

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

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

UNIVERSITE FRERES MENTOURI CONSTANTINE 1

FACULTE DES SCIENCES EXACTES

DEPARTEMENT DE PHYSIQUE

N° d'ordre :56/DS/2018

Série:03/phy/2018

THESE

PRESENTEE POUR OBTENIR LE DIPLOME DE DOCTORAT

EN SCIENCES EN PHYSIQUE

SPECIALITE

PHYSIQUE DES RAYONNEMENTS ET APPLICATIONS

***Étude de la répartition de radionucléides présents dans
les lacs de barrages artificiels. Applications : ‘Barrage de
Beni Haroun’***

Par

Ghania BOUHILA

SOUTENUE LE : 22 / 04 / 2018

Devant le jury :

Président	:	N. KEGHOUCHE	Prof. Univ. Frères Mentouri Constantine-1
Rapporteur	:	F. BENRACHI	Prof. Univ. Frères Mentouri Constantine-1
Examineur	:	A. AZBOUCHE	M.R.Centre de Recherche Nucléaire Alger
		A. BOUCENNA	Prof. Univ. Sétif 1
		D. MAOUCHE	Prof. Univ. Sétif 1

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

Dédicace

Après de longues années, ce modeste manuscrit voit enfin le jour. Je le dédie à ma très chère mère en témoignage de ma reconnaissance pour sa patience, son sacrifice et son soutien tout au long de mes études.

Puisse Dieu, le tout puissant, te préserver et t'accorder santé, longue vie et bonheur.

A Toute ma famille

A tous mes amis

Remerciement

Cette thèse a été réalisée au laboratoire de Physique Mathématique et Subatomique du Département de Physique de l'Université Frères Mentouri Constantine-1, sous la direction de Madame F. BENRACHI, professeur à l'université frères Mentouri Constantine-1.

En premier lieu, je remercie Dieu le tout Puissant qui m'a donnée la force de mener à terme ce travail.

J'exprime ma profonde gratitude à mon enseignante et directrice de Thèse Madame F. BENRACHI, pour son aide et ses conseils scientifiques utiles et fructueux, qu'elle n'a pas hésité à m'accorder et le grand souci qu'elle a montré pour la réalisation de ce travail. Ce fût un grand plaisir de travailler avec elle, durant la préparation de ce travail.

Je remercie Madame N. KEGHOUCHE, professeur à l'université des frères Mentouri Constantine-1 d'avoir accepté de présider le jury de soutenance.

J'exprime mes remerciements à Monsieur A. AZBOUCHE Maître de recherche au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger pour l'aide qu'il m'a octroyé, pour ses conseils scientifiques et pour sa participation dans ce jury.

Je remercie Monsieur A. BOUCENNA, professeur à l'université Ferhat Abbas Sétif-1 d'avoir accepté de participer au jury.

Je remercie aussi Monsieur D. MAOUCHE, professeur à l'université Ferhat Abbas Sétif1 d'avoir accepté d'examiner ce travail et de faire partie du jury de soutenance.

Je remercie également Monsieur M. Belamri, Directeur de la Division des techniques nucléaires qui m'a accueillie dans son laboratoire pour effectuer les mesures.

Je tiens à adresser mes vifs remerciements à Monsieur M. Ramdhane, professeur à l'Université Joseph Fourier-Grenoble 1 pour son aide précieuse.

Je tiens à remercier Monsieur J. E. Groetz, Maître de Conférences à l'Université de Franche-Comté qui m'a accueillie dans son laboratoire lors de mon stage.

Enfin, je voudrais remercier ma famille qui m'a soutenue et encouragée dans la poursuite de mes études.

Table des matières

Table des matières	i
Liste des figures	iv
Liste des tableaux	vi
Introduction générale.....	1
I. Généralités sur la radioactivité.....	3
I.1. Radioactivité dans l'environnement	4
I.1.1. Radioactivité naturelle	4
I.1.2. Radioactivité artificielle (Anthropogénique).....	8
I.2. Filiations radioactives et équilibre radioactif	9
I.3. Radioactivité dans la croûte terrestre.....	10
I.3.1. Teneurs en radio-isotopes dans les roches.....	11
I.3.2. Radioactivité de sédiment.....	12
I.4. Les rayonnements ionisants.....	12
I.5. La nature du risque du rayonnement ionisant.....	13
I.5.1. Exposition externe	14
I.5.2. Exposition interne.....	14
I.5.3. Effets biologiques des rayonnements ionisants	15
I.6. Paramètres radiologiques et dose absorbée	17
I.6.1. Évaluation de dose	17
I.6.2. Les paramètres radiologiques	18
II. Interaction photon-matière et détection.....	20
II.1. Interaction photon-matière	20
II.1.1. Effet photoélectrique	21
II.1.2. Effet Compton	22
II.1.3. Création de paires.....	24
II.1.4. Sections efficaces totale d'interaction.....	25
II.2. Atténuation d'un faisceau de photons par la matière	25
II.3. Spectrométrie γ	26
II.3.1. Détecteurs de photons	27
II.3.2. L'électronique d'acquisition	30
II.4. Analyse de spectres	32
II.4.1. Analyse qualitative	32

II.4.2.	Résolution en énergie	33
II.4.3.	Analyse quantitative	34
II.4.4.	Activité d'un échantillon	36
II.4.5.	Seuil de décision et limite de détection	36
II.4.6.	Évaluation des erreurs statistiques	39
III.	Matériel et méthodes	40
III.1.	Présentation de la zone d'étude	40
III.1.1.	Situation géographique	40
III.1.2.	Géologie et lithologie	42
III.2.	Localisation des stations de prélèvements	43
III.3.	Échantillonnage et préparation des échantillons de sédiments.....	44
III.4.	Description du système d'acquisition.....	47
III.4.1.	Division des techniques nucléaires (CRNA) Alger	47
III.4.2.	Laboratoire de mesures des Basses Activités (LPSC) Grenoble	47
III.5.	Calibration de la chaîne de mesure	48
III.5.1.	Étalonnage en énergie.....	48
III.5.2.	Étalonnage en efficacité.....	49
III.6.	Mesure du bruit de fond.....	51
III.6.1.	Identification des radionucléides	52
IV.	Résultats et discussion.....	56
IV.1.	Présentation des résultats obtenus	56
IV.1.1.	Échantillons du barrage de Beni Haroun	56
IV.1.2.	Échantillons de l'oued Rhumel.....	60
IV.1.3.	Les activités de ^{137}Cs dans les échantillons étudiés.....	62
IV.1.4.	Les activités des uraniums 238 et 235 dans les échantillons étudiés.....	63
IV.2.	Évaluation des effets radiologiques	64
IV.2.1.	Radium équivalent (Ra_{eq})	64
IV.2.2.	Indices de risque externe et interne	65
IV.2.3.	Indice représentatif de niveau I_{γ}	66
IV.3.	Estimation de la dose	66
IV.3.1.	Débit de dose absorbée	66
IV.3.2.	Dose efficace annuelle.....	67
IV.3.3.	Équivalent de dose Annuelle des Gonades (AGDE).....	68
IV.4.	Comparaison des résultats obtenus avec les données d'autre pays.	69

IV.4.1.	Les activités spécifiques	69
IV.4.2.	Les doses.....	70
IV.5.	Analyse statistique.....	71
IV.5.1.	Étude de corrélation entre les radionucléides naturels	72
IV.5.2.	Corrélations de Pearson	74
IV.5.3.	Statistiques descriptives.....	75
	Conclusion générale	78
	Références	80

Abstrac

ملخص

Résum

Liste des figures

Figure I-1: Les différents types de désintégration.	3
Figure I-2: Schéma de désintégration de ^{40}K	5
Figure I-3: Schéma de désintégration de ^{235}U	7
Figure I-4: Schéma de désintégration de ^{238}U	7
Figure I-5: Schéma de désintégration de ^{232}Th	8
Figure I-6: Les différents modes d'exposition interne et externe.	14
Figure I-7: Les effets biologiques de l'exposition aux rayonnements ionisants.	15
Figure I-8 : La radiolyse de l'eau.	15
Figure II-1: Les différentes interactions rayonnement-matière qui sont à la base des méthodes d'analyses.	20
Figure II-2: Effet photoélectrique.	22
Figure II-3: Schéma de principe de diffusion Compton.	23
Figure II-4: Spectre en énergie des électrons issus des diffusions Compton. (Ne : est le nombre d'électrons sur lesquels les photons ont réalisés une diffusion Compton).	23
Figure II-5: Schéma représentatif de la création de pair.	24
Figure II-6: Domaines du plan Z, E_γ des sections efficaces d'interaction des Photons-matière.	25
Figure II-7: Coefficients massiques d'atténuation pour le Pb et le Ge.	26
Figure II-8: Schéma de principe des détecteurs à scintillation.	28
Figure II-9: Les différentes configurations géométriques des détecteurs germanium.	29
Figure II-10: Schéma d'un détecteur GeHP.	30
Figure II-11: Schéma de la chaîne électronique et traitement du signal pour un spectromètre gamma.	31
Figure II-12: DSA 1000 fabriqué par Canberra.	32
Figure II-13: Exemple d'un spectre γ d'une source mono-énergétique.	33
Figure II-14: Définition de la résolution pour un pic gaussien.	34
Figure II-15: Définition du seuil de décision (SD) et la limite de détection (LD)	37
Figure III-1: Situation géographique du bassin versant Kébir-Rhumel.	41
Figure III-2 : Profil oued Kébir-Rhumel.	42
Figure III-3: Les grands domaines hydrogéologiques du Kébir-Rhumel.	43
Figure III-4: Localisation des stations de prélèvement dans Oued Rhumel et Beni Haroun.	46
Figure III-5: Matériels utilisés pour la préparation des échantillons.	46
Figure III-6: Dispositif expérimental (CRNA).	47
Figure III-7: Dispositif expérimental LBA (Grenoble).	48
Figure III-8: Courbe d'étalonnage en énergie.	49
Figure III-9: Spectre expérimental de la source ^{152}Eu mesuré pendant 3600 s.	49
Figure III-10: Courbe de l'Efficacité du détecteur GeHP (CRNA).	51
Figure III-11: Courbe de l'Efficacité du détecteur GeHP (LBA).	51

Figure III-12 : Spectre de bruit de fond du château mesuré durant 1004800 s (CRNA).....	52
Figure III-13 : Exemple de spectre d'échantillon du sédiment.	53
Figure IV-1 : Distribution des activités ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans le barrage de Beni Haroun. 58	
Figure IV-2 : Les activités spécifiques du ^{226}Ra (a), ^{232}Th (b) et ^{40}K (c) dans les échantillons du barrage Beni Haroun (SBH : Sédiment de Beni Haroun).	59
Figure IV-3 : Distribution des ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans l'Oued Rhumel.	61
Figure IV-4 : Les activités spécifiques du ^{226}Ra (b), ^{232}Th (b) et ^{40}K (c) dans les échantillons de l'oued Rhumel.	62
Figure IV-5 : Comparaison entre les activités des ^{238}U et ^{235}U des échantillons du Barrage. .	63
Figure IV-6 : Les activités de Ra_{eq} dans les échantillons du barrage Beni Haroun.	64
Figure IV-7 : Les activités de Ra_{eq} dans les échantillons de l'oued Rhumel.....	65
Figure IV-8 : Les indices de risque externe et interne pour les échantillons du barrage Beni Haroun et de l'oued Rhumel.	65
Figure IV-9 : Les indices représentatifs de niveau I_{γ} des échantillons du barrage Beni Haroun (a) et de l'oued Rhumel (b).	66
Figure IV-10 : Le débit de dose des échantillons du barrage Beni Haroun (a) et de l'oued Rhumel (b).....	67
Figure IV-11 : Les doses efficaces annuelles du barrage Beni Haroun (a) et de l'oued Rhumel (b).	68
Figure IV-12 : Équivalent de dose Annuelle des Gonades pour les échantillons: (a) barrage, (b) oued Rhumel.....	69
Figure IV-13 : Corrélation entre les concentrations de (^{226}Ra , ^{232}Th), (^{232}Th , ^{40}K) et (^{226}Ra , ^{40}K) pour les échantillons du barrage de Beni Haroun.....	73
Figure IV-14 : Corrélation entre les concentrations de (^{226}Ra , ^{232}Th), (^{232}Th , ^{40}K) et (^{226}Ra , ^{40}K) pour les échantillons de l'oued Rhumel.	73
Figure IV-15 : Distributions des fréquences des activités spécifiques de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K pour les échantillons du Barrage.	76
Figure IV-16 : Distributions des fréquences des activités spécifiques de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K pour les échantillons de l'oued Rhumel.	77

Liste des tableaux

Tableau I-1: U, Th and ^{40}K dans les roches ignées.....	11
Tableau I-2: U, Th and ^{40}K dans les roches métamorphiques.....	11
Tableau I-3 : U, Th and ^{40}K dans les roches sédimentaires.....	12
Tableau I-4: Les différences entre les effets déterministes et les effets Stochastiques.	17
Tableau II-1 : Types d'interactions photon-matière et leurs conséquences.	21
Tableau II-2: Caractéristiques des principaux semi-conducteurs. Toutes les valeurs indiquées correspondent à la température ambiante (300°K), à l'exception du germanium pour lequel T=80°K.....	29
Tableau III-1 : Site d'échantillonnage du barrage Beni Haroun.	45
Tableau III-2 : Site d'échantillonnage de l'oued Rhumel.	45
Tableau III-3: Numéros de canaux correspondants aux énergies gammas du spectre de la source ^{152}Eu	49
Tableau III-4: Efficacité expérimentale mesurée du détecteur pour une géométrie cylindrique.....	50
Tableau III-5 : Les principales raies gamma utilisées pour déterminer les activités des radionucléides naturels.	55
Tableau IV-1: Valeurs des activités minimales détectables des radionucléides naturels.....	56
Tableau IV-2: Les activités spécifiques des séries ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th ainsi que le radionucléide primordial ^{40}K dans les sédiments du barrage Beni Haroun.	57
Tableau IV-3: Les activités spécifiques des séries de ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th et leurs descendants ainsi que le radionucléide primordial ^{40}K dans les sédiments de l'oued Rhumel.	60
Tableau IV-4: Comparaison de la concentration des radionucléides naturels dans les sédiments étudiés avec celles des autres pays.	70
Tableau IV-5: Comparaison de la dose dans les échantillons de sédiments étudiés avec ceux d'autres pays.	71
Tableau IV-6: Corrélation de Pearson entre les radionucléides présents dans les échantillons de Barrage et les paramètres radiologiques associés.....	74
Tableau IV-7: Corrélation de Pearson entre les radionucléides présents dans les échantillons d'Oued Rhumel et les paramètres radiologiques associés.....	74
Tableau IV-8: Statistiques descriptives des activités des radionucléides et des paramètres radiologiques pour les échantillons du barrage.	75
Tableau IV-9: Statistiques descriptives des activités des radionucléides des paramètres radiologiques pour des échantillons de l'oued Rhumel.....	76

Introduction générale

L'humanité a toujours vécu dans un monde de rayonnements ionisants dus à une irradiation d'origine naturelle ou artificielle. L'irradiation naturelle provient de trois sources : (1) irradiation cosmique venant de l'espace et atténuée par l'air atmosphérique, (2) irradiation terrestre venant des éléments naturels radioactifs présents dans la nature, (3) irradiation interne d'origine alimentaire ou respiratoire issue du radon exhalé par les pierres des habitations et confiné dans les locaux peu ventilés.

Selon le rapport du comité scientifique des Nations Unies sur l'étude des effets des rayonnements atomiques (UNSCEAR), l'irradiation naturelle est équivalente à 2,4 mSv par personne, qui représente environ 80% de la dose totale de rayonnement à laquelle un individu est exposé durant une année [1].

La radioactivité naturelle provient principalement des radionucléides primordiaux comme le ^{40}K et les trois séries (^{238}U , ^{232}Th et ^{235}U) et leurs descendants, qui ont des périodes radioactives proches de l'âge de la terre et sont considérés comme les principaux contributeurs de la source d'irradiation externe au corps humain. Ces radionucléides peuvent être transportés par différents systèmes aqueux comme les rivières [1]. Ils peuvent être piégés par divers matériaux géologiques et recueillis à partir du fond des lacs de barrages (naturels ou artificiels) ou déposés dans des sédiments marins [2,3].

Dans les systèmes aquatiques, les sédiments jouent un rôle important. Ils sont la principale source d'une exposition continue aux rayonnements de l'homme et sont considérés comme un moyen de migration et de transfert des radionucléides aux systèmes biologiques [2-5]. La plupart des sédiments déposés dans les rivières ont été formés lorsque la roche et les matières organiques se sont brisées en petits morceaux en se déplaçant dans l'eau. Par conséquent, la concentration naturelle de radionucléides présents dans la roche affecterait le niveau de radioactivité des sédiments de la rivière [5]. En outre, certaines activités humaines peuvent aussi augmenter les niveaux de radioactivité dans les sédiments des rivières, par les déchets rejetés par la société.

La connaissance des concentrations des radionucléides naturelles dans les sédiments des milieux aquatiques est importante car ces milieux ont un lien direct et permanent avec l'homme durant toute sa vie. Ainsi, l'être humain est exposé aux rayonnements naturels issus du sol par l'ingestion des aliments dans la chaîne sol-plante-homme [2, 3].

Dans ce travail nous nous sommes intéressés à la mesure de la radioactivité dans les sédiments des systèmes aquatiques. Les principaux objectifs de cette étude, considérée comme une étude générale de la radioactivité dans l'environnement, peuvent être résumés comme suit :

- Détermination des activités spécifiques des radionucléides (naturels ^{238}U , ^{235}U , ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K et anthropogénique ^{137}Cs) dans les sédiments de la région étudiée.
- Évaluation des risques sanitaires pour l'homme avant toute contamination artificielle,
- Recherche de liens entre la radioactivité, la nature des roches et la pollution issue de l'activité humaine, industrielle et agricole.
- Contribution à l'établissement d'une carte de répartition de la radioactivité dans la région étudiée.
- Comparaison des résultats avec les données publiées à l'échelle internationale.

Cette thèse comporte quatre chapitres.

Le premier chapitre présente des généralités sur la radioactivité, et sur la géochimie des éléments radioactifs naturels. On y mentionne également la relation entre la concentration des éléments radioactifs et le type de roche, les paramètres permettant d'évaluer le risque radiologique qu'encourent les individus exposés aux rayonnements.

Le second chapitre rend compte d'une description des différents processus d'interaction des rayonnements gamma avec la matière, ainsi que les principes de leur détection.

La description de la zone d'étude et les techniques de mesure, le protocole suivi pour le prélèvement d'échantillons, ainsi que la méthode de préparation des échantillons seront donnés dans le troisième chapitre.

Le quatrième chapitre est consacré aux résultats de mesures des activités spécifiques des radionucléides naturels dans les échantillons étudiés. Une estimation des risques radiologiques sur l'homme dus à la radioactivité naturelle provenant des échantillons de sédiments a été faite par la détermination des paramètres radiologiques. Enfin, des analyses statistiques ont été effectuées pour évaluer la distribution spatiale des radionucléides et des paramètres radiologiques associés dans la zone d'étude.

I. Généralités sur la radioactivité

La radioactivité, partie intégrante de l'univers, existe sur terre depuis sa formation. Elle provient essentiellement des radionucléides des familles radioactives naturelles de l'uranium et du thorium, ainsi que de l'élément potassium-40. Ces éléments ont une demi-vie d'environ 5 milliards d'années, et sont encore fortement présents en quantité variable dans les roches terrestres [1-5].

En plus des radionucléides primordiaux, leurs descendants produits de désintégration existent naturellement, avec les radionucléides cosmogoniques formés par l'interaction du rayonnement cosmique avec l'atmosphère terrestre. En dehors de ces radionucléides naturels, des radionucléides artificiels créés par l'homme peuvent se trouver dans notre environnement [6,7].

Les radionucléides sont des atomes dont les noyaux sont instables et se désintègrent en éléments stables. Ils vont alors tendre vers la stabilité en se désintégrant et en émettant des rayonnements alpha (α), bêta (β) et gamma (γ) (figure I.1). Les rayonnements gamma (γ) sont des ondes électromagnétiques tandis que les rayonnements alpha (α) et bêta (β) sont des particules qui sont respectivement un noyau d'hélium et un électron.

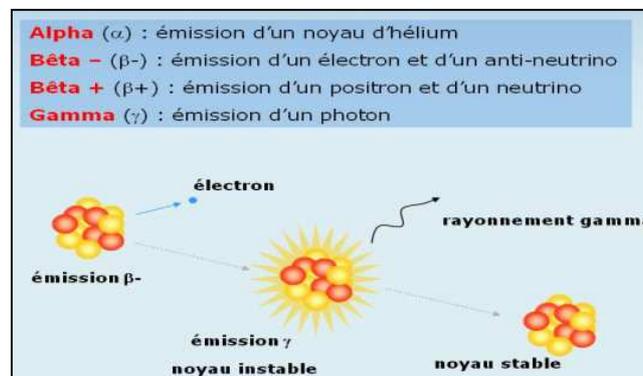


Figure I-1: Les différents types de désintégration.

Le rayonnement alpha (α) a un très faible pouvoir de pénétration dans l'air, une feuille de papier suffit pour l'arrêter. Bien que ce rayonnement soit peu pénétrant, il est par contre très ionisant. Il est de ce fait particulièrement dangereux, si des poussières radioactives sont inhalées, ingérées ou si elles sont en contact direct avec la peau. Ce type de rayonnement concerne généralement les transformations des noyaux lourds, dont le nombre atomique est supérieur à 82. Le rayonnement β correspond à la transformation dans le noyau soit d'un

neutron en proton (β^-), soit d'un proton en neutron (β^+). Il ne parcourt que quelques mètres dans l'air et est arrêté par une feuille d'aluminium. Le rayonnement gamma (γ) est le plus pénétrant des trois rayonnements. Il peut parcourir des centaines de mètres dans l'air. Dans la majorité des cas, le rayonnement gamma résulte de la désintégration d'un noyau produit à la suite d'une désintégration alpha et bêta ou parfois seul dans certaines désintégrations. Il faut recourir à de fortes épaisseurs de plomb ou de béton pour l'arrêter. Ces rayonnements sont susceptibles d'entrer en interaction avec la matière qu'ils traversent et de provoquer des changements au niveau de la structure atomique du milieu traversé.

I.1. Radioactivité dans l'environnement

On est continuellement exposé aux rayonnements provenant de nombreuses sources. Cette exposition est une caractéristique continue et incontournable de la vie sur terre. Selon le rapport du Comité Scientifique des Nations Unies pour l'Étude des Effets des Rayonnements Ionisants [1], environ 85% de l'exposition provient de sources naturelles. On est également exposé aux rayonnements résultants des rejets dans l'environnement de matières radioactives provenant des sources artificielles, mais au niveau mondial la contribution des sources artificielles est d'un ordre de grandeur inférieur à celle liée à la radioactivité naturelle.

I.1.1. Radioactivité naturelle

Les rayonnements ionisants naturels présents sur notre planète proviennent de nombreuses sources et génèrent la majeure partie de la radioactivité qui nous entoure. Dans la nature, il y a plus de 80 radionucléides présents avec des concentrations détectables et ils sont généralement regroupés en deux types, cosmogonique et tellurique [8, 9].

Rayonnement cosmique: Il nous provient directement de l'espace sous forme de rayonnement de haute énergie. Il fût découvert en 1912 par Victor Hess. Il est composé essentiellement d'ions dépourvus de leurs électrons à cause de leur vitesse extrêmement élevée. Le passage des rayonnements cosmiques dans l'atmosphère crée des réactions nucléaires avec des éléments de l'atmosphère et engendre des isotopes radioactifs ou radionucléides cosmiques. On retrouve principalement ^3H , ^{14}C , ^7Be et ^{22}Na [10]. Ces radionucléides cosmogoniques sont amenés à la surface de la terre par l'eau de pluie, et ont des demi-vies allant de quelques minutes à des millions d'années. Cela dépend de leur taux de production, demi-vie, forme physique dans l'atmosphère et les taux de mélange et les dépôts atmosphériques sur la surface de la terre. Ils contribuent à moins de 1% de la dose efficace

moyenne annuelle de radionucléides naturels, le radiocarbone (^{14}C) étant le principal contributeur représentant près de 100% de cette dose [11].

Rayonnement tellurique (Terrestre) : Il est naturellement présent dans la croûte terrestre et dans l'atmosphère, on peut le trouver dans les sols, les roches, l'eau, les océans, les végétations et les matériaux de construction [12]. Ce rayonnement est issu des radionucléides appartenant aux trois familles radioactives naturelles ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th , qui représentent la source la plus importante de rayonnement ionisant sur la terre. Ces radionucléides étaient présents en quantité importante. À cause du phénomène de décroissance radioactive, il a diminué en nombre et en intensité [8, 13, 14]. Il contribue à environ 83% à la dose efficace moyenne totale reçue par la population mondiale [10]. En plus, il y a l'isotope naturel radioactif du potassium ^{40}K , qui contribue avec environ 16% de la dose efficace annuelle reçue par la population mondiale [10].

- **Le potassium**

Potassium ^AK est présent dans la nature sous forme de trois isotopes naturels : ^{39}K (93,258%), ^{40}K (0,0117%), ^{41}K (6,7302%) [8, 15]. Seul le potassium ^{40}K est radioactif. Le potassium constitue quelques 2,8 ppm de la croûte terrestre. Un gramme de potassium émet 3.31 photons gamma par seconde. La demi-vie du potassium ^{40}K est de 1.248×10^9 ans et représente environ 2.5% du poids de la croûte terrestre. Il se désintègre selon deux manières (figure I.2):

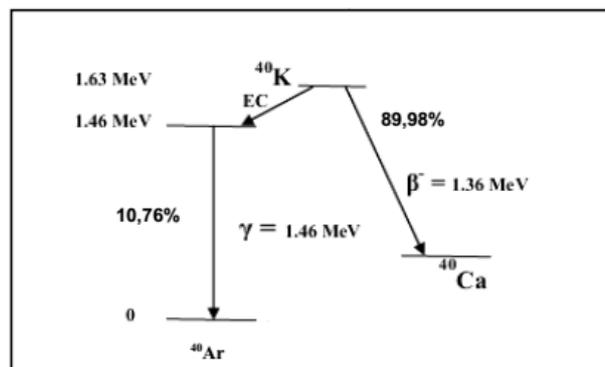


Figure I-2: Schéma de désintégration de ^{40}K .

- **Les familles radioactives**

^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th forment les trois grandes familles naturelles. Leurs transformations sont consécutives à des désintégrations α et β . Les nombres de masse des nucléides d'une

même famille varient alors de 4, ou ne varient pas. Ces familles radioactives incluent des radioéléments naturels secondaires caractérisés par des nombres atomiques compris entre 84 et 92. Chaque famille contient un isotope du radon, produit de filiation à l'état gazeux dans l'environnement [9,14].

1) L'Uranium naturel et ses descendants

L'uranium est un métal lourd, omniprésent dans la nature et qu'on trouve sous plusieurs formes chimiques dans toute la croûte terrestre. Cet élément émet un rayonnement gamma de haute énergie, et représente en moyenne 2 à 4 ppm de la croûte terrestre. Un gramme d'uranium avec ses produits de filiation émet 33400 photons gamma par seconde.

L'uranium possède 17 isotopes tous radioactifs, trois d'entre eux se trouvent dans des états naturels identifiés par les masses atomiques: ^{238}U (99,27%), ^{235}U (0,72%) et ^{234}U (0,0054%). Les rayonnements émis par l'uranium sont principalement de type alpha [15].

- Famille de l'actinium (^{235}U) :

Cette chaîne naturelle est caractérisée par un nombre de masse $A=4n+3$. Elle commence par le radionucléide ^{235}U qui a la plus longue période: $7,03 \times 10^8$ années. Un gramme de ^{235}U présente une radioactivité 79,96 kBq. Il se désintègre spontanément en 13 descendants dont le dernier est le Plomb 207 (^{207}Pb) à l'état stable (figure I.3).

- Famille de l'uranium (^{238}U):

L'élément père de cette famille est l'uranium 238 (figure I. 4), qui a la période la plus longue ($4,5 \times 10^9$ années). Ce qui explique le fait qu'il soit encore présent dans la croûte terrestre. Il se désintègre naturellement en plomb 206 stable (^{206}Pb). Le nombre de masse de cette famille peut être exprimé par $A=4n+2$. Parmi les descendants de l'uranium 238, on trouve le radium (^{226}Ra) qui est considéré comme un radionucléide naturel hautement toxique [16]. Sa désintégration donne un gaz radioactif: le radon (^{222}Rn), qui se désintègre lui-même en 3,82 jours en polonium ^{218}Po de période très courte (3,05 minute) en émettant une particule α .

1) Famille du Thorium (^{232}Th)

Le thorium, comme l'uranium, est un élément faiblement radioactif. À l'état naturel le thorium n'est constitué que du seul isotope, thorium 232 (^{232}Th). Il se désintègre très lentement avec une demi de vie d'environ de 14 milliards d'années, ce qui fait du thorium un élément

mono-nucléidique. Il est moins actif que l'Uranium, et représente en moyenne 8 à 12 ppm de la croûte terrestre. Un gramme de thorium avec ses produits de filiation émet 17400 photons gamma par seconde. Il appartient à la série des actinides. Il est présent dans le Thorianite (ThO₂) et la thorite ou Organite (ThSiO₄) connus dans les saynètes et leurs pegmatites [15].

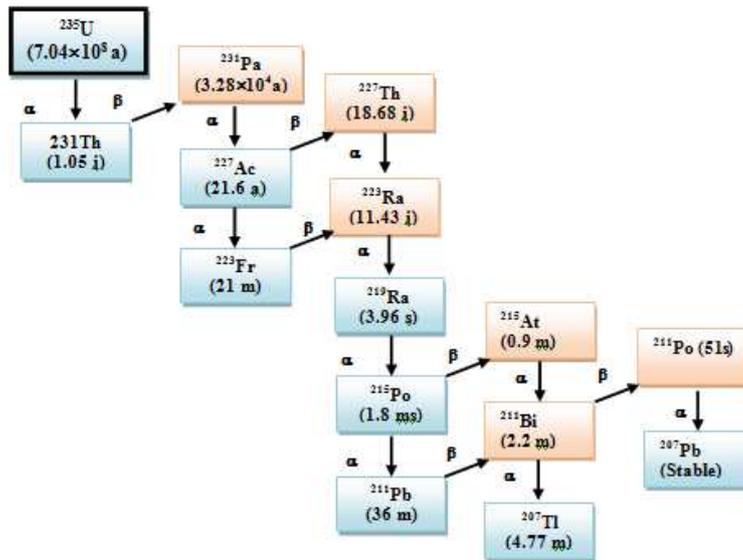


Figure I-3: Schéma de désintégration de ²³⁵U

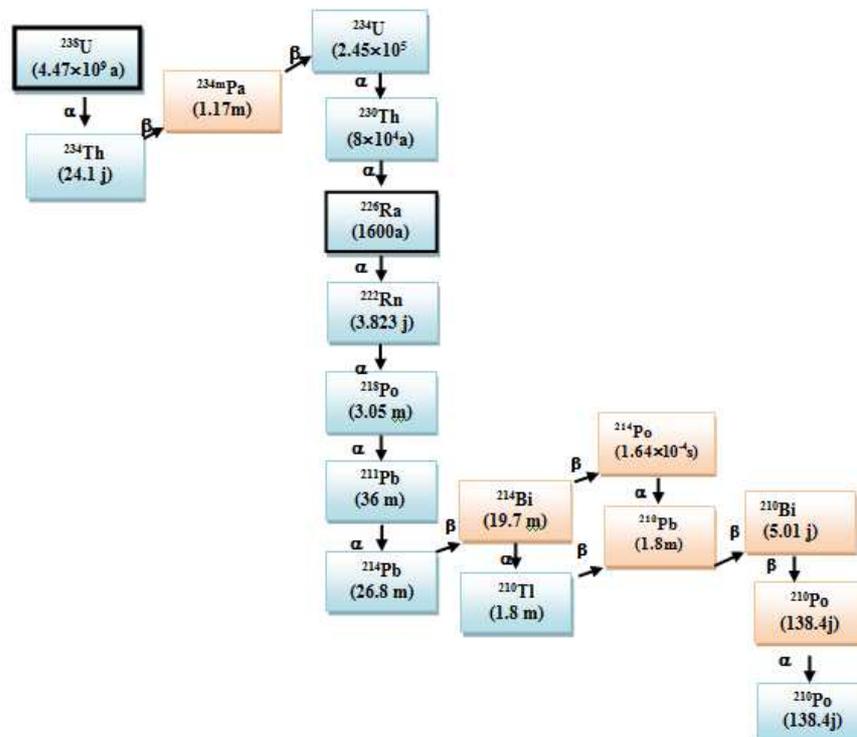


Figure I-4: Schéma de désintégration de ²³⁸U.

