

Mémoire de Master

Présenté par :

- **BOUDJADI Lydia**

En vue de l'obtention du diplôme de Master en Chimie

Spécialité : Chimie analytique

Thème :

Quantification et estimation du risque radiologique
dû à la radioactivité présente dans le sol de la région
de l'ouest d'Algérie.

Soutenu le : 27/06/2024

Devant le jury composé de :

| Nom & Prénom | Département d'affiliation | Qualité |
|----------------------------|---------------------------|--------------|
| M ^{me} S. BELAID | Chimie | Présidente |
| Mr. A. SOUCI | Physique | Examineur |
| M ^{me} A. HAMMADI | DRSE au CRNA | Encadrante |
| Mr Y. BOUNOURI | Chimie | Co-encadrant |

Remerciements

Ce modeste travail est le fruit de la combinaison d'efforts de plusieurs personnes.

Je remercie tout d'abord, Dieu tout puissant de m'avoir donné la volonté et la patience d'achever ce modeste travail et de voir ce jour tant attendu.

*Le travail présenté dans ce mémoire a été réalisé au département de l'environnement et sûreté nucléaire du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger CRNA, dans lequel il a été mis à ma disposition tous les moyens nécessaires à ma réussite, dont je tiens par cette occasion à remercier vivement les intervenants principaux suivants : mon encadrante **HAMMADI Anissa**, Chercheur confirmé à CRNA de m'avoir encadré, orienté, conseillé, pour sa grande patience et sa disponibilité totale.*

*Également, mon Co-encadrant **BOUNOURI Yassine**, maitre de conférences classe A, pour son orientation, sa disponibilité et pour le temps qu'il m'a consacré pour répondre à mes innombrables questions. Toujours dans la bonne humeur, Il m'a apporté son soutien moral et intellectuel tout au long de ma démarche.*

*Je remercie tout singulièrement **monsieur Djamel TAIEB ERRAHMANI** qui a été d'une aide précieuse, représentés par ses conseils, ses encouragements, ses orientations et son assistance indéfinie, soit vis-à-vis de ma personne ou vers d'autres étudiants.*

Le développement de la partie expérimentale de ce travail a été réalisé suite à la collaboration et contribution précieuse du staff suivant, auxquels je présente mes remerciements :

Mesdames RABIA, CHORFI, BELKOFI,

*Et Messieurs **TOUMERT, HADOUNE, BOUDRIA et MAACHE**, pour leurs disponibilités et leurs conseils.*

Mes vifs remerciements aux membres des jurys qui ont pris le temps d'examiner ce travail.

Je remercie tous mes enseignants pour la qualité de l'enseignement qu'ils m'ont prodigué durant mon parcours universitaire.

*Je remercie également **monsieur SALMI Djamel** à qui je dois porter toute ma gratitude et mes salutations pour ses orientations et conseils.*

En conclusion, je remercie identiquement tous ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail, dont la liste est longue.

Dédicace

Je dédie ce mémoire :

"A mon très cher père, tu as toujours été pour moi un exemple du père respectueux, honnête, de la personne méticuleuse, je tiens à honorer l'homme que tu es."

"Grace à toi, papa, j'ai appris le sens du travail et de la responsabilité. Je voudrai te remercier pour ton amour, ta confiance, ta générosité, ta compréhension... Ton soutien fut un lumière dans tout mon parcours. Aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour, l'estime et le respect que j'ai toujours eu pour toi. Ce modeste travail est le fruit de tous les sacrifices que tu as déployés pour mon éducation et ma formation. Je t'aime papa et j'implore le tout-puissant pour qu'il t'accorde une bonne santé et une vie longue et heureuse."

"A ma chère mère, qui a toujours cru en moi et m'a encouragé à poursuivre mes rêves, même lorsque les obstacles semblaient insurmontables. Sans toi, je n'aurais pas acquis la force et la résilience nécessaires pour aboutir à ce stade. Ta lumière et ton amour continueront d'éclairer mon chemin."

"A mes chers parents, que nulle dédicace ne puisse exprimer mes sincères sentiments, pour leur patience illimitée, leur encouragement continu, leur aide, en témoignage de mon profond amour et respect pour leurs grands sacrifices."

*"A mes chères sœurs : **Chahinez, Céline, Nour El Houda**, témoins des étapes de ma vie, dans ma joie et ma tristesse, pour leurs encouragements permanents, et leur soutien moral."*

*"A mon petit ange, mon chère frère **Mohamed Samy**".*



*"A mon oncle **Moha** et sa femme **Nadia**, je vous les remercie pour leurs aides et leurs soutiens."*

*"A ma chère amie **Dyha**, ton soutien sans faille et ton esprit libre ont toujours éclairé mon chemin. En écrivant ces lignes, je te remercie de l'énergie positive que tu apportes dans mon existence. Ta présence dans mon cœur est un trésor précieux. Merci, chère **Dyho**, pour ton amitié inépuisable."*

*"A mes amies : **Wided**, **Yasmine**, **Khadija**, **Ikram**, **Sofia**, merci pour vos encouragements et votre confiance en moi. Votre soutien a été un pilier essentiel dans la réalisation de ce mémoire "*

*"A ma très chère prof **IDJOUADIENE Linda**, je vous remercie pour votre générosité intellectuelle et votre disponibilité constante, votre aide et vos conseils ont été une source d'inspiration tout au long de ce parcours."*

Que ce travail soit l'accomplissement de vos vœux tant allégués, et le fruit de votre soutien infallible.



Sommaire

Remerciements

Dédicace

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

Introduction générale.....1

Chapitre I : Généralité sur la radioactivité

I.1. Atome 3

I.2. Définition de la radioactivité..... 3

I.3. Différents types de la radioactivité..... 4

I.4. Les lois quantitative de la radioactivité..... 6

I.5. Source de la radioactivité dans l'environnement 8

I.6. Equilibre entre les radionucléides 11

I.7. L'évaluation des effets radiologique sur la santé humaine 12

Chapitre II : Spectrométrie gamma

II.1. La technique de la spectrométrie gamma..... 15

II.2. Interaction des rayons gamma avec la matière 15

II.3. Principe de la spectrométrie gamma 17

II.4. La chaine de la spectrométrie gamma..... 18

II.5. Calibration de la chaine de spectrométrie gamma : 20

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.1. La zone d'étude 23

III.2. La Matrice de prélèvement 24

| | |
|---|----|
| III.3. Les lieux de prélèvement..... | 24 |
| III.4. Prélèvement des échantillons..... | 25 |
| III.5. Préparation des échantillons | 26 |
| III.6. L'analyse par la spectrométrie gamma | 26 |
| III.7. La mesure de pH..... | 34 |
| III.8. Détermination des paramètres radiologiques | 34 |

