		1.78ms		3.96s		11.43j		18.72j		
			²¹¹									
			2.17m									
		²⁰⁷										
		4.77m										
		²⁰⁷										
		stable										
Thorium $A = 4n$										²²⁸	²³²	
										5.75a		1.4.10 ¹⁰ a
											²²⁸	
											6.13h	
		²¹²		²¹⁶		²²⁰		²²⁴		²²⁸		
		10.64h		0.15s		55.6s		3.66j		1.913a		
			²¹²									
			60.6m									
		²⁰⁸		²¹²								
		3.053m		0.3 μ s								
		²⁰⁸										
		stable										
Z=80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92
Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn	Fr	Ra	Ac	Th	Pa	U

Figure 1: Les trois familles radioactives ^{235}U , ^{238}U et ^{232}Th (Selon Amiard, 2013).

I.4.2. Origine artificielle

L'introduction de la radioactivité artificielle par les activités industrielles de l'homme contribue à l'augmentation du niveau d'activité dans différents compartiments de l'environnement marin.

Ces radionucléides artificiels peuvent être d'une origine volontaire telle que la présence des déchets radioactifs dans l'environnement, ou d'une origine involontaire, comme les accidents nucléaires.

I.4.2.1. Une origine volontaire

I.4.2.1.1. Les retombées des tirs atmosphériques

Les essais nucléaires atmosphériques qui se sont déroulés essentiellement de 1956 à 1963, ont libéré des produits de fission, en majorité du césium 137 (^{137}Cs), du strontium 90 (^{90}Sr), et les radio-isotopes 238 et 239 du plutonium ($^{238}, ^{239}\text{Pu}$). Ces essais ont également conduit à des émissions de carbone 14 (^{14}C) et de tritium.

Un total de 541 essais nucléaires effectués à l'air libre entre 1945 et 1980. Ils ont eu pour conséquences de disperser divers radionucléides dans l'atmosphère qui ont touché quasiment toute la surface du globe, entraînés par les courants atmosphériques et retombés sur la planète via les précipitations. Ces retombées ont engendré une contamination

chronique de l'environnement même après l'arrêt total des essais atmosphériques dans le monde en 1980 (Le Petit et Granier, 2002).

I.4.2.1.2. Les déchets radioactifs

Le fonctionnement des installations nucléaires pour la production d'énergie et de radioéléments, aussi bien que l'utilisation de ceux-ci à des fins médicales ou de recherche scientifique aboutissent inévitablement à la production de déchets radioactifs. Ces déchets apparaissent à tous les stades de production ;

-Extraction et traitement des minerais, préparation des éléments combustibles : les déchets produits à ce niveau ne comprennent que des radioéléments naturels et leur activité spécifique est habituellement faible.

-Le fonctionnement des réacteurs entraîne la formation de quantités autorisées et limitées de produits de fission, et de produits d'activation, résultant en une activité spécifique sans conséquence sur l'homme et son environnement.

-Les quantités les plus importantes de déchets proviennent du traitement des combustibles irradiés et comprennent principalement des produits de fission.

Les déchets résultant des applications médicales, industrielles et scientifiques des radioéléments contiennent moins de radioactivité, mais la dispersion des établissements pose un problème d'évacuation non négligeable.

-Enfin, des accidents peuvent se produire dans des installations radiologiques ou nucléaires, provoquant une libération non contrôlée de substances radioactives dans le milieu ambiant (Lacourly, 1971).

I.4.2.2. Une origine accidentelle

Dans le cadre de l'utilisation civile et militaire de l'énergie nucléaire, certains incidents et accidents peuvent aboutir à des rejets non contrôlés dans l'environnement donnant naissance à une contamination locale ou moins régionale (ex : Thulé 1968 Groenland), parfois associée, à une contamination plus faible mais sur de grandes étendues (ex : Tchernobyl). En fonction de la période des radioéléments mis en jeu (phénomène de décroissance), de leurs caractéristiques physico-chimiques et des propriétés du milieu affecté à disperser les polluants (phénomène de dilution), les répercussions de ces événements peuvent être ponctuelles ou perdurer dans le temps (Pigree, 1999).

a. Accident de Thulé (Groenland) 1968

Cet accident se produisit en 1968 lorsqu'un bombardier américain porteur de bombes atomiques, s'écrasa près de Thulé au Groenland. Quatre bombes étaient transportées et le

crash déclencha l'explosion des explosifs chimiques de ces armes (l'explosif chimique dans une arme à fission est un explosif classique qui sert de détonateur pour déclencher l'explosion nucléaire) sans qu'il y ait d'explosion nucléaire. Une partie de la matière fissile des bombes (^{239}Pu) fut dispersée sur la glace qui recouvrait le sol et au dégel de printemps, passa dans l'eau de mer ou se déposa sur la côte. La teneur en plutonium des sédiments marins dans ce secteur fut évaluée à 1TBq. Il ne fut pas détecté de plutonium dans les végétaux, les animaux et les poissons (Henri, 2001).

b. Accident de Tchernobyl (Ukraine) 1986

L'accident de la centrale de Tchernobyl survenu le 26 avril 1986 a donné lieu à une émission très importante de radioéléments rejetés dans l'atmosphère (voir tableau1) dont une bonne partie a disparu par décroissance radioactive. Ceci explique pourquoi actuellement la principale contamination encore détectée provient du ^{137}Cs dont la période est de 30ans. Ces particules radioactives, projetées à haute altitude, ont été entraînées à grande distance et se sont déposées sur différents territoires d'Europe et d'Asie. La distribution des retombées a été très hétérogène, pendant et après l'accident, en raison de la diversité des conditions météorologiques (pluviométrie en particulier) (Henri, 2001; Gambini et Granier, 2007).

Tableau 1 : Quantités de radioéléments rejetés dans l'atmosphère lors de l'accident de Tchernobyl (Selon, Henri, 2001).

Radioéléments	(%) de rejet	Activité rejetée (Bq)
Gaz rares	100	$6.5 \cdot 10^{18}$
^{131}I	50	$2 \cdot 10^{18}$
^{137}Cs	30	$8.5 \cdot 10^{16}$
Tellures	7	$5 \cdot 10^{16}$
Ruthénium	1 à 2	$2 \cdot 10^{17}$
Lanthanides	0.01 à 0.04	-
Actinides	0.02 à 0.04	$4 \cdot 10^{16}$

c. Accident de Fukushima 2011

Quelque 25 années après Tchernobyl, la catastrophe de Fukushima apparaît comme le plus grave accident, après ce dernier.

La catastrophe a été initialement provoquée par un séisme d'intensité proche de 9.1 sur l'échelle de Richter survenu le 11 mars 2011, dont l'épicentre se situait à une encinte de km de la côte Nord Est de Honshu. Il a généré un tsunami dont la hauteur moyenne excédait 15m et a même atteint 28m dans la localité de Minamisoma située à 20km au nord de Fukushima.

La centrale nucléaire de Fukushima comporte 6 réacteurs BWR (Boiling Water Reactor), dont cinq ont été mis en service à partir de 1971. En effet, les générateurs de secours ont été rapidement envoyés par la montée des eaux provoquées par la vague du tsunami et mis immédiatement hors d'usage.

L'accident a été la cause d'importants rejets de radioactivité dans l'atmosphère, ont résulté de l'ouverture des soupapes de décompression afin d'éviter l'explosion des réacteurs. Celle-ci a provoqués des rejets considérables de radioactivité dans l'atmosphère atteignant près de 76 millions de Curies (voir tableau2).

Par ailleurs, les fuites d'eau de refroidissement utilisées pour limiter l'échauffement des réacteurs sinistrés, estimées jusqu'à 100000m³, se sont déversées dans l'océan, contaminant, même au large, les eaux littorales, ce qui impliquera pendant plusieurs années une surveillance radiologique des poissons provenant des pêcheries côtières locales (Ramade, 2012).

Tableau 2: Quantités de radioéléments rejetés dans l'atmosphère lors de l'accident de Fukushima 2011(Selon, Ramade, 2012).

Radioisotope	Période	Rejets atmosphériques (en Curies)	Radioisotope	Période	Rejets atmosphériques (en Curies)
Krypton 85	10.5 ans	0,5.10 ⁶	Césium 134	2,1ans	2,7.10 ⁶
Xénon 133	5.25 jrs	54.10 ⁶	Césium 136	13jrs	0,16.10 ⁶
Xénon 133m	2.19 jrs	5,4.10 ⁶	Césium 137	30,2ans	2,7.10 ⁶
Xénon135	15 min	id	Tellure 127	109jrs	0,13.10 ⁶
Iode 131	7 jrs	2,4.10 ⁶	Tellure 129 m	33jrs	0.19.10 ⁶
Iode 132	2H	1,82.10 ⁶	Tellure 132	3,2jrs	1,62.10 ⁶
Iode 133	20H	0,54.10 ⁶	Antimoine 127	3,85jrs	0,11.10 ⁶

1 Curie = 3,7.10¹⁰Bequerels.

I.5. Devenir et comportement des radionucléides dans le milieu marin

Le devenir d'un radionucléide introduit dans le milieu marin dépend des caractéristiques du milieu récepteur, de sa forme physico-chimique et de son mode d'introduction.

Les formes particulaires auront tendance à se déposer sur le fond à proximité de la zone de rejet. L'évolution ultérieure de la fraction du matériel radioactif qui sera engendrée dans les processus de mélange dépendra des caractéristiques hydrodynamiques de la zone marine où s'effectueront les rejets des retombées. Les mouvements des masses d'eau affectent une gamme d'échelle très variée et selon qu'il s'agisse d'une source de pollution radioactive très localisée (rejet) ou d'une source étendue (retombées), ce ne sont pas les mêmes processus physiques qui interviendront, à court terme du moins, dans la dispersion des radionucléides (Amiard-Triquet et Amiard, 1980).

La figure 2 récapitule les différents processus intervenant lors de l'introduction des radionucléides dans le milieu marin.

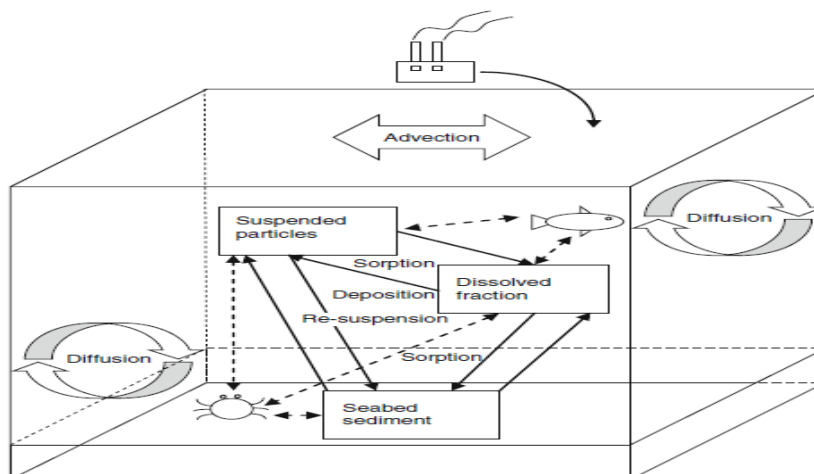


Figure 2: Présentation schématique des processus qui viennent lorsqu'un radionucléide pénètre dans l'environnement marin (Source : Batlle, 2012).

I.5.1. Interaction des radionucléides dans l'eau de mer

Une fois les radionucléides sont introduits en mer, des processus physico-chimiques comme la polymérisation, la disproportion et la formation des précipites peuvent se produire. Par conséquent, il en résulte, une redistribution entre la forme dissoute des radionucléides et la forme insoluble attachée partiellement aux surfaces solides. Le processus dominant est l'adsorption où une couche mono moléculaire de la substance adsorbée est formée sur la surface de la particule. Simultanément, les radionucléides sont

dispersés par le mélange turbulent et les courants advectifs, le fait de subir une dilution significative dans le processus.

I.5.2. Interaction avec les MES

Les matières en suspensions MES est l'ensemble des particules minérales et/ou organiques plus grosses que 0,45 μm présentes dans une eau.

Les radionucléides sous forme ionique peuvent subir la dispersion moléculaire comme les composés simples. Cependant, après un certain temps les formes qui ont une faible solubilité de ces composés simples peuvent devenir adsorbées sur les surfaces des particules en suspension surtout les plus fines.

I.5.3. Interaction avec les colloïdes

Un autre mécanisme associatif pour la recherche des radionucléides initialement sous forme ionique est l'attachement à la matière colloïdale et pseudo-colloïdale. Les colloïdes sont des nanoparticules et des macromolécules dans une gamme de taille allant de 5 – à – 200nm, tenus par la répulsion mutuelle de leur charge négative. Ils sont abondants dans tous les étages de milieu marin que dans les eaux de surface, avec une superficie totale d'environ $8\text{m}^2/\text{m}^3$ d'eau de mer. La haute surface par unité de masse des systèmes colloïdaux et la charge électrique disponible rendent ces derniers très efficaces pour la fixation des radionucléides qui ont une faible solubilité (Batlle, 2012).

I.5.4. Scavenging de l'eau de mer

Comme les MES et les colloïdes coulent au fond par l'action de gravité, les radionucléides attachés à eux quittent progressivement les eaux de surface. L'épuisement de la colonne d'eau en radionucléides arrive par la précipitation directe ou par l'adsorption sur les particules en suspension et leurs collectifs, qui coulent avec un taux de l'ordre de 70-400m/an.

Un autre mécanisme important qui conduit le déplacement de ces radioéléments de surface vers le fond est celui de la biologie. Ils s'enlèvent de la surface par l'intermédiaire des espèces et des planctons marins tel que les excréments fécaux.

En générale, la précipitation et la dégradation des excréments fécaux des organismes marins est un facteur important dans le transport vertical de beaucoup de radionucléides des eaux de surface vers les eaux profondes. En effet, le pâturage de zooplancton dans les couches superficielles et la concentration des radionucléides dans une grande et dense masse des excréments fécaux est le mécanisme plausible par lequel la radioactivité dérivée de

Tchernobyl entrée en Méditerranée a été rapidement transporté à 200m verticalement en quelques jours après l'accident.

Le profil des radionucléides dans la colonne d'eau a généralement un modèle typique avec un minimum superficiel, à un maximum plus profond qui décroît progressivement avec la profondeur, et ce maximum va baisser avec le temps. Par exemple, dans le central nord-ouest de l'océan pacifique, le maximum des retombées de $^{239,240}\text{Pu}$ au début des années 1970 est déplacé d'environ 500m vers 800m à la fin des années 1990, en conséquence de ces processus.

Après la déposition, les radionucléides peuvent migrer à travers la colonne sédimentaire, par la diffusion à travers l'eau interstitielle ou son expulsion à partir des sédiments compacts, le mélange turbulent dans les zones peu profondes ou l'action des organismes fouissant (bioturbation). En plus, le dépôt (sediment-dwelling species) de sédiment peut jouer un rôle significatif dans le processus de remobilisation, comme il peut redistribuer les radionucléides à partir de sédiment par le mélange et l'agitation. Dans les estuaires, où la sédimentation est abondante, la diffusion devient le processus dominant (Batlle, 2012).

I.5.5. Comportement des radionucléides à l'égard des sédiments

Les radionucléides présents dans les sédiments marins viennent soit directement à partir de l'eau surnageant ou au niveau de l'interface eau-sédiment ou par l'intermédiaire des phénomènes de précipitation ou de sédimentation amenant un dépôt des radionucléides.

Les particules en suspension ont une importante capacité de rétention à l'égard de nombreux radionucléides. Pour mieux comprendre le comportement de ces derniers dans les sédiments marins, il est nécessaire de préciser la capacité de sorption et de désorption des particules sédimentaires en fonction de leurs propriétés physiques et chimiques.

I.5.5.1. Mécanisme de sorption

Les échanges qui se produisent entre la phase liquide et la phase solide dépendent des caractéristiques physico-chimiques des radionucléides d'une part, et des sédiments d'autre part.

a. Influence des caractéristiques des radionucléides

Pour un même radionucléide, on peut observer que la fixation par les sédiments varie en fonction de la forme physico-chimique impliquée dans la réaction d'échange, et la cinétique de fixation étant elle-même influencée par l'évolution des équilibres entre les

différentes formes physico-chimiques consécutive à la sorption initiale des formes polymérisées.

b. Influence des caractéristiques du sédiment

Pour un même radionucléide, la capacité de sorption de divers sédiments dépend de leurs caractéristiques physiques (granulométrie), chimiques (teneurs en matière organique, carbonates, en hydroxydes métalliques, en éléments stables) et minéralogiques (teneur et nature d'argiles).

b.1. La granulométrie

D'une manière générale, la fraction fine de sédiment accumule des quantités de radionucléides beaucoup plus importantes que la fraction grossière.

C'est parmi les particules fines que le pourcentage des minéraux alumino-silicatés feuilletés (qui possèdent les capacités d'échange et de sorption les plus élevés) est le plus important.

La sorption sélective sur les particules fines est également liée au fait que la surface disponible est considérable par rapport au volume.

b.2. Teneur du sédiment en matière organique

Le teneur en matière organique du sédiment a manifestement un effet sur la sorption des radionucléides mais cet effet peut être positif ou négatif selon le radionucléide considéré et selon les conditions du milieu. Par exemple, les études effectuées en milieu marin montrent que la fixation de caesium sur la MO est pratiquement nulle et cette dernière entrerait en compétition avec ce radionucléide pour se fixer sur d'autres sites. En eau douce, à l'inverse, la présence de la MO dans le sédiment favorise très nettement l'accumulation de caesium.

b.3. Teneur de sédiment en carbonates

Quelques travaux ont montré que la fixation des radionucléides variait notablement en fonction de la forme cristalline du carbonate (les calcites fixant plus de radionucléides que les aragonites), de sa pureté, et de la nature des radionucléides.

b.4. Teneur du sédiment en éléments stables

L'influence de la teneur en éléments stables sur l'association des radionucléides au compartiment sédimentaire pourrait résulter de deux processus principaux à savoir les phénomènes d'échanges isotopiques ou ioniques et la fixation par l'intermédiaire d'hydroxydes ou d'oxydes métalliques.

- **Les phénomènes d'échanges isotopiques ou ioniques**

Pour les éléments de formes physico-chimiques simples les phénomènes de compétition isotopique ou de compétition avec des éléments chimiquement proches peuvent être importants. Pour les éléments dont la chimie est complexe, le processus se complique, une forme physico-chimique du radionucléide n'entrant vraisemblablement en compétition qu'avec la même forme physico-chimique de l'isotope stable. En plus la salinité globale peut affecter les échanges entre la phase solide et la phase liquide mais il semble que d'une manière générale, les coefficients de distribution soient plus élevés en eau douce qu'en eau de mer.

- **La fixation par l'intermédiaire d'hydroxydes ou d'oxydes métalliques**

Des études telles que (Guegueniat, 1975 et Amiard-Triquet et Amiard, 1980) ont montré l'importance de la phase colloïdale des hydroxydes de fer, d'aluminium et de silice et du bioxyde de manganèse dans les phénomènes de co-précipitation.

I.5.5.2. Migration horizontale

Les radionucléides sont fréquemment liés à la fraction fine du sédiment, argiles et hydroxydes en particulier. A l'interface eau-sédiment ces microparticules sont susceptibles d'être remises en suspension par les courants ou par l'activité des organismes benthiques. Donc il faut envisager les conséquences du déplacement des sédiments sur la dispersion des radionucléides. Le rôle du sédiment se limite au stockage initial des radionucléides introduits dans l'eau qui seraient ensuite repris dans un important mouvement horizontal de matériel sédimentaire. Donc le concept de réservoir sédimentaire ne correspond pas en effet à un phénomène statique mais à un phénomène dynamique influencé par un grand nombre de facteurs, en premier lieu par la courantologie, le débit, la granulométrie de sédiment, les phénomènes de désorption consécutifs à une modification des caractéristiques physico-chimiques de l'eau, à l'occasion d'une crue ou autre phénomène dynamique.

I.5.5.3. Migration verticale et phénomène de désorption

Dans quelle mesure la fixation des radionucléides de la phase liquide par la phase solide constitue une réaction réversible!. Il s'agit d'une question de grande portée d'un point de vue de radioprotection. En effet, si la sorption des radionucléides sur les sédiments était définitive, cela signifierait :

Que cette réaction peut être assimilée à une véritable « décontamination » de l'eau ;

Que les radionucléides associés au réservoir sédimentaire ne sont plus disponibles pour les organismes vivants ni pour le transfert dans la chaîne alimentaire.

Dans la pratique, il s'agit d'un problème très délicat à étudier et dans l'état actuel des connaissances, on en est réduit aux hypothèses.

La vitesse des migrations verticales au sein des sédiments dépend des possibilités de désorption des radionucléides à partir des particules contaminées vers l'eau interstitielle. La composition chimique des eaux interstitielles joue donc un rôle déterminant.

On peut alors simplifier et schématiser tous ces phénomènes qui interviennent lorsque un effluent radioactif arrive en milieu marin jusqu'à son incorporation dans le sédiment.

Lorsqu'un effluent radioactif atteint le milieu marin, il se disperse au sein de la phase liquide.

Il est soumis à des fluctuations importantes des facteurs physico-chimiques du milieu. Ce milieu est caractérisé en particulier par une augmentation de la salinité, une courantologie complexe, une abondance de particules en suspension et un « piégeage » important des sédiments.

A l'interface eau-particules en suspension et eau-sédiment déposé, des échanges se produisent entre la phase liquide et la phase solide (voir figure3) :

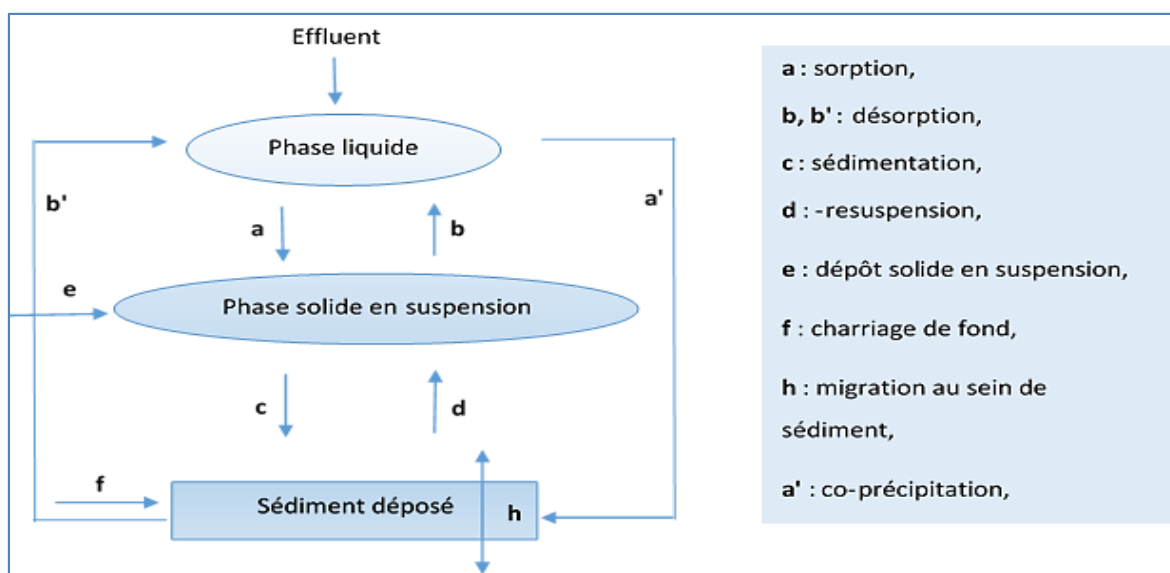


Figure 3: Cycle géochimique des radionucléides au milieu marin (Source : Amiard-Triquet et Amiard, 1980 ; modifié).

-d'importants processus de sorption (a) se déroulent mais, inversement des réactions de désorption (b) peuvent être observées consécutivement à une variation des caractéristiques physico-chimiques de l'eau.

Des échanges se produisent également entre la phase particulaire en suspension et les sédiments. Ces échanges sont susceptibles des variations spatio-temporelles ; c'est ainsi que le processus de sédimentation (c) sera prédominant dans les zones de calme où le courant est faible et en période d'étiage tandis que les phénomènes de re-suspension (d) interviendront à l'occasion d'une crue et d'une augmentation de la vitesse d'écoulement.

Le débit solide en suspension (e) et le charriage de fond (f) sont responsables de la migration et de la dispersion vers l'aval des sédiments contaminés.

Si l'augmentation de la salinité est responsable de phénomènes de désorption (b), l'abondance des particules fines favorise la sorption (a) des radionucléides provenant de l'amont de la zone côtière ou introduits avec les effluents des industries nucléaires locales. Les réactions de floculation des sédiments fins (c), de précipitation des sels dissous et de co-précipitation (a') avec les hydroxydes (Fe, Mn) viennent encore compliquer les mécanismes de l'équilibre entre les différentes phases.

Les courants de marée sont responsables d'une resuspension du sédiment déposé (d), et en période de crue et de grande marée, le débit solide du fleuve (e) peut entraîner dans la zone côtière des quantités importantes de particules contaminées qui sédimenteront (c) ultérieurement dans les zones de calme.

Il n'est pas évident cependant que cela corresponde à un dépôt ultime et définitif des polluants radioactifs, d'une part en raison des variations physiques du milieu (tempêtes entraînant la resuspension des sédiments (d)...), d'autre part en raison des phénomènes éventuels de désorption (b) et de migration au sein du sédiment (h).

Il s'agit cependant d'un milieu dans lequel les caractéristiques physico-chimiques sont relativement stables et on peut donc indiquer une répartition des radionucléides entre les différentes phases (Amiard-Triquet et Amiard, 1980).

I.6. Les radionucléides d'intérêt

Parmi les radionucléides d'intérêt considérés dans cette étude, certains d'entre eux ont une origine naturelle issue des chaînes de désintégration de ^{238}U et ^{232}Th , alors que d'autres sont d'origine tellurique tel que le potassium ^{40}K . Le ^{137}Cs est le radioélément artificiel le plus prépondérant et par conséquent le plus intéressant à étudier.

I.6.1. Potassium 40 (^{40}K)

Le potassium 40 (19 protons et 21 neutrons) est un radioélément primaire. Il a une période radioactive de 1,26 milliard d'années. Ceci signifie que, depuis la formation de la planète, il ne reste que 8,4% de sa radioactivité originelle. Il se transforme par

désintégration en argon-40 stable (à 11%) par capture électronique suivie d'un gamma et en calcium-40 stable (à 89%) par désintégration β^- . Il représente, en masse, 0,01% du potassium naturel, à côté des isotopes stables, les potassium-39 (93,26%) et -41 (6,73%). Le ratio $^{40}\text{Ar}/^{40}\text{K}$ dans les matériaux peut être utilisé pour les datations géologiques (Canadian Nuclear Society, 2010).

I.6.2. Le thorium 232 (^{232}Th) et ses descendants

Le thorium n'existe que sous forme radioactive. Il apparaît dans la plupart des grandes familles de radionucléides naturels et dans celles des transuraniens. Il présente 13 isotopes dont le principal est le ^{232}Th , émetteur α , γ , x, sa période radioactive est $1,4 \cdot 10^{10}$ an. Il donne naissance à de nombreux produits de filiation dont ^{228}Ac , émetteur γ , x, et le ^{212}Pb , émetteur γ , x avec une période radioactive de 60,6m (IPSN, 2001).

I.6.3. L'Uranium 238 (^{238}U) et ses descendants

L'uranium est un radioélément qui possède trois principaux isotopes naturels (^{234}U , ^{235}U , ^{238}U) qui se désintègrent en émettant des rayonnements α ou β et γ , et plusieurs isotopes artificiels (^{232}U , ^{233}U , ^{236}U). L'uranium naturel contient 99,275 % de l'isotope ^{238}U , 0,719 % de l'isotope ^{235}U et 0,0057 % de ^{234}U .

L'Uranium 238 est l'isotope le plus abondant, il a une période radioactive très longue de l'ordre de $4,5 \cdot 10^9$ ans, se désintègre (α , γ , x) pour donner naissance à plusieurs isotopes tels que ; le radium 226 (1600ans), Bismuth 214 (19,9m), le plomb 214 (26,8m), le Plomb 210 (22,3ans) ...

I.6.4. Le plomb 210 (^{210}Pb)

Le ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22,3$ ans) est un élément radioactif naturel émetteur α , β^- et γ qui est issue de la chaîne de désintégration de l'Uranium 238 ($T_{1/2} = 4,5 \cdot 10^9$ ans). Il descend plus spécifiquement du Radon 222 ($T_{1/2} = 3,8$ j), l'élément fils du Radium 226 ($T_{1/2} = 1620$ ans), qui s'échappe en permanence de la croûte terrestre sous forme d'un gaz. Son émission est régie par différents paramètres tel que la couverture végétale, la nature et l'humidité du sol, la teneur de ^{226}Ra dans ce dernier. Une fois dans l'atmosphère, le ^{222}Rn se désintègre en ^{210}Pb qui s'adsorbe sur des aérosols submicroniques. Il retombe sur la surface terrestre sous forme de précipitations sèches et humides. Son temps de résidence dans l'atmosphère est estimé de 1 à 10 jours selon différents modèles de circulation.

La gamme des flux atmosphériques de ^{210}Pb en zones continentales (de 60 à 700 $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$) s'avère plus importante que dans les zones océaniques (34 à 333 $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$) d'après Miralles (2004) et 95% du ^{210}Pb délivré à l'environnement provient du compartiment

atmosphérique. Il est l'un des isotopes naturels utilisés pour la datation des sédiments marins et l'évaluation de sa vitesse de sédimentation.

I.6.5. Césium 137 (^{137}Cs)

Le césium possède 31 isotopes, parmi eux, seul l'isotope 133 est stable. La période de décroissance radioactive est supérieure à l'année uniquement pour les isotopes 134 (2,2 an), 135 ($2,9 \cdot 10^6$ an) et 137 (30,2 ans) (IPSN, 2001).

Le ^{137}Cs (30,2an) est un radionucléide purement artificiel émetteur β^- , Il provient des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère, ces émissions en ^{137}Cs ne sont pas constantes au cours du temps. Les dates de références sont 1952, date des premiers essais, 1963 marque l'intensité maximale des essais, et 1986, correspond à l'accident de Tchernobyl. Donc, le ^{137}Cs est utilisé comme *proxi* pour la datation des sédiments récents (Leaute, 2008).

Dans le domaine marin, le ^{137}Cs à trois sources possibles : le dépôt direct du aux retombées globales et à Tchernobyl, les apports indirects par les cours d'eau qui résultent du drainage du bassin versant ou des relargages des installations nucléaires situées sur son parcours (Miralles, 2004).

II. La contamination métallique

Dans l'environnement marin, les métaux se trouvent dans les fractions solubles, colloïdales et particulaires, principalement sous forme de cations métalliques. Ils sont souvent indispensables au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments) bien que parfois, certains d'entre eux puissent être considérés comme toxiques lorsque leur concentration dépasse une valeur seuil. Bien que la toxicité d'un métal n'est pas uniquement liée à sa concentration mais également à sa valence et aux ligands avec lesquels il est associé. C'est notamment le cas du cuivre, du chrome, du mercure et de l'arsenic. D'autres ne sont pas nécessaires à la vie et sont préjudiciables dans tous les cas comme le plomb, le cadmium et le mercure. Dans les sciences de l'environnement, on parle trop souvent de façon abusive de métaux lourds pour l'ensemble des métaux et metalloïdes présents à l'état de traces quelles que soient leurs masses molaires. Cette ancienne et obsolète appellation s'utilisait pour désigner les métaux et metalloïdes ayant une densité supérieure à 5. Ainsi, aujourd'hui, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation « métaux lourds » celle d'« élément trace métallique (ETM) » (Lesven, 2008).

II.1. Sources des éléments traces métalliques

Dans l'environnement aquatique, les ETM proviennent aussi bien des sources naturelles qu'anthropiques. Parmi les sources naturelles jouant un rôle important dans cette pollution, retenons :

- L'activité volcanique ; La contribution des volcans peut se présenter sous formes d'émissions volumineuses mais sporadiques dues à une activité explosive ou d'émission continue de faible volume, résultant de l'activité géothermiques et du dégazage du magma.
- L'altération des roches continentales (érosion) ;
- La dégradation des roches océaniques ;
- Les gisements et gîtes métallifères ;
- Les incendies des forêts ;

Les apports anthropiques de métaux en général, le plomb et le cadmium en particulier sont représentés par :

- Les ordures ménagères constituent une source non négligeable en éléments métalliques parmi lesquelles se trouvent les plus toxiques (Hg, Pb, Cd). Ils proviennent essentiellement des piles, des batteries, des vieilles carrosseries, des

produits chimiques divers et autres matériaux abandonnés dans les décharges. Ce type de pollution est plus accentué en milieu urbain.

- Les eaux usées issues des rejets et des effluents urbains et industriels constituent aussi une source de ces polluants chimiques
- Le trafic intense de l'essence par barque, le déversement de produits pétroliers, l'utilisation poussée de barques motorisées à essence sont des sources directes de pollutions des eaux par le plomb. L'usage populaire de l'essence à plomb a été aussi une source de pollution atmosphérique à travers l'utilisation de l'essence à plomb tétraéthyle comme additif. L'atmosphère reste la voie majeure de contamination des eaux par le plomb (Hounkpatin., 2012).
- Exploitation des gisements miniers ;
- Navigation maritime et accidents en mer ;
- Activités portuaires, entretien et réparation navale.

II.2. Présentation des principaux ETM étudiés

II.2.1. Le Nickel

Le nickel (poids atomique de 58,68 et une densité d'environ 8,8) est un métal blanc argenté qui possède un éclat poli. Il fait partie du groupe des métaux non-ferreux, classé comme métal de transition, solide dur et malléable. La concentration moyenne du nickel dans la croûte terrestre est de 75 µg/g et constitue le 24^{ème} élément le plus abondant (deux fois plus abondant que le cuivre) (Alloway, 1995).

La présence du nickel dans l'environnement est naturelle et anthropique. Les principales sources de pollution au nickel sont la combustion du charbon et du fuel, l'incinération des déchets, l'épandage des boues des stations d'épuration, l'extraction et la production du nickel, la fabrication de l'acier, le nickelage et les fonderies de plomb (N'guessan, 2008).

II.2.2. Le cuivre

Le cuivre est un métal de couleur rouge brun, le 26^{ème} élément en abondance après le Zn dans la lithosphère, avec une teneur moyenne comprise entre 45 et 70 µg/g (Alloway, 1995). Il est le troisième métal le plus utilisé au monde (Fjällborg et Dave, 2003). C'est un contaminant qui accompagne notamment le zinc, le plomb et le cadmium dans les activités métallurgiques des métaux non ferreux. Le cuivre est un élément ubiquiste, présent dans les compartiments du système aquatique. Le devenir du cuivre dans les milieux aquatiques dépend des paramètres tels que le pH, l'oxydo-réduction, la capacité d'échange cationique,

la matière organique, la quantité d'oxyde-hydroxyde de fer et d'aluminosilicates. Généralement le cuivre est reconnu comme peu mobile dans la nature sauf dans des conditions extrêmes d'acidité ou de gleyification (Baize, 1997). La solubilité du cuivre est effective à pH avoisinant 5,5 (Martinez et Motto, 2000).

II.2.3. Le Manganèse

Le manganèse est un métal lourd, faisant partie des éléments de transition. Argenté, dur et cassant, il possède des propriétés magnétiques. Le métal est chimiquement réactif : il s'oxyde à l'air mais il ne réagit pas avec l'eau en conditions normales. Son électronégativité le conduit à former des liaisons ioniques avec les oxydes, les hydroxydes et les carbonates (Schäfer, 2004). Il forme ainsi des complexes peu stables (oxydes, silicates, carbonates) dont la plupart sont moins solubles que ses hydroxydes. Le manganèse est également présent dans les océans à raison de 0,01 ppb.

Dans les sédiments, la tendance du manganèse à s'adsorber est fortement variable, en fonction notamment de la capacité d'échange cationique et de la teneur en matière organique de la phase solide. Trois facteurs contrôlent principalement le cycle du manganèse dans les sédiments : la teneur en oxygène de l'eau surnageante, l'oxygénation des sédiments superficiels et les apports benthiques en carbone organique (WHO, 2005, IRSN, 2005).

II.2.4. Le Zinc

Le zinc est un métal ubiquitaire, très répandu dans la croûte terrestre. La forme minérale la plus commune du zinc est la sphalérite (ZnS), associée souvent aux sulfures de certains autres éléments métalliques tels que le plomb, le cuivre, le cadmium et le fer.

Dans le milieu aquatique, un pH faible est nécessaire à la dissolution du zinc et ses composés dans les eaux. La solubilité du zinc, du triphosphate de zinc et de l'oxyde de zinc est nulle ou négligeable. Le stockage dans les sédiments et l'adsorption sur les matières en suspension sont beaucoup plus importants dans l'eau douce que dans la mer (Magali, 2007).

Les sources de zinc sont à la fois naturelles et anthropiques. La majorité du zinc naturel provient des minerais. Le zinc est utilisé dans différents secteurs industriels : la galvanisation, le laiton, les alliages, les demi-produits, les usages chimiques, peinture anti-fooling des coques de bateaux. En raison de leur solubilité, le taux d'absorption du Zn dépend de la taille des particules et de la solubilité des espèces porteuses et donc de sa spéciation (INERIS, 2014).

II.2.5. Le Fer

Le fer appartient au groupe des métaux de transition. C'est un métal de couleur argentée avec une structure cristalline cubique. On le trouve à l'état ferreux ou ferrique dans des minéraux spécifiques, ou dans d'autres minéraux où il se substitue au magnésium et à l'aluminium.

Du fait de l'existence de grands réservoirs de phases solides comme $\text{Fe}(\text{OH})_3$, Fe_2O_3 et Fe_3O_4 , FeS_2 , les conditions d'oxydo-réduction à l'interface eau-sédiment sont souvent bien tamponnées, de sorte que c'est le contenu des sédiments en oxydes et hydroxydes de fer qui gouverne sa solubilité. Cependant, à l'opposé de cet effet tampon, l'activité bactérienne (de même que la bioturbation) influence le relargage du fer par les sédiments, avec une variation saisonnière (IRSN, 2002).

II.2.6. Le plomb

Le plomb appartient à la famille des cristallogènes, c'est un métal gris bleuâtre malléable dans son état naturel. Il est mou et résistant à la corrosion. Il est assez abondant dans la croûte terrestre (sous forme de carbonate de plomb, de phosphate de plomb, et surtout de sulfures de plomb) où sa concentration moyenne est comprise entre 10 et 20 mg/kg. Les principaux minerais sont la galène (PbS), la cérusite (carbonate) et l'anglésite (sulfate).

En raison de sa grande diffusion, sa facilité d'extraction, sa grande malléabilité et son bas point de fusion, on le retrouve dans tous les compartiments environnementaux. Et en raison de sa toxicité, les interdictions d'usage du plomb se multiplient dans le monde.

Dans les sédiments, il est stocké sous forme insoluble (carbonate, sulfate ou sulfure) ; favorisé par le pH élevé, et la présence argile ou matière organique (Baghdadi Mazini, 2012 ; ATSDR, 2007).

II.2.7. Le Cadmium

Le cadmium est un métal blanc argent, légèrement bleuté, appartenant à la famille des métaux de transition. Le Cd est extrait à partir des minerais de Zn et de Pb dans lesquels il se trouve sous forme de sulfures (SENESI et al, 1999). Ses propriétés chimiques présentent beaucoup de similitudes avec celles du zinc. Il possède une résistance à la corrosion dans diverses atmosphères et plus particulièrement en milieu marin et s'utilise comme moyen de protection contre les neutrons thermiques (IRSN, 2004).

II.3. Comportement et biogéochimie des ETM dans le sédiment marin

Les sédiments jouent un rôle clef dans les cycles biogéochimiques des métaux traces à l'échelle des systèmes aquatiques. Ils constituent le réservoir de stockage le plus important pour les métaux d'origine naturelle et/ou anthropique. Leur entrée dans le compartiment sédimentaire se fait par diffusion directe depuis la colonne d'eau et/ou par précipitation, et surtout par la sédimentation des matières en suspension, qui sont des pièges pour les métaux *via* les réactions d'adsorption.

Le cycle biogéochimique des ETM s'effectue selon deux grandes étapes.

- La première étape consiste en un piégeage des polluants métalliques par les particules en suspension, et le sédiment.

-*Précipitation* : c'est la chute par gravitation de polluant métallique sous forme solide au fond du milieu marin.

-*Adsorption* : c'est la fixation des molécules ou des ions métalliques à la surface des particules.

-*Sédimentation* : les ions métalliques se superposent formant ainsi une couche sédimentaire.

- Une deuxième étape, inverse à la première, consiste à un relargage de ces polluants par désorption ou sorption, par diffusion ou propagation dans le milieu marin par redissolution ou remise en solution des produits précipités, par décomposition et reminéralisation des matières organiques, et parfois même, par redistribution par le biais des organismes marins.

Selon l'ancienneté de la pollution, les sédiments peuvent se comporter comme une source ou comme un puits pour les métaux-traces (Soster et al, 1992). La distribution des métaux dans les sédiments, les réactions de spéciation chimique et les capacités d'échanges sont le résultat d'un ensemble complexe de processus physiques, chimiques et biologiques, non encore complètement élucidés (Ciutat, 2003).

II.4. Comportement diagénétique des métaux dans les sédiments

Le comportement diagénétique d'un élément est en fonction de ses propriétés physicochimiques. Les éléments métalliques parviennent à l'interface "eau-sédiment" principalement associés à des phases solides (MES) de natures différentes. Dans les matières en suspension et dans les sédiments, plusieurs types d'association existent entre les métaux et les particules. Les métaux peuvent être :

- intégrés dans la structure cristalline de minéraux détritiques ou biogéniques

- associés à la fraction organique (pelotes fécales, débris d'organismes animaux ou végétaux, ...);

- précipités ou co-précipités avec différentes espèces minérales (carbonates, phosphates, oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, sulfures, ...);
- adsorbés sur différentes phases (argiles, matière organique, oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, ...).

Les processus diagénétiques vont entraîner des modifications de la phase géochimique du métal et/ou le faire passer en solide ou phase dissoute. D'après leur comportement en fonction des conditions oxydiques ou anoxiques du sédiment, deux groupes de métaux sont distingués (Jacobs et Emerson, 1982) :

- **les métaux de classe A**, comme le fer ou le manganèse, qui sont stables sous forme d'oxydes et hydroxydes insolubles en présence d'oxygène et se solubilisent dans les couches anoxiques, conduisant à la formation de cations divalents. A saturation et en conditions très réductrices, ils peuvent précipiter avec des sulfures (MnS, FeS) ou des carbonates (MnCO₃) ;
- **les métaux de classe B**, comme le cadmium et le zinc, qui sont solubles en milieu oxydique et précipitent sous forme de sulfures en milieu anoxique. Ils peuvent être associés aux différentes phases citées précédemment (Forstner et Wittman, 1981 ; Campbell *et al* 1988, Ciutat, 2003).

III- Les sédiments

Le sédiment marin constitue un compartiment très important de l'écosystème aquatique qui sert d'habitat et une source de nourriture pour la faune et flore marine. Il est considéré comme étant le réservoir extrême au quel est acheminé la plupart des contaminants.

Les sédiments sont constitués de grains solides, plus ou moins cimentés, formant un squelette autour duquel subsistent des espaces vides appelés pores, ce sont des milieux poreux. Ces vides sont occupés par l'eau interstitielle de composition géochimique variable.

III.1. Origine

Les particules qui composent les sédiments marins sont plus ou moins grosses et sont constituées de composés organiques et inorganiques provenant de quatre sources distinctes

-Une source **terrignène** : les particules proviennent de l'érosion des terres émergées et les côtes. Cette source est enrichie par divers apports tels que les apports éoliens, volcaniques, glaciaires, sans oublier les apports fluviaux et/ou de ruissellement qui constituent à eux seuls l'apport cumulé le plus important.

-Une source **endogène** : les particules proviennent de la production océanique interne comme les débris de macrophytes (plantes aquatiques, microphytes) ou encore les fragments de coquilles des organismes ;

-Une source liée à la **néoformation**, correspondant aux phénomènes d'altération, de transferts et de précipitations qui peuvent se produire dans le bassin de sédimentation ou à l'intérieur du sédiment durant la diagenèse ;

-Une source **anthropique** qui peut être *ex situ* et *in situ*. Dans le premier cas, elle regroupe tous les rejets agricoles, industriels et domestiques qui se retrouvent dans les apports fluviaux. Ce fractionnement est riche en MO, en nutriments, et en micropolluants. Il peut également apporter des matières en suspension. Dans le second cas, elle englobe toutes les activités humaines et industrielles portuaires (chargement de marchandise, pêche, ravitaillement en carburant, entretien du matériel de navigation). Généralement, cette dernière source est fortement contaminée, ce qui conduit à l'augmentation du taux de sédimentation (Loustau Cazalet, 2012 et Schneider, 2001).

Les sédiments sont essentiellement caractérisés par leur granulométrie et leur composition.

III.2.Composition

Le sédiment est une matrice très hétérogène, constitué de matériaux détritiques inorganiques et organiques (Power et Chapman, 1992). Il présente principalement 3 composants :

- **Eau interstitielle** : elle correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires et représente une fraction importante du sédiment avec généralement plus de 50% de son volume.
- **Phase inorganique** : elle est formée de minéraux provenant de l'érosion de l'écorce terrestre et de débris coquilliers. Ses composés sont principalement, les argiles, carbonates et les silicates. Les particules inorganiques sont généralement enrobées d'hydroxyde de fer et de manganèse et de substances organiques qui leur confèrent une grande capacité d'adsorption vis à vis des contaminants (Benoit, 2005).

Les principales particules inorganiques présentes en milieu aquatique sont :

- Les oxydes métalliques ;
- Les argiles (phyllosilicates) ;
- Les aluminosilicates non argileux (feldspaths, ...) ;
- La silice (opale, quartz,...) ;
- Les carbonates (calcite, dolomite) ;
- Les phosphates (vivianites, ...) ;
- Les sulfures (pyrite, ...).
- **Phase organique** : Les particules organiques proviennent du métabolisme et de la dégradation des organismes vivants. C'est un ensemble très varié et assez mal connu. Elles se décomposent en deux fractions : fraction organique vivante (microflore, faune et racine), et fraction organique morte : débris organiques d'origines animale ou végétale, plus ou moins décomposés en humus sous l'action des microorganismes (Devallois, 2009).

La MO n'occupe qu'un faible volume du sédiment (quelques %), mais joue un rôle primordial, puisqu'elle régule la mobilité et donc la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants, en particulier les composés organiques non ioniques (Power et Chapman, 1992).

Selon sa taille la matière organique peut être classée en carbone organique dissous, colloïdal et particulaire (Bonnet, 2000, et Geffard, 2001).

Les sédiments sont aussi également caractérisés par leur pH, leur potentiel redox, leur salinité, leur teneur en oxygène et en sulfures. Ces paramètres gouvernent la répartition des contaminants entre les différentes phases d'un sédiment, ainsi que leur biodisponibilité.

III.3. Granulométrie

Les sédiments sont habituellement décomposés en deux principales fractions, la fraction grossière et la fraction fine.

- La fraction grossière présente une granulométrie supérieure à 50 μm et est divisée en sous-fractions (Norme Afnor, NF X 31-107) :
 - > 2 mm : débris végétaux ou agrégats
 - entre 2 mm et 200 μm : sables grossiers
 - entre 200 et 50 μm : sables fins et limons
- La fraction fine présente une granulométrie inférieure à 50 μm se divise également en sous-fractions suivantes :
 - entre 50 et 20 μm : limons grossiers
 - entre 20 et 2 μm : limons fins
 - < 2 μm : colloïdes ou argiles

La connaissance de la granulométrie est particulièrement importante car les fractions fines et en particulier les argiles assurent la cohésion des sédiments en raison de leurs propriétés électriques et leur structure en feuillets. Généralement, les contaminants se trouvent préférentiellement adsorbés sur les fractions fines, car celles-ci présentent de très grandes surfaces spécifiques comportant de nombreux sites d'adsorption. Les fractions fines peuvent être constituées de composés actifs pour les contaminants (surtout les ETM) tels que les hydroxydes ou les matières organiques (Gounou, 2008).

III.4. Diagenèse précoce du sédiment

Les sédiments marins sont caractérisés par d'importants gradients bio-physico-chimiques.

Ces gradients sont la conséquence de nombreuses transformations physiques, chimiques et biologiques qui conduisent à la transformation du sédiment en roche cohérente : c'est la diagenèse sédimentaire.

La diagenèse définit l'ensemble des processus physico-chimiques qui transforme le sédiment en roche cohérente (du grec « dia » : à travers et « genesis » : formation).

La diagenèse précoce désigne les transformations qui commencent dès le dépôt des particules et qui sont prédominantes aux petites échelles géologiques (quelques dizaines

d'années). La diagenèse précoce mêle des mécanismes physiques (tassement et consolidation) et biogéochimiques (minéralisation de la matière organique). Ces derniers correspondent à une succession de réactions induites ou catalysées par les bactéries et les micro-organismes. Ainsi, la présence de bactéries et de matière organique sont les deux conditions sine qua non pour induire les réactions biogéochimiques de la diagenèse précoce (Devallois, 2009).

Zone d'Etude

I. Présentation générale de la zone d'étude

L'Algérie présente une façade maritime longue d'environ 1640 km s'étendant d'Ouest en Est de Marsat Ben-Mhidi ou Ghazaouet (frontière marocaine) au cap Roux ou Segleb (wilaya d'El-Kala) (frontière tunisienne).

Cette côte peut être divisée en trois grands secteurs : l'Est regroupe Béjaïa, Jijel, Skikda et Annaba ; le Centre, les zones de pêche de Zemmouri, Alger, Bouharoun et Cherchell. Mostaganem, Arzew, Oran, Beni-saf et Ghazaouet sont à l'Ouest.

On s'intéresse à la région Algéroise qui s'étend sur environ 115Km et qui regroupe plusieurs baies dont la baie d'Alger, la baie de Bou Ismail, et la baie de Zemmouri et particulièrement aux deux premières citées.

Les cartes présentées dans ce chapitre sont cartographiées à l'aide du logiciel Arc Gis en exploitant les données de Cadastre (MATEV, 2006).

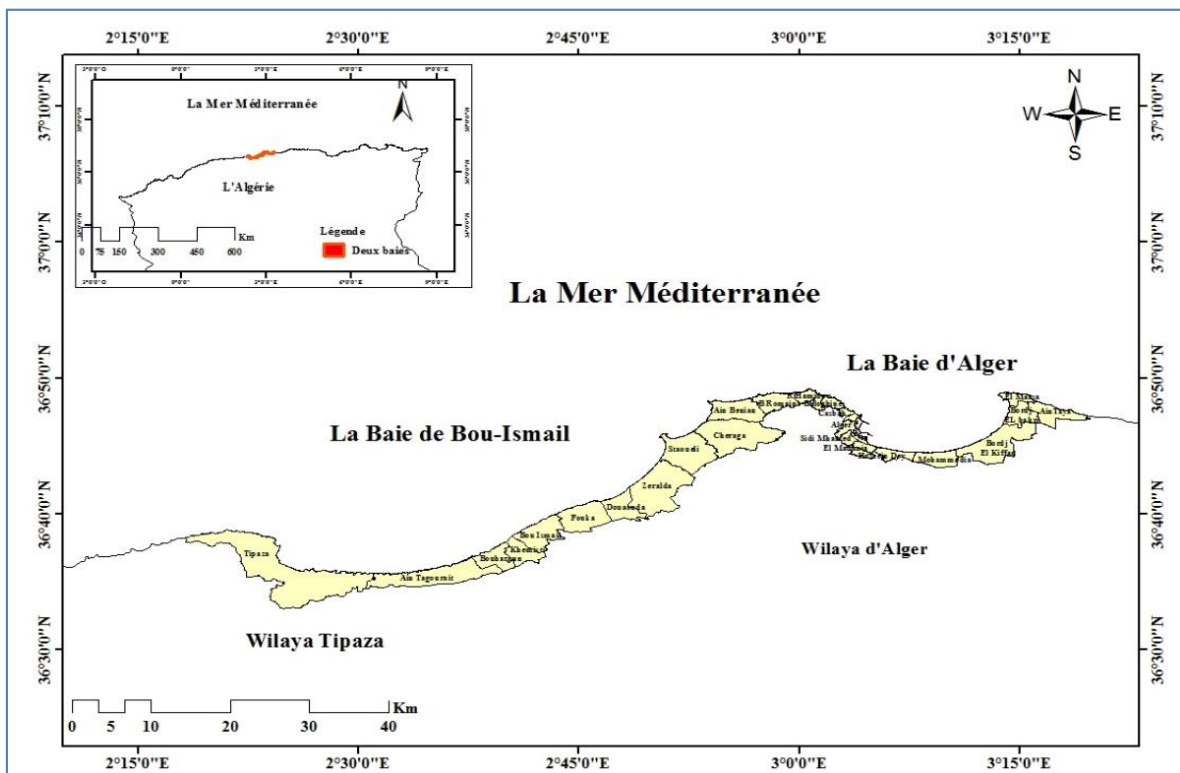


Figure 4: Positionnement de la zone d'étude.

I.1. La Baie d'Alger

La baie d'Alger s'étend sur une douzaine de km de Rais Hamidou à l'Ouest au Tamenfoust à l'Est. Elle s'inscrit en creux dans la plaine de Mitidja de forme semi-circulaire, d'une superficie approximative de l'ordre de 180 Km².

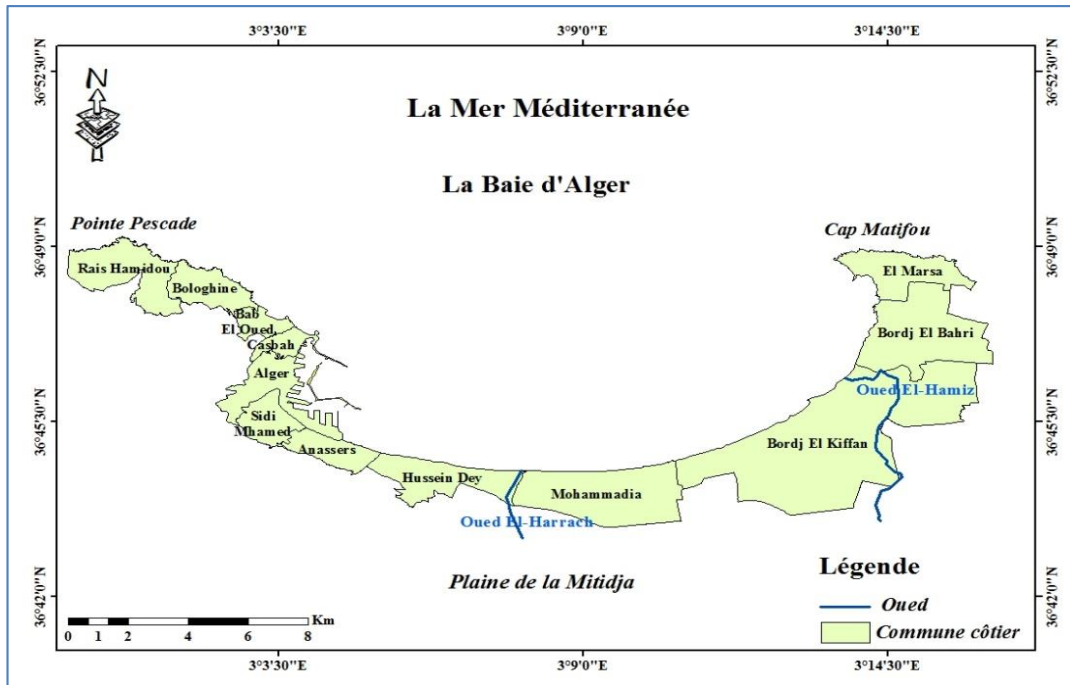


Figure 5: Situation géographique de la baie d'Alger.