Parmi les descendants du thorium, on trouve le radium ^{228}Ra qui montre les mêmes propriétés chimiques que l'isotope du radium dans la chaîne de désintégration de l'uranium. Cet élément produit le thoron ^{220}Rn , un gaz radioactif. L'inhalation de ce gaz et de ses descendants constitue un risque sanitaire potentiel pour l'Homme

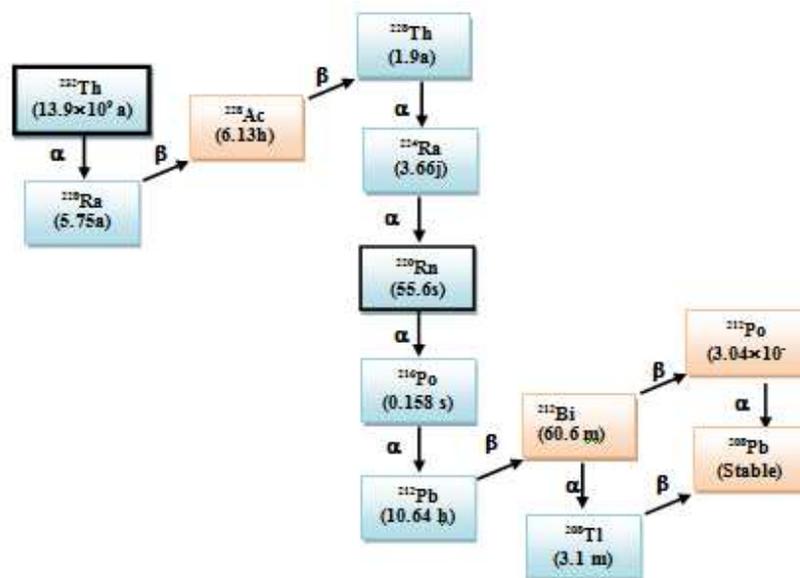


Figure I-5: Schéma de désintégration de ^{232}Th .

I.1.2. Radioactivité artificielle (Anthropogénique)

Pour satisfaire les besoins de nombreuses applications dans plusieurs secteurs, l'humanité s'est attelée à exploiter une énergie fabuleuse cachée au cœur de la matière et à créer ainsi de nouveaux éléments appelés radionucléides artificiels ou anthropogéniques. Parmi ces secteurs, il y a la médecine nucléaire qui est le principal contributeur de déchets nucléaires dans l'environnement sous forme de sources liquides. Il y a aussi les essais nucléaires militaires qui ont conduit à l'apparition dans l'environnement à l'échelle mondiale de nombreux radionucléides, surtout des produits d'activation et de fission ainsi que des radionucléides transuraniens. Aujourd'hui, on retrouve essentiellement ^{137}Cs comme émetteur γ dans l'environnement.

Les accidents nucléaires atmosphériques ont aussi contribué à l'apparition de la radioactivité artificielle dans l'environnement, les plus importants sont l'accident de Tchernobyl 1986 et Fukushima (2004). Aussi l'utilisation des sources de rayonnements pour de nombreuses applications dans l'industrie non nucléaire peut contribuer à la présence des radionucléides artificiels dans l'environnement.

I.2. Filiations radioactives et équilibre radioactif

Une filiation radioactive (dite aussi "série de décroissance radioactive"), est la série de désintégrations en cascade que subissent certains noyaux. Dans la nature, les filiations radioactives concernent principalement les trois éléments lourds dont le temps de vie est de l'ordre du milliard d'années: ^{238}U , ^{235}U , et ^{232}Th qui ont été mentionnés précédemment. Ces noyaux se désintègrent en des noyaux fils. Ces derniers se désintègrent pour former de nouveaux noyaux fils et ainsi de suite. Après de nombreux processus de désintégration, un noyau stable est formé.

Chacune des désintégrations est caractérisée par sa propre constante de désintégration λ qui est liée à la période suivant l'équation (I.1).

$$\lambda_i(\text{s}^{-1}) = \frac{\ln(2)}{T_i} \quad (\text{I.1})$$

La loi fondamentale de l'activité d'une substance radioactive s'écrit :

$$A = \left| -\frac{dN}{dt} \right| = \lambda N = \lambda N_0 e^{-\lambda t} \quad (\text{I.2})$$

Où N_0 correspond au nombre de noyaux à l'instant initial.

Supposons qu'un noyau X_1 se transforme en un noyau X_2 avec une constante de désintégration λ_1 et que X_2 donne à son tour un noyau X_3 . Le nombre N_2 de noyau X_2 présents à l'instant t est donné par l'équation (I.3):

$$N_2(t) = N_{20} e^{-\lambda_2 t} + \frac{\lambda_1 N_{10}}{\lambda_2 - \lambda_1} (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (\text{I.3})$$

Le dernier terme représente la décroissance des quantités de noyaux fils présents au temps $t=0$. Avec N_{i0} : nombre de noyaux X_i ($i=1,2$) au temps $t=0$. Si l'activité $N_{20=0}$ à $t=0$, alors :

$$A_2 = \lambda_2 N_2 = \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} A_1 (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (\text{I.4})$$

Dans le cas d'une filiation de n corps, l'activité du $n^{\text{ième}}$ radioélément est donnée par la relation (I.5) :

$$A_n = \lambda N_{10} (C_1 e^{-\lambda_1 t} + C_2 e^{-\lambda_2 t} + \dots + C_n e^{-\lambda_n t}) \quad (\text{I.5})$$

Où C_1, C_2, \dots, C_n sont des coefficients donnés par les relations suivantes :

$$C_i = \frac{\lambda_i}{\lambda_n - \lambda_i} \prod_{\substack{j \neq i \\ j \neq n}} \frac{\lambda_j}{\lambda_j - \lambda_i}, i = 1, 2, 3, \dots, n - 1$$

$$C_n = \prod_{j \neq n} \frac{\lambda_j}{\lambda_j - \lambda_n}$$

Selon les différences entre les périodes (ou les constantes de désintégration) mises en jeux dans la chaîne, plusieurs types d'équilibre radioactif peuvent s'établir. Cet équilibre peut être défini comme un état de saturation des nombres de certains descendants de la filiation radioactive au cours duquel on peut avoir des informations sur le nombre ou sur l'activité de la substance de ces éléments de la filiation. Il est très important pour réaliser les mesures de radioactivité.

On distingue trois types d'équilibres:

➤ **L'équilibre idéal** est atteint lorsque les activités des noyaux fils et père sont égales.

➤ **L'équilibre de régime** est à considérer lorsque la période du noyau père est légèrement supérieure à celle de noyau fils. Les activités des deux nucléides évoluent en restant dans un rapport constant. L'activité du noyau fils est reliée à celle du père par :

$$\frac{A_1}{A_2} \approx \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1}$$

➤ **L'équilibre séculaire** est atteint lorsque la période de noyau père est très longue devant celle des noyaux fils. Il est atteint après un temps égal à environ 6 fois la période la plus longue de la chaîne de décroissance.

$$\frac{A_1}{A_2} \approx 1$$

I.3. Radioactivité dans la croûte terrestre

La radioactivité est présente dans l'écorce terrestre depuis la formation de la terre. Elle est constituée de minéraux produits par les roches de la terre et du sol [17, 18]. Toutes les études réalisées sur la surveillance de la radioactivité dans l'environnement ont montré que le niveau de celle-ci varie d'une région à une autre, car il est lié aux compositions géologiques et aux conditions géographiques de chaque région [17].

I.3.1. Teneurs en radio-isotopes dans les roches

L'uranium, le thorium et le potassium forment la majeure partie des noyaux radioactifs présents sur terre. Ils sont présents dans les roches de l'écorce terrestre, le plus souvent à l'état de traces. En moyenne, le thorium est trois fois plus abondant que l'uranium, mais de grands écarts peuvent exister [18]. Les teneurs de ces radioéléments dépendent en fait de la manière dont s'est formée la roche, et de la composition chimique de celle-ci.

- Les roches ignées (roches magmatiques) se forment par refroidissement et solidification d'un magma qui peut être considéré comme étant un mélange de liquide, de gaz et de cristaux, plus ou moins visqueux et susceptible de se déplacer. En général, les concentrations des trois éléments dans les roches ignées sont plus élevées dans les roches acides que dans les roches ultrabasiques suivant la teneur en SiO₂. La radioactivité élevée de ces roches est liée à la présence des minéraux accessoires (uranium, thorium) [15]. La quantité de ces trois éléments radioactifs dans les différentes roches ignées est présentée dans le tableau (I.1).

Roches	SiO ₂ (%)	K (%)	U (ppm)	Th (ppm)
acide	60 à 75	3.34	3.50	18.0
Intermédiaire	52 à 60	2.31	1.80	7.00
Basique	40 à 52	0.830	0.50	3.00
Ultrabasique	< 40	0.03	0.003	0.005

Tableau I-1: U, Th and ⁴⁰K dans les roches ignées [15].

- Les roches métamorphiques proviennent des transformations physique et chimique des roches préexistantes, sous l'influence d'agents internes. La teneur en uranium, thorium et potassium de ces roches est le résultat du contenu original du matériau primaire (igné ou sédimentaire) et peut avoir été modifiée par des processus métamorphiques [15]. Le tableau I.2 montre la quantité de U, Th et K dans divers roches métamorphiques.

Roches	K (%)	U (ppm)	Th (ppm)
Gneiss	2.0	1.6	8.0
Amphibolite	0.7	1.0	4.0
Marbre	0.4	1.1	1.8

Tableau I-2: U, Th and ⁴⁰K dans les roches métamorphiques [15].

- Les roches sédimentaires sont composées de matériaux transportés ou ultérieurement déposés. La plupart des roches sédimentaires se sont formées en milieu aqueux (lacs, mers, océans). Les divers constituants de ces roches proviennent de la désagrégation, par différents procédés d'érosion, de roches préexistantes (roches magmatiques, métamorphiques et même sédimentaires). La radioactivité de ces roches est liée au matériau déposé. L'activité la plus élevée a été évaluée dans les argiles, les phosphates, les sels de potassium et les sédiments bitumineux (tableau I.3). Le calcaire, le gypse, le sel de roche, le quartzite et la dolomie appartiennent aux roches de basse activité [15].

Roches	K (%)	U (ppm)	Th (ppm)
Les schistes, Argiles	2.7	4.0	11.0
grès	1.2	3.0	10.0
Calcaires	0.3	1.4	1.8

Tableau I-3 : U, Th and ⁴⁰K dans les roches sédimentaires [15].

I.3.2. Radioactivité de sédiment

Dans les systèmes aquatiques (les rivières et les lacs), les dépôts des sédiments contiennent de la radioactivité, car ceux-ci se forment à partir de l'altération ou de l'érosion des roches. En fait, la quantité de radioactivité dans les sédiments est assez similaire à celle trouvée dans les roches [19-27]. Son transfert aux systèmes biologiques est la principale source d'exposition continue de l'homme aux rayonnements ionisants. C'est un indicateur de base de la contamination radiologique dans l'environnement [2, 19-21].

Ainsi, la connaissance des distributions de radionucléides dans les sédiments joue un rôle essentiel dans la surveillance de la contamination de l'environnement et l'évaluation des risques radiologiques découlant de sources naturelles. Ces dernières années, plusieurs études ont donné une attention particulière aux mesures de concentration des radionucléides naturels dans l'environnement [19-28].

I.4. Les rayonnements ionisants

On peut définir un rayonnement comme un mode de propagation de l'énergie dans l'espace, sous forme de particules ou de photons. Les rayonnements ne peuvent être caractérisés et détectés qu'à travers leurs interactions avec la matière dans laquelle ils se propagent. Ils peuvent céder au milieu traversé, une partie ou la totalité de leur énergie. Le

milieu absorbant subit donc des modifications dues à l'absorption des rayonnements. Un rayonnement est dit ionisant quand il est susceptible d'arracher des électrons à la matière.

On peut classer les rayonnements ionisants selon leur mode d'interaction avec la matière en deux catégories :

- **Les rayonnements directement ionisants** sont composés de particules chargées qui délivrent leur énergie directement à la matière, par le jeu des forces coulombiennes s'exerçant avec les électrons du milieu. Les transferts d'énergie dépendent des masses des particules en mouvement et il y a lieu de distinguer les particules chargées lourdes (proton, deuton, alpha, ions lourds) des électrons.

- **Les rayonnements indirectement ionisants** : électriquement neutres, sont susceptibles de transférer une fraction ou la totalité de leur énergie en une seule interaction à des particules chargées du milieu. Ce sont ensuite, des particules secondaires qui ionisent le milieu. Dans ce cas, l'ionisation se fait en deux étapes. Les rayonnements électromagnétiques (X et γ) et les neutrons entrent dans cette catégorie, mais leurs modes d'interaction sont différents.

I.5. La nature du risque du rayonnement ionisant

Les êtres humains sont exposés aux rayonnements émis par les sources radioactives pour une durée plus ou moins longue et de manière plus ou moins forte. Les plus importantes sont les sources naturelles de basse activité. Les interactions entre les corps et ces rayonnements impliquent un transfert d'énergie vers le tissu vivant, qui peut être endommagé par la modification de sa structure cellulaire et son ADN [8, 29].

L'exposition aux rayonnements qui atteignent le corps peut être par voie externe qui provoque une irradiation externe, ou par voie interne quand les éléments radioactifs se trouvent à l'intérieur de l'organisme (figure I.6). Les risques encourus lors d'une exposition aux rayonnements dépendent de la radiosensibilité de chaque individu, du type de rayonnement, et de la dose reçue [8].

L'évaluation de la dose de rayonnement gamma a une importance particulière, parce que c'est le plus important contributeur aux doses externe et interne de la population mondiale. Les taux de dose varient d'un endroit à l'autre en fonction de la concentration de radionucléides naturels : ^{238}U , ^{232}Th et leurs descendants et l'isotope radioactif ^{40}K présents dans le sol, les sédiments et les roches [4, 30].

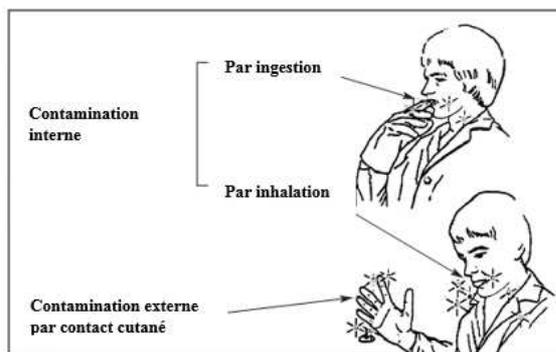


Figure I-6: Les différents modes d'exposition interne et externe.

I.5.1. Exposition externe

L'exposition externe est le résultat du contact cutané avec des substances radioactives dispersées dans l'air ou déposées au sol. Dans ce cas, l'humain est soumis à une exposition externe, quand il se trouve dans un champ de rayonnements ionisants provenant des sources radioactives situées dans son voisinage. Ces rayonnements peuvent atteindre la personne directement ou par réflexion. L'exposition externe cesse dès lors que la source de radioactivité est éloignée de la personne ou si un écran (blindage) est interposé entre la personne et la source [31].

I.5.2. Exposition interne

L'exposition interne est due aux éléments radioactifs ayant pénétré à l'intérieur de l'organisme d'une personne. Ceci peut se produire par inhalation des gaz de ^{222}Rn et ^{220}Rn , produits respectivement par les séries de désintégration de ^{238}U et ^{232}Th , présents dans l'air respiré, ou par ingestion des aliments ou liquides contaminés par des éléments radioactifs, ou par blessure par un objet contaminé [31].

Ils peuvent aussi s'introduire dans l'organisme par absorption cutanée variant en fonction du caractère lipophile de la substance radioactive (figure I.6). Ces substances sont ensuite distribuées dans l'organisme en fonction de leur nature physicochimique. Ils peuvent s'accumuler dans les organes ou les tissus qu'ils irradient [31].

Dans l'irradiation interne (globale ou partielle), une partie ou l'ensemble de l'organisme peut être affecté. La contamination interne cesse lorsque les éléments radioactifs ont disparu de l'organisme après un temps plus ou moins long. La suppression de la contamination peut se faire soit par décroissance radioactive, soit par élimination naturelle, soit par traitement.

I.5.3. Effets biologiques des rayonnements ionisants

Les effets biologiques sont les effets observés lorsque des radiations ionisantes entre en contact avec un tissu vivant. En effet, les rayonnements peuvent causer des modifications directes du système biologique, en particulier de l'ADN qui est présente dans le noyau d'une cellule (figure I.7) et qui contient toute l'information génétique propre à un individu.

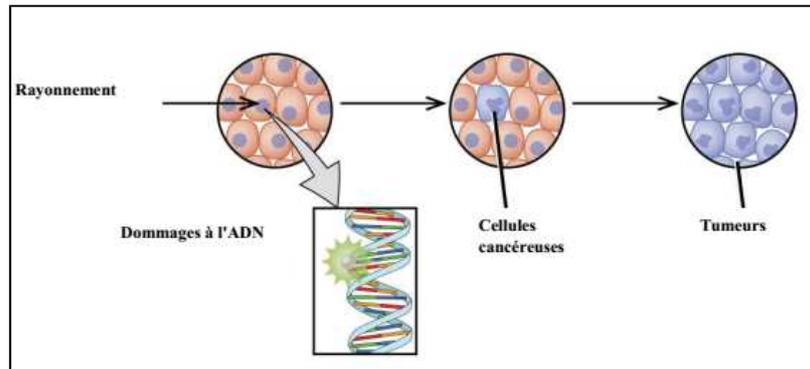


Figure I-7: Les effets biologiques de l'exposition aux rayonnements ionisants.

La modification de celle-ci entraîne des perturbations au niveau cellulaire puis au niveau de l'organisme. Aussi, les rayonnements peuvent provoquer des effets indirects qui se traduisent par les produits de la radiolyse de l'eau (70% en poids du corps humain).

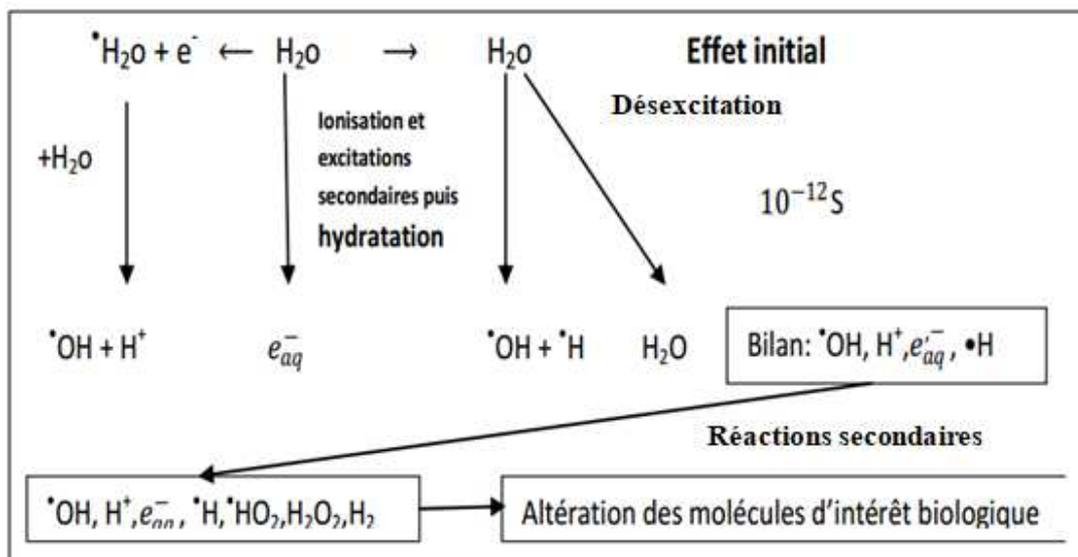


Figure I-8 : La radiolyse de l'eau.

La gravité des effets biologiques dépend du type de radiation, de la dose absorbée, du temps d'exposition à la source radioactive, de la surface irradiée (localement ou organisme entier) mais également de la radiosensibilité des tissus touchés. Les effets biologiques des

rayonnements ionisants sont divisés en deux classes ; les effets déterministes et les effets Stochastiques [31].

a. Les effets déterministes

Ces effets sont des effets immédiats obligatoires qui surviennent suite à une exposition brève et intense à une source radioactive. Ils apparaissent précocement à partir d'un certain seuil d'irradiation, leurs dommages sont reproductibles et produisent des destructions massives de cellules. En fonction de la dose et selon l'organe touché. Le délai d'apparition des symptômes varie de quelques heures (nausées, radiodermites) à plusieurs mois [31].

b. Les effets Stochastiques

Ces effets peuvent survenir de façon aléatoire au sein d'une population ayant subi une exposition identique et sans qu'un seuil ait pu être vraiment défini. Contrairement aux effets déterministes, ils apparaissent à de très faibles doses et la gravité de ces effets n'est pas fonction de la dose reçue lors de l'exposition, seule la probabilité d'apparition en dépend [31]. Ces effets correspondent à des transformations de cellules plutôt qu'à leur destruction. Ce sont les cancers et les anomalies génétiques (mutations). Ils apparaissent plusieurs années après exposition.

Les effets Stochastiques sont très difficiles à distinguer de ceux dus à d'autres causes que la radioactivité, comme les agressions dues à des produits chimiques, une consommation de tabac ou une exposition excessive aux rayonnements UV du soleil.

Dans le tableau I. 4, on résume la différence entre les deux effets :

Les effets déterministes	Les effets Stochastiques
Ils concernent des doses élevées reçues en une fois	Ils concernent les doses faibles ou moyennes reçues en plusieurs fois
L'apparition est précoce : de quelques heures à quelques semaines	Le délai d'apparition est long : jusqu'à quelques dizaines d'années
Présente un seuil	Pas de seuil
La gravité augmente avec la dose	La relation dose-effet est mal connue : la probabilité croît avec la dose, mais non la gravité
Tous les individus exposés sont atteints	dans un groupe d'individus, seuls quelques-uns sont concernés

Tableau I-4: Les différences entre les effets déterministes et les effets Stochastiques [31].

I.6. Paramètres radiologiques et dose absorbée

L'objectif principal de la mesure de la radioactivité et d'estimer ses effets radiologiques sur la santé humaine. Pour évaluer ces derniers, il est utile de calculer plusieurs paramètres tels que :

- Les doses de rayonnements susceptibles d'être délivrées au grand public,
- Les paramètres radiologiques.

I.6.1. Évaluation de dose

a. Débit de Dose Absorbée

Le débit de dose absorbée est la quantité d'énergie cédée par les rayonnements ionisants dans la matière par unité de masse, exprimée en Gray par seconde dans le système international mais l'unité couramment utilisées est le Gray par heure. La contribution des radionucléides naturels au débit de dose absorbée dans l'air (ADR) dépend de la concentration des radionucléides ^{226}Ra (^{238}U), ^{232}Th et ^{40}K [32]. Si l'activité de ces radionucléides est connue, le débit de dose absorbée dans l'air extérieur à un mètre au-dessus du sol est calculé en utilisant la formule suivante [1]:

$$\text{ADR}(\text{nGy/h}) = 0.462A_{\text{Ra}} + 0.621A_{\text{Th}} + 0.0417A_{\text{K}} \quad (\text{I.6})$$

Où A_{Ra} , A_{Th} et A_{K} sont les concentrations de l'activité de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K .

Selon le rapport UNSCEAR 2000, les facteurs de conversion pour convertir les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et du ^{40}K en débit de dose absorbée dans l'air sont respectivement : 0,462, 0,621 et 0,0417 exprimés en $(\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1} \text{ par } \text{Bq}^{-1}\cdot\text{kg})$.

b. Débit de Dose Efficace Annuelle

Pour estimer le débit de dose efficace annuelle (AED) reçue par la population, le facteur de conversion $0,7 \text{ Sv}\cdot\text{Gy}^{-1}$ d'une dose absorbée en une dose effective et le facteur de pondération 0,2 (dit aussi facteur d'occupation), qui implique que 20% du temps est dépensé en plein air, sont proposés par UNSCEAR 2000, sont utilisés dans le calcul de AED par la formule suivante [1]:

$$\text{AED}(\mu\text{Sv}/\text{y}) = \text{ADR}(\text{nGy}/\text{h}) \times 8760\text{h} \times 0.7\text{Sv}/\text{Gy} \times 10^{-3} \times 0.2 \quad (\text{I.7})$$

c. Équivalent de dose Annuelle des Gonades (AGDE)

Les effets des rayonnements sont différents sur toutes les cellules vivantes, à cause de leur sensibilité. Les cellules qui se divisent fréquemment sont beaucoup plus sensibles que celles qui se divisent rarement. Ces effets peuvent entraîner la mort ou la mutation de la cellule, alors qu'il peut n'y avoir aucun effet sur l'ADN [33].

Les gonades, la moelle osseuse active et les cellules des surfaces osseuses sont considérées comme des organes d'intérêt par UNSCEAR 2000. Il est important de mesurer l'équivalent annuel de la dose génétique (AGDE) reçue par les organes reproducteurs d'une population exposée [26, 33]. Celui-ci est dû aux activités spécifiques de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K et peut être calculé par la formule (I.8):

$$\text{AGDE} (\mu\text{Sv}/\text{y}) = 3.09A_{\text{Ra}} + 4.18A_{\text{Th}} + 0.314A_{\text{K}} \quad (\text{I.8})$$

I.6.2. Les paramètres radiologiques

a. Les indices de risques externe et interne

Afin d'estimer les effets sanitaires de la radioactivité terrestre des radionucléides ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K , on évalue leur activité en une seule quantité appelée indice de risque. L'objectif premier de cet indice est de limiter la dose de rayonnement maximum autorisée à $1\text{mSv}/\text{an}$, pour que le risque de rayonnement d'irradiation soit négligeable [32].

Pour calculer l'indice de risque externe H_{ex} , la relation suivante a été proposée par Beretka et Mathew en 1985 [34] :

$$H_{\text{ex}} = \frac{A_{\text{Ra}}}{370} + \frac{A_{\text{Th}}}{259} + \frac{A_{\text{K}}}{4810} \quad (\text{I.9})$$

Où A_{Ra} , A_{Th} et A_{K} sont respectivement les activités spécifiques des ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K en Bq/kg.

À partir de cette équation, il est supposé que 370 Bq/kg de ^{226}Ra , 259 Bq/kg de ^{232}Th et 4810 Bq/kg de ^{40}K produisent le même débit de dose gamma [33].

L'inhalation des particules alpha émis par les radionucléides gazeux (^{222}Rn et ^{220}Rn) est également dangereuse pour les organes respiratoires. Ce risque peut être contrôlé par l'indice de risque interne H_{in} , donné par la relation suivante [34]:

$$H_{\text{in}} = \frac{A_{\text{Ra}}}{185} + \frac{A_{\text{Th}}}{259} + \frac{A_{\text{K}}}{4810} \quad (\text{I.10})$$

b. Indice représentatif de niveau

Un autre indice de danger d'irradiation appelé indice représentatif de niveau est utilisé pour estimer le niveau de risque aux rayonnements gamma associés aux radionucléides naturels. Il est défini par l'équation (I.11) [35, 36] :

$$I_{\gamma} = \frac{A_{\text{Ra}}}{150} + \frac{A_{\text{Th}}}{100} + \frac{A_{\text{K}}}{1500} \quad (\text{I.11})$$

c. L'activité de Radium équivalent

La distribution de radionucléides naturels dans le sol n'est pas uniforme. L'homogénéité par rapport à l'exposition au rayonnement est définie en terme d'activité de Radium équivalent (Ra_{eq}) [34]. Cet indice est calculé par l'équation suivante :

$$\text{Ra}_{\text{eq}} \left(\frac{\text{Bq}}{\text{kg}} \right) = 0.077A_{\text{K}} + 1.43A_{\text{Th}} + A_{\text{Ra}} \quad (\text{I.12})$$

II. Interaction photon-matière et détection

Dans ce chapitre, on rappellera les mécanismes d'interaction du rayonnement gamma avec la matière afin de faire une interprétation des caractéristiques d'un spectre gamma en raison des interactions dans le détecteur et son environnement puisque la détection et la mesure de la radioactivité naturelle représentent un aspect fondamental de notre travail. En raison de la nécessité de fournir une analyse qualitative et quantitative des radio-isotopes naturels dans nos échantillons environnementaux, les détecteurs les plus utilisés pour ce but sont également décrits.

II.1. Interaction photon-matière

Les interactions des rayonnements électromagnétiques avec la matière, conduisent à l'éjection de particules secondaires très diverses, selon la nature et l'énergie du rayonnement incident, ces interactions peuvent être de type atomique ou nucléaire. Les interactions qui affectent le cortège électronique des atomes cibles, conduisent à l'émission d'électrons et de rayons X alors que celles qui affectent les noyaux se traduisent par l'émission des rayons γ et des particules (figure II.1).

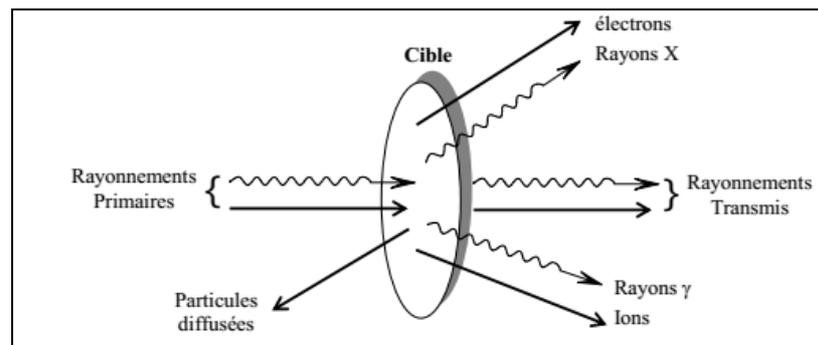


Figure II-1: Les différentes interactions rayonnement-matière qui sont à la base des méthodes d'analyses.

Les techniques d'analyse sont toutes basées sur les propriétés des interactions des rayonnements avec la matière. Ces interactions peuvent être classées selon [37-39] :

- la nature de l'interaction : photon/électron ou photon/noyau,
- le type de l'événement produit: absorption, diffusion ou production de paires.

Le tableau II.1 résume les différents processus d'interaction photon matière et leurs conséquences.

Nature du rayonnement	Processus d'interaction	Conséquences
Rayonnements γ , X	Effet photoélectrique (faibles énergies)	Absorption totale du photon incident et photo électron Réorganisation électronique Émission de X et ou e^- Auger
	Effet Compton (énergies intermédiaires)	Diffusion du photon incident et éjection d'un e^- Compton Émission des rayons X et/ou e^- Auger suite au réarrangement
	Production de paire ($E \geq 1022$ keV)	Absorption totale du photon incident et mouvement (e^-, e^+) Émission 2γ de 511 keV en sens opposé

Tableau II-1 : Types d'interactions photon-matière et leurs conséquences.

Parmi les nombreux mécanismes possibles connus d'interaction des rayons gamma dans la matière, seuls trois types jouent un rôle important dans la mesure des rayonnements: l'effet photoélectrique, l'effet Compton et la création de paires. Toutes ces interactions conduisent au transfert partiel ou complet de l'énergie de photon vers la matière [43-46].

II.1.1. Effet photoélectrique

Il décrit le phénomène selon lequel toute matière exposée à un rayonnement électromagnétique est susceptible d'émettre des électrons (figure II.2). Il est directement lié à l'ionisation de la matière par des photons. En effet, en absorbant totalement un photon d'énergie E supérieure au potentiel d'ionisation E_L de l'atome, ce dernier libère un électron qui emporte avec lui le surplus d'énergie sous forme d'énergie cinétique E_C suivant l'équation (II.1) et qui est finalement absorbée par le milieu.

$$E_C = E - E_L \quad [\text{II. 1}]$$

Pour les rayons gamma d'une énergie suffisante, l'électron est éjecté de la couche K la plus interne, si l'énergie n'est pas suffisante pour éjecter un électron de la couche K, les électrons seront éjectés à partir des couches L ou M [48]. Après cet évènement, l'atome subit un réarrangement au cours duquel soit un photon de fluorescence est émis, soit un électron est éjecté (électron Auger).