Chapitre IV : Résultats et discussions

| | |
|--|-----------|
| IV.1. Concentration d'activité du Th-232, U-238 et K-40..... | 38 |
| IV.2. Etude comparative | 41 |
| IV.3. Paramètres radiologiques | 44 |
| Conclusions et perspectives | 50 |

Références bibliographiques

Annexe

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure I.1. Schéma de l'Atome. | 3 |
| Figure I.2. Equation de désintégration alpha. | 4 |
| Figure I.3. Equation de désintégration bêta. | 4 |
| Figure I.4. Equation de désintégration gamma. | 5 |
| Figure I.5. Schéma de désintégration radioactive du Co-60. | 5 |
| Figure I.6. Courbe de désintégration radioactive. | 7 |
| Figure I.7. Chaîne de désintégration de U-238. | 9 |
| Figure I.8. Chaîne de désintégration de Th-232. | 9 |
| Figure I.9. Deux modes de désintégration de potassium-40. | 10 |
| Figure I.10. Etablissement de l'équilibre séculaire entre le parent et son descendant. | 11 |
| Figure I.11. Effets de l'ionisation sur les structures cellulaires et l'ADN. | 12 |
| Figure I.12. Courbe de probabilité des effets déterministes en fonction de la dose. | 13 |
| Figure I.13. Modèle linéaire sans seuil de l'incidence du cancer en fonction de la dose de radiation. | 13 |
| Figure II.1. Schéma d'effet photoélectrique. | 16 |
| Figure II.2. Schéma de l'effet Compton. | 16 |
| Figure II.3. Schéma de l'effet de création de pair. | 17 |
| Figure II.4. Schéma de la chaîne spectrométrie gamma. | 18 |
| Figure III.1. Massif des Trara. | 23 |
| Figure III.2. Carte d'échantillonnage GHAZAOUET. | 25 |
| Figure III.3. Dix échantillons préparés pour le comptage. | 26 |
| Figure III.4. Chaîne de spectrométrie gamma (GeHP) utilisée au laboratoire de l'environnement du CRNA. | 27 |

| | |
|--|----|
| Figure III.5. Droite de calibration en énergie..... | 29 |
| Figure III.6. Courbe d'étalonnage en efficacité réalisée par le logiciel Génie 2000. | 32 |
| Figure III.7. Spectre illustrant les pics des radionucléides. | 33 |
| Figure III.8. Mesure de pH de sol. | 34 |
| Figure IV.1. Distribution des concentrations d'activité du Th-232, U-238 et K-40 | 39 |
| Figure IV.2. Distribution des concentration d'activité de Cs-137..... | 41 |
| Figure IV.3. Carte géographique des pays a comparais..... | 42 |
| Figure IV.4. Résultats de cette étude sont comparés aux valeurs moyennes mondiale. | 46 |
| Figure IV.5. Variation des activités du radium équivalent dans les sols..... | 46 |
| Figure IV.6. Distribution des doses absorbée dans l'air. | 47 |
| Figure IV.7. Dose efficace annuelle reçue par les adultes. | 48 |
| Figure IV.8. Risque excessif de cancer global estimé. | 49 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau III.1. Calibration en énergie | 28 |
| Tableau III.2. Comptage du bruit de fond d'un détecteur en absence d'un échantillon. | 30 |
| Tableau III.3. Calibration en efficacité. | 31 |
| Tableau IV.1. Concentrations d'activité des radionucléides sélectifs. | 38 |
| Tableau IV.2. Comparaison des résultats moyens globaux des concentrations de radioactivité du Th-232,U-238 et K-40 dans les échantillons de sol de cette zone d'étude avec l'enquête UNSCEAR sur l'exposition aux rayonnements naturels provenant d'autres pays du monde. | 43 |
| Tableau IV.3. Résultats des facteurs de risque radiologiques mesures pour tous les échantillons de la présente étude. | 45 |

Liste des abréviations

UNSCEAR : Comité Scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants.

CIPR : Commission Internationale de Protection Radiologique.

AIEA : Agence Internationale de l'Energie Atomique.

s : décennies.

ADN : acide désoxyribonucléique.

ERSH : Evaluation des Risques pour la Santé Humaine.

GeHP : germanium Hyperpur.

CRNA : Centre de Recherche Nucléaire d'Alger.

Th-232: Thorium-232

U-238: Uranium-238.

K-40: Potassium-40.

Cs-137: Césium-137.

Am-241: Américium-241.

Co-60: Cobalt-60.

Ra-226: Radium-226.

Pb-214: Plomb-214.

Pb-212: Plomb-212.

Tl-218: Thallium-218.

Bi-214 : Bismuth-214.

Ac-228 : Actinium-228.

TEL : Laboratoire de l'environnement terrestre.

pH : Potentiel Hydrogène.

Ra_{eq} : Activité équivalent au radium.

D : Débit de dose absorbée.

AEDE : Dose efficace annuelle.

AEDET : Dose efficace annuelle totale.

ELCR : Risque excessif de cancer au cours de la vie.

ELCRT : Risque excessif de cancer au cours de la vie totale.

Bq : Becquerel, unité d'activité radioactive.

mSv : Millisievert, unité pour mesurer les doses biologiques (dose efficace...).

nGy : Nanogray, utilisé pour les faible doses dans les calculs d'exposition environnementale.

Introduction générale

Au cours des dernières années, une série d'événements défavorables, parfois même catastrophiques, ont sensibilisé l'opinion publique aux dangers pour la santé humaine et le bien-être liés aux rayonnements ionisants émis par des substances radioactives présentes dans l'environnement. Ces événements ont mis en lumière la nécessité de mieux comprendre et de contrôler les risques associés à la radioactivité.

La radioactivité découle de deux sources principales : l'une est naturelle, présente depuis les premiers instants de l'univers, et l'autre est artificielle, résultant des activités humaines telles que l'industrie nucléaire et les essais d'armes. Les deux sources contribuent aux niveaux de radioactivité dans l'environnement et peuvent représenter des risques pour la santé publique si elles ne sont pas gérées correctement. Les rapports du Comité Scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (**UNSCEAR**) en 1993 et 2000 soulignent que la majeure partie de l'exposition collective de la population mondiale aux rayonnements ionisants, soit environ 80 %, est due à la radioactivité naturelle. Celle-ci émane de diverses sources, notamment les radionucléides présents dans le sol, l'eau, les roches et les plantes, ainsi que dans le corps humain [1].

Dans le sol, les principaux radionucléides naturels sont le potassium-40 (K-40) ainsi que ceux des familles du thorium-232 (Th-232) et de l'uranium-238 (U-238). Leurs concentrations varient en fonction de la composition des sols, étant souvent plus élevées dans les zones minières. Bien que l'exposition à la radioactivité naturelle du sol soit généralement de faible intensité, elle peut contribuer aux effets stochastiques des rayonnements ionisants, tels que les cancers et les malformations génétiques [1].