I.1.1. Réseau Hydrographique

La Baie d'Alger est alimentée par deux oueds ; El Harrach et El Hamiz, qui prennent leur source dans l'atlas Blidéen et traversent la plaine de la Mitidja avant de déboucher en mer. Le régime hydrographique de ces oueds se caractérise par un long étiage de 6 mois et des crues observées surtout en hivers et rarement au printemps.

-*Oued El-Harrach* : Le bassin versant de l'oued El-Harrach présente une superficie de 970 km² et une altitude moyenne de 830m ; ce bassin est caractérisé par de fortes dénivelées, une végétation peu dense et une faible pluviométrie. A ces facteurs s'ajoute le caractère torrentiel qui se manifeste par une forte érosion et un important alluvionnement. Le bilan des écoulements moyens annuels est de 5.4 m³/s (Grimes, et al 2008).

-*Oued El-Hamiz* : Il prend sa source dans l'Atlas Blidéen avant de traverser la plaine de la Mitidja. La superficie du bassin versant de Oued El-Hamiz est de l'ordre de 160 km². la présence du barrage El-Hamiz a réduit considérablement les apports terrigènes en baie d'Alger (Grimes, et al 2008).

I.1.2. Bathymétrie

La morphologie sous-marine de la baie d'Alger est régulière, sans accidents topographiques majeurs. La pente continentale passe du massif de Bouzaréah au cap Matifou d'une façon quasi rectiligne, les isobathes sont régulières et parallèles à la côte et la distance qui sépare deux isobathes est d'environ 6 milles descendante en pente douce et uniforme de 0 à 100 m. L'isobathe 50m est à 4,1Km de la côte, celui de 100m est à 7,6Km, quant à celui 1000 m il ne se trouve qu'à 12,1Km de la côte (Leclaire, 1972).

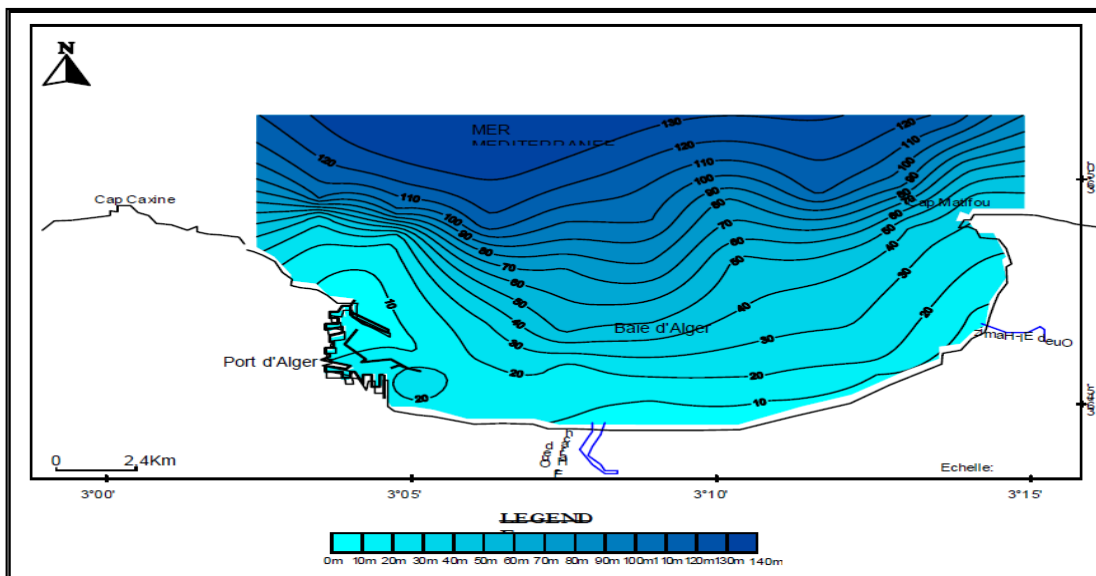


Figure 6: Bathymétrie de la Baie d'Alger (Houma-Bachari, 2007).

I.1.3. Données Météo-Océaniques

I.1.3.1. Facteurs Météorologiques

a. Le Vent

Plusieurs auteurs Lalami-Taleb (1971), Leclaire (1972), Caulet (1972), Maouche (1987) et Seridji (1989), ont étudié le régime des vents et leur vitesse en baie d'Alger. Selon ces auteurs, les vents dominants en hiver, sont de secteurs W-SW d'une vitesse moyenne de 11.1Km/h en se basant sur les données de cinq ans entre 2010 et 2015 (Annexe 3, tableau 1) ; tandis que en été, il domine les vents de secteur NE d'une vitesse de 10.8Km/h; les vents de secteurs S-SE, moins fréquents, sont surtout observés en automne avec une vitesse de 8.8Km/h et en hiver.

Les vents agissent directement sur la circulation des eaux superficielles et ainsi indirectement sur le transport, la dispersion des apports terrigènes fins et des éléments polluants (Bakalem, 2008).

La vitesse moyenne mensuelle en 2015, varie entre un minimum de 4.6Km/h et un maximum de 11.9Km/h avec une vitesse moyenne annuelle d'ordre 9.5Km/h et elle est de 11.2Km/h durant septembre qui est le mois d'échantillonnage (voir Annexe 1, 2).

b. La température

A partir des données climatiques extraites du site (fr.tutiempo.net), nous avons tracé le diagramme ombro-thermique de la région d'Alger sur une période de 5 ans entre 2010 et 2015 (voir Annexe 3), cette région est caractérisée par un climat de type méditerranéen, elle se distingue par deux périodes dans le cycle saisonnier annuel, une période chaude, s'étale de Mai à Octobre ; et une deuxième période est relativement froide, couvre les autres mois de l'année.

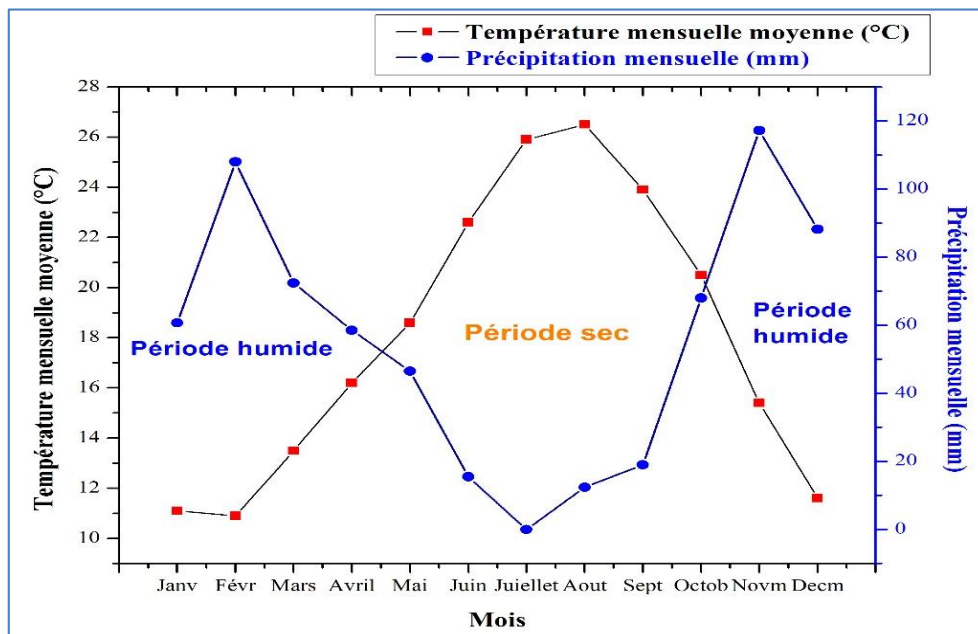


Figure 7: Diagramme ombrothermique (2010-2015).

D'après la figure 7, on observe que les moyennes mensuelles de la température varient entre un minimum de 10.9 enregistré le mois de Février qui est le plus froid et un maximum de 26.5°C en Aout le mois le plus chaud.

c. La pluviométrie

Le Figure 7 montre dans la région d'Alger, l'existence de deux saisons :

- Une saison humide qui s'étale du mois de Mai au mois d'Octobre avec une moyenne mensuelle enregistrée de 68mm, cette moyenne s'élève progressivement jusqu'au mois de Novembre où elle atteint le maximum de 117.2mm. on peut enregistrer un autre maximum de 108mm au mois de Février. De là elle diminue jusqu'au mois de Mai avec une moyenne mensuelle de 46.5mm.
- Une saison sèche qui est plus courte que la précédente qui s'étale du mois de Juin avec une moyenne mensuelle de 15.5mm, au mois de Septembre, avec une moyenne mensuelle de 12.4mm. Remarquant que le mois de Juillet est sec avec une moyenne mensuelle de précipitation de 0mm.

I.1.3.2. Facteurs hydrodynamiques

• Houles - Courants

Selon Leclaire (1972) et Caulet (1972) ; en hiver, les houles prédominantes dans la baie d'Alger sont de secteur W-NW, et en été, elles sont de direction N-NE. Au cours de la saison d'hiver, le déferlement s'étend jusqu'aux fonds de -10 m c'est à dire principalement les fonds sableux de la baie.

Les houles dans cette baie jouent un rôle très important notamment dans le transport, la dispersion des apports terrigènes fins des oueds El Harrach et Hamiz, et également des polluants issus de l'ensemble de l'agglomération algéroise et des villes côtières de la baie.

Concernant la circulation des eaux dans la baie, selon Grovel (1961) et Leclaire (1963, 1972), le courant algérien génère un contre-courant ou une dérive littorale dans la baie tournant dans le sens des aiguilles d'une montre. Cette circulation des eaux dans la baie n'affecte que les couches superficielles (Bakalem, 2008).

I.1.4. Sédimentologie

La connaissance de la nature du fond de la baie d'Alger est essentielle. Beaucoup de travaux y sont fait, montrant que la distribution des sédiments est fonction de la bathymétrie (voir Figure 8). Ainsi leur répartition et leur déplacement obéissent à la dynamique sédimentaire et à l'hydrodynamique locale.

La distribution générale des faciès, établie par Maouche (1987), montre, d'après la composition globale des dépôts, trois types de faciès :

- **Faciès sableux** : Ils se limitent à la bordure littorale, entre 10 et 35 m de profondeur au droit des émissaires et en prolongement des caps, ou ils s'étendent à des profondeurs plus élevées, en direction du centre de la baie.
- **Faciès carbonates** : Ils sont réduits aux bordures rocheuses littorales et au fonds rocheux de la baie.

Bordure Ouest : La fraction carbonatée représente 30 à 35% du sédiment total jusqu'à des fonds de 35 à 50 m.

Bordure Est : Ce faciès s'étend à des profondeurs élevées au large du Cap Matifou, où la fraction carbonatée peut être supérieure à 35%.

Le haut-fond du Matifou : Même nature que le Cap Matifou ; la fraction carbonatée constitue plus de 50% du sédiment.

- **Faciès pélitiques** : Ils occupent la partie centrale et septentrionale de la baie, on observe un envasement central avec 75 à 95% de fraction pélitique, avec deux invaginations de part et d'autre des oueds.

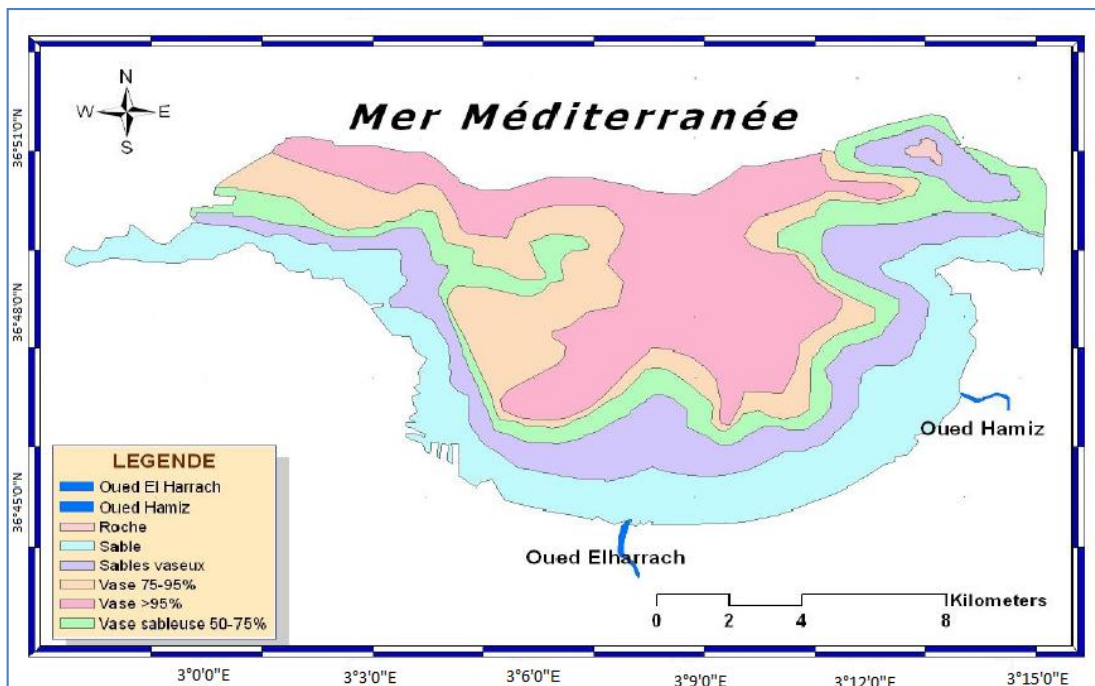


Figure 8: Sédimentologie de la baie d'Alger (Maouche, 1987).

I.1.5. Les sources de la pollution dans la Baie d'Alger

La région Algéroise est constituée de deux parties bien distinctes : la baie d'Alger et la plaine de la Mitidja. La région algéroise est une région très urbanisée et industrialisée : environ 11.5% de la population algérienne (ONS, 2008) et 22 % du parc national des unités économiques.

La plaine de la Mitidja, est une zone agricole importante ; ces dernières années l'agriculture intensive, grande consommatrice d'engrais chimiques, s'est beaucoup développée dans cette région.

Dans la wilaya d'Alger, l'APPL a recensé pas moins de 1.591 unités industrielles, allant des petites unités artisanales jusqu'aux grandes structures. Cependant, on distingue 6 grandes zones d'activités qui sont : Rouiba-Réghaïa, oued Semmar, El Harrach, Alger port et Zeralda (Grimes et *al.*, 2008).

Les oueds El Harrach et El Hamiz drainent vers la baie toutes les eaux usées domestiques, agricoles et industrielles des zones de la Mitidja qu'ils traversent. Toutes les eaux usées résultantes des activités humaines dans la région algéroise ne sont pas traitées ; elles arrivent directement ou indirectement dans le milieu marin.

Les eaux usées industrielles sont celles provenant des diverses usines de fabrication ou de transformation. On peut toutefois admettre 3 catégories d'eaux résiduaires industrielles :

- Les eaux résiduaires à caractère minéral (industries chimiques minérales, métallurgiques et les mines) ;
- Les eaux à caractère organique (des industries alimentaires et des abattoirs) ;
- Les eaux mixtes comme celles des industries textiles, papetières, de la distillation et du bois.

En plus des matières minérales, ces eaux contiennent des graisses et des colorants divers. Les voies d'évacuation des eaux résiduaires industrielles comprennent aussi les réseaux publics d'assainissement (environ soixante-dix points de rejets) dotés généralement de station d'épuration des eaux. Des milieux naturels comme l'oued El Harrach, qui sert de

réceptacle aux eaux usées des unités industrielles de la zone d'activité d'El Harrach, participent en tant que vecteur dans le transfert de la pollution vers le milieu marin côtier.

Les flux de pollution sont importants dans le secteur ouest de la baie, secteur soumis à une triple influence : la première due aux nombreux et importants émissaires débouchant dans ce secteur, la seconde émanant de l'oued El Harrach et la dernière du port d'Alger qui est un milieu fortement pollué par le biais de la passe Sud (Bakalem, 2008, Grimes et al, 2008).

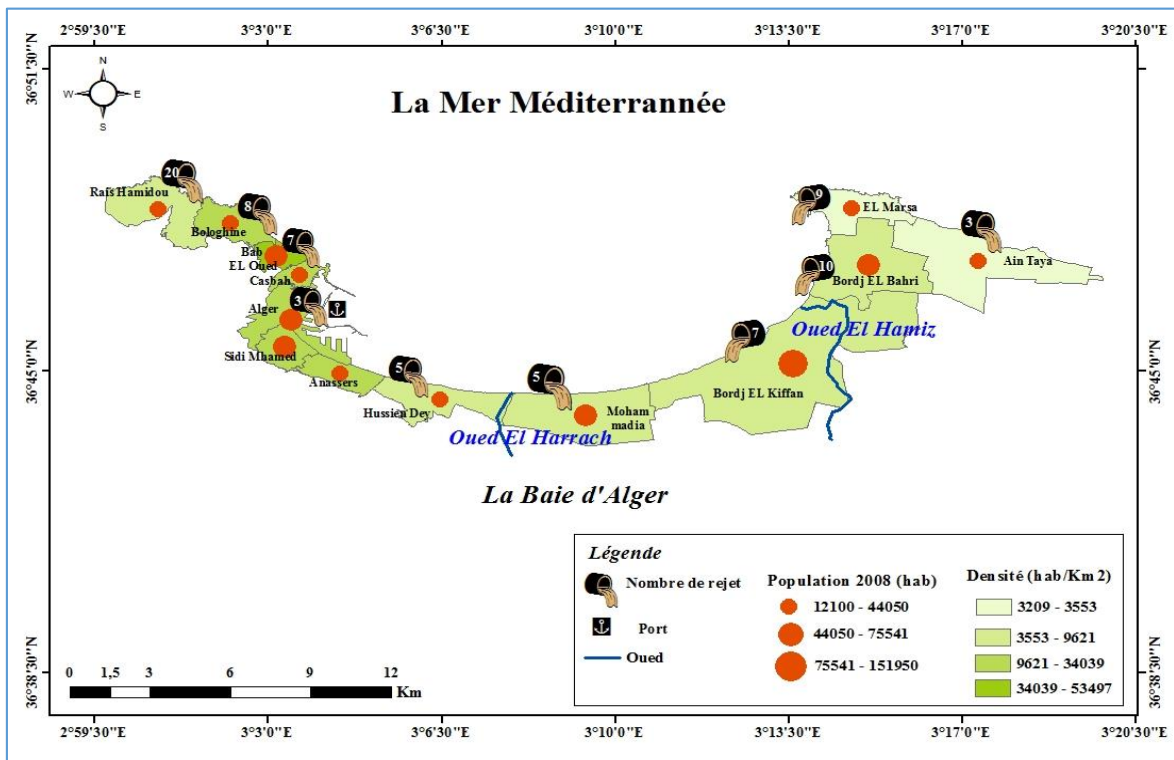


Figure 9: Carte des sources de pollution dans la baie d'Alger.

II.2. La Baie de Bou Ismail

II.2.1. Situation géographique

La baie de Bou-Ismaïl est située à l'Ouest d'Alger entre 2° 20' E et 2° 55'E, elle s'étend du Mont Chenoua à l'Ouest à ras Caxine à l'Est. Couvrant une superficie de 342Km² et ayant un plateau continental de 509km², elle est très ouverte et fortement soumise aux influences du large. Son ouverture atteint les 47km et est orientée du Sud-ouest vers Nord-est. Cette baie est le réceptacle des oueds à régime irrégulier ; Mazafran, El-Nador et Béni Messous (Dagorne, 1973).

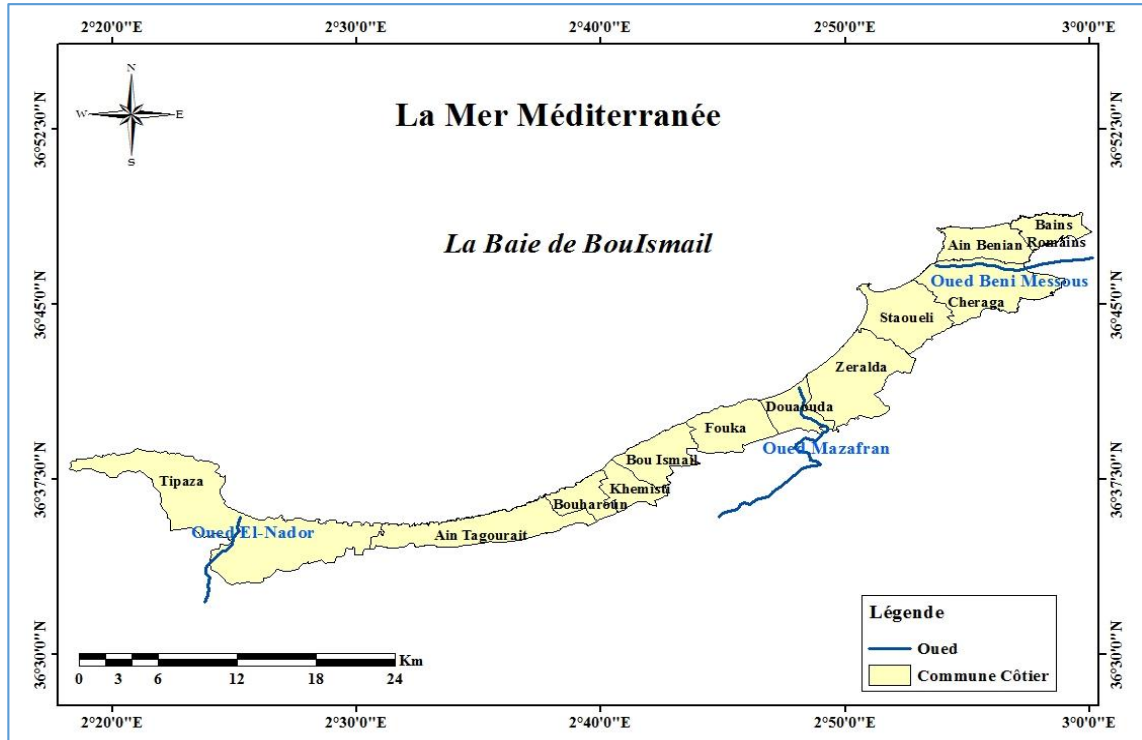


Figure 10: Situation géographique de la baie de Bou-Ismaïl.

II.2.2. Réseau hydrographique

Trois Oueds jettent en baie de Bou-Ismaïl ; El-Nador, Mazafran, et Beni Messous.

- **Oued Mazafran** : Possède un bassin versant de 1850 km². Le débit massique est estimé entre 1400 et 1800 t/km², tandis que le débit volumique à 43.8 millions m³/an. Ces apports dépendent étroitement du régime hydrologique de l'oued : long étiage (six mois), crues hivernale et printanière soudaines, fortes et de courte durée (Grovel, 1961).
- **Oued El-Nador** : Constitue la principale source d'apports solide et liquide dans la baie du Chenoua. Il prend naissance à la jonction des oueds Bou Yersen, Bouharoun, et oued Merad et débouche entre Djbel Chenoua et Tipaza. Le débit liquide de cet oued est de 28 millions m³/an.
- **Oued Beni Messous** : Cet oued traverse les communes de Beni Messous et Chéraga d'une longueur de 11.5Km, ses eaux sont essentiellement des eaux usées domestiques et industrielles, avec un débit faible par rapport aux autres oueds cités précédemment 0,245m³/s.

II.2.3. Facteurs Météo-Océaniques

II.2.3.1 Facteurs météorologiques

a. La température

La baie de Bou-Ismaïl est caractérisée par un climat méditerranéen qui est marqué par deux périodes ; une chaude et une autre relativement froide.

b. Le vent

Les vents les plus fréquents sont de direction ouest. La période hivernale est caractérisée par une dominance des vents d'ouest. Lors de la saison estivale les vents les plus fréquents sont les vents d'est. La vitesse des vents les plus fréquents est comprises entre 3 à 5 m/s. Les vents les plus violents sont issus du secteur ouest (Bakalem, 2008).

c. Pluviométrie

La zone d'étude fait partie du bassin méditerrané connu par deux saisons bien distinctes :

Une saison pluvieuse durant le moi Octobre jusqu'au mois d'Avril. Une saison sèche de Mai à Septembre avec des pluies très rares dues aux orages notamment en Août.

II.2.3.2.Facteurs hydrodynamiques

a. Les Houles

Les houles présentent des variations saisonnières très nettes : en hiver, les houles dominantes sont de direction ouest et nord-ouest. Ces houles arrivent perpendiculairement à la côte et quelle que soit la morphologie de fonds elles engendrent seulement une remise en suspension des éléments fins du sédiment ; en été, les houles dominantes sont de direction nord et nord-est. Ces houles ont une direction presque tangente à la côte, cela induit une dérive littorale de l'est vers l'ouest qui étale le sédiment sur le fond ou l'achemine vers les régions situées à l'ouest (Leclaire, 1972).

b. Les courants

Les courants jouent un rôle très important dans le transport sédimentaire, ils participent dans l'évolution de la morphologie côtière en conduisant à des ensablements, des envasements et des érosions.

c. Les courants liés aux vents (courants de surface)

Dans la baie de Bou-Ismaïl, une bonne proportionnalité s'établit entre la fréquence et la direction des vents dominants et l'intensité de courants. Ceci est d'autant plus évident en période estivale où les courants de surface adoptent pratiquement la direction du vent.

d. Les courants liés à la houle

On distingue deux courants dominants ; les directions de ces courants présentent une nette variabilité saisonnière en relation avec celle des houles inductrices.

e. Les courants de retour

Sont générés par des houles à direction oblique par rapport à la cote (d'orientation NW et NNW). Le déferlement de ces dernières sur la côte, crée des courants de retour qui distribuent le sédiment vers le large.

f. Les courants de dérive littorale

Produits par des houles tangentielles à la cote (pendant le régime NE) et sont à l'origine d'un transfert sédimentaire latéral (Caulet, 1972).

II.2.4. Sédimentologie

La baie de Bou Ismaïl se caractérise par une grande diversité sur le plan sédimentaire de ses fonds, neuf faciès identifiés : les sables fins, les sables fins envasés, les vases sableuses, les sables graveleux, les graviers envasés, les sables grossiers et fins graviers, les vases pures, le faciès rocheux, l'herbier à Posidonies. L'importance et la répartition de ces faciès ne sont pas identiques en tout point de la baie ; deux régions apparaissent : la région est ou orientale et la région ouest ou occidentale. Chaque région présente des caractéristiques sédimentologiques propres, fait déjà signalée par Dagonne (1973).

Les vases pures et les graviers envasés sont les faciès dominants de la baie de Bou Ismaïl. Les vases sont très développées dans la région ouest et forment ainsi une importante vasière littorale, tandis que les graviers envasés le sont dans la région est. Le faciès des sables grossiers et des fins graviers, le faciès des sables graveleux ne sont présents que dans la région orientale ; les sables graveleux se limitent au secteur oriental. Le faciès rocheux et l'herbier à Posidonies sont plus développés dans la région Ouest que dans la région Est (Bakalem, 2008).

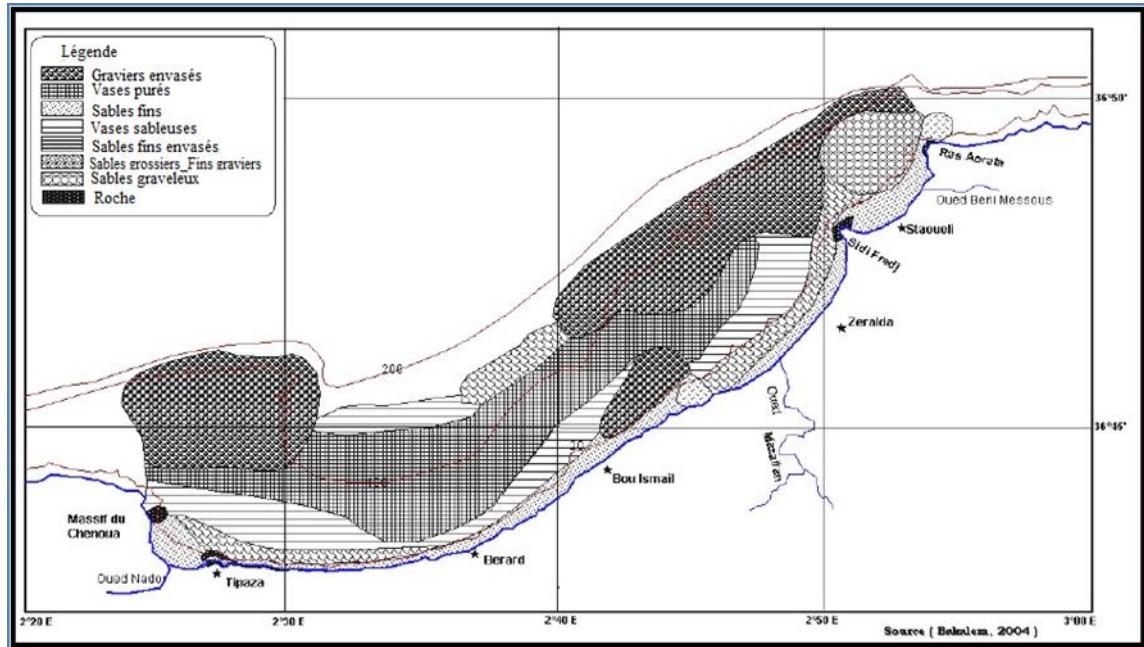


Figure 11: Sédimentologie de la baie de Bou-Ismaïl (source : Bakalem, 2008).

II.2.5. Les sources de pollution dans la baie de Bou-Ismaïl

Le littoral de la baie de Bou Ismaïl est peu urbanisé (environ 446121 habitants) (ONS, 2008) et industrialisé comparativement à la baie d'Alger, elle est représentée par quelques petites unités industrielles localisées dans les villes côtières (Bou Ismaïl, Ain Benian, Bou Haroun) dont les rejets d'eaux usées restent très modestes.

La principale pollution en baie de Bou Ismaïl est une pollution organique résultant des rejets d'eaux usées domestiques (villes, complexes touristiques,..) du fait que cette baie fait partie de la zone d'expansion touristique (ZET) qui s'accroît en période estivale, plus les nombreuses unités industrielles, tous ces rejets sont évacués directement dans le milieu marin sans aucun traitement préalable.

La région littorale et l'arrière-pays de la baie de Bou Ismaïl sont surtout à vocation agricole. Ces dernières années les cultures intensives sous serres dans ces régions ont connu un grand développement ; pour ces cultures on a recours de plus en plus, parfois de façon abusive, aux engrais chimiques, aux produits phytosanitaires et cela n'est pas sans conséquences sur l'environnement notamment marin. Les eaux de ruissellement, les eaux de lessivage des sols généralement sablonneux, entraînent une partie de ces produits chimiques, soit directement ou indirectement par le biais des oueds, vers le milieu marin (Bakalem, 2008).

A tout ça s'ajoute la pollution issue des ouvrages portuaires existants dans la baie : Port de Pêche de Bou Haroun, Port de Pêche de Khemisti, Port de plaisance et abris de pêche de Tipaza, Abris de pêche d'El-Djemila, Port de plaisance de Sidi Fredj, Port de plaisance de Palm Beach (Houma Bachari, 2009).

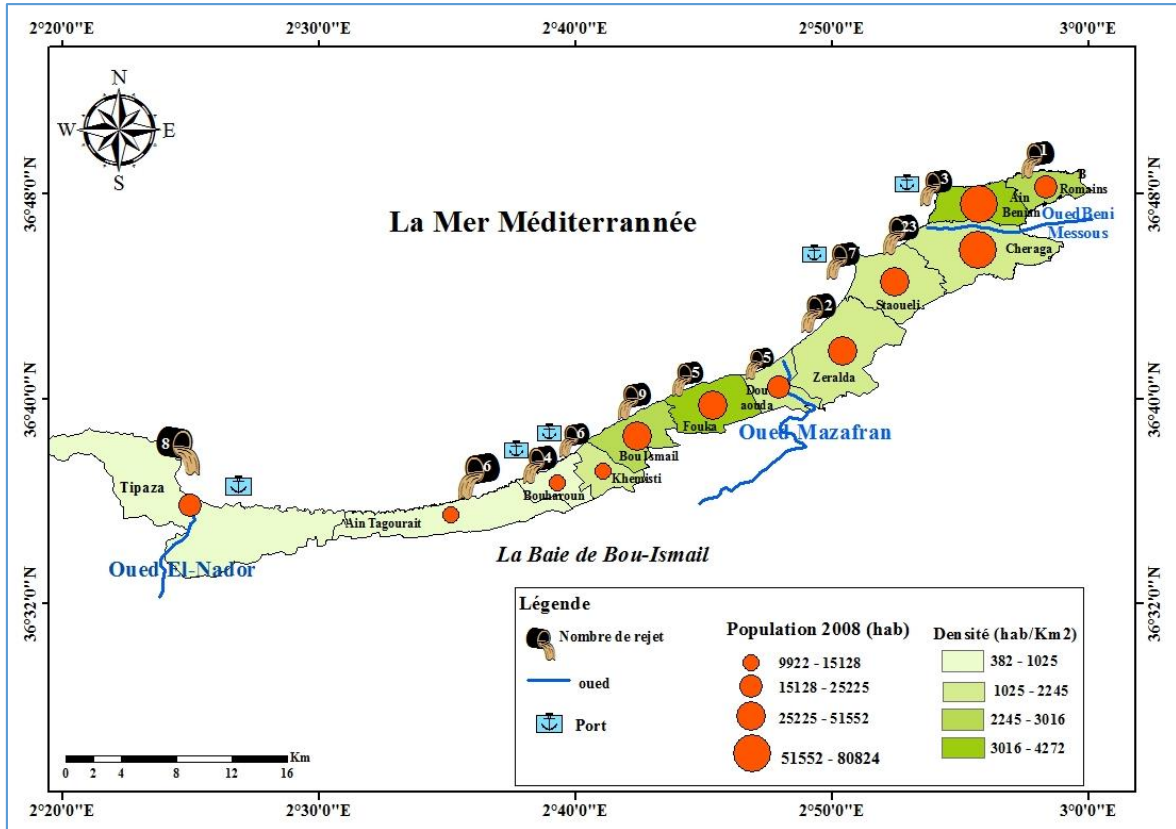


Figure 12: Sources de pollution dans la baie de Bou-Ismaïl.

Matériels et Méthodes

Afin d'atteindre notre objectif, les sédiments marins relativement profonds de la côte algéroise ont été ciblés par notre étude.

I-Travaux effectués en mer

Un carottage des sédiments marins de la baie d'Alger et de la baie de Bou-Ismaïl a été fait durant la campagne « **SPHYTAL_2015** », incluse dans le projet « Salubrité et peuplement phytoplanctonique dans les baies d'Alger et de Bou-Ismaïl » organisée en collaboration entre: le Centre National de **R**echerche et de **D**éveloppement de la **P**êche et l'**A**quaculture (**CRNDPA**), l'**E**cole Nationale Supérieure des **S**ciences de la **M**er et de l'**A**ménagement du **L**ittoral (**ENSSMAL**), et le Centre de **R**echerche Nucléaire d'Alger (**CRNA**) qui s'est déroulée du 15 au 21/09/2015 à bord du navire de recherche « **GRINE BELKACEM** ».

Ce navire est équipé d'un GPS et un échosondeur qui nous permettent de connaître les positionnements géographiques et la profondeur des stations de prélèvement.

I-1-Choix des stations et prélèvement de sédiment

Le choix des stations de prélèvement durant la campagne n'était pas inopiné, une carte a été réalisée au préalable en prenant compte de la localisation des principaux points des rejets et des oueds le long de la côte algéroise.

Le sédiment profond a été prélevé à l'aide d'un carottier de type « **UWITEC** » du laboratoire de sédimentologie du **CRNA**, allant d'une profondeur de 45 m à 106 m de profondeur. Le tube du dispositif de prélèvement a 1m de longueur et 8.5cm de diamètre. Il pénètre dans le sédiment meuble par gravité et crée un trou qui représente la carotte en question. Une fois l'ensemble remonte en surface, les carottes sont retenues et conditionnées dans des tubes en PVC, puis transférées attentivement au laboratoire humide de navire pour les laisser décanter et récupérer le surnageant.

Ces tubes sont bien fermés et étiquetés afin de les transférés attentivement au laboratoire écosystèmes marins et littoraux de l'**ENSSMAL** de Sidi Fredj.

La technique de carottage a pour avantage de préserver la stratification du sédiment qui permet de faire l'historique de la sédimentation, les échantillons pouvant être expédiés tels qu'ils sont au laboratoire, tout en évitant toute éventuelle contamination. Néanmoins, le petit diamètre du tube de la carotte permet de récupérer des petites masses de l'échantillon ce qui exige d'effectuer des prélèvements répétitifs.

Les deux carottes choisies dans cette étude sont ; une carotte de la baie d'Alger en face de l'oued El-Harrach et une deuxième de la baie de Bou-Ismaïl à l'embouchure d'oued El-Nador. Le tableau de l'annexe 4 donne les coordonnées des deux carottes, Les cartes des figures 13 et 14 localisent les stations de prélèvement dans les deux baies : baie d'Alger et baie de Bou Ismaïl, respectivement.

Les deux cartes citées ci-dessous sont cartographiées à l'aide du logiciel Arc Gis en exploitant les données de Cadastre (MATEV, 2006).

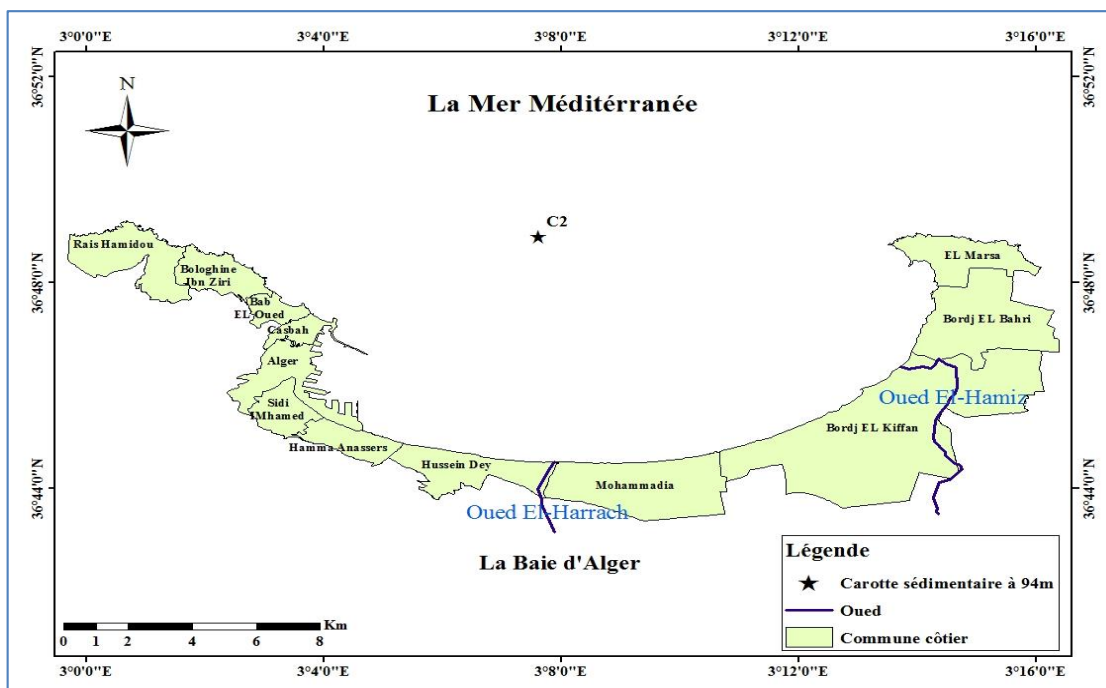


Figure 13 : Positionnement du point de prélèvement dans la baie d'Alger.

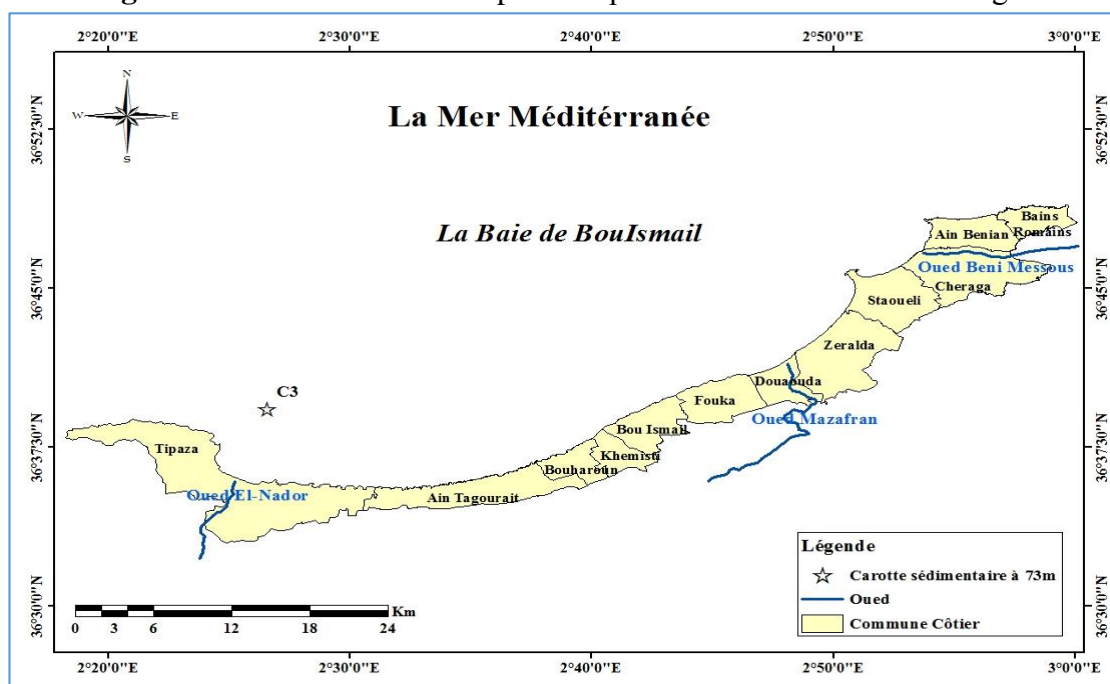


Figure 14 : Positionnement du point de prélèvement dans la baie de Bou-Ismaïl.

II-Travaux effectués aux laboratoires

II.1. Découpage des carottes

Le découpage des carottes a été fait dans le laboratoire des écosystèmes marin de l'ENSSMAL à Sidi Fredj.

Pour mieux cerner la variation de l'activité des radioéléments et la contamination métallique, chaque carotte est sectionnée en sous-couches ;

- De 0.5cm jusqu'à 1cm,
- De 1cm jusqu'à 10cm,
- De 2cm jusqu'à la fin de la carotte.

Les sous-couches sont récupérées dans des boîtes de pétrie en plastique étiquetées et pesées, en déterminant la tare. Le poids humide de chaque échantillon est noté après pesage avec une balance de précision. Ces derniers sont ensuite placés au réfrigérateur à (-18°C) afin d'éviter les pertes des éléments volatiles et conserver l'essentiel des propriétés chimiques (Aminot et Chausspied, 1983).

II.2. Lyophilisation

Après la congélation, les échantillons sont placés directement dans un lyophilisateur de type CHRIST pendant 72H sous pression réduite (10^{-1} bar) et à très basse température (-45°C).

La lyophilisation est la déshydratation par sublimation des échantillons à basse température et sous vide pour le passage de la phase solide vers la phase vapeur sans passer par la phase liquide.

C'est une technique plus appropriée par rapport au séchage à l'étuve qui présente un risque de perte de certains composés volatils et une source d'altération de l'échantillon. Les échantillons sont pesés après la lyophilisation afin d'obtenir le rapport (poids frais/poids sec) et calculer le taux d'humidité qui se calcule par la formule suivante :

$$\text{Taux d'humidité}(\%) = \frac{\text{Poids frais} - \text{Poids sec}}{\text{Poids frais}} * 100 \quad (11)$$

Les tableaux 1 et 2 de l'annexe 5 donnent les poids récupérés pour chaque couche et chaque carotte.

II.3. Broyage et homogénéisation des échantillons

Les échantillons lyophilisés sont ensuite broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine qui doit être conditionné au paravent et entre deux échantillons différents.

Le broyage a pour but d'homogénéiser l'échantillon et le rendre sous forme de poudre.

Chaque sous-couche est divisée en deux parties :

- Une partie destinée à l'analyse des métaux lourds et la matière organique.
- Une partie destinée à l'analyse des radioéléments.

II.4. Détermination du taux de matière organique dans le sédiment

La méthode de perte au feu est l'une des méthodes de détermination du taux de matière organique. Elle repose sur le principe de l'incinération des échantillons de sédiment séché ou lyophilisé dans un four à moufle à 600°C pendant 2 heures afin de brûler toute la matière organique (Rodier et *al.*, 1996).

Le taux de la MO est exprimé par la formule suivante :

$$MO (\%) = \frac{(P_1 - P_2)}{P_1} * 100 \quad (12)$$

- P_1 : Poids d'échantillon du sédiment lyophilisé dans le creuset.

- P_2 : Poids de l'échantillon après 2 heures et à 600° C dans un four à moufle (poids du sédiment calciné).

II.5. Mesure de la radioactivité naturelle et artificielle

Les échantillons sont transférés au laboratoire d'environnement du CRNA afin de les analyser par la spectrométrie gamma.

II.5.1. Homogénéité et conditionnement des échantillons

L'homogénéité des échantillons vise à assurer une bonne distribution des radionucléides dans la matrice (broyage) et de la matrice dans le conteneur (étalement de l'échantillon) afin d'éviter une sous-estimation ou une surestimation de l'activité réellement présente. Chaque échantillon est pesé et met dans une géométrie de conditionnement (100Cc), qui est choisie en fonction de la masse du premier.

Ces conteneurs sont bien fermés et stockés pendant 21 jours pour que le radon 222 ne s'échappe pas et il soit en équilibre séculaire avec ses descendants dans l'échantillon.

II.5.2. Technique de spectrométrie gamma

La spectrométrie gamma est une technique d'analyse nucléaire multi élémentaire, performante, non destructive, et simple à mettre en œuvre. Elle permet l'analyse qualitative (identification du radionucléide) et quantitative (mesure de l'activité associée) des radionucléides émetteurs gamma, naturels ou artificiels, présents dans un échantillon.

L'intérêt de la spectrométrie gamma n'a cessé de croître depuis des années, tant du point de vue métrologique que du point de vue des applications. Cet essor a été rendu

possible grâce à une meilleure compréhension du processus d'interaction des photons avec la matière et surtout grâce à l'apparition des détecteurs semi-conducteurs dans les années 60. Cette technique est alors devenue un outil d'étude puissant des schémas de désintégration avec lequel des incertitudes de mesure de l'ordre de 10^{-6} (en relatif) peuvent être atteintes. Elle est aujourd'hui utilisée dans des secteurs très divers (exemples : datation, climatologie, astrophysique,...) (Leconte, 2006).

Sa difficulté réside dans la préparation des échantillons standards ayant les mêmes caractéristiques et conditions que les échantillons à analyser qui donnent un meilleur rendement de comptage.

II.5.2.1.Principe

Lorsqu'un noyau se désintègre, il est généralement suivi d'émission des photons d'énergie E_γ qui cède tout ou une partie de son énergie à un ou des électrons du détecteur par effet photoélectrique, diffusion Compton, production des paires e^+ , e^- . Les photons via les électrons vont créer des paires électrons trous dans le détecteur. La quantité d'électrons libérée est proportionnelle à l'énergie perdue par le rayonnement gamma dans le détecteur. Ces porteurs de charges sont collectés grâce à une différence de potentiel de quelques milliers de volts appliquée au semi-conducteur et constitue une impulsion électrique (Traore, 2013).

La mesure par spectrométrie gamma donne naissance à un spectre qui s'effectue en deux étapes: une étape d'acquisition et une étape d'exploitation de ce dernier qui se fait a posteriori, une fois le spectre est acquis afin de qualifier et quantifier les radionucléides présents dans l'échantillon analysé.

Un spectre est un ensemble de pics qui ont comme origine les différents processus d'interaction photon-matière (photo-électrique, Compton et création des paires). C'est l'histogramme du nombre de photons détectés en fonction de leurs énergies.

II.5.2.2. L'électronique d'acquisition

L'ensemble de détection permet de mesurer un signal issu de l'interaction des rayonnements ionisants avec le cristal de germanium, de l'amplifier et de le mettre en forme en vue d'une analyse antérieure. Il consiste à classer en fonction de leur énergie les photons qui interagissent avec le milieu détecteur. La chaîne de mesure en aval de détecteur comporte généralement quatre étages, alimentés en basse tension continue (± 6 , ± 12 , $\pm 24V$) et associés tel que montre la figure 15.

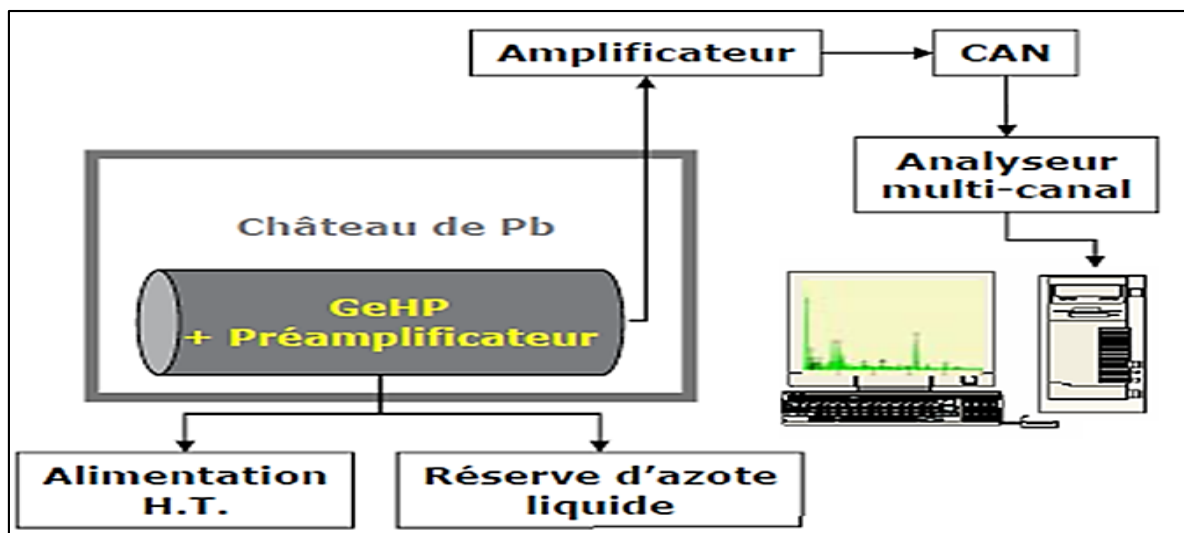


Figure 15 : Constituants de la chaîne de spectrométrie gamma (Nourreddine, 2014).

II.5.2.3. Système de refroidissement

Le refroidissement à température cryogénique est indispensable pour éviter la présence de tout signal provenant des effets thermiques. Les détecteurs de type GeHP doivent être refroidis de manière à réduire l'agitation thermique des porteurs de charges. Dans le cas contraire, le courant de fuite induit un bruit qui influence la résolution en énergie du détecteur. Tout détecteur GeHP nécessite un apport d'azote liquide pour le maintenir à une température très basse. L'azote liquide est stocké dans un Dewar à une température de 77 K (-196°C) (Annexe 6, figure 1).

II.5.2.4. L'alimentation haute (HT) tension

Elle permet la polarisation en inverse de semi-conducteur (augmentation de la zone de déplétion) (Dziri, 2013, Le Petit et Granier, 2002).

II.5.2.5. Détecteur

Les détecteurs de rayonnements gamma qui ont la meilleure résolution en énergie pour effectuer les mesures spectroscopiques les plus précises sont des semi-conducteurs au germanium. Ils fonctionnent à basse température (77 K), ce qui assure une insensibilité aux variations de haute tension et de température intérieure et présentent une excellente résolution en énergie (environ 2 KeV à 1332 KeV).

Les détecteurs à semi-conducteur sont basés sur l'ionisation des atomes du milieu détecteur. Le dépôt d'énergie des rayonnements gamma suite à leur interaction se traduit par la création de porteurs de charges (paires électron-trou) au sein du réseau cristallin. Ces charges sont ensuite mobilisées grâce à un champ électrique, produit par une alimentation haute tension continue de l'ordre de quelques milliers de volts, conduisant à la génération d'un courant (Dziri, 2013, Leconte, 2006).

Le détecteur de la chaîne utilisée est de type germanium hyper pur Ge(HP), de type coaxiale p (la densité des trous qui est augmentée), et qui est recommandé pour des mesures à moyenne et haute énergie. Ce détecteur a une efficacité relative de 30% déterminée au 2^{ème} pic de ⁶⁰Co (de 1.8KeV au pic 1.33MeV de ⁶⁰Co).

II.5.2.6. Préamplificateur

Au moyen d'une haute tension délivrée au détecteur, une quantité de charges électriques proportionnelle à l'énergie déposée par le photon dans le cristal est recueillie. Les porteurs de charge sont collectés en utilisant un préamplificateur de charge dont les fonctions sont la conversion de la charge en tension électrique et une première amplification. Il joue également le rôle d'adaptateur d'impédance entre la sortie du détecteur et l'entrée de l'étage suivant (Gasser, 2014).

Le préamplificateur est en général placé dans le même capot que le cristal. Ce qui permet de refroidir les composants électroniques sensibles à la température et en même temps diminuer le bruit thermique.

II.5.2.7. Amplificateur

L'amplificateur exploite ensuite les impulsions sortant du préamplificateur. Il adapte tout d'abord l'amplitude du signal incident à une gamme de tension exploitable par l'étage suivant. Il réalise ensuite une mise en forme gaussienne, en filtrant une partie des parasites de haute fréquence. L'amplification est toujours réalisée le plus tôt possible afin de limiter le bruit généré par le module de mise en forme (Leconte, 2006).

II.5.2.8. Codeur analogique numérique ADC (*Analog to Digital Converter*)

Est utilisé pour permettre à l'étage suivant de traiter des signaux logiques plutôt qu'analogiques. Le convertisseur analogique-numérique (ADC) assure la conversion des impulsions en un signal numérique qui constituera une adresse à laquelle l'électronique d'acquisition associe un canal de l'analyseur (Dziri, 2013).