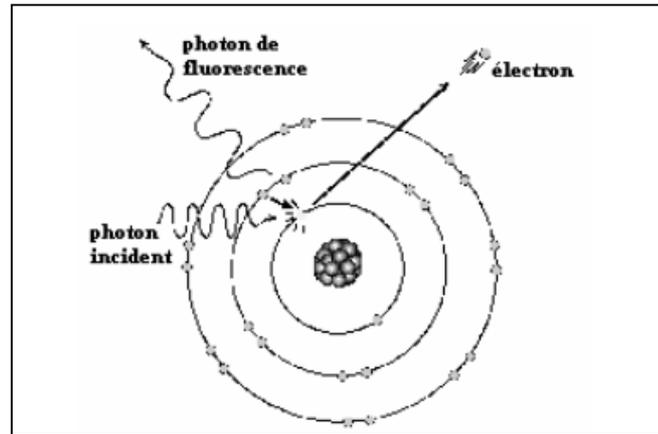


Figure II-2: Effet photoélectrique.

La section efficace de l'effet photoélectrique dépend du numéro atomique de la cible (c'est-à-dire de la taille du nuage électronique) et de l'énergie du photon incident. Son équation est donnée par (II.2) :

$$\sigma_{\text{ph}} = \frac{32\pi r_0 \sqrt{2}}{3} \frac{Z^2}{(137)^4} \left(\frac{m_0 c^2}{E} \right) \alpha^{-7} \quad \text{avec } \alpha = \frac{E_\gamma}{m_0 c^2} \quad (\text{II.2})$$

Où E_γ : Énergie du photon incident.

$m_0 c^2$: Énergie de l'électron au repos.

r_0 : Rayon classique de l'électron (2,818 fm).

Z : Numéro atomique de la cible.

L'effet photoélectrique est prépondérant pour les rayons γ de basse énergie ($E \leq 2$ MeV), et en particulier pour les éléments de Z élevé [45,48].

II.1.2. Effet Compton

C'est le mécanisme d'interaction le plus dominant pour les sources de radio-isotopes typiques de l'énergie des rayons gamma [48]. Il décrit la diffusion des photons sur des électrons périphériques de l'atome. Le photon gamma incident d'énergie E interagit à la manière d'un choc au cours duquel une fraction de son énergie est transmise à l'électron sous forme d'énergie cinétique (figure II.3). L'énergie E_γ du photon diffusé varie en fonction de l'angle de déviation ϕ comme décrit dans l'équation (II.4):

$$E_\gamma = \frac{E}{1 + \frac{E}{m_e c^2} (1 - \cos\phi)} \quad (\text{II.3})$$

$m_e c^2$ est l'énergie de masse au repos de l'électron ($m_e c^2 = 511 \text{ keV}$), ϕ l'angle de diffusion du photon et $h\nu_1$ l'énergie du photon incident.

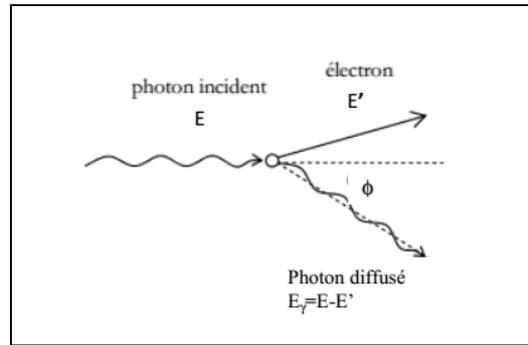


Figure II-3: Schéma de principe de diffusion Compton.

Le spectre en énergie des électrons secondaires produits par diffusion Compton se présente sous la forme d'un fond continu appelé fond Compton qui s'étend de $\theta = 0^\circ$ à l'énergie maximale de l'électron, où l'intensité chute brusquement pour former le front Compton. Cette distribution en énergie est caractéristique de l'effet Compton (figure II. 4) [48].

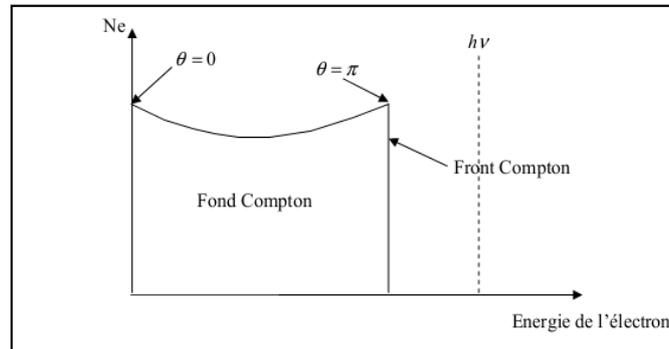


Figure II-4: Spectre en énergie des électrons issus des diffusions Compton. (N_e : est le nombre d'électrons sur lesquels les photons ont réalisés une diffusion Compton).

Klein et Nishina (1928) ont donné une formulation de la section efficace différentielle par angle solide en fonction de l'énergie E_γ de photon incident et l'angle de diffusion ϕ suivant l'équation (II. 4).

$$\frac{d\sigma}{d\Omega} = \frac{1}{2} r_0^2 \left\{ \frac{1}{[1 + \alpha(1 - \cos\phi)]^2} \left[1 + \cos^2\theta + \frac{\alpha^2(1 - \cos\phi)^2}{1 + \alpha(1 + \cos\phi)} \right] \right\} \quad (\text{II. 4})$$

L'énergie de l'électron de recul est rapidement perdue dans la matière, tandis que le photon Compton a une probabilité importante de s'échapper. La probabilité pour un photon de

subir une diffusion Compton augmente linéairement avec le nombre Z d'électrons disponibles par atome cible comme indiqué dans la relation (II. 5) [48].

$$\sigma_c \propto \frac{Z}{E_c} \quad (\text{II. 5})$$

II.1.3. Création de paires

Elle consiste en la matérialisation d'une paire électron-positron lorsqu'un photon disparaît au voisinage d'un noyau ou d'un électron atomique. Cette création de paires peut se faire seulement si l'énergie du photon incident est supérieure à deux fois la masse d'un électron au repos, soit 1,022 MeV. Ces deux particules vont perdre leur énergie par phénomène d'ionisation du milieu, le positron finira par s'annihiler avec un électron du milieu produisant ainsi l'émission de deux photons d'énergie individuelle de 511 keV émis à 180° l'un de l'autre (figure II. 5).

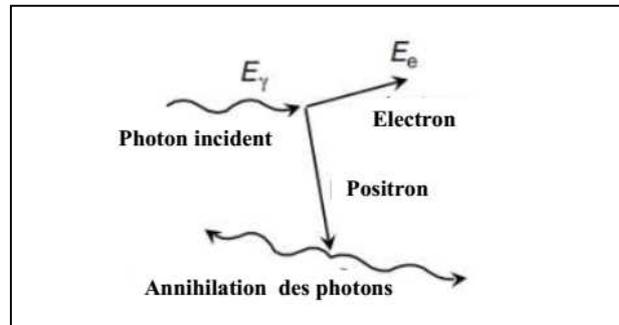


Figure II-5: Schéma représentatif de la création de paire.

Les lois de conservation du moment cinétique font que ces deux photons sont émis dans des directions opposées (figure II. 5). La conservation de l'énergie s'écrit par l'équation (II. 6):

$$E = 2m_0c^2 + E_{c-} + E_{c+} \quad (\text{II. 6})$$

E_{c-} et E_{c+} sont respectivement les énergies cinétiques de l'électron et du positron. La section efficace de ce processus est rigoureusement nul si $E < 2E_0$. Lorsque $E > 2E_0$, deux cas doivent être considérés, comme indiqué dans l'équation II. 7 :

$$\sigma_{\text{pair}} = \begin{cases} \alpha r_0^2 Z^2 \left[\frac{28}{9} \log\left(\frac{2E_\gamma}{E_0}\right) - \frac{218}{27} \right] & \text{si } 2E_0 < E < \frac{E_0}{\alpha} Z^{-1/3} \\ \alpha r_0^2 Z^2 \left[\frac{28}{9} \log(183Z^{-1/3}) - \frac{2}{27} \right] & \text{si } E \geq \frac{E_0}{\alpha} Z^{-1/3} \end{cases} \quad (\text{II. 7})$$

Où $\alpha = \frac{1}{137}$ est la constante de structure fine, r_0 est le rayon classique de l'électron, Z numéro atomique du matériau et $E_0 = m_0c^2$. Donc, la section efficace σ_{pair} est proportionnelle à Z^2 et

croît rapidement avec E_γ . En pratique, ce type d'interaction n'est observé qu'à des énergies de l'ordre de plusieurs MeV.

En plus de ces processus, une diffusion élastique peut se produire avec un photon. Il consiste en une collision de photon avec la matière au cours de laquelle le photon ne perd pas d'énergie. La diffusion élastique comporte deux types de diffusion : la diffusion Thomson et la diffusion Rayleigh. Cependant, ces deux processus se faisant à des énergies en-dessous de 100 eV, sont souvent négligés dans les discussions de base des interactions gamma [48].

II.1.4. Sections efficaces totale d'interaction

La probabilité pour un photon incident de déposer partiellement ou totalement son énergie dans la matière par un processus donné peut être exprimée par une section efficace atomique exprimée en cm^2 ou en barns. La section efficace de chaque mode d'interaction dépend de l'énergie des photons incidents et du numéro atomique Z du matériau traversé [41]. La figure II. 6 représente la répartition prépondérante des effets photo-électrique, Compton et création de paires en fonction du numéro atomique et de l'énergie du photon incident.

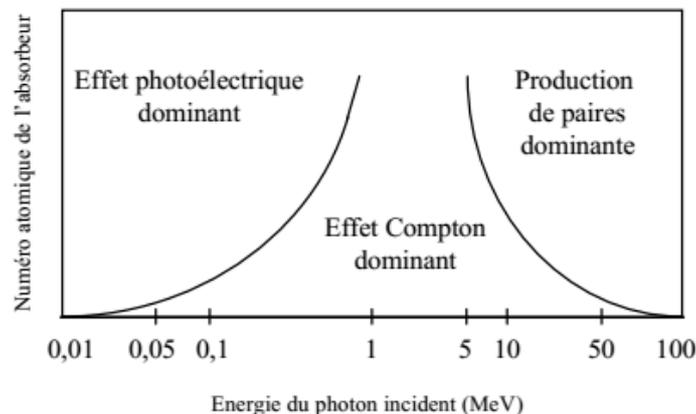


Figure II-6: Domaines du plan Z, E_γ des sections efficaces d'interaction des Photons-matière.

La section efficace totale pour un photon d'énergie donnée correspond à la somme de toutes les sections efficaces des différents processus. Elle est donnée par la relation (II. 8) :

$$\sigma_{\text{tot}} = \sigma_{\text{ph}} + \sigma_{\text{c}} + \sigma_{\text{pair}} \quad (\text{II. 8})$$

II.2. Atténuation d'un faisceau de photons par la matière

Chaque interaction de photon avec la matière mène à une atténuation de l'intensité de flux initial. Cette atténuation suit une loi exponentielle décroissante entre le nombre de photons incidents I_0 et le nombre de photons transmis I à travers un milieu d'épaisseur x comme indiqué dans l'équation (II. 9).

$$N(x) = N_0 e^{-\mu x} \quad (\text{II. 9})$$

μ est le coefficient d'atténuation linéique qui dépend de l'énergie du photon et de la nature du milieu. Ce coefficient est lié à la section efficacité totale de l'interaction σ_{tot} par la relation (II. 11) :

$$\mu = n\sigma_{\text{tot}} = \sigma_{\text{tot}} \frac{N_A \rho}{M} \quad (\text{Avec de même } \mu = \mu_{\text{ph}} + \mu_{\text{c}} + \mu_{\text{pair}}) \quad (\text{II. 10})$$

Où N_A nombre d'Avogadro, ρ la densité et M la masse molaire.

Aussi, le coefficient d'atténuation massique est défini par le rapport du coefficient d'atténuation linéaire sur la densité du milieu, comme indiqué dans la formule (II. 11):

$$\mu_m (\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}) = \frac{\mu}{\rho} \quad (\text{II. 11})$$

La figure (II.7) représente les coefficients d'atténuation massiques μ/ρ en $\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ en fonction de l'énergie en MeV des photons incidents pour deux matériaux couramment utilisés en spectrométrie γ , germanium (cristal du détecteur) et Plomb (blindage), avec les contributions des différents types d'interaction obtenus par XCOM [42].

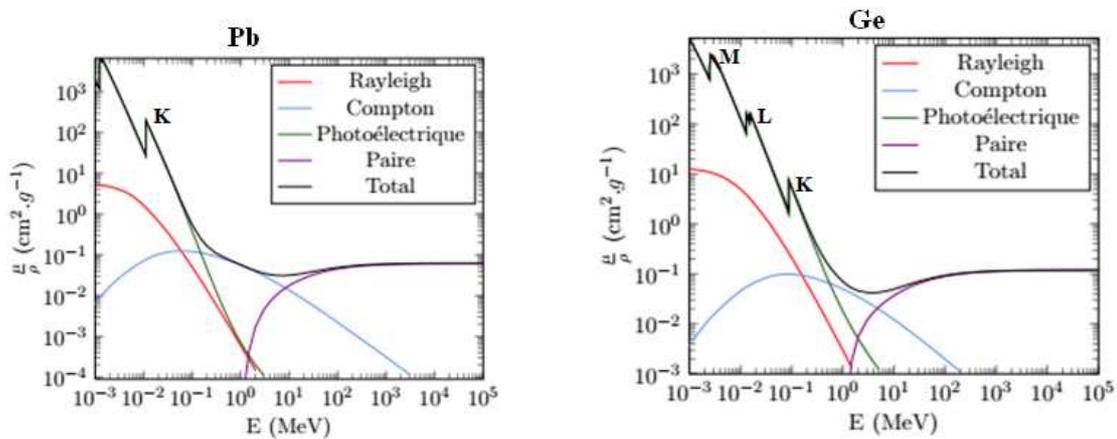


Figure II-7: Coefficients massiques d'atténuation pour le Pb et le Ge [42].

II.3. Spectrométrie γ

La spectrométrie gamma est une technique non destructive de mesures en physique nucléaire. Elle est utilisée pour identifier et quantifier un grand nombre de radionucléides via l'énergie des rayonnements gamma émis. Ces derniers interagissent avec le matériau du détecteur en déposant une partie ou toute de leur énergie. La mesure par cette technique sur une durée convenable permet de construire un spectre: histogramme donnant le nombre de photons détectés en fonction de leur énergie [44]. A partir du spectre enregistré, il est alors

possible d'identifier les différents radioéléments (analyse qualitative) et de déterminer leur concentration (analyse quantitative) dans l'échantillon étudié. La performance d'un spectromètre est liée à sa capacité à détecter des raies peu intenses (efficacité) et de séparer des raies très proches en énergie (résolution) [45]. Actuellement la spectrométrie gamma est introduite dans plusieurs domaines: recherche, médecine, géologie, astronomie, archéologie, art...

II.3.1. Détecteurs de photons (γ , X)

Le principe de la détection des rayonnements repose sur la mesure de l'énergie cédée (partiellement ou totalement) au matériau sensible via un les mécanismes d'ionisation considérés précédemment. En spectrométrie gamma, les deux principaux détecteurs utilisés sont les scintillateurs et les semi-conducteurs.

a. Les scintillateurs

Les premiers détecteurs employés pour faire de la spectrométrie γ étaient des scintillateurs. Ces détecteurs sont basés sur le principe d'excitation et de désexcitation [46, 47]. Lorsqu'un rayonnement gamma rencontre un matériau à scintillation, les électrons des molécules composant le scintillateur passent dans un état excité. La désexcitation des molécules s'effectue par émission de photons de fluorescence ou phosphorescence.

Ces photons lumineux sont guidés, grâce à un guide optique, vers un photomultiplicateur composé d'une photocathode et d'une série de dynodes. La photocathode convertit les photons lumineux en électrons par effet photoélectrique. Le flux électronique est amplifié grâce à la série de dynodes. Le signal électrique est alors proportionnel à l'énergie déposée par les photons incidents dans le scintillateur [47].

Il existe deux types de détecteurs à scintillation: les scintillateurs organiques et les scintillateurs inorganiques [48]. Les premiers caractérisés par une réponse très rapide, sont généralement utilisés pour la spectroscopie β et la détection de neutrons tandis que les seconds, possédant un rendement lumineux élevé et une meilleure efficacité (densité et nombre atomique Z élevés), sont préférés pour la spectroscopie gamma.

Ils sont utilisés dans le domaine de l'imagerie médical, l'astrophysique et le nucléaire. Pour les mesures des rayons gamma, l'iodure de sodium dopé au thallium NaI(Tl) est le détecteur le plus utilisé. Le rayonnement incident est absorbé dans le cristal NaI et donne naissance à des photons lumineux qui interagissent sur la photocathode du photomultiplicateur par effet photoélectrique. Les photoélectrons éjectés sont multipliés et

accélérés par un ensemble de dynodes. On recueille à la sortie une impulsion proportionnelle à l'énergie du rayonnement primaire détecté.

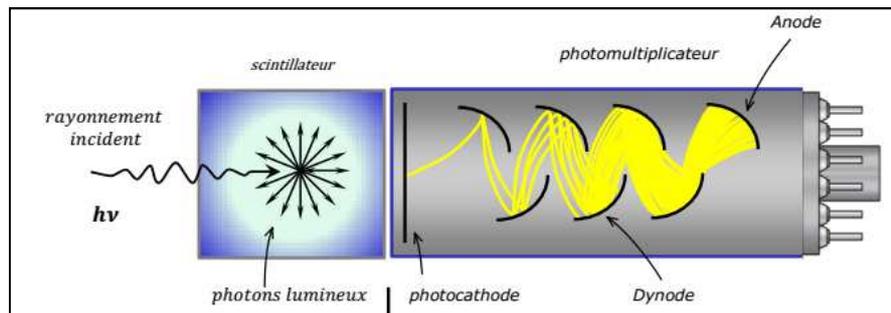


Figure II-8: Schéma de principe des détecteurs à scintillation.

b. Les semi-conducteurs

Ils sont basés sur l'ionisation des atomes du milieu détecteur. Le dépôt d'énergie des γ 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 [48-50].

Les détecteurs à semi-conducteurs réunissent, par rapport aux autres types de compteurs, un certain nombre d'avantages bien connus tels que leur linéarité, leur bonne résolution, leur rapidité, mais aussi la possibilité de faire varier facilement les dimensions de leur zone sensible et de discriminer différents types de particules [50]. Il existe plus d'une vingtaine de semi-conducteurs susceptibles d'être utilisés pour la détection des particules ionisantes.

Le tableau II. 2 liste les principales propriétés des semi-conducteurs les plus couramment utilisés. Parmi ceux-ci, le germanium possède la bande interdite la plus étroite ($E_g = 0.66$ eV) et permet de créer le plus grand nombre de porteurs de charge pour un dépôt d'énergie donné, minimisant ainsi les fluctuations statistiques dans la mesure. Par ailleurs, seul le germanium peut être utilisé avec des volumes importants (plusieurs dizaines de cm^3). Sa densité et son nombre atomique élevés en font le semi-conducteur le plus approprié pour la détection des rayonnements ionisants dans une plage d'énergie allant de la dizaine de keV à la dizaine de MeV [48-49]. Les détecteurs au germanium existent sous trois configurations géométriques: planaire, coaxiale et puits (figure II. 9). Chacune de ces configurations est adaptée à un type d'échantillons et un radioélément donné [47, 48].

Matériau	Si	Ge	AsGa	CdTe	HgI ₂
Nombre atomique Z	14	32	31, 33	48, 52	80, 53
Masse volumique ρ (g/cm ³)	2,33	5,32	5,328	6,06	6,3
Longueur d'atténuation $x_{1/2}$ (cm) à 662 keV	3,83	1,83	1,82	1,50	1,20
Énergie de la bande interdite E_g (eV)	1,12	0,66	1,424	1,56	2,13
Énergie par électron-trou W_{eh} (eV)	3,61	2,98	4,8	4,43	4,22
Masse effective des électrons m_e^*/m_e	0,26	0,12	0,067	0,11	0,002
Masse effective des trous m_h^*/m_e	0,36	0,21	0,45	0,40	0,6
Mobilité des électrons μ_e (cm ² /V/s)	1500	3900	8500	1050	15000
Mobilité des trous μ_h (cm ² /V/s)	450	1900	400	100	8000

Tableau II-2: Caractéristiques des principaux semi-conducteurs [38]. Toutes les valeurs indiquées correspondent à la température ambiante (300°K), à l'exception du germanium pour lequel T=80°K.

- Les détecteurs plans ont une fenêtre d'entrée en carbone, dont l'épaisseur maximale du volume actif est environ 3cm, la résolution de cette configuration est la meilleure. Ces détecteurs permettent d'avoir une réponse à basse énergie (de 1 keV à 1 MeV), ils sont adaptés pour les échantillons minces [47, 48].

- Les détecteurs coaxiaux ont une forme cylindrique avec une partie centrale creuse, ils possèdent une fenêtre en béryllium ou carbone. La résolution de cette géométrie coaxiale est moins bonne qu'avec la géométrie planaire, ils sont adaptés aux mesures des photons de haute énergie. Ces détecteurs sont utilisés pour les mesures des échantillons volumineux [47, 48].

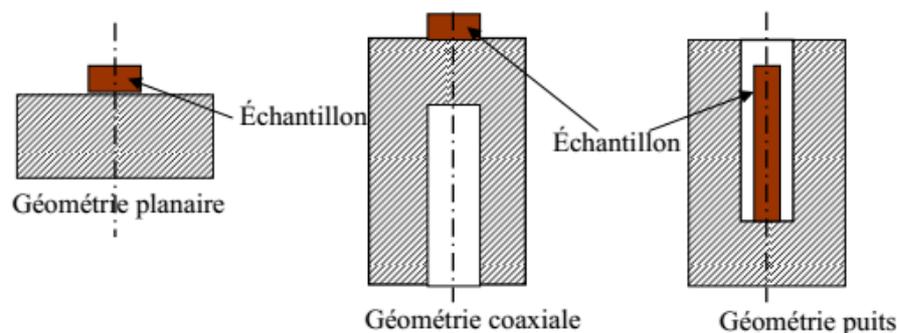


Figure II-9: Les différentes configurations géométriques des détecteurs germanium.

- Les détecteurs puits sont plus appropriés à la mesure de faibles quantités d'échantillons et aux basses énergies. Ils ont la même configuration que le coaxial sauf que dans la configuration puits on peut introduire les échantillons à l'intérieur du détecteur, cela améliore la détection. La fenêtre d'entrée est en aluminium. La résolution à basse énergie est moins bonne qu'avec une géométrie coaxiale mais à haute énergie la résolution est meilleure avec la géométrie puits [47, 48].

Un inconvénient de détecteur germanium est leur utilisation à très basse température afin de limiter le bruit électronique. Ces basses températures sont généralement atteintes à l'aide de réservoirs d'azote liquide (77 K) appelés Dewars ou par le biais de cryogénérateurs.

La spectrométrie γ est basée sur l'utilisation des détecteurs au germanium hyper pur (GeHP) (figure II.10). Cette méthode est la plus répandue pour mesurer la radioactivité des échantillons prélevés dans l'environnement.

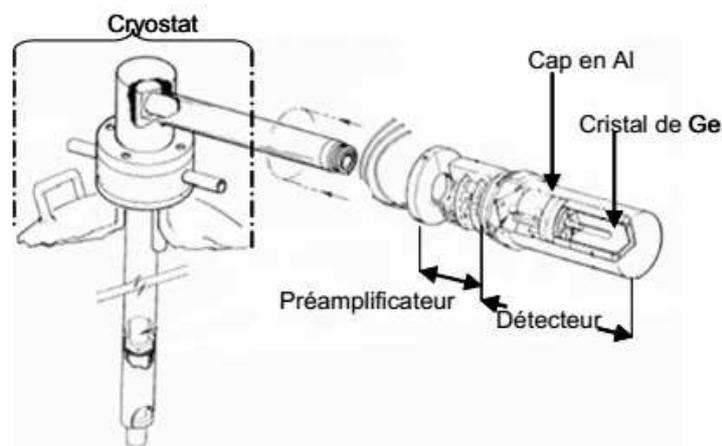


Figure II-10: Schéma d'un détecteur GeHP [48].

II.3.2. L'électronique d'acquisition

En spectrométrie γ , les signaux fournis par un détecteur sont traités par différents modules électroniques pour donner un spectre de rayons gamma des radioéléments analysés (figure II. 11). Le rôle de ces modules est d'assurer l'amplification, la mise en forme et l'acquisition du signal délivré par le détecteur:

- La haute tension est un élément indispensable quel que soit le détecteur. Elle est utilisée pour collecter la quantité de charges électriques qui est proportionnelle à l'énergie déposée par le photon γ .

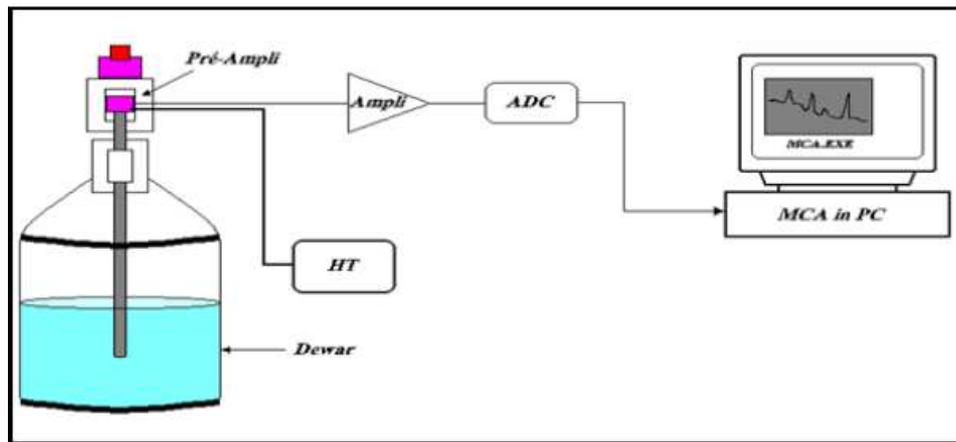


Figure II-11: Schéma de la chaîne électronique et traitement du signal pour un spectromètre gamma.

- Le préamplificateur doit être placé le plus près possible du détecteur pour diminuer le bruit électronique et pour assurer un couplage optimal entre le détecteur et l'amplificateur. Son rôle est de convertir les charges en une tension, avec une amplitude d'impulsion en sortie du préamplificateur proportionnelle à la charge en entrée.
- L'amplificateur est placé à la suite du préamplificateur pour réaliser deux tâches essentielles: la mise en forme du signal pour améliorer les paramètres tels que temps de résolution, résolution en énergie, rapport signal sur bruit, et pour pouvoir traiter les signaux dans les modules électroniques et pour amplifier les amplitudes des signaux avec un gain donné.
- Le convertisseur analogique-numérique (ADC) qui transforme l'amplitude du signal analogique fourni par l'amplificateur en un nombre qui est alors proportionnel à l'énergie déposée dans le cristal.
- Un analyseur multicanal pour convertir la hauteur de l'impulsion en une valeur de canal du spectre en énergie. C'est-à-dire, il permet d'obtenir un histogramme en temps réel dans lequel l'énergie déposée dans le cristal est reliée au numéro de canal. Avec le développement technologique, des systèmes d'analyseur multicanal (MCA) de haute performance sont conçus aujourd'hui en utilisant la technologie DSP (Digital Signal Processing) plutôt que les méthodes analogiques conventionnelles.
- Le DSA 1000 (Digital Spectrum Analyzer) est un analyseur multicanal 16K (16384 canaux) intégré (figure II. 12). Il dérive de l'application de la technologie DSP qui remplace la fonctionnalité à la fois de l'amplificateur de mise en forme et le convertisseur analogique-

numérique (ADC) dans les systèmes de spectroscopie gamma. Ce module est fonctionné par le logiciel de spectroscopie GENIE 2000 qui offre à l'utilisateur une flexibilité maximale [51].



Figure II-12: DSA 1000 fabriqué par Canberra.

- Un PC d'acquisition, associé à un analyseur, enregistre l'énergie de l'événement en incrémentant le canal correspondant. Un spectre est ainsi collecté et analysé par le logiciel GENIE 2000.

II.4. Analyse de spectres

En utilisant la technique de spectrométrie gamma, on peut réaliser une détermination qualitative et quantitative des radionucléides présents dans un échantillon. L'étalonnage en énergie est essentiel dans l'analyse qualitative, alors que l'étalonnage en efficacité est nécessaire pour l'analyse quantitative.

II.4.1. Analyse qualitative

Au moyen de l'électronique, on obtient un spectre en canaux, que l'on peut transformer en énergie. L'étalonnage en énergie est nécessaire, c'est-à-dire transformer le numéro du canal en énergie. Cet étalonnage s'effectue en utilisant une source radioactive, ayant des raies bien connues. La correspondance entre le canal et l'énergie est donnée par une relation polynomiale de la forme [52]:

$$E_{\gamma} = a + bC + cC^2 \quad (\text{II. 12})$$

Où : et a, b, c sont des constantes et C le numéro de canal.

La figure. II.13 représente un exemple de spectre d'une source mono-énergétique, après étalonnage en énergie. Les trois processus d'interaction (effet photoélectrique, effet Compton et effet de création de paires) décrits dans les paragraphes précédents sont observés dans le spectre.

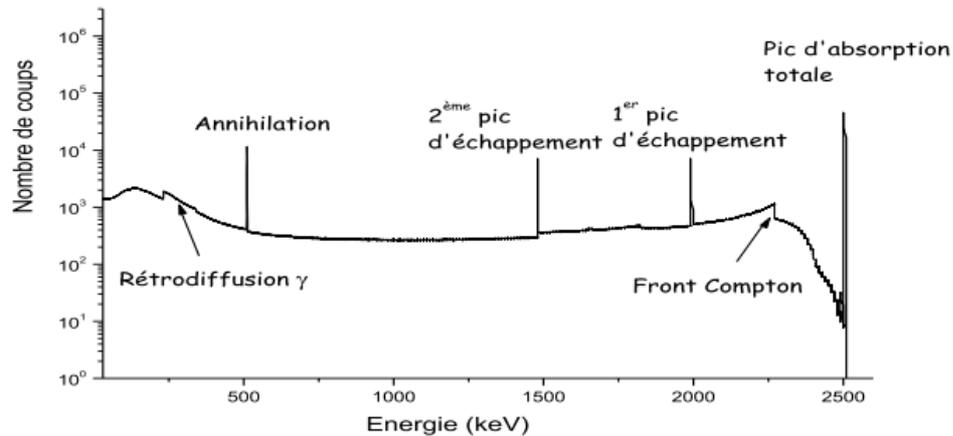


Figure II-13: Exemple d'un spectre γ d'une source mono-énergétique.

- Pic d'absorption totale correspondant à l'énergie totale déposée dans la partie sensible du détecteur, soit par l'effet photoélectrique, soit par une combinaison des trois processus.

- Continuum Compton correspondant à des transferts partiels de l'énergie des photons incidents dans le détecteur via une diffusion Compton. Il s'étale entre le pic de rétrodiffusion ($\theta = 180^\circ$, transfert maximum à l'électron Compton) et le pic photoélectrique ($\theta = 0^\circ$, sans transfert d'énergie).

- Pic de rétrodiffusion correspond à la rétrodiffusion des photons dans le milieu environnant la partie active du détecteur.

- Pics d'échappement (ou les pics de premier et second échappements) positionnés respectivement aux énergies $E_\gamma = 511$ keV et $E_\gamma = 1022$ keV. Ils sont dus au photon γ primaire qui subit une matérialisation en une paire électron-positron.

- Pic d'annihilation positionné à une énergie $E = 511$ keV correspond à la détection d'un photon provenant de l'annihilation d'un positron avec un électron du milieu traversé.

Pour les analyses des échantillons environnementaux qui contiennent plusieurs radioéléments, le spectre obtenu est alors un ensemble de pics distribués en énergie. Chaque énergie du pic correspond à l'énergie du photon incident, ce qui permet d'identifier le radioélément émetteur gamma. La surface des pics est alors proportionnelle à l'activité.