Au niveau international, des organismes tels que l'**UNSCEAR**, la Commission Internationale de Protection Radiologique (**CIPR**) et l'Agence Internationale à l'Energie Atomique (**AIEA**) jouent un rôle essentiel en fournissant des données sur les niveaux d'exposition, en établissant des limites d'exposition et en recommandant des mesures de protection radiologique.

Dans ce travail, nous avons entrepris de quantifier et d'estimer le risque radiologique associé à la radioactivité présente dans le sol de la région de l'Ouest de l'Algérie, spécifiquement à GHAZAOUET. Comprendre la concentration de ces radionucléides dans le sol est essentiel pour évaluer les risques radiologiques auxquels les populations locales pourraient être exposées. Cette évaluation nécessite des mesures précises des concentrations de radionucléides.

Pour ce faire, nous avons utilisé la spectrométrie gamma, une méthode d'analyse non destructive et fiable qui permet de mesurer à la fois qualitativement et quantitativement les éléments radioactifs présents dans l'environnement. Cette technique nous permet de détecter et de quantifier différents radionucléides naturels, tels que l'uranium-238 (U-238), le thorium-232 (Th-232) et le potassium-40 (K-40), qui sont couramment présents dans le sol. En identifiant les types et les concentrations de ces éléments radioactifs, nous pouvons mieux évaluer les risques pour la santé et prendre les mesures nécessaires pour protéger les populations exposées.

Ce mémoire comporte quatre chapitres :

-Le premier chapitre est consacré à une recherche bibliographique sur la radioactivité et ses origines, ainsi que sur les risques des rayonnements sur les cellules vivantes.

-Le second chapitre définit le principe de fonctionnement de la spectrométrie gamma.

-Le troisième chapitre présente les méthodologies relatives à l'échantillonnage, au traitement et à l'analyse des échantillons par la technique choisie.

-Le quatrième et dernier chapitre présente les résultats obtenus ainsi que leurs discussions.

On termine par une conclusion générale qui résume les principaux résultats obtenus dans le cadre de cette étude.

Chapitre I : Généralités sur la radioactivité

I.1. Atome

Tout ce qui nous entoure, y compris notre propre corps, est composé de minuscules éléments constitutifs appelés particules. Ces particules sont si petites qu'elles ne peuvent pas être observées au microscope. Elles se combinent pour former des particules plus grandes appelées atomes.

L'atome est le plus petit élément constitutif de la matière ordinaire et se compose d'un noyau central contenant des protons et des neutrons, autour duquel gravitent des électrons chargés négativement.

Les protons ont une charge positive et les neutrons n'ont aucune charge. Le nombre de protons dans le noyau d'un atome détermine de quel élément il s'agit [2].

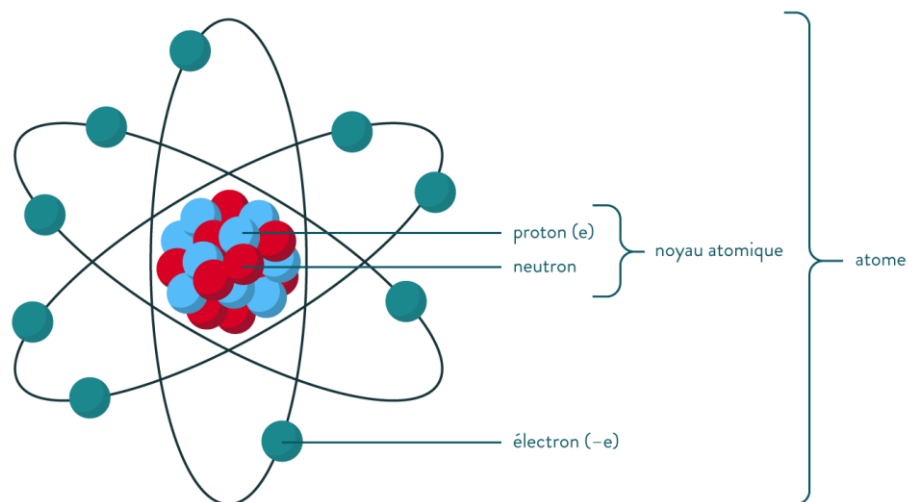


Figure I.1. Schéma de l'Atome.

I.2. Définition de la radioactivité

La radioactivité est un phénomène naturel ou artificiel dans lequel des noyaux atomiques instables se désintègrent spontanément et se transforment en noyaux atomiques plus stables en émettant des particules ionisantes (rayons alpha, bêta ou gamma). Cette désintégration radioactive peut être décrite à l'aide de l'équation de désintégration radioactive, qui relie la demi-vie d'un élément radioactif à sa constante radioactive.

La radioactivité est un phénomène fondamental en physique nucléaire et a des applications importantes dans de nombreux domaines tels que la médecine, l'énergie, l'industrie et l'environnement [3].

I.3. Différents types de la radioactivité

I.3.1. Emission alpha (α)

La désintégration alpha (α) implique un radionucléide suralimenté à la fois en protons et en neutrons. Le rayonnement alpha est un noyau d'hélium de très haute énergie de numéro atomique 4 (deux protons et deux neutrons). Le nucléide d'origine se transforme en isotope d'un autre élément chimique plus léger. Par exemple, l'uranium 238 (U-238) se désintègre en thorium 234 (Th-234) avec libération d'une particule α radioactive [4].

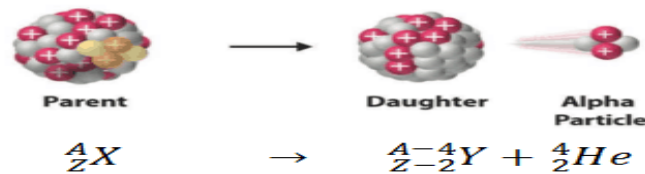


Figure I.2. Equation de désintégration alpha.

I.3.2. Emission bêta (β)

La particule bêta a la même masse et la même charge qu'un électron. Elle est libérée du noyau lors de la désintégration radioactive. Elle peut être chargée négativement (négatron) ou positivement (positron).

Les interactions collisionnelles des particules bêta sont quelque peu différentes de celles des particules alpha.

Les particules bêta ont une masse et une charge inférieures et une vitesse de déplacement plus rapide que les particules alpha de même énergie, elles peuvent donc entrer en collision avec des électrons en orbite de même énergie [5].

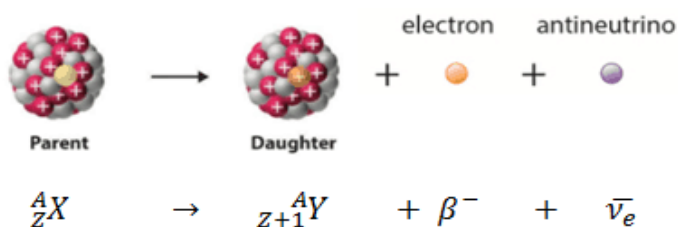


Figure I.3. Equation de désintégration bêta.