II.5.2.9. Analyseur multicanaux MCA (*Multi Channel Analyser*)

Permet enfin de trier les impulsions en fonction de leur amplitude. Il est doté de mémoires permettant de stocker ces données dans des canaux correspondant à des intervalles de tension et de les transmettre en ligne vers un ordinateur. Les enregistrements ainsi obtenus sont des histogrammes qu'on appelle « spectres différentiels de hauteur d'impulsion » (Leconte, 2006).

L'histogramme obtenu en temps réel, dont lequel l'énergie déposée dans le cristal est reliée au numéro de canal (plus l'énergie est élevée, plus le numéro de canal est grand)

et le nombre de coups dans un canal donné est proportionnel au nombre de photons ayant déposé la même énergie dans le cristal (Courtine, 2007).

Le MCA de la chaîne utilisée requiert un codage de 4096 canaux pour couvrir une gamme d'énergie de 0 à 2MeV.

II.5.2.10. Système d'acquisition

Un PC d'acquisition, associé à un analyseur, en visualisant en temps réel la sortie de MCA, enregistre l'énergie de l'évènement en incrémentant le canal correspondant.

Le logiciel utilisé est le Génie 2000 commercialisé par la société Canberra.

Il est utilisé pour la collecte, le traitement et l'analyse du signal. Il permet d'avoir un spectre avec le numéro de canal en abscisse et le nombre de coups dans le canal correspondant. Ce spectre correspond à un histogramme représentant le nombre de photons mesurés en fonction de leur énergie.

Les fonctions principales de logiciel Génie 2000 sont :

- La gestion des acquisitions ;
- La mesure des paramètres de la chaîne de spectrométrie (résolution, énergie, rendement) ;
- La localisation des pics d'absorption totale ;
- Le calcul de l'abscisse et la surface de chaque pic ;

II.5.3. Analyse

Grâce au logiciel d'acquisition 'Génie 2000', nous pouvons visualiser en temps réel le spectre de raies émis dans l'échantillon. L'exploitation de ce spectre en terme quantitatif et qualitatif ne peut se faire qu'en ayant pris le soin de faire un étalonnage en énergie et en efficacité.

II.5.3.1. Etalonnage et Résolution en énergie

L'étalonnage en énergie d'un spectromètre γ nécessite un certain nombre de sources radioactives émettrices de rayonnement γ . Les spectres obtenus correspondent aux raies des énergies de ces sources. Les raies d'absorption totale sont classées par leurs amplitudes. Chaque canal est associé à une énergie. Les canaux et l'énergie sont liés par une relation polynomiale comme le montre l'équation :

$$E(\text{KeV}) = A_0 + A_1C + A_2C^2 + A_3C^3 + \dots \quad (13)$$

Où A_0 , A_1 , A_2 et A_3 sont les coefficients à déterminer et C le canal de l'AMC. (Dziri, 2013)

La résolution en énergie est un paramètre très important en spectrométrie γ , elle détermine la capacité d'un détecteur à séparer les raies. Elle tient compte de la largeur à mi-hauteur

du pic (FWHM = Full Width at Half Maximum) (Voir Figure 16). Dans le cas idéal, la forme du pic est gaussienne et la résolution est liée à l'écart-type σ_E de la distribution (Gasser, 2014).

$$\delta E = \sqrt{8 \ln 2} \sigma_E \approx 2.35 \sigma_E \quad (14)$$

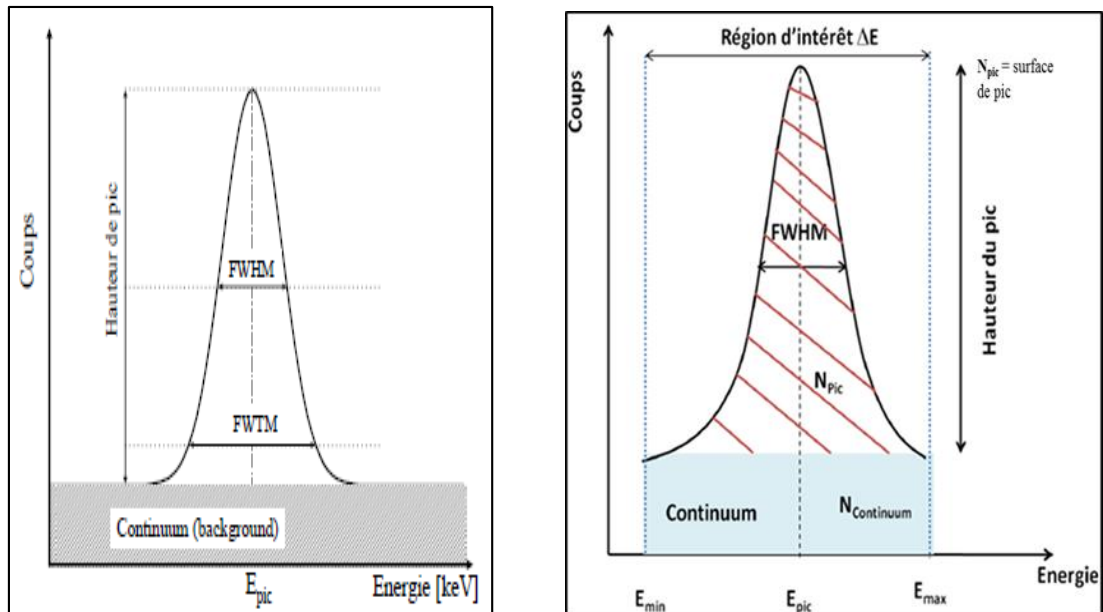


Figure 16 : a) définition de la résolution, b) la surface pour un pic parfaitement gaussien (Source : Pirard, 2006 et Traore, 2013).

Donc, la surface des pics est alors proportionnelle à l'activité. De manière à évaluer l'activité de l'échantillon, il faut pouvoir, pour chacun des pics localiser le centre du pic ainsi que les limites de celui-ci ; la surface du pic sera calculée entre ces limites (Voir Figure 16). Cette opération ne peut être possible que si l'étalonnage en énergie et en résolution a été fait (Courtine, 2007).

L'étalonnage en énergie et l'étalonnage en résolution se font en une seule étape mais il existe plusieurs méthodes pour le réaliser. Le logiciel Génie 2000 propose à l'opérateur plusieurs méthodes d'étalonnages en énergie, notamment, par fichier certificat, par bibliothèque, par fichier d'étalonnage, par entrées (Canberra, 2010).

II.5.3.2. Le Bruit de fond

C'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 un outil pour améliorer la justesse des résultats de mesure de l'activité, notamment dans le cas de traces.

Les composantes du bruit de fond ont essentiellement pour origine le rayonnement cosmique et la radioactivité primordiale qui est présente dans les matériaux constituant le spectromètre ou dans son environnement immédiat (Le Petit et Granier, 2002).

Afin de réduire le bruit de fond provoqué par leur présence, on utilise un type de blindage passif par un château de plomb de 10cm d'épaisseur, recouvert à l'intérieur avec une plaque de cuivre de 2mm d'épaisseur pour atténuer les raies X de fluorescence du plomb.

Pour optimiser davantage nos analyses, un blanc d'analyse a été effectué avec un conteneur vide dans les mêmes conditions de mesure et durant le même temps de comptage. Les composantes de ce dernier sont soustraites de celles des spectres des différents échantillons après ses quantifications.

II.5.3.3. Etalonnage en efficacité

L'efficacité de détection est déterminante dans l'analyse quantitative d'un échantillon. Elle nécessite au préalable un étalonnage en énergie.

L'étalonnage en efficacité définit le rendement du détecteur en fonction de l'énergie ; c'est le rapport du nombre de gammas détectés au nombre de même espèce émis par un étalon dans le même laps de temps (Traore, 2013).

Elle permet de passer des valeurs mesurées du comptage à l'activité de l'échantillon. Elle est généralement calculée à partir d'une source standard, tout en se plaçant dans les mêmes conditions de mesures que celles de l'échantillon à mesurer (volume, densité, hauteur).

La précision des résultats de mesure de l'activité du radioélément présent dans l'échantillon est essentiellement basée sur la méthodologie suivie lors de la calibration en efficacité qui nécessite des moyens et du temps.

La grande diversité des échantillons de l'environnement pose un sérieux problème vue ses grandes diversités de forme, composition et densité. De ce fait, il faut disposer de plusieurs standards de différentes compositions et géométries, ce qui nécessite plus de moyens.

L'efficacité de la chaîne dépend de nombreux facteurs comme le type et l'énergie du rayonnement incident, la géométrie du cristal (volume), les dimensions du détecteur, la distance source-détecteur, la nature et la géométrie du conteneur utilisé, la qualité de blindage, la densité et le numéro atomique du matériau utilisé, les éventuelles zones mortes

dues aux propriétés de transport des porteurs et au mécanisme d'induction de signal. Le cristal de détection était principalement de forme cylindrique, l'efficacité de détection varie en fonction de l'angle d'incidence des photons et l'axe de révolution du cylindre (Panza, 2012).

Afin d'étalonner un spectromètre gamma, il existe deux grandes familles d'étalons. La première regroupe les radionucléides caractérisés par un schéma de désintégration relativement simple et l'émission d'un nombre limité des raies gamma intenses, comme ^{22}Na , ^{60}Co , ^{57}Co

L'autre grande famille rassemble les références multiphotoniques, c'est-à-dire les radionucléides qui émettent un grand nombre de raies γ , bien réparties en énergie. Leur schéma de désintégration est souvent complexe, mais cette difficulté apparente ne limite pas leur utilisation. Le radionucléide le plus répandu et le plus utilisé est l'euporium 152 (^{152}Eu) qui permet un étalonnage à partir de 120KeV jusqu'à 1400KeV grâce aux différentes raies γ intenses (Le Petit et Granier, 2002).

II.5.3.4. Préparation du standard

Plusieurs standards de différentes géométries et masses ont été préparés et utilisés par l'équipe du laboratoire de l'environnement du CRNA. Mais vue le temps de comptage que cela nécessite et le changement des conditions et en raison de la variation de la gamme d'énergie des radioéléments d'intérêt émetteurs gamma allant de 30KeV à 2000KeV et la masse des échantillons analysés, nous avons procédé à la préparation de deux nouveaux standards dans la même géométrie que les échantillons analysés, en utilisant deux étalons radioactifs, à savoir l'Euporium -152 et le Baryum-133. Cependant, avec la persistance du problème des faibles énergies, nous avons procédé à la préparation d'un troisième standard en utilisant un étalon radioactif multi-gamma (l'américium 241, le césium137, et le cobalt 60).

Les énergies des émetteurs gamma prises du certificat d'étalonnage de l' ^{152}Eu , le ^{133}Ba , et le multi-gamma (^{241}Am , ^{137}Cs , ^{60}Co) sont récapitulées dans le tableau suivant :

Tableau 3 : Energies des émetteurs gamma avec leur probabilité d'émission pour l' ^{152}Eu , ^{133}Ba et le multi-gamma (CEA, 1993 ; CEA, 1995 ; CEA, 1996).

Energie (KeV)	Probabilité d'émission (%)	Energie (KeV)	Probabilité d'émission (%)
^{152}Eu		80.99 ± 0.00	34.1 ± 00.5
121.78 ± 0.00	28.40 ± 0.15	276.39 ± 0.00	7.17 ± 0.04
244.69 ± 0.00	7.54 ± 0.05	302.85 ± 0.00	18.32 ± 0.07
344.28 ± 0.00	26.52 ± 00.18	356.01 ± 0.00	6.20 ± 00.3
411.11 ± 0.00	02.24 ± 00.01	383.85 ± 0.00	8.93 ± 0.06
443.98 ± 0.00	03.10 ± 00.2	^{241}Am	
778.90 ± 0.00	12.94 ± 0.07	59.53 ± 0.00	35.9 ± 00.4
964.13 ± 0.00	14.60 ± 0.08	^{137}Cs	
1085.91 ± 0.01	10.09 ± 0.04	661.66 ± 0.00	85.2 ± 00.2
1112.95 ± 0.01	13.56 ± 0.06	^{60}Co	
1408.01 ± 0.01	20.80 ± 0.12	1173.24 ± 0.00	99.89 ± 00.02
^{133}Ba		1332.50 ± 0.00	99.98 ± 00.00

Chaque échantillon standard préparé à base d'un sédiment marin propre a été contaminé séparément par l' ^{152}Eu , le ^{133}Ba , et le multi-gamma (^{241}Am , ^{137}Cs , ^{60}Co) d'une façon homogène, par couche de 25g jusqu'à 100g. L'activité totale injectée de l' ^{152}Eu est 1047Bq, 1480Bq de ^{133}Ba et 399Bq de multi-gamma à la date de fabrication des trois sources (15/11/1995), (15/04/1996) et (09/06/1993) respectivement.

Après la contamination de chaque couche, les trois échantillons standards ont été comptés séparément afin d'établir des courbes d'efficacité d' ^{152}Eu , d' ^{133}Ba et de multi-gamma pour chaque masse (25g, 50g, 75g, et 100g).

A l'aide du logiciel Génie 200, nous avons tracé pour chaque masse, une seule courbe d'efficacité en fonction d'énergie qui couvre toute la gamme d'énergie après le jumelage des trois courbes des trois standards. Ensuite, et pour chaque masse, les valeurs des efficacités des radionucléides d'intérêt sont calculées à partir des équations ci-dessous.

Equations pour la masse de 25gBasses énergies ($0 \leq E \leq 200\text{KeV}$) ;

$$\ln(Eff) = -4.023e^{+001} + 1.585e^{+001} * \ln(E) - 1.669e^{+000} * \ln(E)^2$$

Fortes énergies ($E > 200\text{KeV}$) ;

$$\ln(eff) = -2.808e^{+001} + 1.351e^{+001} * \ln(E) - 2.295e^{+000} * \ln(E)^2 + 1.222e^{-001} * \ln(E)^3$$

Equation pour la masse 50gBasses énergies ($0 \leq E \leq 200\text{KeV}$) ;

$$\ln(Eff) = -5.985e^{+001} + 2.457e^{+001} * \ln(E) - 2.646e^{+000} * \ln(E)^2$$

Fortes énergies ($E > 200\text{KeV}$) ;

$$\ln(eff) = -3.050e^{+001} + 1.437e^{+001} * \ln(E) - 2.397e^{+000} * \ln(E)^2 + 1.255e^{-001} * \ln(E)^3$$

Equation pour la masse 75gBasses énergies ($0 \leq E \leq 200\text{KeV}$) ;

$$\ln(Eff) = -6.455e^{+001} + 2.648e^{+001} * \ln(E) - 2.842e^{+000} * \ln(E)^2$$

Fortes énergies ($E > 200\text{KeV}$) ;

$$\ln(eff) = -4.041e^{+001} + 1.949e^{+001} * \ln(E) - 3.271e^{+000} * \ln(E)^2 + 1.745e^{-001} * \ln(E)^3$$

Equation pour la masse 100gBasses énergies ($0 \leq E \leq 200\text{KeV}$) ;

$$\ln(Eff) = -6.622e^{+001} + 2.716e^{+001} * \ln(E) - 2.916e^{+000} * \ln(E)^2$$

Fortes énergies ($E > 200\text{KeV}$) ;

$$\ln(eff) = -4.253e^{+001} + 2.055e^{+001} * \ln(E) - 3.453e^{+000} * \ln(E)^2 + 1.848e^{-001} * \ln(E)^3$$

La figure 17 récapitule les courbes d'efficacité en fonction de l'énergie pour chaque masse (25, 50, 75, 100g).

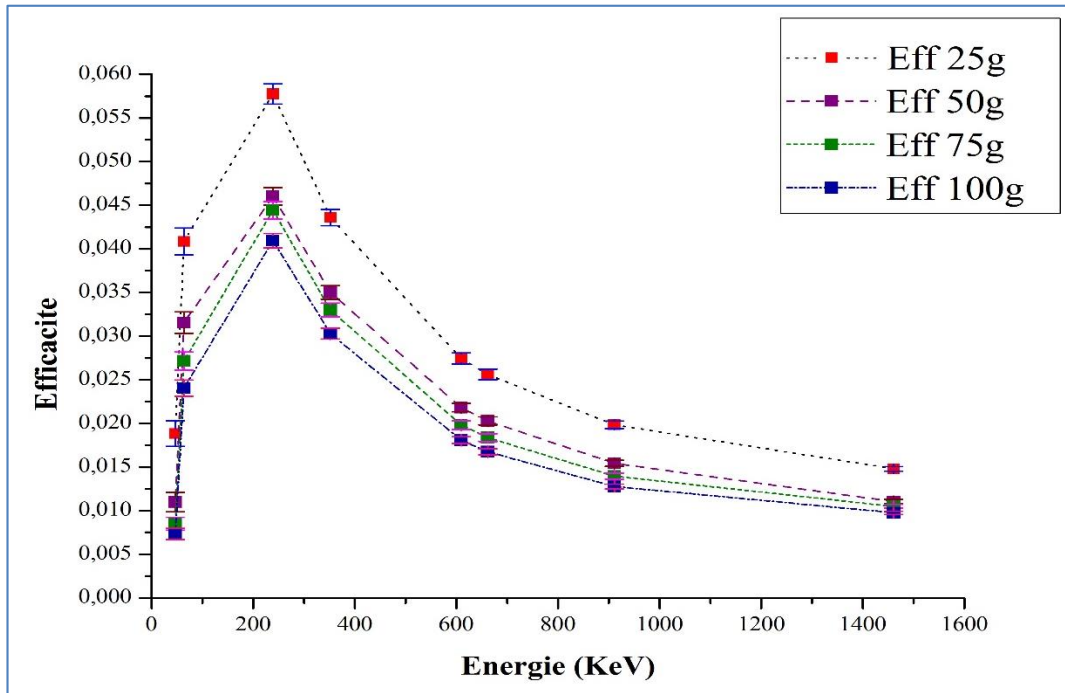


Figure 17 : Courbe d'efficacité en fonction de l'énergie pour les différentes masses (25, 50, 75 et 100g).

A cause de la variation de la masse des échantillons analysés (ayant des masses intermédiaires entre 25, 50, 75, et 100g), nous avons établi la relation entre l'efficacité et la masse de l'échantillon (g) pour chaque radioélément d'intérêt, par une équation de puissance. La forme d'équation la plus représentative a été choisie tenant compte de la meilleure valeur du R^2 obtenue.

Les équations qui ont permis d'établir la relation entre l'efficacité (ϵ) et la masse de l'échantillon (m) pour chaque radioélément sont données ci-dessous :

^{210}Pb : Eff = $0.1686m^{-0.688}$	$R^2=0.99$	^{238}U : Eff = $0.139m^{-0.38}$	$R^2=0.99$
^{212}Pb : Eff = $0.1229m^{-0.24}$	$R^2=0.96$	^{214}Pb : Eff = $0.0983m^{-0.256}$	$R^2=0.98$
^{214}Bi : Eff = $Y=0.071m^{-0.297}$	$R^2=0.99$	^{137}Cs : Eff = $0.0674m^{-0.303}$	$R^2=0.99$
^{228}Ac : Eff = $0.0543m^{-0.316}$	$R^2=0.99$	^{40}K : Eff = $0.0374x^{-0.296}$	$R^2=0.95$

Dans le but de tester notre courbe d'efficacité, nous avons utilisé deux échantillons de référence certifiés AIEA 326 et AIEA 327. Ces échantillons ont été obtenus dans le cadre

d'exercice d'inter-calibration entre laboratoires organisé par AIEA dont le laboratoire d'environnement du CRNA a été membre. Ces derniers contenant des radionucléides naturels et artificiels émetteurs gamma dont l'activité spécifique est donnée et certifiée par AIEA.

Ces deux échantillons ont été mis et comptés dans les mêmes conditions que nos échantillons et subit les mêmes étapes afin de calculer leurs activité. Le tableau 4 récapitule les activités de références AIEA et celles mesurées avec notre chaîne de spectrométrie gamma.

D'après l'analyse du tableau cité ci-dessous, on remarque que l'écart entre les activités de référence et celles mesurées est faible ce qui rend notre courbe d'efficacité acceptable pour déterminer les faibles activités et la difficulté des faibles énergies est plus ou moins maîtrisée. De ce fait, la démarche et la méthode de la préparation du standard est convenable.

Tableau 4 : activités de références et mesurées par spectrométrie gamma des échantillons AIEA326, 327.

		Masse (50g)							
		AIEA326				AIEA327			
Radionucléides	Energie (KeV)	Activité de référence (Bq/Kg)	ΔA (%)	Activité mesurée (Bq/Kg)	ΔA (%)	Activité de référence (Bq/Kg)	ΔA (%)	Activité mesurée (Bq/Kg)	ΔA (%)
²¹⁰ Pb	46.6	1,36	19,80	1,57	18,79	1,49	20,5	1,99	12,24
²³⁸ U	63.4	1,46	11,50	1,54	12,31	1,63	12	1,27	14,98
²¹² Pb	238.6	1,96	9,90	1,92	3,50	1,93	8,8	1,95	3,08
²¹⁴ Pb	351.9	1,46	11,50	1,42	5,92	1,63	12	1,51	4,93
²¹⁴ Bi	609.3	1,46	11,50	1,13	6,54	1,63	12	1,37	4,78
¹³⁷ Cs	661.6	4,20	13,50	5,09	0,48	0,75	7,2	0,77	5,19
²²⁸ Ac	911.1	1,96	9,90	2,39	4,26	1,93	8,8	2,21	4,12
⁴⁰ K	1460.8	28,98	9,67	29,56	0,12	31,06	8,65	31,39	0,11
		Masse (100g)							
		AIEA326				AIEA327			
Radionucléides	Energie (KeV)	Activité de référence (Bq/Kg)	ΔA (%)	Activité mesurée (Bq/Kg)	ΔA (%)	Activité de référence (Bq/Kg)	ΔA (%)	Activité mesurée (Bq/Kg)	ΔA (%)
²¹⁰ Pb	46.6	2,73	19,80	3,05	8,28	3,00	20,5	1,21	24,23
²³⁸ U	63.4	2,94	11,50	2,87	6,83	3,28	12,0	1,88	10,67
²¹² Pb	238.6	3,94	9,90	3,60	1,57	3,87	8,80	3,57	1,40
²¹⁴ Pb	351.9	2,94	11,50	2,67	2,63	3,28	12	2,72	2,26
²¹⁴ Bi	609.3	2,94	11,50	2,38	2,55	3,28	12	2,64	2,06
¹³⁷ Cs	661.6	8,41	13,50	10,48	0,22	1,52	7,2	1,62	2,17
²²⁸ Ac	911.1	3,94	9,90	4,70	1,79	3,87	8,8	4,09	1,87
⁴⁰ K	1460.8	57,97	9,67	55,04	0,06	62,13	8,65	58,53	0,05

II.5.3.5. Exploitation de spectre et calcul d'activité

Après les précautions à la mise en fonctionnement (mise en froid, polarisation), réglage de la chaîne de mesure, préparation et conditionnement de l'échantillon dans une géométrie identique à celle du standard, l'acquisition démarre pour une durée de 48h afin d'obtenir des bonnes statistiques, en plaçant l'échantillon le plus près du cristal de GeHP pour augmenter l'angle solide de détection en maximisant le rendement de détection. A l'aide de « Génie 2000 » et après 172800s de temps de comptage moyen, on obtient un spectre des raies émis dans l'échantillon (Voir Figure 18).

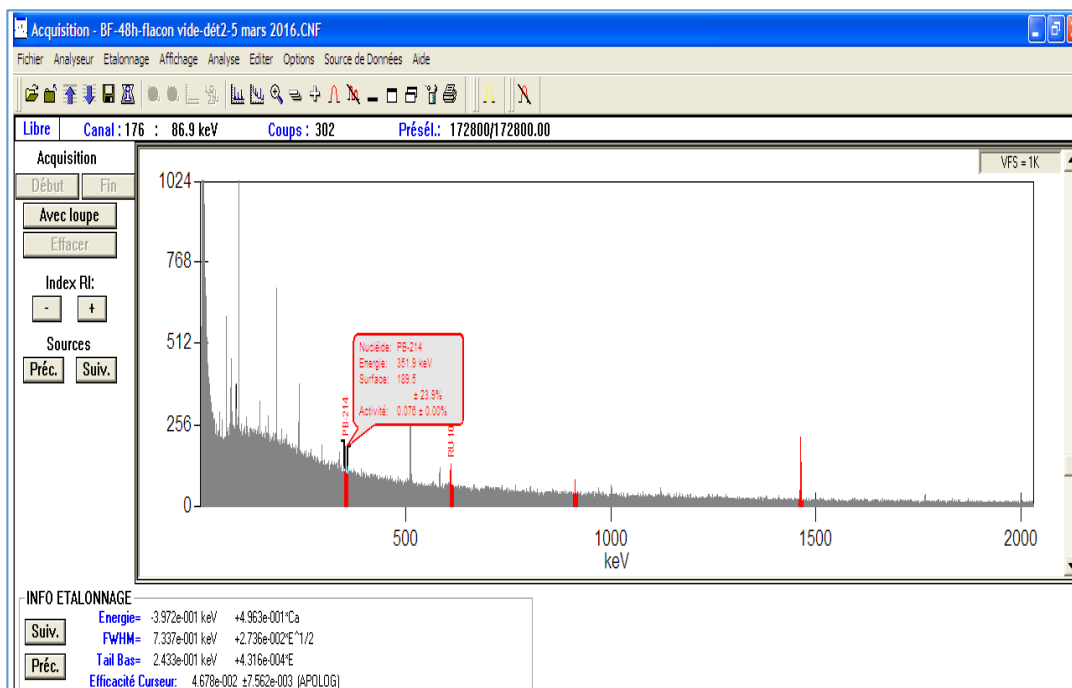


Figure 18 : Spectre de raies émis par un échantillon de sédiment.

Le spectre est caractérisé par un fond continu (bruit de fond) décroissant avec l'énergie et par la présence de plusieurs pics. Chaque pic correspond à une énergie de rayonnement gamma issu de la désexcitation des noyaux instables ou atome radioactif présent dans l'échantillon.

– Par la position des pics (ou énergie des photons), on entreprend l'analyse qualitative du spectre : détermination des radioéléments présents dans l'échantillon analysé. Par la correspondance entre l'énergie des pics du spectre et les radionucléides potentiellement présents à partir d'une bibliothèque qui référence toutes les raies γ connues.

– Par la surface des pics (ou nombre d'impulsions), on entreprend l'analyse quantitative du spectre : détermination de l'activité de chaque radioélément présent dans l'échantillon en becquerels ramenée à la masse de l'échantillon (Bq/ kg).

II.5.3.6. Calcul d'activité et incertitude

L'activité spécifique des radionucléides d'intérêt est déterminée par l'équation suivante :

$$A = \frac{N_{net} (N_{réel} - N_{BF})}{\varepsilon * t * I * m * K} \quad (15)$$

N_{net} : comptage net de l'échantillon en coups (cps) ;

$N_{réel}$: comptage réel de l'échantillon en coups (cps) ;

N_{BF} : comptage de bruit de fond en coups (cps) ;

ε : est l'efficacité de détection ;

I : est la probabilité d'émission de la raie gamma ;

t : est le temps de comptage en seconde (s) ;

m : est la masse de l'échantillons analysé en kilogramme (Kg) ;

K : représente les différentes termes correctives ;

$$K = K_w * K_c \quad (16)$$

K_w est le facteur de correction du temps de décroissance du radioélément entre l'instant où l'échantillon a été prélevé et le début d'acquisition, il se calcule par l'équation suivante :

$$K_w = e^{-\frac{\ln(2) * t_w}{T_{1/2}}} \quad (17)$$

t_w est le temps de décroissance du radioélément entre l'instant où l'échantillon a été prélevé et le début de l'acquisition.

K_c est le facteur de correction du temps de décroissance de l'échantillon durant l'acquisition, il se calcule par l'équation suivante :

$$K_c = \frac{T_{1/2}}{\ln(2) * t_c} * \left(1 - e^{-\frac{\ln(2) * t_c}{T_{1/2}}} \right) \quad (18)$$

t_c : est temps réel de l'acquisition ;

$T_{1/2}$: est le temps de demi-vie du radioélément.

L'incertitude sur l'activité est calculée par la loi de la propagation des erreurs sur l'équation :

$$\frac{\sigma A}{A} = \sqrt{\frac{\sigma N_{net}}{N_{net}} + \frac{\sigma \varepsilon}{\varepsilon} + \frac{\sigma t}{t} + \frac{\sigma I}{I} + \frac{\sigma m}{m} + \frac{\sigma K}{K}} \quad (19)$$

Avec,

σN_{net} est l'incertitude absolue sur le comptage net de l'échantillon, il est calculé comme suit ;

$$\sigma N_{net} = \sqrt{(\sigma N_{r\acute{e}el})^2 + (\sigma N_{BF})^2} \quad (20)$$

σ_{ϵ} est l'incertitude absolue sur l'efficacité,

σ_t est l'incertitude absolue sur le temps de comptage,

σ_m est l'incertitude absolue sur la masse de l'échantillon,

σ_K est l'incertitude des facteurs correctifs,

$$\frac{\sigma_K}{K} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_{K_W}}{K_W}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{K_C}}{K_C}\right)^2} \quad (21)$$

$$\sigma_{K_C} = \left(\frac{1+K_C}{T_{1/2}}\right) \sigma_{T_{1/2}} \quad (22)$$

$$\sigma_{K_W} = \frac{K_W * \ln(2) * t_W}{(T_{1/2})^2} * \sigma_{T_{1/2}} \quad (23)$$

Avec, $\sigma_{T_{1/2}}$ l'incertitude absolue de temps de demi-vie du radioélément.

II.5.3.7. Seuil de décision et limite de détection

Les notions de « seuil de décision » et de « limite de détection » utilisées ont pour but de répondre à deux questions :

Seuil de décision (SD) ; est-ce-que le comptage net est significatif ?

Limite de détection (LD) ; quel est le comptage minimum que je peux détecter avec un certain degré de confiance ?

Vue le caractère aléatoire du processus de désintégration radioactif, et lors de la mesure de l'activité d'un échantillon de très faible activité ; un résultat de mesure est très peu différent du bruit de fond ne donne pas l'assurance de la présence d'un radionucléide ; ou un résultat de mesure très faible à ce même bruit de fond d'une manière générale ne garantit pas l'absence de ce radionucléide. La question qui se pose est de déterminer la valeur minimale de la grandeur mesurée qui peut être détectée.

Le seuil de décision (SD) est utilisé en tant que critère de détection :

- Si la grandeur observée est inférieure à SD, il n'y a pas eu détection de la grandeur recherchée,
- Si la grandeur observée est supérieure à SD, il y a eu détection de la grandeur recherchée.

La limite de détection (LD) correspond à la plus forte valeur que pourrait avoir la grandeur vraie recherchée, lorsque le critère de décision a déclaré le non détection avec une probabilité donnée.

La figure 19 explique ces définitions de façon schématisée.

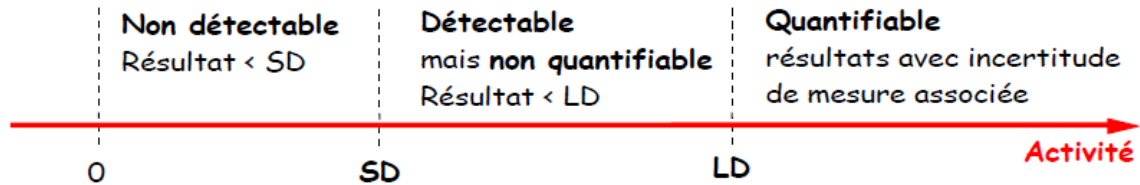


Figure 19 : Schéma simplifié du seuil de décision (SD) et limite de détection (LD).

SD et LD sont calculés en prenant en compte la valeur du bruit de fond BF comme suit :

$$SD = 1.645 * \sqrt{2BF} \quad (24)$$

$$LD = 2.71 + 3.29\sqrt{2BF} \quad (25)$$

Dans le cas d'un radionucléide émetteur multi-gamma, sa limite de détection est égale à la plus faible valeur des limites de détection calculées sur ses différentes raies γ (Gasser, 2014, Martin Burtart, 2012, Panza, 2012, et Le Petit et Granier, 2002).

II.5.3.8. Activité minimale détectable (Minimum Detectable Activity MDA)

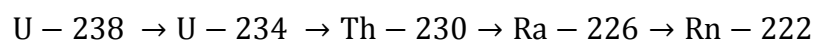
Dans la spectrométrie gamma, cette limite de détection est décrite comme l'activité minimale détectable. C'est l'activité au-dessous de laquelle un radioélément ne peut être détecté, elle est calculée avec l'équation suivante :

$$MDA = \frac{LD}{\epsilon * I * t * m} \quad (26)$$

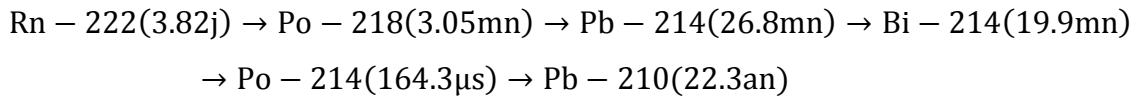
Avec, **MDA** est l'activité minimale détectable en (Bq/Kg), **LD** est la limite de détection, ϵ est l'efficacité de détection, I est la probabilité d'émission, t est le temps de comptage en (s), et m est la masse en (g).

II.5.4. L'outil chronologique de Plomb 210

Le Plomb 210 est un isotope radioactif du plomb issu de la chaîne de désintégration de l'uranium 238.



Le ^{222}Rn , ainsi généré, se trouve sous une forme gazeuse inerte. Lorsqu'il est produit à proximité de la surface, le gaz s'échappe dans l'atmosphère où il se transforme rapidement en un radionucléide métallique, le Polonium 218 (^{218}Po) qui se désintègre en quelques minutes en ^{210}Pb .



Les cinq premiers isotopes qui suivent la désintégration alpha du ^{226}Ra ont des périodes courtes. Dans un milieu confiné, leurs activités deviennent rapidement [$\sim 30\text{j} \approx 10$ fois la demie de vie du ^{222}Rn (3.82j)] et sensiblement égales à celle du père ^{222}Rn (équilibre radioactif).

De ce fait, nous avons bien fermé et stocké les boîtes de 100Cc pendant 21 jours pour que le ^{222}Rn ne s'échappe pas et soit en équilibre séculaire avec ses descendants ^{214}Bi et ^{214}Pb .

Donc, l'activité du ^{210}Pb totale est celle mesurée par spectrométrie gamma et l'activité du ^{226}Ra est déduite à partir de la moyenne d'activité du ^{214}Pb et du ^{214}Bi .

Dans le sédiment marin, le ^{210}Pb provient : d'apports de ^{210}Pb atmosphérique qui est appelé *^{210}Pb en excès ou $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$* , et le ^{210}Pb résultant de la décroissance radioactive *in situ* du ^{226}Ra que l'on appelle *^{210}Pb supporté*.

Donc, l'activité du ^{210}Pb total (*A totale*) que l'on mesure dans le sédiment est la somme de l'activité *A en excès*, due au ^{210}Pb qui arrive de la colonne d'eau, et à l'activité du ^{210}Pb produit par la décroissance *in situ* du ^{226}Ra contenu dans le sédiment appelée *A supportée*.

$$\mathbf{A_{totale} = A_{en\ excès} + A_{supportée} \quad (27)}$$

L'étude de l'activité du ^{210}Pb *en excès* permet d'estimer la vitesse et le taux de sédimentation. Pour déterminer cette activité, on mesure l'activité *totale* du ^{210}Pb à laquelle on retranche l'activité du ^{210}Pb de la fraction *supportée* via la détermination de celle du ^{226}Ra , selon la relation suivante : (Miralles, 2004 ; Marion, 2010 ; et Leaute, 2008)

$$\mathbf{^{210}\text{Pb}_{en\ excès} = ^{210}\text{Pb}_{totale} - ^{226}\text{Ra} \quad (28)}$$

a. Modèle de datation par le ^{210}Pb

En exploitant le profil et la distribution du ^{210}Pb dans une carotte sédimentaire, il est possible de donner un âge aux différents niveaux d'une colonne sédimentaire et donc d'estimer le taux de sédimentation.

L'activité totale du ^{210}Pb dans le sédiment est exprimée par l'équation (27).

Selon les bases de la radioactivité, et en termes d'activité (équation 9) à une profondeur donnée et à un temps donné t ;

$$\mathbf{A = A_0 e^{-\lambda t} \quad (9)}$$

Avec, λ (^{210}Pb) = 0.0313 an^{-1} , A_0 est l'activité du père à l'instant initial $t = 0$, et A est l'activité du père à l'instant t .

Le taux de sédimentation massique r_0 ($\text{g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$) est obtenu à partir de l'équation suivante qui fait intervenir le flux du ^{210}Pb qui arrive au sédiment à travers la colonne d'eau f_0 ($\text{mBq.cm}^{-2}.\text{a}^{-2}$) et la concentration initiale du ^{210}Pb *en excès*.

$$C_0 = \frac{f_0}{r_0} \quad (29)$$

Avec, f_0 est le flux du ^{210}Pb qui arrive au sédiment en ($\text{mBq.cm}^{-2}.\text{a}^{-2}$), r_0 est le taux de sédimentation massique en ($\text{g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$), et C_0 est la concentration initiale du ^{210}Pb *en excès*.

L'équation de datation repose sur l'expression de l'activité totale $A(t)$ de ^{210}Pb (mBq/g) au temps t ;

$$A(t) = \left\{ \frac{f(t)}{r(t)} \right\} e^{-\lambda t} + A_{\text{supp}}(t) \quad (30)$$

Avec, $A(t)$ est l'activité totale du ^{210}Pb (mBq/g) au temps t , $f(t)$ le flux du ^{210}Pb *en excès* ($\text{mBq.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$), $r(t)$ est le taux de sédimentation massique ($\text{g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$), A_{supp} est l'activité du ^{210}Pb *supportée* et λ la constante de désintégration radioactive du ^{210}Pb .

Plusieurs modèles sont fondés sur la base de ces équations mais le profil du radioélément considéré et sa distribution le long de la carotte sédimentaire dépend de plusieurs paramètres tels que, l'équilibre entre les apports atmosphériques et fluviaux, les activités biologiques et chimiques, la rythmicité de sédimentation et la bioturbation causée par certains organismes enfouissant qui tirent leur nourriture du sédiment en le remobilisant et en modifiant la structure de ce dernier. Ce paramètre (altération des structures sédimentaires) n'est pas forcément présent dans toutes les carottes sédimentaire mais il doit le prendre en compte puisque il constitue un biais dans la datation. Donc, le mélange biologique permet de classer les modèles de datation en deux classes : les modèles non biodiffusifs et les modèles biodiffusifs.

a.1. Modèles non biodiffusifs

L'application de ces modèles se base sur trois conditions essentielles ; à savoir une sédimentation continue, l'absence des phénomènes de remise en suspension à l'interface eau-sédiment, et aucune mobilité post-dépôt du ^{210}Pb ou de redistribution des sédiments.

a.1.1. Le modèle CS (Constant Sedimentation model)

C'est un modèle basique développé par Robbins en 1978. Il considère que les facteurs qui gouvernent l'accumulation de sédiment sont stables. Donc, l'hypothèse principale de ce modèle est que le taux de sédimentation massique r est constant ($r(i) = r$), de ce fait $f(i)$ et $A(i)$ peuvent changer mais doivent être proportionnels.

Si r est constant, l'intégral de l'équation (31) donne l'équation (32),

$$r = \frac{dm}{dt} \quad (31)$$

$$t = \frac{m}{r} \quad (32)$$

Avec, r est le taux de sédimentation massique en ($\text{g}/\text{cm}^2/\text{an}$), et m est la masse sèche surfacique cumulée en (g/cm^2).

Donc, l'équation exprimée pour les sections peut être écrite comme suit :

$$C_i = \frac{f_i}{r} e^{-\lambda m/r} \quad (33)$$

C_i est le taux de sédimentation, f_i est le flux du ^{210}Pb *en excès* ($\text{mBq}/\text{cm}^2/\text{a}$) pour chaque section, $r(t)$ est le taux de sédimentation massique ($\text{g}/\text{cm}^2/\text{a}$), m est la masse sèche surfacique cumulée en (g/cm^2), et λ est le constant de désintégration de ^{210}Pb .

Ce modèle peut seulement être utilisé si les valeurs des flux au sédiment de surface f_i sont connues pendant la période d'intérêt (environ 100 ans) (Miralles, 2004; Marion, 2010; Sanchez-Cabeza . Et Ruiz-Fernandez, 2012).

a.1.2. Modèle CA (Constant Activity Model) ou CIC (Constant Initial Concentration)

L'hypothèse principale de ce modèle est que le taux de sédimentation C_i est constant.

$$K = \frac{f_i}{r_i} \quad (34)$$

Avec, f_i est le flux de ^{210}Pb *en excès* pour chaque section en ($\text{mBq}/\text{cm}^2/\text{a}$), et r_i est le taux de sédimentation massique pour chaque couche en ($\text{g}/\text{cm}^2/\text{an}$).

Cette hypothèse signifie que la concentration initiale du $^{210}\text{Plomb}$ *en excès* dans chaque couche lors de sa formation est constante, avec une valeur définie C_0 :

$$C_i(t = 0) = K \equiv C_0 \quad (35)$$

Avec la même méthode on peut conclure que la concentration initiale de chaque couche (i) est toujours la constante C_0 , donc les équations utilisées pour calculer l'âge de chaque couche sont :

$$C_i = C_0 e^{-\lambda t} \quad (36)$$

$$t = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{C_0}{C_i} \quad (37)$$

Avec, C_0 est l'activité du ^{210}Pb *en excès* en surface (mBq/g), C_i est l'activité du ^{210}Pb dans la couche (i), et λ est le constant de désintégration en (an^{-1}).

Comme le ^{210}Pb se décline durant la formation d'une section i , la concentration moyenne de la section 1 (C_1) ne correspond pas strictement à la valeur de C_0 qui est en fait,

seulement bien définie pour la couche superficielle. Ce problème peut être résolu avec quelques stratégies, qui sont aussi utiles pour l'application des modèles CF et CFCS.

a.1.2.1. Détermination expérimentale de C_0 :

Comme c'est difficile d'obtenir les échantillons représentatifs de sédiment récemment formé (recently formed consolidated sediment), cette technique est rarement utilisée. Cependant, l'utilisation des sédiments piégés (sediment traps) ou la collection prudente de cette couche pourrait être utilisée pour estimer C_0 .

-Détermination de C_0 par extrapolation

La fonction qui relie le logarithme des concentrations et les masses surfaciques ($\ln C_i = f(m_i)$) est linéaire pour les sections superficielles, C_0 peut être obtenu par la courbe de régression linéaire. L'intercepte est $a = \ln C_0$ et $C_0 = e^a$

Indépendamment de la stratégie utilisée, il est recommandé de ne pas utiliser le modèle CA à cause d'autres problèmes : (Sanchez-Cabeza. Et Ruiz-Fernandez, 2012)

-L'hypothèse de CA modèle implique que le flux qui arrive au sédiment de surface et l'accumulation massive sont proportionnel. Cette hypothèse est très restrictive et dans la plupart des cas fausse.

-L'hypothèse du système fermé implique que les couches les plus profondes doivent être vieilles et pour cette raison, le profil de concentration du ^{210}Pb en excès doit diminuer en fonction de la profondeur. Cependant, ce n'est pas le cas dans la plupart des profils, impliquant que les sections les plus profondes avec des concentrations plus hautes seraient plus jeunes, ce qui est une contradiction pour une carotte sédimentaire ordinaire (Sanchez-Cabeza. Et Ruiz-Fernandez, 2012).

a.1.3. Le modèle CF (Constant Flux model) ou CRS (Constant Rate of Supply Model)

L'hypothèse fondamentale de ce modèle est que le flux du ^{210}Pb en excès vers le sédiment est constant :

$$f_i = f(i) = K$$

$$C(i, t = 0) = \frac{f}{r(i)} \quad (38)$$

Avec, f est le flux du ^{210}Pb en excès, $r(i)$ est le taux de sédimentation massique, et $C(0)$ est la concentration initiale du ^{210}Pb en excès.

Dans les différentes couches, les concentrations initiales et les taux d'accumulations massives peuvent changer mais ils doivent être inversement proportionnels. En réalité, dans beaucoup de zones l'augmentation de dépôt sédimentaire (ex : en raison des inondations) n'est pas nécessaire accompagnée par un grand flux de ^{210}Pb en excès à la

surface de sédiment et les concentrations de ^{210}Pb *en excès* sont basses. Bien que ceci soit une situation commune, ceci ne peut pas être le cas quand une source variable de ^{210}Pb *en excès* existe.

Ce modèle se base sur le dépôt cumulé où l'inventaire du ^{210}Pb *en excès* de la carotte sédimentaire (mBq/cm^2) peut être obtenu par intégration :

$$I = A = \int_m^\infty C \, dm \quad (39)$$

$$I = A = \int_m^\infty \frac{f}{r} e^{-\lambda t} \, dm = \int_t^\infty f e^{-\lambda t} \, dt = \frac{f}{\lambda} e^{-\lambda t} \quad (40)$$

Pour $t = 0$, $z = 0$ et $m = 0$, c'est le niveau (0),

$$I = A(0) = \frac{f}{\lambda} \quad (41)$$

$$f = \lambda A(0) \quad (42)$$

Avec, $I=A$ est l'inventaire complet du ^{210}Pb *en excès*, λ est e constant de désintégration, f est le flux du ^{210}Pb *en excès*, et r est le taux de sédimentation massique.

L'âge de la couche peut être calculé comme suit :

$$t(i) = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{A(0)}{A(i)} \quad (43)$$

Avec, $t(i)$ est l'âge de chaque couche, λ est e constant de désintégration du ^{210}Pb , $A(0)$ est l'inventaire complet du ^{210}Pb *en excès*, et $A(i)$ est l'inventaire du ^{210}Pb *en excès* à la couche (i).

De l'équation 38, On tire maintenant l'expression du taux de sédimentation massique r :

$$r(i) = \frac{f}{C(i,t=0)} = \frac{\lambda A(0)}{C(i)e^{\lambda t}} = \frac{\lambda A(0)e^{-\lambda t}}{C(i)} \quad (44)$$

$$r(i) = \frac{\lambda A(i)}{C(i)} \quad (45) \quad \text{pour chaque couche (i).}$$

Avec, $A(i)$ est l'inventaire du ^{210}Pb *en excès* à la couche (i), $C(i)$ l'activité du ^{210}Pb *en excès* à la couche (i), $r(i)$ est le taux de sédimentation massique pour chaque couche, et λ est le constant de désintégration du ^{210}Pb .

a.1.4. Le modèle CFCS (Constant Flux Sedimentation model)

Ce modèle s'appelle «modèle à flux constant-de sédimentation constante» incorpore simultanément l'hypothèse de modèle CF où on considère que le flux de ^{210}Pb *en excès* qui arrive au sédiment est constant ($f_i = f(i) = f$) et l'hypothèse de modèle CS d'un taux de sédimentation massique constant ($r_i = r(i) = r$), en prenant en compte la définition de modèle CA de C_0 (eq35), donc,

$$C_i(t = 0) = \frac{f}{r} = C_0 \quad (46)$$

Mais, cela n'implique pas que les modèles CFCS et CA sont équivalents (dans le modèle CA, le taux de sédimentation massique r peut être variable). Donc, en se basant sur l'équation 33 du modèle CS, on peut écrire C_i comme :

$$C_i = \frac{f}{r} e^{-\lambda m_i/r} = C_0 e^{-\lambda m_i/r} \quad (47)$$

Cela signifie que quand les hypothèses de CFCS sont respectées, une diminution purement exponentielle de C_i avec la profondeur devrait être observée. La résolution de l'équation par une régression linéaire entre le logarithme de la concentration du ^{210}Pb *en excès* et la masse surfacique donne :

$$\ln C_i = \ln C_0 - \frac{\lambda}{r} m_i \quad (48)$$

Avec, C_i est l'activité du ^{210}Pb de chaque couche, C_0 est l'activité initiale du ^{210}Pb *en excès*, f est le flux du ^{210}Pb *en excès*, r est le taux de sédimentation massique, m_i est la masse sèche surfacique cumulée, et λ est le constant de désintégration du ^{210}Pb .

De la régression linéaire de l'équation :

$$y = a + bx, \text{ l'intercepte est } a = \ln C_0 \text{ et la pente } = -\lambda/r, \text{ et } r = -\lambda/b.$$

Ce modèle peut être utilisé quand le profil de $\ln C_i$ en fonction de m_i est linéaire ou lorsqu'il montre deux segments ou plus linéaires. On peut dériver le taux de sédimentation massique r pour chaque couche et C_0 de la couche supérieure. Cependant, ceci devrait être fait avec précaution, ceci qui implique un changement de flux qui arrive à la surface du sédiment et/ou changement de C_0 (Sanchez-Cabeza. Et Ruiz-Fernandez, 2012).

II-6-Analyse des éléments traces métalliques

Les analyses des éléments traces métalliques dans le sédiment ont été réalisées au niveau du laboratoire ‘‘Ecosystèmes Marins et Littoraux’’ de l’ENSSMAL

Afin d’analyser les ETM contenus dans les particules sédimentaires, on doit d’abord les extraire de la matrice et les remettre en solution : c’est la minéralisation ; cette technique a pour principe de base l’attaque et la destruction de la matrice sédimentaire organique et inorganique où sont piégés les éléments métalliques à doser.

Les méthodes d’extractions des ETM sont multiples ; totales ou partielles en se basant sur les affinités des métaux recherchés aux réactifs utilisés. Elles peuvent être réalisées par digestion humide ou par calcination sèche ; ces deux techniques peuvent être utilisées seules ou en combinaison.

La digestion humide choisie fait appel à l’utilisation de deux acides forts (acide nitrique et acide chlorhydrique) à chaud et sous pressions, qui donne un rendement de récupération maximal de métaux traces du fait de l’attaque efficace du sédiment par ces acides (essentielle pour la destruction de la silice présente dans le sédiment) (Pinta, 1979).

II.6.1. Protocol expérimental

Le protocole choisit est celui décrit par l’AIEA, (2001). Cependant, certaines étapes sont modifiées en fonction des réactifs et du matériel disponible au laboratoire.

II.6.1.1. Minéralisation à blanc

Dans le but de nettoyer les godets avant leur utilisation et d’optimiser d’avantage nos analyses on procède à une minéralisation à blanc. Dans chaque godet à téflon, mettre 4 ml d’acide nitrique concentré 69%, et le fermer hermétiquement. Laisser digérer pendant toute la nuit. Ensuite réchauffer sur une plaque chauffante à 120 °C pendant 2h30min. Puis laisser refroidir les godets avant d’ouvrir doucement la soupape de sécurité, afin de les ouvrir, les rincer à l’eau bidistillée et les sécher à l’étuve.

II.6.1.2. Minéralisation des échantillons

Elle se réalise sous hotte aspirante et dans un godet à téflon ;

- Peser 0.5g de sédiment lyophilisé, puis ajouter 6 ml d’eau régale (1 volume d’acide nitrique HNO₃ à 69 % /3 volumes d’acide chlorhydrique HCl à 37%) et fermer hermétiquement.

- Laisser les échantillons une nuit à température ambiante pour éviter le début des réactions très brusques, ensuite mettre sur une plaque chauffante à 120°C pendant 2h30min.
- Laisser les échantillons refroidir avant d'ouvrir doucement la soupape de sécurité, et les godets et transférer les minéralisats dans des tubes coniques en polypropylène de 50 ml.
- Rincer les godets au moins 3 fois avec l'eau bidistillée en récupérant les rinçages dans des tubes en polypropylène. Ajuster jusqu'au trait de jauge de 50 ml avec l'eau bidistillée.
- Les minéralisats obtenues sont mis 15min dans un bain marie à ultrason afin de les conserver au frais à 4°C au moment de dosage pour éviter tout risque de perte ou contamination (AIEA, 2001).

Deux blancs et un échantillon d'intercalibration certifié (AIEA 433) ont été insérés dans la série d'échantillons.

II.6.1.3. Analyse des Eléments Traces Métalliques

Il existe plusieurs méthodes de dosage des métaux tel que : la calorimétrie, la torche à plasma, la fluorescence X, spectrométrie d'absorption atomique...

II.6.1.3.1. La spectrométrie d'absorption atomique

La méthode utilisée dans cette étude est la spectrométrie d'absorption atomique (SAA) qui permet le dosage d'une soixantaine d'éléments à l'état de traces. C'est une technique quantitative sensible, fiable et relative qui nécessite un étalonnage.

a. Avantages

C'est une méthode très sélective (pas d'interférences spectrales ou alors elles sont connues), très documentée, et la technique est simple si on sait préparer les solutions initiales.

b. Limites

Les concentrations doivent être à l'échelle de traces pour rester dans le domaine de Beer-Lambert, l'aspect non qualitatif de la technique impose la connaissance des éléments en solution afin de choisir une source adaptée, et enfin les réglages préliminaires se fondent sur des paramètres pas toujours indépendants.

c. Principe

L'absorption atomique est un processus qui se produit lorsqu'un atome à l'état fondamental passe à l'état excité par l'absorption d'une énergie, sous la forme d'un rayonnement électromagnétique, qui correspond à une longueur d'onde spécifique.

Une source de rayonnement discrète émet des radiations dont la longueur d'onde correspond à la différence d'énergie entre l'état fondamental et un état excité des atomes de l'échantillon à analyser. Par ailleurs, l'échantillon est atomisé soit par une flamme ou un four en graphite. Le rayonnement passe ainsi au travers de l'atomiseur est en partie absorbé. Le rayonnement émergent (non absorbé) passe alors par un monochromateur jusqu'à un photodétecteur et un système de réduction des données. L'absorption est ensuite mesurée et celle-ci est une fonction linéaire de la concentration de l'analyte.

L'équation de l'absorbance A d'un rayonnement monochromatique est une des expressions de la loi de Beer-Lambert et s'écrit :

$$A = \epsilon bc \quad (49)$$

Où ϵ : est un facteur constant appelé coefficient d'absorption, b : est la longueur du trajet d'absorption dans le milieu et c : est la concentration de l'espèce absorbante (Brokaert, 2005).

d. Appareillage

Le spectrophotomètre d'absorption atomique utilisée est de marque HITACHI, modèle Z-5000 équipé de four, flamme et correction effet Zeeman.

Les instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique comportent quatre parties principales :

Le faisceau lumineux issu de la source (1) traverse la chambre d'absorption (flamme ou four) (2) dans laquelle l'élément se trouve porté à l'état atomique, avant d'être focalisé sur la fente d'entrée d'un monochromateur (3) qui sélectionne un intervalle très étroit de longueurs d'onde. Le trajet optique se termine sur la fenêtre d'entrée du détecteur (4) (Voir Figure 20).