II.4.2. Résolution en énergie

La résolution en énergie détermine la capacité d'un détecteur à séparer des raies voisines dans le spectre. Elle tient compte de la largeur à mi-hauteur du pic (FWHM=Full Width at Half Maximum), δE exprimé en keV. Dans le cas idéal, la forme du pic est

parfaitement gaussienne, et la résolution est liée à l'écart-type σ_E de la distribution, comme indiquée dans l'équation (II. 13) :

$$\delta E = \sqrt{8\text{Ln}2} \sigma_E = 2.35 \sigma_E \quad (\text{II. 13})$$

Notons qu'il est d'usage de définir une résolution relative R (exprimée en %) comme étant le rapport de la résolution FWHM à l'énergie du pic (Équation II. 14) :

$$R(E) = \frac{\delta E}{E} \quad (\text{II. 14})$$

La résolution δE varie avec l'énergie des photons gamma. Pour les scintillateurs ou les détecteurs à semi-conducteurs, la résolution est la somme de plusieurs contributions comme la fluctuation statistique, le bruit électronique, et la dispersion dans la collecte des charges (semi-conducteur) ou des photons (scintillateur), etc ... comme indiqué dans l'équation (II. 14) [48].

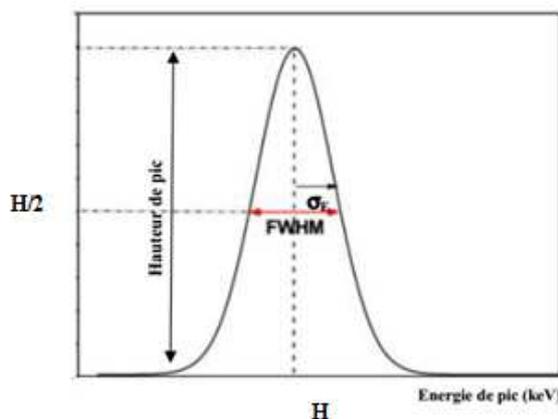


Figure II-14: Définition de la résolution pour un pic gaussien

$$(FWHM)_{totale}^2 = (FWHM)_{statistique}^2 + (FWHM)_{bruit}^2 + (FWHM)_{dispersion}^2 + \dots \quad (\text{II. 15})$$

II.4.3. Analyse quantitative

La détermination précise de l'activité de chaque radionucléide nécessite la connaissance préalable de l'efficacité de détection. Cette dernière dépend de la réponse de la chaîne électronique et de deux sous-ensembles: l'efficacité intrinsèque du détecteur et l'efficacité absolue. L'efficacité absolue dépend de la géométrie et de la probabilité de l'interaction de photon dans le détecteur. On peut la définir par le rapport :

$$\epsilon_{abs} = \frac{\text{nombre d'événements enregistrés}}{\text{nombre de particules émises par la source}}$$

Tandis que, l'efficacité intrinsèque dépend du type de radiation, de son énergie et du matériau constituant le détecteur. Elle est définie par la relation :

$$\epsilon_{\text{int}} = \frac{\text{nombre d'événements enregistrés}}{\text{nombre de particules arrivant sur le détecteur}}$$

Méthodes d'étalonnage utilisées

La géométrie des sources pour les mesures de radioactivité environnementale de basse radioactivité n'est pas ponctuelle, puisque dans ce cas les échantillons ont une faible activité qui nécessite une plus grande masse et une petite distance entre le détecteur et la source. En conséquence, des sources volumineuses sont utilisées, ce qui conduit à certains problèmes. L'un des principaux problèmes est l'effet d'auto-atténuation. Cet effet résulte de l'émission d'un photon au sein d'une matrice volumique et homogène. Ce photon peut interagir avec les atomes de sa propre matrice se trouvant dans sa trajectoire. Dans ce cas, il est considéré comme absorbé avant d'être compté par le système de détection. L'atténuation de rayon gamma entraîne une sous-estimation de l'efficacité [53,54].

Un autre effet qui en tient compte est l'effet de coïncidence. Il se produit quand le radioélément présente un schéma de désintégration complexe. Les durées de vie des niveaux excités sont le plus souvent très inférieures au temps de résolution nécessaire à la chaîne électronique. Ce phénomène peut engendrer deux effets [45]:

- soit une perte de comptage dans le pic d'absorption totale, ce qui amène à la sous-estimation de l'efficacité pour l'énergie correspondante.
- soit l'apparition de nouveaux pics d'énergie égale à la somme des énergies détectées simultanément ou des pics de sommation qui s'ajoutent au fond continu du spectre.

Pour cette raison dans la plupart des laboratoires de radioactivité environnementale, l'efficacité de détection est déterminée en utilisant deux méthodes: la mesure de sources étalons ou la simulation Monte Carlo.

a. Étalonnage à l'aide de sources étalons

Ces sources sont de natures et de formes semblables à celles de l'échantillon à analyser. Elles sont référencées par une activité massique ou volumique ou à un taux d'émission photonique des principales raies γ [53, 54]. Cependant, dans de nombreux cas, ces conditions ne peuvent pas être remplies et les échantillons radioactifs standard même s'ils sont disponibles, sont coûteux et devraient être renouvelés, en particulier lorsque les radionucléides ont des demi-vies courtes.

b. Étalonnage par simulation Monte Carlo

La méthode Monte Carlo permet de réaliser un étalonnage par simulation. Il est d'abord nécessaire de créer le modèle géométrique du système employé; ensuite de définir les matériaux de chaque volume. Tous les volumes cibles dans lesquels sont susceptibles d'interagir les particules doivent être modélisées. Enfin, la simulation des radionucléides présents dans les sources étalons permet d'avoir des points de comparaison dans les courbes d'étalonnage et donc de valider le modèle [45, 54, 56].

Pour les deux méthodes mentionnées précédemment, l'efficacité de détection est calculée à partir des pics d'absorption totale présents dans le spectre de mesure d'une source étalon ou le spectre simulé [56, 58].

II.4.4. Activité d'un échantillon

L'activité d'un radioélément est proportionnelle au nombre d'événement sous le pic d'absorption totale. Elle est exprimée en Becquerel par kilogramme (Bq/kg) et est définie par l'équation suivante :

$$A_{E_\gamma} = \frac{N_{\text{net}}(E_\gamma)}{\varepsilon_{E_\gamma} \times t \times P_{E_\gamma} \times m} \quad (\text{II. 16})$$

Avec $N_{\text{net}}(E_\gamma)$: Le nombre de coups net dans le pic d'énergie E_γ [coups.s⁻¹],

P_{E_γ} : La probabilité d'émission d'un rayonnement gamma d'énergie E_γ ,

ε_{E_γ} : L'efficacité de détection pour une énergie E_γ donnée,

m: Masse de l'échantillon en kg,

t: temps de collection.

II.4.5. Seuil de décision et limite de détection

La désintégration radioactive est un processus aléatoire, qui peut être décrit avec précision par la loi statistique de désintégration seulement quand les événements observés sont importants (échantillons de haute activité). Cependant, dans les échantillons environnementaux les activités sont faibles et les résultats de mesure de radioactivité sont susceptibles d'être mal interprétés. Ainsi, on peut aboutir à des conclusions inappropriées en raison des fluctuations statistiques du signal et du bruit de fond. Pour ne pas confondre entre ces deux valeurs, il est nécessaire de connaître les limites d'activité de détection pour lesquelles un pic peut apparaître dans le spectre et de donner des valeurs minimales d'activité [55, 56].

Sous cet esprit, deux notions caractérisant les techniques de mesures et ayant été formulées par Curie: seuil de détection (SD) et limite de détection (LD) [Currie, 1968], sont toujours utilisées par les laboratoires.

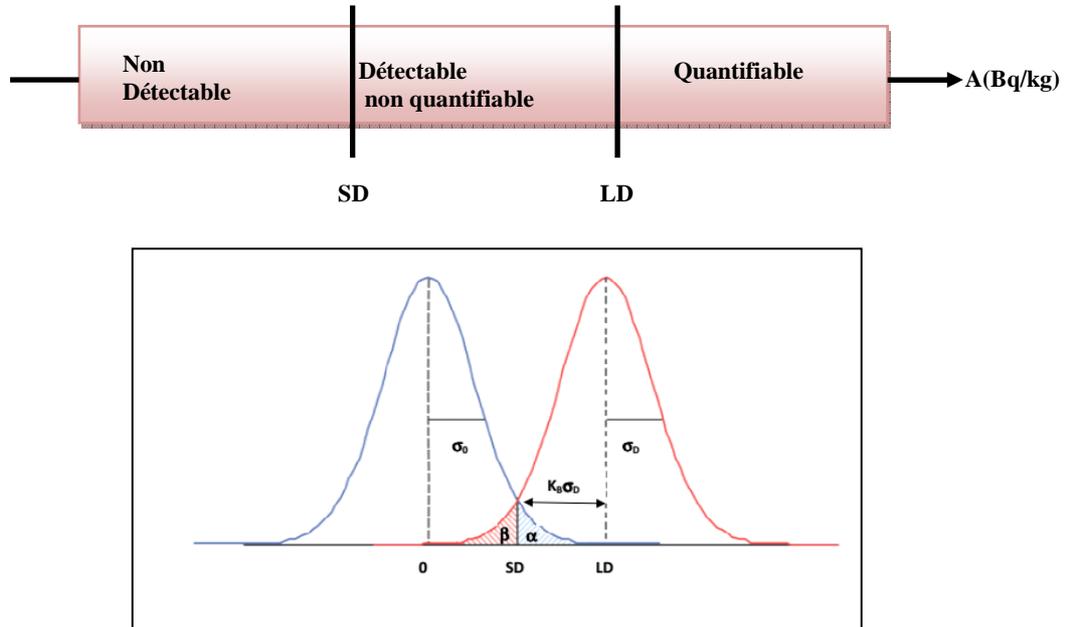


Figure II-15: Définition du seuil de décision (SD) et la limite de détection (LD) [47]

La limite de détection se trouve entre les événements détectables non quantifiables et quantifiables tandis que le seuil de décision est la limite entre les événements non détectables et détectables mais non quantifiables, comme schématisé dans la figure (II.15). Ces deux valeurs sont basées sur la théorie du test d'hypothèse, où le SD est quantifié par la probabilité du risque de première espèce (risque α) tandis que, la LD est calculée par la probabilité du risque de deuxième espèce (risque β).

Le risque α affirme que le signal est réel avec une probabilité α , alors qu'il provient des fluctuations statistiques du bruit de fond. Le risque β affirme que le signal est dû à la fluctuation statistique du bruit de fond alors qu'il s'agit d'un signal réel.

a. Seuil de décision (SD)

Le seuil de décision (SD) correspond au risque d'affirmer la présence du radionucléide recherché, alors qu'il n'est pas présent. Ce seuil représente les fluctuations maximales du bruit de fond au-delà desquelles l'activité mesurée est considérée comme vraie. Il est défini par la relation suivante :

$$SD = k_\alpha \sigma_0 \quad (\text{II.17})$$

Où k_α est le facteur d'élargissement correspondant au niveau de confiance $1-\alpha$ de la loi de probabilité. σ_0 est l'écart-type correspondant à la surface nette du pic considéré dans laquelle il n'y a aucun coup signal (figure II.15), où $\sigma_0 = \sqrt{2} \sigma_B$.

b. La limite de détection (LD)

La limite de détection (LD) correspond au risque de ne pas détecter d'activité, alors que celle-ci est réellement présente. Elle correspond aux fluctuations maximales que pourrait avoir un échantillon d'activité nulle. La limite de détection (LD) est définie par :

$$LD = SD + k_B \sigma_D = k_\alpha \sigma_0 + k_B \sigma_D \quad (\text{II.18})$$

k_B est le facteur d'élargissement correspondant au niveau de confiance $1-\beta$ de la loi de probabilité. σ_D est l'écart-type correspondant à la surface nette du pic considéré quand cette surface est égale à LD (figure II.15).

L'expérimentateur détermine au préalable le degré de confiance auquel la décision sera prise d'accepter le pic comme étant véritablement présent. Il choisit deux niveaux de confiance $1-\alpha$ et $1-\beta$ qui sont en général de 95% avec les quantiles correspondants $k_\alpha = k_\beta = 1,645$.

Soit le nombre de coups net $N = C - B$ où C représente le comptage total et B le comptage dû au bruit de fond. On prend le cas où le nombre de coups net est égal à la limite de détection ($N = LD$) [47]. La variance de la distribution de comptage égale à :

$$\sigma_D^2 = C + B \quad (\text{II.19})$$

À la limite de détection (LD):

$$C = LD + B \quad (\text{II.20})$$

$$\text{S'il n'y a pas de signal} \quad \sigma_0^2 = 2B \quad (\text{II.21})$$

$$\sigma_D^2 = LD + \sigma_0^2 \quad (\text{II.22})$$

$$LD = k_\alpha \sigma_0 + k_B (LD + \sigma_0^2)^{\frac{1}{2}} \quad (\text{II.23})$$

Le réarrangement de cette équation produit une relation simple :

$$LD = k_\alpha^2 + 2k_\alpha \sigma_0 \quad (\text{II.24})$$

En mettant $k_\alpha = 1,645$ et $\sigma_0^2 = 2B$ on trouve :

$$LD = 2.71 + 4.65\sqrt{B} \quad (\text{II.25})$$

En pratique, l'estimation de la limite de détection (LD) requiert la connaissance du bruit de fond à l'énergie caractéristique du radionucléide.

c. Activité minimale détectable (AMD)

Du fait que le seuil de décision et la limite de détection ne fournissent que des informations sur la performance des instruments, un autre paramètre plus intéressant est utilisé pour répondre à la question " quelle est la quantité minimale d'activité mesurable ?". Le paramètre AMD est donc la plus petite valeur de l'activité radioactive que nous pouvons quantifier dans les mesures de basse activité, afin de distinguer entre la valeur de l'activité d'un radionucléide et la valeur issue du bruit de fond.

L'AMD d'un radioélément est donné par la formule suivante :

$$\text{AMD} = \frac{\text{LD}}{\varepsilon_{E_\gamma} \times t \times P_{E_\gamma} \times m} \quad (\text{II.26})$$

II.4.6. Évaluation des erreurs statistiques

Dans les analyses de spectrométrie gamma, on doit propager les erreurs liées aux valeurs mesurées. Si les erreurs sont individuellement petites et symétriques par rapport à zéro, un résultat général peut être obtenu pour l'incertitude attendue associée à une grandeur donnée calculée en fonction d'un nombre quelconque de variables indépendantes. Si x, y, z, \dots sont des grandeurs mesurées directement ou liées aux variables connues $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z, \dots$, alors l'écart type de toutes les quantités u dérivée de ces grandeurs peut être calculée par la relation:

$$\sigma_u^2 = \left(\frac{\delta u}{\delta x}\right)^2 \sigma_x^2 + \left(\frac{\delta u}{\delta y}\right)^2 \sigma_y^2 + \left(\frac{\delta u}{\delta z}\right)^2 \sigma_z^2 + \dots \quad (\text{II.27})$$

Où $u = u(x, y, z, \dots)$ représente la quantité dérivée.

La formule (II.28) est applicable presque pour toutes les situations dans les mesures nucléaires. Les variables x, y, z, \dots doivent choisies indépendantes afin d'éviter l'effet de corrélation [48].

III. Matériel et méthodes

III.1. Présentation de la zone d'étude

III.1.1. Situation géographique

Le bassin versant Kébir-Rhumel est l'un des plus grands bassins hydrographiques importants en Algérie qui couvre une surface de 8815 km². Ce bassin déborde largement des limites géographiques du Constantinois. Il s'étend entre la mer Méditerranée au nord et les marges septentrionales des hautes plaines des sebkhas (lacs salés) au sud, présentant ainsi des caractères physiques nettement contrastés, d'où son originalité [57, 58].

Il est juxtaposé à d'autres unités hydrologiques recouvrant également le Tell et les hautes plaines. Il s'agit du bassin de la Seybouse à l'est et du bassin de la Soumam à l'ouest (figure III.1) [57]. Ce bassin est caractérisé par un climat de type semi-aride avec des hivers humides et des étés secs et chauds.

Il est drainé par deux principaux cours d'eaux : dans la partie sud, oued Rhumel et dans la partie ouest, oued Enndja. Leur confluence à l'aval de Grarem donne oued El Kébir, lequel rejoint plus au nord la Méditerranée [58].

- Oued Rhumel est l'oued le plus important du Kébir Rhumel. Il prend sa source vers 1160m dans les marges méridionales du Tell, à l'ouest de Belaâ. Il traverse les hautes Plaines Constantinoises, avec une orientation sud-ouest, nord-est jusqu'à Constantine. Ensuite, il s'écoule en direction du nord-ouest et plus au nord, aux environs de Sidi Merouane, il conflue avec oued Enndja qui draine la partie occidentale du bassin. Durant tout ce parcours, oued Rhumel reçoit quelques affluents plus ou moins importants tels que : oued Boumerzoug, oued Athmania, oued Smendou (figure III.2) [59].

- Oued Enndja : est formé à l'amont par la confluence d'oued Dehamcha et oued Menaâ. Le premier prend sa source au seuil des hautes plaines au nord d'El Eulma alors que le second prend sa source aux environs d'Ain El Kebira dans les massifs de la petite Kabylie. A l'instar de la haute vallée du Rhumel, il suit une direction sud-ouest, nord-est, mais cette fois à travers les reliefs montagneux du Tell, parallèlement à la chaîne numidique qui le borde au Nord. Durant son parcours, oued Enndja ne reçoit pas d'affluents importants sur sa rive gauche, mais sur sa rive droite, il collecte les eaux de oued Rarama (ou Djemila) ainsi que ceux de Bou Selah, de Redjas et de El Melah [59] (figure III.1).

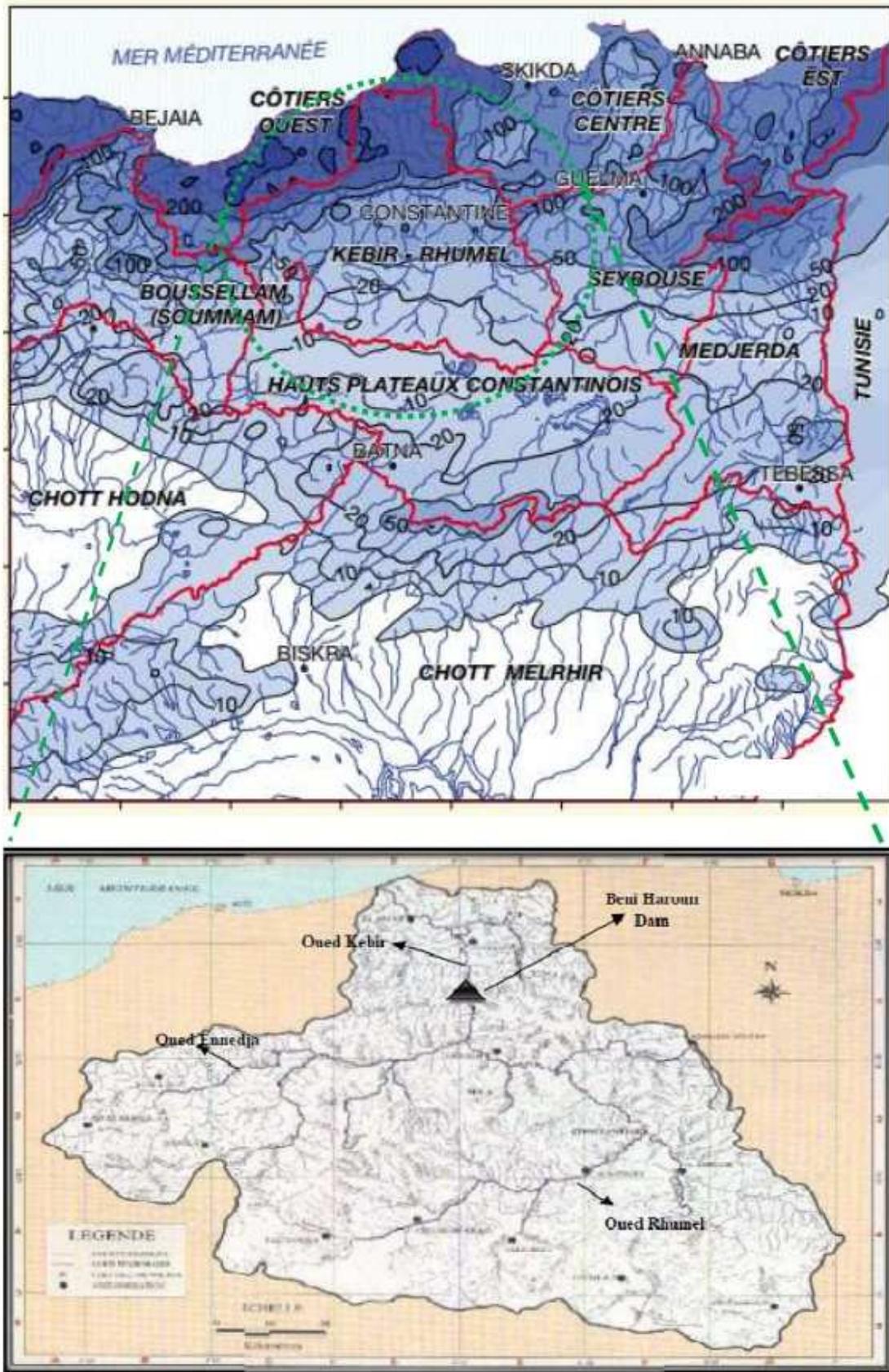


Figure III-1: Situation géographique du bassin versant Kébir-Rhumel [60].

- Oued Kebir (figure III.2) prend sa naissance des deux oueds précédents, Rhumel et Enndja. Il prend d'abord une direction sud-nord et franchit vigoureusement la chaîne numidique, bien exposée aux vents pluvieux en provenance de la Méditerranée. Puis en prenant une orientation sud-est, nord-ouest, il traverse les massifs très arrosés de la petite Kabylie d'El Milia, avant de s'écouler dans une large vallée vers la mer. Dans cette partie de son cours, oued El Kebir reçoit en rive droite, oued Bou Siaba et en rive gauche oued Irdjana [59].

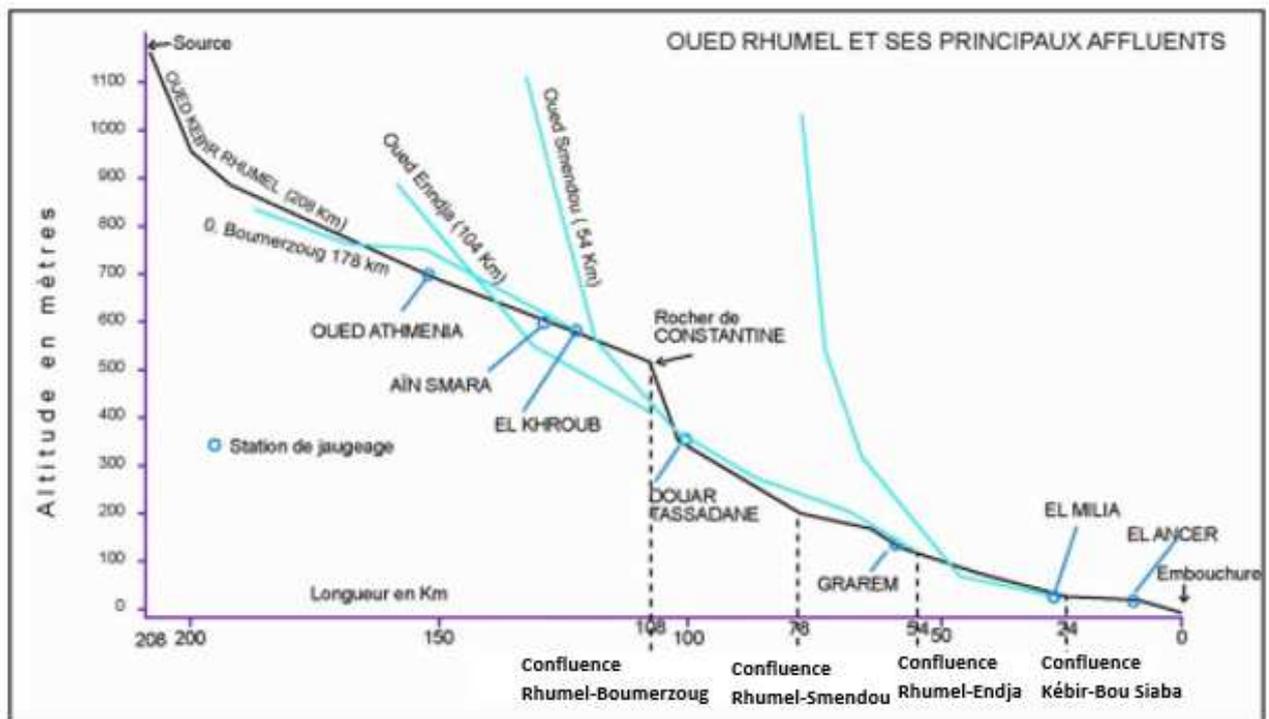


Figure III-2 : Profil oued Kébir-Rhumel [59].

III.1.2. Géologie et lithologie

Le bassin versant est composé de domaines géologiques très différents (figure III.3) [57].

- Le domaine des Hautes-Plaines sud-constantinoises (DI): constitué de deux grandes unités lithologiques: les massifs carbonatés du néritique constantinois et les plaines plio-quaternaires d'une part et d'autre part les massifs de calcaires jurassiques et crétacés.
- Le bassin néogène de Constantine-Mila (DII), d'âge mio-pliocène et à dominance argileuse, à l'exception de quelques affleurements de calcaires lacustres.

- Le domaine des nappes tectoniques de Djemila (DIII), à l'ouest de Ferjioua, en position occidentale par rapport au domaine DII. Elles sont formées d'une alternance de marnes et de calcaires marneux (Jurassique-Crétacé-Eocène).
- Le domaine de la dorsale Kabyle et des massifs gréseux numidiens (DIV), au nord de Grarem, il est constitué essentiellement de grès numidiens sous lesquels apparaissent des calcaires jurassiques très tectonisés de la dorsale Kabyle.
- Le domaine du socle granitique et cristallophylien de la petite Kabyle d'El Milia (DV), au sud d'El Milia, la vallée du Kébir s'encaisse dans les formations du socle. Sur des Largeurs de 1 à 2 km, cette vallée renferme des graviers et sables alluviaux abondants.

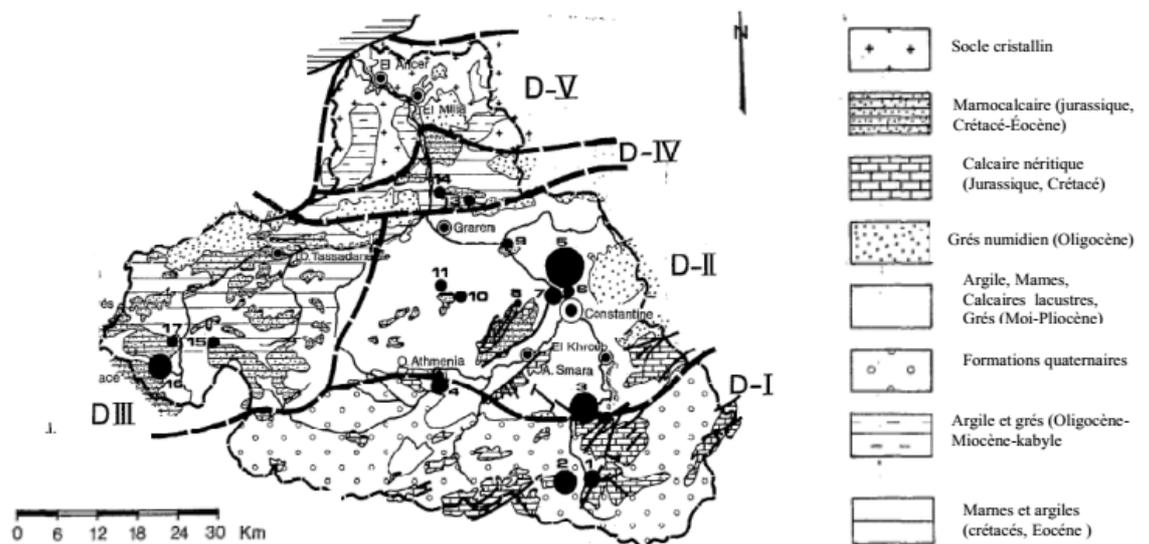


Figure III-3: Les grands domaines hydrogéologiques du Kébir-Rhumel [59].

III.2. Localisation des stations de prélèvements

Le bassin du Kébir-Rhumel est doté de plusieurs oueds qui alimentent certains barrages à l'est de l'Algérie. Parmi ces Barrages, le barrage de Beni Haroun, le plus grand complexe hydraulique stratégique en Algérie. Il fait partie du bassin Kebir Rhumel, et couvre une superficie de 3,929 ha, qui représente 60% de la superficie totale du grand bassin. Il est situé à l'aval de deux importants oueds: à l'est oued Rhumel et l'ouest oued Endja dans la wilaya de Mila au nord-est de l'Algérie, à environ 40 km au nord de la ville de Constantine (figure III.1).

Le barrage de 120 m de hauteur a une capacité de 960 millions m³ d'eau et permet d'alimenter six wilayas de l'est algérien, couvrant les besoins d'environ six millions d'habitants. Il est aussi utilisé dans l'irrigation des grands périmètres. Le climat du bassin Beni Haroun change de semi-aride au sud à humide et pluvieux dans le nord [61-63]. Bien que ce cours d'eau dans le nord-est de l'Algérie a une grande importance, on ne trouve pas des études concernant le niveau de radioactivité naturelle faites sur ce barrage.

III.3. Échantillonnage et préparation des échantillons de sédiments

Pour évaluer les niveaux de radioactivité naturelle, 22 échantillons de sédiments ont été prélevés manuellement entre les bords de barrage Beni Haroun et oued Rhumel (figure III. 4) à une profondeur de 5-10 cm à partir de la couche supérieure formant la surface en utilisant une pelle en acier. Chaque site de prélèvement séparé de l'autre par une distance d'environ de 300 m à 5 km (tableau III.1 et tableau III.2). Le choix de ces sites est basé sur l'existence ou non de source de pollution industrielle et urbaine, ainsi que de la composition géologique des régions de prélèvement. Les échantillons prélevés ont été mis dans des sachets en plastique libellés et transférés au laboratoire pour la préparation et l'analyse.

Dans le laboratoire, les sédiments prélevés sont séchés dans une étuve à une température allant de 80 à 110 °C jusqu'à la stabilisation du poids pour assurer l'élimination complète de l'humidité [25]. Après refroidissement complet, ils sont broyés dans un mortier en agate afin de les réduire en particules fines (état poudre). Cette étape est nécessaire pour analyser avec précision qualitativement et quantitativement les échantillons (figure III.5).

Une fois cette étape terminée, les échantillons sont tamisés dans un tamis de mailles 1mm. Ensuite, ils sont mis dans des récipients en plastique de forme cylindrique de 60 ml et scellés pour empêcher l'échappement du radon (²²²Rn) et du Thoron (²²⁰Rn) des échantillons.

Tous les échantillons sont pesés et stockés pendant au moins un mois (~ 7 fois les demi-vies de ²²²Rn et du ²²⁰Rn) pour atteindre l'équilibre séculaire entre les séries ²³⁸U et ²³²Th et leurs descendants.

Point D'échantillonnage	Position géographique	
	Latitude(N°)	Longitude(E°)
SBH-1	36° 32' 40,29"	6° 17' 28,15"
SBH-2	36° 34' 01,96"	6° 16' 43,59"
SBH-3	36° 29' 42,14"	6° 17' 43,86"
SBH-4	36° 29' 57,09"	6° 24' 33,90"
SBH-5	36° 32' 40,29"	6° 18' 30,23"
SBH-6	36° 30' 40,96"	6° 18' 43,83"
SBH-7	36° 29' 12",76"	6° 25' 35,85"
SBH-8	36° 30' 27,45"	6° 30' 40,96"
SBH-9	36° 34' 06,40"	6° 16' 21,57"
SBH-10	36° 29' 30,81"	6° 06,46' 11"
SBH-11	36°33'46,30"	6°16'46,90"
SBH-12	36°32'18,80"	6°17'17,20"
SBH-13	36°31'18,00"	6°15'45,00"
SBH-14	36°30'39,60"	6°18'08,70"
SBH-15	36°31'44,56"	6°16'33,16"
SBH-16	36° 31' 42,28"	6° 16' 31,56"
SBH-17	36° 30' 14,31"	6° 20' 02,42"

Tableau III-1 : Site d'échantillonnage du barrage Beni Haroun.