I.3.3. Emission gamma (γ)

La désintégration gamma est l'émission de rayonnements électromagnétiques appelés photons. Contrairement aux émissions alpha et beta, la désintégration gamma ne modifie ni le numéro atomique Z ni le nombre de masse A du radionucléide, mais seulement l'état énergétique de l'élément [4].

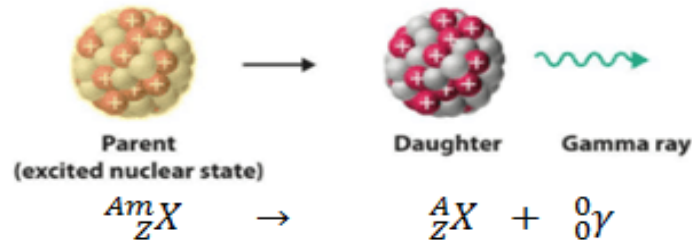


Figure I.4. Equation de désintégration gamma.

Cette émission suit souvent une désintégration bêta, voire alpha. Après l'émission de la particule alpha ou bêta, le noyau résiduel est encore excité car ses protons et ses neutrons n'ont pas trouvé leur équilibre. Il se libère alors rapidement du trop-plein d'énergie par émission d'un ou plusieurs rayonnements gamma. Prenons le cas du cobalt-60.

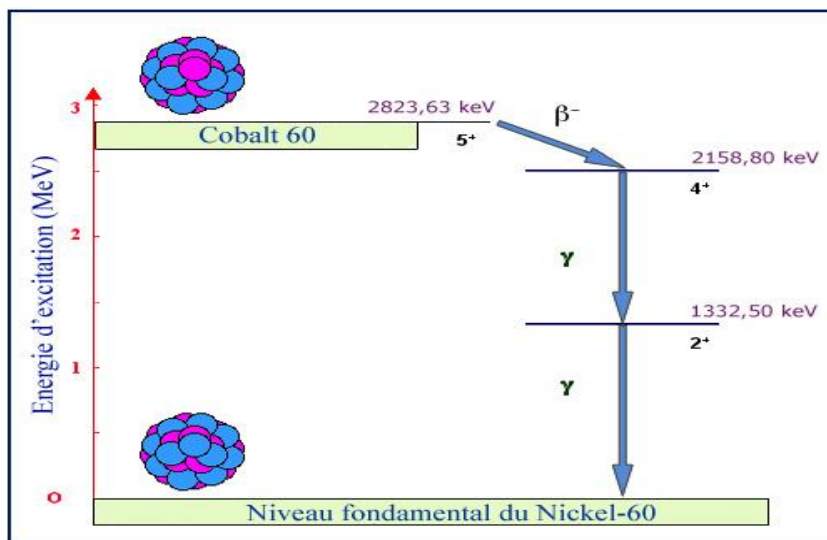


Figure I.5. Schéma de désintégration radioactive du Co-60.

Les rayonnements gamma se trouvent à l'extrémité du spectre de rayonnement électromagnétique au-delà de 10 keV. Elles sont moins ionisantes que les particules alpha et les électrons, mais par contre elles sont beaucoup plus pénétrantes.

I.4. Les lois quantitatives de la radioactivité

I.4.1. La loi de désintégration ou décroissance radioactive

Dans un échantillon de matière radioactive constitué de noyaux radioactifs d'une espèce donnée, le nombre de noyaux va décroître au cours du temps. Ce phénomène aléatoire est spontané.

Cette décroissance radioactive suit une loi exponentielle telle que :

$$dN(t) = -\lambda N(t) dt \quad (I.1)$$

En intégrant l'équation (1), on obtient le nombre de noyaux présents à l'instant t , comme suit :

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

Où :

N_0 : Nombre d'atomes à $t=0$;

$N(t)$: Nombre d'atomes à l'instant t ;

λ : Constante radioactive du corps ; elle représente la probabilité de désintégration d'un atome par unité de temps (s^{-1}).

I.4.2. La période radioactive

La période radioactive d'un radionucléide T est le temps nécessaire pour que la moitié des atomes radioactifs présents initialement se soient désintégrés.

D'après la relation de décroissance radioactive (I. 2), on a :

$$\frac{N}{N_0} = \frac{1}{2}$$

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

D'où
$$T = \frac{\ln 2}{\lambda}$$

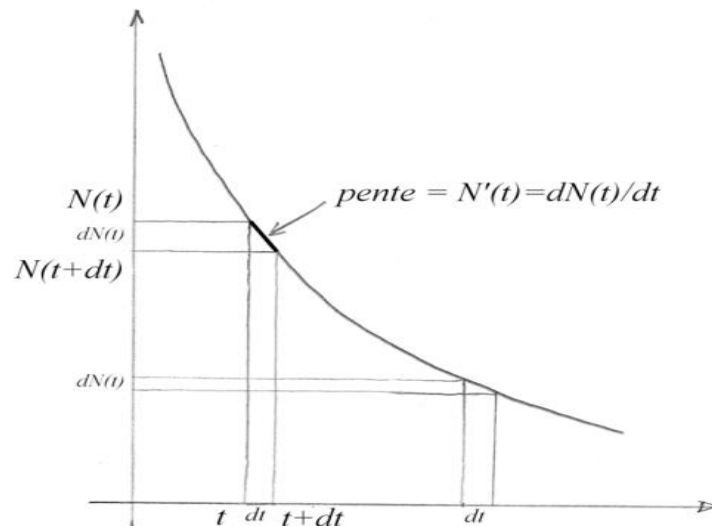


Figure I.6. Courbe de désintégration radioactive.

I.4.3. L'activité et unité de mesure

L'activité d'un échantillon radioactif est définie comme le nombre de désintégrations nucléaires qui s'y produisent par unité de temps :

$$A(t) = - \frac{dN(t)}{dt} \quad (I.3)$$

En remplaçant (I.3) dans la relation (I.2), on obtient :

$$A(t) = A_0 e^{-\lambda t} \quad (I.4)$$

Unité de mesure de l'activité

L'unité d'activité radioactive dans le système international d'unités (SI) est le becquerel (*Bq*).

- Un becquerel est l'activité d'un noyau qui subit une transformation par seconde : **1 Bq = 1dps** (désintégration par seconde).

D'autres unités existent :

-Le curie (*Ci*) est une unité plus ancienne, encore utilisée dans certains domaines. Un Curie correspond à **3,7 x 10¹⁰ Bq**.

-Le Rutherford (*Rd*) est une unité moins utilisée, équivalente à **10⁶ Bq**.