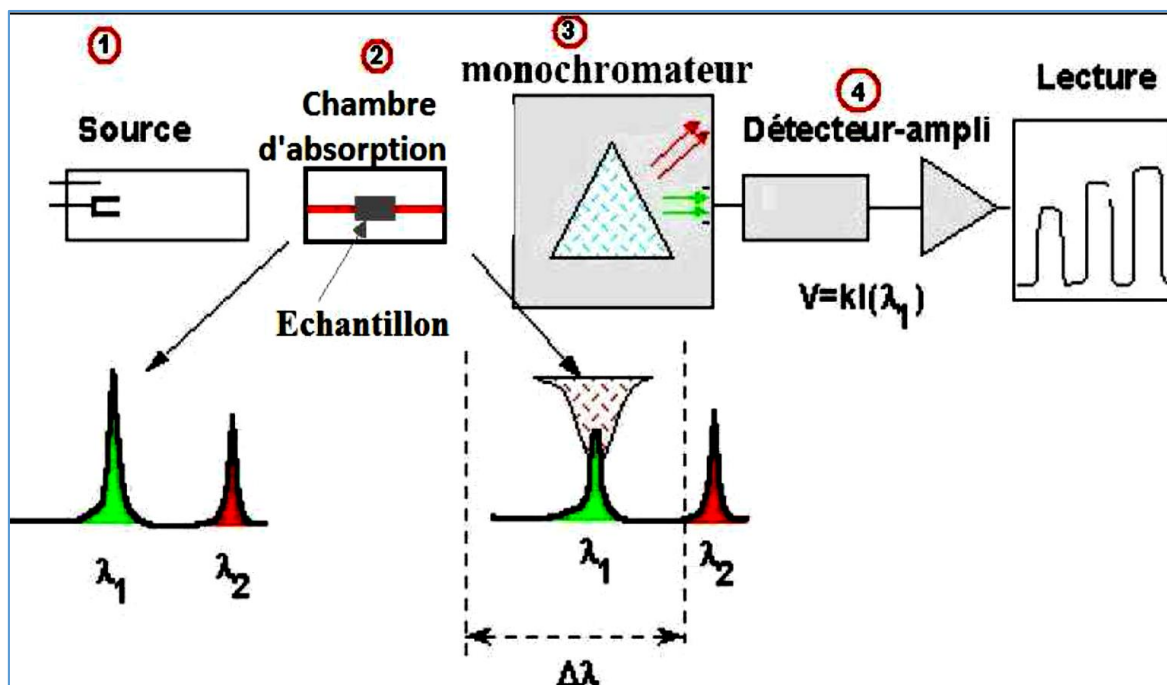


Figure 20: Instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique (Source : Pradyt, 2004).

II.6.1.3.2. Conditions expérimentales

a. Etalonnage

La méthode utilisée est celle des standards seuls. Pour chaque élément dosé nous avons préparé une gamme d'étalons à différentes concentrations (en fonction du type de métal), à partir d'une solution mère de 1000 ppm, dans des tubes de 50 ml et dans les mêmes conditions des échantillons à analyser.

Les solutions standards ont été passées à la SAA afin de tracer la courbe d'étalonnage [absorbances = f (concentrations)]. A partir de cette courbe et après mesure de l'absorbance de chaque échantillon, l'ordinateur donne par lecture, la concentration du métal dans chaque échantillon analysé. Pour les faibles concentrations, la courbe est quasi linéaire donc la loi de Beer-Lambert est vérifiée.

Deux métaux essentiels (manganèse, fer), trois éléments en trace (cuivre, zinc, et nickel) et deux autres toxiques (plomb et cadmium) ont été l'objet de cette analyse.

La figure 21 présente les courbes d'étalonnage pour les différents métaux dosés :

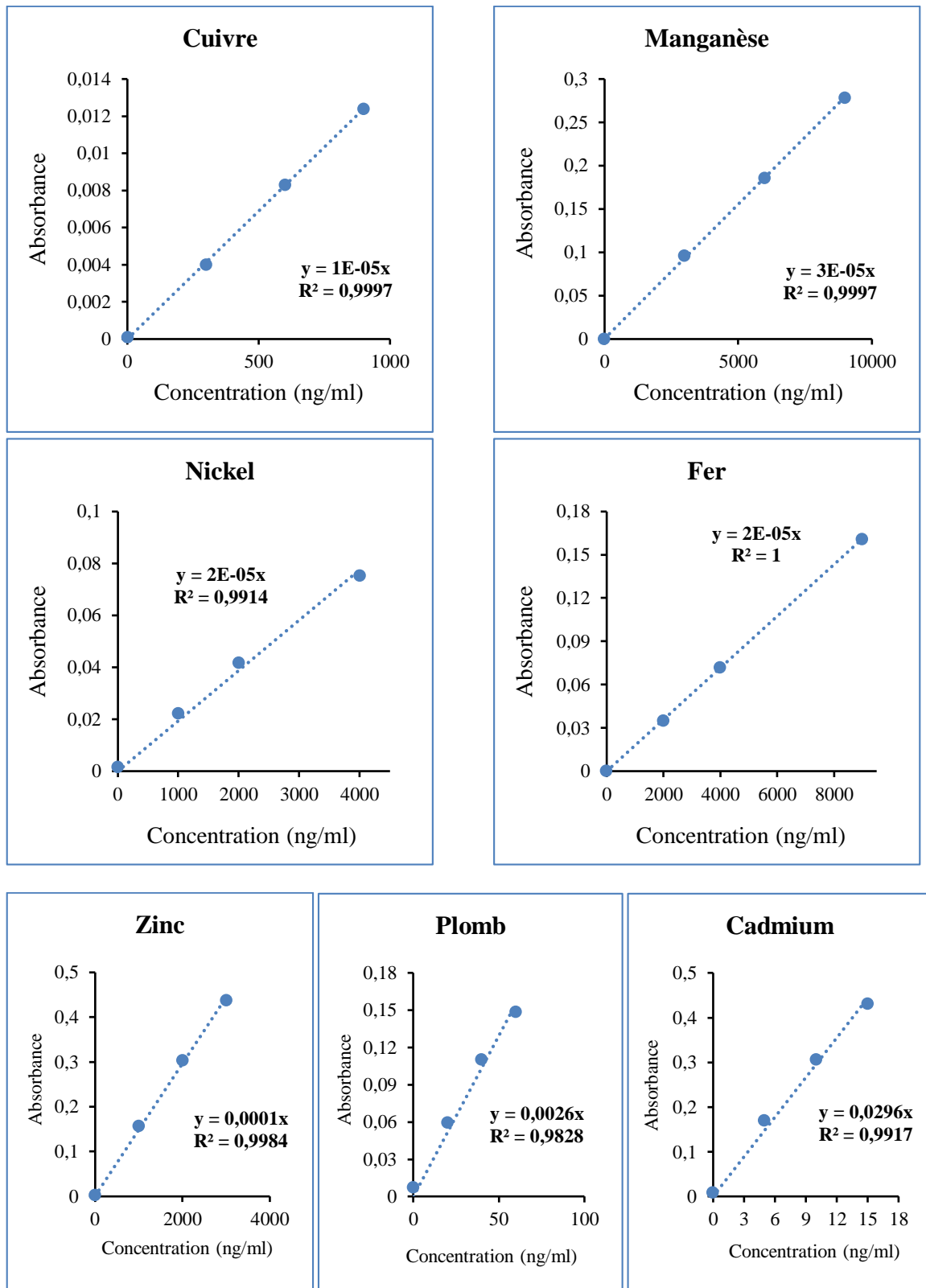


Figure 21: Courbes d'étalonnage des métaux analysés.

b. Répétabilité

Dans le but de déterminer la fidélité de la SAA utilisée aux conditions opératoires adoptées, trois prises ont été programmées pour chaque échantillon afin d'obtenir trois concentrations et établir une moyenne et un écart-type.

Les lectures effectuées pour chaque métal sur un même échantillon montrent une bonne répétabilité, avec un écart-type faible qui ne dépasse en aucun cas le 5% (exemple tableau 5).

Tableau 5: exemple de résultats de test de répétabilité appliqué sur les échantillons de sédiment.

Test	Cu (ng/g)	Ni (ng/g)	Zn (ng/g)	Fe (ng/g)	Mn (ng/g)	Pb (ng/g)	Cd (ng/g)
1	282,52	279.39	1281.6	8932.8	2431.8	23.9	1.38
2	282,52	279.39	1282.2	8988.7	2451.3	22.72	1.38
3	289,81	290.30	1287.1	8999.9	2428.6	23.40	1.42
moyenne	284,95	283.03	1283.6	8973.8	2437.2	23.34	1.39
SD	4.20 (1.47%)	6.30 (2.22%)	3.02 (0.23%)	35.95 (0.40%)	12.29 (0.50%)	0.59 (2.52%)	0.02 (1.43%)

Ces résultats montrent clairement la bonne répétabilité de la spectrométrie d'absorption atomique utilisée.

c. Reproductibilité ou contrôle de la qualité d'analyse

Dans le but d'améliorer la justesse de nos résultats et contrôler les conditions opératoires de laboratoire (produits chimiques, appareillage, protocole, manipulation), un échantillon d'intercalibration codé AIEA 433 a été utilisé.

Deux répliques de l'échantillon AIEA 433 ont subi les mêmes étapes expérimentales des échantillons analysés. Afin de calculer la différence entre la moyenne des valeurs mesurées et la moyenne donnée par l'AIEA.

$$\Delta (\%) = \frac{\text{Valeur trouvée} - \text{valeur de référence}}{\text{valeur de référence}} * 100 \quad (50)$$

D'après le taux de variation $\Delta(\%)$, trois cas sont à distinguer ;

Si $-10 \leq \Delta(\%) \leq 10$, aucune correction n'est à apporter .

Si $\Delta(\%) < -10$, cas de perte.

Si $\Delta(\%) > 10$, cas de contamination.

Les résultats des analyses de l'échantillon de référence AIEA 433 sont présentés dans le tableau 6.

Tableau 6: les résultats d'analyse de l'échantillon d'intercalibration AIEA433.

Métal	Intervalle de Confiance	Moyenne AIEA	Moyenne trouvée	Δ (%)	Interprétation
Mn ($\mu\text{g/g}$)	312-320	316	306.56	-2.99	Aucune correction n'est apportée
Ni ($\mu\text{g/g}$)	38,7-40,1	39.4	44.31	12.46	contamination
Zn ($\mu\text{g/g}$)	99-103	101	171.65	69.95	
Fe (mg/g)	40,3-41,3	40.8	29.74	-27.11	Perte
Cu ($\mu\text{g/g}$)	30,2-31,4	30.8	25.34	-17.73	
Pb ($\mu\text{g/g}$)	25,4-26,6	26	1.50	-94.23	
Cd ($\mu\text{g/g}$)	0,145-1,161	0.153	0.03	-80.39	

Les résultats de ce tableau montrent que le taux de variation $\Delta(\%)$ est plus élevé pour le Pb, Cd, et Zn ; moins important dans le cas de Ni, Cu, et Fe et faible pour le Mn.

L'analyse de ces résultats, révèle que :

- L'écart entre la valeur trouvée et la valeur de référence est faible dans le cas de Mn, ce qui nous permet de dire que le type de minéralisation utilisée est plus au moins acceptable pour l'analyse de ce métal.
- Dans le cas de Ni et Zn, les valeurs trouvées sont élevées par rapport aux valeurs de référence, cette différence pourrait être due à une contamination lors du transvasement de minéralisat dans les tubes coniques, à un mauvais conditionnement des godets, ou une faible efficacité de la méthode de conditionnement choisie.
- Dans le cas de Fe, Cu, Pb, et Cd ; les valeurs trouvées sont faibles par rapport aux valeurs de référence, ce résultat peut être expliqué par une perte d'information due à la méthode de minéralisation partielle utilisée. Cette dernière peut être considérée non appropriée à l'extraction des quatre types de métaux cités au préalable. En effet, le protocole expérimental a été modifié et adapté selon le matériel disponible au laboratoire (nous avons utilisé le HNO_3 à 69% ou lieu de 65%, le HCl à 37% ou lieu de 30%, et nous n'avons pas pu utiliser l'acide HF à 48% (6ml) à cause de son interdiction).

Donc, dans les deux cas de perte et de contamination les concentrations obtenues par l'analyse doivent être corrigées.

II.6.1.3.3. Calcul des concentrations des métaux dans le sédiment

Dans le sédiment, la concentration de l'élément métallique est calculée par la formule suivante (AIEA, 2001) :

$$C = \frac{(C_d - C_b) * V * F}{P} \quad (51)$$

C : Concentration du métal dans le sédiment (ng/g) ;

C_d : Concentration du métal présent dans l'analyte (ng/ml) ;

C_b : Concentration du métal présent dans le blanc (ng/ml) ;

V : Volume de la solution finale après minéralisation ;

F : Facteur de dilution ;

P : Poids sec corrigé de l'échantillon de sédiment minéralisé (g).

II.6.1.3.4. Calcul du poids sec corrigé de sédiment

Le poids du sédiment pesé pour la minéralisation des échantillons ne présente pas le vrai poids sec du fait de piégeage des particules d'eau par le sédiment durant la période qui sépare la lyophilisation et l'analyse. De ce fait, la correction du poids se fait par le calcul du taux d'humidité. Son calcul se fait par la formule suivante (AIEA, 2001) :

$$A (\%) = \frac{(P_1 - P_2)}{P_1} * 100 \quad (52)$$

A : Taux d'humidité (%).

P₁ : Poids du sédiment dans la coupelle (g)

P₂ : Poids du sédiment dans la coupelle après 24 heures à 105 °C (g).

Ainsi le poids sec corrigé est calculé par la formule suivante (AIEA, 2001) :

$$P_c = P - \left[\left(\frac{A (\%)}{100} \right) * P \right] \quad (53)$$

P_c : Poids de l'échantillon corrigé (g).

P : Poids de l'échantillon pesé pour la minéralisation (g).

A : Taux d'humidité (%).

II.6.1.3.5. Calcul des concentrations corrigées des métaux dans le sédiment

L'écart calculé à la base de l'analyse de l'échantillon de référence AIEA-433, nous a permis d'apporter des corrections sur les valeurs trouvées par l'analyse dans les deux cas de perte et de contamination. Cette correction se fait de la manière suivante (Asso, 1982):

$$\text{Valeur corrigée} = \frac{\text{valeur trouvée}}{1 \pm \frac{\Delta(\%)}{100}} \quad (54)$$

II.6.1.3.6. Indice de contamination métallique

La séparation du cortège d'éléments traces en éléments « normaux » et en éléments « polluants » est le résultat de la comparaison des valeurs relevées avec celles du « bruit de fond » alimenté par les altérites. De ce fait, plusieurs indices ont été établis pour évaluer l'impact des métaux polluants sur la qualité des sédiments et quantifier l'état de pollution tel que le calcul de facteur d'enrichissement (Buat-Ménard, 1979), le calcul de l'index de géo-accumulation (Müller, 1979), ...etc.

La connaissance des teneurs de référence est difficile à établir en raison de leur grande hétérogénéité liée aux facteurs géochimiques et lithologiques des sédiments (Belamie et Phelippot, 1982). A ces facteurs s'ajoutent les disparités dues aux méthodes analytiques préconisées.

Par ailleurs, les teneurs de référence doivent être établies à l'échelle régionale sur un site dépourvu de toute pollution anthropique (Boust et al. 1981).

Dans notre cas et en absence des valeurs de « bruit de fond », nous avons choisi un indice (IC) qui évalue le degré de contamination par comparaison aux valeurs de référence.

$$IC = \frac{\text{teneur de métal mesurée}}{\text{teneur de référence}} \quad (55)$$

Vue l'absence des normes ou valeurs guides Algérienne, nous avons choisi les valeurs guides françaises de l'Arrêté du 14 juin 2000 relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire.

Tableau 7: valeurs guides françaises des ETM données par l'Arrêté du 14 juin 2000 relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire.

Métal	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Norme ($\mu\text{g/g}$)	1.2	45	37	100	276

L'Agence du Bassin du Rhône (1990) a établi trois classes de pollution en fonction de l'indice de contamination (**IC**).

Tableau 8: Classement du Sédiment en fonction de l'IC.

Indice de contamination	Classement	Interprétation
$IC < 3$	Classe 1	Sédiment Normal
$3 \leq IC < 10$	Classe 2	Sédiment Pollué
$10 \leq IC$	Classe 3	Sédiment présentant un risque pour l'écosystème

Résultats et Discussions

Pour cette partie du mémoire, nous présentons et discutons les résultats obtenus au cours de l'ensemble des expériences et analyses réalisées.

Ces résultats résultent de l'analyse des radioéléments naturels et artificiels réalisée au niveau du laboratoire d'environnement du CRNA d'une part, et les éléments traces métalliques réalisée au niveau du laboratoire de l'ENSSMAL d'autre part.

I. La radioactivité dans les sédiments marins

I.1. La Baie d'Alger

I.1.1. Le taux d'humidité

Le profil de la figure 22 présente le taux d'humidité le long de la carotte de la baie d'Alger. Il décroît de la surface (à 0 cm) vers le fond (à 34 cm) d'une valeur de 65% à environ 34%. Ces valeurs plus au moins importantes peuvent être dues à la nature vaseuse du sédiment qui a une capacité importante de piégeage de l'eau et les propriétés hydrophiles des argiles.

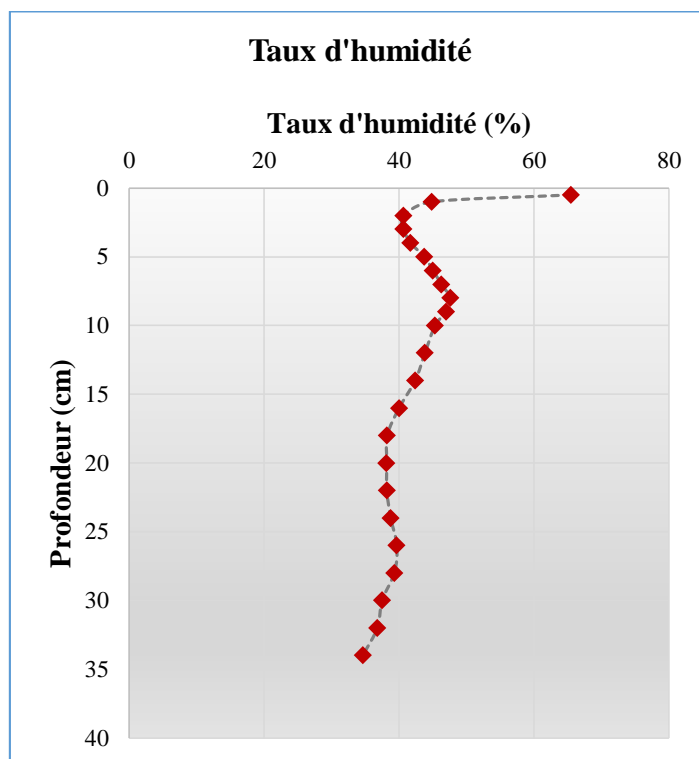


Figure 22: Profil vertical du taux d'humidité de la carotte de la baie d'Alger (embouchure de l'oued El Harrach) à 94m de profondeur.

La distribution du taux d'humidité le long de la carotte en fonction de la profondeur manifeste un profil ordinaire qui décroît de la surface vers le fond à cause du piégeage de l'eau par le sédiment. Ce piégeage est important en surface et décroît vers la profondeur en

raison de l'expulsion de l'eau par la compaction du sédiment sous l'effet de la charge et de la pression qui augmentent avec la profondeur par l'accumulation des sédiments et aussi en raison des processus diagénetiques qui tendent à transformer le sédiment meuble en roche consolidée.

I.1.2. Le taux de Matière Organique

La matière organique est l'un des constituants d'un sédiment marin, elle provient des sources autochtone (production interne) et allochtone (origine continentale/anthropique) et elle ne constitue qu'un faible taux du sédiment. Cependant, elle joue un rôle fondamental dans le comportement de certains composés, puisqu'elle régule la mobilité et la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants (Power et Chapman, 1992). De ce fait et avant l'enfouissement dans les sédiments pélagiques, la majeure partie de la MO subit, dans la colonne d'eau de mer, des réactions biogéochimiques de dégradation qui conduisent à sa minéralisation ; une faible quantité de cette dernière s'enfouit dans le sédiment (Wakeham et al., 1997). L'oxydation de la matière organique en fonction de la profondeur dans le sédiment marin est responsable d'une séquence diagénetique où différents oxydants sont utilisés successivement (O_2 dissous, nitrate, oxydes de Mn, oxydes et hydroxydes de Fe, sulfates et carbonates).

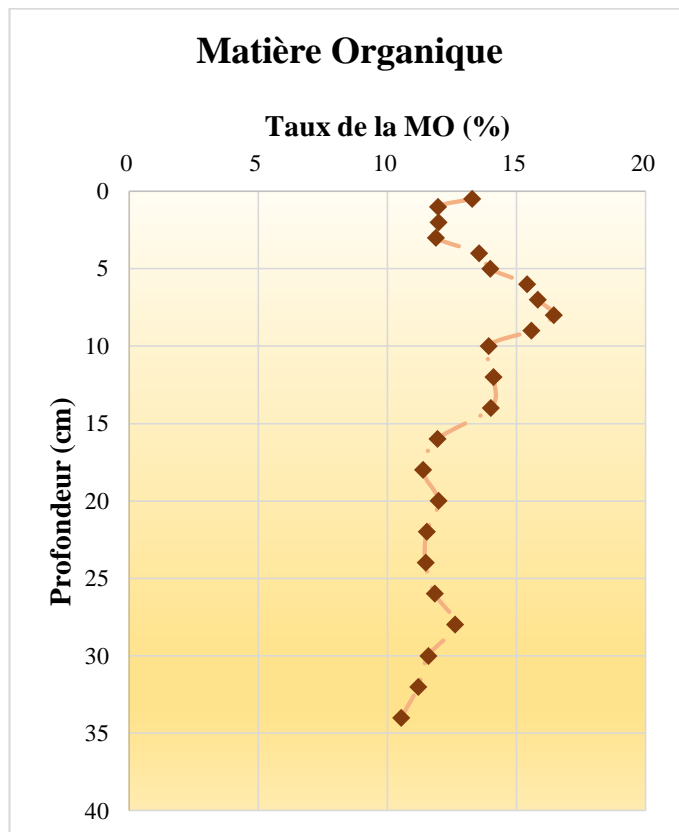


Figure 23: Profil vertical du taux de MO dans les sédiments de la baie d'Alger.

Le profil de distribution de la matière organique le long de la carotte sédimentaire de la baie d'Alger prélevée à environ 8 km en face de l'embouchure d'oued El-Harrach est présenté par la figure 23. Le taux de la matière organique diminue d'une valeur de 13% au sommet de la carotte à une valeur de 11.9% enregistrée dans la couche (2-3) cm, puis il augmente pour former une couche sensiblement riche en MO et où il atteint le maximum de 16.4% dans la couche (7-8) cm. Suite à ce maximum, la concentration décroît pour se stabiliser à une valeur comprise entre 11,3 % et 12,6% dans la couche définie entre 16 et 26 cm de profondeur avant de décroître légèrement à la base de la carotte pour atteindre le minimum de 10.5%.

La dégradation de la MO par les micro-organismes peut expliquer le faible taux de la MO enregistrée au niveau de la couche (2-3) cm. Ce faible taux peut s'expliquer aussi par la fluctuation des apports d'enfouissement de la matière organique. En plus, une affinité de la MO à la fraction fine a été signalée par plusieurs auteurs, entre autres Maouche (1987).

Cette zone (en face de l'embouchure de l'oued El-Harrach) est connue par un apport important des eaux usées de toutes natures qui se caractérisent par des taux importants en MO par le biais d'oued El-Harrach. En plus, la nature vaseuse du sédiment rencontré dans les échantillons peut expliquer ces teneurs en MO.

I.1.3. Les activités spécifiques des radionucléides d'intérêt

Les résultats obtenus à partir de l'analyse par spectrométrie gamma réalisée au niveau du laboratoire d'environnement du CRNA sont présentés plus loin. Il s'agit des échantillons, de la carotte sédimentaire prélevée au niveau de la baie d'Alger en face de l'oued El-Harrach à une distance de 8Km par rapport à la côte et à 94m de profondeur, et d'une autre carotte de sédiment prélevée à l'embouchure d'oued El-Nador à environ 6.5Km par rapport à la côte et à 73m de profondeur.

Les radionucléides d'intérêt émetteurs gamma ciblés par notre étude sont les radionucléides naturels issus de la désintégration de la série d'uranium 238 tel que ^{238}U , ^{210}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , et ^{226}Ra ; les radionucléides issus de la désintégration de la famille de ^{232}Th comme ^{232}Th , ^{212}Pb et ^{228}Ac ; et le potassium 40 d'origine tellurique ; ainsi que le ^{137}Cs d'origine artificielle.

Pour avoir une appréciation globale sur le niveau de la radioactivité naturelle et artificielle dans le sédiment, un comptage direct de 172800s (48h) pour chaque échantillon par spectrométrie gamma a été fait pour avoir des statistiques fiables. Cette technique nous a

permis de quantifier et qualifier les radionucléides d'intérêt émetteurs gamma présent dans les différents échantillons à savoir ^{238}U , ^{210}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{212}Pb , ^{228}Ac , ^{137}Cs , et ^{40}K .

Après analyse et dépouillement des spectres obtenus à l'aide du logiciel « Génie 2000 », les activités spécifiques par unité de masse (Bq/kg), ainsi que leurs incertitudes ont été calculées à l'aide des équations (15) et (19), respectivement.

Les activités des radionucléides naturels d'intérêt sont données par familles radioactives (^{238}U , ^{232}Th), et ^{40}K . Cependant la radioactivité artificielle est représentée par le ^{137}Cs .

I.1.3.1. L'Uranium 238 et ses descendants (^{210}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , et ^{226}Ra)

a) Uranium 238

L'activité de l' ^{238}U a été déterminée à partir du pic (63.4KeV) en utilisant le comptage réel sous le photo-pic sélectionné après soustraction du comptage de fond approprié.

Les activités spécifiques de l' ^{238}U mesurées dans les différentes couches du sédiment de la baie d'Alger fluctuent entre $(8.76 \pm 1.41)\text{Bq/Kg}$ enregistrée dans la couche (8-9) cm et $(28.50 \pm 4.43)\text{Bq/Kg}$ notée dans la couche (2-3) cm.

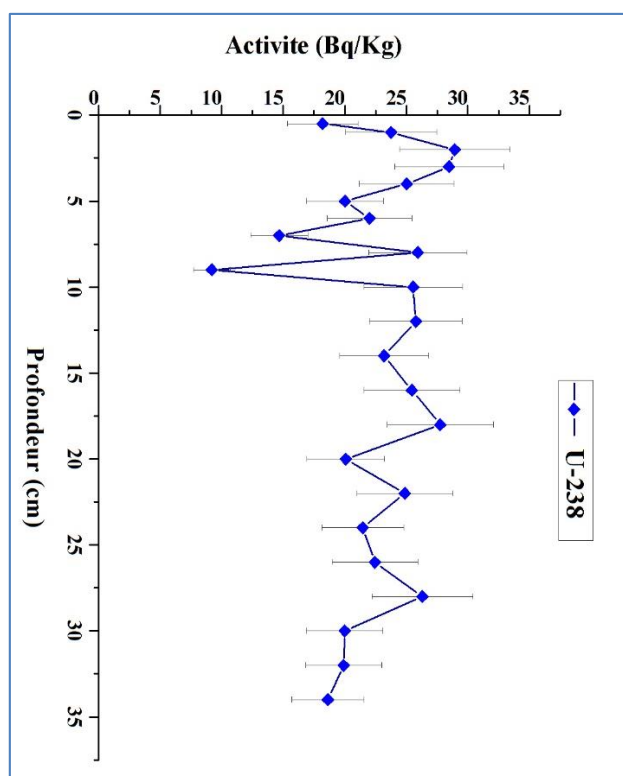


Figure 24: Profil vertical de l' ^{238}U dans le sédiment de la baie d'Alger.

Le profil de la figure 24 montre la variation de l'activité de l' ^{238}U le long de la carotte de sédiment de la baie d'Alger. Il augmente dans les deux premières couches pour atteindre un maximum de $(28.50 \pm 4.43)\text{Bq/Kg}$ dans la couche (2-3) cm puis, il diminue où il atteint une valeur de $(8.76 \pm 1.41)\text{Bq/Kg}$ dans la couche (8-9) cm, après il croit progressivement en se stabilisant vers la profondeur.

L' ^{238}U est introduit principalement dans le milieu marin par lessivage de la croûte terrestre et son activité dans les sédiments marins peuvent être affectées par les conditions anoxiques et peuvent être soumise à des processus complexes et multiples notamment l'adsorption sur les oxydes et les hydroxydes de fer et de manganèse, la reminéralisation dans les conditions très réductrices, l'incorporation dans la structure des carbonates (Lomitschka et Mangini, 1999).

La teneur de la fraction fine et les argiles influent sur la rétention de l'uranium par la phase solide. De ce fait, la nature vaseuse du sédiment et le taux de la MO rencontré dans les différentes couches du sédiment peuvent expliquer la variation de l'activité de l' ^{238}U le long de la carotte.

Ainsi, la rétention de l'uranium par les matières en suspension et les sédiments est d'autant plus faible que les conditions sont oxydantes et alcalines. Les eaux fortement carbonatées entraînent une diminution de l'adsorption de l'uranium sur les particules en raison d'une augmentation de la solubilité de l'élément (complexes uranyles carbonatés dominants). La concentration en phosphates peut entraîner la précipitation des ions uranyles et donc leur transfert vers le compartiment sédimentaire. Celui-ci peut également être gouverné par le processus d'adsorption sur la fraction organique des solides et les conditions réductrices du milieu (IRSN, 2001).

b) Plomb 214, Bismuth 214, et Radium 226

Les photo-pics 351.9 et 609.3KeV ont été utilisés pour déterminer l'activité du ^{214}Pb et ^{214}Bi respectivement.

L'activité du ^{226}Ra a été déterminée indirectement par la détection des photons d'énergie 351.9 et 609,3 KeV émis par le plomb-214 et bismuth-214, respectivement après avoir scellé des échantillons pendant une période de 21 jours pour permettre au radon-222 d'être en équilibre séculaire avec ses descendants de courte durée.

Les valeurs de l'activité du ^{214}Pb varient entre $(18.27 \pm 2.44)\text{Bq/Kg}$ enregistrée au niveau de la couche (0-0.5) cm et $23.83 \pm 3.07\text{Bq/Kg}$ marquée au niveau de la couche (32-fin) cm.

Les activités massiques du ^{214}Bi sont comprises entre (14.23 ± 1.61) et $(21.49 \pm 2.27)\text{Bq/Kg}$ enregistrée au niveau de la couche (0-0.5) cm et (32-fin) cm respectivement.

Les activités du ^{226}Ra oscillent entre $(16.25 \pm 2.85)\text{Bq/Kg}$ enregistrée dans la couche (0-0.5) cm et $(22.66 \pm 3.78)\text{Bq/Kg}$ notée dans la couche (32-fin) cm.

Les profils de la figure 25 montrent la variation des activités du ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{226}Ra respectivement le long de la profondeur. D'après ces profils, on remarque que les activités de ces radionucléides varient avec de faibles fluctuations et ont presque la même allure dans la carotte de sédiment.

Pour le radium-226 les activités sont plus au moins constantes de la surface jusqu'au fond de la carotte, ceci peut être due à sa longue période radioactive (1602ans).

Les radionucléides présents dans les sédiments marins viennent soit directement à partir de l'eau surnageante au niveau de l'interface eau-sédiment ou par l'intermédiaire des phénomènes de précipitation ou de sédimentation amenant un dépôt des radionucléides.

De ce fait, la fixation et la fluctuation des radionucléides le long de la colonne sédimentaire dépend de la granulométrie du sédiment, les teneurs en argiles, carbonates et MO, en plus La composition chimique des eaux interstitielles joue donc un rôle déterminant (Amiard-Triquet et Amiard, 1980).

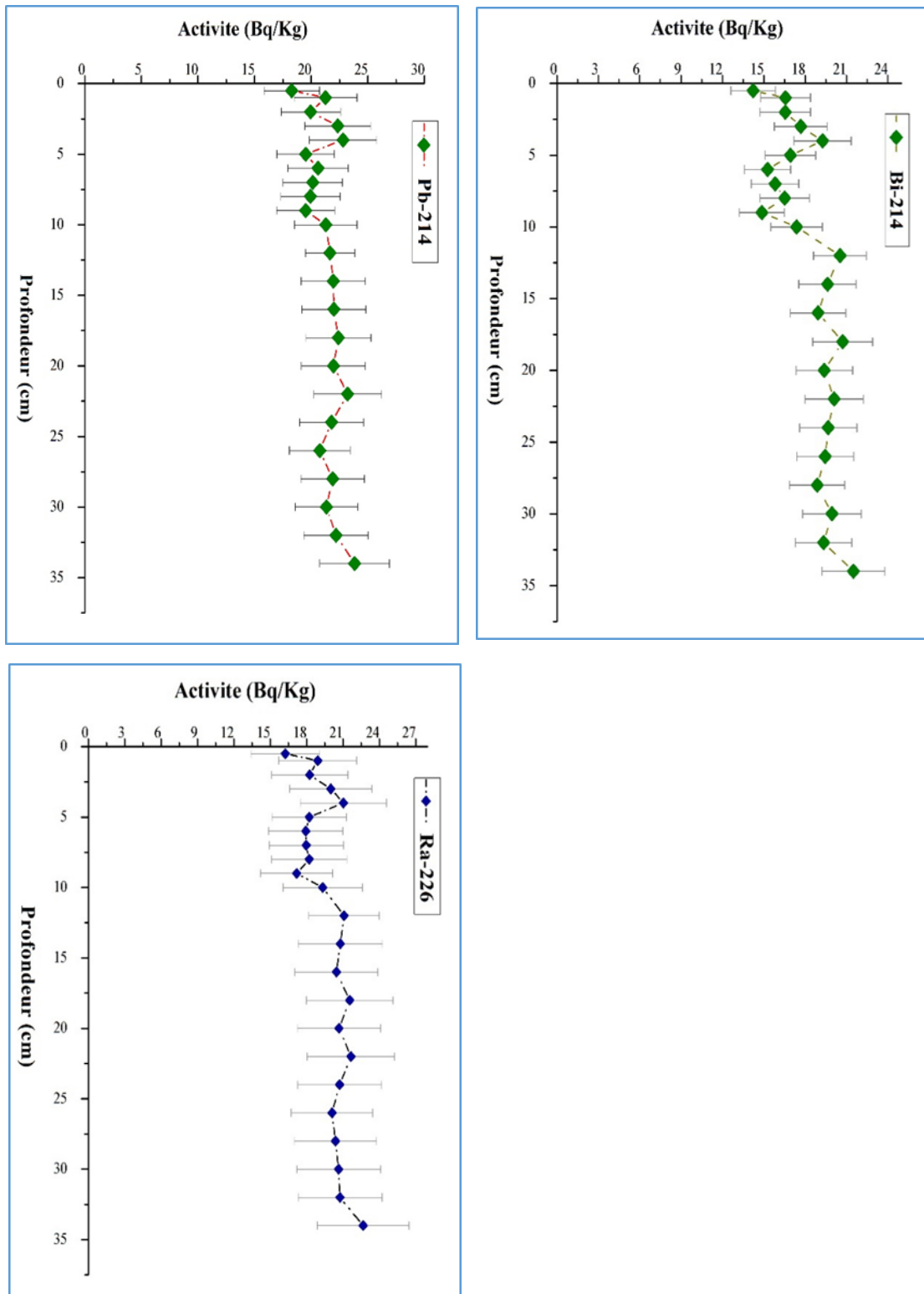


Figure 25: Profils verticaux du ^{214}Pb , ^{214}Bi et ^{226}Ra dans le sédiment de la baie d'Alger.

c) Plomb 210

Le ^{210}Pb est l'un des descendants de l' ^{238}U . Dans le sédiment, il résulte de l'apport du ^{210}Pb atmosphérique qui est appelé ^{210}Pb *en excès*, et le ^{210}Pb résultant de la décroissance radioactive *in situ* du ^{226}Ra que l'on appelle ^{210}Pb *supporté*.

L'activité du ^{210}Pb total a été déterminée à la base du comptage net du pic d'énergie de 46.6KeV.

Les activités du ^{210}Pb total oscillent entre $(21.96 \pm 6.13)\text{Bq/Kg}$ enregistrée au niveau de la couche (2-3) cm et $(86.41 \pm 20.42)\text{Bq/Kg}$ observée au niveau de la couche (18-20) cm.

Après soustraction de l'activité totale du ^{210}Pb de celle du ^{226}Ra , l'activité du ^{210}Pb *en excès* a été déterminée. Elle varie entre $(1.96\pm 0.57)\text{Bq/Kg}$ et $(65.74\pm 16.47)\text{Bq/Kg}$ enregistrées dans les couches (2-3) cm et (18-20) cm, respectivement.

Le profil du ^{210}Pb (figure 26) le long de la carotte montre la présence de deux zones, une première où les activités sont faibles et plus ou moins homogènes, une deuxième où les activités du ^{210}Pb sont un peu plus importantes et diminuent légèrement vers la profondeur.

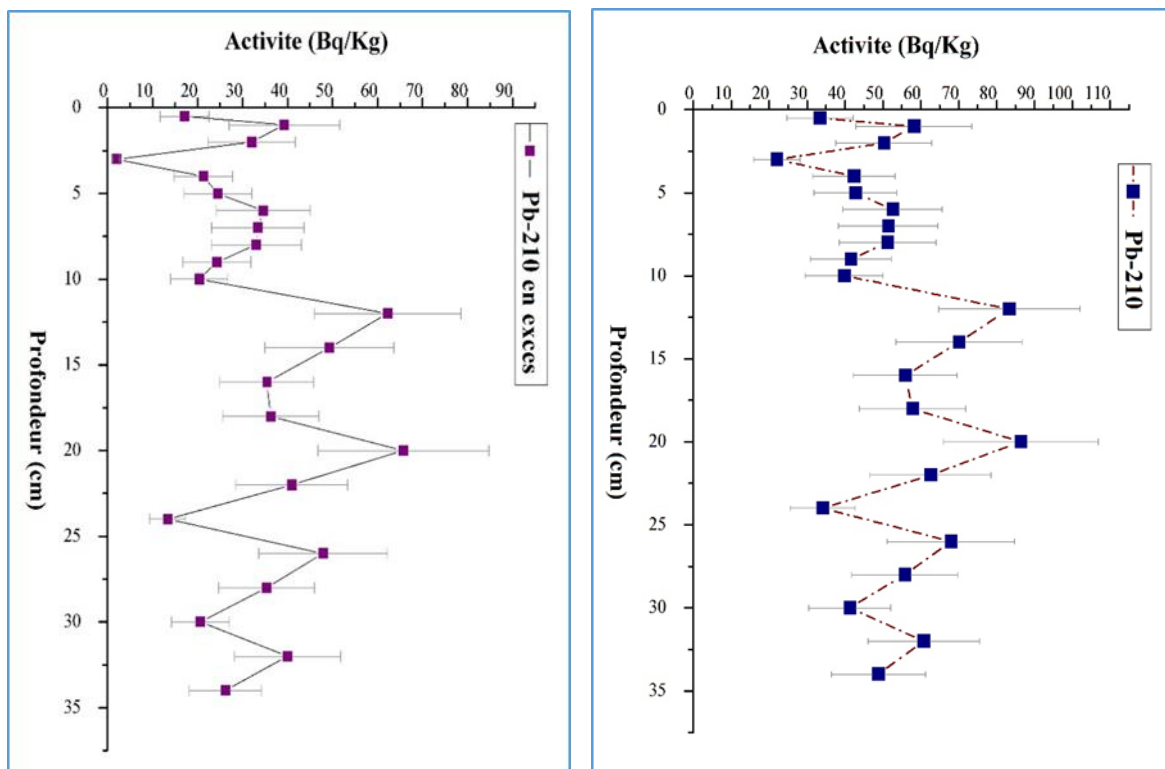


Figure 26: Profils verticaux du ^{210}Pb total et ^{210}Pb en excès dans le sédiment de la baie d'Alger.

Ainsi, le profil du ^{210}Pb en excès (figure 26) montre la même variation que le ^{210}Pb total.

Cette variation peut être expliquée par le changement des apports en ^{210}Pb durant la période de dépôt et de sédimentation. En plus, il semble que les activités fluctuent conformément à celles de la MO où nous avons enregistré le minimum de l'activité de ^{210}Pb correspond au minimum de la teneur en MO. De ce fait, la bioturbation par les espèces enfouisseurs et les microorganismes dégradeurs de la MO peut être l'origine de cette perturbation en ^{210}Pb le long de la carotte.

Ainsi, la taille des particules semble être le principal facteur régissant l'adsorption du ^{210}Pb , car elle correspond à la surface des particules disponibles pour l'adsorption et probablement aussi parce qu'elle contrôle la vitesse de sédimentation dans la colonne d'eau (à savoir, plus le temps de séjour est grand, plus le ^{210}Pb est attendu à s'adsorber sur les particules) (Charmasson et *al.*, 1998).

I.1.3.2. Le Thorium 232 et ses descendants

a) Plomb 212, et Actinium 228

Les pics d'énergie de 238.6 et 911.2 KeV ont été utilisés pour déterminer les activités du ^{212}Pb et ^{228}Ac respectivement après soustraction du bruit de fond correspondant.

Les activités du ^{212}Pb varient entre un minimum de $(18.20 \pm 1.93)\text{Bq/Kg}$ obtenu dans la couche (0-0.5) cm de surface et un maximum de $(27.30 \pm 2.77)\text{Bq/Kg}$ enregistrée dans la couche (32-fin) cm.

L'activité massique de l' ^{228}Ac varie dans l'intervalle $(20.70 \pm 3.37)\text{Bq/Kg}$ et $(35.07 \pm 5.39)\text{Bq/Kg}$ enregistrée dans la couche (1-2) cm et (24-26) cm respectivement.

La variation des activités du ^{212}Pb , ^{228}Ac le long de la carotte de sédiment est présenté par les profils de la figure 27. Ils montrent que le ^{212}Pb , ^{228}Ac varient de la même façon dans le sédiment marin avec des fluctuations plus ou moins stables.

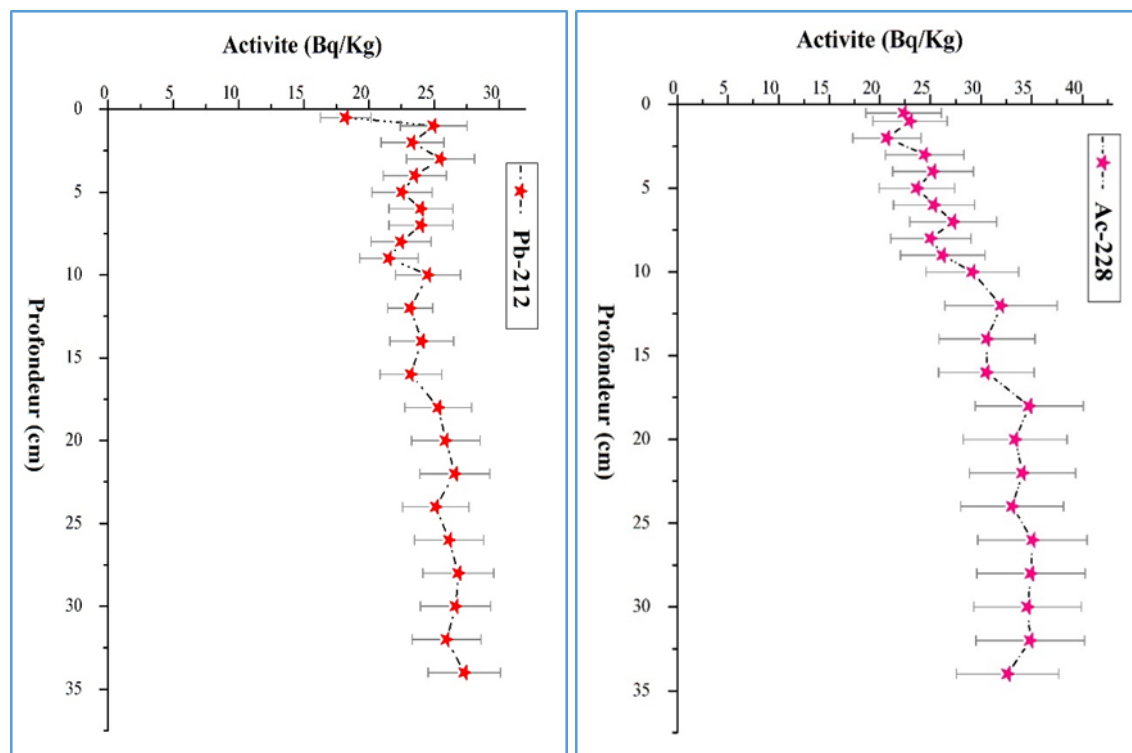


Figure 27: Profils verticaux du ^{212}Pb , ^{228}Ac dans le sédiment de la baie d'Alger.

Dans les sédiments, le thorium est très majoritairement lié à la phase solide. Sa fixation sur les surfaces minérales est à la fois rapide et très importante. Dans la littérature, deux mécanismes sont essentiellement invoqués ; en dessous de sa limite de solubilité, le thorium se fixe aux surfaces minérales essentiellement par échange ionique. Au-delà de sa limite de solubilité, le thorium coprécipite rapidement à la surface des matières en suspension avec les oxydes et hydroxydes de fer et manganèse. La fixation du thorium ne présente pas d'affinité préférentielle pour les particules les plus fines, comme on l'observe classiquement pour d'autres radionucléides (IRSN, 2002).

Les activités des radionucléides naturels dans les sédiments peuvent être à cause de la libération des minéraux en raison de l'altération des roches de la zone de drainage qui ont été transportés par les cours d'eaux. En plus, ce changement est dû à la variation de ces éléments dans la formation géologique de la région.

C'est bien connu que de nombreux radionucléides, en commun avec les métaux stables, sont concentrés dans les sédiments à grains plus fins en raison de la grande surface et les effets minéralogiques (Sam et *al.*, 2000).

Le rapport d'activité du $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ dans le sédiment de la carotte de la baie d'Alger a une valeur moyenne de (1.26 ± 0.40) . Il peut être attribué au fait qu'en plus de la

plus grande abondance du thorium dans la croûte terrestre qui est essentiellement détritique, le thorium est un élément insoluble dans les eaux naturelles et il est habituellement trouvé associé à des solides. Par conséquent, ce rapport est typiquement beaucoup plus bas que l'unité dans les eaux et au-dessus de l'unité dans les solides (Sam et *al.*, 2000).

I.1.3.3. Potassium 40

A l'énergie de 1460.8KeV, l'activité du ^{40}K a été déterminée. C'est un radionucléide tellurique présent dans l'écorce terrestre depuis l'origine de la terre.

Les activités massiques du ^{40}K varient entre un minimum de $(247.27 \pm 13.16)\text{Bq/Kg}$ obtenues dans la couche de surface (0-0.5) cm et un maximum de $(441.67 \pm 21.87)\text{Bq/Kg}$ enregistrée dans la couche (26-28) cm.

Le profil vertical du ^{40}K dans les sédiments de la baie d'Alger (figure 28) augmente de la couche de surface jusqu'à la base de la carotte. Mais la fluctuation de cette activité est plus ou moins faible.

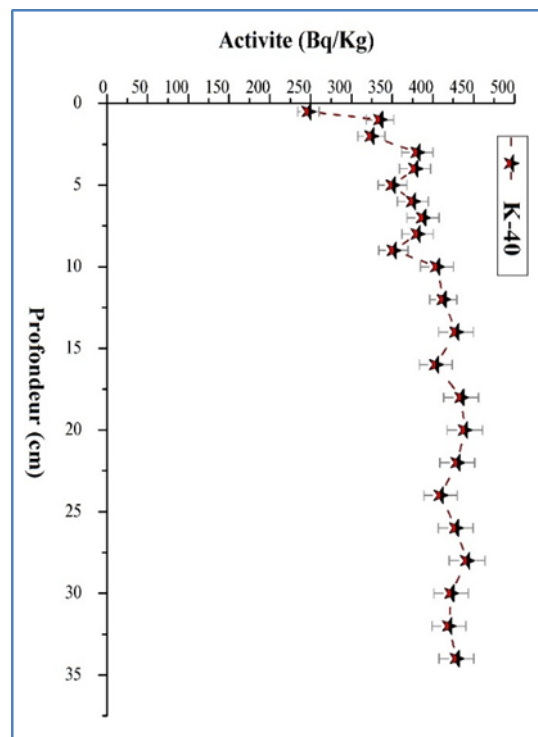


Figure 28: Profil vertical du ^{40}K dans le sédiment de la baie d'Alger.

Le potassium a une origine terrestre, il est le constituant essentiel des minéraux les plus légers dans la croûte terrestre. En outre, il résulte de l'altération et du recyclage des roches et des minéraux terrestres. Par la suite, il est transporté vers le milieu marin la plupart du temps dans une phase organique, ionique avec l'eau ou adsorbé sur les carbonates et peut être associé avec les hydroxydes et les oxydes de fer (Dar et El-Saharty, 2012).

D'une manière générale, la variation des niveaux d'activités des radionucléides naturels indique que ces derniers peuvent accumuler principalement dans les formes ioniques et particulaires provenant de plusieurs sources naturelles et anthropiques comme les eaux domestiques, les systèmes de drainage des engrais, les industries pétrochimiques et de papier ainsi que les drainages agricoles et salines (Dar et El-Saharty, 2012).

I.1.3.4. Césium 137

L'activité du ^{137}Cs a été mesurée par son émission gamma à 661.6KeV. D'après les résultats des analyses spectrométriques, les activités spécifiques du Cs-137 oscillent entre $(2.38 \pm 0.32)\text{Bq/Kg}$ notée dans la couche (1-2) cm et $(4.47 \pm 0.20)\text{Bq/Kg}$ obtenue dans la couche (26-28) cm.

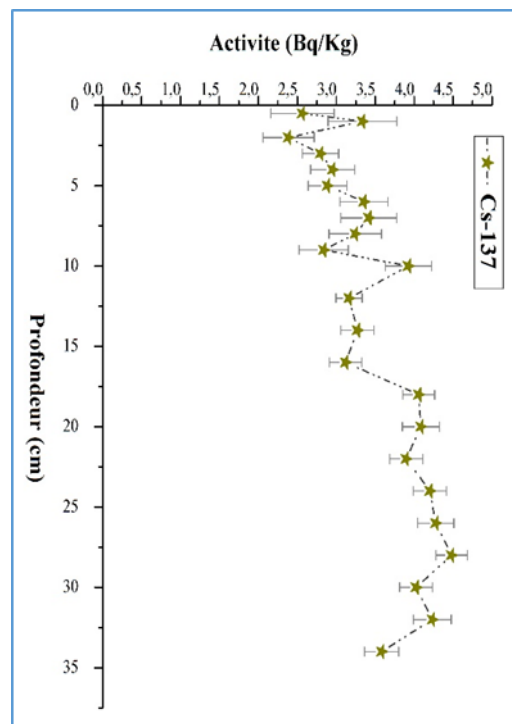


Figure 29: Profil vertical du ^{137}Cs dans le sédiment de la baie d'Alger.

D'après le profil de la figure 29, on remarque que les activités du ^{137}Cs sont plus ou moins homogènes dans les premières couches jusqu'à 16 cm à l'exception de la couche (9-10) cm où nous avons enregistré un petit pic de $(3.73 \pm 0.28)\text{Bq/Kg}$ puis, il augmente légèrement dans les dernières couches où il enregistre un pic de $(4.35 \pm 0.19)\text{Bq/Kg}$ la couche (26-28) cm.

Cette variation d'activité en fonction de la profondeur est le résultat de la variation des apports en ^{137}Cs et ses dépôts le long de la profondeur, sachant que la seule source de ce dernier en milieu marin est l'atmosphère par les dépôts secs et humides tant que l'Algérie n'est pas un pays nucléarisé. Il provient probablement des retombées des essais nucléaires atmosphériques depuis 1945 et de l'accident de Tchernobyl.

En outre, la sorption des isotopes du césium est connue plus élevée sur des particules d'eau douce par rapport à l'environnement marin en raison de la plus faible compétition ionique sorption dans l'eau douce. Par conséquent, la sorption peut changer sous la variation des conditions de salinité. Cependant, les isotopes de césium sont connus par leur forte fixation à certains types argiles par piégeage dans le réseau cristallin, ce qui entraîne une adsorption irréversible (Charmasson *et al.*, 1998).

I.1.4. L'activité minimale détectable (AMD) des radionucléides d'intérêt

L'activité minimale détectable permet d'exprimer la sensibilité d'un système donné qu'on peut atteindre sous certaines conditions de travail, y compris l'analyste, et elle calculée en utilisant l'expression 26.

A titre d'exemple, les valeurs de l'activité minimale détectable des radionucléides d'intérêt à savoir le ^{210}Pb , ^{238}U , ^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{137}Cs , ^{228}Ac , et ^{40}K de notre chaîne de spectrométrie gamma utilisée obtenues pour une masse de 100g et un temps de comptage de 172800s sont données dans le tableau 9.

Tableau 9: les activités minimales détectables AMD (Bq/Kg) des radionucléides d'intérêt.

RI	^{210}Pb	^{238}U	^{212}Pb	^{214}Pb	^{214}Bi	^{137}Cs	^{228}Ac	^{40}K
AMD	12,82	6,49	1,03	0,38	0,56	0,0108	5,35	7,61
(Bq/Kg)	\pm 2,78	\pm 0,95	\pm 0,10	\pm 0,05	\pm 0,06	\pm 0,0002	\pm 0,81	\pm 0,37

I.1.5. Datation de sédiment de la baie d'Alger à l'aide de l'Outil ^{210}Pb

I.1.5.1. Vitesse et taux de sédimentation

a) Modèle CRS

Ce modèle est basé sur le principe d'un flux constant. Ainsi, sur la base de l'inventaire du ^{210}Pb en excès du sédiment la vitesse et le taux de sédimentation de chaque section ont été calculés à l'aide de l'équation 45. Le tableau 10 récapitule les différentes valeurs obtenues pour ces deux grandeurs recherchées.

Tableau 10: le taux et la vitesse de sédimentation estimés par le modèle CRS dans le sédiment de la baie d'Alger.