Point D'échantillonnage	Position géographique	
	Latitude(N°)	Longitude(E°)
SRBM	36° 16' 26,43"	6° 41' 15,72"
SRBH	36° 18' 04,83"	6° 40' 59,93"
SRBB	36° 18' 07,40"	6° 40' 49,05"
SRBD	36° 18' 32,63"	6° 40' 12,35"
SRBQ	36° 19' 58,56"	6° 38' 24,69"

Tableau III-2 : Site d'échantillonnage de l'oued Rhumel.

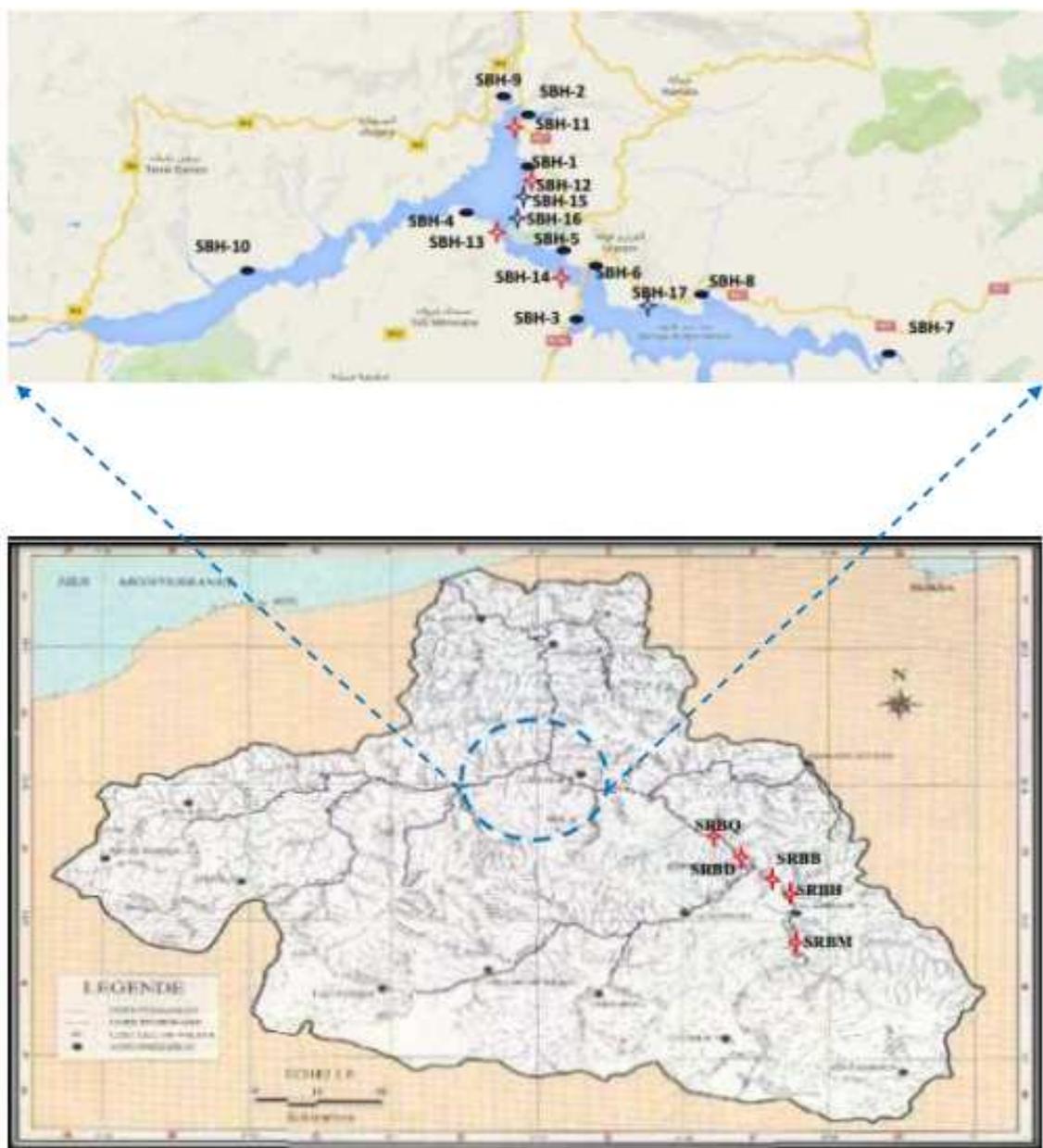


Figure III-4: Localisation des stations de prélèvement dans Oued Rhumel et Beni Haroun.



Figure III-5: Matériels utilisés pour la préparation des échantillons.

III.4. Description du système d'acquisition

La radioactivité des échantillons a été mesurée dans deux laboratoires :

- La division des techniques nucléaires du CRNA, Alger.
- Le laboratoire de mesures des Basses Activités (LPSC) Grenoble.

III.4.1. Division des techniques nucléaires (CRNA) Alger

La chaîne de spectrométrie gamma est composée d'un détecteur de type germanium hyper pur (HPGe) de type p, avec une géométrie coaxiale muni d'une fenêtre en carbone-époxy. Le modèle du détecteur est GX-3519.



Figure III-6: Dispositif expérimental (CRNA).

Sa résolution en énergie est de 1.8 keV à la raie 1332,5 keV du ^{60}Co et de 0,86 keV pour la raie gamma 122 keV du ^{57}Co . L'efficacité relative du détecteur est de 35% par rapport au scintillateur NaI (Tl) de dimension du cristal 3"x3" à l'énergie 1332,5 keV. Il est maintenu à la température de l'azote liquide et entouré par un château de plomb afin de réduire le bruit de fond dû à la radioactivité naturelle ambiante. Les impulsions délivrées par le détecteur sont amplifiées, ajustées et traitées par un inspecteur DSA 1000 de marque Canberra. L'acquisition de données s'effectue sur un P.C. équipé du logiciel GENIE 2000 [63]. La figure (III.6) montre le dispositif expérimental utilisé où ont été mesurés certains échantillons.

III.4.2. Laboratoire de mesures des Basses Activités (LPSC) Grenoble

Le laboratoire de mesures des Basses Activités (LBA) est équipé de deux détecteurs Germanium intrinsèque hyper-pur (HPGe). Les deux détecteurs sont entourés de 2 cm de

plomb "archéologique" exempt de radioactivité naturelle, puis de 15 cm de plomb ayant subi trois cycles de purification par fusion suivie d'écumage. L'ensemble de ces deux détecteurs et de leur blindage est placé au centre d'un cube de deux mètres de côté. Chaque face du cube est constituée d'un détecteur à scintillation liquide (figure III.7). Ces détecteurs jouent le rôle de veto, interdisant l'acquisition de données lors du passage d'un muon cosmique et des éventuels neutrons qu'il aura engendré. Les deux détecteurs HPGe ont une efficacité relative de 20%, leur résolution en énergie est de 0,85 et 1,85 keV aux raies gamma 122 keV (^{57}Co) et 1332 keV (^{60}Co), respectivement. L'acquisition de données ainsi que leur exploitation s'effectue sur deux P.C. équipés du logiciel "Interwinner" (ITECH-instruments) [64].

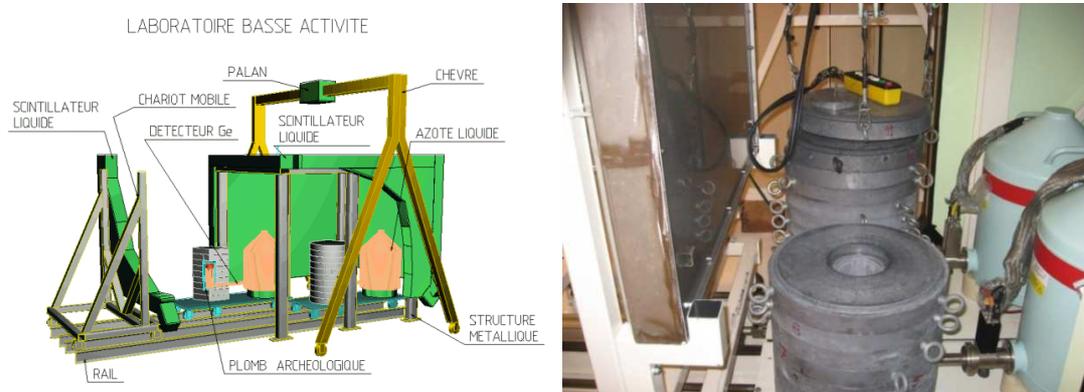


Figure III-7: Dispositif expérimental LBA (Grenoble).

III.5. Calibration de la chaîne de mesure

Pour identifier et quantifier la concentration des radionucléides inconnus, deux étapes préalables à toutes les mesures sont indispensables: l'étalonnage en énergie pour les analyses qualitatives et l'étalonnage en efficacité pour les analyses quantitatives.

III.5.1. Étalonnage en énergie

L'étalonnage en énergie de la chaîne de spectrométrie gamma à la division des techniques nucléaires du CRNA a été effectué en utilisant une source ^{152}Eu . Le spectre gamma a été collecté durant un temps de 3600 secondes (figure III.9). La droite de calibration (figure III.8) donnant l'énergie en fonction du numéro de canal a été déterminée par ajustement des points expérimentaux en utilisant la méthode des moindres carrés [69]. Les principales énergies gamma de la source ^{152}Eu utilisées pour l'étalonnage sont données dans le tableau (III.1).

Énergie (keV)	121,78	344,2	778,6	964,1	1112,01	1408,02
Numéro du canal	3,28E+2	9,28E+2	2,10E+3	2,60E+3	3,00E+3	3,80E+3

Tableau III-3: Numéros de canaux correspondants aux énergies gammas du spectre de la source ^{152}Eu .

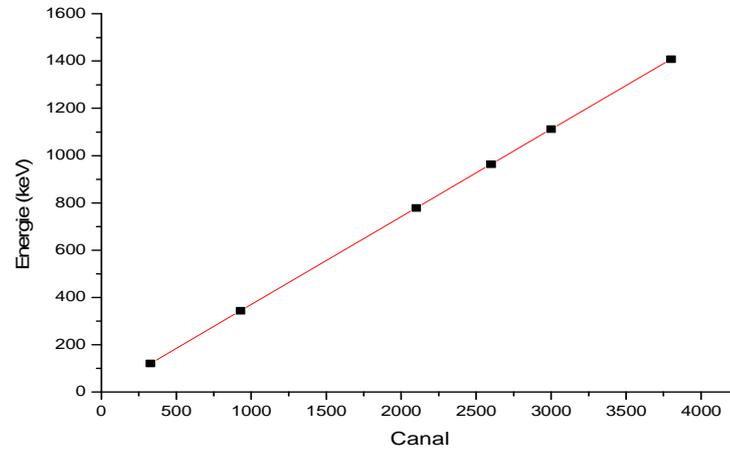


Figure III-8: Courbe d'étalonnage en énergie.

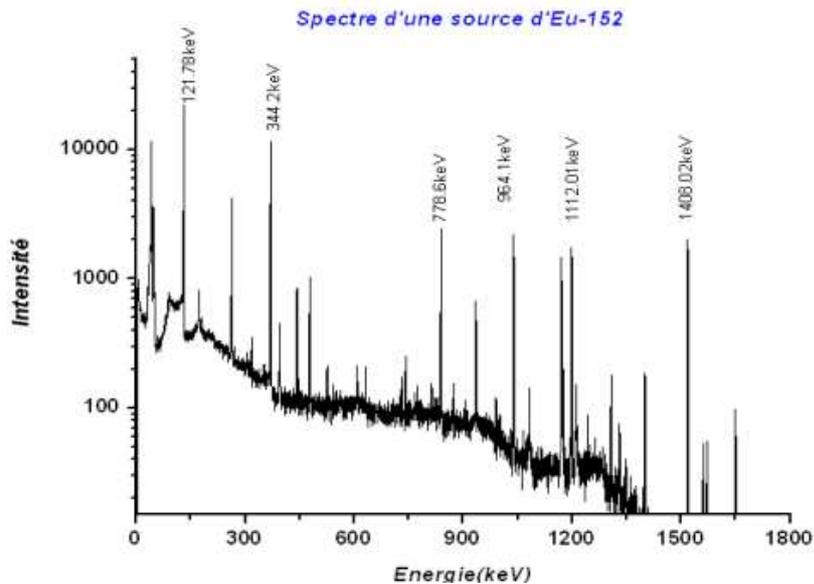


Figure III-9: Spectre expérimental de la source ^{152}Eu mesuré pendant 3600 s.

III.5.2. Étalonnage en efficacité

L'étalonnage en efficacité de la chaîne de mesure est faite à partir du calcul de l'efficacité absolue de chaque rayonnement gamma émis tel que :

$$\varepsilon_{\text{abs}} = \frac{N_{\text{net}}(E_{\gamma})}{A P(E_{\gamma}) t_c} \quad (\text{III. 3})$$

Avec $N_{\text{net}}(E_{\gamma})$: Le nombre de coups net dans le pic d'énergie E_{γ} [coups. s^{-1}],

A : Activité de la source au temps de mesure [Bq],

$P(E_\gamma)$: Probabilité d'émission d'un rayonnement gamma d'énergie E_γ ,

t_c : Temps de collection [s].

L'incertitude sur la mesure de l'efficacité du détecteur est donnée par la relation suivante :

$$\frac{\Delta \varepsilon_{\text{abs}}}{\varepsilon_{\text{abs}}} = \left[\left(\frac{\sigma_{N_{\text{net}}}}{N_{\text{net}}} \right)^2 + \left(\frac{\sigma_A}{A} \right)^2 + \left(\frac{\sigma_P}{P} \right)^2 + \left(\frac{\sigma_{t_c}}{t_c} \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (\text{III.4})$$

Où : $\sigma_{N_{\text{net}}}$: Erreur sur l'intensité du pic d'absorption; σ_A : Erreur sur l'activité de la source ;

σ_P : Erreur sur la probabilité d'émission d'un rayonnement gamma d'énergie E ; σ_{t_c} : Erreur sur le temps de collection.

- *Mesure de l'efficacité du détecteur pour une géométrie cylindrique (CRNA)*

L'étalonnage de l'efficacité du détecteur a été effectué en utilisant une source ^{152}Eu liquide mélangée dans une matrice de sédiments (tableau III.2). Le temps de comptage est de 7200 secondes. Les effets de sommation de coïncidence ont été pris en considération dans le calcul des valeurs de l'efficacité. Ces valeurs ont été corrigées par simulation Monte Carlo [65].

Énergie (keV)	Efficacité (%)
121,78	8,07±0,40
244,00	4,94±0,25
344,30	4,37±0,22
443,00	3,14±0,16
778,87	2,19±0,11
964,01	1,85±0,09
1085,83	1,83±0,09
1112,04	1,73±0,09
1408,02	1,36±0,07

Tableau III-4: Efficacité expérimentale mesurée du détecteur pour une géométrie cylindrique.

La courbe de l'étalonnage en efficacité (Figure III.10) obéit à l'équation suivante:

$$\varepsilon_E = y_0 + A_1 e^{-\frac{E}{t_1}} + A_2 e^{-\frac{E}{t_2}} \quad (\text{III.5})$$

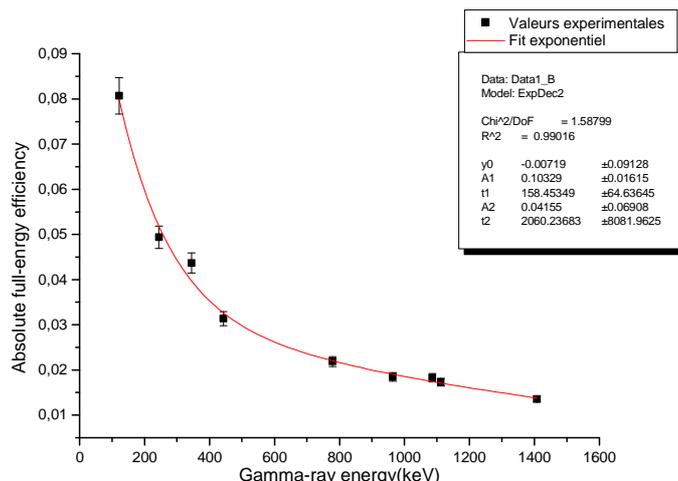


Figure III-10: Courbe de l'Effacité du détecteur GeHP (CRNA).

- *Mesure de l'efficacité (LBA)*

L'étalonnage en énergie dans le laboratoire LBA a été effectué en utilisant une source d'Europium (¹⁵²E). Pour déterminer la courbe de l'efficacité, les sources IAEA-RGU-1 et IAEA-RGTh-1 sous forme de poudre sont installées dans des récipients cylindriques en plastique similaire à la géométrie de mesure. Les activités des séries naturelles sont de 4940 ± 30 Bq/kg pour ²³⁸U, 228 ± 2 Bq/kg pour ²³⁵U et 3250 ± 10 Bq/kg pour ²³²Th dans IAEA-RGTh-1 [68].

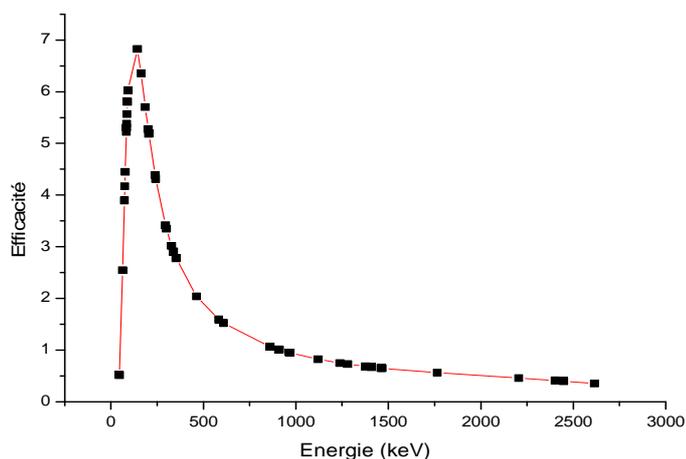


Figure III-11: Courbe de l'Effacité du détecteur GeHP (LBA).

III.6. Mesure du bruit de fond

La connaissance du bruit de fond pour les mesures de faibles activités est une condition préalable, pour obtenir les limites de détection les plus faibles possibles. Les rayonnements

provenant de bruit de fond environnemental sont dûs aux radio-isotopes constituant le détecteur, les matériaux de protection associés, les radionucléides terrestres et les rayonnements cosmiques. Les valeurs faibles de la limite de détection de la chaîne de mesure peuvent fournir des activités plus précises des radionucléides dans les échantillons environnementaux [65, 66].

La Figure II.12 ci-dessus, montre le spectre de bruit de fond obtenu à la division des techniques nucléaires du CRNA. Dans ce laboratoire, la mesure du bruit de fond à l'intérieur du château est effectuée durant 1004800s pour la détermination de la limite de détection. La plupart des radioéléments présents dans le spectre sont les descendants des familles radioactives naturelles ^{238}U , ^{232}Th , avec le radionucléide ^{40}K .

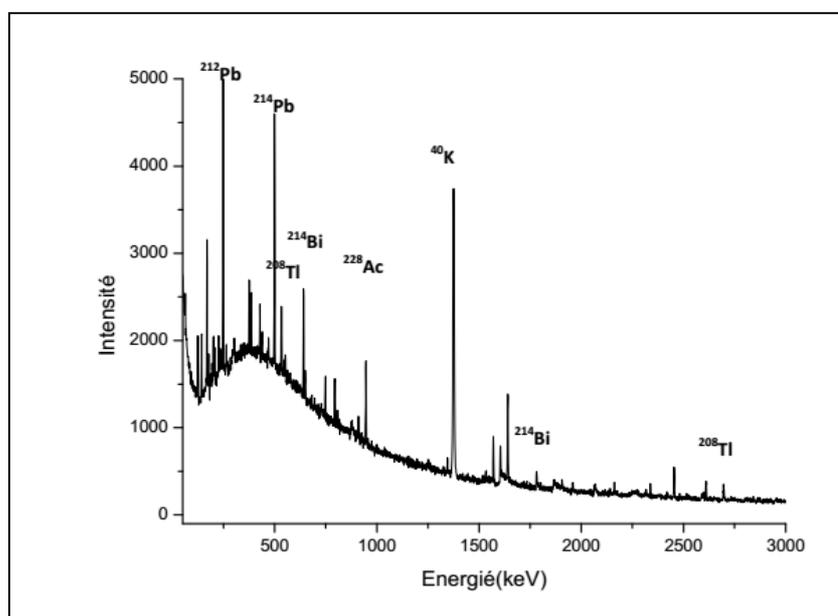


Figure III-12 : Spectre de bruit de fond du château mesuré durant 1004800 s (CRNA).

Pour le système d'acquisition du laboratoire de mesure des Basses Activités (LBA/LPSC), le spectre de bruit de fond est mesuré pendant une période d'un mois. Ces spectres permettent de corriger les activités des échantillons.

III.6.1. Identification des radionucléides

Les échantillons des sédiments placés dans des récipients cylindriques sont mesurés au moyen du détecteur de type germanium hyper-pur (HPGe) durant 48 heures. L'analyse de chaque échantillon par spectrométrie gamma donne naissance à un spectre donnant le nombre de coups enregistrés par seconde en fonction de l'énergie des rayons gamma émis par les radionucléides (figure III.13). Après la mesure et la soustraction du bruit de fond, l'activité de

un double photo-pic qui est très difficile à analyser. Pour cette raison, ces deux pics ne sont pas souvent utilisés.

Ainsi, la raie 63,26 keV est mieux adaptée pour déterminer l'activité ^{238}U dans les échantillons de sol ou les échantillons environnementaux. Cependant, pour l'analyse des photons de la raie 63,29 keV de faible énergie, nécessite l'utilisation des détecteurs spéciaux et également une correction pour l'auto-absorption [69,70],

- **Détermination de l'activité de ^{226}Ra**

^{226}Ra est l'un des isotopes les plus importants dans la désintégration de la chaîne ^{238}U . La valeur de sa concentration est utilisée pour quantifier de nombreux indices internationaux (R_{eq} , I_γ , H_{ex} , etc...), sa détermination en spectrométrie gamma plus précisément, et plus rapidement est indispensable [71].

Il existe deux méthodes différentes utilisées pour déterminer l'activité de ^{226}Ra dans un échantillon mesuré par spectrométrie gamma. L'une de ces méthodes est indirecte. Elle consiste à mesurer les descendants du radon ^{214}Pb et ^{214}Bi après une période (30 jours) [71]. Pour cette raison, une bonne étanchéité du récipient de l'échantillon pendant cette période est essentielle, afin d'éviter tout l'échappement de gaz radon et assurer ainsi l'équilibre séculaire entre le radon et ses descendants.

L'autre méthode consiste à utiliser directement la raie 186,2 keV de ^{226}Ra , sans prétraitement de l'échantillon et il n'est pas nécessaire de sceller hermétiquement le récipient de l'échantillon. Cependant, lors de l'utilisation de la raie 186,2 keV le problème d'interférence entre cette raie et la raie 185,7 keV issue de la désintégration de ^{235}U se posera.

Pour cette raison la détermination du ^{226}Ra à partir des radionucléides ^{214}Pb et ^{214}Bi est largement utilisée dans les échantillons environnementaux, mais elle nécessite une préparation des échantillons plus compliquée. Les raies du ^{214}Pb et ^{214}Bi sont indiquées dans le tableau III.3 avec leur forte intensité d'émission.

- **Détermination de l'activité de ^{235}U**

En raison des difficultés de sa détermination, l'activité de ^{235}U dans les échantillons de sol n'est pas très souvent rapportée. Ce radio-isotope émet les photons ayant des énergies (probabilité) suivantes: 143,76 keV (10.96%), 163,33 keV (5.08%), 185,72 keV (57,2%) and 205,31 keV (5,01%). À cause de leur grande probabilité d'émission par rapport aux autres transitions énergétiques, seuls les photons de la raie 185,7 keV peuvent être utilisés pour la

détermination de l'activité de ^{235}U . Mais cette raie est très proche de la raie 186,2 keV (^{226}Ra), qui résulte du double pic à la position de la raie gamma 186 keV cette raie ne peut alors être fiable. Pour pouvoir déterminer l'activité de ^{235}U , on peut calculer l'activité de ^{238}U à partir de la raie 63,26 keV (^{234}Th), puis la déduire du rapport d'abondance $\left(\frac{^{238}\text{U}}{^{235}\text{U}} = 21.7\right)$ [70]. L'autre méthode consiste à utiliser des raies de faible intensité d'émission, par exemple la raie 143,76 keV (10,50 %) avec la raie 163,33 keV (5,08%) [72].

- **Détermination de L'activité de ^{232}Th et de l'isotope ^{40}K**

Le ^{232}Th est mesuré à l'aide des raies du ^{208}Tl , ^{212}Pb et ^{228}Ac (tableau III.3). Ces radionucléides sont les descendants de Thoron (^{220}Ra) qui a une courte période de désintégration de 56s, ce qui rend l'équilibre séculaire atteint rapidement pour la famille de ^{232}Th .

Le ^{40}K est déterminé en utilisant la raie (10,72%) [36,73].

Series	Element	Énergie (keV)	Intensité d'émission (%)
^{238}U	^{234}Th	63,30	3,73
^{226}Ra	^{214}Bi	609,31	46,10
	^{214}Pb	351,93	37,60
^{232}Th	^{208}Tl	583,19	30,30
	^{212}Pb	238,6	43,56
	^{212}Bi	727,33	6,58
	^{228}Ac	911,20	25,80
^{235}U		143,76	10,50
	^{235}U	185,71	55,29
		163,33	5,08
^{40}K	^{40}K	1460,80	10,72
^{137}Cs	^{137}Cs	661,6	85,1

déterminé en 1460,80 keV

Tableau III-5 : Les principales raies gamma utilisées pour déterminer les activités des radionucléides naturels.

IV. Résultats et discussion

IV.1. Présentation des résultats obtenus

Tous les échantillons de sédiments prélevés du barrage de Beni Haroun et oued Rhumel ont été analysés par spectrométrie gamma selon les procédures de préparation et d'acquisition décrites dans le chapitre précédent. Les résultats que nous avons obtenus et leurs interprétations sont exposés dans ce chapitre.

IV.1.1. Échantillons du barrage de Beni Haroun

Les activités spécifiques des radionucléides naturels sont calculées à partir de leurs descendants, émetteurs de gamma ayant des probabilités d'émission significatives comme nous l'avons montré dans le chapitre III. L'activité minimale détectable (MDA) des radionucléides pour tous les échantillons, est donnée dans le tableau IV.1.

Radionucléides	E(keV)	MDA (Bq/kg)
⁴⁰ K	1461,67	12,61
²¹⁴ Pb	351,81	2
²¹⁴ Bi	609,14	2
²⁰⁸ Tl	510,59	4,33
²¹² Pb	238,60	0,45
²²⁸ Ac	911,07	1,58
²³⁵ U	143,76	0,94
	185,88	0,53
¹³⁷ Cs	661,6	0,25

Tableau IV-1: Valeurs des activités minimales détectables des radionucléides naturels.

Seules les activités supérieures à la limite de détection de la chaîne d'analyse sont prises en considération. Les activités spécifiques des descendants de ²³⁸U de ²³²Th et de ²³⁵U ainsi que l'activité du radionucléide primordiale ⁴⁰K pour les différents échantillons de sédiments du barrage sont donnés dans le tableau IV.2. Les valeurs résumées dans ce tableau permettent de comparer les radionucléides naturels mentionnés ci-dessus.

Comme on peut voir dans ce tableau, les activités du ²³⁴Th, du ²¹⁴Bi et du ²¹⁴Pb varient de 3,77 à 56,10 Bq/kg, de 8,33 à 60,60 Bq/kg et de 8,97 à 71,80 Bq/kg, respectivement pour la famille de ²³⁸U. Pour la famille de ²³²Th, on peut voir que les concentrations du ²⁰⁸Tl, du ²¹²Pb et du ²⁰⁸Ac varient de 8,52 à 46,34 Bq/kg, de 7,88 à 49,20 Bq/kg, et de 7,22 à 47,18 Bq/kg, respectivement. Les valeurs des activités du ²³⁵U varient de 1,77 à 9,89 Bq/kg. Aussi, Les valeurs de l'activité du ⁴⁰K varient entre 62,5 et 324,5 Bq/kg.

Radionucléides	Activité spécifique (Bq/kg)							
	Échantillon	Série de ^{238}U			Série de ^{232}Th			^{235}U
		^{234}Th (Bq/kg)	^{214}Bi (Bq/kg)	^{214}Pb (Bq/kg)	^{208}Tl (Bq/kg)	^{212}Pb (Bq/kg)	^{228}Ac (Bq/kg)	^{235}U (Bq/kg)
SBH-1	15,70 ± 1,85	8,71 ± 0,29	9,74 ± 0,32	18,90 ± 0,59	11,70 ± 0,19	11,90 ± 0,53	3,19 ± 0,17	117,0 ± 2,54
SBH-2	33,50 ± 8,62	20,90 ± 2,99	24,70 ± 3,35	33,60 ± 5,70	3,51 ± 1,12	24,40 ± 4,16	4,15 ± 1,24	288 ± 31,00
SBH-3	31,20 ± 2,28	15,60 ± 0,43	19,00 ± 0,55	42,20 ± 1,08	28,00 ± 0,29	25,7 ± 0,83	4,45 ± 0,87	232,00 ± 3,27
SBH-4	19,00 ± 1,76	12,10 ± 0,37	12,70 ± 0,35	32,60 ± 0,88	13,70 ± 0,19	15,10 ± 0,64	3,63 ± 0,16	149 ± 2,60
SBH-5	26,30 ± 1,98	21,10 ± 0,40	24,00 ± 0,55	40,00 ± 1,06	27,90 ± 0,28	27,40 ± 0,83	5,56 ± 0,23	261,00 ± 3,34
SBH-6	23,3 ± 1,56	15,40 ± 0,39	18,10 ± 0,38	35,6 ± 1,04	22,8 ± 0,25	21,10 ± 0,68	3,35 ± 0,71	248,00 ± 3,27
SBH-7	23,40 ± 2,39	15,90 ± 0,38	18,70 ± 0,48	37,50 ± 1,02	18,80 ± 0,24	18,10 ± 0,71	4,50 ± 0,71	203,00 ± 3,07
SBH-8	18,90 ± 1,81	13,70 ± 3,54	16,10 ± 0,34	34,90 ± 1,02	15,20 ± 0,22	15,10 ± 0,628	3,58 ± 0,80	142,00 ± 2,64
SBH-9	32,30 ± 2,64	60,60 ± 0,74	71,80 ± 0,73	45,60 ± 1,21	12,40 ± 0,24	16,40±0,82	9,89 ± 0,296	155,00 ± 3,33
SBH-10	56,10 ± 2,53	43,60 ± 0,57	50,70 ± 0,68	45,50 ± 1,27	34,80 ± 0,32	32,20±0,87	7,20 ± 0,93	286,00 ± 3,78
SBH-11	12,90±2,45	8,33±1,17	8,97±0,76	8,52±1,10	7,88±0,77	7,22±0,80	0,60 ± 2,45	62,50±7,77
SBH-12	45,74±18,71	16,09±4,47	15,50±1,80	12,48±2,59	10,23±1,35	17,45±3,46	1,78 ± 0,578	78,71±1,88
SBH-13	21,31±4,05	18,55±1,46	21,48±1,47	22,47±1,91	20,37±1,59	19,58±1,34	0,98 ± 4,05	269,9±18,01
SBH-14	75,16 ±38,53	31,22±9,76	36,87±8,67	46,34±13,94	49,20±12,23	47,18±14,03	6,12 ± 2,17	324,5±10,75
SBH-15	3,77±3,34	17,14±2,49	15,53±2,36	17,14±3,20	17,20± 1,76	20,41±2,89	1,83 ± 0,51	203,32±15,96
SBH-16	6,38±3,15	15,52±2,15	16,43±1,76	13,33±1,95	10,80±1,40	13,43±2,29	1,77 ± 0,51	139,06±19,74
SBH-17	10,47± 3,68	22,66±2,78	24,84± 2,67	19,17±2,97	16,26±1,62	21,40±2,55	2,97 ± 0,63	180,51±21,49

Tableau IV-2: Les activités spécifiques des séries ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th ainsi que le radionucléide primordial ^{40}K dans les sédiments du barrage Beni Haroun.

Les résultats obtenus montrent que les concentrations des radionucléides varient d'un endroit à l'autre, en raison de la grande variation de la composition géologique des sédiments.