I.5. Source de la radioactivité dans l'environnement

I.5.1. Radioactivité naturelle

La radioactivité naturelle est un phénomène physique présent partout dans l'environnement, provenant de sources naturelles et non créées par l'homme. Elle est due à la désintégration spontanée d'atomes instables, appelés radioéléments, présents dans les roches, l'air, l'eau et même dans notre corps. Parmi ces radiations naturelles auxquelles est exposé l'homme et son environnement, on distingue celles d'origine cosmique et celles d'origine terrestre.

- **Le rayonnement cosmique** : constitué de particules chargées de haute énergie se trouvant dans l'espace. Il est constitué de protons, d'électrons, de noyaux atomiques et d'autres particules rares comme les rayons gamma. Ces rayons cosmiques sont produits par des événements cosmiques tels que les explosions d'étoiles (supernovæ), les trous noirs, les étoiles en rotation rapide (pulsars) et autres phénomènes célestes.
- **Le rayonnement terrestre** : tire son origine principalement des sources terrestres, constituées essentiellement de radioéléments présents dans l'écorce terrestre depuis des milliards d'années, ainsi que de radionucléides produits par l'interaction du rayonnement cosmique avec les constituants de l'atmosphère.

Les niveaux de radioactivité naturelle varient selon les régions géographiques, les facteurs climatiques et géologiques, ainsi que la présence d'éléments radioactifs dans les organismes vivants [5].

Malgré le passage du temps, certains isotopes radioactifs naturels restent présents aujourd'hui. Il s'agit notamment du thorium-232 (Th-232) (14 milliards d'années), de l'uranium-238 (U-238) (4,5 milliards d'années) et du potassium-40 (K-40) avec une demi-vie de 1,3 milliard d'années. Ces isotopes ne se sont pas encore complètement désintégrés [6].

➤ **Série de l'uranium, thorium et de potassium**

Chaque chaîne radioactive est constituée d'une série d'éléments qui se transforment successivement. Toutes les chaînes forment des familles ou séries radioactives. Il existe trois familles radioactives naturelles. La première famille commence avec l'uranium 238. Après 14 transformations (8 émissions alpha et 6 émissions bêta), elle aboutit à un élément stable : le plomb 206. Cette famille est appelée la série de l'uranium.

Lors d'une émission alpha, la masse atomique diminue de 4 unités, tandis qu'elle varie légèrement lors d'une émission bêta. Par conséquent, les différences de masse atomique entre les membres d'une même famille sont des multiples de 4 et les masses sont données approximativement par $4n + 2$.

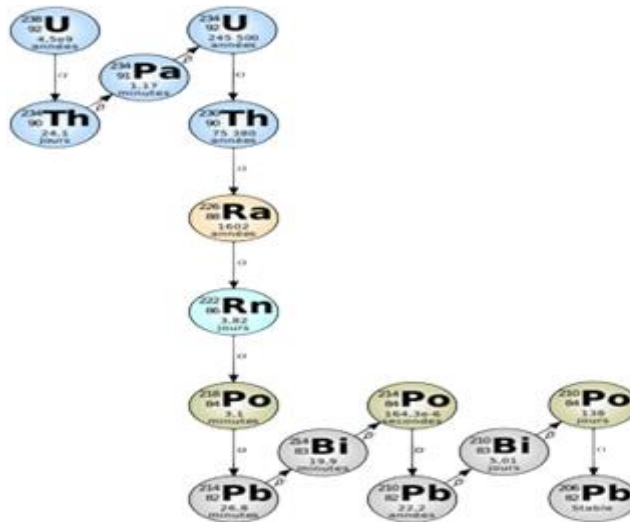


Figure I.7. Chaîne de désintégration de U-238.

Le thorium (masse 232) est la substance mère de la série $4n$ ou série du thorium, avec le Plomb de masse 208 comme produit stable final. La chaîne de désintégration de Th-232 est représentée à la figure I.8 [7].

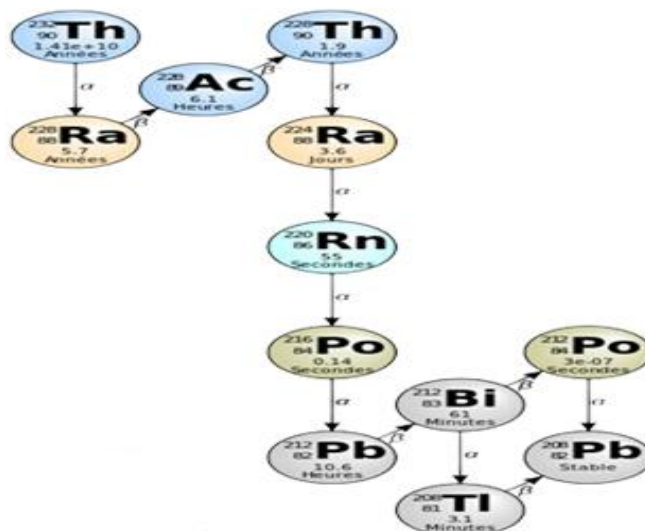


Figure I.8. Chaîne de désintégration de Th-232.

Le potassium (K-40) se désintègre selon deux modes : le β -moins, produisant du calcium comme produit stable, et la capture électronique, qui donne de l'argon-40 comme

élément stable. Les deux modes de désintégration de K-40 sont représentés à la figure I.9 [8].

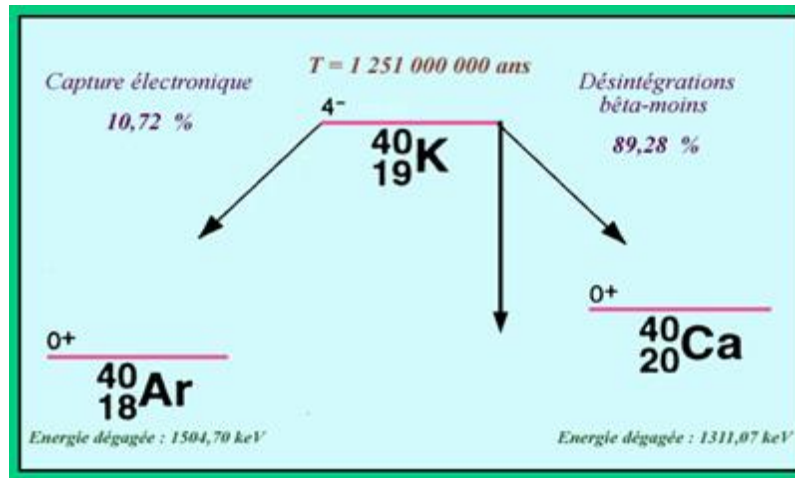


Figure I.9. Deux modes de désintégration de potassium-40.

I.5.2. Radioactivité artificielle

La radioactivité artificielle fait référence à la radioactivité générée par l'activité humaine. Au cours du siècle dernier, des quantités significatives de radionucléides artificiels ont été libérées dans l'environnement, entraînant une contamination étendue par des éléments radioactifs sur de vastes étendues de la planète [9].