Couche	Taux de sédimentation (g/cm ² /an)	Vitesse de sédimentation (cm/an)
C2 (0-0.5)	1,58±0,51	3,14±1,02
C2 (0.5-1)	0,67±0,22	1,01±0,33
C2 (1-3)	0,75±0,18	1,21±0,29
C2 (3-4)	1,17±0,37	2,02±0,64
C2 (4-5)	1,00±0,32	1,68±0,53
C2 (5-6)	0,69±0,21	1,13±0,35
C2 (6-7)	0,69±0,22	1,14±0,36
C2 (7-8)	0,68±0,22	1,13±0,36
C2 (8-9)	0,91±0,29	1,54±0,50
C2 (9-10)	1,07±0,34	1,81±0,58
C2 (10-12)	0,30±0,08	0,50±0,14
C2 (12-14)	0,35±0,11	0,56±0,17
C2 (14-16)	0,44±0,14	0,71±0,22
C2 (16-18)	0,37±0,12	0,59±0,19
C2 (18-20)	0,16±0,05	0,24±0,07
C2 (20-22)	0,21±0,07	0,31±0,10
C2 (22-24)	0,58±0,19	0,85±0,29
C2 (24-26)	0,12±0,04	0,18±0,06
C2 (26-28)	0,11±0,04	0,16±0,06
C2 (28-30)	0,14±0,05	0,19±0,07
C2 (30-32)	0,02±0,01	0,03±0,01
C2 (32-fin)	-	-

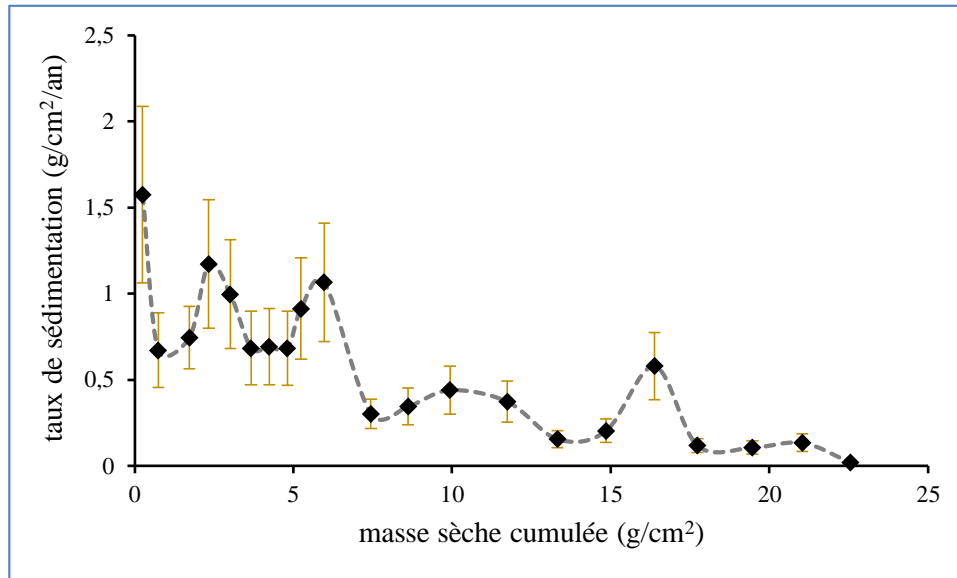


Figure 30: Taux de sédimentation en fonction de la masse sèche cumulée de sédiment de la baie d'Alger.

D'après la figure 30, on remarque que le taux de sédimentation varie en fonction de la profondeur avec une valeur moyenne de $(0.57 \pm 0.05) \text{g/cm}^2/\text{an}$.

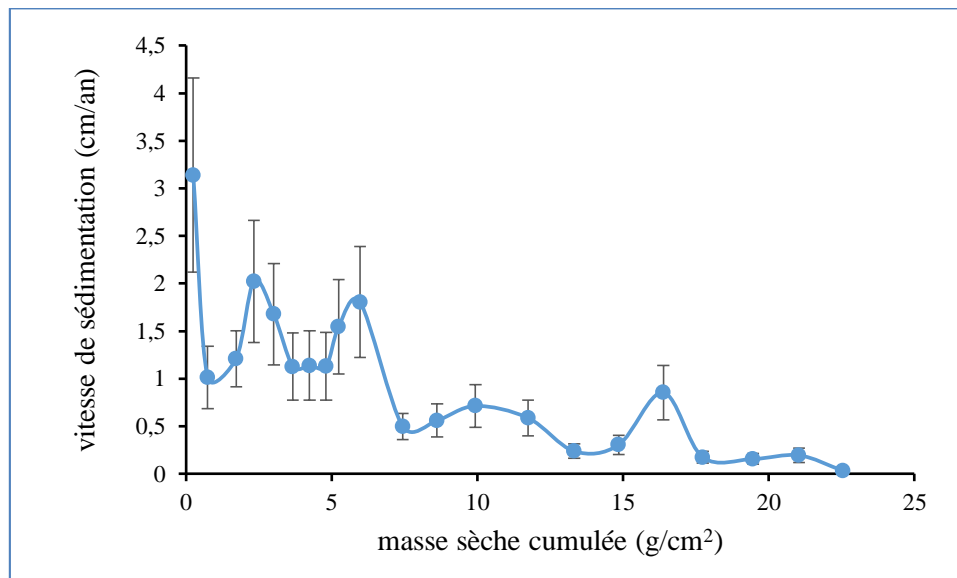


Figure 31: Vitesse de sédimentation en fonction de la masse sèche cumulée de sédiment de la baie d'Alger.

D'après la figure 31, on remarque que la vitesse de sédimentation varie en fonction de la profondeur dans la carotte de sédiment de la baie d'Alger, avec une moyenne de $(0.96 \pm 0.08) \text{cm/an}$. Cette valeur est supérieure à la vitesse de sédimentation trouvée par Noureddine en 2001 au large de la baie d'Alger qui est de l'ordre de $(0.5 \pm 0.06) \text{cm/an}$ (Noureddine, 2007). En revanche, la valeur estimée par le même modèle en 2012 dans une

carotte de sédiment prélevée au large de l'embouchure de l'oued El-Harrach (Taieb Errahmani, 2012) est de l'ordre de 0.2cm/an. En plus, notre valeur est comparable à celle trouvée de (1.0 ± 0.01) cm/an dans le sédiment de la baie de Jijel en 2001 (Noureddine, 2007).

Modèle CFCS

Le profil du ^{210}Pb très irrégulier observé, ainsi que l'absence d'une importante diminution entre la partie supérieure et la partie inférieure de la carotte (implique un temps court entre le dépôt de ces couches) empêche de linéariser le profil de Ln Pb *en excès*. Donc, les hypothèses de ce modèle qui suggère que les facteurs qui gouvernent la sédimentation soient constants, ne sont plus vérifiées.

I.1.5.2. Datation

L'âge de chaque couche de sédiment de la carotte de la baie d'Alger a été déterminé en utilisant le modèle CRS à l'aide de l'équation 43. Le tableau 11 récapitule l'âge obtenu pour les différentes couches de sédiment.

Tableau 11: âge des différentes couches de la carotte de sédiment de la baie d'Alger estimé par le modèle CRS.

Couche (cm)	CRS
C2 (0-0.5)	0,16±0,05
C2 (0.5-1)	0,88±0,24
C2 (1-3)	2,17±0,40
C2 (3-4)	2,69±0,44
C2 (4-5)	3,36±0,51
C2 (5-6)	4,30±0,60
C2 (6-7)	5,12±0,68
C2 (7-8)	5,94±0,75
C2 (8-9)	6,41±0,79
C2 (9-10)	7,09±0,85
C2 (10-12)	11,59±1,43
C2 (12-14)	14,81±1,74
C2 (14-16)	17,67±1,99
C2 (16-18)	22,16±2,40
C2 (18-20)	30,89±3,06
C2 (20-22)	37,58±3,55
C2 (22-24)	40,12±3,81
C2 (24-26)	49,80±4,55
C2 (26-28)	62,75±5,53
C2 (28-30)	72,63±6,79
C2 (30-32)	108,48±9,77
C2 (32-fin)	-

Les résultats du modèle CRS sont présentés à titre indicatif. Ce modèle repose sur l'inventaire global de ^{210}Pb *en excès* dans le sédiment, qui n'est pas possible puisque les activités du ^{210}Pb en excès n'atteignent pas la valeur de base (courte carotte). Comme notre profil ne présente pas une nette décroissance vers la profondeur, il n'est plus possible d'estimer la partie manquante de l'inventaire par extrapolation.

Ainsi, pour appliquer le modèle CRS (dans le cas de l'inventaire incomplet), il faut appliquer la méthode de point de référence qui est aussi impossible dans notre cas en raison de la variation plus ou moins homogène du profil du ^{137}Cs qui ne présente pas un pic exploitable comme time-marker.

De ce fait, l'exploitation des profils verticaux du ^{210}Pb et du ^{137}Cs afin d'estimer la vitesse de sédimentation et définir un modèle d'âge pour l'archive sédimentaire de la carotte prélevée au niveau de l'embouchure de l'oued El-Harrach de la baie d'Alger est très difficile voire impossible.

Il faut signaler aussi que cette zone de proche embouchure soumise aux apports et aux profondeurs étudiées et influencées par l'action érosive et re-mobilisatrice, peut être éventuellement touchée par le Tremblement de terre survenu en mai 2003 à d'Alger (mini Tsunami).

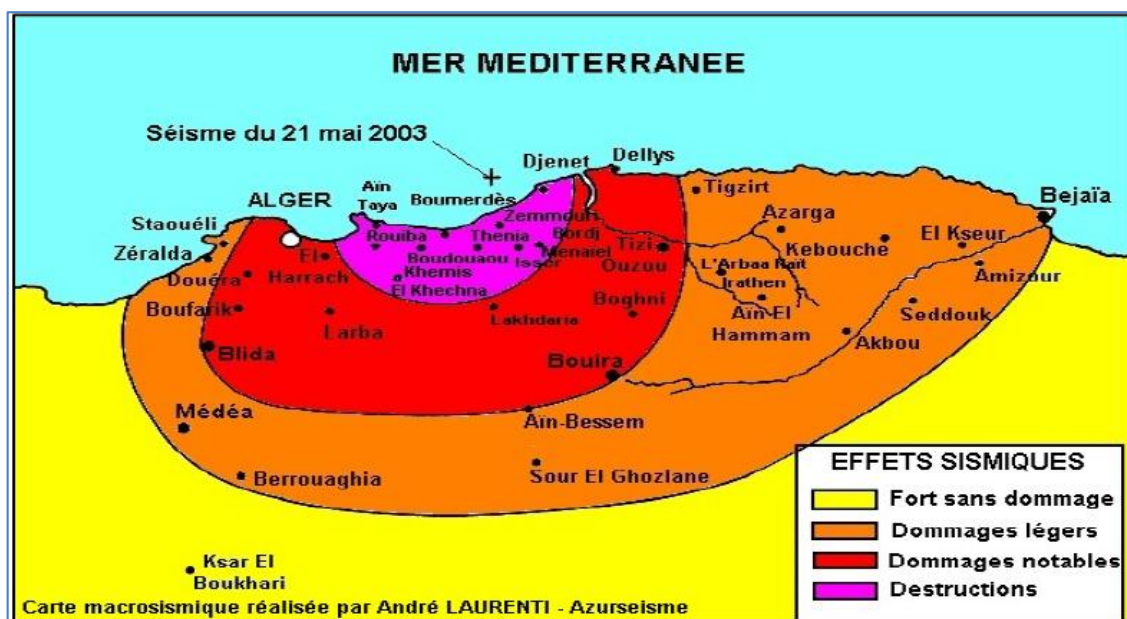


Figure 32: Répartition des dégâts du séisme de Boumerdes (Source : *in* Seghir, 2007).

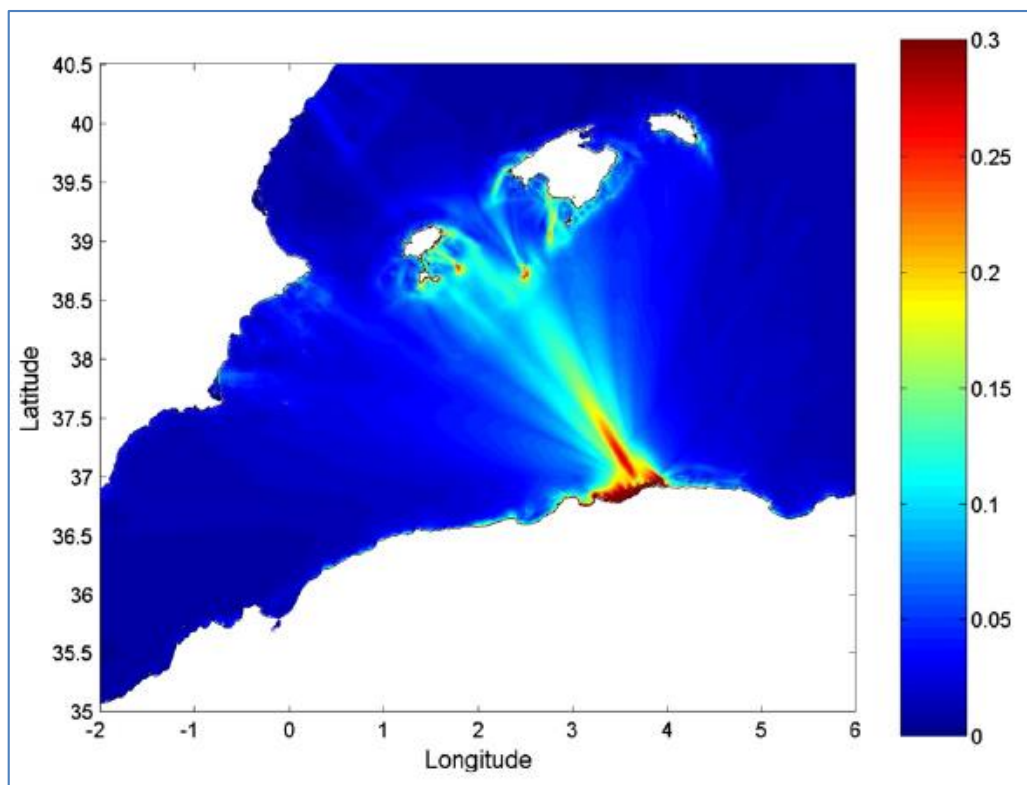


Figure 33: Amplitude maximale calculée (m) de la vague après 2h de tsunami algérien de 2003 (Source: Periañez et Abril, 2013).

En effet, nous essayons de limiter la chronologie en comparant nos résultats avec d'autres carottes représentatifs ;

Dans le milieu marin, les retombées du ^{137}Cs sont intégrées dans la colonne d'eau et elles correspondent à des séries chronologiques avec un ancien pic urbain vers 1970. Ce pic n'apparaît pas dans notre profil, donc la couche la plus ancienne doit être plus récente que 45 ans. Par conséquent, l'âge de 108 ± 10 ans trouvé par le CRS dans la dernière couche de la carotte met les résultats de ce modèle en doute.

Le profil du ^{210}Pb *en excès* n'est pas monotone décroissant, et un âge d'environ 40 ans représentent le double de la demi-vie du ^{210}Pb . Cela signifie que les concentrations devraient diminuer jusqu'à un facteur de 4 dans la base de la carotte, mais ce n'est pas le cas. Donc, nous supposons que cette carotte est très courte (et très jeune), et la couche plus ancienne a très probablement seulement 10-30 ans. Cela implique également un taux de sédimentation très élevé.

La carotte de sédiment peut contenir (ou peut être dans son ensemble) un épisode d'affaissement (un épisode de dépôt d'une grande quantité de sédiment dans un court laps de temps).

I.1.6. Comportement et corrélation des radionucléides d'intérêt dans le sédiment de la baie d'Alger

L'étude des corrélations entre radionucléides peut être utilisée pour déduire certaines conclusions sur le comportement et la coexistence des radionucléides au sein d'un sédiment marin. Cependant, ces corrélations ne doivent pas être confondues avec les interactions chimiques réelles entre les radionucléides (Nielsen, et Murray, 2008). Pour cela, une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée.

L'ACP est une analyse multidimensionnelle, c'est une méthode qui permet de présenter graphiquement un maximum d'information contenue dans un tableau de données. Ce dernier est une matrice rectangulaire de P variable initiale (colonne) et de N individus (ligne).

Les variables initiales présentant un $r \geq 0.8$ sont prises en considération. Dans un plan, la meilleure manière de prendre en compte les variables est de calculer la somme des carrés des coefficients de corrélation.

ACP a donc pour but, de réduire un système complexe de corrélation en plus petit nombre de dimensions.

Pour la présente étude, une ACP a été réalisée sur une matrice de 23 lignes (différentes couches de la carotte) et 7 colonnes (radionucléides d'intérêt et la MO) à l'aide du logiciel Statistica version 5.1.

Les résultats obtenus montrent que les trois premières composantes principales expliquent 86 % de l'information totale (tableau 12).

Tableau 12: Extraction des composantes principales et valeurs propres des trois axes retenus.

Axes	Valeurs Propres	Variance totale (%)	Valeurs Propres cumulées	Pourcentage cumulé de la variance (%)
1	4,01	57,28	4,01	57,28
2	1,13	16,08	5,14	73,37
3	0,93	13,30	6,07	86,67

L'examen du tableau 13 et les figures 34, et 35 montrent que les variables qui contribuent à la formation des axes sont : ^{226}Ra , ^{137}Cs , ^{232}Th , et ^{40}K pour l'axe I, ^{238}U pour l'axe II, et ^{210}Pb pour l'axe III. Donc, l'axe I correspond aux variables ^{226}Ra , ^{137}Cs , ^{232}Th , et ^{40}K et l'axe II à la variable ^{238}U , tandis que l'axe III est relatif à la variable ^{210}Pb .

Tableau 13: contribution des variables à la formation des axes I, II et III.

Variables initiales	Facteurs		
	I	II	III
Pb-210	0,40	0,17	0,77
U-238	0,06	0,95	0,05
Ra-226	0,79	0,49	-0,05
Cs-137	0,90	-0,10	0,08
Th-232	0,99	0,08	0,06
K-40	0,87	0,22	0,28
MO	-0,59	-0,35	0,58
Variance Expliquée	3,68	1,36	1,03
Pourcentage Total	0,53	0,19	0,15

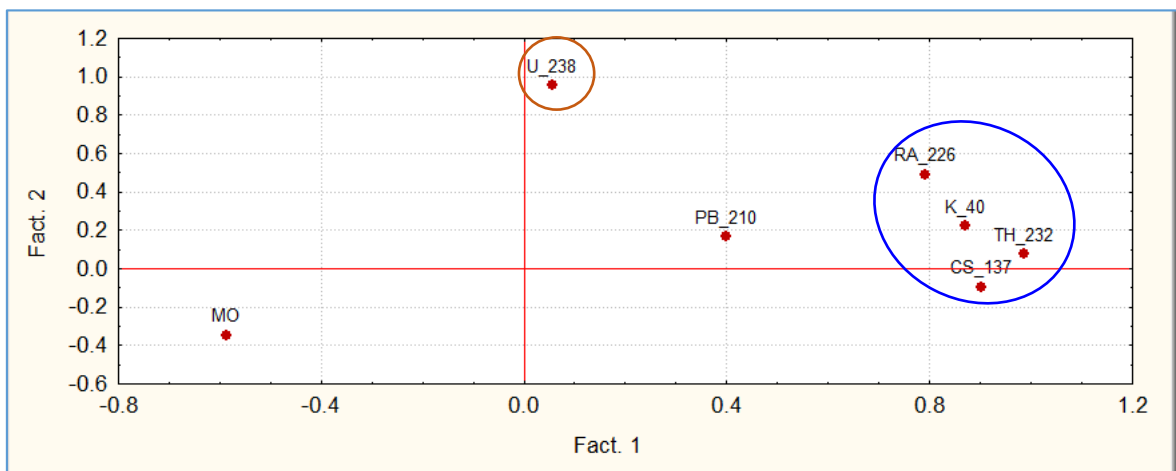


Figure 34: Projection des variables sur le plan I-II.

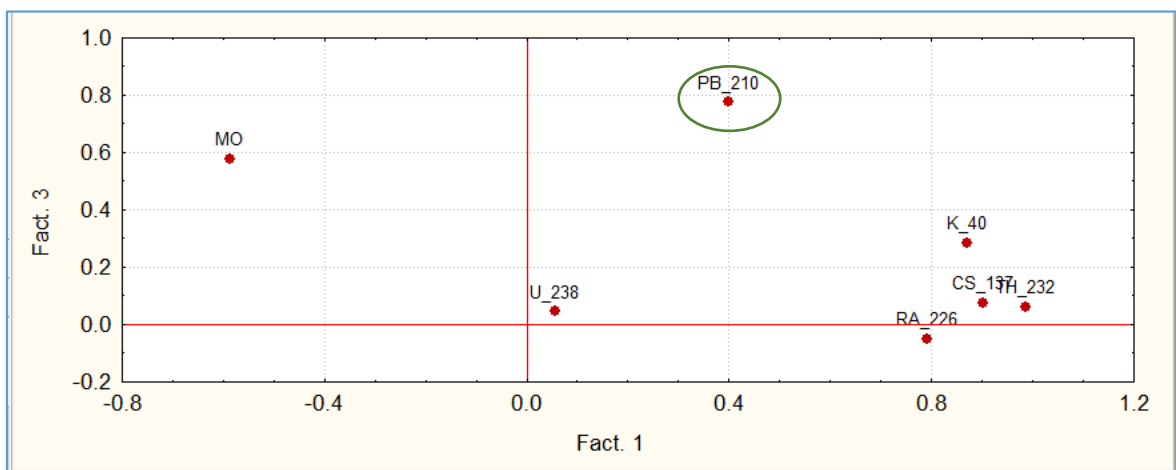


Figure 35: Projection des variables sur le plan I-III.

Cela signifie que ; les variables relative à ^{226}Ra , ^{137}Cs , ^{232}Th , et ^{40}K ont un comportement similaire le long des différentes couches du sédiment de la carotte de la baie d'Alger et elles sont gérées par les mêmes conditions du milieu. Cela peut être expliqué par le fait que les deux radionucléides ^{40}K et ^{232}Th ont une source terrigène et ils atteignent le milieu marin par lessivage des roches continentales. En plus, le ^{232}Th a une grande abondance dans la croûte terrestre et il est un peu soluble dans les eaux et il se trouve généralement associé à des solides.

Ainsi, le Cesium-137 est un isotope d'origine anthropique issu des retombées des explosions nucléaires dans l'atmosphère, depuis 1945. Cet élément est un marqueur fiable des apports continentaux, puisque l'ion Cs^+ est un élément alcalin monovalent qui s'échange avec les ions potassium (K^+) intercalés entre les feuillets aluminosilicates des argiles, ce qui lui donne une affinité particulière avec elles (Feïss et *al.*, 2004).

Le ^{210}Pb se comporte différemment des autres radionucléides dans le sédiment marin. Il provient des apports atmosphériques et de la décroissance radioactive in situ du ^{226}Ra .

L' ^{238}U a un comportement différent des autres radionucléides dans le sédiment de la baie d'Alger. Cela peut être en relation avec la forte solubilité de cet élément dans les eaux. En plus, les eaux fortement carbonatées entraînent une diminution de l'adsorption de l'uranium sur les particules en raison d'une augmentation de la solubilité de l'élément (complexes uranyles carbonatés dominants) (IRSN, 2001).

La MO a un comportement différent que celui des radionucléides d'intérêt dans la carotte du sédiment de la baie d'Alger, et d'après le tableau 14, la MO ne présente aucune corrélation significative avec ces derniers (sauf le ^{226}Ra). Cela suggère que la composition de la MO dans les différentes couches de la carotte de sédiment de la baie d'Alger ne contrôle pas le comportement des radionucléides d'intérêt.

Le ^{226}Ra montre une corrélation négative modérée avec la MO (tableau 14). Donc, les minéraux hydratés classiques (argiles, hydroxydes de fer et de manganèse, etc.) peuvent défavoriser la sorption du ^{226}Ra

Tableau 14: coefficients de corrélation des radionucléides et MO dans les sédiments de la carotte de la baie d'Alger

	Pb-210	U-238	Ra-226	Cs-137	Th-232	K-40	MO
Pb-210	1						
U-238	0,13	1					
Ra-226	0,36	0,43	1				
Cs-137	0,33	0,07	0,55	1			
Th-232	0,43	0,15	0,80	0,89	1		
K-40	0,48	0,29	0,81	0,77	0,91	1	
MO	-0,05	-0,26	-0,65	-0,39	-0,55	-0,31	1

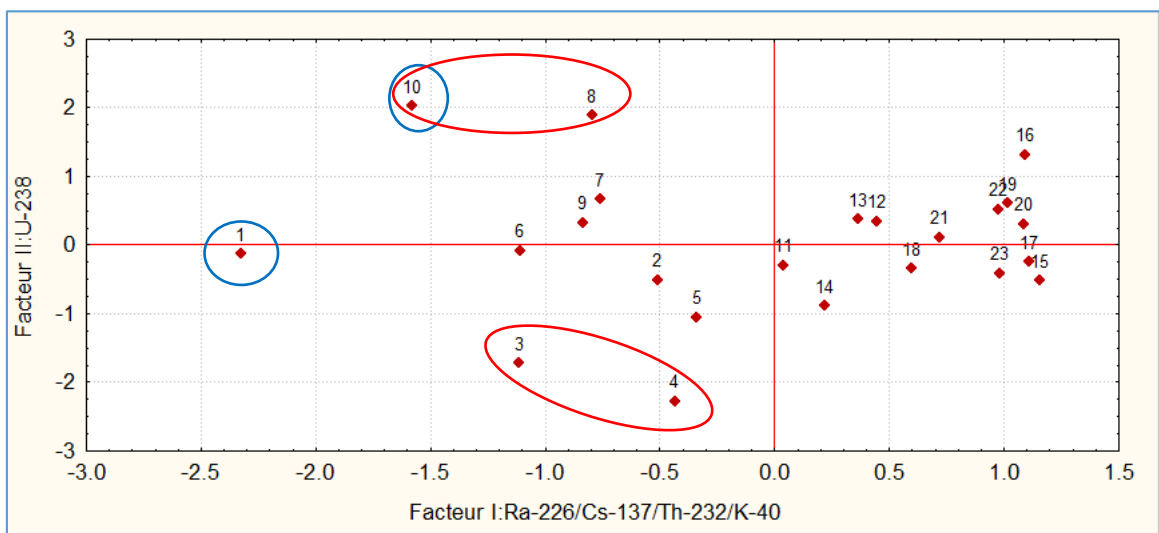


Figure 36: Projection des individus sur le plan I-II.

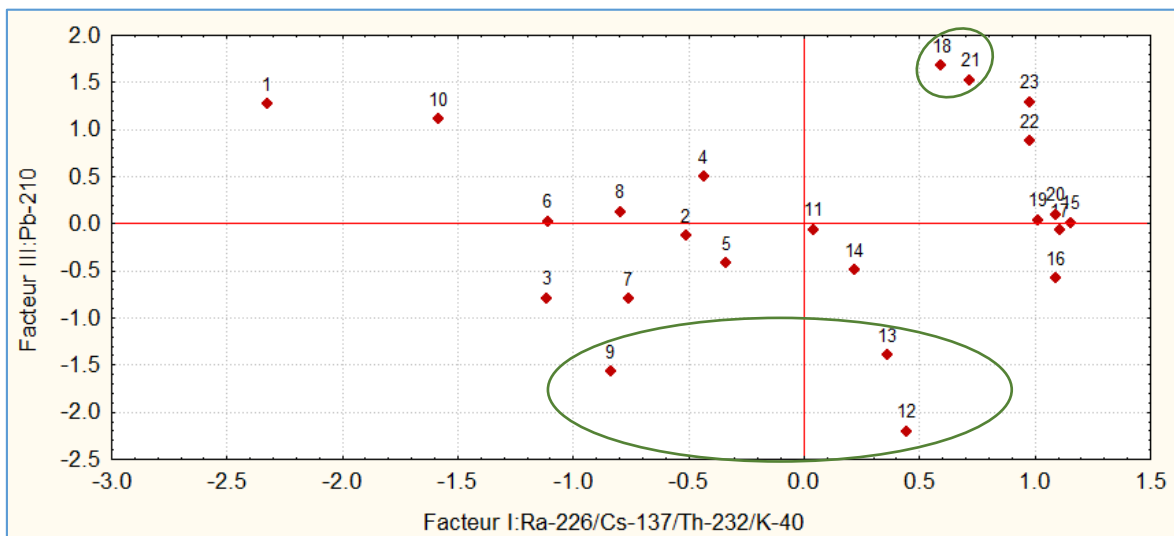


Figure 37: Projection des individus sur le plan I-III.

La projection des individus sur l'axe I révèle les fortes coordonnées des couches 1 et 10 dans l'axe I (^{226}Ra , ^{137}Cs , ^{232}Th , ^{40}K). Cela suggère que la variation des activités de ces radionucléides dans les couches 1, et 10 est différente ou remarquable que les autres couches de la carotte de sédiment de la baie d'Alger. De ce fait, et d'après les résultats obtenus, nous avons enregistré l'activité minimale des radionucléides (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) dans la couche 01 de surface. En plus la couche 10 (8-9 cm) présente une activité faible par rapport aux autres couches de la carotte et présente un point de transition dans les profils de ces radionucléides (figure 25, 27, 28) qui accroît légèrement vers la profondeur.

La projection des individus sur l'axe II (^{238}U) montre aussi une distribution opposée des couches (8, 10) et les couches (3, 4). Par conséquent, les activités de ^{238}U dans les couches 3, et 4 sont plus importantes que celles dans les couches 8 et 10. En effet, nous avons enregistré l'activité maximale de ^{238}U dans la couche 4, tandis que la valeur minimale est enregistrée dans la couche 10.

La projection des individus sur l'axe III (^{210}Pb) révèle une distribution inversée des couches (18, 21) et les couches (9, 12, 13). Il résulte que les activités du ^{210}Pb dans les couches 12, 13 sont supérieures que celles des couches 18, 21. Cela peut être expliqué par la décroissance radioactive du ^{210}Pb en fonction de la profondeur.

La projection des individus sur l'axe I, II, et III montre que les couches (2, 5, 6, 7, 11, 14, 15, 16, 17, 19, 20, 22, 23) ne donnent aucune information. Cela peut être expliqué par la variation plus ou moins homogène des activités des radionucléides tel que ^{210}Pb , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th dans ces couches qui réduit leurs contributions à la dispersion selon chacun de ces axes.

Finalement, l'analyse en composante principale nous a permis d'avoir une idée sur le comportement global des radionucléides d'intérêt à savoir le ^{210}Pb , ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra , et la MO dans le sédiment de la carotte de la baie d'Alger, ainsi que les intercorrélations. Elle fait ressortir aussi les couches qui se caractérisent par des activités remarquables en ces radionucléides et la variation en fonction de la profondeur.

I.2 La Baie de Bou-Ismail

Les résultats issus de l'analyse des échantillons de comptage direct par spectrométrie gamma de la carotte de sédiment prélevée en face à l'oued El-Nador à 73m de profondeur sont présentés plus loin.

I.2.1. Le Taux d'Humidité

La figure 38 présente le profil vertical du taux d'humidité le long de la carotte sédimentaire prélevée au niveau de la baie de Bou-Ismail à l'embouchure d'Oued El-Nador (6.54Km par rapport à la côte). Ce profil montre des valeurs plus ou moins constantes [30.33%- 38.23%] avec une légère diminution avec la profondeur. L'absence d'une variation significative tend à montrer qu'il s'agit de dépôt sédimentaire rapidement consolidés.

Ces pourcentages en eau dans le sédiment pourraient être en relation avec la nature du sédiment, sable- sable vaseux- vase, observés de haut en bas dans les sections de la carotte durant le découpage ; et la pression exercée durant la compaction et les processus de sédimentations lors de la formation de ce dernier.

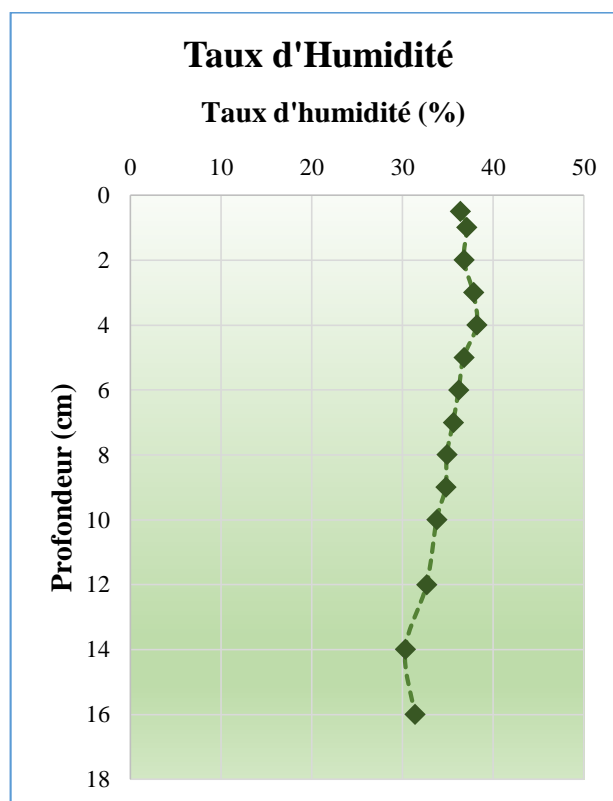


Figure 38: Profil vertical du taux d'humidité dans le sédiment de la carotte de la baie de Bou-Ismail.

I.2.2. La Matière Organique

L'évolution du taux de la MO le long de la carotte de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl est présentée par le profil de la figure 39. D'après ce dernier, on remarque que la variation de la MO le long de la profondeur est plus ou moins homogène avec une valeur moyenne de $10.59\% \pm 0.69$.

Les valeurs de la MO augmentent d'une valeur de 9.38% de la couche de surface vers une valeur de 11.82% de l'avant dernière couche de la carotte. Cette perte au feu correspond à l'oxydation de la matière organique et à la déshydratation des minéraux hydratés classiques (argiles, hydroxydes de fer et de manganèse, etc.) que l'on rencontre dans les vases (Wollast, 1975).

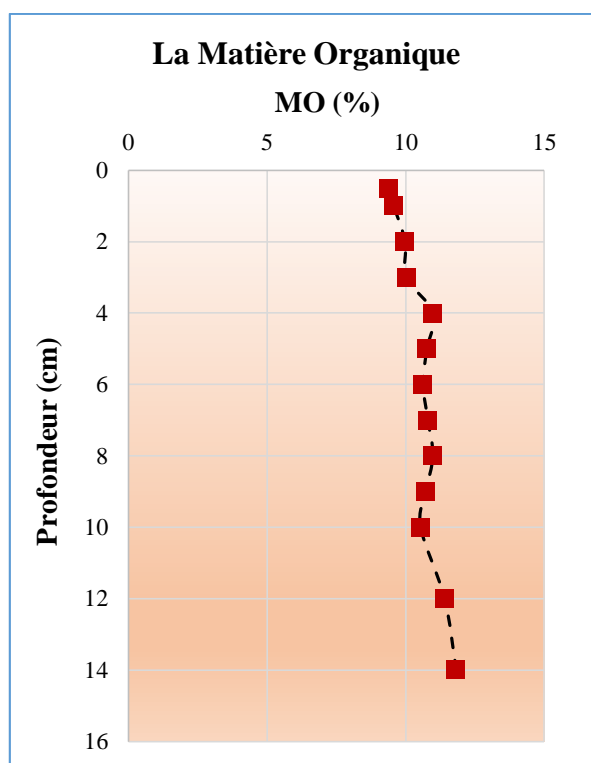


Figure 39: Profil vertical de la MO dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

I.2.3. Les activités spécifiques des radionucléides d'intérêt

La gamme des activités des radionucléides émetteurs gamma naturels mesurées dans les sédiments de la baie de Bou-Ismaïl diffèrent largement du fait que leurs présences dans l'environnement marin dépendent de leurs propriétés physiques, chimiques et géochimiques (Sam et *al.*, 1998).

I.2.3.1. L'Uranium 238 et ses descendants (^{210}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , et ^{226}Ra)

a) Uranium 238

Les activités massiques de l' ^{238}U enregistrées dans les différentes couches de la carotte de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl varient entre $(11.14 \pm 1.75)\text{Bq/Kg}$ et $(31.96 \pm 4.90)\text{Bq/Kg}$ rencontrée au niveau de la couche (2-3) cm et (3-4) cm respectivement.

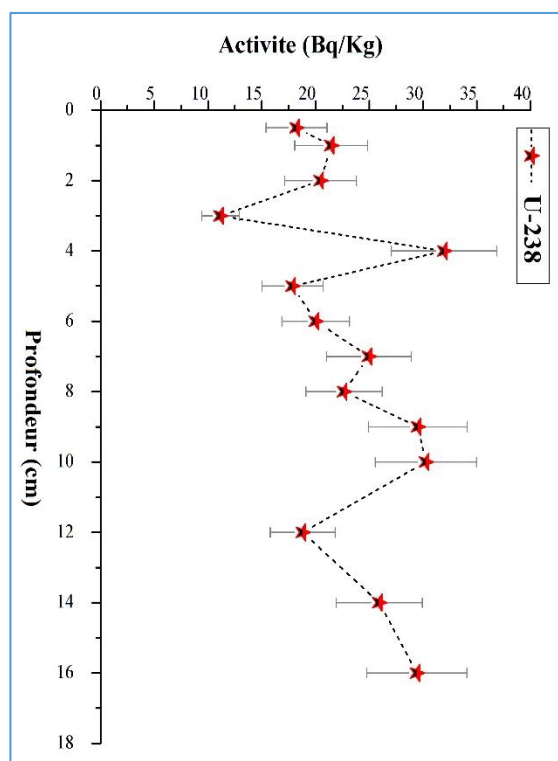


Figure 40: Profil vertical de l' ^{238}U dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

b) Plomb 214, Bismuth 214, Radium 226

Les activités spécifiques du ^{214}Pb augmentent d'une valeur de $(16.26 \pm 2.12)\text{Bq/Kg}$ (au niveau de la couche (3-4) cm) à une valeur de $(21.50 \pm 2.76)\text{Bq/Kg}$ (au niveau de la couche (10-12) cm).

Les valeurs du ^{214}Bi en termes d'activité sont comprises entre (11.22 ± 1.28) et $(19.08 \pm 2.01)\text{Bq/Kg}$ enregistrées dans les couches (0-0.5) cm et (10-12) cm, respectivement.

Les activités du ^{226}Ra dans les différentes couches du sédiment varient entre un minimum de $(14.02 \pm 2.47)\text{Bq/Kg}$ et un maximum de $(20.29 \pm 3.37)\text{Bq/Kg}$ observées dans les couches (0-0.5) cm et (10-12) cm, respectivement.

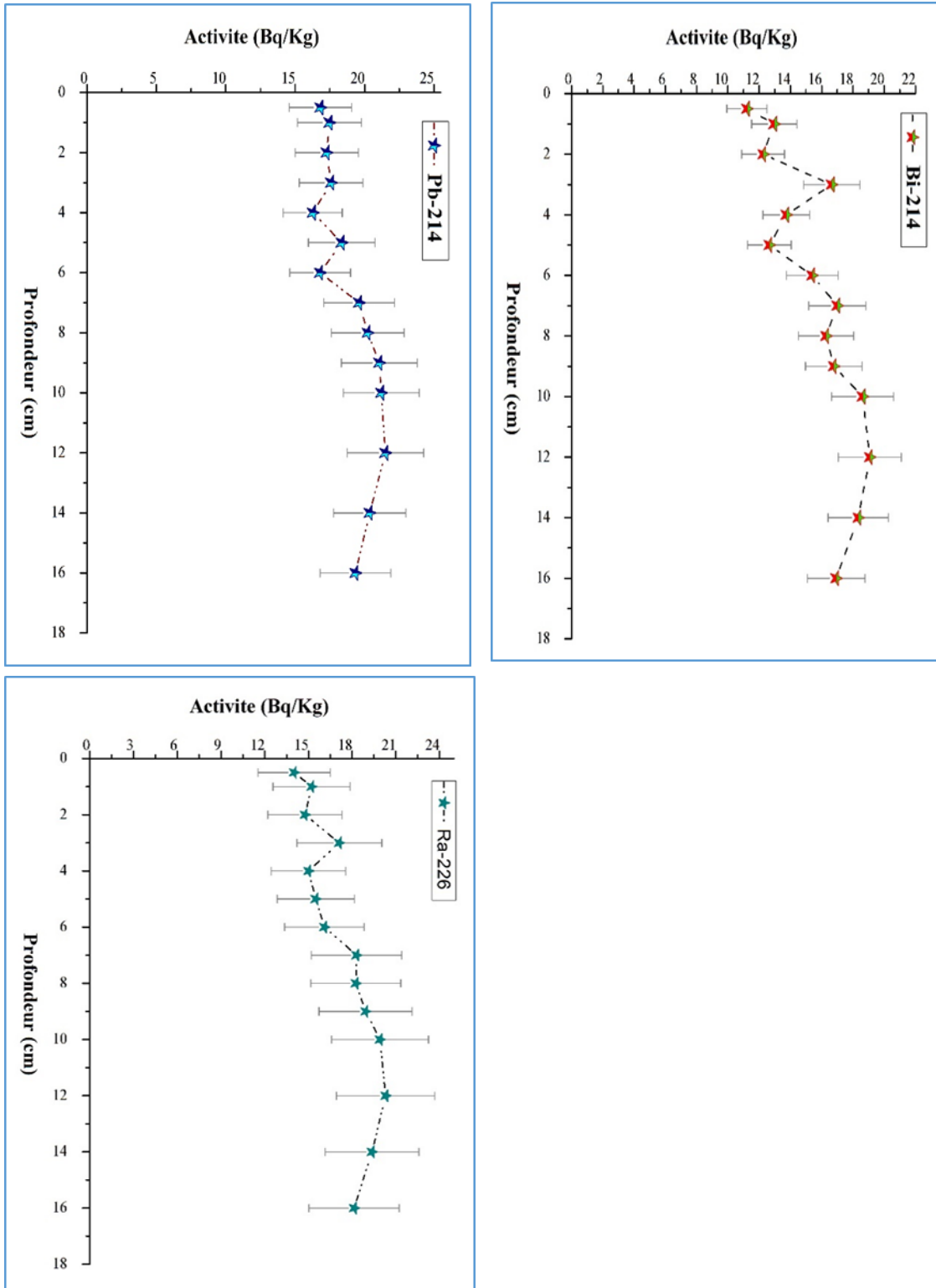


Figure 41: Profils verticaux du ^{214}Pb , ^{214}Bi et ^{226}Ra dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

D'après les profils de la figure 41, on remarque que les descendants de l' ^{238}U dans la carotte de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl varient d'une façon plus ou moins homogène. La légère augmentation observée des activités de ces radionucléides dans les couches inférieures de la carotte peuvent être en relation avec la nature vaseuse du sédiment rencontrée dans les dernières couches que la nature sableuse et sableux-vaseuse des premières couches.

Ces radionucléides présents dans l'atmosphère et le milieu terrestre sont introduits dans le milieu marin par différentes voies. Après leur mouvement horizontal et vertical dans la colonne d'eau et leur fixation à la matière en suspension, ils se déposent sur le fond marin, et se déplacent dans les couches de sédiment du milieu. Le comportement et l'évolution des radionucléides dans ce dernier dépendent de la granulométrie et la composition du sédiment qui peuvent éventuellement changer d'une couche à une autre (Noureddine, 2007).

Par ailleurs, la différence entre les valeurs de l' ^{238}U et les autres radioéléments de la série peut principalement être due à la différence de mobilité et propriétés géochimiques entre l' ^{238}U et d'autres radioéléments de la série ^{238}U ainsi qu'aux phénomènes d'émanation du ^{222}Rn depuis le ^{214}Bi et ^{214}Pb (Benamar, 1999).

c) Plomb 210

Les activités spécifiques des sédiments en ^{210}Pb s'inscrivent dans l'intervalle $[22.80 \pm 6.12 - 117.72 \pm 28.03]$ Bq/Kg enregistrées dans les couches (1-2) et (14-fin) cm, respectivement.

Les activités du ^{210}Pb *en excès* varient entre (4.67 ± 1.31) et (102.95 ± 26.08) Bq/Kg enregistrées au niveau de la couche (14-fin) et (1-2) cm, respectivement.

Le profil de la figure 42 présente la variation de l'activité de ^{210}Pb le long de la carotte. Cette activité (sauf les deux premières couches) diminue de la surface jusqu'au fond, qui présente un profil ordinaire du ^{210}Pb dans une zone marine caractérisée par un apport stable. On peut constater que les deux premières couches comme zone de bioturbation.

Le profil du ^{210}Pb *en excès* varie d'une façon similaire que le ^{210}Pb total, mais avec des grandeurs de valeurs différentes.

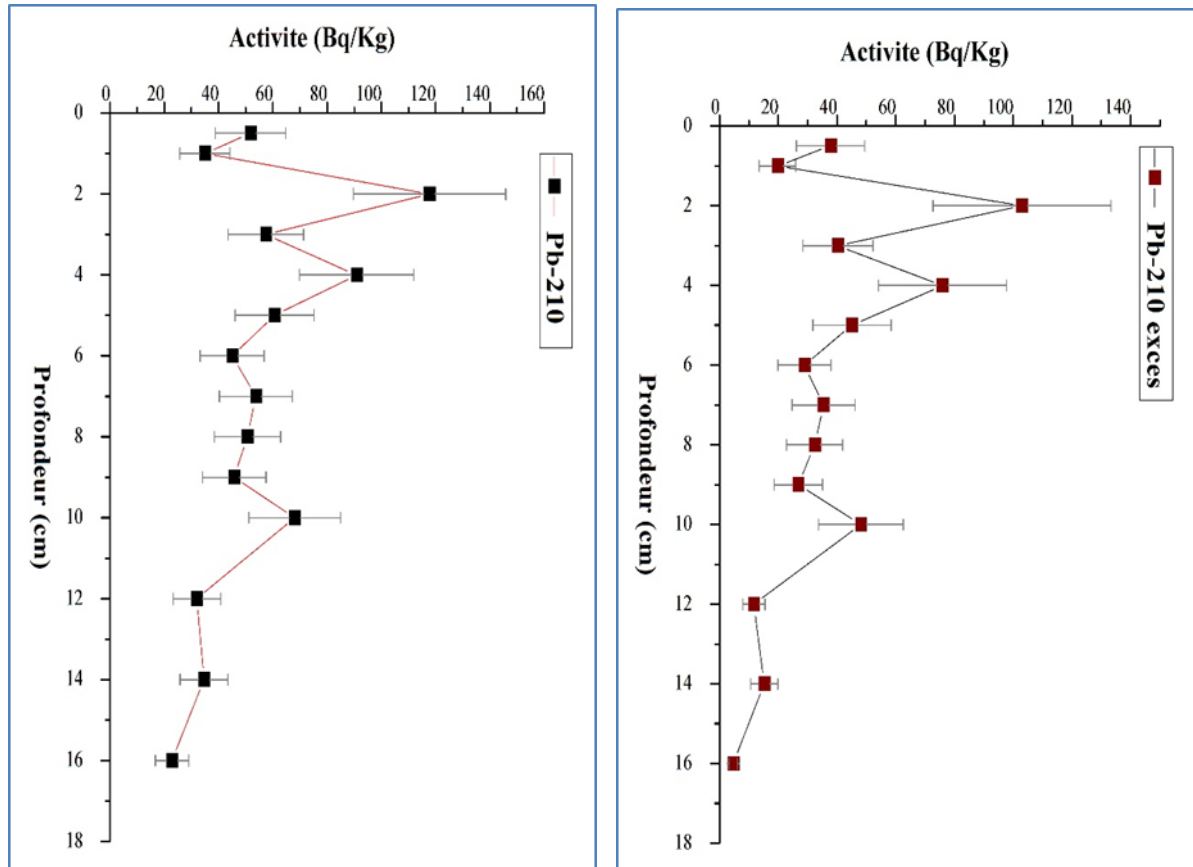


Figure 42: Profils verticaux du ^{210}Pb et le ^{210}Pb en excès dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

La faible activité de ^{210}Pb dans les dernières couches peut être expliquée par un dépôt d'un flux de sédiment de faible activité en ^{210}Pb fournie par l'oued, et un négligeable scavenging de ^{210}Pb marin durant le dépôt rapide de sédiment. Elle peut être aussi due à la dissolution de la MO. (Sommerfield et Nittrouer, 1999, Rajashekara *et al.*, 2008)

En général, les concentrations de ^{210}Pb sont élevées par rapport à celles du ^{226}Ra liées à leurs séries de désintégration et les caractéristiques de leurs parents immédiats. Il est probablement due à la demi-vie du ^{210}Pb , qui est plus courte que celle du ^{226}Ra ; la haute régénération in situ du ^{210}Pb dans le sédiment et d'autres sources par rapport au ^{226}Ra ; ainsi que le ^{210}Pb qui est éliminé rapidement par scavenging de la colonne l'eau vers le sédiment. La faible activité du ^{226}Ra est due à la dilution ou la dissolution plus importante dans les eaux profondes sous l'influence des processus de diffusion (Krest *et al.*, 1999, et Zal U'yun Wan *et al.*, 2011).

I.2.3.2. Thorium 232 et ses descendants

a) Plomb 212, Actinium 228

Les activités massiques du ^{212}Pb augmentent entre un minimum de $(18.95 \pm 1.99)\text{Bq/Kg}$ notée dans la couche de surface (0-0.5) cm et un maximum de $(31.01 \pm 3.13)\text{Bq/Kg}$ enregistré dans la couche (10-12) cm.

Les valeurs de l'activité de l' ^{228}Ac oscillent entre $(18.17 \pm 3.03)\text{Bq/Kg}$ enregistrée dans la couche de surface (0-0.5) cm et $(40.69 \pm 6.23)\text{Bq/Kg}$ repérée dans la couche (10-12) cm.

Les profils de la figure 43 présentent la variation des activités du ^{212}Pb et ^{228}Ac dans la carotte de sédiment prélevée au niveau de la baie de Bou-Ismaïl. Ces profils montrent une légère augmentation vers la profondeur indiquant une diminution d'apport riche en thorium ces dernières années dans la colonne d'eau. Elle pourrait être aussi, expliquée par la nature vaseuse du sédiment dans cette partie.

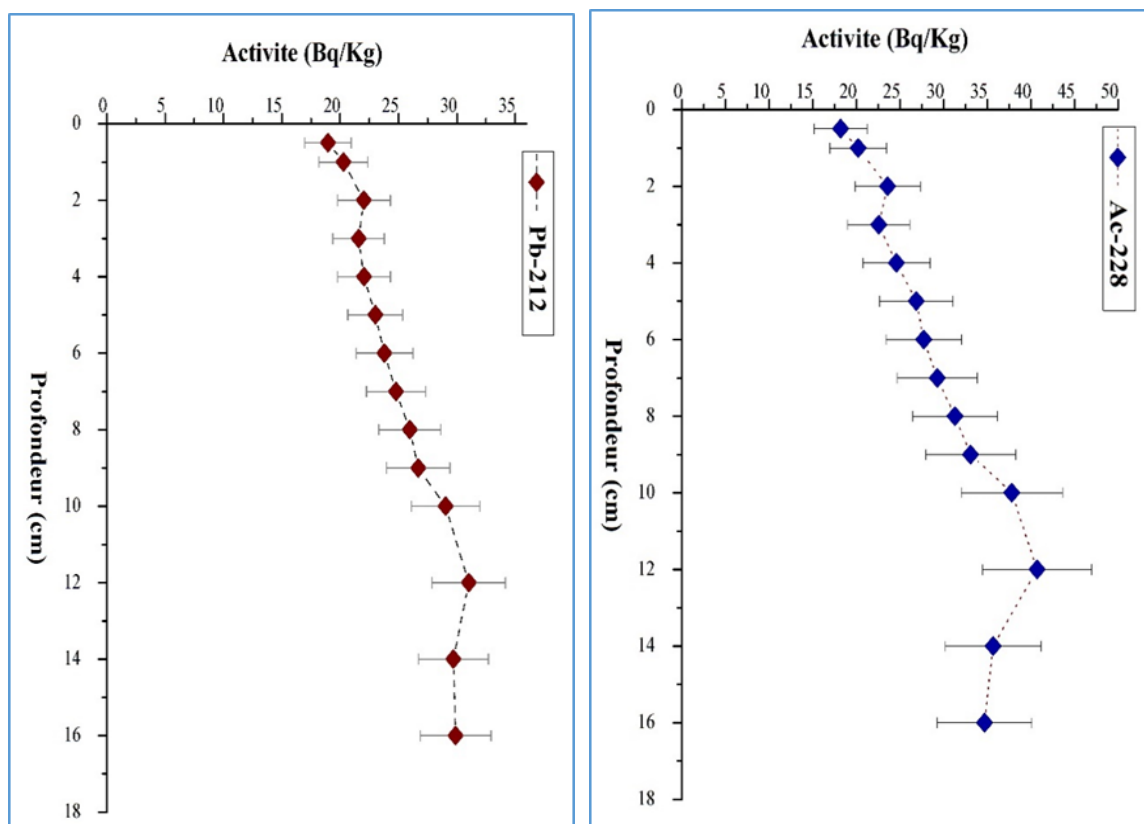


Figure 43: Profils verticaux du ^{212}Pb , et ^{228}Ac dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

Les teneurs de Th observées peuvent être dues à la géologie de la région (y compris la présence des roches métamorphiques). Cependant, une enquête géochimique détaillée est nécessaire pour parvenir à une conclusion définitive sur les causes.

Globalement, l'augmentation ou la diminution des radionucléides dans le sédiment sont également affectées par la quantité et la composition de la MO, cinétique d'adsorption et le pH du milieu (Ramadan et Diab, 2013, Alfonso et *al.*, 2014).

De plus, la région littorale et continentale de Bou-Ismaïl sont caractérisées par sa vocation agricole et le recours aux engrais se fait sentir de plus en plus. L'utilisation agricole d'engrais phosphatés issus de phosphates naturels contenant typiquement entre $5,9 \cdot 10^{-3}$ et $6,6 \cdot 10^{-2}$ Bq/g de Th-232 (Ashkinazi, 1982).

Les activités de ^{232}Th sont plus importantes que l' ^{238}U et le ^{226}Ra . Ceci peut être dû à la mobilité géochimique basse et la nature insoluble de Thorium dans l'eau (UNSCEAR, 2000), et également du fait que le thorium soit trois à quatre fois plus abondant dans la couche terrestre que l'uranium (IPSN, 2001).

Le rapport d'activité du $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl a une valeur moyenne de (1.22 ± 0.34) . Il peut être expliqué par le fait que les radioéléments d'uranium et de thorium ont un comportement différent dans l'environnement marin. Tandis que l'uranium reste dissous dans l'eau, le thorium est un élément particulièrement insoluble dans les eaux naturelles et il est généralement trouvé associé avec la matière solide. Il est connu que le potassium est plus mobile que l'uranium et le thorium.

I.2.3.3. Potassium 40

Les activités de ^{40}K dans les différentes couches de la carotte sédimentaire fluctuent entre $(282.80 \pm 13.84)\text{Bq/Kg}$ observée dans la couche (0.5-1) cm et $(533.59 \pm 24.76)\text{Bq/Kg}$ notée dans la couche (10-12) cm.

D'après le profil de la figure 44, on remarque que l'activité du potassium augmente de la surface jusqu'au fond de la carotte traduisant un apport ancien de sédiment riche en cet élément dans la colonne d'eau venant probablement par le biais d'oued El-Nador.