Les activités des radionucléides rapportées dans le tableau IV.2 de chaque série ont été utilisées pour déterminer les valeurs moyennes des activités du ^{226}Ra (^{238}U) et du ^{232}Th montrées dans la figure IV.1. Les activités de ^{40}K sont également illustrées dans cette figure.

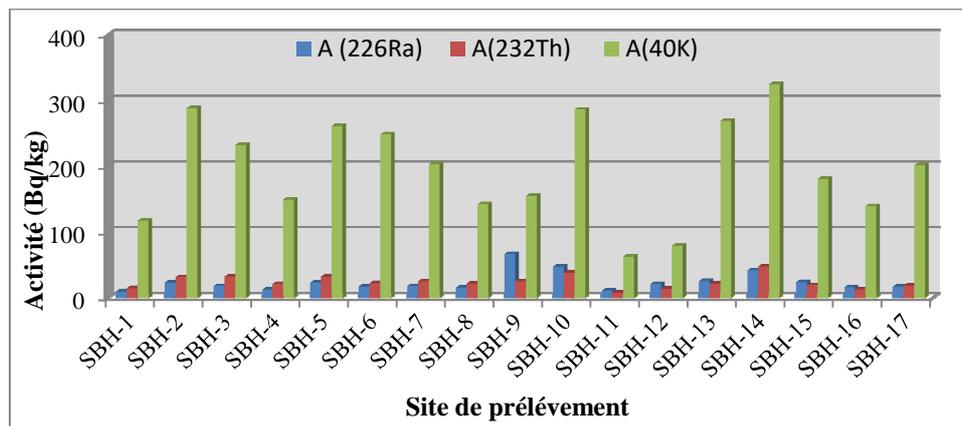


Figure IV-1: Distribution des activités ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans le barrage de Beni Haroun.

A partir des résultats montrés dans cette figure, il apparaît que les concentrations du ^{232}Th dans tous les échantillons sont plus grandes que les concentrations du ^{226}Ra sauf pour les échantillons SBH (9-13) et SBH (15-16). On peut expliquer que cette différence est due au comportement différent de ces radionucléides dans les sédiments. Alors que, le ^{226}Ra (^{238}U) se dissout dans l'eau, ^{232}Th est un élément particulièrement insoluble et il se trouve généralement associé à la matière solide.

Les activités du ^{40}K sont supérieures à celles de ^{226}Ra (^{238}U) et du ^{232}Th dans les sites d'échantillonnages. Ce qui s'explique par la présence d'argile; qui contient une concentration relativement élevée de potassium.

La figure (IV.2 a) montre que toutes les valeurs des activités du ^{226}Ra sont en dessous de l'activité admissible 35 Bq/kg sauf pour les échantillons SBH-9, SBH-10 et SBH-14 qui ont des valeurs de concentration plus grandes que la limite. Cette augmentation reflète une certaine influence des activités agricoles intensives dans cette région. De plus, la pollution industrielle et urbaine peut aussi affecter sur le niveau de radionucléides, où la plus grande partie des eaux usées est rejetée dans les rivières. Cela peut contribuer de manière significative à augmenter les niveaux de radionucléides dans les sédiments de surface.

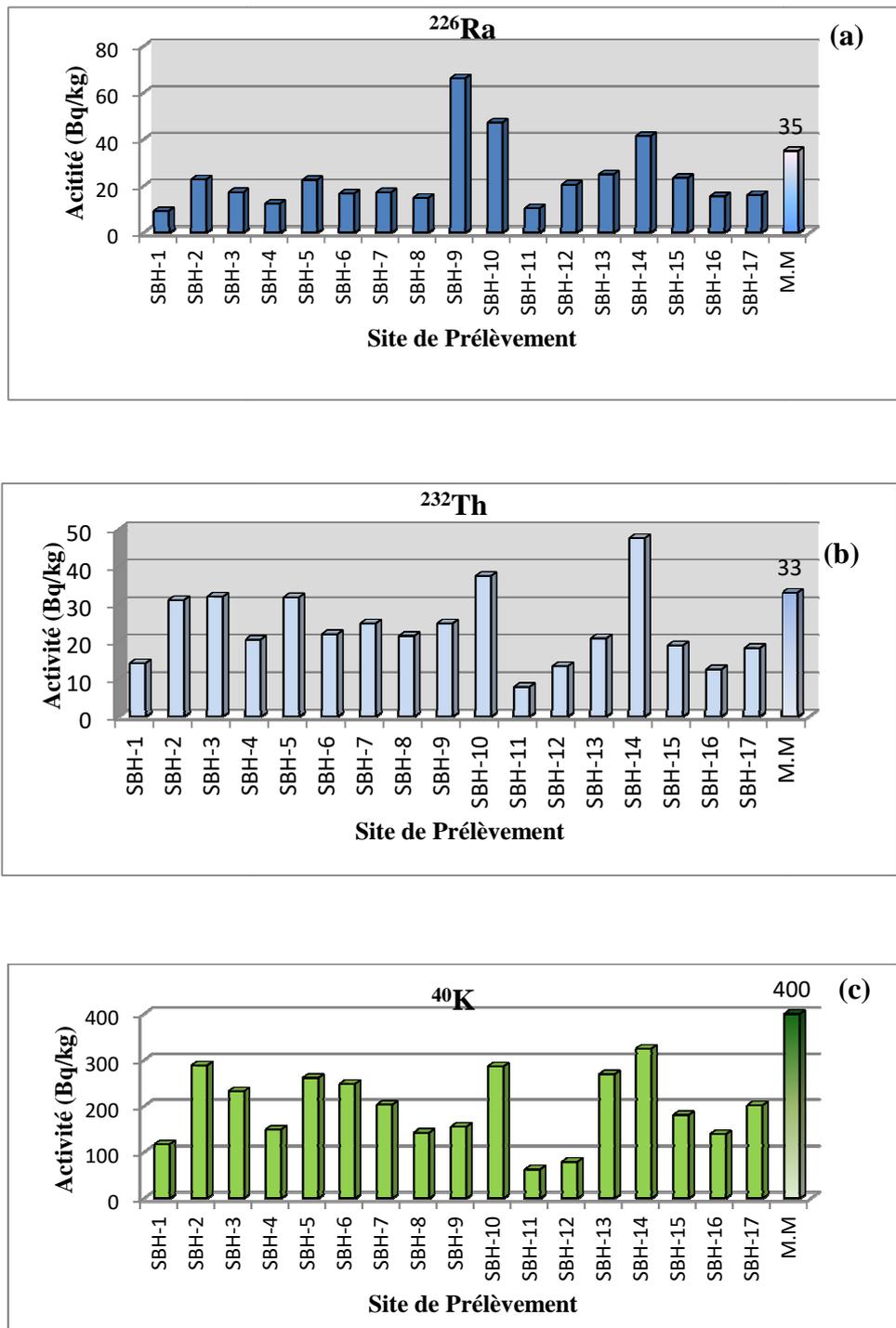


Figure IV-2: Les activités spécifiques du ^{226}Ra (a), ^{232}Th (b) et ^{40}K (c) dans les échantillons du barrage Beni Haroun (SBH : Sédiment de Beni Haroun).

D'après la figure (VI.2b), on peut remarquer que les activités des échantillons SBH-10 et SBH-14 du ^{232}Th sont légèrement supérieures à la valeur 33 Bq/kg publiée par UNSCEAR (2000). Les activités de ^{40}K représentées sur la Figure (VI.2c) sont inférieures à la valeur moyenne mondiale 400 Bq/kg.

IV.1.2. Échantillons de l'oued Rhumel.

Pour évaluer le niveau de radioactivité naturelle de l'oued Rhumel, des échantillons de sédiments ont été recueillis à partir de cinq endroits le long de cette rivière (figure III.5). Les mesures ont été effectuées au Laboratoire de Basses Activités (LBA/LPSC-Grenoble).

Les activités spécifiques des principaux descendants radioactifs de ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th et l'isotope ^{40}K sont montrées dans le tableau VI.3.

Les valeurs des activités de ^{214}Bi , ^{214}Pb varient de 11,39 à 32,24 Bq/kg et de 15,38 à 36,25 Bq/kg, respectivement pour la famille de ^{238}U . Pour la famille de ^{232}Th , on peut remarquer que le ^{218}Tl est apparu dans les échantillons SRB-1 et SBR-3, le ^{212}Pb et ^{228}Ac prennent leurs valeurs de 14,39 à 25,34 Bq/kg et 19,25 à 32,16 Bq/kg, respectivement. Les activités de ^{40}K dans les échantillons étudiés varient de 81,70 à 259,2 Bq/kg. D'après ces résultats, on peut voir que les activités de radionucléides sont généralement très faibles. Mais elles varient aussi d'un site à l'autre à cause de la variation de la composition géologique de chaque site.

Série	Radionuclides	Concentration d'activité (Bq/kg)				
		SRBM	SRBH	SRBB	SRBD	SRBQ
^{238}U	^{234}Th	-	-	-	-	34,50± 1,24
	^{214}Bi	25,58±41.12	12,93±2,74	11,39±2,29	16,27±2,66	32,24 ± 4,03
	^{214}Pb	27,62±3.72	13,73±2,51	16,12±2,6	21,5±3,09	36,25±4,65
^{232}Th	^{208}Tl	21,95±3.95	-	15,26±3,03	-	-
	^{212}Pb	23,71±3.64	14,39±2,50	15,90±2,54	18,43±2,85	25,34±3,73
	^{228}Ac	31,47±4.07	26,61±4,43	21,20±3,06	19,25±3,34	32,16±4,47
^{235}U	-	-	-	-	-	1,59±0,57
^{40}K	-	255,8±	81,70±33,59	96,31±27,80	129,5±28,77	259,2±38,83

Tableau IV-3: Les activités spécifiques des séries de ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th et leurs descendants ainsi que le radionucléide primordial ^{40}K dans les sédiments de l'oued Rhumel.

Les activités des radionucléides montrées dans le tableau IV.3 de chaque série ont été utilisées pour déterminer les valeurs moyennes des activités du ^{226}Ra (^{238}U) et du ^{232}Th . La figure IV.3 montre que ^{40}K est le plus grand contributeur à l'activité totale pour tous les échantillons de l'Oued Rhumel.

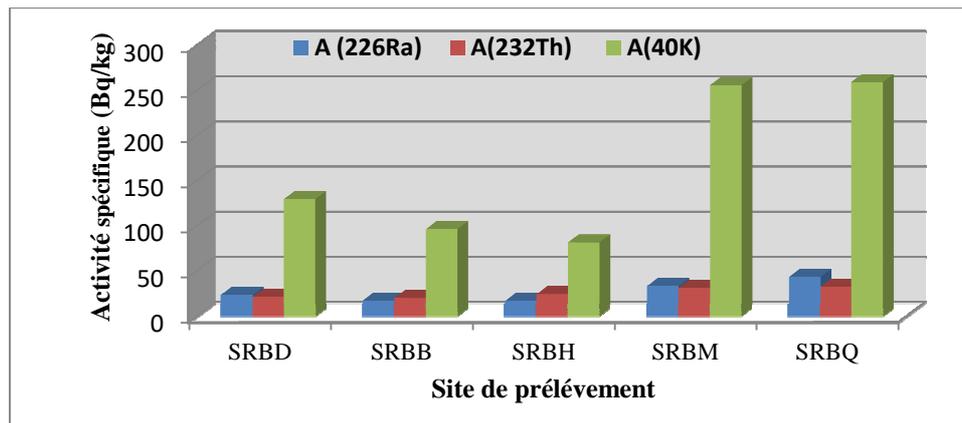


Figure IV-3: Distribution des ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K dans l'Oued Rhumel.

Figure (IV.4a) représente les activités du ^{226}Ra présents dans les échantillons des sédiments des cinq sites d'étude. Cette représentation montre que les concentrations du ^{226}Ra varient d'un site à l'autre, mais l'activité la plus grande a été trouvée au site SRBQ. Cette région située à côté des champs agricoles, où l'utilisation abusive de fertilisants agricole riches en uranium conduit à l'augmentation de radium dans les sédiments superficiels.

Pour les concentrations du ^{232}Th dans ces échantillons, on peut constater que leurs valeurs sont légèrement élevées dans les deux sites SRBM, SRBQ, mais elles restent en-dessous de 33Bq/kg [1], comme montré dans la figure (IV.4b). De même, les valeurs des activités du ^{40}K (figure IV.4c) dans tous les échantillons étudiées sont inférieures au niveau de l'activité admissible qui est 400 Bq/kg [1].

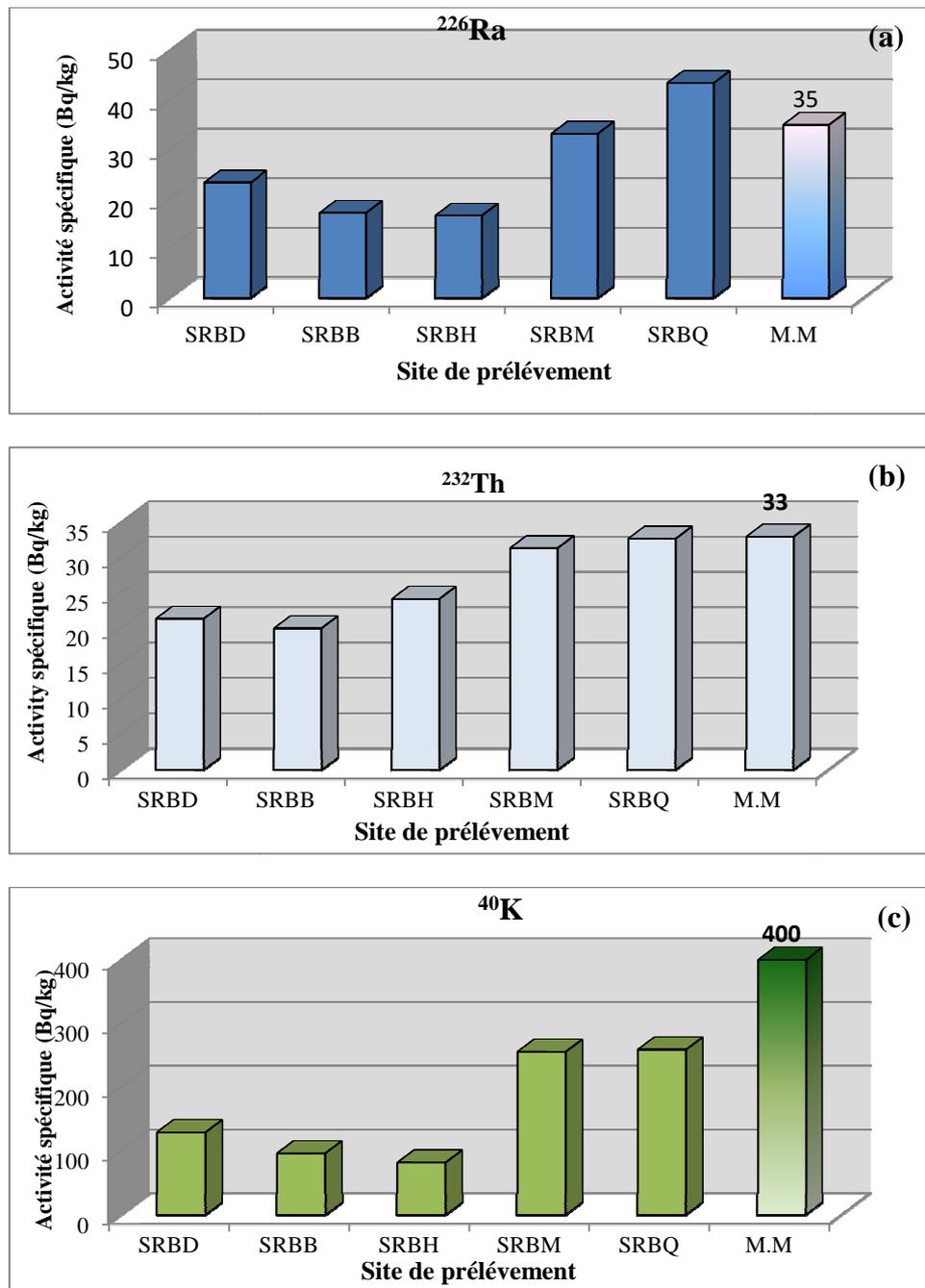


Figure IV-4: Les activités spécifiques du ^{226}Ra (a), ^{232}Th (b) et ^{40}K (c) dans les échantillons de l'oued Rhumel.

IV.1.3. Les activités de ^{137}Cs dans les échantillons étudiés.

Le radionucléide anthropogénique ^{137}Cs a été observé dans trois endroits SBH-5, SBH-7 et SBH-17 du barrage, où l'échantillon SBH-17 a la plus grande valeur. Ce site est l'estuaire de l'oued Rhumel dans le barrage. Tandis que, ce radionucléide n'a pas été trouvé dans l'ensemble des échantillons de l'oued Rhumel.

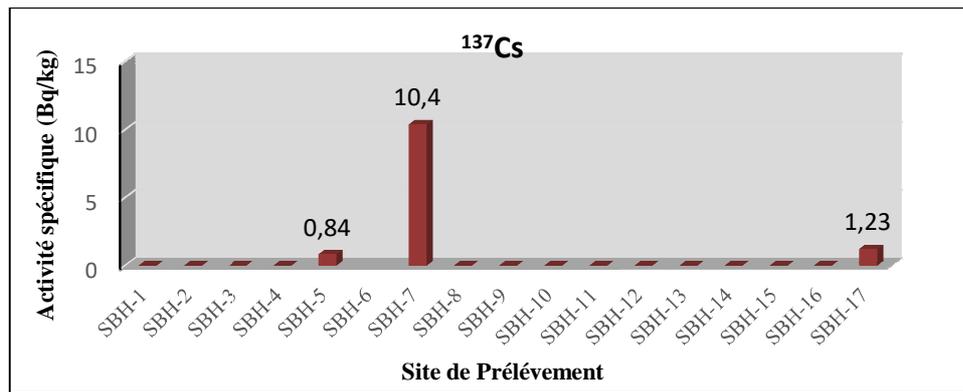


Figure IV-5 : Les activités spécifiques du ^{137}Cs dans les échantillons du barrage Beni Haroun.

IV.1.4. Les activités des uraniums 238 et 235 dans les échantillons étudiés.

L'uranium naturel est considéré comme l'un des éléments radioactifs les plus importants dans l'environnement car il représente la principale source de rayonnement à laquelle toutes les formes de vie sont exposées. Pour cette raison, une comparaison entre les activités de ^{238}U et les activités de ^{235}U présents dans les échantillons étudiés a été faite. D'après les résultats montrés dans la figure IV.5, on peut observer que l'activité de ^{238}U est plus grande que celle l'activité de ^{235}U dans tous les échantillons étudiés du barrage.

Par contre, dans les échantillons d'Oued Rhumel, seul l'échantillon SRBQ présente une activité de $34,50 \pm 1,24$ Bq/kg pour l' ^{238}U et $1,59 \pm 0,57$ Bq/kg pour ^{235}U (tableau IV.3). Les autres échantillons ont une faible concentration de uranium é 238 et 235, c'est à dire l'activité de ces deux éléments est inférieure à la limite de détection. Ceci s'explique par le comportement géochimique d'uranium.

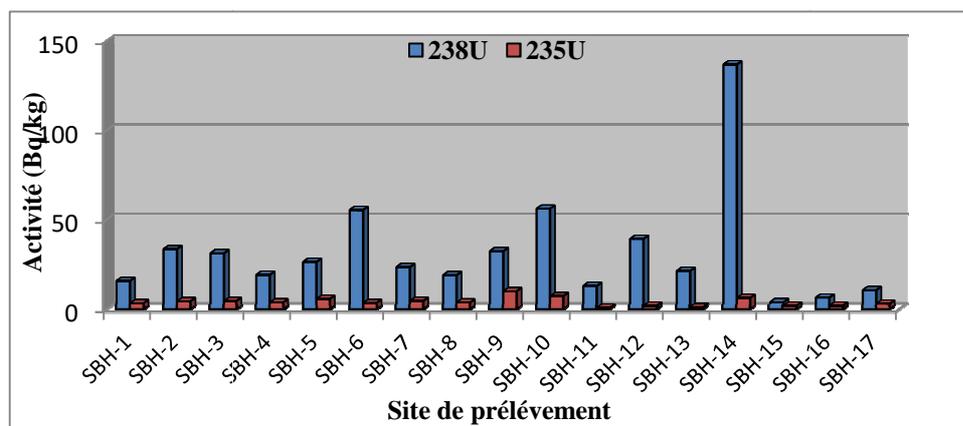


Figure IV-6: Comparaison entre les activités des ^{238}U et ^{235}U des échantillons du Barrage.

IV.2. Évaluation des effets radiologiques

L'étude de la distribution des radionucléides naturels permet de comprendre les implications radiologiques de ces éléments sur l'exposition du corps humain aux rayonnements gamma et l'irradiation des tissus pulmonaires par inhalation de radon et de ses descendants. Pour estimer l'impact radiologique des rayonnements provenant de sédiments étudiés, plusieurs paramètres ont été calculés dans ce travail.

IV.2.1. Radium équivalent (Ra_{eq})

Le radium équivalent est un facteur qui est utilisé généralement pour évaluer les dangers associés aux matériaux contenant ^{232}Th , ^{226}Ra et ^{40}K . Pour cette raison, ces dernières années plusieurs travaux ont été consacrés à la mesure du radium équivalent [77, 80, 82, 83]. En utilisant la formule (I.12) mentionnée dans le chapitre I, nous avons trouvé les activités de radium équivalent rapportées dans la figure IV.6. D'après cette figure, on peut remarquer que tous les échantillons de barrage possèdent des valeurs acceptables de Ra_{eq} qui sont comprises entre 26,47 et 134,43 Bq/kg, et qui restent toujours en dessous de la valeur limite 370 Bq/kg.

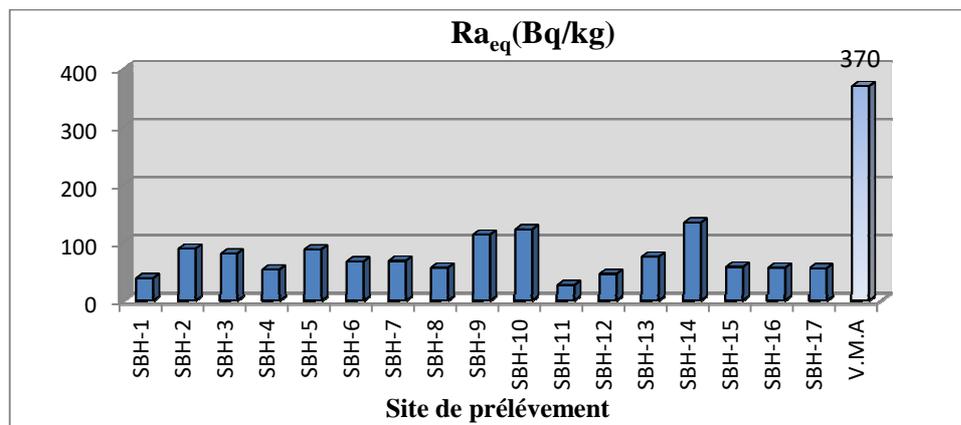


Figure IV-7: Les activités de Ra_{eq} dans les échantillons du barrage Beni Haroun.

Les valeurs de Ra_{eq} pour les échantillons de l'oued Rhumel sont estimées et illustrées dans la figure IV.7. D'après ces résultats, on peut remarquer que tous les échantillons possèdent des valeurs acceptables comprises entre 53,35 et 109,55 Bq/kg.

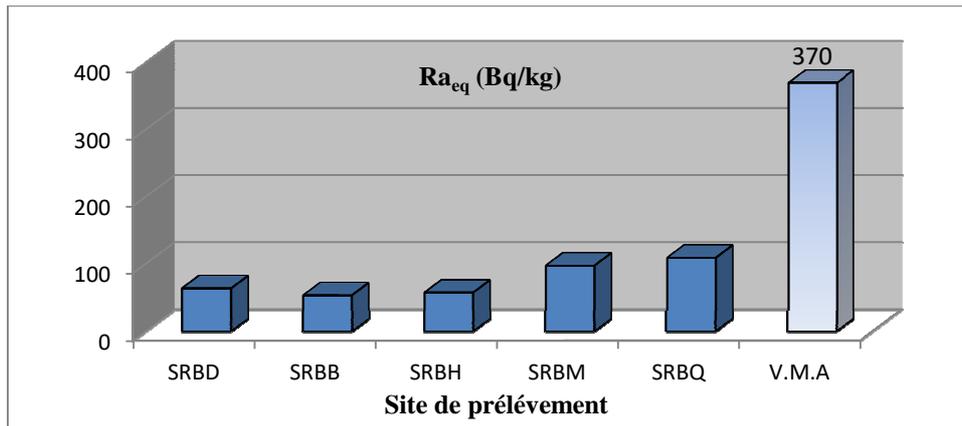


Figure IV-8: Les activités de Ra_{eq} dans les échantillons de l’oued Rhumel.

IV.2.2. Indices de risque externe et interne

Pour limiter la dose de rayonnement due aux échantillons de sédiments, qui contiennent ²²⁶Ra, ²³²Th et ⁴⁰K, à une valeur 1 mSv.an⁻¹, les indices de risque externe et interne sont calculés.

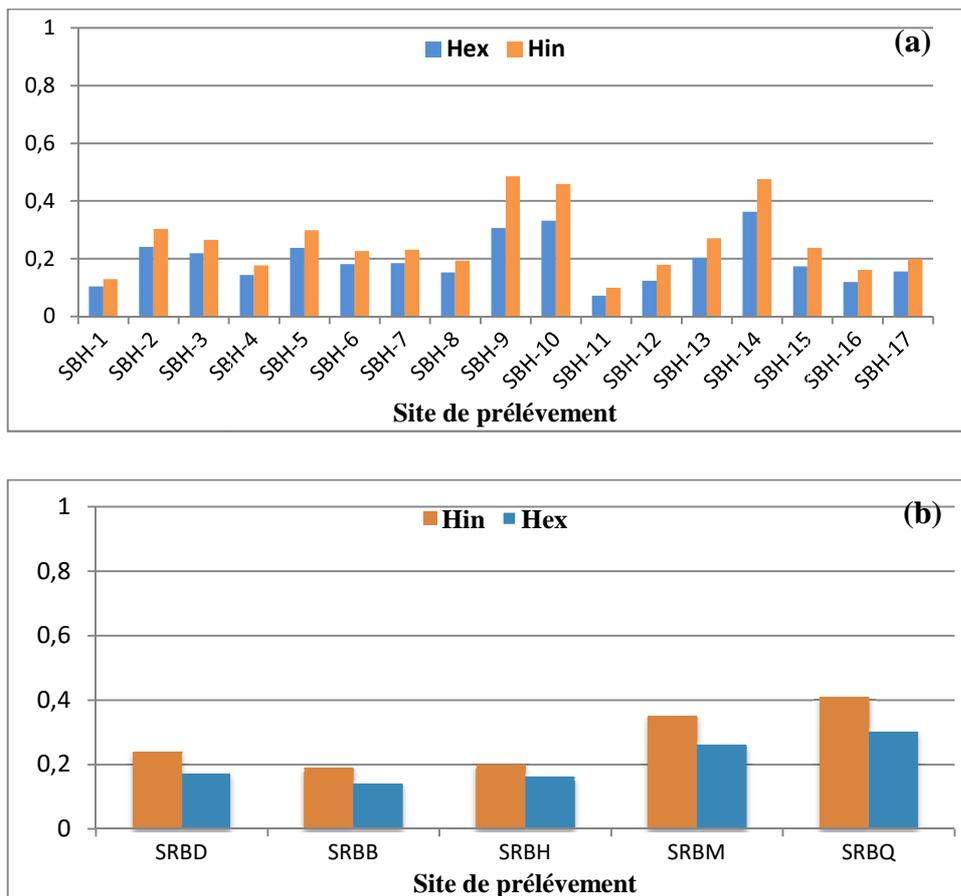


Figure IV-9 : Les indices de risque externe et interne pour les échantillons du barrage Beni Haroun et de l’oued Rhumel.

En se basant sur les formules (I.9) et (I.10) mentionnées dans le chapitre I. Les résultats obtenus montrés dans les figures IV.8 (a) et (b) sont inférieurs à l'unité.

IV.2.3. Indice représentatif de niveau I_γ

C'est un autre indice de contrôle de l'excès de dose dès que sa valeur dépasse 1. Cet indice est calculé par l'équation (I.11). Les valeurs estimées de ce facteur pour chaque échantillon sont montrées dans les figures IV.9(a) et (b) soulignant que tous les échantillons étudiés donnent des valeurs de I_γ inférieures à l'unité.

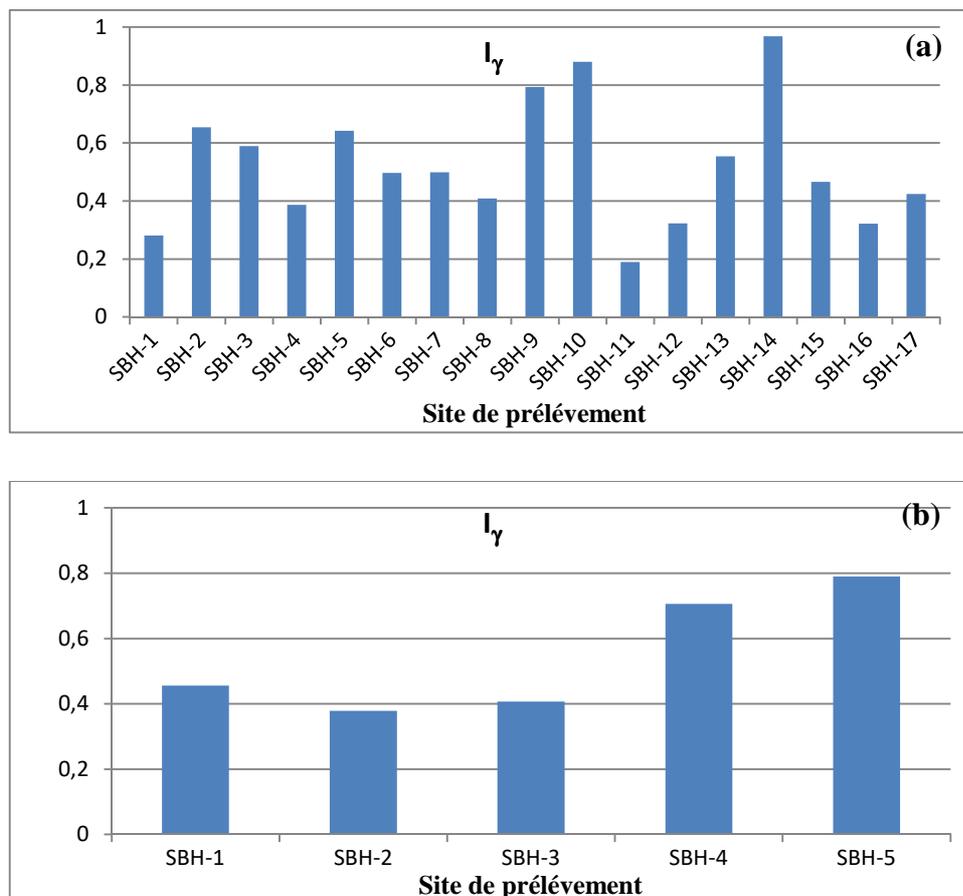


Figure IV-10 : Les indices représentatifs de niveau I_γ des échantillons du barrage Beni Haroun (a) et de l'oued Rhumel (b).

IV.3. Estimation de la dose

IV.3.1. Débit de dose absorbée

Le débit de dose absorbée dans l'air extérieur à un mètre au-dessus du sol dû aux radionucléides ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons étudiés a été évalué à partir de la formule (I.6) proposée par l'UNSCEAR (2000).

Les débits de dose absorbée sont calculés pour tous les échantillons du barrage Beni Haroun et de l'oued Rhumel et représentés dans les figures IV.10(a) et (b), respectivement. D'après les résultats obtenus, on peut voir que tous les échantillons étudiés sont dans la norme sauf pour l'échantillon de barrage SBH-14, dont la valeur est supérieure à 59 nGy/h. Cet échantillon contient une quantité significative de ^{232}Th (47,57 Bq/kg), ce qui reflète la valeur élevée du débit de dose absorbée.