Les principales sources des radionucléides artificiels dans l'environnement sont les essais d'armes nucléaires (environ 520 essais nucléaires ont été réalisés dans l'atmosphère entre 1945 et 1980, dont la majorité s'est produite entre les années 50s et 60s), les accidents nucléaires (Tchernobyl en 1986 et Fukushima en 2011), ainsi que les rejets contrôlés des installations nucléaires et les rejets de l'utilisation des radioéléments et de l'application des techniques nucléaires dans les domaines pacifiques (médecine nucléaire, recherche scientifique...) [10].

I.6. Equilibre entre les radionucléides

Il est possible d'observer un équilibre entre les niveaux d'activité des divers radionucléides présents dans une chaîne de désintégration. Dans la caractérisation de matrices ou de matériaux contenant plusieurs radionucléides, cette notion d'équilibre joue un rôle essentiel. En effet, bien qu'il soit nécessaire d'intégrer tous les descendants des radionucléides parents présents dans la matrice, certains radionucléides peuvent être difficiles à analyser en raison de leur courte période radioactive ou de l'intensité limitée de leurs rayonnements. Cependant, en cas d'équilibre, où l'activité des radionucléides descendants est en équilibre avec celle des parents, il devient possible de ne procéder à l'analyse que de certains radionucléides tout en estimant l'activité des autres présents [11].

I.6.1. Equilibre séculaire

Lorsque la période radioactive du radionucléide à la tête de la chaîne de désintégration est largement supérieure à celle des radionucléides descendants, un équilibre dit séculaire, compte tenu des longues périodes dont il est question, peut être observé. Dans ce cas, tous les radionucléides d'une même chaîne de désintégration possèdent la même activité. Par exemple, dans la chaîne de l'uranium-238, l'activité du thorium-234 (demi-vie = 24,1 jours) devient égale à celle de son parent, l'uranium-238 (demi-vie = 4,5 milliards d'années) [12].

Cet équilibre n'est possible que lorsque tous les éléments de la chaîne sont confinés dans un même milieu pendant une période suffisamment longue, soit 10 fois le temps de demi-vie du radionucléide descendant possédant la période la plus longue (p. ex., l'uranium-234 dans le cas de la chaîne de l'uranium-238) [1].

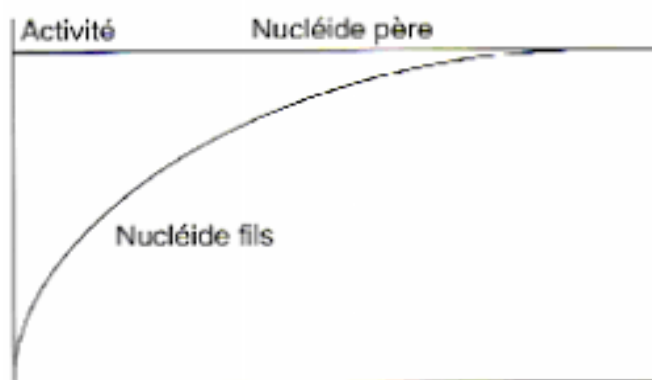


Figure I.10. Etablissement de l'équilibre séculaire entre le parent et son descendant.

I.7. L'évaluation des effets radiologique sur la santé humaine

L'homme est constamment exposé aux rayonnements ionisants, qu'ils proviennent de sources naturelles ou artificielles. Bien que les expositions soient généralement faibles, des doses élevées peuvent être rencontrées en cas d'accidents impliquant une contamination. Cette exposition peut entraîner des effets biologiques néfastes sur la santé [13].

Cette ionisation affecte les cellules des tissus ou des organes exposés, perturbant ainsi les processus biologiques cellulaires. Cela peut conduire à la modification des propriétés chimiques des molécules et à l'altération de l'ADN, qui joue un rôle de « chef d'orchestre » dans la vie cellulaire [14].

On peut alors classer les effets biologiques produits par les rayonnements ionisants sur l'organisme en deux types :

- ❖ Les effets déterministes, précoces et qui n'existent que pour des doses fortes.
- ❖ Les effets stochastiques, tardifs, surtout liés au problème des faibles doses.

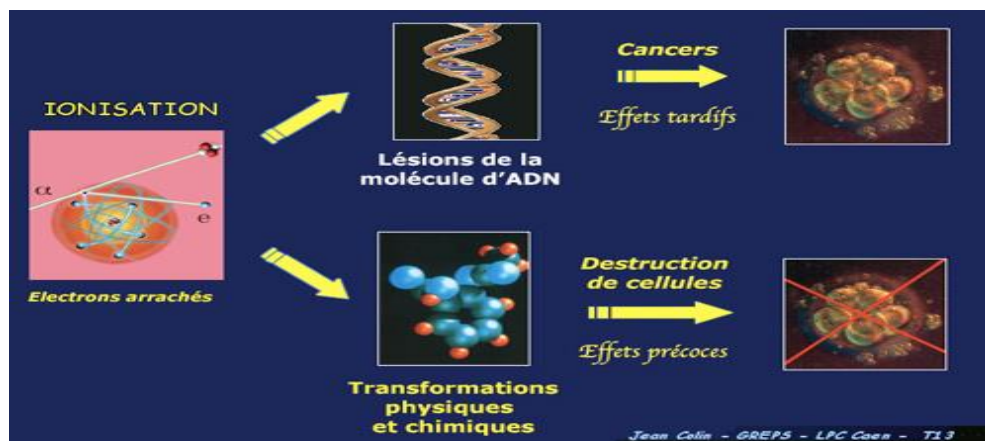


Figure I.11. Effets de l'ionisation sur les structures cellulaires et l'ADN.

I.7.1. Les effets déterministes (précoces)

Il s'agit d'effets qui surviennent en général dans les heures, les jours ou les semaines après l'irradiation, et se produisent à coup sûr quand la dose reçue dépasse un seuil précis, variable d'un individu à l'autre, mais qui au niveau d'une population est compris entre deux valeurs D_0 (aucun des individus ne présente l'effet) et D_{100} (100 % des individus présentent l'effet). La dose pour laquelle, expérimentalement ou épidémiologiquement, 50 % des individus présentent l'effet est appelée la D_{50} [13].