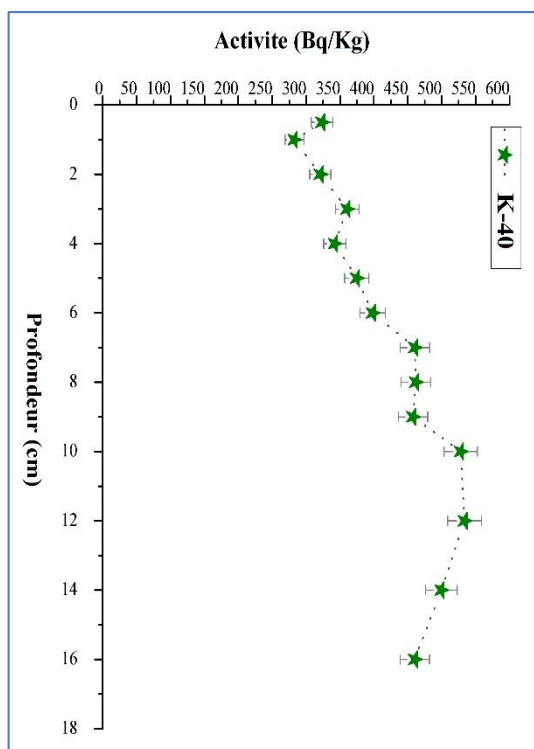


Figure 44: Profil vertical du ^{40}K dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

La présence du ^{40}K avec une activité relativement importante peut être expliquée par les apports terrigènes du ^{40}K via les eaux de ruissellement, le mécanisme d'érosion et la dissolution des particules fines. Le milieu marin particulièrement le sédiment est le récepteur final des contaminants, de toutes sources naturelles et anthropiques. Ainsi, l'utilisation des pesticides dans l'agriculture qui sont à la base du potassium, peut atteindre le milieu marin par les eaux de ruissellement et les oueds.

I.2.3.4. Césium 137

L'activité spécifique du ^{137}Cs dans le sédiment de la carotte de la baie de Bou-Ismaïl varie entre une valeur nulle dans la couche de surface et une valeur de $(4.15 \pm 0.25)\text{Bq/Kg}$ enregistrée au niveau de la couche (7-8) cm de profondeur.

Donc, le profil du ^{137}Cs augmente avec la profondeur où il atteint un maximum de 4.15 Bq/kg au niveau de la couche (7-8) cm, puis il diminue de nouveau jusqu'à une valeur de 0.51 Bq/Kg dans bas de la carotte. Le pic enregistré à 8 cm de profondeur peut correspondre à celui de Tchernobyl.

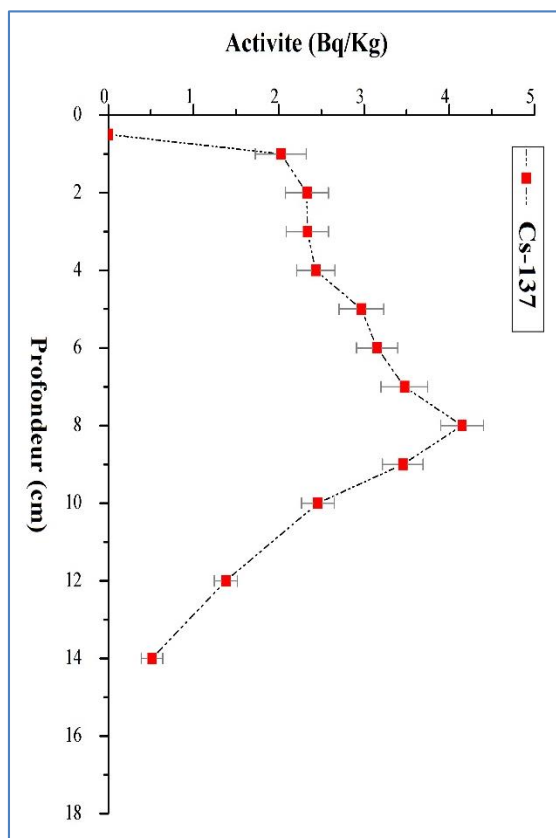


Figure 45: Profil vertical du ^{137}Cs dans le sédiment de la Baie de Bou-Ismaïl.

Le ^{137}Cs est un radioélément rejeté dans l'atmosphère, ensuite déposé par voie sèche ou humide sur l'écorce terrestre, et introduit finalement dans le milieu marin. Le ^{137}Cs dans la colonne d'eau se déplace horizontalement et verticalement pour se déposer sur les sédiments et se comporter selon les propriétés physico-chimiques. Il présente une affinité pour les particules fines et son déplacement dans la carotte de sédiment dépend principalement de la granulométrie, la capacité d'adsorption, la remise en suspension et la bioturbation (Di Lauro et *al.*, 2004, Noureddine, 2007).

En plus, La mobilité du césium, définie par la force des liaisons mises en œuvre, la cinétique et la réversibilité des processus d'adsorption, est conditionnée par sa forte affinité avec les minéraux argileux des matières en suspension et des sédiments. En raison de sa forme ionique dominante, le mécanisme essentiel de sorption du césium est l'échange d'ions, et concerne principalement les minéraux argileux, en particulier l'illite, sans exclure les carbonates et les oxy/hydroxydes. La cinétique de fixation du césium sur les matières en suspension et les sédiments, tout comme les quantités fixées, ne sont pas directement affectées par les variations du pH ou de l'oxygène dissous, mais sont fonction de divers paramètres environnementaux, tels que la taille des particules, le temps de contact, la concentration en matières en suspension, la concentration en ions dissous de

l'eau, la présence de phytoplancton, de micro-organismes, d'une faune bioturbatrice, de communautés algales benthiques ou de macrophytes. La désorption du césium diminue avec l'augmentation du temps de contact entre particules et radionucléide (IRSN, 2005).

I.2.4. Datation de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl à l'aide du ^{210}Pb

Le Plomb-210 est un isotope radioactif naturel de la chaîne de l' ^{238}U d'une période radioactive de (22.20 ± 0.22) ans ; il se désintègre en émettant un rayonnement gamma de faible énergie (46keV). Le ^{210}Pb se forme de deux façons, d'une part par la désintégration dans le sédiment du ^{226}Ra et, d'autre part par la désintégration dans l'atmosphère et dans la colonne d'eau du ^{222}Ra . Le ^{210}Pb associé au second processus s'associe rapidement aux particules. Il constitue le ^{210}Pb *en excès*. L'excès du ^{210}Pb mesuré correspond à la teneur en ^{210}Pb total auquel on retire le ^{226}Ra obtenu par les principales raies gamma, celles de ses pères directs, le ^{214}Pb et le ^{214}Bi en postulant un équilibre séculaire entre les deux dans la colonne sédimentaire.

Plusieurs modèles sont fondés sur plusieurs hypothèses et développés par plusieurs auteurs afin d'exploiter le profil du ^{210}Pb en excès dans le sédiment marin pour dater les différentes couches et estimer la vitesse et le taux de sédimentation. Ces modèles sont décrits dans le premier chapitre.

I.2.4.1. Vitesse et taux de sédimentation

a) Modèle CFCS

La vitesse et le taux de sédimentation au niveau de la baie de Bou-Ismaïl ont été calculés en se basant sur les hypothèses du modèle CFCS qui considère que les facteurs qui gouvernent la sédimentation sont constants.

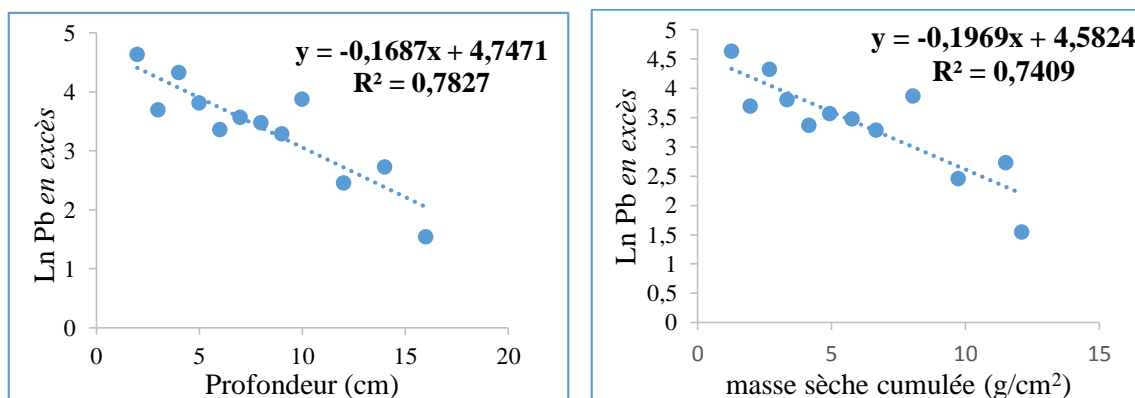


Figure 46: Logarithme de Pb *en excès* en fonction de la profondeur et de la masse sèche cumulée dans la carotte de la baie de Bou-Ismaïl, respectivement.

La vitesse et le taux de sédimentation ont été déduits à partir des pentes de régression des courbes de la figure 47, et les formules $s = -\lambda/b$ et $r = -\lambda/b$, respectivement.

La vitesse de sédimentation est de l'ordre de (0.19 ± 0.03) cm/an, tandis que le taux de sédimentation est de l'ordre de (0.16 ± 0.03) g/cm²/an.

b) Modèle CRS

Le modèle CRS est le plus utilisé pour la datation au ²¹⁰Pb du sédiment marin. Il suppose que le flux en Pb *en excès* vers le sédiment marin est constant mais le taux de sédimentation peut varier. Donc, le taux et la vitesse de sédimentation pour chaque couche sont calculés à l'aide de l'équation 45. Le tableau 15 récapitule le taux et la vitesse de sédimentation calculés pour chaque couche de sédiment.

Tableau 15: le taux de sédimentation estimé par le modèle CRS dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

Couche (cm)	Taux de sédimentation (g/cm ² /an)	Vitesse de sédimentation (cm/an)
C ₂ (0-0.5)	0,32±0,10	0,52±0,17
C ₂ (0.5-1)	0,61±0,20	0,86±0,28
C ₂ (1-2)	0,10±0,03	0,15±0,05
C ₂ (2-3)	0,23±0,07	0,36±0,11
C ₂ (3-4)	0,10±0,03	0,15±0,05
C ₂ (4-5)	0,15±0,05	0,23±0,07
C ₂ (5-6)	0,21±0,07	0,31±0,10
C ₂ (6-7)	0,15±0,05	0,21±0,07
C ₂ (7-8)	0,13±0,05	0,19±0,06
C ₂ (8-9)	0,13±0,05	0,18±0,07
C ₂ (9-10)	0,03±0,01	0,04±0,02
C ₂ (10-12)	0,08±0,03	0,10±0,04
C ₂ (12-14)	0,006±0,003	0,007±0,003
C ₂ (14-fin)	-	-

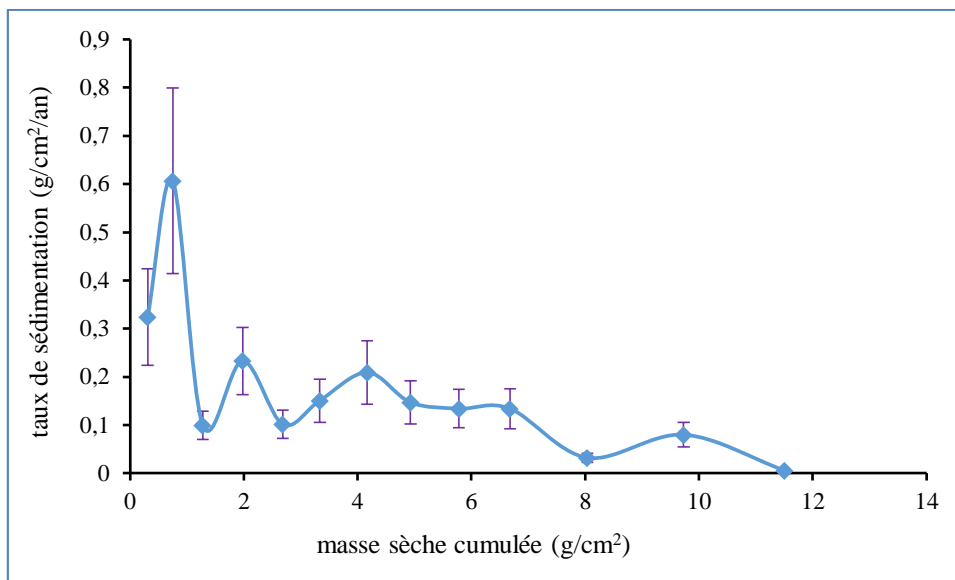


Figure 47: Taux de sédimentation en fonction de la masse sèche cumulée dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

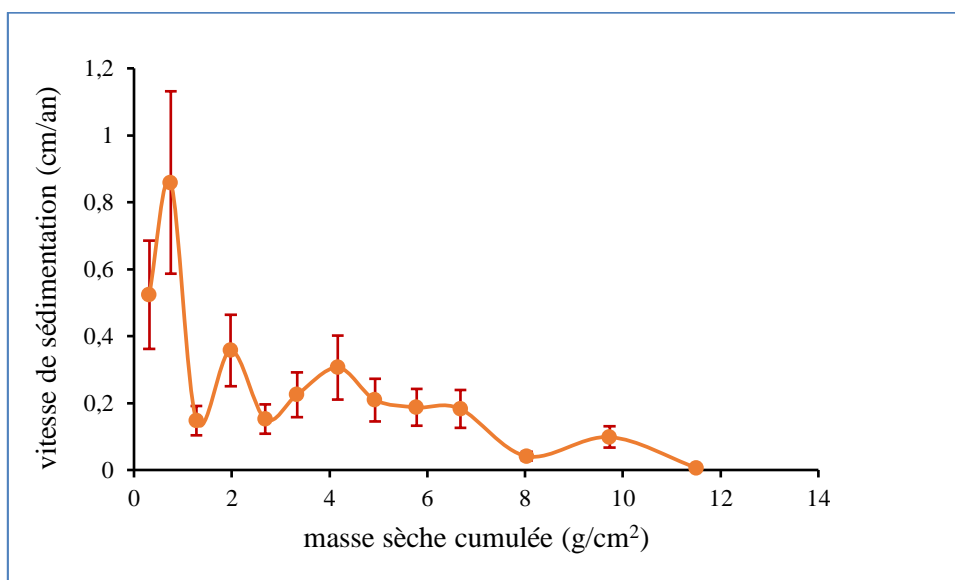


Figure 48: Vitesse de sédimentation en fonction de la masse sèche cumulée de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

D'après les figures 47, et 48 on remarque que le taux de sédimentation et la vitesse de sédimentation sont proportionnels et ils varient en fonction de la profondeur avec une valeur moyenne de $(0.17 \pm 0.02) \text{g/cm}^2/\text{an}$ et $(0.25 \pm 0.03) \text{cm/an}$ respectivement.

A l'aide du profil de ^{137}Cs qui est un radioélément artificiel, la vitesse et le taux de sédimentation moyen estimés sont de l'ordre de 0.26cm/an et $0.20 \text{g/cm}^2/\text{an}$,

respectivement. Le modèle CRS donne une meilleure estimation que le modèle CFCS dans notre cas.

Cette vitesse de sédimentation est dans la gamme des grandeurs de 0.18 cm/an et 0.22 cm/an trouvé par Nouredine et *al* (2003), et Rezgui (2013) dans la baie de Bou-Ismaïl et au large du Mazafran, respectivement.

A titre comparatif, la vitesse de sédimentation (0.31 ± 0.03 cm/an) enregistrée dans le sédiment du Golfe de Annaba en 2001 (Nouredine, 2007) est proche de notre valeur (0.26 cm/an).

I.2.4.2. Datation

L'âge de chaque couche de sédiment de la carotte de la baie de Bou-Ismaïl a été déterminé en utilisant les modèles CFCS et CRS par l'équation 32 et 43, respectivement. Le tableau 16 récapitule l'âge obtenu pour les différentes couches de sédiment.

Tableau 16: âges des différentes couches de la carotte de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl estimés par les différents modèles CFCS et CRS.

Couche (cm)	CFCS	CRS
C₂ (0-0.5)	1,95±0,37	0,94±0,30
C₂ (0.5-1)	2,78±0,52	1,66±0,39
C₂ (1-2)	3,33±0,63	6,55±1,45
C₂ (2-3)	7,74±1,46	9,42±1,72
C₂ (3-4)	12,19±2,29	15,70±2,39
C₂ (4-5)	16,30±3,07	19,75±2,75
C₂ (5-6)	21,56±4,05	23,51±3,09
C₂ (6-7)	26,36±4,96	28,30±3,57
C₂ (7-8)	31,73±5,97	34,10±4,23
C₂ (8-9)	37,39±7,03	40,17±5,03
C₂ (9-10)	45,96±8,64	67,06±6,58
C₂ (10-12)	56,64±10,65	83,32±8,75
C₂ (12-14)	67,84±12,76	159,23±10,67
C₂ (14-fin)	71,62±13,47	-

Les résultats donnés dans le tableau 16 sont représentés par la figure 49 afin de bien visualiser l'écart des âges entre les deux modèles.

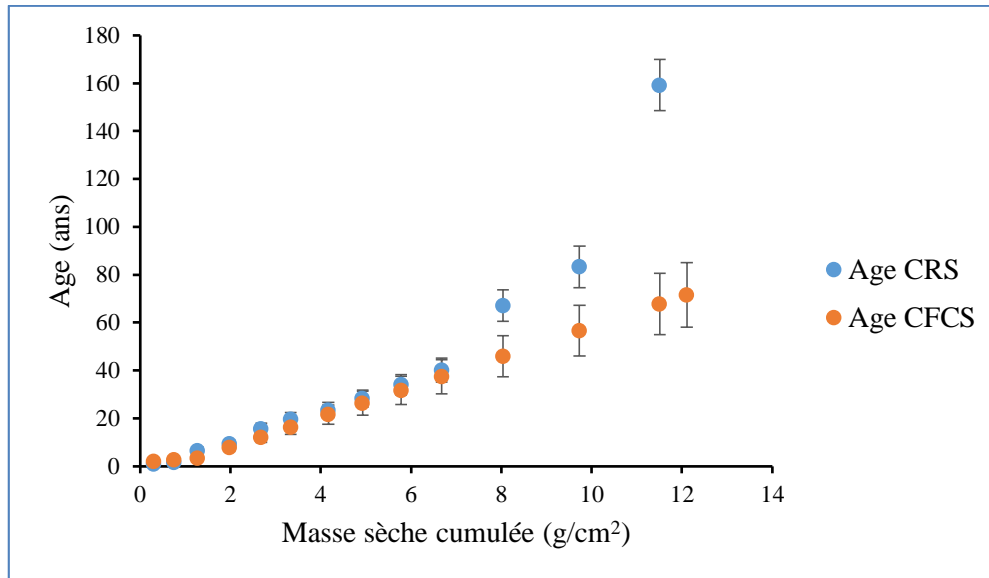


Figure 49: Age des différentes couches de sédiment en fonction de la masse sèche cumulée de la carotte de la baie de Bou-Ismaïl.

D'après les résultats présentés dans le tableau 16 et la figure 49, on remarque que les deux modèles donnent sensiblement les mêmes âges avec un écart plus important dans les trois dernières couches. En plus, les deux modèles convergent vers le pic de ^{137}Cs enregistré dans la couche (7-8) cm et correspondant à la période de Tchernobyl 1986.

- Le modèle CS n'a pas été utilisé puisque ce dernier ne peut être utilisé que si les valeurs des flux au sédiment de surface f_i sont connues pendant la période d'intérêt (environ 100 ans), ce qui n'est pas le cas.
- Les résultats du modèle CIC n'a pas été pris en compte à cause des résultats aberrants trouvés. Sanchez-Cabeza. Et Ruiz-Fernandez, 2012 ont recommandé de ne pas utiliser le modèle CIC pour les raisons suivantes :

-L'hypothèse du modèle CIC implique que le flux qui arrive au sédiment de surface et l'accumulation massive sont proportionnels. Cette hypothèse est très restrictive et dans notre cas, elle n'est pas vérifiée.

-L'hypothèse du système fermé implique que les couches les plus profondes doivent être vieilles et pour cette raison, le profil de concentration du ^{210}Pb en excès doit diminuer en fonction de la profondeur. Cependant, ce n'est pas le cas dans notre profil, impliquant que certaines sections plus profondes avec des concentrations plus élevées seraient plus jeunes, ce qui est une contradiction pour une carotte sédimentaire ordinaire.

I.2.5. Comportement et corrélation des radionucléides d'intérêt dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl

Pour la présente étude, une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée sur une matrice de 14 lignes (différentes couches de la carotte) ; 7 colonnes (radionucléides d'intérêt et la MO) à l'aide du logiciel Statistica version 5.1.

Les trois premières composantes expliquent plus de 85% de la variance totale (tableau 17).

Tableau 17: Extraction des composantes principales et valeurs propres des trois axes retenus.

Axes	Valeurs Propres	Variance totale (%)	Valeurs Propres cumulées	Pourcentage cumulé de la variance (%)
1	3,3	47,2	3,3	47,2
2	1,7	24,0	5,0	71,2
3	1,0	14,7	6,0	85,9

Tableau 18: contribution des variables à la formation des axes I, II et III.

Variables initiales	Facteurs		
	I	II	III
Pb-210	-0,57	0,51	0,43
U-238	0,30	-0,10	0,89
Ra-226	0,97	0,05	0,05
Cs-137	0,02	0,84	0,08
Th-232	0,94	-0,07	0,22
K-40	0,97	0,03	0,14
MO	0,06	0,85	-0,24
Variance Expliquée	3,19	1,72	1,11
Pourcentage Total	0,46	0,25	0,16

L'analyse du tableau 18, illustré par les figures 50 et 51, montre que l'axe I est formé par les variables ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K . Cependant, les variables ^{137}Cs , et MO contribuent à la formation de l'axe II, et en fin ^{238}U est bien individualisé par l'axe III.

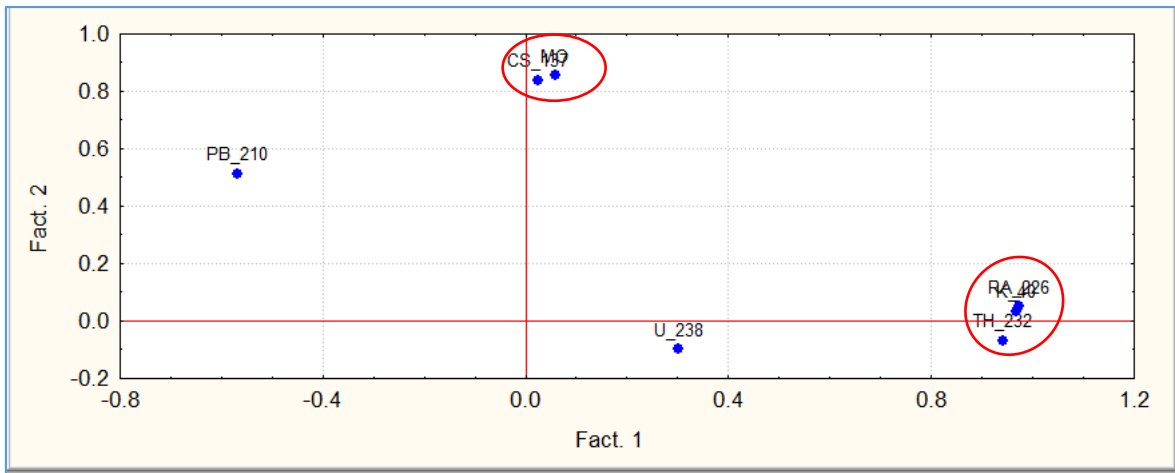


Figure 50: Projection des variables sur le plan I-II.

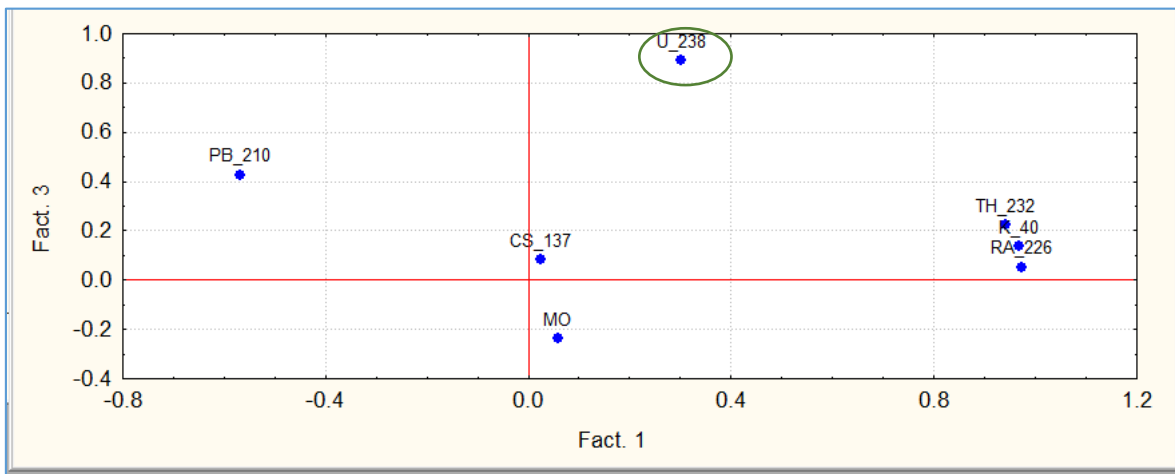


Figure 51: Projection des variables sur le plan I-III.

Tableau 19: coefficients de corrélation entre radionucléides et MO dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl.

	Pb-210	U-238	Ra-226	Cs-137	Th-232	K-40	MO
Pb-210	1						
U-238	0,02	1					
Ra-226	-0,46	0,31	1				
Cs-137	0,31	0,00	0,06	1			
Th-232	-0,40	0,44	0,92	-0,06	1		
K-40	-0,41	0,37	0,95	0,02	0,95	1	
MO	0,29	-0,20	0,06	0,50	-0,07	0,05	1

Cela signifie que ;

La corrélation positive entre les variables ^{232}Th , ^{40}K , et ^{226}Ra peut indiquer la source commune et le comportement similaire de ces radionucléides dans le sédiment

marin. Ainsi, cela suggère que ces radionucléides sont probablement associés à la même fraction minérale (Alfonso et al., 2014).

Les variables ^{137}Cs et MO varient semblablement dans le sédiment de la baie d'Alger. Le ^{137}Cs est un élément très soluble dans l'eau, et présente une grande affinité pour les minéraux et particulièrement pour les argiles. D'une façon générale, le césium se dépose sur le sédiment et migre peu, tout particulièrement en présence d'argile (IPSN, 2001).

L' ^{238}U se comporte différemment des autres radionucléides et de la MO dans le sédiment marin, et selon le tableau 19 il ne présente aucune corrélation avec ces derniers. Ce résultat suggère que l' ^{238}U n'est pas contrôlé par les mêmes conditions d'accumulation et n'est pas issu de la même source que les autres radionucléides et la MO.

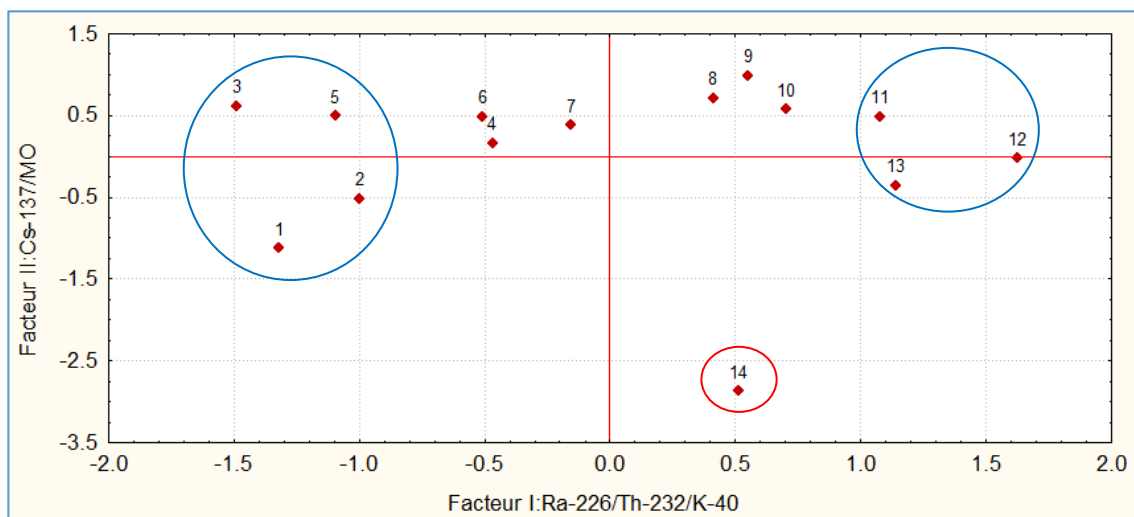


Figure 52: Projection des individus sur le plan I-II.

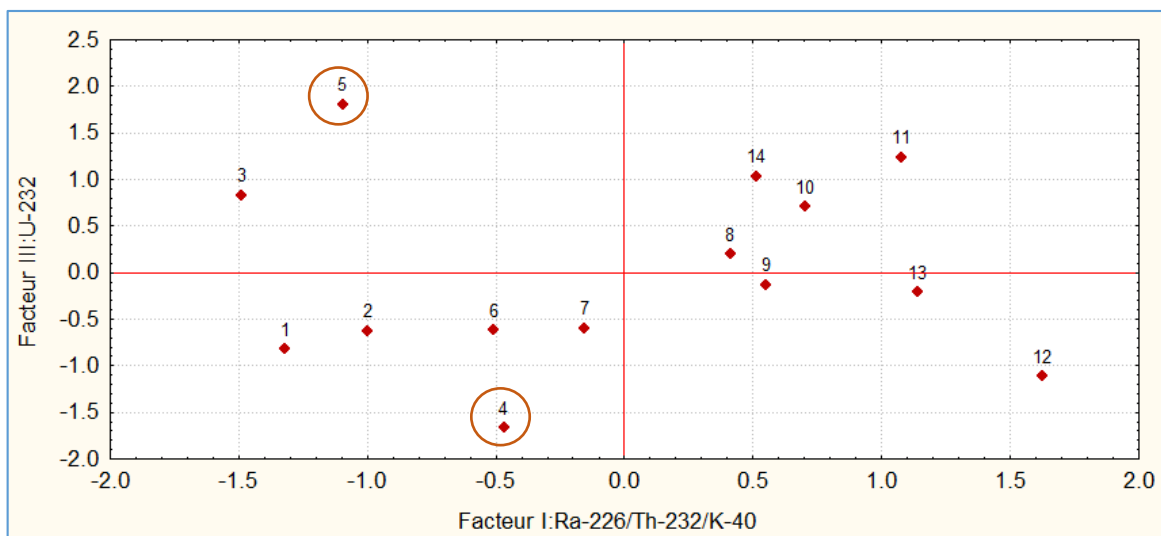


Figure 53: Projection des individus sur le plan I-III.

La projection des individus sur l'axe I révèle une distribution apposée des couches 11, 12, 13 et les couches 1, 2, 3, 5, ce qui signifie que les activités des radionucléides tel que le ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans les couches 11, 12, 13 sont différentes que celles des couches 1, 2, 3, 4. De ce fait, les activités de ces radionucléides enregistrés dans les couches de surface sont inférieures que celles des couches de fond, ce qui est apparent dans nos profils (Figure 42, 44, et 45) où nous avons enregistré le maximum des activités de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans la couche 12. Cependant, le maximum a été enregistré dans les couches 1, 1, 2, respectivement. La couche 12 est bien présentée par l'axe I, puisque cette couche présente les activités maximales des radionucléides ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K .

La projection des individus a mis en évidence la dominance de la couche 14 dans la formation de l'axe II. Cette couche montre un comportement différent dans les profils de ^{137}Cs et MO de la carotte de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl où nous avons enregistré une très faible activité de ^{137}Cs et un minimum du taux de MO.

La projection des individus sur l'axe III montre une distribution opposée de la couche 5 et la couche 4, indiquant un comportement totalement différent de l' ^{238}U dans ces deux couches. Et d'après nos valeurs d'activités, nous avons noté le minimum et le maximum de l'activité de l' ^{238}U dans la couche 4 et 5, respectivement.

En effet, l'analyse multidimensionnelle telle que l'ACP nous a expliquée d'une manière simplifiée le comportement global des radionucléides d'intérêt (^{238}U , ^{226}Ra , ^{40}K , ^{137}Cs , et ^{232}Th , ^{210}Pb) et la MO dans la carotte de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl. On fait sortir les couches qui ont contribué le plus à cette variation et les corrélations inter-variables existantes.

I.3. Comparaison des activités des sédiments de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl avec celles obtenus dans d'autres travaux

Dans le but de comparer nos résultats avec ceux des travaux antérieurs de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl et d'autres régions de la Méditerranée et dans le monde et se situer par rapport aux valeurs internationales, nous avons procédé à une intercomparaison. Les valeurs issues de notre travail réalisé sur une carotte de sédiment prélevée à l'embouchure d'oued El-Harrach au niveau de la baie d'Alger et une autre prélevée en face de l'oued El-Nador de la baie de Bou-Ismaïl et les autres travaux antérieurs sont récapitulés dans le tableau 20.

Tableau 20: comparaison des activités de sédiment profond de la baie d’Alger et la baie de Bou-Ismaïl avec celles des autres travaux.

Zone	Radioélément	Activité (Bq/Kg)	Références
Baie d’Alger (2015)	²¹⁰ Pb	[21.96±6.13 – 86.41±20.42]	Présent travail
	²³⁸ U	[8.76±1.41 - 28.50±4.43]	
	²²⁶ Ra	[16.25±0.17 – 22.66±0.16]	
	²³² Th	[20.28±0.19 – 30.88±0.18]	
	⁴⁰ K	[247.27±13.16 – 441.67±21.87]	
	¹³⁷ Cs	[2.38±0.32 – 4.47±0.20]	
Baie de Bou-Ismaïl (2015)	²¹⁰ Pb	[22.80±6.12 - 117.72±28.03]	
	²³⁸ U	[11.14±1.75 – 31.96±4.90]	
	²²⁶ Ra	[14.02±0.17 – 20.29±0.16]	
	²³² Th	[18.56±3.66 – 35.85±6.58]	
	⁴⁰ K	[282.80±13.84 – 533.59±24.76]	
	¹³⁷ Cs	[AMD – 4.15±0.25]	
Baie de Bou-Ismaïl (oued Mazafran)	²¹⁰ Pb	[0.51 - 102.77]	Rezgui, 2013
	²³⁸ U	[5.37 - 58.82]	
	²¹² Pb	[17.58 - 38.85]	
	²¹⁴ Pb	[20.60 - 30.29]	
	²¹⁴ Bi	[18.38 - 29.74]	
	¹³⁷ Cs	[0 - 2.21]	
	²²⁸ Ac	[10.36 - 41.33]	
	⁴⁰ K	[285.27 - 608.95]	
Mer Adriatique Croatie (2010)	²³⁸ U	[21.9±6.7-41.5±11.0]	Jurina et <i>al.</i> , 2013
	²³² Th	[25.3±5.3-43.2±6.4]	
	⁴⁰ K	[537.7±62.6-689.6±74.6]	
	¹³⁷ Cs	[0 - 7.2±1.5]	
Baie d’Alger	²¹⁰ Pb	[32.46±1.85-498.83±25.46]	Taieb Errahmani, 2012
	²³⁸ U	[36.20±1.93-84.36±4.66]	
	²¹² Pb	[31.45±1.59-54.57±2.81]	
	²²⁶ Ra	[20.49±1.07-37.38±2.09]	
	¹³⁷ Cs	[0.27±0.04-53.73±2.80]	
	²²⁸ Ac	[27.93±1.71-44.77±2.83]	
Baie de Gülbahçe, Mer Egée (Turquie)	²¹⁰ Pb	[23.38±1.96-116.77±4.46] [20.54±1.81-80.54±4.67]	Sert el <i>al.</i> , 2012
	²²⁶ Ra	[23.38±1.96-20.54±1.81]	
Lac El-Ichkeul, Tunis (2009)	²²⁶ Ra	[24.2±1.9- 30.9±2.7]	Trabelsi et <i>al.</i> , 2012
	²¹⁰ Pb	[32±3- 53±3]	
	¹³⁷ Cs	[<1.28-24.8±2.2]	
Malaisie (Lunau, Teluk-Marudu) (2004)	²¹⁰ Pb	[4-84]	Zal U’yun Wan et <i>al.</i> , 2011
	²²⁶ Ra	[8-26]	

Bejaia (2001)	²¹⁰ Pb	[70±6-450±50]	Noureddine et al., 2008
	²²⁶ Ra	[25.7±2.0-41.0±3.3]	
	¹³⁷ Cs	[6.08±0.5-12.8±0.8]	
Alger (2001)	²¹⁰ Pb	[57±5-890±100]	
	²²⁶ Ra	[28.0±2.8-45.6±4.6]	
	¹³⁷ Cs	[1.3±0.1-11.7±0.7]	
Jijel (2004)	²¹⁰ Pb	[36.4±2.1-800±40]	
	²²⁶ Ra	[25.6±1.4-38.3±2.3]	
	¹³⁷ Cs	[0.1 - 0.26±0.04]	
Annaba (1999)	¹³⁷ Cs	[0.16±0.02-12.4±0.78Bq/Kg]	Noureddine et al., 2006
La rivière de Rhône Nord-Ouest de la Méditerranée (1991)	²¹⁰ Pb	[50±10-170±10]	Charmasson et al 1998
	²³⁸ U	[30±10-60±10]	
	¹³⁷ Cs	[45±1-610±3]	
Activité moyenne du monde	⁴⁰ K	420	UNSCEAR, 2000
	²³⁸ U	33	
	²²⁶ Ra	32	
	²³² Th	45	

L'analyse de nos résultats obtenus montre que, les activités moyennes des radionucléides d'intérêt soit naturels ou artificiels à savoir le ²¹⁰Pb, ²³⁸U, ²³²Th, ²²⁶Ra, ¹³⁷Cs dans les deux carottes de sédiment de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl sont similaires et se situent dans le même ordre des grandeurs. En effet, le niveau de la radioactivité naturelle et artificielle dans le sédiment de la côte Algéroise est plus ou moins identique et ne montre pas de grande différence entre les sédiments des deux baies.

D'après les valeurs citées dans le tableau 20, on remarque que les valeurs d'activités de ¹³⁷Cs dans le sédiment de la baie d'Alger sont faibles par rapport à celles enregistrées dans la baie d'Alger par Noureddine et al., 2008 dans la même baie. Alors que, les valeurs d'activités dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl sont un peu faibles comparées à celles trouvées par Rezgui, 2013. Toutes ces valeurs sont très faibles comparées à celles enregistrées par Charmasson et al., 1998 dans le Nord-Ouest de la Méditerranée.

A titre comparatif, les valeurs d'activités de ⁴⁰K obtenus dans le sédiment de la baie d'Alger sont un peu faibles comparées à celles enregistrées dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl. Cela peut être en relation, surtout que cette dernière est connue pour sa vocation agricole. Ainsi, les valeurs d'activités moyennes des sédiments de la côte Alger (391.89±19.50, 414.57±19.60)Bq/Kg sont inférieures à l'activité moyenne mondiale

420Bq/Kg (UNSCEAR, 200) et peu faibles que celles notées par Jurina et *al.*, 2013 dans le sédiment de la Croatie.

L'évaluation du risque radiologique de la radioactivité de l'environnement est développée par plusieurs modèles et méthodes. Dans notre cas, nous avons choisi celle **Radium Equivalent Activity (Ra_{eq})**. C'est un indice de risque largement utilisé pour évaluer le risque radiologique des matériaux, et il est calculé à partir de l'équation donnée par (Krisiuk et *al.* 1971). Ils ont proposé que l'activité de 259Bq/Kg de ^{232}Th et 4810Bq/Kg de ^{40}K soit équivalente à 370Bq/Kg de ^{226}Ra et ils produisent la même dose efficace de 1.5mGy/an. Ra_{eq} (Bq/Kg) peut être obtenu par l'équation suivante :

$$Ra_{eq} = A_{Ra} + 1.43A_{Th} + 0.077A_K$$

Avec, A_{Ra} , A_{Th} , et A_K sont les activités de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K respectivement.

A l'aide de cette équation, nous avons calculé le Ra_{eq} pour les différentes couches de sédiment des deux carottes de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl, il varie entre [64.30-98.57Bq/kg] et [65.48-112.66Bq/Kg] respectivement. Les valeurs de Ra_{eq} obtenus dans les sédiments de la côte Algéroise sont inférieures à la valeur maximale de 370Bq/Kg recommandée par (UNSCEAR, 2000) pour les matériaux.

De ce fait, le niveau de la radioactivité naturelle rencontré dans le sédiment marin de la côte Algéroise, issu de ^{40}K , des radioéléments issus des familles de l'uranium-238 et du thorium-232 tous naturellement présents dans l'environnement, ne présente aucun risque radiologique pour l'écosystème marin ambiant.

II. La contamination métallique dans les sédiments de la baie d'Alger

La carotte de sédiment prélevée au niveau de l'embouchure d'Oued El-Harrach (baie d'Alger) à 94m de profondeur a fait l'objet de l'analyse chimique des métaux traces.

La contamination de l'environnement marin par ces derniers est l'un des sujets les plus étudiés à cause de leur toxicité pour les écosystèmes marins, d'une part, et leur non élimination et non dégradation par voie biologique, d'autre part.

Les résultats obtenus pour les différents métaux dosés (Mn, Fe, Cu, Ni, Zn, Pb et Cd) sont présentés séparément plus loin dans le but de voir sa distribution le long de la carotte et essayer de les interpréter en calculant des indices de contamination et estimant des corrélations inter-métaux et métaux-MO afin de comprendre plus au moins ses comportements dans le sédiment.

II.1. Les éléments traces métalliques dans les sédiments de la baie d'Alger

L'interprétation de l'enrichissement des éléments chimiques dans les sédiments par la pollution anthropique doit prendre en compte un certain nombre de processus géologiques, minéralogiques, hydrologiques et biologiques contrôlés à la fois par des facteurs internes et externes :

- Influence des facteurs exogènes qui peuvent être subdivisées en effets «naturel » et « anthropiques»;
- Influence des facteurs endogènes, comprenant les mécanismes de précipitations, sorption, l'enrichissement dans les organismes et les complexes organométalliques lors de la sédimentation, ainsi que les effets post déposition de diagenèse (Forstner, et Wittmann, 1981).

La concentration d'éléments trace associés à des composés solides dépendent toutes les deux des facteurs environnementaux tels que le pH, la force ionique, la composition et la structure des particules. La granulométrie et les surfaces d'échange disponibles constituent généralement des paramètres clés dans le contrôle des concentrations des métaux traces (Warren and Haack, 2001). Or, les constituants des sédiments qui gouvernent le devenir des métaux sont, surtout, les oxydes de Fe et Mn, essentiellement la matière organique, les carbonates et les argiles (Billon *et al.*, 2002).

Les concentrations des métaux étudiés ont été calculées par les équations 51, 53 et 54.

II.1.1. Le manganèse

Les concentrations de manganèse dans les différentes couches de la carotte de Baie d'Alger varient entre 231.49 $\mu\text{g/g}$ révélée à la couche (6-7) cm et 249.84 $\mu\text{g/g}$ révélée à la couche (2-3) cm avec une moyenne de 239.04 $\mu\text{g/g}$ et un écart type de 5.33.

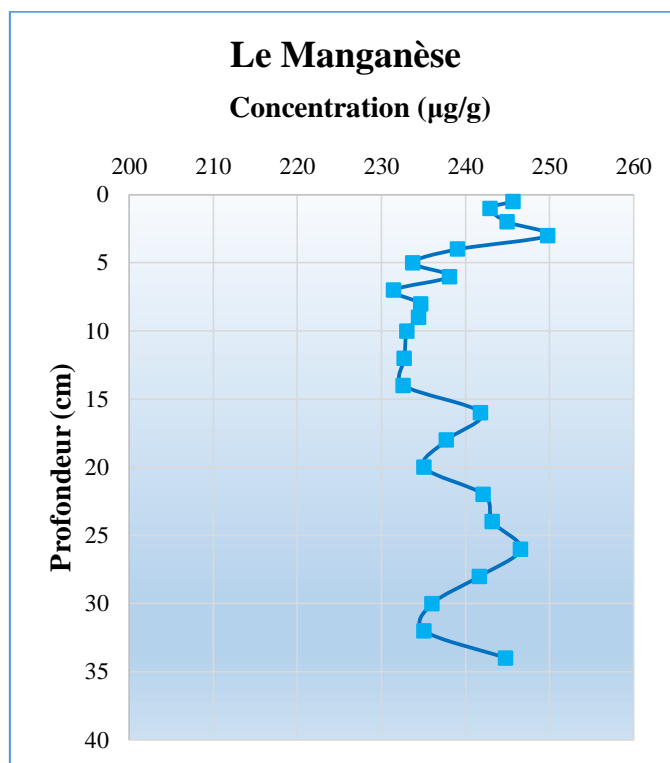


Figure 54: Profil vertical du manganèse dans la carotte de la baie d'Alger à 94m de profondeur.

Le profil du manganèse (figure 54) présente un gradient de concentration dans les premiers centimètres puis il se stabilise plus ou moins dans la couche entre 5 et 15cm de profondeur. Au-delà de cette profondeur, le profil manifeste des fluctuations plus ou moins importantes.

Les concentrations de manganèse dans le sédiment résultent de sa présence naturelle considérable dans la croûte terrestre (950 ppm). Il faut également noter que cet élément précipite dans les systèmes aquatiques oxygénés où, dans le sédiment superficiel, se trouve en grande partie sous forme oxyde de manganèse (MnO_2). Ceci explique les fortes concentrations présentes au haut de la carotte. Cependant, dans les conditions suboxiques en profondeur, la dégradation bactérienne de la matière organique réduit l'oxyde de manganèse pour l'utilisation de l'oxygène dans l'oxydation de la matière organique et libère le manganèse sous forme ionique (Mn^{2+}). Ce processus est à l'origine de la décroissance de la concentration du Mn entre le haut et la profondeur de 5 cm. Le Mn ionique reste dans les eaux interstitielles sous forme dissoute ou se précipite sous d'autres

forme de complexes solides (carbonates, silicates, sulfures ...), ces processus peuvent expliquer les teneurs de Mn plus ou moins importantes observées en bas de la carotte.

La distribution verticale du Mn et son évolution selon le profil établi (figure 54) permet d'identifier la limite entre la couche d'oxydation (zone de bioturbation) et la couche de réduction (zone sans bioturbation). L'examen minutieux de la décroissance de la concentration du Mn (réduction suboxygène) s'arrête au niveau de la profondeur de 5 cm. Après cette profondeur, la concentration devient plus ou moins stable. Donc, cette profondeur de 5 cm peut être considérée comme la limite entre les deux couches susmentionnées.

Les valeurs de Mn notées dans notre travail sont semblables aux celles enregistrées [222.3-272.9 µg/g] par (Taieb Errahmani, 2009) dans la même zone, et aux teneurs de Mn [22.91-379.64 µg/g] dans les sédiments de la baie de Gûlbahçe de la Turquie trouvées par (Sert et *al.*, 2012). Cependant, elles sont plus faibles que celles de Mn [255-987 µg/g] trouvées dans les sédiments de la mer de Ligure (Heimbürger et *al.* 2012) (tableau 21).

II.1.2. Le Fer

Entre un minimum de 44.09 mg/g et un maximum de 52.79 mg/g, les concentrations de fer varient avec une moyenne de 49.83 mg/g et un écart type de 1.73.

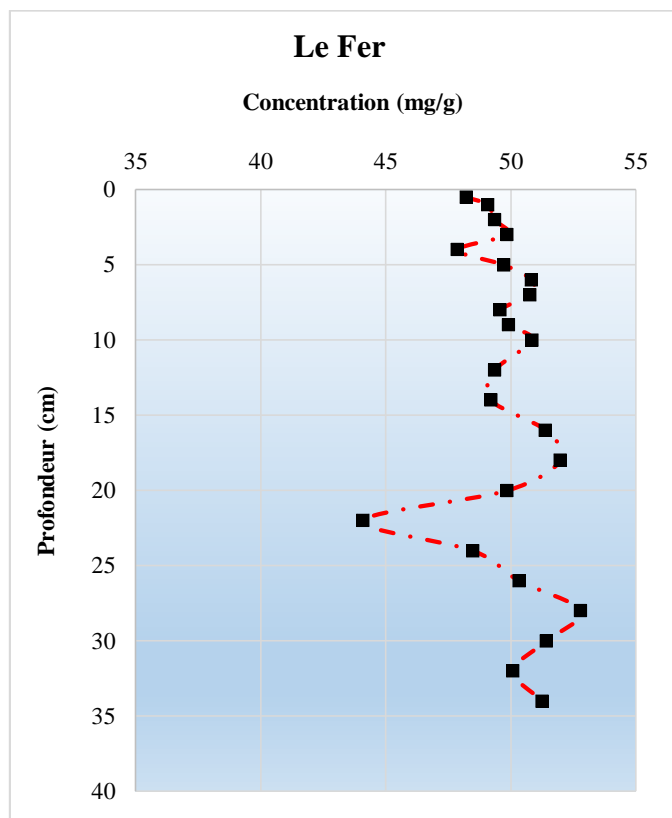


Figure 55: Profil vertical du fer dans la carotte de la baie d'Alger à 94m de profondeur.

Une légère augmentation de Fe est remarquée avec la profondeur (figure 55) à l'exception de la couche (20-22) cm où nous avons enregistré un grand déficit marquant, ainsi, la valeur minimale de 44.09 mg/g. Cette dernière correspond aussi au minimum de cuivre.

Les teneurs en Fe semblent être indépendantes de la profondeur. Cela laisse supposer une origine détritique du Fe sensiblement constante dans le temps (Ghobary, 1983). La grande accumulation de Fe dans le sédiment est probablement due à sa grande réactivité et aussi au fait qu'il soit très abondant dans la nature : quatrième élément de la croûte terrestre avec une abondance de 41000 ppm (Morillo et al., 2004).

De sa nature terrigène, le fer provient des oueds de l'érosion côtière, des eaux de ruissellement par lessivage des sols et des terres agricoles. Les rejets des eaux usées urbaines et industrielles déversées directement en mer et/ou par le biais d'oued El-Harrach ne sont pas à exclure. Donc, le fer principalement adsorbé sur les particules argileuses aurait été véhiculé par les courants de surfaces de la côte vers le large. De plus la nature du sédiment vaseux peut favoriser l'adsorption de fer et sa précipitation à long terme le long de la carotte de sédiment.

De même, le fer et le manganèse qui sont considérés comme éléments importants pour le pouvoir complexant d'un sédiment, se présentent généralement sous forme d'hydroxydes insolubles pouvant ainsi entraîner en plus de leur propre accumulation celle des autres métaux (Forstner et Witmann, 1981, Fekhaoui et al. 1996).

Ces teneurs peuvent être liées aux conditions hydrodynamiques et physico-chimiques du milieu. En plus, la température et les houles provoqueraient une bonne oxygénation de l'eau favorisant la précipitation des oxydes de fer (Rodier et al., 2009). De ce fait, les teneurs de Fe trouvées dans le sédiment de la carotte de la baie d'Alger sont largement plus élevées que celles [22-31mg/g] rencontrées dans les sédiments du Golf de Lion (Cossa et al., 2014) (tableau 21).

II.1.3. Le cuivre

Les valeurs de cuivre obtenues pour les différentes couches de sédiment de la carotte sont comprises entre 31.34 $\mu\text{g/g}$ et 38.92 $\mu\text{g/g}$ avec une moyenne de 35.65 $\mu\text{g/g}$ et un écart type de 2.11.

D'après le profil de la figure 56, on remarque que la concentration de cuivre diminue de la surface jusqu'à une valeur de 33.05 $\mu\text{g/g}$ à la couche de (3-4) cm puis elle augmente pour atteindre un maximum de 38.92 $\mu\text{g/g}$ à la couche (9-10) cm après elle diminue de nouveau pour atteindre un autre minimum de 31.34 $\mu\text{g/g}$ à la couche (20-22) cm ensuite elle accroît et se stabilise légèrement vers le fond de la carotte.

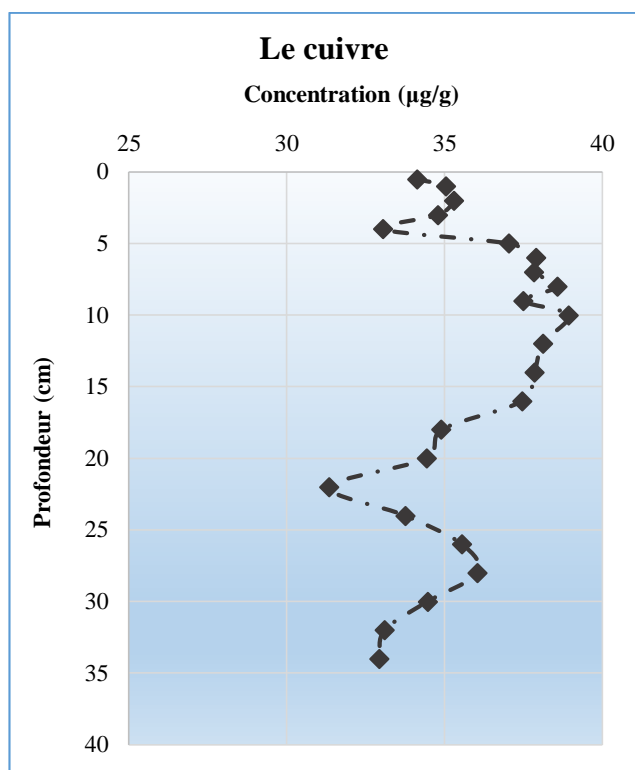


Figure 56: Profil vertical du cuivre dans la carotte de baie d'Alger à 94m de profondeur.

Le cuivre peut provenir de l'érosion côtière, et du lessivage des sols et les eaux de ruissellement. Il peut provenir aussi des activités anthropiques, à savoir les eaux résiduaires domestiques dont le cuivre proviendrait de la corrosion des canalisations d'eau et du lessivage des peintures. Le cuivre d'origine anthropique est en grande partie fixé à la MO (Rezzoug, 2000). Il est l'élément le plus utilisé dans les peintures antifouling pour sa toxicité sur le phytoplancton et autres organismes sous forme d'oxyde cuivreux, de dioxyde de cuivre, d'acrylate de cuivre, d'hydroxyde de cuivre...etc., ces formes s'adsorbent et sédimentent avec les particules sédimentaire.

En effet, le flux de certains éléments peut être lié en partie aux variations du taux de la matière organique, tels que le cuivre. Lesven (2008) a montré que le cuivre présente une fraction labile importante et il est totalement complexé par les substances humiques. D'une manière générale, la distribution verticale du cuivre laisse penser qu'il y a des cycles d'enrichissement/appauvrissement en Cu. Ces cycles ne sont équilibrés ni dans le temps, ni dans les concentrations apportées. Ceci peut évoquer une seule origine probable du Cu avec des fluctuations importantes des facteurs qui gouvernent le processus (érosion, transport ...).