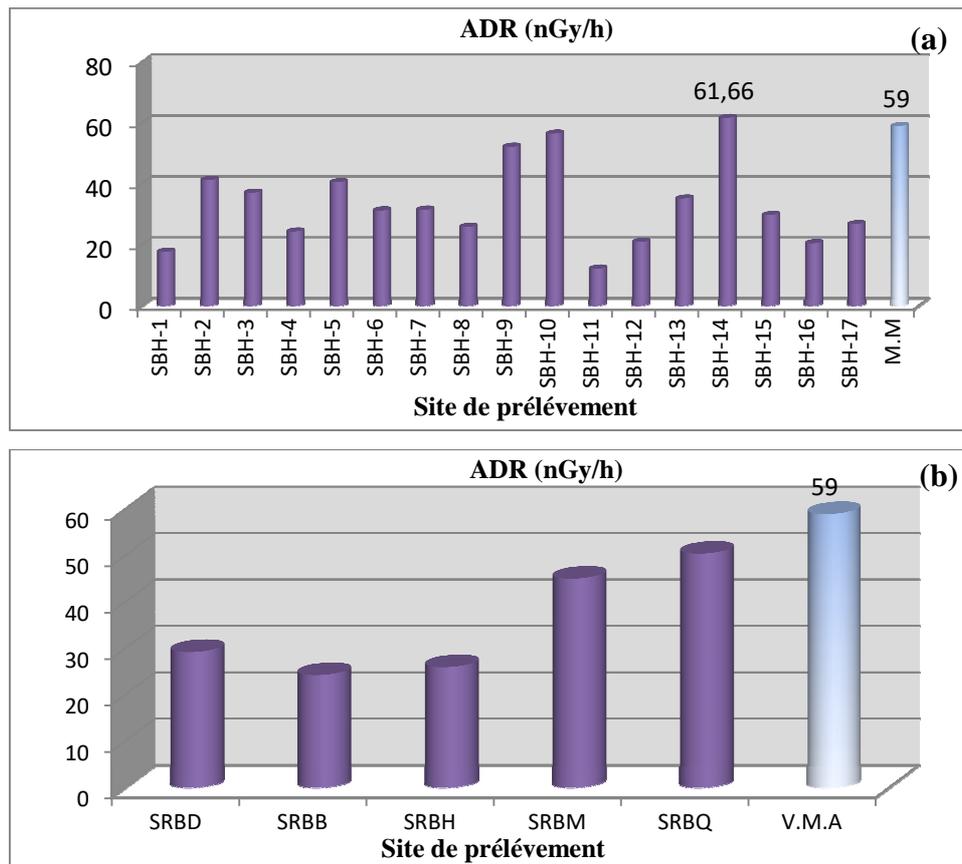


Figure IV-11 : Le débit de dose des échantillons du barrage Beni Haroun (a) et de l'oued Rhumel (b).

IV.3.2. Dose efficace annuelle

Rappelons que la dose efficace annuelle est un indicateur des effets stochastiques des radiations. Cette dose biologique est très utilisée en radioprotection, car elle sert à évaluer l'exposition d'une personne individuelle aux rayonnements. Ce facteur a été évalué en utilisant l'expression (I.7) proposée par UNSCEAR (2000).

Les figures IV.11(a) et (b) montrent que les valeurs de la dose effective annuelle pour tous les échantillons étudiés sont inférieures à la valeur moyenne mondiale 70 $\mu\text{Sv/yr}$. Cependant, on peut remarquer qu'il y a une légère augmentation pour l'échantillon SBH-14.

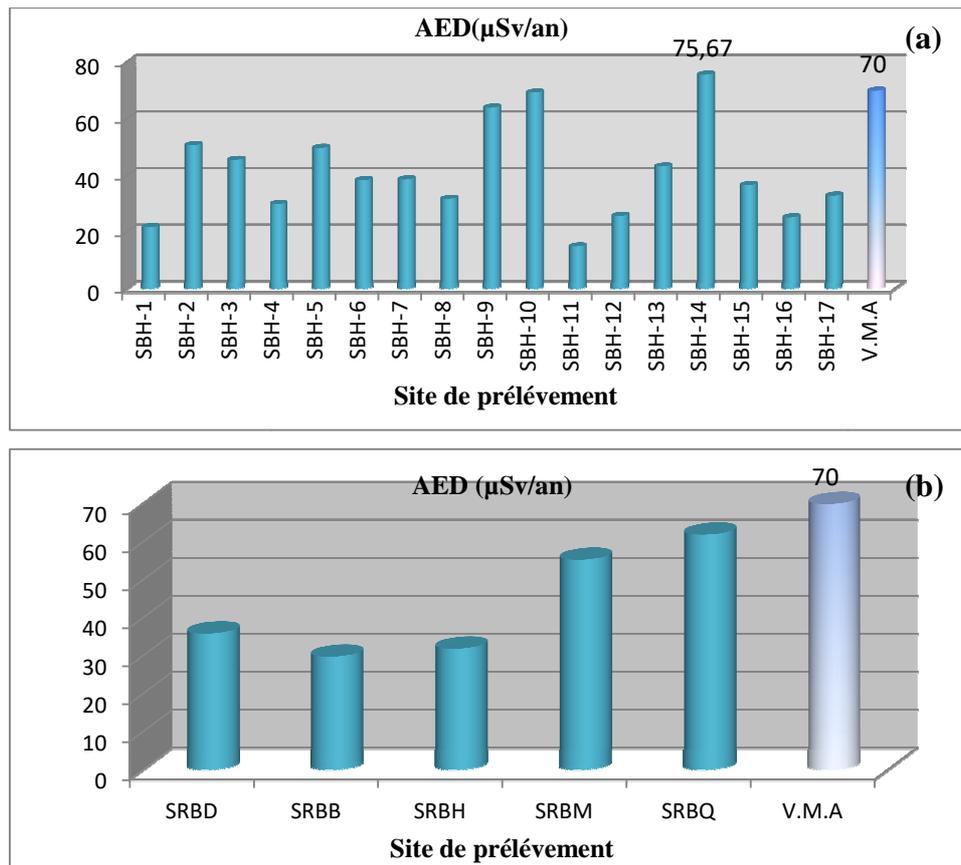


Figure IV-12 : Les doses efficaces annuelles du barrage Beni Haroun (a) et de l'oued Rhumel (b).

IV.3.3. Équivalent de dose Annuelle des Gonades (AGDE)

Les valeurs des doses sont estimées pour chaque échantillon en utilisant la formule (I.8) et représentées dans la figure IV.12(a) pour les échantillons de barrage et dans la figure IV.12(b) pour les sédiments d'oued Rhumel. D'après les résultats obtenus, on peut confirmer que tous les échantillons étudiés sont dans les normes, parce que toutes les valeurs des doses sont comprises entre 84,74 et 428,7 $\mu\text{Sv}/\text{an}$, et sont inférieures à la limite 1 mSv/an . Cette limite est recommandée par la commission internationale de radioprotection (CIPR), pour le grand public. Cela signifie que les échantillons étudiés n'ont pas d'effets dangereux issus de ces rayonnements ionisants.

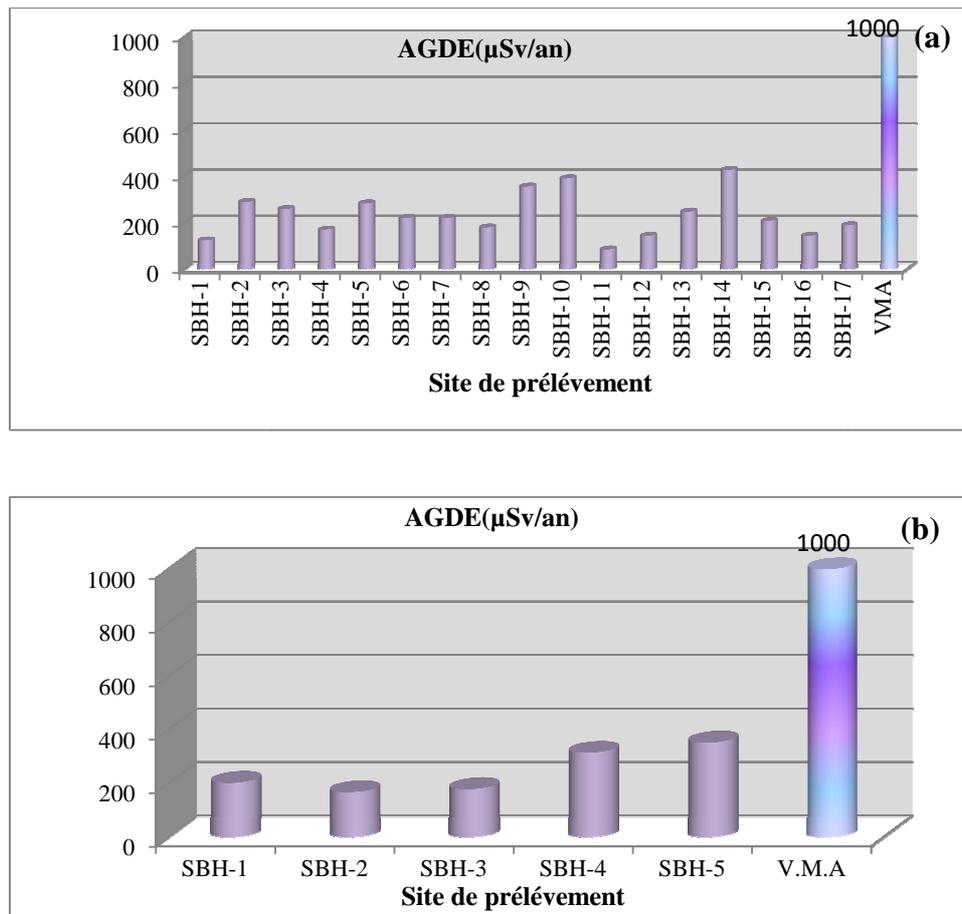


Figure IV-13 : Équivalent de dose Annuelle des Gonades pour les échantillons: (a) barrage, (b) oued Rhumel.

IV.4. Comparaison des résultats obtenus avec les données d'autre pays.

IV.4.1. Les activités spécifiques

Les valeurs moyennes des concentrations des radionucléides naturels présents dans les échantillons étudiés ont été comparées avec celles des études similaires d'autres pays. Les résultats sont résumés dans le tableau IV.4. A partir de tableau on peut voir, que les échantillons étudiés présentent des activités de ^{40}K inférieures à celles aux autres pays mentionnés, mais elle est plus grande que l'activité de la Libye et plus proche du celle de Ghana. La valeur d'activité de ^{226}Ra est plus grande que celle de Turquie, Égypte, Libye, Ghana, et elle est en-dessous des activités d'Italie, Thaïlande et Nigéria. Pour le ^{232}Th , on peut constater que les échantillons étudiés ont une activité supérieure à l'Égypte, Libye et en-dessous des autres pays cités dans le tableau.

Cette variation de concentration de radioactivité dans les sédiments dans divers endroits du monde dépend des conditions géologiques et géographiques des zones d'étude et de l'étendue de l'utilisation des engrais dans les terres agricoles [77].

Locations	^{226}Ra (Bq/kg)	^{232}Th (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)	Références
Barrage Beni Haroun (Algérie)	23,48±3,85	23,48±14,48	196,28± 31,00	<i>Présent travail</i>
Oued Rhumel (Algérie)	26,64±1,33	25,95±1,46	164,50±11,30	<i>Présent travail</i>
Italie (Lombardia)	72,00±31,00	48,00±8,90	617,00±150,00	[76]
Thaïlande (Chao Phraya)	60,20 ± 0,50	64,97± 0,50	431,87 ± 5,90	[77]
Turquie (Anatolia)	18,90±1,20	27,20±1,70	524,0±24,30	[27]
Iraq (Nineveh)	33,55±5,61	21,52±5,37	326,74±70,26	[78]
Égypte (Abo Zaabal)	12,24 ± 0,05	8,46 ± 1,08	136.3 ±9,54	[33]
Libye (Tripoli)	7,50±2,50	4,50±1,30	28,50±6,70	[79]
Soudan (Kordofan)	22,83±4,03	25,11±4,96	284,31±80,45	[80]
Ghana (rivière Pra)	16,02 ± 9,99	20,31±16,39	195,01±116,49	[81]
Nigéria (Rivière Imo)	180,59±15,04	187,12±54,82	329,00±19,00	[82]

Tableau IV-4: Comparaison de la concentration des radionucléides naturels dans les sédiments étudiés avec celles des autres pays.

IV.4.2. Les doses

Les valeurs moyennes de doses (ADR, AED, AGDE) obtenues pour les échantillons étudiés sont comparées à celles des échantillons de sédiments provenant d'autres pays. Le tableau IV.5 montre que les valeurs de dose varient d'un pays à un autre. Ces valeurs ne correspondent qu'à une zone de prélèvement limitée dans chaque pays. D'après le tableau, les valeurs moyennes de débit de dose (ADR) des échantillons étudiés sont supérieures à celles de l'Égypte, Libye, Soudan et Ghana. Cependant, elles sont légèrement inférieures aux valeurs publiées par la Turquie et l'Iraq et très inférieures aux autres pays mentionnés dans le tableau.

Pour les valeurs des doses efficaces annuelles, on peut faire des observations similaires au débit de dose à l'exception de l'Égypte dont la valeur est plus grande aux valeurs calculées dans ce travail. Les valeurs de l'équivalent de dose Annuelle des Gonades sont comparées

avec celles publiées par l'Égypte et le Nigeria, où on peut constater que les valeurs moyennes de la présente étude sont supérieures à la valeur de l'Égypte et très inférieures à celles mentionnées par le Nigeria.

Locations	ADR (nGy/h)	AED (μ Sv/y)	AGDE (μ Sv/y)	References
<i>Barrage Beni Haroun(Algérie)</i>	33,28	40,85	232,35	<i>Présent travail</i>
<i>Oued Rhumel (Algérie)</i>	35,01	42,96	242,79	<i>Présent travail</i>
Italie (Lombardia)	81,58	100,58	-	[76]
Thaïlande (Chao Phraya)	85,3	104,6	-	[77]
Turquie (Anatolia)	47,00	57,70		[27]
Iraq (Nineveh)	48,91	59,99	-	[78]
Égypte (Abo Zaabal)	14,2	174	116,0	[33]
Libye (Tripoli)	4,40	5,40	-	[79]
Soudan (Kordofan)	25,60	31,20	-	[80]
Ghana (rivière Pra)	27,39	31,00	-	[81]
Cameroon (Fongo-Tongo)	188,20	230,00	-	[85]
Nigéria (Rivière Imo)	133,58	139,29	796,31	[82]

Tableau IV-5: Comparaison de la dose dans les échantillons de sédiments étudiés avec ceux d'autres pays.

IV.5. Analyse statistique

Les études statistiques sont utilisées pour décrire les caractéristiques statistiques des concentrations des radionucléides analysés dans les échantillons étudiés.

On rappelle que quand l'écart type d'une distribution est plus grand que sa moyenne, cela indique que le degré d'uniformité est faible et vice versa. En outre, le coefficient d'asymétrie permet de caractériser le degré de symétrie d'une distribution. Si la répartition de l'échantillon ou de la distribution est symétrique autour de la moyenne, le coefficient d'asymétrie est nulle (distribution normale). Lorsqu'il est positif, la distribution a une asymétrie gauche, on dit que la distribution est biaisée à gauche. Si sa valeur est négative la distribution a une asymétrie à droite, elle est alors biaisée à droite. Ce coefficient est généralement compris entre -1 et 1.

Le coefficient d'aplatissement caractérise le degré d'aplatissement d'une distribution par rapport à l'aplatissement de la distribution normale. Si la valeur de ce coefficient est nulle, la répartition est dite 'mésokurtique' ou encore de type gaussien ou normal. Lorsqu'il est positif, la répartition est 'lepto-kurtique' ou sur-gaussienne c'est-à-dire moins aplatie qu'une courbe normale. Si la valeur du coefficient est négative, la répartition est alors "platy-kurtique" ou sous-gaussienne c'est-à-dire plus aplatie que la courbe normale.

IV.5.1. Étude de corrélation entre les radionucléides naturels

Des études de corrélation ont été faites entre chaque paire de radionucléides afin d'examiner l'existence de corrélation entre les radionucléides d'un endroit particulier [86]. Les figures VI.13(a), (b) et (c) montrent une faible corrélation entre les paires (^{226}Ra , ^{232}Th) et (^{226}Ra , ^{40}K) dans les échantillons des sédiments étudiés où les coefficients de corrélation sont 0,30 et 0,13, respectivement. Ce qui indique qu'ils peuvent avoir la même origine mais que leurs comportements dans l'environnement du barrage sont différents.

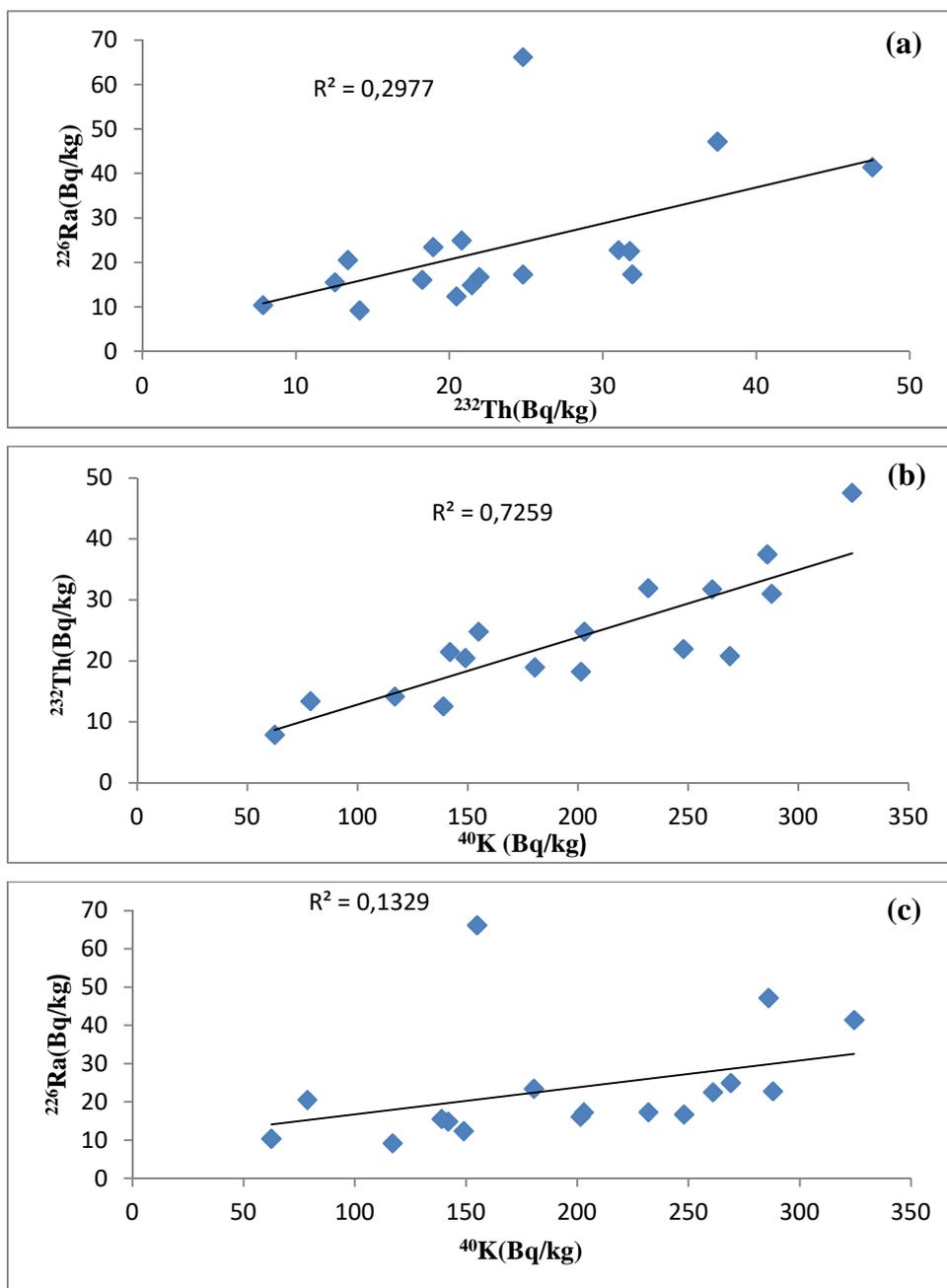


Figure IV-14: Corrélation entre les concentrations de (^{226}Ra , ^{232}Th), (^{232}Th , ^{40}K) et (^{226}Ra , ^{40}K) pour les échantillons du barrage de Beni Haroun.

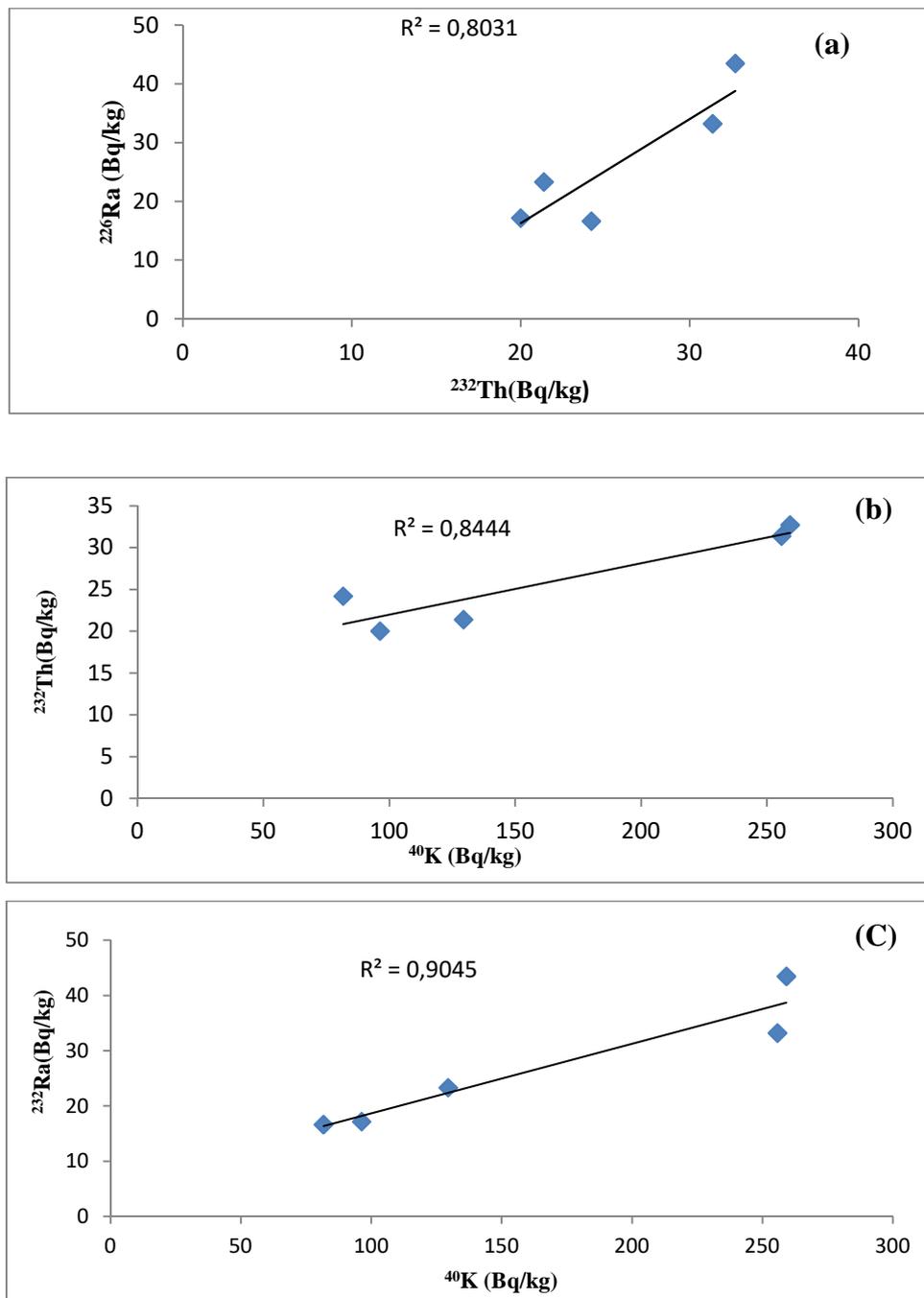


Figure IV-15: Corrélation entre les concentrations de (^{226}Ra , ^{232}Th), (^{232}Th , ^{40}K) et (^{226}Ra , ^{40}K) pour les échantillons de l'oued Rhumel.

Cependant, il existe une bonne corrélation entre (^{232}Th , ^{40}K) avec une valeur de 0,72. Cette forte corrélation indique que le résultat individuel d'un radionucléide donné est un bon prédicateur pour la concentration de l'autre composant de la paire [74, 83,84].

Les figures VI.14(a), (b) et (c) montrent clairement une forte corrélation entre (^{226}Ra , ^{232}Th), (^{232}Th , ^{40}K) et (^{226}Ra , ^{40}K) avec $R^2 = 0,80$, $0,84$ et $0,90$ dans les échantillons d'oued

Rhumel, suggérant que leur origine et leurs comportements sont identiques dans les échantillons de l'oued.

IV.5.2. Corrélations de Pearson

La relation d'association linéaire des radionucléides présents dans le barrage Beni Haroun et les paramètres radiologiques associés, a été établie par le coefficient de Pearson et résumée dans le tableau VI.6.

	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	Ra _{eq}	H _{ex}	H _{in}	I _γ	ADR	AED	AGDE
²²⁶ Ra	1,000									
²³² Th	0,546	1,000								
⁴⁰ K	0,365	0,852	1,000							
Ra _{eq}	0,827	0,915	0,784	1,000						
H _{ex}	0,827	0,915	0,784	1,000	1,000					
H _{in}	0,920	0,825	0,671	0,981	0,981	1,000				
I _γ	0,806	0,925	0,807	0,999	0,999	0,973	1,000			
ADR	0,826	0,913	0,789	1,000	1,000	0,981	0,999	1,000		
AED	0,826	0,913	0,789	1,000	1,000	0,981	0,999	1,000	1,000	
AGDE	0,814	0,918	0,804	0,999	0,999	0,976	1,000	1,000	1,000	1,000

Tableau IV-6: Corrélation de Pearson entre les radionucléides présents dans les échantillons de Barrage et les paramètres radiologiques associés.

Les trois radionucléides ont un coefficient de corrélation positif $\rho > 0,70$ avec les paramètres radiologiques, c'est-à-dire qu'il existe une forte corrélation entre les radionucléides et les paramètres radiologiques. A partir du tableau VI.7, un coefficient de corrélation positif et élevé $\rho > 0,90$ est observé entre ²²⁶Ra, ²³²Th et ⁴⁰K avec tous les paramètres radiologiques associés. Cela implique une très forte relation entre les radionucléides dans les sédiments et les paramètres radiologiques.

	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	Ra _{eq}	H _{ex}	H _{in}	I _γ	ADR	AED	AGDE
²²⁶ Ra	1,000									
²³² Th	0,896	1,000								
⁴⁰ K	0,951	0,919	1,000							
Ra _{eq}	0,981	0,960	0,979	1,000						
H _{ex}	0,981	0,960	0,979	1,000	1,000					
H _{in}	0,991	0,944	0,974	0,998	0,998	1,000				
I _γ	0,979	0,959	0,982	1,000	1,000	0,998	1,000			
ADR	0,981	0,957	0,981	1,000	1,000	0,998	1,000	1,000		
AED	0,981	0,957	0,981	1,000	1,000	0,998	1,000	1,000	1,000	
AGDE	0,981	0,957	0,982	1,000	1,000	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000

Tableau IV-7: Corrélation de Pearson entre les radionucléides présents dans les échantillons d'Oued Rhumel et les paramètres radiologiques associés.

Ce résultat de corrélation montre que tous les trois radionucléides contribuent de manière significative à l'émission de rayons gamma aux points d'échantillonnage (dans le barrage et oued Rhumel).

IV.5.3.Statistiques descriptives

Les résultats du comportement statistique des radionucléides mesurés, et les paramètres radiologiques des échantillons étudiés sont présentés dans les tableaux IV.8 et IV.9. A partir de tableau IV.8, on peut remarquer que les valeurs du coefficient d'aplatissement pour les échantillons de barrage sont négatives pour l'activité du ^{40}K ainsi que pour tous les paramètres radiologiques à part l'indice du risque interne. Ces résultats montrent que leurs courbes sont moins pointues que la courbe normale. Tandis que les valeurs positives de ce coefficient pour le ^{226}Ra , ^{232}Th et l'indice de risque interne (H_{in}), indiquent que les courbes sont plus pointues que la courbe normale. Dans le tableau IV.9, les valeurs de coefficient d'aplatissement sont négatives pour tous les paramètres radiologiques et les valeurs d'activités. Donc, leurs courbes sont moins pointues que la courbe normale.

	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	Ra_{eq}	H_{ex}	H_{in}	L_y	ADR	AED	AGDE
Minimum	9,22	7,87	62,50	26,49	0,07	0,10	0,19	12,20	14,97	84,72
Maximum	66,20	47,57	324,50	134,44	0,36	0,49	0,97	61,66	75,67	428,75
Moyenne	23,48	23,48	196,28	72,18	0,19	0,26	0,52	33,28	40,85	232,35
Médiane	17,35	21,47	201,47	67,23	0,18	0,23	0,50	31,29	38,40	220,86
Ecart-type	14,85	10,00	76,98	30,01	0,08	0,12	0,21	13,77	16,90	95,18
Kurstosis (Coefficient d'aplatisse- ment)	3,55	0,73	-0,96	-0,10	-0,10	0,12	-0,11	-0,13	-0,13	-0,15
Coefficient d'asymétrie	1,91	0,78	-0,09	0,69	0,69	0,97	0,63	0,67	0,67	0,63

Tableau IV-8: Statistiques descriptives des activités des radionucléides et des paramètres radiologiques pour les échantillons du barrage.

Le coefficient d'asymétrie est positif pour tous les paramètres radiologiques ainsi que pour les activités de ^{226}Ra et ^{232}Th , ce qui indique une distribution décalée à gauche de la médiane, et donc une queue de distribution étalée vers la droite. Et il est négatif pour les valeurs de ^{40}K , qui suggère une distribution décalée à droite de la médiane, et donc une queue de distribution étalée vers la gauche. Pour les échantillons d'oued Rhumel les valeurs de coefficient d'asymétrie sont positives.

	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	Ra_{eq}	H_{ex}	H_{in}	I	ADR	AED	AGDE
Minimum	43,48	20,01	81,70	53,22	0,14	0,19	0,38	24,22	29,72	167,00
Maximum	16,66	32,71	259,20	110,21	0,30	0,42	0,79	50,77	62,31	352,47
Moyenne	26,78	25,93	164,50	76,53	0,21	0,28	0,55	35,06	43,02	242,79
Médiane	23,33	23,33	129,50	63,87	0,17	0,24	0,46	29,24	35,88	202,12
Ecart-type	11,48	5,80	86,65	25,74	0,07	0,10	0,19	12,05	14,79	84,68
Kurtosis (Coefficient d'aplatisse- ment)	-0,48	-2,84	-3,12	-2,47	-2,47	-2,04	-2,57	-2,50	-2,50	-2,56
Coefficient d'asymétrie	0,82	0,35	0,44	0,64	0,64	0,69	0,63	0,64	0,64	0,62

Tableau IV-9: Statistiques descriptives des activités des radionucléides des paramètres radiologiques pour des échantillons de l'oued Rhumel.

Les valeurs de l'écart-type de tous les radionucléides et les paramètres radiologiques sont plus faibles que leurs valeurs moyennes. Cela indique un degré d'uniformité dans leur distribution.