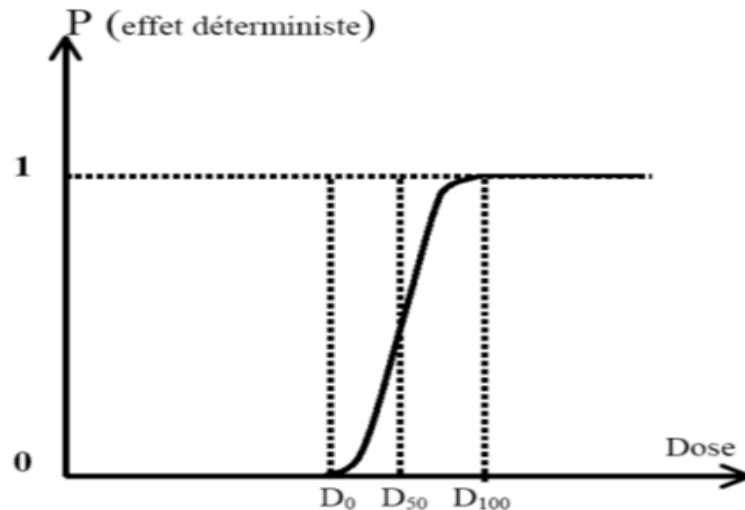


Figure I.12. Courbe de probabilité des effets déterministes en fonction de la dose.

I.7.2. Les effets stochastiques (retardés)

Ce sont les conséquences probabilistes à long terme de la transformation d'une cellule. Ils résultent de lésions mal réparées des molécules d'ADN. Ils n'ont pas de seuil de dose, et sont aléatoires (ils n'apparaissent pas chez tous les individus). Ils ont une gravité apparemment indépendante de la dose reçue [15].

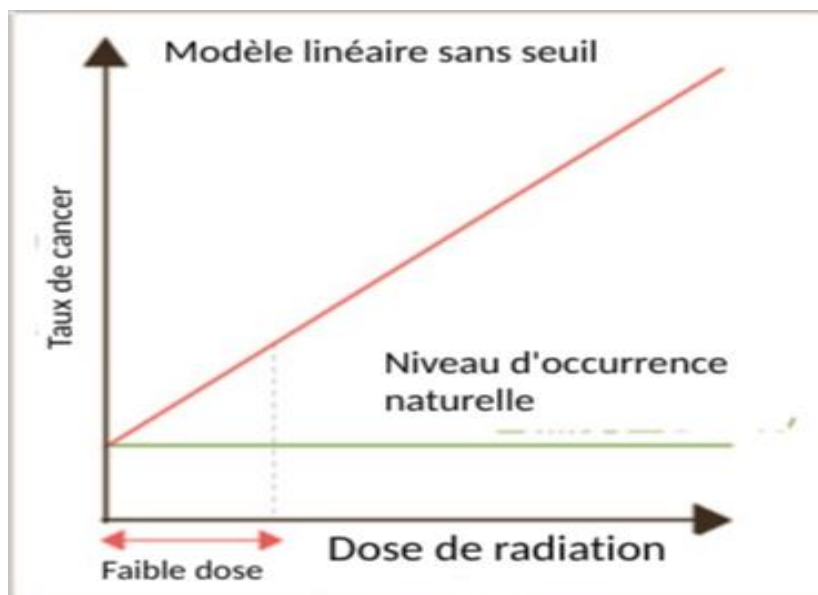


Figure I.13. Modèle linéaire sans seuil de l'incidence du cancer en fonction de la dose de radiation.

Et pour cela, l'évaluation des risques pour la santé humaine (**ÉRSH**) est l'un des principaux outils recommandés par la commission internationale de protection radiologique (**CIPR**) qui travaille en étroite collaboration avec le comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (**UNSCEAR**) afin de procéder à l'évaluation des impacts potentiels sur la santé humaine des contaminants liés à un projet. Une ÉRSH peut aider à déterminer s'il existe des risques potentiels pour la santé humaine dans le cadre d'un projet.

***Chapitre II : Spectrométrie
gamma***

II.1. La technique de la spectrométrie gamma

La spectrométrie gamma est une technique d'analyse très précise dont le principal objectif est d'identifier et de quantifier les radioéléments naturels ou artificiels émetteurs de rayonnements gamma présents dans l'échantillon à analyser et de contrôler la non contamination radioactive dans l'environnement. Elle permet en une seule mesure et avec une préparation simple de l'échantillon d'identifier les éléments radioactifs présents et de déterminer leur activité, permettant ainsi de mesurer la radioactivité globale de l'échantillon [16].

II.2. Interaction des rayons gamma avec la matière

Les rayons gamma, appelés aussi rayonnements électromagnétiques, sont constitués de particules sans charge ni masse appelées photons. Ils sont émis par les noyaux atomiques lorsqu'ils passent d'un état excité à un état moins énergétique. Ces rayonnements sont très pénétrants et peuvent traverser des couches épaisses de matière solide. Lorsque les rayons gamma interagissent avec la matière, trois principaux types d'interactions peuvent se produire :

II.2.1. Effet photoélectrique

Dans l'effet photoélectrique, un photon interagit avec un électron lié dans un atome. Cette interaction conduit à la disparition complète du photon incident, tandis qu'un photoélectron est éjecté de l'atome de l'une de ses couches liées. L'énergie cinétique du photoélectron émis (E_e) est déterminée en soustrayant l'énergie de liaison de l'électron dans sa couche d'origine (E_b) de l'énergie photonique incidente ($h\nu$) :

$$E_e = h\nu - E_b \quad (\text{II.1})$$

Ainsi, les photoélectrons ne sont émis par l'effet photoélectrique que si l'énergie du photon atteint ou dépasse une énergie seuil, correspondant à l'énergie de liaison de l'électron, également connue sous le nom de fonction de travail du matériau. Pour les rayons gamma d'énergie supérieure à quelques centaines de keV, le photoélectron emporte la majeure partie de l'énergie du photon incident ($h\nu$).

Suite à cette interaction, un atome de l'absorbeur est ionisé, laissant une vacance dans l'une de ses couches électroniques. Cette vacance peut être rapidement remplie par un électron provenant d'une couche avec une énergie de liaison inférieure (autres couches) ou par la capture d'un électron libre du matériau. Le réarrangement des électrons des autres

couches crée une autre vacance, qui est à son tour comblée par un électron provenant d'une couche avec une énergie de liaison encore plus faible. Par conséquent, cela peut entraîner la génération d'une cascade de rayons X caractéristiques. La probabilité d'émission de rayons X caractéristiques diminue à mesure que le numéro atomique de l'absorbeur diminue. Parfois, l'émission d'un électron Auger se produit également [17]. La figure ci-dessous donne une schématisation de cet effet.

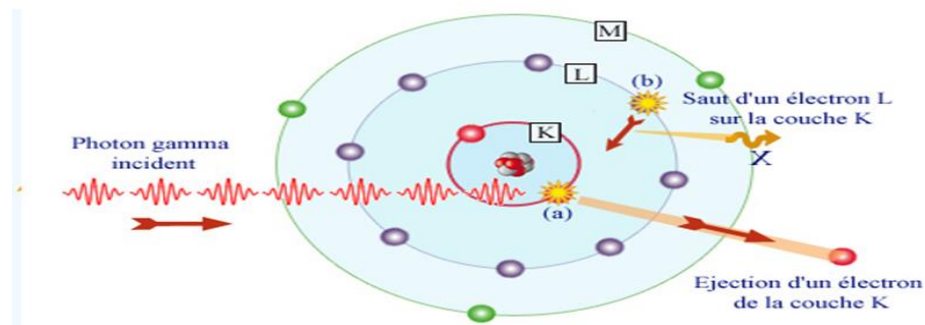


Figure II.1. Schéma d'effet photoélectrique.