D'après le tableau 21, on remarque que les concentrations du Cu dans le sédiment de la carotte de la baie d'Alger sont un peu plus importantes que celles des teneurs [8.7-28.3 $\mu\text{g/g}$] enregistrées dans le sédiment de la baie de Bou-Ismaïl par Inal (2011), et comparables aux concentrations de Cu [22.9-38.6 $\mu\text{g/g}$] dans le sédiment de la baie de Manila de Philippine (Hosono et *al.*, 2010). Tandis que ces valeurs de Cu sont un peu plus faibles que celles enregistrée [10.5-78 $\mu\text{g/g}$] dans le sédiment de la baie de Masan de Korey par (Jinhyung et *al.*, 2015) (tableau 21).

II.1.4. Le Nickel

Au niveau de cette carotte, les valeurs de nickel enregistrées fluctuent entre 25.32 $\mu\text{g/g}$ et 45.04 $\mu\text{g/g}$ avec une moyenne de 33.96 $\mu\text{g/g}$ et un écart type de 6.30.

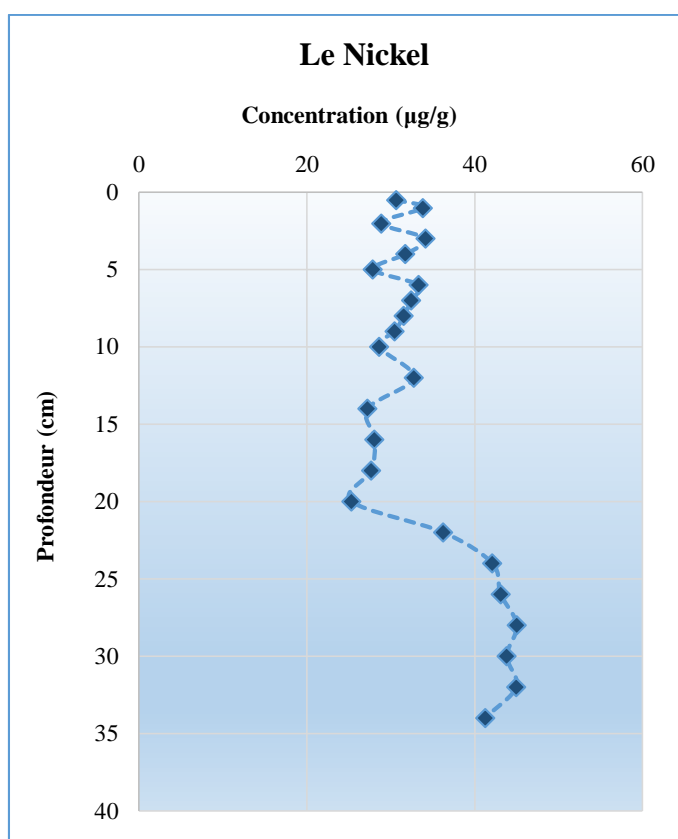


Figure 57: Profil vertical du Nickel dans la carotte de Baie d'Alger à 94m de profondeur.

Le profil du Ni (figure 57) montre des concentrations plus au moins homogènes de la surface jusqu'à la couche (18-20) cm où il atteint un minimum de 25.32 $\mu\text{g/g}$ ensuite il augmente dans les dernières couches de la carotte pour atteindre un maximum de 45.04 $\mu\text{g/g}$ à la profondeur (26-28) cm qui correspond au maximum de Fe. Cette augmentation peut renseigner une ancienne contamination par ce métal qui a duré pendant un certain

temps. Cette contamination a diminué avec le temps pour atteindre un niveau relativement bas.

Donc, ce profil du Ni montre la présence de deux zones ; la première, où les concentrations sont plus au moins stables où le Ni pourrait être associé aux oxydes de Fe et de Mn ou à la MO. Tandis que, dans la couche profonde les concentrations de Ni sont importantes et pourraient être dues à des apports importants en Cu et associés à la présence de la MO et des particules fines.

Le nickel est un élément lithophile, associé à la croûte terrestre où il se trouve avec une grande concentration. Il est aussi associé aux activités industrielles telles que la combustion de combustibles fossiles (Rojas de Astudillo et *al.*, 2015). Le Mn et le Ni sont susceptibles de se trouver dans le pétrole brut ; de ce fait la pollution par les hydrocarbures peut donc constituer une source de contamination par ces deux éléments traces.

Alors, les concentrations de sédiment de la carotte de la baie d'Alger en Ni sont comparables à la gamme des valeurs trouvées [35.4-50.7 µg/g] dans le sédiment du golf de Lion (Cossa et *al.*, 2014) ; mais sont faibles celles rencontrées [16.8-74.2 µg/g] par Inal (2011) dans la baie de Bou-Ismaïl (tableau 21).

II.1.5. Le Zinc

Les concentrations de zinc dans les sédiments de cette carotte se trouvent dans l'intervalle [63.93 µg/g – 85.64 µg/g] avec une moyenne de 74.22 µg/g et un écart type de 6.45.

Le profil vertical du zinc le long de la carotte (figure 58) augmente de la surface jusqu'à atteindre un maximum de 85.64 µg/g dans la couche de (6-7) cm qui coïncide avec le minimum du Mn. Ensuite, il diminue pour atteindre un minimum de 63.93 µg/g dans la couche (22-24) cm en se stabilisant plus ou moins vers la base de la carotte. Cette variation peut traduire un certain enrichissement par un apport de zinc ces dernières années.

Loustau Cazalet, (2012) indique que le zinc est lié à des phases porteuses de type carbonates. En plus, Billan et *al.*, 2002 ont suggéré que le Zn est coprécipité avec la calcite sur laquelle est adsorbé.

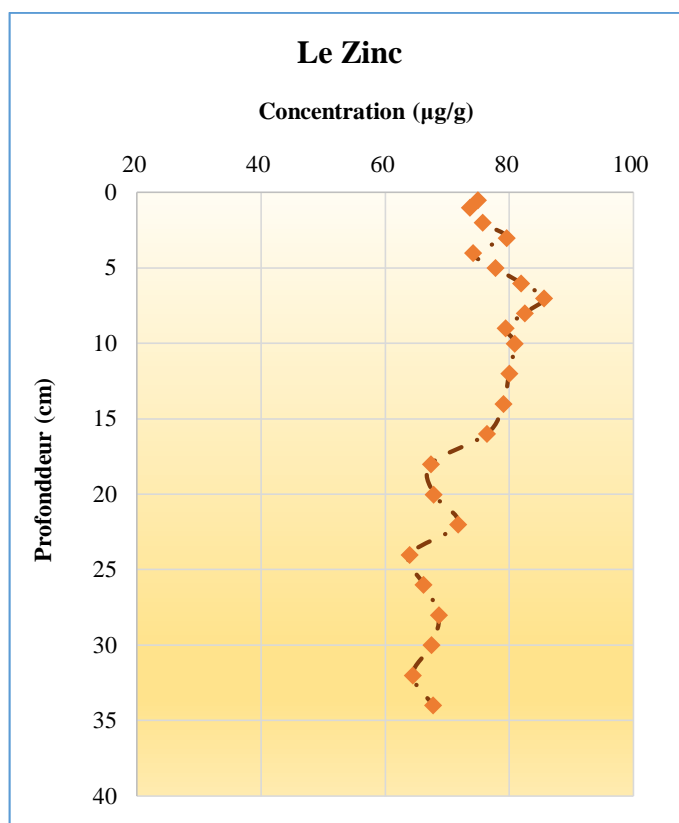


Figure 58: Profil vertical du zinc dans la carotte de la baie d'Alger à 94m de profondeur.

En outre, le Zn est largement utilisé dans l'industrie et les activités anthropiques. En milieu marin, il est surtout utilisé dans les peintures anti-fooling des coques de bateaux. De même, il est utilisé dans la protection cathodique des différentes infrastructures en acier dans le milieu marin en tant qu'anode sacrificielle, notamment pour les coques des bateaux.

Ces concentrations sont comparables avec les concentrations marquées [52-83.9 µg/g] dans les sédiments de la mer de Ligure (Heimbürger et *al.* 2012), un peu faibles par rapport aux valeurs trouvées par (Taieb Errahmani, 2009) dans les sédiments de la baie d'Alger [98.7-375.5 µg/g] et les valeurs enregistrées par (Inal, 2011) dans la baie de Bou-Ismaïl [101.4-143.1 µg/g]. Les valeurs obtenues dans ce travail sont très faibles par rapport aux concentrations [61.37-555.74 µg/g] notées par (Sert et *al.*, 2012) dans les sédiments des côtes de la Turquie (tableau 21).

II.1.6. Le Plomb

Les concentrations de Plomb enregistrées au niveau des couches de sédiment de la carotte décroissent d'un maximum de 55.33 µg/g à un minimum de 37.72 µg/g avec une moyenne de 42.10 µg/g et un écart type de 3.55. Les teneurs de Plomb décroissent

rapidement dans les cinq premiers centimètres pour se stabiliser dans le reste de la carotte. Ceci traduit une contamination/apport important dans le temps récent.

Cette contamination récente peut avoir comme origine les rejets domestiques, urbains et industriels entraînés/acheminés par oued El-Harrach. Cet élément peut provenir des rejets industriels de la zone de oued Smar (papeterie de Oued Smar, peintures d'El-Harrach, usine de fabrication de batteries au plomb ...) mais surtout du plomb tétraéthyle émis par le parc automobile de la ville d'Alger. En effet, l'atmosphère reste la voie majeure de la contamination des eaux par le plomb (Houkpatin, 2012). L'eau de mer contient en moyenne 0,03 μg de plomb par litre. Mais, dans les zones côtières, les eaux superficielles peuvent en renfermer 10 fois plus. Les eaux de pluie peuvent présenter des teneurs significatives (5 $\mu\text{g}/\text{l}$) (Rodier et *al.*, 2009).

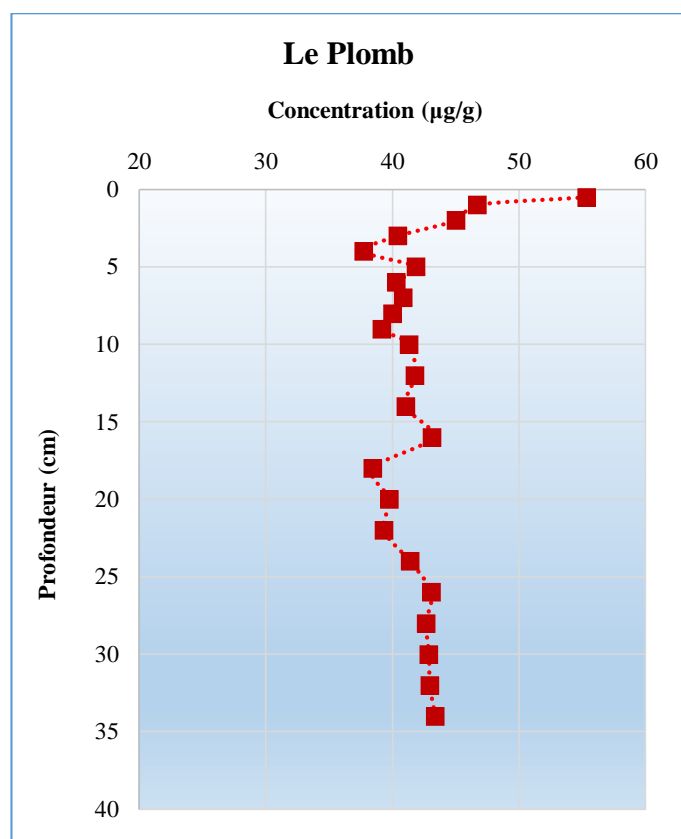


Figure 59: Profil vertical du Plomb dans la carotte de la baie d'Alger à 94m de profondeur.

Dans le sédiment, le Plomb est stocké avec les carbonates, sulfates ou sulfures, favorisé par un pH élevé, et la présence des argiles ou des matières organiques (Baghdadi Mazini, 2012).

A titre comparatif, nos concentrations enregistrées dans les sédiments de la baie d'Alger sont dans la gamme des valeurs [24.4-46.3 $\mu\text{g/g}$] de (Cossa et *al.*, 2014) trouvées dans les sédiments du Golf de Lion (France). Cependant ces valeurs sont très importantes par rapport à celles enregistrées par (Hosono et *al.*, 2010) dans les sédiments des côtes de Philippine [7.3-19.0 $\mu\text{g/g}$] (tableau 21).

II.1.7. Le Cadmium

Les concentrations de cadmium varient entre 0.27 $\mu\text{g/g}$ et 0.71 $\mu\text{g/g}$ dans le sédiment de différentes couches de la carotte avec une moyenne de 0.49 $\mu\text{g/g}$ et un écart type de 0.13.

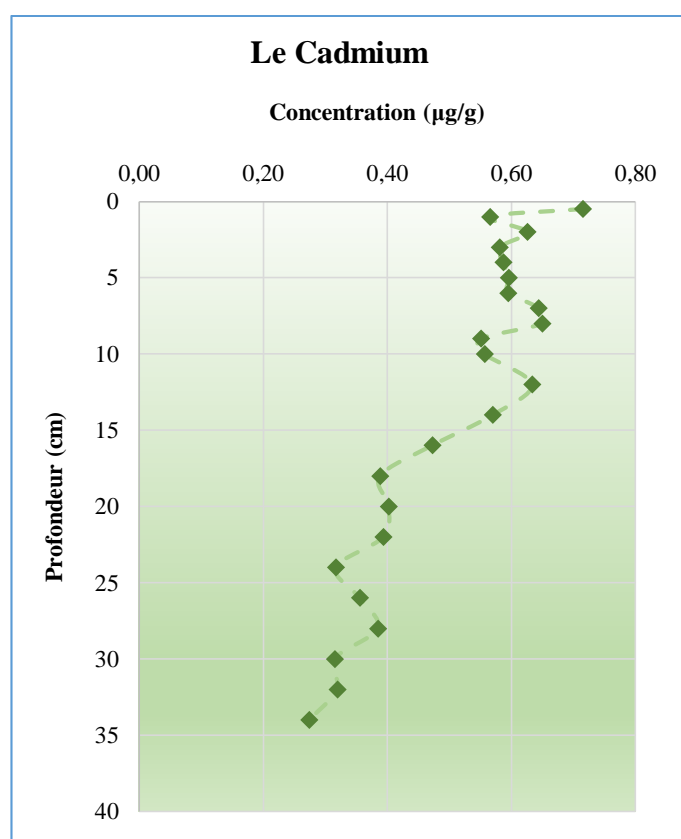


Figure 60: Profil vertical du cadmium dans la carotte de la baie d'Alger à 94m de profondeur.

Le profil vertical des teneurs en cadmium suit un gradient décroissant du haut vers le bas de la carotte traduisant, ainsi, une contamination progressive en relation directe avec la pression anthropique, surtout celle récente. Cependant, l'appauvrissement dans les couches inférieures pourrait également résulter, en partie, des migrations chimiques d'origine diagénétiques à l'intérieur du sédiment (Lapaquellerie et *al.*, 1995).

De nombreuses études insistent sur les capacités élevées du cadmium à se fixer sur les particules en suspension (les complexes organiques : acides humiques, fulviques ... ;

les complexes inorganiques : carbonates, hydroxydes, sulfates ...) dans la colonne d'eau et à former des dépôts sédimentaires contenant d'importantes concentrations en cadmium (Lapaquellerie et *al.*, 1995). En plus, le cycle du Cd dépend de la dégradation aérobie de la MO à laquelle il est associé. Ainsi, les teneurs en Cd dans le sédiment varient selon la nature de l'environnement géochimique et l'origine naturelle et/ou anthropique (Chiffolleau et *al.*, 1999). Cependant, sa présence reste, d'une manière générale, en relation surtout avec une influence anthropique. De plus, la nature vaseuse du sédiment de la carotte contribue au piégeage de cet élément.

Généralement, l'adsorption du Cd dans le sédiment est principalement en relation avec les concentrations en carbone organique. La diagenèse précoce de la MO dans les sédiments superficiels tend à recycler une part du Cd ainsi immobilisée, car les eaux interstitielles de surface deviennent plus concentrées en Cd que les eaux sus-jacentes. Toutefois, une part du Cd reste immobilisée de façon plus permanente, sous forme de sulfures, dans les sédiments profonds anoxiques (Alzieu, 1999).

L'accumulation des éléments traces métalliques dans le sédiment de la carotte de sédiment prélevée à 94m de profondeur en face de l'embouchure de l'oued El-Harrach varie potentiellement en indiquant que cette dernière est le résultat de la combinaison des sources naturelles et anthropiques. Cette contamination métallique est étroitement liée aux résidus industriels, aux agglomérations urbaines et aux rejets des eaux usées déversées par oued El-Harrach. Il faut rajouter l'influence de certains paramètres tels que l'hydrodynamisme et la courantologie, la nature du sédiment et certains paramètres physico chimiques des eaux de la baie d'Alger.

Les principaux constituants des sédiments susceptibles de fixer les ETM sont les argiles et les matières organiques. En effet, leurs charges négatives les rendent aptes à former des liaisons électrostatiques avec toute entité chargée positivement, comme les cations métalliques (M^{2+}). D'autres constituants de la phase solide ont également un rôle important dans la disponibilité des métaux lourds, tels que les carbonates, les silicates, les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse ainsi que la MO (Loustau Cazalet M., 2012). En plus, les sulfures jouent un rôle clé vis-à-vis des métaux (zinc, cuivre, plomb, cadmium, Nickel) puisqu'ils sont susceptibles de les piéger, de façon définitive ou non dans la phase solide du sédiment (Lesven, 2008).

Tableau 21: comparaison des concentrations des métaux analysés dans les sédiments de la baie d'Alger avec celles des sédiments de la Méditerranée.

Zone	Métal	Concentration (µg/g)	Références
Baie d'Alger	Fe (mg/g)	[44.09-52.79]	Présent travail
	Mn	[231.49-249.84]	
	Ni	[25.32-45.04]	
	Cu	[31.34-38.92]	
	Zn	[63.93-85.64]	
	Pb	[37.72-55.33]	
	Cd	[0.27-0.71]	
Baie de Masan, Korey	Ni	[10.7-64.0]	Jinhyung et <i>al.</i> , 2015
	Cu	[10.5-78.0]	
	Zn	[51.1-318.8]	
	Pb	[5.5-68.8]	
Golf de Lion (France)	Fe (mg/g)	[22-31]	Cossa et <i>al.</i> , 2014
	Cu	[24.4-32.2]	
	Ni	[35.4-50.7]	
	Zn	[51-107]	
	Pb	[24.4-46.3]	
	Cd	[0.07-0.13]	
Mer Ligure (Nord-Ouest de la Méditerranée) France	Fe (mg/g)	[20.4-58.4]	Heimbürger et <i>al.</i> , 2012
	Mn	[255-987]	
	Cu	[15.1-25.6]	
	Ni	[28.5-39.3]	
	Zn	[52-83.9]	
	Pb	[14.5-22.73]	
	Cd	[0.10-0.19]	
Baie de Gülbahçe, Mer Egée, Turquie	Fe (%)	[18.7-25.9]	Sert et <i>al.</i> , 2012
	Mn	[22.91-379.64]	
	Cu	[73.74-1703.17]	
	Ni	[47.40-85.46]	
	Zn	[61.37-555.74]	
	Pb	[1.55-150.18]	

	Cd	[1.69-63.24]	
Baie de BouIsmaïl	Ni	[16.8-74.2]	Inal, 2011
	Cu	[8.7-28.3]	
	Zn	[101.4-143.1]	
	Cd	<0.2	
Baie de Manila, Philippines	Zn	[50-96]	Hosono et <i>al.</i> , 2010
	Cu	[22.9-38.6]	
	Pb	[7.3-19.0]	
Baie d'Alger	Zn	[98.7-375.5]	Taieb Errahmani, 2009
	Mn	[222.3-272.9]	
	Cu	[19.9-66.9]	
	Ni	[37.6-44.9]	
	Fe (mg/g)	[23.7-42.7]	

II.2. Comportement et Corrélation des métaux dans le sédiment de la baie d'Alger

Afin d'avoir un aperçu sur le comportement et l'inter dépendance des métaux traces entre eux et avec la matière organique et essayer de vérifier la similarité de la source des métaux dans le sédiment, une analyse multidimensionnelle à l'aide de l'ACP a été faite.

Une corrélation positive entre les métaux suggère que les métaux ont une source commune probablement naturelle, des interconnexions (dépendance mutuelle), et un comportement similaire lors du transport (Bastami et *al.*, 2014).

Pour la présente étude, une ACP a été réalisée sur une matrice de 23 lignes (différentes couches de la carotte) ; 8 colonnes (métaux dosés et MO) à l'aide du logiciel Statistica version 5.1.

Les trois axes choisis expliquent plus que 80% de la variation totale (tableau 22).

Tableau 22: Extraction des composantes principales et valeurs propres des trois axes retenus.

Axes	Valeurs Propres	Variance Totale (%)	Valeurs Propres Cumulées	Pourcentage (%) cumulé de la variance
1	3,93	49,14	3,93	49,14
2	1,55	19,48	5,49	68,63
3	1,13	14,15	6,62	82,78

L'analyse du tableau 11, illustré par les figures 61 et 62, révèle que les variables (Cu, Ni, Zn, Cd, et MO) contribuent à la formation de l'axe I. Cependant, nous constatons une

opposition entre le groupe (Cu, Zn, Cd, et MO) et la variable Ni. L'axe II est représenté par deux variables (Mn, et Pb). Tandis que l'axe III est essentiellement formé par la variable Fe.

Tableau 23: contribution des variables à la formation des axes I, II et III.

Variables initiales	Facteurs		
	I	II	III
Cu	0,73	0,20	0,56
Mn	-0,39	-0,70	-0,24
Ni	-0,71	-0,14	0,20
Fe	-0,07	0,008	0,95
Zn	0,93	0,10	0,02
Pb	0,07	-0,91	0,04
Cd	0,94	-0,19	-0,14
MO	0,84	0,29	0,14
Variance Expliqué	3,70	1,53	1,37
Pourcentage Total	0,463	0,192	0,172

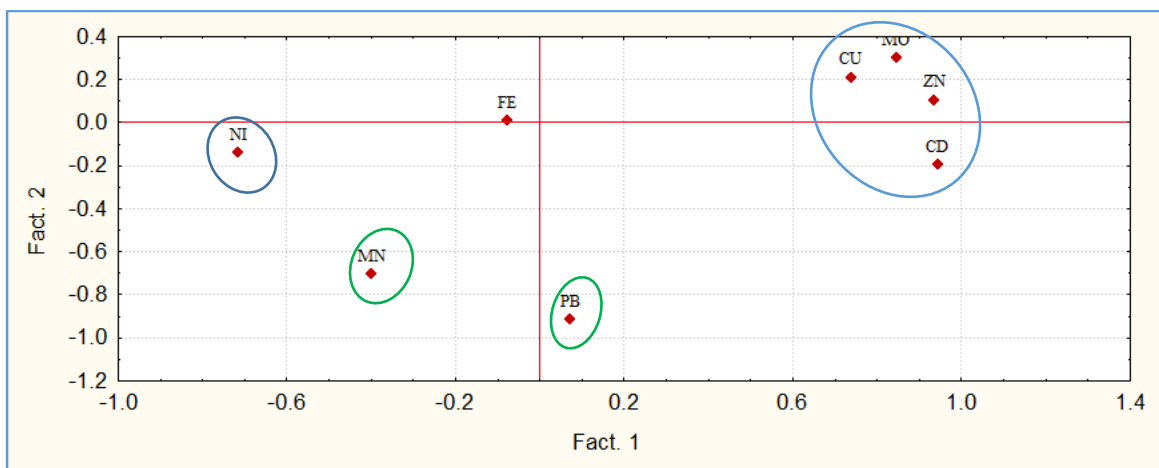


Figure 61: Projection des variables sur le plan I-II.

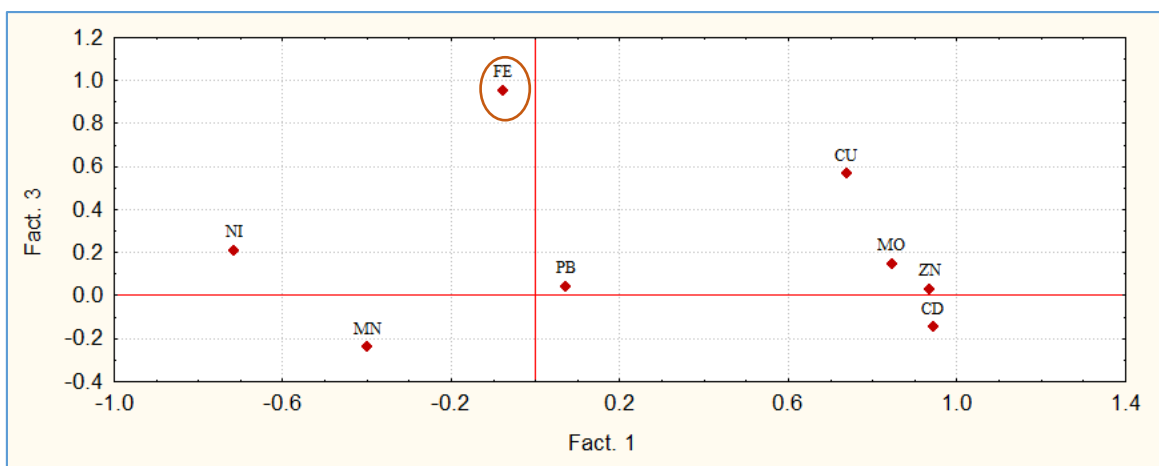


Figure 62: Projection des variables sur le plan I-III.

Cela signifie que ;

- Le groupe de Cu, Zn, Cd, et MO se comportent et varient de la même façon dans le sédiment de la carotte de la baie d'Alger, et elles présentent des fortes corrélations entre-elles (tableau 24). Donc ils ont la même similitude de la source. De ce fait, ces métaux et la MO évoluent de la même façon et sont gérés par les mêmes conditions de milieu. En plus, la MO favorisent davantage la chélation de ces métaux.
- Tandis que, ce groupe de métaux varie inversement avec le Ni le long du sédiment et ils ne sont pas issus de la même source. Ainsi la présence de la MO peut défavoriser l'adsorption du Ni. Ce comportement est plus au moins apparent dans le profil de Ni (figure 57) qui est un peu différent des autres profils de ce groupe, en remarquant une augmentation des concentrations de Ni en profondeur contrairement aux Cu, Cd, Zn et MO qui se déclinent plus ou moins vers la profondeur.
- Le Pb et Mn se comportent de la même façon dans le sédiment marin de la carotte de la baie d'Alger. Les profils de ces deux métaux montrent une variation plus au moins homogène le long de la carotte.
- Alors que, le Fe qui est un élément lithogène varie différemment des autres dans le sédiment, ne présente aucune corrélation avec les autres métaux (tableau 24) qui suggère que les concentrations de ces métaux ne sont pas contrôlées par l'altération des minéraux continentaux.

Tableau 24: coefficient de corrélation inter-métaux et MO dans le sédiment de la carotte de la baie d'Alger.

	Cu	Ni	Zn	Cd	MO	Fe	Mn	Pb
Cu	1							
Ni	-0,43	1						
Zn	0,73	-0,59	1					
Cd	0,54	-0,65	0,86	1				
MO	0,75	-0,41	0,82	0,73	1			
Fe	0,44	0,12	-0,04	-0,20	0,02	1		
Mn	-0,53	0,32	-0,36	-0,19	-0,58	-0,15	1	
Pb	-0,13	0,10	-0,09	0,22	-0,18	-0,03	0,40	1

D'après la bibliographie, la forte corrélation positive entre le Zn et le Cd est souvent observée dans les rejets d'origine anthropique. En plus, dans la nature (minerais, sols) le Cd est généralement associé au Zn (Rodier *et al.*, 2009). Ainsi, leurs propriétés physico-chimiques sont très proches, notamment au niveau de leurs comportements dans les sols et vis à vis des sédiments (Keller *et al.*, 2003 et Capilla, 2005). Cette corrélation est

signalée aussi par Nadem et *al.*, 2015 dans les sédiments du Maroc de la côte Atlantique de la Méditerranée. Une corrélation négative ($r = -0.518$) entre Zn-Cd dans les sédiments marins de Pakistan (baie de Sonmiani), a été signalée par (Saher et Siddiqui, 2016).

Ainsi Sert et *al.*, 2012 ont signalé de fortes corrélations entre, Cd-Cu (0.997), Cd-Zn (0.984), dans les sédiments profonds de la Turquie (Baie Gülbahçe).

Les corrélations non significatives notées entre les autres métaux (tableau 24) inspirent que ces éléments évoluent indépendamment les uns des autres, et ne sont pas gouvernés par les mêmes facteurs géochimiques et les mêmes sources, qu'elle soit naturelles ou anthropiques.

L'affinité des métaux lourds pour les substances organiques et leurs produits de décomposition est d'une grande importance pour le comportement des substances traces dans les systèmes aquatiques.

De ce fait, la bonne corrélation entre les métaux (Cu, Zn et Cd) et la MO peut montrer le comportement de ces métaux en relation avec la teneur et le comportement de la MO dans le sédiment. Cependant, les corrélations non significatives entre les autres métaux et la MO permettent de constater que les apports de ces derniers ne dépendent pas en partie à la contribution de la MO.

Charriau (2009) a signalé que le cuivre apparaît comme l'élément le plus sensible à la présence de la MO et en présence d'acides humiques et fulviques entraîne une association complète du Cu à la MO. Tandis que le Zn et le Cd restent majoritairement libre et peu complexé par les acides fulviques, une faible part restant associée aux carbonates, aux sulfures et aux sulfates.

Singer (1977) résume l'influence des matières organiques dissoutes sur la répartition des métaux comme suit. Les substances organiques dissoutes sont capables de : complexer et augmenter la solubilité des métaux, modifier la répartition entre les formes oxydés et réduites des métaux, atténuer la toxicité des métaux et de modifier la disponibilité des métaux pour la vie aquatique, influencer la mesure dans laquelle les métaux sont adsorbés sur les matières en suspensions, et affecter la stabilité des colloïdes contenant des métaux. (Forstner et Wittmann, 1981).

La prise en compte du rôle de la MO dans la rétention ou la mobilisation des ETM est nécessaire pour interpréter correctement et prévoir leurs comportements. Ce rôle peut se rapporter à la capacité des acides organiques qui la composent (acides humique et

fulviques) à complexer les cations métalliques. Cependant, compte tenu de la grande hétérogénéité structurale de la MO, due principalement à son origine, à sa composition, au processus de dégradation qu'elle subira, il est difficile de faire une estimation de l'impact réel qu'elle aura sur la rétention et la mobilisation des ETM (Loustau Cazalet M., 2012).

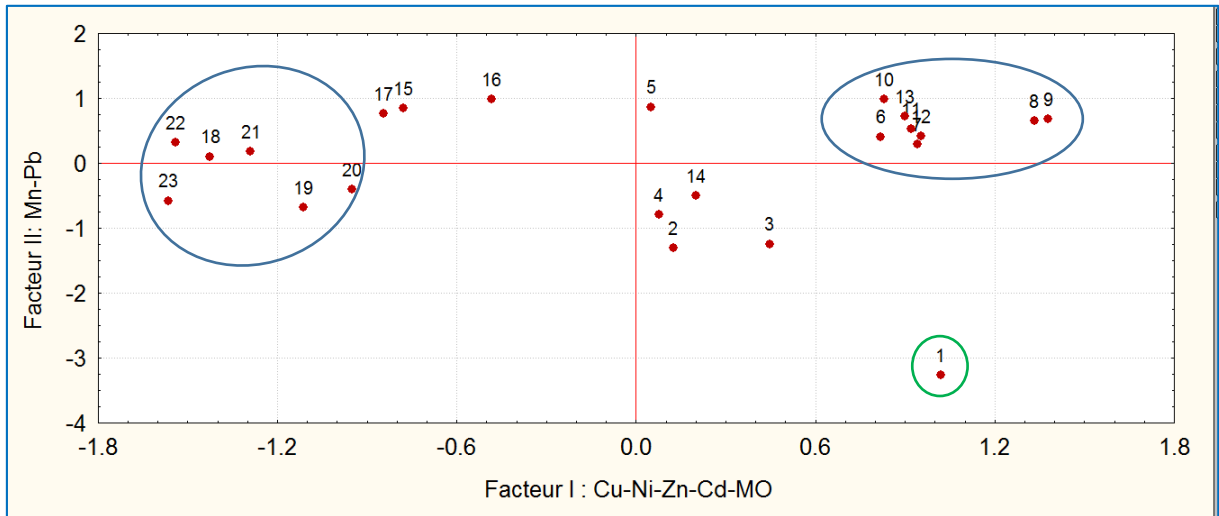


Figure 63: Projection des individus sur le plan I-II.

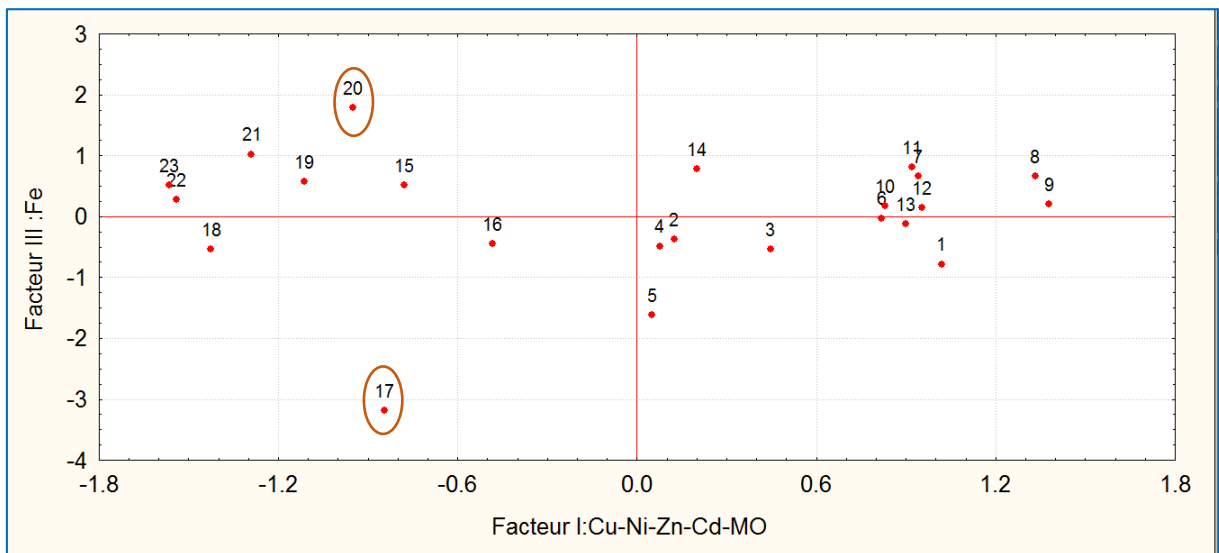


Figure 64: Projection des individus sur le plan I-III.

- La projection des individus sur l'axe I révèle une distribution inversée de deux nuages de points. Le premier est composé des couches (6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, et 13) tandis que le deuxième est composé des couches (18, 19, 20, 21, 22, 23).
- La projection des individus sur l'axe II met en évidence l'éloignement de la couche 1 par rapport aux autres points de graphique.

- La projection des individus sur l'axe III, révèle une distribution opposée des deux couches 17 et 20.
- En revanche, la projection des individus par rapport à l'axe I, II, et III montre que les couches 2, 3, 4, 5, 14, 15, et 16 ne donnent pas une information.

Cela signifie que :

- Les métaux Cu, Cd, Zn, Ni et la MO se comportent différemment dans les couches du premier groupe que dans les couches du deuxième groupe. Cela suggère que les concentrations des métaux Cu, Cd, Zn, Ni et la teneur en matière organique dans les couches (6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, et 13) sont différentes que celles des couches (18, 19, 20, 21, 22, 23). Et d'après les profils obtenus de ces métaux dans le sédiment, on remarque que les concentrations des métaux Cu, Zn, Cd et le taux de la MO dans les premières couches sont plus importantes que les concentrations des dernières couches. Tandis que, la concentration de Ni dans les couches (18, 19, 20, 21, 22, 23) sont supérieures que celle des couches supérieures.
- Les concentrations de Pb et Mn dans la couche 1 de surface sont différentes de celles des autres couches. Et d'après les valeurs obtenues, nous avons noté des concentrations importantes de ces deux métaux dans cette couche que les autres couches, nous avons, aussi enregistré une concentration maximale du Pb dans cette couche de surface.
- La concentration de Fe dans la couche 17 est différente de la couche 20. D'après le profil de Fe obtenu, nous avons noté une concentration minimale de Fe dans la couche 17 tandis que la valeur maximale est enregistrée dans la couche 20.
- Les concentrations des métaux dans les couches 2, 3, 4, 5, 14, 15, et 16 sont plus ou moins homogènes et ne montrent pas une différence significative par rapport aux autres couches. On peut considérer ces couches comme zone de transition entre la zone de surface et la zone profonde.

D'une manière générale, les concentrations des métaux obtenus dans les couches de surface sont différentes de celles des couches de fond de la carotte sédimentaire. Cela peut être expliqué par le changement des différents paramètres (physico-chimiques, granulométriques, composition de la matière organique, etc...) le long de la profondeur.

L'ACP nous a permis de ressortir le comportement global des différents éléments métalliques à savoir le Pb, Cd, Zn, Cu, Mn, et Fe et la MO au niveau des différentes couches de la carotte de sédiment prélevée au niveau de l'embouchure de l'oued El-Harrach, ainsi que l'origine de cette pollution.

Après l'analyse des résultats issus de l'ACP des variables et individus sur notre matrice et en se basant sur la bibliographie de la biogéochimie et les processus de la diagenèse précoce de sédiment marin, on peut conclure que ;

Dans la colonne sédimentaire, les interactions particules - ETM sont impactées par différentes transformations biologiques, physiques et chimiques. En particulier, les transformations biogéochimiques induites par la minéralisation de la matière organique initiée par l'activité bactérienne influencent le comportement des particules et des ETM.

Les processus d'oxydoréduction, de dissolution/précipitation et de changement de spéciation de la diagenèse précoce modifient les conditions physico-chimiques le long de la colonne sédimentaire. Avec la profondeur, le redox diminue (le milieu devient de plus en plus réducteur), le pH devient de plus en plus acide et la force ionique augmente. Ainsi les équilibres géochimiques évoluent et vont modifier la distribution solide - liquide des ETM le long de la colonne sédimentaire.

La minéralisation de la matière organique et la dissolution réductrice des oxydes métalliques entraînent avec elles la remobilisation des ETM fixés sur ces phases qui se retrouvent sous forme dissoute : ils peuvent tout à la fois soit diffuser vers la colonne d'eau et se réadsorber sur les oxydes de la zone oxic, soit coprécipiter avec le fer et/ou le manganèse dissous avec les sulfures et/ou les carbonates.

Ainsi, les ETM fixés sur les argiles peuvent être dissous à cause de ces changements. Il pourra alors y avoir un effet de compétition entre les différents métaux libérés dans l'eau interstitielle (Devallois, 2009).

Tous ces paramètres influencent le comportement des ETM et définissent le profil des différents contaminants le long de la colonne sédimentaire particulièrement les contaminants métalliques.

II.3. L'indice de contamination métallique

Dans le but d'évaluer le niveau de la contamination de la carotte du sédiment prélevée au niveau de la baie d'Alger et l'influence des rejets de l'oued El-Harrach sur cette zone, nous avons procédé à l'utilisation de l'indice de contamination en le calculant par la formule donnée par l'équation 55.

Les valeurs de l'indice de contamination (IC) obtenus pour les métaux analysés (sauf Mn, et Fe à cause de l'absence des valeurs de références) dans le sédiment de la carotte de la Baie d'Alger sont présentées dans le tableau 25.

Tableau 25: les valeurs de l'indice de la contamination métallique de la carotte sédimentaire de la Baie d'Alger.

Métal	Intervalle de l'IC	Moyenne	Interprétations
Cu	[0.6966-0.8650]	0.7923	Sédiments considérés comme normaux
Ni	[0.6844- 1.2174]	0.9179	Sédiments considérés comme normaux
Zn	[0.2317-0.3103]	0.2689	Sédiments considérés comme normaux
Pb	[0.3773-0.5533]	0.4210	Sédiments considérés comme normaux
Cd	[0.2286-0.5956]	0.4163	Sédiments considérés comme normaux

D'après ce tableau, les valeurs de l'IC obtenus pour les différents métaux dosés sont tous inférieure à 3. De ce fait et sur la base de la classification fondée par l'agence du bassin de Rhône, on peut considérer les sédiments de la carotte de la Baie d'Alger comme normaux.

Il est évident que les industries implantés le long de la côte de la baie d'Alger, l'urbanisme, le tourisme même estival, les rejets ponctuels dans la mer, les produits agricoles par le ruissellement, ainsi que les averses atmosphériques jouent un rôle prépondérant dans l'enrichissement de la pollution anthropique du milieu marin.

Conclusion

L'objectif principal de cette étude était d'évaluer le niveau de la radioactivité naturelle et artificielle et le niveau de la contamination métallique dans les sédiments peu profonds de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl d'une part et, à l'aide des outils chronologiques de ^{210}Pb et ^{137}Cs , essayer d'estimer la vitesse et le taux de sédimentation dans ce dernier, afin de simuler un âge pour chaque niveau de profondeur étudié d'autre part. Ceci a permis de déterminer l'historique de l'archive géochimique de ces sédiments.

A cet effet, deux carottes de sédiment marin ont été prélevées, l'une au niveau de l'embouchure de l'oued El-Harrach, dans la baie d'Alger d'une longueur de 34cm et à une profondeur de 94m et l'autre en face de l'oued El-Nador dans la baie de Bou-Ismaïl d'une longueur de 16cm et à une profondeur de 73m.

Après comptage direct par spectrométrie gamma, on a pu déterminer le niveau de la radioactivité dans les différentes couches du sédiment. Ils sont issus des familles de désintégration de ^{238}U , et ^{232}Th et du ^{40}K , dont l'origine est terrestre.

Cette radioactivité naturelle ne présente aucun risque radiologique, et elle a une valeur moyenne de 87.68Bq/Kg et 88.30Bq/kg Radium Equivalent Activity (R_{eq}) dans les sédiments de la baie de Bou-Ismaïl et la baie d'Alger, respectivement. Cet indice de risque est inférieur à la valeur maximale de 370Bq/Kg recommandée par (UNSCEAR, 2000) pour les matériaux.

L'analyse a révélé aussi la présence du ^{137}Cs dont l'origine est artificielle avec une activité moyenne faible qui est de l'ordre de $3.48 \pm 0.20 \text{Bq/Kg}$ et $2.55 \pm 0.17 \text{Bq/Kg}$ dans les sédiments de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl, respectivement.

Un mélange total a été remarqué dans le profil du ^{137}Cs dans la carotte de sédiment de la baie d'Alger. Donc, ce dernier n'apporte pas une variation exploitable pour bien séparer les deux pics attendus de 1963 et 1986 correspondant aux maximum d'émissions d'essais nucléaires et l'accident de Tchernobyl, respectivement. En revanche, le profil de ce radioélément artificiel dans la carotte de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl donne une meilleure résolution qui permet de positionner le pic de Tchernobyl 1986 à la couche (7-8) cm.

Dans la carotte de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl, le taux de sédimentation moyen estimé par les modèles CRS et CFCS est de $(0.17 \pm 0.02) \text{g/cm}^2/\text{an}$ et $(0.16 \pm 0.03) \text{g/cm}^2/\text{an}$, respectivement. La vitesse de sédimentation moyenne déduite par ces deux modèles est $(0.25 \pm 0.03) \text{cm/an}$ et $(0.19 \pm 0.03) \text{cm/an}$, respectivement. Et à l'aide du

profil de ^{137}Cs , la vitesse et le taux de sédimentation moyen estimés sont de l'ordre de 0.26cm/an et 0.20g/cm²/an, respectivement. De ce fait, le modèle CRS donne une meilleure estimation que le modèle CFCS dans notre cas.

Les deux modèles CRS et CFCS ont donné sensiblement les mêmes âges avec un écart plus important dans les trois dernières couches de sédiment de la baie de Bou-Ismaïl, et ils sont compris entre [1-159 ans] et [2-72 ans], respectivement.

Cependant, la datation de la carotte de la baie d'Alger est difficile, voire impossible à cause de la variation plus ou moins homogène des profils verticaux du ^{210}Pb et ^{137}Cs .

Ce travail nous a donné de plus l'opportunité de doser sept éléments métalliques dans les différentes couches de la carotte de la baie d'Alger après une extraction totale de ces métaux du sédiment à l'aide de l'eau régale (mélange de HNO_3 , et HCl).

L'analyse des éléments traces métalliques dans les différentes sous couches de la carotte de la baie d'Alger a été faite par la spectrométrie d'absorption atomique. Les résultats obtenus montrent une variation plus au moins importantes des métaux analysés (Fe, Mn, Zn, Ni, et Cu) en fonction de la profondeur et la teneur en matière organique en indiquant que cette dernière est le résultat de la combinaison des sources naturelles et anthropiques. De plus, les concentrations moyennes des métaux Pb et de Cd sont faibles, de l'ordre de 42.10µg/g et 0.49 µg/g respectivement.

L'analyse en composantes principale (ACP) nous a permis de ressortir le comportement et la source similaire des variables Cu, Zn, Cd, et MO dans les différentes couches de sédiment de la carotte de la baie d'Alger. Cependant, ces éléments varient inversement avec le Ni qui présente une augmentation des concentrations en profondeur.

Le Pb et Mn se comportent de la même façon dans le sédiment, et ils montrent une variation plus au moins homogène le long de la carotte.

Le Fe, un élément lithogène, varie différemment, et il ne présente aucune corrélation avec les autres métaux. Ceci peut évoquer que les concentrations de ces métaux ne sont pas contrôlées par l'altération des minéraux continentaux.

Les valeurs des indices de contamination des métaux analysés des différentes couches de la carotte sédimentaire de la baie d'Alger sont toutes inférieures à 3(IC<3), ce qui implique que les concentrations révélées dans les différentes couches de la carotte sédimentaire de la baie d'Alger sont normales.

Il serait souhaitable de compléter et d'enrichir ces études concernant la distribution des radioéléments et les ETM en fonction de la profondeur, pour mieux comprendre leur répartition et leurs comportements géochimiques dans l'environnement marin des côtes Algériennes. Il est préférable d'étudier l'effet de ces derniers sur les organismes marins dans les baies concernées, et de quantifier les effets des rayonnements ionisants des radionucléides sur les organes et tissus vivants.

Afin de mieux établir et vérifier l'historique de la contamination et de la sédimentation dans les zones d'étude, les modèles biodiffusifs sont appropriés à l'étude des cas pareils (surtout la carotte de la baie d'Alger) qui prend en considération la bioturbation et la diffusion le long de la colonne sédimentaire en estimant le taux de bioturbation, le transport latéral et le taux de mélange pour corriger le taux de sédimentation par rapport à ces phénomènes.

Enfin, nous recommandons d'entreprendre ce genre d'étude à l'avenir, pour pouvoir créer des bases de données qui permettent le suivi de la qualité du milieu et l'élaboration des normes de qualité propre à notre littoral Algérien, pour mieux gérer les zones les plus vulnérables et protéger celles qui présentent un risque.

Bibliographie

- IAEA 326, 327, (2001). BOJANOWSKI R., RADECKI Z., CAMPBELL MJ., BURNS KI., TRINKI A.** Report on the intercomparison run for the determination of radionuclides in soils IAEA-326 and IAEA-327. IAEA/AL/100, Vienna, Austria. p. 196.
- IAEA 433, (2004). WYSE EJ., AZEMARD S., DE MORA SJ.** World-wide intercomparison exercise for the determination of trace elements and methylmercury in marine sediment IAEA-433. Report No. IAEA/AL/147/IAEA/MEL/75. p. 117.
- IAEA 433, (2004).** Trace elements and methylmercury in marine sediment. Reference material. International Atomic Energy Agency, Analytical Quality Control Services, Vienna, Austria. p.4.
- IAEA, (2001).** Training workshop on the analysis of trace metals in biological and sediment samples. Laboratory Procedure Book. p. 45.
- ALFONSO, J A., PEREZ, K., PALACIOS, D., et al. (2014).** Distribution and environmental impact of radionuclides in marine sediments along the Venezuelan coast. Journal of Radioanalytical and nuclear chemistry. N. 300. p. 219-224.
- ALLOWAY, B J. (1995).** Heavy metals in soils. 2^{ème} éd. Glasgow : Blackie Academic et Professional. p. 368.
- ALZIEU, C. (1999).** Dragage et environnement marin-Etat des connaissances. Plouzané : IFREMER. p. 223.
- AMIARD, J. C. (2013).** Le risque radioactif – Devenir des radionucléides dans l'environnement et impacts sur la santé. Paris : Lavoisier. p. 627.
- AMIARD-TRIQUET, C. et AMIARD, JC. (1980).** Radioécologie des milieux aquatiques. Paris : Masson. p. 191.
- AMINOT, A., CHAUSSE-PIED, M. (1983).** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Brest : CNEXO. p. 395.
- Arrêté du 14 juin 2000** relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire. Circulaire n° 2000-62, Journal officiel de la république Française de 10/08/2000.
- ASHKINAZI, E I. (1982).** Quantitative laws governing the migration of magnesium, calcium, radium-226, thorium-228 in the link between soils and plants. AAEC-LIB/Trans-756, Qigiena i sanitariya. N. 80(2). p. 38-40.
- ASSO, A. (1982).** Contribution à l'étude des polluants métalliques chez la moule *Perna perna* dans la région d'Alger. Thèse magister. Océanologie Biologique. Marseille : Université Aix-Marseille II. p. 138.

- ATSDR, (2007).** Toxicological profile for lead. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia. p. 582.
- BAGHDADI MAZINI, D. (2012).** Pollution de l'environnement marin et santé humaine : Mesure, évaluation et Impact des contaminants chimiques et biologiques dans les produits de la pêche au niveau du littoral marocain. Thèse doctorat. Biosciences de l'environnement et Santé. Maroc : Université Abdelmalek Essaadi. p. 184.
- BAIZE, D. (1997).** Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols. Références et stratégies d'interprétation. Paris : INRA. p. 408.
- BAKALEM, A. (2008).** Contribution à l'étude des peuplements benthiques du plateau continental algérien. Thèse doctorat. Océanographie. Algérie : Université USTHB. p. 677.
- BASTAMI, K D., BAGHERI, H., KHEIRABADI, X., et al. (2014).** Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments along southeast coast of the Caspian Sea. Marine Pollution Bulletin. N. 81. p. 262-267.
- BATLLE, J V I. (2012).** Radioactivity in the Marine Environment. Encyclopedia of Sustainability Science and Technology. Ed. Robert A. Meyers. p. 8388-8424.
- BELAMIE, R., PHELIPPOT, S. (1982).** Etude du niveau de contamination des sédiments de plusieurs cours d'eau du bassin Parisien (France) par les métaux et les composés organochlorés CEMAGREF. Division qualité des eaux, pêche et pisciculture. Rap N°16. p. 8.
- BENAMAR, M E. (1999).** Application des techniques nucléaires de microanalyse à l'étude de la pollution du milieu marin et au dosage du sélénium dans les produits alimentaires. Thèse doctorat. Sciences nucléaires. Algérie : USTHB. p. 94.
- BENOIT, C. (2005).** Biogéochimie et enregistrement des composés organostanniques dans les sédiments du bassin d'Arcachon. Thèse doctorat. Biogéochimie de l'environnement. France : l'université bordeaux I. p. 208.
- BILLON, G., OUDDANE, B., RECOURT, P., and al. (2002).** Depth variability and some geochemical characteristics of Fe, Mn, Ca, Mg, Sr, S, P, Cd and Zn in anoxic sediments from Authie Bay (Northern France). Estuarine, Coastal and Shelf Science. N. 55. p. 167-181.
- BONNET, C. (2000).** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse doctorat. Toxicologie de l'environnement. France : Université de Metz, France. p. 309.

- BONNET, P., DAUTRAY, R., ROTH, E., et al. (1985).** Méthodes de datation par les phénomènes nucléaires naturels applications. Paris : Masson, commissariat à l'énergie atomique. p. 631.
- BOUST, D., JOUANNEAU, J M., LATOUCHE, C. (1981).** Méthodologie d'interprétation des teneurs totales en métaux traces contenus dans les sédiments estuariens et littoraux. Bull. Inst. géol. Bassin d'Aquitaine. N. 30. p. 72-78.
- BROKAERT, J A C. (2005).** Analytical Atomic Spectrometry with Flames and Plasmas. 2nd ed. Germany: WILEY-VCH. p. 432.
- BUAT-MENARD, P. (1979).** Influence de la retombée atmosphérique sur la chimie des métaux en trace dans la matière en suspension de l'Atlantique Nord. Thèse doctorat. Chimie de l'atmosphère. France : Université Paris VII. p. 434.
- CAMPBELL, P G C., LEWIS, A G., CHAPMAN, P M., and al. (1988).** Biologically available metals in sediments. National Research Council Canada, Publication number NRCC N° 27694. Ottawa. p. 298.
- CANADIAN NUCLEAR SOCIETY, (2010).** Potassium 40. p. 4. [Consulté le 15 /02/2015] disponible sur le site web <http://www.cns-snc.ca/ecc/>.
- CANBERRA, (2010).** Génie 2000, logiciel de spectrométrie : manuel utilisateur. p. 450.
- CAPILLA, X. (2005).** Dynamique de transfert du cadmium et du zinc au sein des dépôts de sédiments de curage végétalisés. Thèse doctorat. Sciences agronomiques. France : Institut National Polytechnique de Lorraine. p. 231.
- CAULET, J. (1972).** Les sédiments organogènes du précontinent Algérien. Mém. Mus. Hist. Nat., Nlle série, 25. p. 289.
- CEA, (1993).** Etalon mélange multigamma. Commissariat à l'énergie atomique.
- CEA, (1995).** Certificat d'étalonnage. Radionucléide : ¹⁵²Eu. Commissariat à l'énergie atomique.
- CEA, (1996).** Certificat d'étalonnage. Radionucléide : ¹³³Ba. Commissariat à l'énergie atomique.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, (2015).** Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement, Québec, Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. p. 28.
- CHARMASSON, S., RADA KOVITCH, O., ARNAUD, M., et al. (1998).** Long-core profiles of ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ⁶⁰Co and ²¹⁰Pb in sediment Near the Rhône River (Northwestern Mediterranean Sea). Estuarine Research Federation. vol 21. N3. p. 367-378.