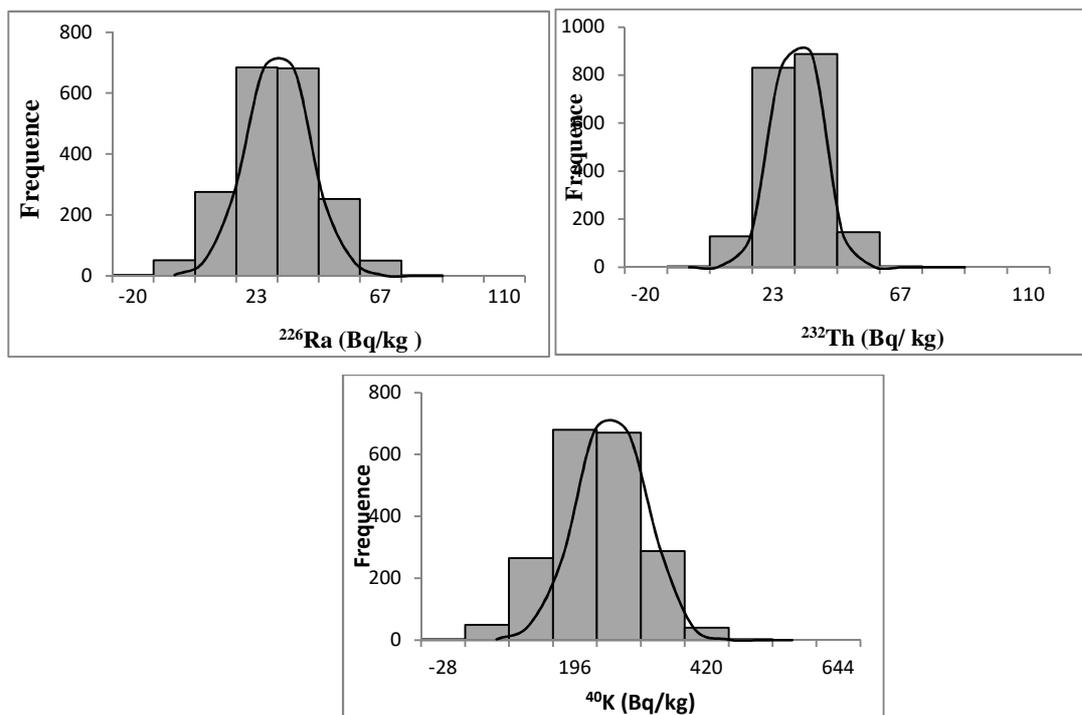


Figure IV-16 : Distributions des fréquences des activités spécifiques de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K pour les échantillons du Barrage.

En statistique, un histogramme est une représentation graphique de la distribution des données. La distribution de fréquence des concentrations des activités de ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K présents dans les échantillons étudiés a également été représentée sur les figures IV.15 et IV.16. La figure de ^{226}Ra pour les échantillons de Barrage montre que ce radionucléide a une

distribution normale dans cette zone. Mais les autres graphes présentent un certain degré de multi-modalité, c'est à dire que les concentrations de ces éléments varient d'un site à l'autre, ce qui démontre la variation de la composition géologique des sédiments due à la différence des compositions des roches mères.

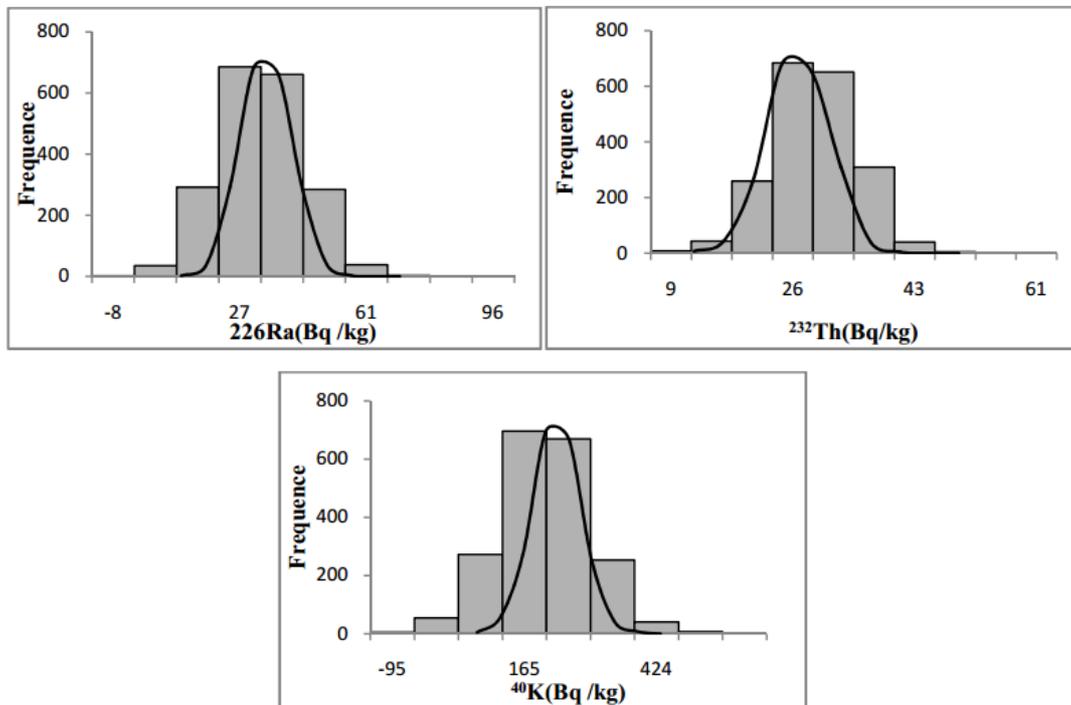


Figure IV-17 : Distributions des fréquences des activités spécifiques de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K pour les échantillons de l'oued Rhumel.

Conclusion générale

La pollution radioactive des eaux, des sols et des sédiments peut être causée par les radioéléments naturels ou artificiels. Lorsque les rayonnements émis par les corps radioactifs traversent la matière, ils produisent l'ionisation des atomes. Ils provoquent, dans la matière vivante, des effets biologiques qui concernent soit l'individu irradié (effets somatiques), soit sa descendance (effets génétiques). La Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) s'est préoccupée depuis plusieurs dizaines d'années de ce problème et a suggéré des normes qui chiffrent la valeur du risque acceptable.

Dans ce présent travail, nous nous sommes intéressés à la mesure de la radioactivité naturelle dans les sédiments des systèmes aquatiques, qui sont considérés comme un moyen de migration pour le transfert des radionucléides aux systèmes biologiques. Pour identifier et quantifier les éléments radioactifs dans les échantillons environnementaux, la spectrométrie gamma est l'une des techniques les plus largement utilisées. Cette méthode non destructive permet de doser en une seule mesure l'ensemble des radioéléments émetteurs γ d'énergies comprises entre 20 et 3000 keV présents dans un échantillon. Afin d'obtenir une mesure précise, des étalonnages qualitatif (énergie) et quantitatif (efficacité) des étapes sont importantes.

Tout d'abord, en utilisant le détecteur gamma hyper pure (GeHP) à haute résolution, nous avons mesuré la radioactivité naturelle dans 22 échantillons de sédiments collectés à partir du Barrage Beni Haroun et des Oueds qui l'alimentent. Les résultats obtenus montrent que les radionucléides naturels des séries ^{226}Ra (^{238}U) et ^{232}Th et ^{40}K sont présents dans tous les échantillons, avec des concentrations inférieures aux limites autorisées identifiées par UNSCEAR 2000, et qui sont 35, 33 et 400 Bq kg⁻¹ pour le ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K respectivement. Tandis que, le radionucléide anthropogénique ^{137}Cs a été trouvé dans trois locations d'échantillonnages. Les résultats de mesure montrent également que les valeurs des activités spécifiques des échantillons étudiés varient d'un site à l'autre. Ce qui pourrait être expliqué par la variation de la composition géologique des régions d'échantillonnage car le barrage et les Oueds font partie du bassin versant Kebir-Rhumel composé de domaines géologiques très différents. En outre, l'utilisation abusive des fertilisants peut être une autre raison des différences observées dans les concentrations dans ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K .

Du point de vue radioprotection, les activités des radionucléides naturels mesurées dans l'ensemble des échantillons de sédiments sont comparables aux données établies dans la

plupart des régions du monde, ce qui prouve que les concentrations des radioéléments ne présentent pas une pollution radioactive significative qui pourrait inquiéter le public.

Pour soutenir cette conclusion, une étude radiologique a été ensuite réalisée pour ces échantillons afin d'évaluer les risques provoqués, en estimant plusieurs paramètres radiologiques, tels l'activité équivalente du Radium (Ra_{eq}), les indices de risque externe et interne (H_{ex} , H_{in}) et l'indice représentatif de niveau (I_γ). Les doses reçues par le public sont calculées à partir des valeurs des activités spécifiques de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K . Les valeurs trouvées pour ces paramètres ne dépassent pas les valeurs admissibles par le Comité scientifique des nations Unies dans l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR).

L'étude de la corrélation entre chaque paire de radionucléides a été faite afin de trouver l'étendue de la coexistence de ces radionucléides dans la même région de l'échantillonnage. À partir des résultats obtenus, nous avons constaté que le comportement de paires (^{226}Ra , ^{40}K) et (^{226}Ra , ^{232}Th) dans les échantillons de barrage Beni Haroun est très différent. Par contre, une bonne corrélation a été observée entre les séries de ^{232}Th et ^{40}K qui indique que ces deux éléments ont la même origine. Une forte corrélation a été observée entre les radionucléides naturels dans les échantillons d'oued Rhumel. De ce fait, on peut conclure que la distribution des radionucléides dans les zones de prélèvements au bord d'Oued est uniforme.

Les résultats obtenus nous ont permis d'avoir une idée sur la répartition des radionucléides naturels dans le Barrage de Beni Haroun et oued Rhumel, ce qui permettra d'orienter, dans le futur, des campagnes d'échantillonnage afin d'établir une carte générale de la répartition de la radioactivité dans ces sources.

Références

- [1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly, (New York: United Nation) (2000).
- [2] M. Krmar, E. Varga, J. Slivka, “Correlations of natural radionuclides in soil with those in sediment from the Danube and nearby irrigation channels”, *J. Environ. Radioactiv.* 117, 31-35 (2013).
- [3] M.W. Yii, A. Zaharudi, I. Abdul-Kadir, “Distribution of naturally occurring radionuclides activity concentration in east Malaysian marine sediment”, *Appl. Radiat. Isotopes.* 67, 630-635 (2009)
- [4] X. Lu, X. Zhang, F. Wang, “Natural radioactivity in sediment of Wei River, China”, *Environ. Geol.* 53, 1475-1481 (2008).
- [5] E.O. Agbalagba, G.O. Avwiri, Y. E. Chad-Umoreh, “ γ -Spectroscopy measurement of natural radioactivity and assessment of radiation hazard indices in soil samples from oil fields environment of Delta State, Nigeria”, *J. Environ. Radioactiv.* 109, 64-70 (2012).
- [6] B. Kall, Z. Donne, M. Rasolonirina, N. Rabesiranana et G. Rambolamanana, “Contribution à l'étude de dose due à la radioactivité gamma du sol sur la rive de la baie des Français”, Antsirana, Madagascar, *AS.* 11,122-135 (2015).
- [7] O. K. Hakam , A. Choukri, H. Bounouira et M. Al Ibrahim, “Activités de l'uranium et du radium dans des échantillons d'eau naturelle au Sahara marocain”, *Afrique Science.* 2 ,327-334 (2006).
- [8] P. E. Omale, S. O. Okeniyi, M.D. Faruruwa and A. B. Ngokat, “Determination for levels of radionuclides of uranium, thorium and potassium in water, sediments and algae samples from selected coastal areas of lagos, Nigeria; using energy dispersive x-ray fluorescence”, *GJPACR.* 2, 1-24 (2014).
- [9] J. Lehto, X. Hou, “Chemistry and Analysis of Radionuclides Laboratory Techniques and Methodology”, Edition V. Wiley (2010).
- [10] N. Dinh Chau, M. Dulinski, P. Jodlowski, J. Nowak, K. Rozanski, M. Sleziak and P. Wachniew, “Natural radioactivity in groundwater – a review”, *Isot. Environ. Healt.* S. 47, 415-437 (2011).

- [11] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly, (New York: United Nation) (2008).
- [12] R. Mehra, P. Bala, “Assessment of radiation hazards due to the concentration of natural radionuclides in the environment”, *Environ. Earth. Sci.* 71, 901–909 (2014).
- [13] A. Papadopoulos, G. Christofides, A. Koroneos, S. Stoulos, C. Papastefanou, “Radioactive secular equilibrium in ^{238}U and ^{232}Th series in granitoids from Greece”, *Appl. Radiat. Isotopes.* 75, 95–104 (2013).
- [14] ANL. Natural Decay Series, “Uranium, Radium, and Thorium, in human health fact sheet”, Argonne National Laboratory (2005).
- [15] S. Mareš, “Introduction to Applied Geophysics”, Edition Kluwer Academic Publishers (1984).
- [16] N. Akhtar, M. Tufail, M. Ashraf, M. M. Iqbal, “Measurement of environmental radioactivity for estimation of radiation exposure from saline soil of Lahore”, *Pakistan, Radiat. Meas.* 39, 11-14 (2005).
- [17] C. B. Dusane, S. Mishra, S. K. Sahu, G. G. Pandit, “Distribution of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in soil samples around Tarapur”, *India, J. Radioanal. Nucl. Chem.* 302, 1435-1440 (2014).
- [18] United Nation Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation (UNSCEAR), Sources and effects of ionizing radiation, Report to the General Assembly, (New York: United Nation) (1993).
- [19] H. Eroğlo and Ö. Kabadyi, “Natural radioactivity levels in lake sediment samples”, *Radiat. Prot. Dosim.* 24, 1-5 (2013).
- [20] E.O. Agbalagba, R. A. Onoja, “Evaluation of natural radioactivity in soil, sediment and water samples of Niger Delta (Biseni) flood plain lakes, Nigeria”, *J. Environ. Radioactiv.* 102, 667-671(2011).
- [21] H. I. El-Reefy, T. Sharshar, T. Elnimr, H. M. Badran, “Distribution of gamma-ray emitting radionuclides in the marine environment of the Burullus Lake: II. Bottom sediments”, *Environ. Monit. Assess.* 169, 273–284 (2010).

- [22] A. K. Sam, M. M. O. Ahmed, F. A. El Khangi, Y. O. El Nigumi, and E. Holm, “Assessment of terrestrial gamma radiation in sudan”, *Radiat. Prot. Dosim.* 71, 141–145(1997).
- [23] A. El-Gamal, S. Nasr, A. El-Taher, “Study of the spatial distribution of natural radioactivity in the upper Egypt Nile River sediments”, *Radiat. Meas.* 42, 457–465 (2007).
- [24] N. N. Jibiri and I. C. Okeyode, “Activity concentrations of natural radionuclides in the sediments of ogun river, southwestern Nigeria”, *Radiat. Prot. Dosim.* 147, 1-10 (2011).
- [25] T. Santawamaitre, D. Malain, H.A. Al-Sulaiti, D. A. Bradley, M.C. Matthews, P.H. Regan, “Determination of ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K activity concentrations in riverbank soil along the Chao Phraya river basin in Thailand”, *J. Environ. Radioactiv.* 138, 80-86 (2014).
- [26] M. Moherye, S Baz, A. M. Kelany, A. M. Abdallah, “Environmental radiation levels in soil and sediment samples collected from floating water from a land runway resulting from heavy rains in the Jeddah region, KSA”, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 97, 16– 24 (2014).
- [27] N. Yıldız, B. Oto, S. Turhan, F.A. Uğur, E. Gören, “Radionuclide determination and radioactivity evaluation of surface soil samples collected along the Erçek lake basin in eastern Anatolia, Turkey”, *J.Geochem. Explor.* 146, 34-39 (2014).
- [28] A. D. Bajoga, N. Alazemi, P. H. Regan, D.A. Bradley, “Radioactive investigation of NORM samples from Southern Kuwait soil using high-resolution gamma-ray spectroscopy”, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 116, 305-311(2015).
- [29] A. M. R. Afify, M. M. Rashed, A. M. Ebtesam, H. S. El-Beltagi, “Effect of Gamma Radiation on Protein Profile, Protein Fraction and Solubility’s of Tree Oil Seeds: Soybean, Peanut and Sesame” *Grasas y Aceites*, 64, 90-98 (2011).
- [30] O. A. Oyebanjo, E. O. Joshua, and N. N. Jibiri, “Natural radionuclides and hazards of sediments Collected from Osun River in southwestern Nigeria”, *PJST*, 2, 391-396 (2012).
- [31] H. Clerc, “Effets biologiques des rayonnements ionisants et normes de radioprotection”, *Rapport CEA.* 24, 1-44 (1991).

- [32] R. Ravisankar et al. “Assessments of radioactivity concentration of natural radionuclides and radiological hazard indices in sediment samples from the East coast of Tamilnadu, India with statistical approach”, *Mar. Pollut. Bull.* 97, 419-430 (2015).
- [33] Z. Morsy, M. Abd El-Wahab, N. El_Faramawy, “Determination of natural radioactive elements in Abo Zaabal, Egypt by means of gamma spectroscopy”, *Ann. Nucl. Energy.* 44, 8-11 (2012).
- [34] J. Beretka, P. J. Mathew, “Natural radioactivity of Australian building materials industrial wastes and by-products”. *Health Phys.* 48, 87-95 (1985).
- [35] NEA-OECD, “Exposure to radiation from natural Radioactivity in building materials”; Report by NEA of experts of the Nuclear Energy Agency. OECD, Paris, France (1979).
- [36] E. O. Agbalagba, G. O. Avwiri, Y. E. Chad-Umoreh, “ γ -Spectroscopy measurement of natural radioactivity and assessment of radiation hazard indices in soil samples from oil fields environment of Delta State, Nigeria”. *J. Environ. Radioactiv.* 109, 64-70 (2012).
- [37] R. L. Njinga¹, S. A. Jonah, “Calibration of the High Purity Germanium Gamma-Ray Spectrometer in CERT, ABU Zaria, Nigeria”, *MI*, 4, 11-17 (2015).
- [38] B. Pirard, “Étude et validation d'un spectromètre gamma pour la mesure de la composition chimique des surfaces planétaires”. Thèse de Doctorat, Université Toulouse III (2006).
- [39] I. Hossain¹, N. Sharip¹ and K. K. Viswanathan, “Efficiency and resolution of HPGe and NaI(Tl) detectors using gamma-ray spectroscopy”, *Sci. Res. Essays.* 7, 86-89 (2012).
- [40] M. Köhler, et al., “A new low-level γ -ray spectrometry system for environmental radioactivity at the underground laboratory Felsenkeller”, *Appl. Radiat. Isotopes.* 67, 736–740 (2009).
- [41] D. Demir, M. Eroğlu and A. Turşucu, “Studying of characteristics of the HPGe detector for radioactivity measurements”, *JINST.* 8, 1-11(2013).
- [42] [www.physics.nist.gov].
- [43] Y.S. Cordoliani, “Interaction des rayonnements ionisants avec la matière”, *Radioprotection*, 5, 437-441(2002).
- [44] M.U. Khandaker, “High purity germanium detector in gamma-ray spectrometry”, *IJFPS.* 1, 42- 46 (2011).

- [45] S. Dziri, “Études expérimentales et simulations Monte Carlo en spectrométrie gamma: Correction des effets de cascade et de matrice pour des mesures environnementales”. Thèse de Doctorat, Université de Strasbourg (2014).
- [46] N. Reguigui, “Gamma Ray Spectrometry”, Centre National des Sciences et Technologies Nucléaires, (CNSTN), Tunisia (2006).
- [47] G. Gilmore, “Practical gamma-ray spectrometry”. Edition J Wiley and Sons (1995).
- [48] G. F. Knoll, “Radiation Detection and Measurement”. Third Edition J Wiley and Sons (2000).
- [49] J. Krugers, “Instrumentation in Applied Nuclear Chemistry”, Edition Plenum Press (1973).
- [50] R. L. William, “Techniques for Nuclear and Particle Physics Experiments”. Edition Springer-Verlag (1994).
- [51] Canberra Industries, “DSA-1000 (Digital Spectrum Analyzer)”, Hardware Manual (2005).
- [52] A. Luca, B. Neacsu, A. Antohe, M. Sahagia, “Calibration of the high and low resolution gamma-ray spectrometers”, Romanian Reports in Physics. 64, 968-976 (2012).
- [53] M. Jurado Vargas, A. Fernández, N. Cornejo Díaz, D. Perez Sánchez. Timón, “Monte Carlo simulation of the self-absorption corrections for natural samples in gamma-ray spectrometry”, Appl. Radiat. Isotopes. 57, 893–898 (2002).
- [54] D. C. Vasconcelos, C. Pereira, S. Gallardo, Z. Rocha, T. O. Santos, “Efficiency simulation of a HPGe detector for the environmental radioactivity laboratory/cdtn using a mcnp-gammavision method”, INAC. 43 (2011).
- [55] M. H. Lee, E. C. Jung, and K. S. Song, “Determination of a minimum detectable Activity through a measurement of Pu Isotopes in Environmental Samples”, B. Korean. Chem. Soc. 29, 1162-1166 (2008).
- [56] Y. Nir-El, “Application of reference materials in the accurate calibration of the detection efficiency of a low-level gamma-ray spectrometry assembly for environmental samples”. J. Radioanal. Nucl. Chem. 227, 67-74 (1997).
- [57] N. Marouf, B. Remini, “Study of Beni Haroun dam pollution (Algeria)”. Desalin. Water Treat. 57, 2766-2774 (2016).

- [58] A. Mebarki, C. Thomas, “Analyse des relations entre écoulements superficiels et souterrains à partir des hydrogrammes des cours d’eau. Application au bassin du Kébir-Rhumel dans le Constantinois (Algérie) Hydrologie continentale”, *Hydrologie Continentale*, 3, 89-103 (1988).
- [59] A. Mebarki, “Le bassin du Kébir-Rhumel (Algérie). Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau”. Thèse de Doctorat de 3ème cycle, Université de Nancy (1982).
- [60] A. Mebarki, “Hydrologie des bassins de l’Est algérien : ressources en eau, aménagement et environnement”, Thèse de Doctorat d’état, Université de Constantine, (2005).
- [61] A. Mebarki, C. Benabbas, F. Grecu, “Le système «Béni-Haroun» (Oued Kébir-Rhumel, Algérie): aménagements hydrauliques et contraintes morpho-géologiques”, *Analele Universitatii Bucuresti: Geografie*. 57,37-51(2008).
- [62] S. Azzouz, S. Chellat, C. Boukhalfal and Abdeltif Amrane, “Spatial Evolution of Phosphorus Fractionation in the Sediments of Rhumel River in the Northeast Algeria”, *Environ. Pollut.* 3, 51-59 (2014).
- [63] A. Azbouche, M. Belgaid, M. Mazrou, “Monte Carlo calculations of the HPGe volume environment detector efficiency for radioactivity measurement of large environment samples”. *J. Environ. Radioactiv.* 146, 119-124 (2015).
- [64] <http://lpsc.in2p3.fr>.
- [65] I. Radulescu, A. M. Blebea-Apostu, R.M. Margineanu, N. Mocanu, “Background radiation reduction for a high-resolution gamma-ray spectrometer used for environmental radioactivity measurements”, *Nucl. Instrum. Meth . A*, 715, 112-118(2013).
- [66] E. Tomarchio, “Environmental Sample Measurements with low background gamma-ray spectrometric systems”. *IRPA*. 38, 1-13 (2006).
- [67] A. Azbouche, “Développement d’une méthodologie d’analyse par spectrométrie gamma et par activation neutronique pour l’étude de la distribution des radio-traceurs et des terres rares dans le sol”, Thèse de Doctorat, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene (2015).
- [68] “Preparation of gamma-ray spectrometry reference materials RGU-1, RGTh-1 and RGK-1”, report AIEA /RL/148 Vienna (1987).

- [69] I. Al-Hamarneh, “Radiometric investigation of Uranium Isotopic Ratio in the Jordanian Environment”, *Dirasat. Pure. Sci.* 33, 49-59 (2006).
- [70] N. Reguigui, H. Sfar Felfoul, M. Ben Ouezdou, P. Clastres. “Radionuclide levels and temporal variation in phosphogypsum”, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 264, 719-722(2005).
- [71] P. Völgyesi, Z. Kis, Z. Szabó, C. Szabó, “Using the 186-keV peak for ^{226}Ra activity concentration determination in Hungarian coal-slag samples by gamma-ray spectroscopy”. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 302, 375–383 (2014).
- [72] “Analytical methodology for the determination of radium isotopes in environmental samples”, report IAEA, Vienna (2010).
- [73] T. Rajeshwari, S. Rajesh, B. R. Kerur, S. Anilkumar, Narayani Krishnan, Amar. D. Pant, “Natural radioactivity studies of Bidar soil samples using gamma spectrometry”, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 300, 61-65 (2014).
- [74] S. M. Darwish, S. M. El-Bahi, A.T. Sroor, N. F. Arhoma, “Natural Radioactivity Assessment and Radiological Hazards in Soils from Qarun Lake and Wadi El Rayan in Faiyum, Egypt”. *OJSS.* 3, 289-296 (2013).
- [75] A. El-Taher, “INAA and DNAA for uranium determination in geological samples from Egypt”. *Appl. Radiat. Isotopes.* 68, 1189–1192 (2010).
- [76] L. Guidotti et al., “Gamma-spectrometric measurement of radioactivity in agricultural soils of the Lombardia region, northern Italy”, *J. Environ. Radioactiv.* 142. 36-44 (2015).
- [77] T. Santawamaitre et al., “Study of natural radioactivity in riverbank soils along the Chao Phraya river basin in Thailand”, *Nucl. Instr. Meth. Phys. Res. A.* 652, 920-924 (2011).
- [78] A. L. Najam, S. A. Younis, “Assessment of Natural Radioactivity Level in Soil Samples for Selected Regions in Nineveh Province (IRAQ)”, *IJNRPCM.* 2, 1-9 (2015).
- [79] S. U. El-Kameesy et al., “Natural Radioactivity of Beach Sand Samples in the Tripoli Region, Northwest Libya”, *Turkish J. Eng. Env. Sci.* 32, 245-251(2008).
- [80] N. Fadol, I. Salih, H. Idriss, A. Elfaki and A. Sam, “Investigation of Natural Radioactivity levels in Soil Samples from North Kordofan State, Sudan”, *Res. J. Physical Sci.* 3, 1-7 (2015).

- [81] O.K. Adukpo, et al., “Distribution and assessment of radionuclides in sediments, soil and water from the lower basin of river Pra in the Central and Western Regions of Ghana”, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 303, 1679-1685 (2015).
- [82] C.P. Ononugbo, G.O. Avwiri, C.A. Ogan, “Natural Radioactivity Measurement and Evaluation of Radiological Hazards in Sediment of Imo River, In Rivers State, Nigeria by Gamma Ray Spectrometry”, *J. Appl. Phys.* 8, 75-83 (2016).
- [83] N. Alazemi, A. D. Bajoga, D. A. Bradley, P. H. Regan, H. Shams. “Soil Radioactivity levels, radiological maps and risk assessment for the state of Kuwait”, *Chemosphere.* 154, 55-62 (2016).
- [84] H. A. Ergül, M. Belivermis, Ö Kılıç, S. Topcuoglu, Y. Çotuk, “Natural and artificial radionuclide activity in surface sediments of Izmit Bay, Turkey”. *J Environ Radioact* 126, 125-132 (2013).
- [85] E. J. M. Nguelem, M. M. Ndontchueng, and O. Motapon, “Determination of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{235}U and ^{238}U activity concentration and public dose assessment in soil samples from bauxite core deposits in Western Cameroon”. *SpringerPlus.* 5, 1-12 (2016).
- [86] G. Bouhila, A. Azbouche, F. Benrachi, M. Belamri, “Natural radioactivity levels and evaluation of radiological hazards from Beni Haroun dam sediment samples, northeast Algeria”. *Environ Earth Sci.* 76, 710 (2017)

Study of radionuclides distribution present in artificial lakes

Applications: 'Beni Haroun Dam'

Abstract

Since its creation, the earth has always been bathed in a cocktail of natural radioactivity. Its content varies from location to another and from depth to another. Radiations arisen from these radionuclides constitutes hazard to human health. Therefore the radioactivity measurement is necessary to evaluate the effects of these radiations.

In the recent years, many studies give an importance to activity concentration measurements of natural radionuclides in sediment which plays an important role in aquatic ecosystems. It is considered the main source of continuous radiation exposure of human and as considered a medium of migration for the transfer of radionuclides to the biological systems.

The aim of the present work is to study the distribution of natural radioactivity in Beni Haroun dam; the largest dam in Algeria. For this reason, sediment samples collected from different locations in this dam and from rivers feeding it. Activity concentration measurements of natural radionuclides in these samples were carried out using a high purity germanium detector (HPGe).

The ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K mean activity were found to be 23.48 ± 3.85 , 23.48 ± 14.03 and 196.28 ± 31.00 Bq/kg, respectively. Also, radiological hazard parameters due to these sediment samples were estimated based on these specific activities. Finally, the results of the present study were discussed and compared with internationally recommended values.

Keywords:

Sediment, Natural Radioactivity, HPGe Detector, Radiation Hazards, Multivariate statistical analysis .

دراسة توزيع النويدات المشعة الموجودة في السدود الصناعية

التطبيق : "سد بني هارون"

لخص

منذ نشأتها و الأرض تستحم دائما في كوكثيل من نشاط الإغاعي الطبيعي. غير أن محتوى هذا نشاط يختلف من موقع إلى آخر ومن عمق إلى آخر. الإغاعات ناجمة عن هذه عناصر مشعة تشكل طرا على صحة الإنسان. وذلك فإن قياس نشاط الإغاعي ضروري لتقييم آثار هذه الإغاعات.

في سنوات الأربعة، العديد من دراسات أعطت أهمية قياس تركيز نشاط عناصر مشعة طبيعية في الرواسب التي تلعب دورا هاما في نظم الإيكولوجية المائية. وتعتبر هذه الأربعة مصدر رئيسي تعرض البشر المستمر للإغاع، فهي وسيلة هجرة ونقل نظائر مشعة إلى نظم البيولوجية.

يهدف من هذا عمل هو دراسة توزيع نشاط الإغاعي الطبيعي في سد بني هارون؛ والذي يعتبر أكبر سد في الجزائر. لهذا سبب، تم جمع عينات الرواسب من مواقع مختلفة في هذا سد ومن الأنهار التي تغذيه. وأجريت قياسات تركيز نشاط عناصر مشعة طبيعية في هذه عينات باستخدام كلف جرمانيوم عالية نقاوة (GeHP).

تم العثور على متوسط نشاط ^{226}Ra ، ^{232}Th و ^{40}K مساوي ل $23,48 \pm 3,85$ ، $23,48 \pm 14,03$ و $196,28 \pm 31,00$ بيكرال/كغ ، على ترتيب. كما تم تقييم معاملات مخاطر الإغاعية الناتجة عن هذه عينات من الرواسب بالاعتماد على قيم الأنشطة المقاسة. وأيرا، نوقشت نتائج هذه دراسة وتم مقارنتها مع قيم موصى بها دوليا.

الكلمات المفتاحية:

الرواسب، الإغاع الطبيعي، كلف GeHP، طر الأعة ، تحليل الإحصائي متعدد متغيرات .

Résumé

Depuis sa création, la terre a toujours baignée dans un cocktail de radioactivité naturelle. Sa teneur varie d'un milieu à un autre et d'une profondeur à une autre. Les radiations provenant de ces radionucléides constituent un risque sur la santé humaine. Par conséquent, la mesure de la radioactivité est nécessaire pour évaluer les effets de ces rayonnements.

Au cours des dernières années, de nombreuses études ont donné de l'importance aux mesures de concentrations de radionucléides naturels dans les sédiments qui jouent un rôle important dans les écosystèmes aquatiques. Leur radioactivité est considérée comme la principale source d'exposition continue des humains aux rayonnements et aussi le moyen de migration et de transfert des radionucléides vers les systèmes biologiques.

L'objectif de ce travail est d'étudier la distribution de la radioactivité naturelle dans le barrage de Beni Haroun; le plus grand barrage en Algérie. Des échantillons de sédiments ont été prélevés à partir de différents endroits dans ce barrage et des Oueds qui l'alimentent. Les mesures de concentration de rayonnements issus de la désintégration de ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th , ainsi que l'isotope primordial ^{40}K dans ces échantillons ont été réalisées par la technique de spectrométrie gamma, en utilisant un détecteur germanium de haute pureté (HPGE) .

Les activités moyennes de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K sont $23,48 \pm 3,85$, $23,48 \pm 14,03$ et $196,28 \pm 31,00$ Bq/kg, respectivement. De plus, les paramètres radiologiques dûs de ces échantillons de sédiments ont été estimés en fonction des activités spécifiques. Les résultats obtenus dans cette étude ont été discutés et comparés aux valeurs recommandées au niveau international.

Mots clés :

Sédiments, Radioactivités naturelles, détecteur GeHP, Risques de rayonnement, Analyse statistique multi-variée.