- CHARRIAU, A. (2009).** Etude de la contamination organique et métallique associée aux sédiments du district hydrographique international de l'Escaut. Thèse doctorat. Optique et Lasers-Physico-Chimie-Atmosphère. France : Université Lille 1-Sciences Et Technologies. p. 241.
- CHIFFOLEAU, J F., GONZALEZ, J L., MIRAMAND, P., et al. (1999).** Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire. Prog. Sci. Seine-aval. Nantes : IFREMER. p. 1-31.
- CIUTAT, A., (2003).** Impact de la bioturbation des sédiments sur les transferts et la biodisponibilité des métaux - Approches expérimentales. Thèse doctorat. Ecotoxicologie. France : Université Bordeaux I. p. 437.
- COSSA, D., BUSCAIL, R., PUIG, P., et al. (2014).** Origin and accumulation of trace elements in sediments of the Northwestern Mediterranean margin. Chemical Geology. N. 380. p. 61-73.
- 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. Physique corpusculaire. France : Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II. p. 199.
- DAGORNE, A. (1973).** Sédimentologie et bionomie benthiques en Baie de Bou-Ismaïl. Pelagos, 4 (2). p. 40-53.
- DAR, M A R., El-Saharty, A A. (2012).** Some radioactive-elements in the coastal sediments of the Mediterranean Sea. Radiation Protection Dosimetry. p. 1-8.
- DEVALLOIS, V. (2009).** Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux. Thèse doctorat. Sciences de l'environnement. France : Université de Provence. p. 277.
- DI LAUROA, A., FERNEX, F., FIERROB, G., et al. (2004).** Geochemical approach to the sedimentary evolution of the Bay of Nice (NW Mediterranean Sea). Continental Shelf Research. N. 24. p. 223-239.
- DZIRI, S. (2013).** Etudes expérimentales et simulations Monte Carlo en spectrométrie gamma : Correction des effets de cascade et de matrice pour des mesures environnementales. Thèse doctorat. Physique nucléaire. France : Université de Strasbourg. p. 176.
- FEÏSS, C., BONTE P., ANDRIEU A., et al. (2004).** Transfert de matières des bassins versants côtiers au milieu marin : identification, caractérisation et vitesse. L'exemple de la baie du Marin (Martinique). Géomorphologie : relief, processus, environnement1. p. 81-90.

- FEKHAOUI, M., BENNASSER, L., BOUACHRINE, M. (1996).** Utilisation d'un nouvel indice d'évaluation de la contamination métallique des sédiments : cas du bas Sebou (Maroc). Bull, Inst. Sci. Rabat. N. 20. p. 143-150.
- FJÄLLBORG, B., DAVE, G. (2003).** Toxicity of copper in sewage sludge. Environment International. N. 28. p. 761-769.
- FORSTNER, U., WITTMANN, G. T. W. (1981).** Metal pollution in the aquatic environment. 2nd ed. New York: Springer-Verlag. p. 486.
- GAMBINI, D. J., GRANIER, R. (2007).** Manuel pratique de radioprotection. 3^{ème} éd. Paris : Lavoisier. p. 666.
- GASSER, E. (2014).** Spectrométrie γ au laboratoire et in situ : développements et applications environnementales. Thèse doctorat. Physique subatomique. France : Université Strasbourg. p.132.
- GEFFARD, O. (2001).** Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. Thèse doctorat. Ecotoxicologie. France : Université Bordeaux I. p. 351.
- GHOBARY, H. (1983).** Diagénèse précoce en milieu littoral et mobilité des éléments métallique. Thèse doctorat. Géochimie. France : Université de Bordeaux I. p. 271.
- GOUNOU, C. (2008).** Mobilité des éléments traces métalliques dans les sédiments : couplage et comparaison des approches chimique et microbiologique. Thèse doctorat. Sciences de l'univers et de l'environnement. France : l'Université Paris 12 – Val de Marne. p. 292.
- GRIMES, S., LAMRI, H., FODIL R. (2008).** Destinations. Développement de stratégies pour un tourisme durable dans les nations méditerranéennes. Algérie, Rapport diagnostic. p. 161.
- GROVEL, A. (1961).** Recherches sédimentologiques en baie d'Alger. Thèse 3e cycle. Sédimentologie. Algérie : Université d'Alger. p. 45.
- GUEGUENIAT, P. (1975).** Comportement physico-chimique du Ruthénium de fission dans le milieu marin. Thèse doctorat. Physique. France : Université L. Pasteur de Strasbourg. p. 205.
- HEIMBÜRGER, L-E., COSSA, D., THIBODEAU, B., et al. (2012).** Natural and anthropogenic trace metals in sediments of the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean). Chemical Geology. N. 291. p. 141-151.
- HENRI, D C. (2001).** Le risqué nucléaire. Paris : Technique et Documentation. p. 250.

- HOSONO, T., SU, C C., SIRINGAN, et al. (2010).** Effects of environmental regulations on heavy metal pollution decline in core sediments from Manila Bay. *Marine Pollution Bulletin*. N. 60. p. 780-785.
- HOUMA BACHARI, F. (2009).** Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. Thèse doctorat. Sciences de l'univers et de l'environnement. France : Université du Val de Marne Paris XII. p. 274.
- HOUNKPATIN, A S Y. (2012).** Ecosystème aquatique et pollution par les métaux toxiques. Cas d'une étude réalisée dans la cité lacustre de Ganvié (Bénin). Allemagne : ed Universitaire européennes. p. 107.
- INAL, A. (2011).** Les métaux traces dans les sédiments de la baie de Bou-Ismaïl : Surveillance de la pollution et étude des processus géochimiques. Thèse magister. Gestion et Surveillance de l'Environnement Marin et Littoral. Algérie : ENSSMAL. p. 136.
- INERIS, (2014).** Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Zinc et principaux composés. p. 74. [Consulté le 21/08/2016] disponible sur le site web (<http://rsde.ineris.fr/>. ou <http://www.ineris.fr/substances/fr/>.)
- IPSN, (2001).** Cesium 137 + Baryum 137m. Fiche radionucléide. p. 8.
- IPSN, (2001).** Thorium 232 et ses descendants à l'équilibre. Fiche radionucléide. p. 7.
- IRSN, (2001).** Uranium naturelle et environnement. Fiche radionucléide. p. 16.
- IRSN, (2002).** Fer 59 et environnement. Fiche radionucléides. p. 14.
- IRSN, (2002).** Thorium 232 et environnement. Fiche radionucléide. p. 13.
- IRSN, (2004).** Cadmium 109 et environnement. Fiche radionucléides. p. 14.
- IRSN, (2005).** Césium 137 et environnement. Fiche radionucléide. p. 29.
- IRSN, (2005).** Manganèse 54 et environnement. Fiche Radionucléides. p. 20.
- JACOBS, L., EMERSON, S. (1982).** Trace metal solubility in an anoxic fjord. *Earth and Planetary Science Letters*. N. 60. p. 237-252.
- JINHYUNG, C., SANGMIN, H., HAN J H., and al. (2015).** Historical trend in heavy metal pollution in core sediments from the Masan Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin*. N. 95(1). p. 427-432.
- JURINA, I., IVANIĆ, M., TROSKOT-ČORBIĆ, T., and al. (2013).** Activity concentrations and distribution of radionuclides in surface and core sediments of the Neretva Channel (Adriatic Sea, Croatia). *Geologia Croatica*. N. 66(2). p. 143-150.
- KELLER, C., HAMMER, D., KAYSER, A., and al. (2003).** Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: comparison of different plant species in the field. *Plant and Soil*. N. 249. p. 67-81.

- KREST, J M., MOORE, W S., RAMA. (1999).** ^{226}Ra and ^{228}Ra in the mixing zones of the Mississippi and Atchafalaya Rivers: indicators of groundwater input. *Marine Chemistry*. N. 64. p. 129-152.
- KRISIUK, E M., TARASOV, S I., SHAMOV, V P., et al. (1971).** A study of radioactivity in building materials. Leningrad : Research Institute for Radiation Hygiene. p. 59.
- LACOURLY, G. (1971).** Les pollutions radioactives - que faut-il en penser ?. *Class. Oxford U.* N. 628 (55). p. 331-343.
- LALAMI-TALEB, R. (1971).** Facteurs de répartition verticale du phytoplancton au large d'Alger. *Pelagos*. N. 3. p. 1-186.
- LAPAQUELLERIE, Y., JOUANNEAU, JM., MAILLET, N., et al. (1995).** Pollution en Cadmium dans Les Sédiments du Lot (France) et Calcul du Stock de Polluant Cadmium. *Pollution in Sediments of the Lot River (France). Estimate of the Mass of Cadmium. Environmental Technology*. N. 16 (12). p. 1145-1154.
- LE PETIT, G., GUY, G., (2002).** Spectrométrie gamma appliquée aux échantillons de l'environnement. Paris : Technique et Documentation. p. 238.
- LEAUTE, F. (2008).** Biogéochimie des contaminants organiques HAP, PCB et pesticides organochlorés dans les sédiments de l'étang de Thau. Thèse doctorat. Biogéochimie marine. France : Université de Pierre et Marie Curie. p. 255.
- LECLAIRE, L. (1963).** Etudes littorales en baie d'Alger : Zone de Fort de l'eau - Ben Mered. *Cah. Oceanogr*. N. 15 (2). p. 109-114.
- LECLAIRE, L. (1972).** La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin algérobalaéares (Précontinent algérien). *Mémoires du Muséum National d'histoire Naturelle*. Paris, nouvelle série, C, Sciences de la terre. Tome XXIV, fascicule unique. p. 391.
- LECONTE, P. (2006).** Développement et optimisation de techniques de mesure par spectrométrie gamma. Maîtrise et réduction des incertitudes associées. Thèse doctorat. *Physique des réacteurs*. France : Université Clermont-Ferrand II. p. 320.
- LEFORT, M. (1966).** La chimie nucléaire –étude des noyaux radioactifs et des réactions nucléaires. Paris : Dunod. p. 509.
- LESVEN, L. (2008).** Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique. Thèse doctorat. *Optique, Lasers, Physico-Chimie, Atmosphère*. France : L'Université des Sciences et Technologies de Lille, France. p. 246.

- LOMITSCHKA, M., MANGINI, A. (1999).** Precise Th/U-dating of small and heavily coated samples of deep-sea corals. *Earth and Planetary Science Letters*. N. 170. p. 391-401.
- LOUSTAU CAZALET, M. (2012).** Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques : Evaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques. Thèse doctorat. Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. France : L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. p. 239.
- MAGALI, S. (2007).** Spéciation du cadmium, du plomb et du zinc dans les poussières d'émissions atmosphériques d'origine sidérurgique - Approche de l'impact toxicologique des poussières. Thèse doctorat. Science de la terre. France : Université de droit, d'économie et des sciences - Aix-Marseille III. p. 335.
- MAGNE, R., MAGNE-MARTY, R M. (1991).** Biophysique-physico-chimie, physique. Paris : Ellipses Marketing. p. 432.
- MALTHIEU, R B., CATHERINE, J. (2011).** Géochimie marine. Paris. Vuibert. p. 362.
- MAOUCHE, S. (1987).** Mécanismes hydrosédimentaires en baie d'Alger (Algérie) : approche sédimentologique, géochimique et traitement statistique. Thèse de 3ème cycle. France : Université Perpignan. p. 214.
- MARION, C. (2010).** Dynamique et bilans des transferts particuliers de radioéléments d'origine anthropique et naturelle dans le Golfe du Lion : cas particulier des apports rhodaniens. Thèse doctorat. Sciences de l'environnement marin. France : Université de Perpignan Via Domitia, IRSN. p. 436.
- MARTIN BURTART, N. (2012).** Développement d'algorithmes d'analyse spectrale en spectrométrie gamma embarqué. Thèse doctorat. Physique. France : Université de Strasbourg. p. 213.
- MARTINEZ, C E., MOTTO, H L. (2000).** Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution*. N. 107. p. 153-158.
- MATEV, (2006).** Cadastre littoral, wilaya d'Alger. Rapport de synthèse.
- MIRALLES, J. (2004).** Etude couplée des radionucléides et des isotopes stables du plomb en Méditerranée Occidentale. Thèse doctorat. Géosciences de l'environnement. France : Université de P. Cézanne. p. 148.
- MORILLO, J., USERO, J., GRACIA, I. (2004).** Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere*. N. 55. p. 431-442.

- MULLER, G. (1979).** Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971 (Les métaux lourds dans les sédiments du Rhin - Veränderungen depuis 1971), Umschau. N. 79 (24). p. 778-783.
- N'GUESSAN, Y M. (2008).** Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gascogne. Thèse doctorat. Agrosystèmes, Ecosystèmes et Environnement. France : l'Institut National Polytechnique de Toulouse. p. 253.
- NADEM, S., EL BAGHDADI, M., RAIS, J., et al. (2015).** Evaluation de la contamination en métaux lourds des sédiments de l'estuaire de Bou Regreg (Côte atlantique, Maroc). Mater. Environ. Sci. N. 6 (11). p. 3338-3345.
- NF X31-107, (2003).** Qualité du sol - Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol - Méthode à la pipette.
- NIELSEN, A H., MURRAY, A S. (2008).** The effects of Holocene Podzolisation on radionuclide distributions and dose rates in sandy coastal sediments. Geochronometria. N. 31. p. 53-63.
- 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 des carottes de sédiments le long du littoral algérien, Thèse doctorat. Physique nucléaire. Algérie : USTHB. p. 171.
- NOUREDDINE, A., BENKRID, M., HAMMADI, A., and al. (2003).** Radioactivity distribution in surface and core sediment of the central part of the Algerian Coast: an estimation of the recent sedimentation rate. Mediterranean Marine Science. N. 4(2). p. 53-58.
- NOUREDDINE, A., BENKRID, M., MAOUI, R., and al. (2008).** Radionuclide tracing of water masses and processes in the water column and sediment in the Algerian Basin. Journal of Environmental Radioactivity. N. 99. p. 1224-1232.
- NOUREDDINE, A., MENACER, M., BOUDJENOUN, R., and al. (2006).** ¹³⁷Cs in seawater and sediment along the Algerian coast. Radioactivity in the environment. N. 8. p. 156-164.
- NOURREDDINE, A. (2014).** Spectrométrie gamma au laboratoire étude de cas. ANF « Rayonnements ionisants ». Lyon. p. 33.
- ONS, (2008).** Office National des Statistiques. Population résidente par âge, par sexe et par commune. p. 12.

- PANZA, F. (2012).** Développement de la spectrométrie gamma in situ pour la cartographie de site. Thèse doctorat. Instrumentation nucléaire. France : Université de Strasbourg. p. 221.
- PERIAÑEZ, P., ABRIL, JM. (2013).** Modeling tsunami propagation in the Iberia–Africa plate boundary: Historical events, regional exposure and the case-study of the former Gulf of Tartessos. *Journal of Marine Systems*. N. 111–112. p. 223–234.
- PIGREE, G. (1999).** Qualité radiologique des eaux marines et continentales du littoral normand- synthèse des travaux 1997-1998. A.C.R.O - Association pour le Contrôle de la Radioactivité dans l'Ouest. p. 100.
- PINTA, M. (1979).** Spectrométrie d'absorption atomique. Application à l'analyse chimique. France : ORSTOM, Tome 1, 2^{ème} éd. p. 262.
- PIRARD, B. (2006).** Etude et validation d'un spectromètre gamma pour la mesure de la composition chimique des surfaces planétaires. Thèse doctorat. Instrumentation spatiale. France : Université de Toulouse III-Paul Sabatier. p. 203.
- PONS, J-C., PARRA, M., JULIUS, C. (1988).** Teneurs en métaux lourds des sédiments fins de la baie de Fort de-France, Martinique, Petites Antilles françaises. *Oceanologica Acta*. vol 11, N. 1. p. 47-54.
- PORCELLI, D., BASKARAN, M. (2011).** An Overview of Isotope Geochemistry in Environmental Studies. *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry Advances in Isotope Geochemistry*. p. 11-33.
- POWER, E., CHAPMAN, P. (1992).** Assessing sediment quality. Lewis, Chelsea, MI, USA. p. 1-18.
- PRADYT, P. (2004).** Dean's Analytical Chemistry Handbook. 2nd ed. New York: McGraw-Hill. p. 1114.
- RADAKOVITCH, O. (1995).** Étude du transfert et du dépôt du matériel particulaire par le ^{210}Po et le ^{210}Pb . Application aux marges continentales du Golfe de Gascogne (NE Atlantique) et du Golfe du Lion (NW Méditerranée). Thèse doctorat. Océanologie. France : Université de Perpignan. p. 209.
- RAJASHEKARA, K M., NARAYANA, Y., SIDDAPPA, K. (2008).** Distribution of ^{210}Po and ^{210}Pb in riverine environs of coastal Karnataka. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. N. 277 (2). p. 379-388.
- RAMADAN, A A., DIAB, H M. (2013).** Radiological characterization and environmental impact in northwestern coast of Egypt. *Journal of Radioanalytical and nuclear chemistry*. N. 296. p. 89-95.

- RAMADE, F. (2012).** Eléments d'écologie –écologie appliquée : Action de l'homme sur la biosphère. Belgique : 7^{ème} éd Dunod. p. 791.
- REZGUI, W. (2013).** Etude de la répartition de la radioactivité naturelle et artificielle, et de la minéralogie dans les carottes de sédiments, dans la baie de Bou-Ismaïl. Thèse magister. Gestion et surveillance de l'environnement marin et littoral. Algérie : ENSSMAL. p. 118.
- REZZOUG, S. (2000).** Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds dans la matière en suspension et le sédiment marin superficiels des golfes de Bejaïa et de Skikda. Thèse magister. Océanologie biologique. Algérie : ENSSMAL. p. 234.
- RODIER, J., BAZIN, C., BROUTIN, JP., et al. (1996).** L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduelles, eau de mer. Paris : 8^{ème} éd Dunod. p. 1383.
- RODIER, J., LEGUBE, B., MERLET, N., et al. (2009).** L'analyse de l'eau. Paris : 9^{ème} éd Dunod. p. 1526.
- ROJAS DE ASTUDILLO, L., CHANG YEN, I., BEKELE, I. (2005).** Heavy metals in sediments, mussels and oysters from Trinidad and Venezuela. Rev Biol. Trop. N. 53. p. 41-53.
- ROSENBLUM, S. (1955).** L'aspect historique de la découverte de la radioactivité artificielle. Le journal de physique et le radium. N. 16 (10). p. 743-747.
- SAHER, N U., SIDDIQUI, A S. (2016).** Comparison of heavy metal contamination during the last decade along the coastal sediment of Pakistan: Multiple pollution indices approach. Marine Pollution Bulletin. N. 105. p. 403-410.
- SAM, A A., AHAMED, M M O., EL KHANGI, F A., et al. (1998).** Radioactivity Levels in the Red Sea Coastal Environment of Sudan. Marine Pollution Bulletin. N. 36 (1). p. 19-26.
- SAM, A K., AHAMED, M M O., EL KHANGI, F A., et al. (2000).** Uranium and thorium isotopes in some Red sea sediments. Radiochimica Acta. N. 88. p. 307-312.
- SANCHEZ-CABEZA, JA., RUIZ-FERNANDEZ, AC. (2012).** ²¹⁰Pb sediment radiochronology : An integrated formulation and classification of dating models. Geochimica et Cosmochimica Acta. N. 82. p. 183-200.
- SCHÄFER, U. (2004).** Manganese. In: Elements and their Compounds in the Environment. Ed. Merian, Anke, Ihnat et Stoeppler. 2^{ème} éd, Wiley-VCH Weinheim (D). Vol2. p. 901-930.

- SCHNEIDER, G. (2001).** Le curage des sédiments des cours d'eau. Le courrier de l'environnement de l'INRA. [Consulté le 10/09/2016] disponible sur le site web <http://www.inra.fr/dpenv/curage.htm#r41>.
- SEGHIR, A. (2007).** Séisme de Boumerdes du 21 mai 2003. Pathologie de construction et dommages sismiques. Les journées techniques et scientifiques du bâtiment et de la construction. p. 20.
- SENESI, G S., BALDASSARRE, G., SENESI, N., and al. (1999).** Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere*. N. 39. p. 343-377.
- SERIDJI, R. (1989).** Etude des larves de Crustacés Décapodes : aspects taxonomique, écologique et biogéographique. Thèse doctorat. Océanographie. Algérie : USTHB. p. 619.
- SERT, I., YENER, G., OZEL, E., and al. (2012).** Estimation of sediment accumulation rates using naturally occurring ^{210}Pb models in Gülbahçe Bay, Aegean Sea, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*. N. 107. p. 1-12.
- SINGER, P C. (1977).** Influence of dissolved organics on the distribution, transport, and fate of heavy metals in aquatic systems. In: *Fate of Pollutants in the Air and Water Environment*. Ed. Suffet, I.H, Part. I. p. 155-182.
- SOMMERFIELD, CK., NITTROUER, C A. (1999).** Modern accumulation rates and a sediment budget for the Eel shelf: a flood-dominated depositional environment. *Marine Geology*. N. 154. p. 227-241.
- SOSTER, F M., HARVEY, D T., TROKSA, M R. and al. (1992).** The effect of tubificid oligochaetes on the uptake of zinc by Lake Erié sediment. *Hydrobiologia*. N. 248. p. 249-258.
- SZEFER, P., KUSAK, A., SZEFER, K., and al. (1998).** Evaluation of the anthropogenic influx of metallic pollutants into Puck Bay, southern Baltic. *Applied Geochemistry*. N. 13. p. 293-304.
- TAIEB ERRAHMANI, D. (2009).** Etude de la pollution et de la géochimie par les métaux traces et les radioéléments dans les sédiments de la baie d'Alger. Mémoire Ingénieur. Environnement. Algérie : ENSSMAL. p. 99.
- 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 magister. Océanologie-climatologie. Algérie : ENSSMAL. p. 113.

TRABELSI, Y., GHARBI, F., EL GHALI, A., and al. (2012). Recent sedimentation rates in Garaet El Ichkeul Lake, NW Tunisia, as affected by the construction of dams and a regulatory sluice. *Journal of soils and sediment*. N. 12. p. 784-796.

TRAORE, I. (2013). Etude et caractérisation des fonctions de réponse des détecteurs solides de traces nucléaires : application à la dosimétrie radon et neutron. Thèse doctorat. *Physique des particules élémentaires*. France : Université de Strasbourg. p. 137.

UNSCEAR, (2000). Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. p. 76.

WAKEHAM, SG., LEE, C., HEDGES, JI., and al. (1997). Molecular indicators of diagenetic status in marine organic matter. *Geochimica Acta*. N. 61 (24). p. 5363-5369.

WARREN, L A., et HAACK, E A. (2001). Biogeochemical controls on metal behaviour in freshwater environments. *Earth-Science Reviews*. N. 54. p. 261-320.

WHO, (2005). Manganese and its compounds: environmental aspects. Concise International Chemical Assessment Document-CICAD-63, World Health Organization, Genève (CH). p. 70.

WOLLAST, R. (1975). Propriétés physico-chimiques des sédiments et des suspensions de la mer du Nord. Chapitre II. p. 21. [Consulté le 16/10/2015] disponible sur le site web <http://www.vliz.be/imisdocs/publications/254159.pdf>.

ZAL U'YUN WAN, M., CHE ABD, R M., ABDUL KADIR, I., and al. (2011). Vertical distribution of ^{210}Pb and ^{226}Ra and their activity ratio in marine sediment core of the East Malaysia coastal waters. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. N. 289. p. 953-959.

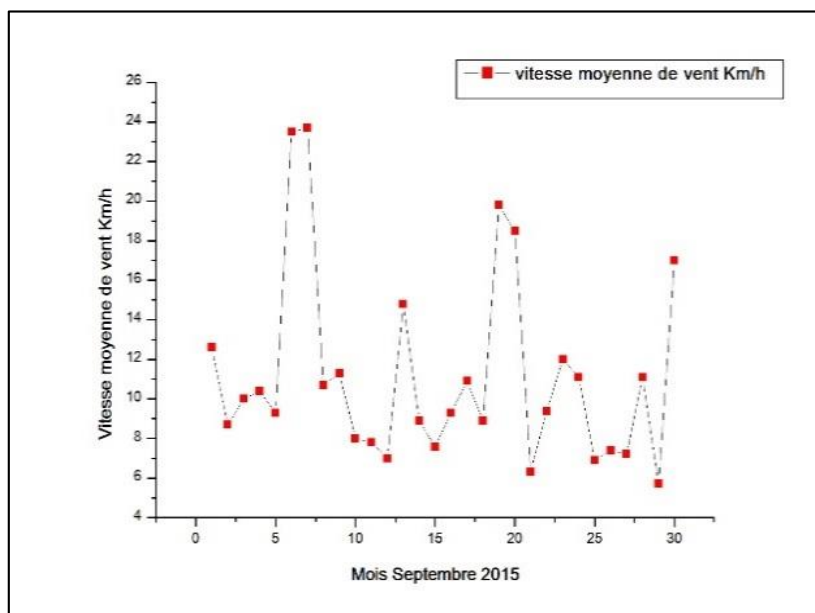
Site web:

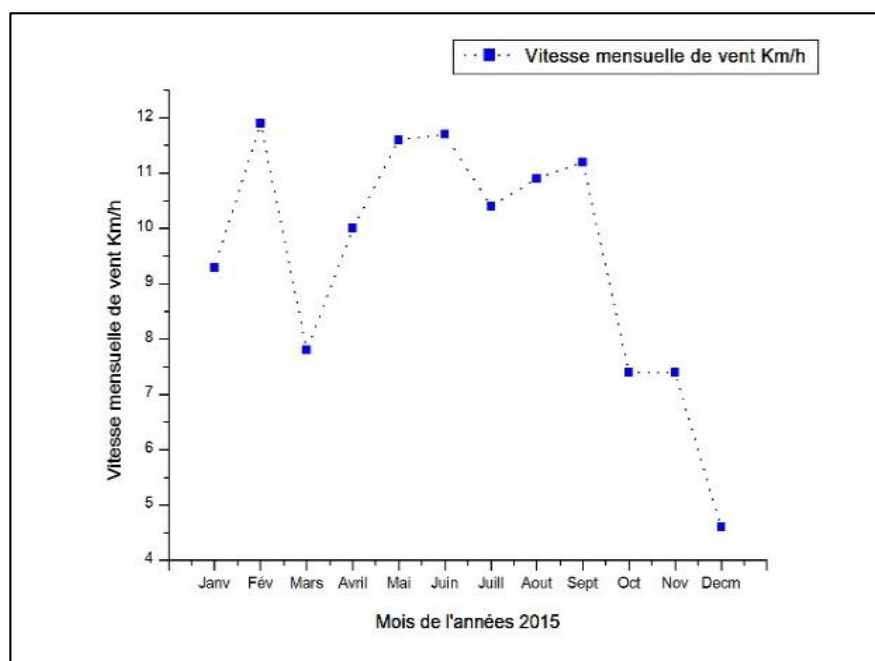
www.tutiempo.net. [Consulté le 20/02/2015].

Annexes

Annexe 1**Tableau 1:** vitesse journalière du vent en mois de septembre (mois d'échantillonnage) 2015.

Septembre 2015			
Jour	Vent (Km/h)	Jour	Vent (Km/h)
1	12.6	16	9.3
2	8.7	17	10.9
3	10	18	8.9
4	10.4	19	19.8
5	9.3	20	18.5
6	23.5	21	6.3
7	23.7	22	9.4
8	10.7	23	12
9	11.3	24	11.1
10	8	25	6.9
11	7.8	26	7.4
12	7	27	7.2
13	14.8	28	11.1
14	8.9	29	5.7
15	7.6	30	17
Moyenne	11.2		

**Figure 1:** la vitesse journalière du vent dans le mois de Septembre 2015.

Annexe 2**Figure 1:** la vitesse mensuelle du vent des mois de l'année 2015.**Annexe 3****Tableau 1:** la vitesse mensuelle du vent durant la période 2010-2015.

Mois	Vent Km/h						Moyenne
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
Janvier	12,5	7,7	8,1	12,7	10,9	9,3	10,2
Février	12,4	10,8	10,3	12,9	11,7	11,9	11,7
Mars	11,6	12,8	9,3	14,9	12,8	7,8	11,5
Avril	10,5	11	11,8	11,7	9,7	10	10,8
Mai	11,8	11,3	10,6	11,9	9,4	11,6	11,1
Juin	11,4	10,5	9,9	13,4	10,9	11,7	11,3
Juillet	13,2	11,4	11,9	11,4	10	10,4	11,4
Aout	11,5	11,4	8,3	12,2	10,4	10,9	10,8
Septembre	10,7	11,1	7,9	10,8	10,6	11,2	10,4
Octobre	9,2	8,7	10	9,3	8,2	7,4	8,8
Novembre	10,4	9,8	9,3	11,2	10,3	7,4	9,7
Décembre	9,4	8	8,1	7,5	10,2	4,6	8,0
Moyenne	11,2	10,4	9,6	11,7	10,4	9,5	10,5

Tableau 2: la température mensuelles dans la région d'Alger durant la période 2010-2015.

Mois	Température (°C)						Moyenne
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
Janvier	11,7	10,9	9,6	11	12,6	10,4	11,0
Février	13,4	10,7	7,5	10,2	13,1	10,5	10,9
Mars	14	14	12,9	14,5	12,9	13,1	13,6
Avril	16,1	17	15,4	15	17,1	16,6	16,2
Mai	17,8	19,7	18,9	17,3	18,2	19,7	18,6
Juin	21,9	22,6	24,8	20,6	22,8	23,1	22,6
Juillet	25,8	26,4	26	24,8	25,2	27,5	26,0
Aout	25,3	26,7	27,9	25,4	26,5	27,5	26,6
Septembre	23,3	23,8	23,3	23,6	25,9	24	24,0
Octobre	19,1	19,7	20,9	22,8	20,6	20,3	20,6
Novembre	14,5	16	15,9	14,2	17,4	14,7	15,5
Décembre	11,9	11,8	11,9	11,2	11,7	11,3	11,6
Moyenne	17,9	18,3	17,9	17,6	18,7	18,2	18,1

Tableau 3: les précipitations dans la région d'Alger durant la période 2010-2015.

Mois	Précipitation (mm)						Moyenne
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
Janvier	45,73	45,97	27,94	99,82	72,64	72,14	60,7
Février	48,53	121,17	240,04	99,05	48,74	90,93	108,1
Mars	101,35	57,67	77,98	63	85,6	49,02	72,4
Avril	32,76	61,21	176,28	80,01	1,02	0	58,5
Mai	23,36	95,5	24,63	119,89	5,84	10,15	46,6
Juin	4,07	15,75	1,78	7,11	51,57	12,7	15,5
Juillet	0	0	0	0	0	0	0,0
Aout	24,13	4,57	39,88	3,05	3,05	0	12,4
Sept	10,92	31,5	25,39	29,46	8,14	9,14	19,1
Octobre	117,34	38,09	84,07	18,55	40,64	109,73	68,1
Novembre	106,68	153,42	91,19	197,59	69,86	84,82	117,3
Décembre	97,26	58,67	46,98	167,39	159	0	88,2
Moyenne	51,01	56,96	69,68	73,74	45,51	36,55	55,6

Annexe 4

Tableau : les coordonnées géographiques des deux carottes prélevées au niveau de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl.

	Date	Heure	Coordonnées (dm)		Profondeur (m)
Baie d'Alger	16/09/2015	16:40	36° 48, 870	03° 07, 648	94
Baie de Bou-Ismaïl	21/09/2015	16:55	36° 39, 300	02° 26, 592	73

Annexe 5

Tableau 1: poids récupérés des différentes couches de la carotte de la baie d'Alger.

Profondeur (cm)	Frais net (g)	Sec net	Frais/Sec	Observation
(0-0,5)	52,2455	18,0207	2,8992	-
(0,5-1)	60,9526	33,5986	1,8141	-
(1-2)	51,8526	30,7830	1,6845	une coquille
(2-3)	63,1406	37,4649	1,6853	-
(3-4)	68,1993	39,7427	1,7160	-
(4-5)	84,2986	47,4304	1,7773	une coquille, petit gastéropode
(5-6)	79,3042	43,5728	1,8200	
(6-7)	72,8127	39,1279	1,8609	un fragment de coquille
(7-8)	73,6158	38,5815	1,9081	-
(8-9)	52,3494	27,7478	1,8866	-
(9-10)	87,0992	47,5974	1,8299	un fil
(10-12)	169,1678	94,9938	1,7808	-
(12-14)	132,0605	76,0614	1,7362	un petit morceau de sachet, file
(14-16)	146,0196	87,5903	1,6671	une belle coquille de gastéropode
(16-18)	198,2243	122,3901	1,6196	un fragment de coquille, un fil, un petit gastéropode
(18-20)	177,9336	110,0054	1,6175	un petit morceau de sachet
(20-22)	160,8996	99,4660	1,6176	un fragment de coquille
(22-24)	165,1476	101,1472	1,6327	un petit morceau de sachet
(24-26)	149,5561	90,2320	1,6575	une belle coquille de gastéropode, un fil
(26-28)	219,1851	133,0077	1,6479	un petit gastéropode
(28-30)	179,1072	111,9595	1,5997	un fragment de coquille
(30-32)	171,0332	108,1118	1,5820	une coquille de gastéropode, un fragment de coquille
(32-fin)	111,3826	72,7917	1,5302	-

Tableau 2: poids récupérés de différentes couches de la baie de Bou-Ismaïl.

Profondeur (cm)	Frais net	Sec net	Frais/sec	Observation
(0-0,5)	37,46344	23,83054	1,5721	sable, débris de végétaux, fragments de coquilles
(0,5-1)	47,28754	29,73644	1,5902	sable, coquilles
(1-2)	58,91614	37,23354	1,5823	des coquilles, débris de végétaux
(2-3)	79,39744	49,35654	1,6087	débris de végétaux, fragments de coquilles
(3-4)	80,88484	49,96184	1,6189	débris de végétaux, fragments de coquilles
(4-5)	76,39374	48,30624	1,5814	fragments de coquilles
(5-6)	90,76894	57,88134	1,5682	fragments de coquilles
(6-7)	84,70904	54,53854	1,5532	fragments de coquilles
(7-8)	91,21094	59,36244	1,5365	Sable-vaseux
(8-9)	93,55314	60,99514	1,5338	Sable-vaseux
(9-10)	135,33714	89,59294	1,5106	fragments de coquilles, vase
(10-12)	162,06266	109,08046	1,4857	vase, des coquilles, deux gastéropodes
(12-14)	161,61456	112,58936	1,4354	vase, fragments de coquilles
(14-fin)	57,98114	39,78044	1,4575	vase

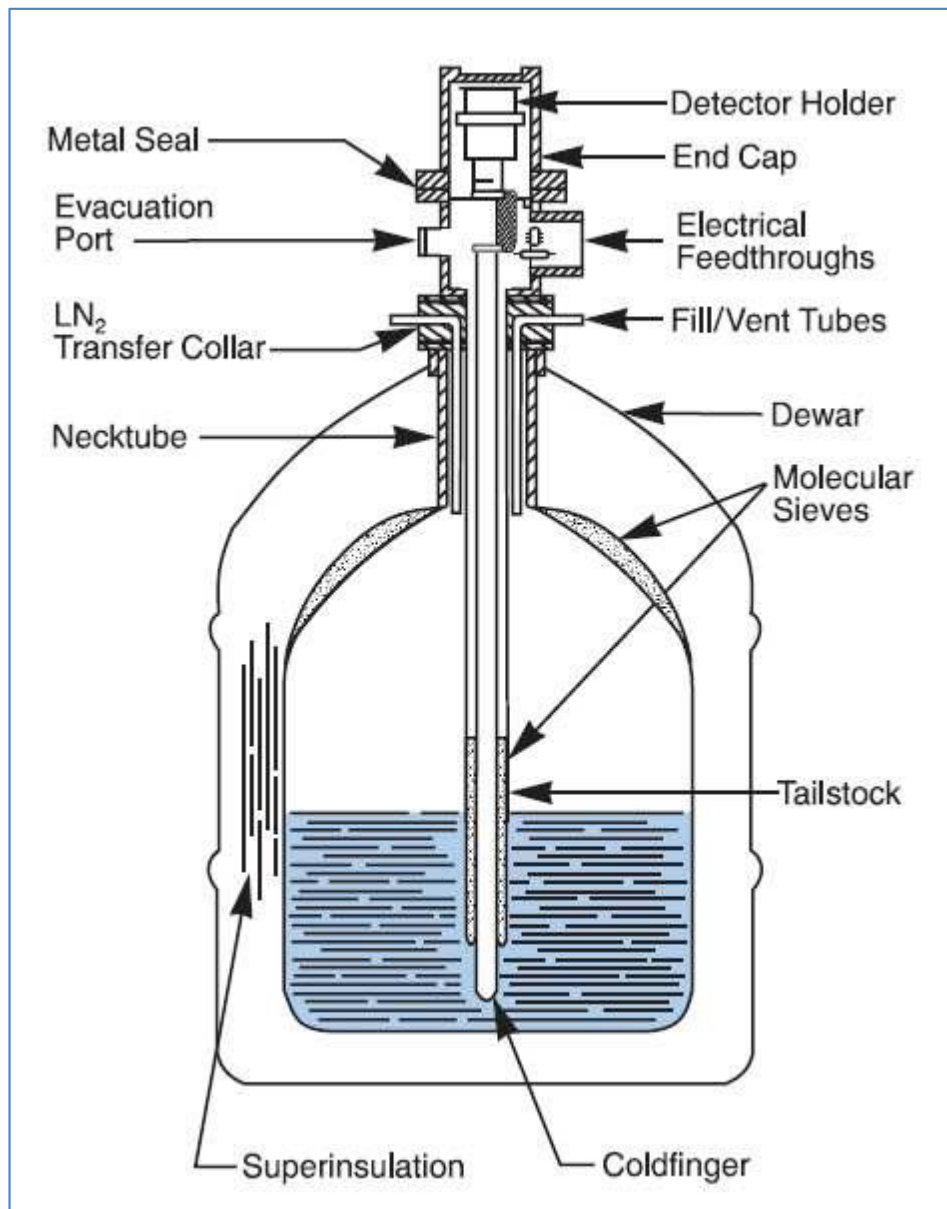
Annexe 6

Figure 1: dewar d'azote liquide de la spectrométrie gamma (source : Canberra, 2000).

Annexe 7**Tableau 1:** activités minimales détectables (Bq/Kg) des radionucléides d'intérêt dans les différentes couches de la carotte de la baie d'Alger.

Code échantillon	MDA \pm σ MDA			
	²¹⁰ Pb (Bq/Kg)	²³⁸ U (Bq/Kg)	²¹² Pb (Bq/Kg)	²¹⁴ Bi (Bq/Kg)
C2 (0-0.5)	23,62 \pm 5,02	22,07 \pm 3,22	4,61 \pm 0,46	1,66 \pm 0,21
C2 (0.5-1)	19,15 \pm 4,10	14,53 \pm 2,12	2,76 \pm 0,28	1,01 \pm 0,13
C2 (1-2)	20,02 \pm 4,28	15,86 \pm 2,32	3,08 \pm 0,31	1,12 \pm 0,14
C2 (2-3)	18,50 \pm 3,96	13,54 \pm 1,98	2,53 \pm 0,25	0,92 \pm 0,12
C2 (3-4)	17,93 \pm 3,84	12,72 \pm 1,86	2,35 \pm 0,24	0,86 \pm 0,11
C2 (4-5)	17,33 \pm 3,72	11,88 \pm 1,74	2,16 \pm 0,22	0,79 \pm 0,10
C2 (5-6)	17,57 \pm 3,77	12,21 \pm 1,78	2,23 \pm 0,22	0,82 \pm 0,10
C2 (6-7)	18,27 \pm 3,92	13,19 \pm 1,93	2,45 \pm 0,25	0,90 \pm 0,11
C2 (7-8)	18,43 \pm 3,95	13,30 \pm 1,94	2,48 \pm 0,25	0,91 \pm 0,12
C2 (8-9)	20,15 \pm 4,31	15,86 \pm 2,32	3,07 \pm 0,31	1,12 \pm 0,14
C2 (9-10)	16,94 \pm 3,64	11,34 \pm 1,66	2,04 \pm 0,20	0,75 \pm 0,10
C2 (10-12)	10,88 \pm 2,24	6,20 \pm 0,87	1,47 \pm 0,11	0,38 \pm 0,04
C2 (12-14)	14,65 \pm 3,16	8,48 \pm 1,24	1,43 \pm 0,14	0,53 \pm 0,07
C2 (14-16)	14,13 \pm 3,05	7,89 \pm 1,15	1,31 \pm 0,13	0,48 \pm 0,06
C2 (16-18)	12,82 \pm 2,78	6,49 \pm 0,95	1,03 \pm 0,10	0,38 \pm 0,05
C2 (18-20)	13,37 \pm 2,89	7,05 \pm 1,03	1,14 \pm 0,11	0,42 \pm 0,05
C2 (20-22)	13,51 \pm 2,92	7,21 \pm 1,05	1,17 \pm 0,12	0,43 \pm 0,06
C2 (22-24)	13,50 \pm 2,92	7,19 \pm 1,05	1,17 \pm 0,12	0,43 \pm 0,06
C2 (24-26)	14,04 \pm 3,03	7,76 \pm 1,14	1,28 \pm 0,13	0,47 \pm 0,06
C2 (26-28)	13,01 \pm 2,82	6,68 \pm 0,98	1,07 \pm 0,11	0,40 \pm 0,05
C2 (28-30)	13,40 \pm 2,90	7,07 \pm 1,03	1,14 \pm 0,11	0,42 \pm 0,05
C2 (30-32)	13,56 \pm 2,93	7,24 \pm 1,06	1,18 \pm 0,12	0,44 \pm 0,06
C2 (32-fin)	14,89 \pm 3,21	8,71 \pm 1,27	1,48 \pm 0,15	0,54 \pm 0,07

(Suite)

Code échantillon	MDA $\pm \sigma$ MDA			
	²¹⁴ Bi	¹³⁷ Cs	²²⁸ Ac	⁴⁰ K
C2 (0-0.5)	2,25 \pm 0,23	0,042 \pm 0,0010	20,65 \pm 3,13	30,55 \pm 1,45
C2 (0.5-1)	1,40 \pm 0,15	0,026 \pm 0,0006	13,01 \pm 1,97	19,00 \pm 0,91
C2 (1-2)	1,55 \pm 0,16	0,029 \pm 0,0007	14,34 \pm 2,17	20,99 \pm 1,00
C2 (2-3)	1,30 \pm 0,13	0,024 \pm 0,0006	12,04 \pm 1,82	17,54 \pm 0,84
C2 (3-4)	1,21 \pm 0,13	0,023 \pm 0,0005	11,24 \pm 1,70	16,34 \pm 0,78
C2 (4-5)	1,12 \pm 0,12	0,021 \pm 0,0005	10,42 \pm 1,58	15,12 \pm 0,72
C2 (5-6)	1,15 \pm 0,12	0,022 \pm 0,0005	10,74 \pm 1,63	15,59 \pm 0,75
C2 (6-7)	1,26 \pm 0,13	0,024 \pm 0,0006	11,70 \pm 1,77	17,03 \pm 0,81
C2 (7-8)	1,27 \pm 0,13	0,024 \pm 0,0006	11,81 \pm 1,79	17,19 \pm 0,82
C2 (8-9)	1,55 \pm 0,16	0,029 \pm 0,0007	14,33 \pm 2,17	20,99 \pm 1,00
C2 (9-10)	1,06 \pm 0,11	0,020 \pm 0,0005	9,90 \pm 1,50	14,34 \pm 0,69
C2 (10-12)	0,51 \pm 0,05	0,008 \pm 0,0002	7,53 \pm 1,29	7,32 \pm 0,28
C2 (12-14)	0,76 \pm 0,08	0,014 \pm 0,0003	7,19 \pm 1,09	10,32 \pm 0,50
C2 (14-16)	0,70 \pm 0,07	0,013 \pm 0,0003	6,63 \pm 1,00	9,50 \pm 0,46
C2 (16-18)	0,56 \pm 0,06	0,010 \pm 0,0002	5,35 \pm 0,81	7,61 \pm 0,37
C2 (18-20)	0,62 \pm 0,06	0,011 \pm 0,0003	5,86 \pm 0,89	8,36 \pm 0,40
C2 (20-22)	0,63 \pm 0,07	0,012 \pm 0,0003	6,01 \pm 0,91	8,57 \pm 0,41
C2 (22-24)	0,63 \pm 0,07	0,012 \pm 0,0003	5,99 \pm 0,91	8,55 \pm 0,41
C2 (24-26)	0,69 \pm 0,07	0,013 \pm 0,0003	6,52 \pm 0,99	9,33 \pm 0,45
C2 (26-28)	0,58 \pm 0,06	0,011 \pm 0,0003	5,52 \pm 0,84	7,86 \pm 0,38
C2 (28-30)	0,62 \pm 0,06	0,011 \pm 0,0003	5,88 \pm 0,89	8,38 \pm 0,40
C2 (30-32)	0,64 \pm 0,07	0,012 \pm 0,0003	6,03 \pm 0,91	8,61 \pm 0,42
C2 (32-fin)	0,79 \pm 0,08	0,015 \pm 0,0003	7,40 \pm 1,12	10,63 \pm 0,51

Tableau 2: les activités minimales détectables (Bq/Kg) des radionucléides d'intérêt dans les différentes couches de sédiment de la carotte de la baie de Bou-Ismaïl.

Code échantillon	MDA \pm σ A (Bq/Kg)			
	²¹⁰ Pb	²³⁸ U	²¹² Pb	²¹⁴ Pb
C2 (0-0.5)	22,38 \pm 4,77	19,41 \pm 2,83	3,94 \pm 0,39	1,42 \pm 0,18
C2 (0.5-1)	20,04 \pm 4,29	15,57 \pm 2,27	3,01 \pm 0,30	1,09 \pm 0,14
C2 (1-2)	18,96 \pm 4,06	13,93 \pm 2,03	2,62 \pm 0,26	0,96 \pm 0,12
C2 (2-3)	17,36 \pm 3,73	11,69 \pm 1,71	2,12 \pm 0,21	0,77 \pm 0,10
C2 (3-4)	17,32 \pm 3,72	11,63 \pm 1,70	2,10 \pm 0,21	0,77 \pm 0,10
C2 (4-5)	17,76 \pm 3,81	12,22 \pm 1,79	2,23 \pm 0,22	0,82 \pm 0,10
C2 (5-6)	16,45 \pm 3,54	10,49 \pm 1,53	1,85 \pm 0,19	0,68 \pm 0,09
C2 (6-7)	16,93 \pm 3,64	11,10 \pm 1,62	1,99 \pm 0,20	0,73 \pm 0,09
C2 (7-8)	16,36 \pm 3,52	10,35 \pm 1,51	1,82 \pm 0,18	0,67 \pm 0,09
C2 (8-9)	16,10 \pm 3,47	10,02 \pm 1,47	1,75 \pm 0,18	0,64 \pm 0,08
C2 (9-10)	14,15 \pm 3,06	7,75 \pm 1,13	1,28 \pm 0,13	0,47 \pm 0,06
C2 (10-12)	13,30 \pm 2,88	6,80 \pm 1,00	1,08 \pm 0,11	0,40 \pm 0,05
C2 (12-14)	13,02 \pm 2,82	6,56 \pm 0,96	1,04 \pm 0,10	0,39 \pm 0,05
C2 (14-fin)	18,28 \pm 3,92	12,87 \pm 1,88	2,38 \pm 0,24	0,87 \pm 0,11
Code échantillon	²¹⁴ Bi	¹³⁷ Cs	²²⁸ Ac	⁴⁰ K
C2 (0-0.5)	1,95 \pm 0,20	0,038 \pm 0,0009	17,91 \pm 2,71	26,60 \pm 1,18
C2 (0.5-1)	1,52 \pm 0,16	0,029 \pm 0,0007	14,04 \pm 2,13	20,70 \pm 0,92
C2 (1-2)	1,34 \pm 0,14	0,026 \pm 0,0006	12,42 \pm 1,88	18,25 \pm 0,82
C2 (2-3)	1,10 \pm 0,11	0,021 \pm 0,0005	10,24 \pm 1,55	14,95 \pm 0,67
C2 (3-4)	1,09 \pm 0,11	0,021 \pm 0,0005	10,18 \pm 1,54	14,87 \pm 0,67
C2 (4-5)	1,15 \pm 0,12	0,022 \pm 0,0005	10,75 \pm 1,63	15,73 \pm 0,70
C2 (5-6)	0,97 \pm 0,10	0,019 \pm 0,0005	9,08 \pm 1,38	13,22 \pm 0,59
C2 (6-7)	1,03 \pm 0,11	0,020 \pm 0,0005	9,67 \pm 1,46	14,10 \pm 0,63
C2 (7-8)	0,95 \pm 0,10	0,019 \pm 0,0004	8,95 \pm 1,36	13,02 \pm 0,58
C2 (8-9)	0,92 \pm 0,10	0,018 \pm 0,0004	8,64 \pm 1,31	12,56 \pm 0,56
C2 (9-10)	0,69 \pm 0,07	0,013 \pm 0,0003	6,50 \pm 0,98	9,37 \pm 0,42
C2 (10-12)	0,59 \pm 0,06	0,012 \pm 0,0003	5,59 \pm 0,85	8,08 \pm 0,37
C2 (12-14)	0,57 \pm 0,06	0,011 \pm 0,0003	5,41 \pm 0,82	7,76 \pm 0,35

Annexe 8

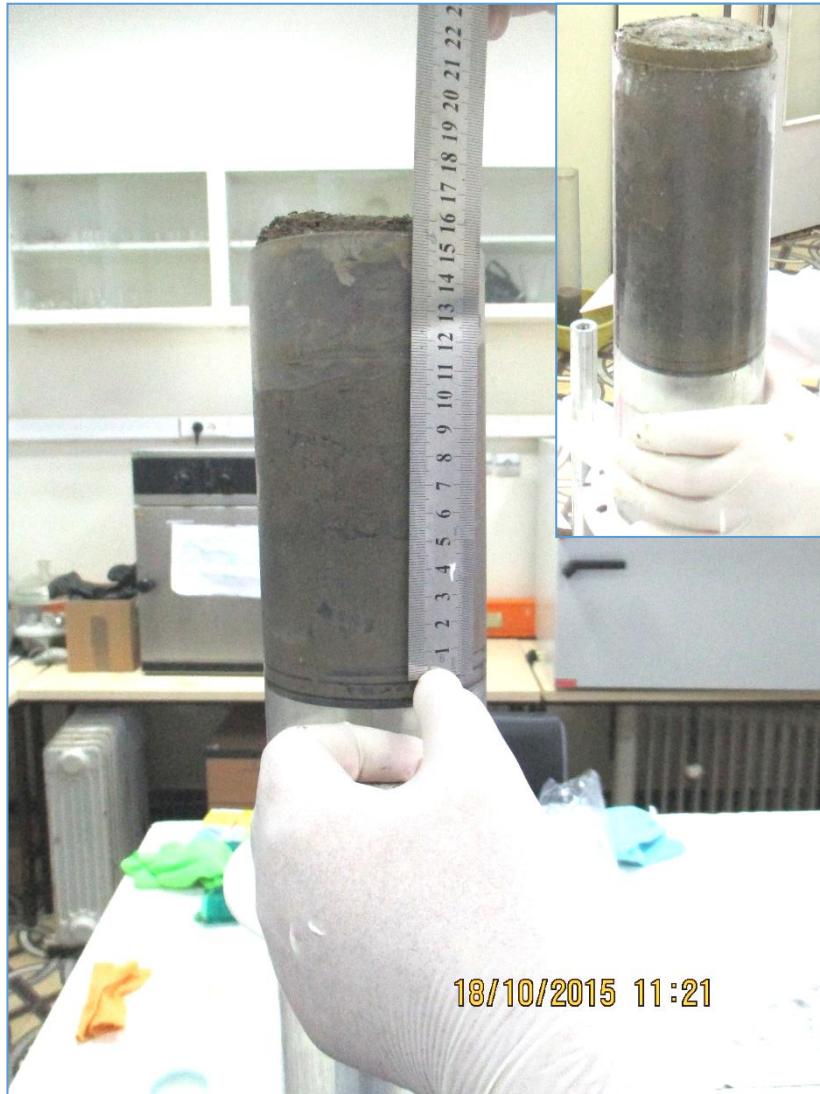


Figure : la carotte de sédiment prélevée au niveau de la baie de Bou-Ismaïl.

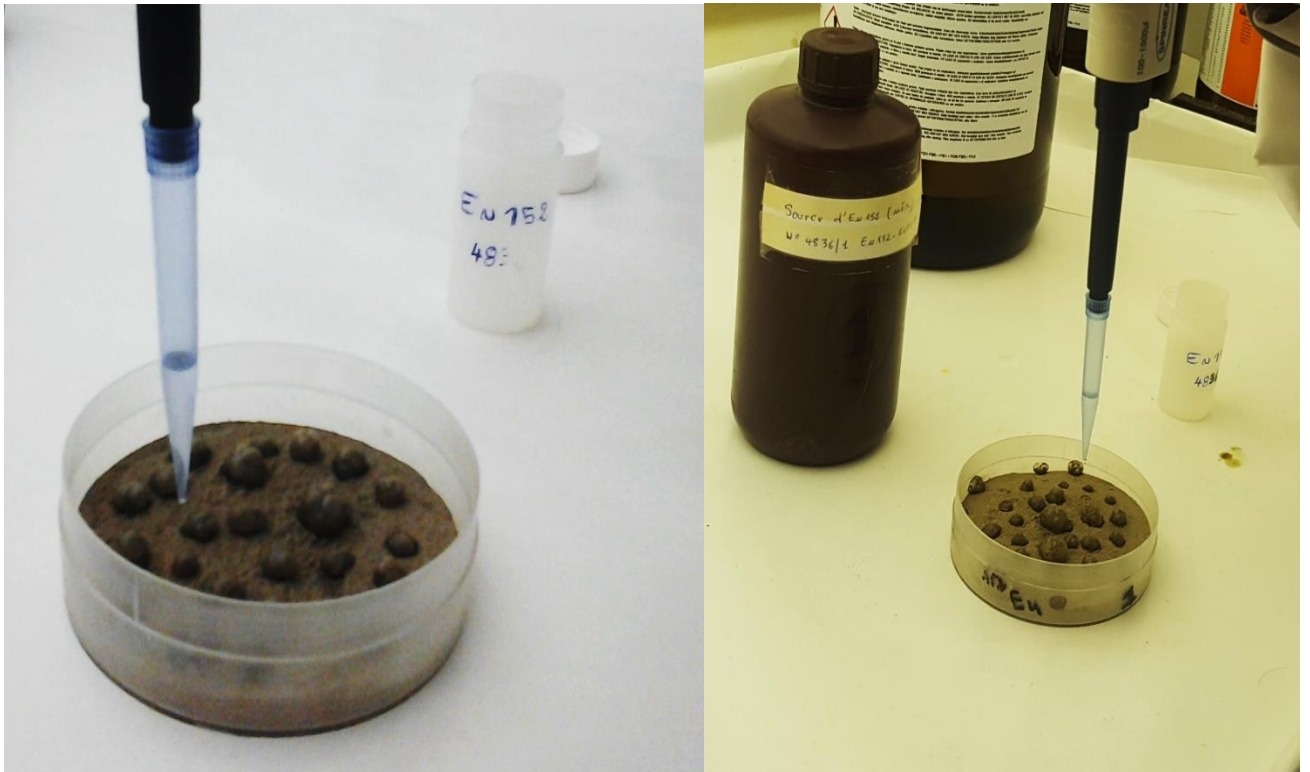


Figure : préparation du standard.



Figure : les trois standards d' ^{152}Eu , ^{133}Ba et multi-gamma préparés.