II.2.2. Effet Compton

Lorsque les photons ont une énergie comprise entre 0,1 et 5 MeV, l'effet Compton devient prédominant. Dans cette interaction, le photon incident interagit avec un électron lié, transférant une partie de son énergie à cet électron. Cela donne naissance à un photon diffusé d'énergie plus faible ainsi qu'à un électron appelé électron Compton. Une schématisation de cet effet est donnée par la figure II.2.

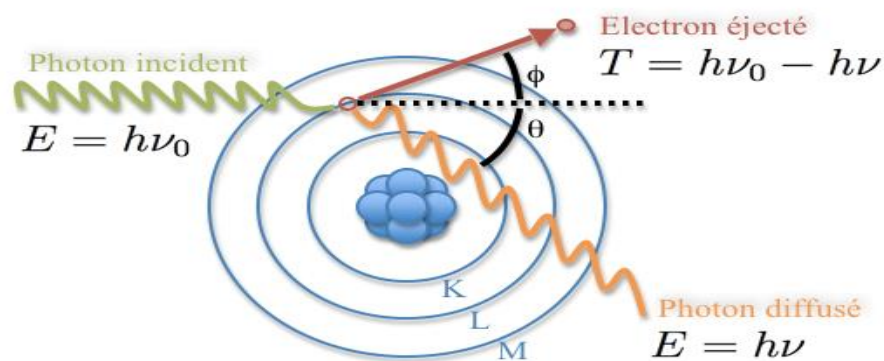


Figure II.2. Schéma de l'effet Compton.

II.2.3. Effet de création de paires

Lorsqu'un photon d'énergie $h\nu$ supérieure à deux fois l'énergie de l'électron (1,022 MeV) interagit avec la matière, il peut subir un processus de matérialisation. Cela implique la transformation du photon en deux particules, un électron (e^-) et un positron (e^+) (antiparticule de l'électron e^-).

Ce processus ne peut se produire qu'en présence de matière, conformément aux lois de conservation de l'énergie et de l'impulsion.

Le positron ainsi créé a une durée de vie très courte. Par conséquent, après sa formation, il interagit rapidement avec le premier électron rencontré, s'annihilant mutuellement et produisant deux photons de 511 keV émis en directions opposées.

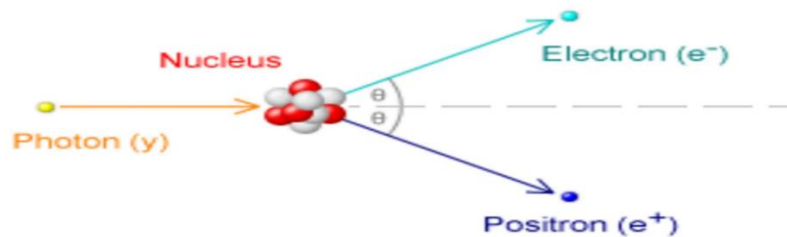


Figure II.3. Schéma de l'effet de création de pair.

II.3. Principe de la spectrométrie gamma

La spectrométrie gamma est une technique qui utilise un détecteur (cristal scintillateur ou semi-conducteur) pour détecter et mesurer les rayonnements gamma émis par des substances radioactives (radionucléides). Lorsque les rayonnements gamma interagissent avec le détecteur, ils génèrent des signaux électriques. Ces signaux sont analysés par un système électronique, fournissant des informations sur l'énergie et le nombre de photons gamma détectés. Ces informations permettent d'identifier les radionucléides présents dans l'échantillon et de déterminer leur activité (analyse qualitative et quantitative) [16].

II.4. La chaîne de la spectrométrie gamma

La chaîne de spectrométrie gamma comporte les équipements suivants :

- Une alimentation haute tension ;
- Un détecteur dans un château de plomb ;
- Un préamplificateur ;
- Un amplificateur ;
- Un analyseur multicanaux ;
- Un ordinateur avec logiciel de traitement des données.

Pour fonctionner, le détecteur doit être polarisé par une alimentation haute tension. Le signal issu du détecteur (résultant de l'interaction du rayonnement gamma ionisant avec le matériau du détecteur) doit être mis en forme par un préamplificateur afin d'être utilisable dans la chaîne de mesure qui est constituée d'un amplificateur suivi d'un système d'analyse d'amplitude des impulsions. Tous les éléments qui composent une chaîne de détection et contribuent à la proportionnalité entre l'énergie déposée et l'impulsion finale doivent être remarquablement stables et linéaires. L'ensemble de ces éléments est schématisé sur la figure II.4 ci-dessous.

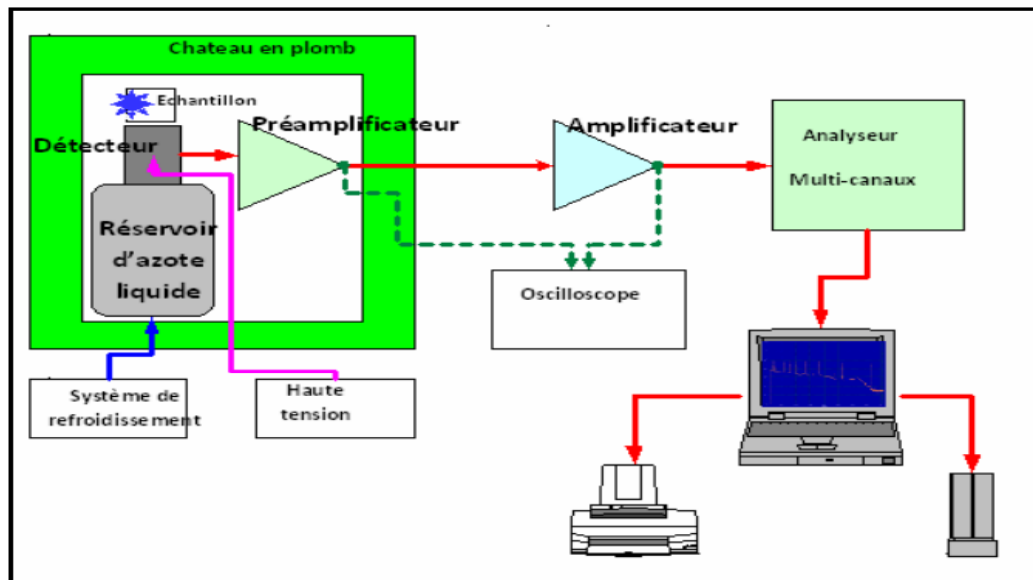


Figure II.4. Schéma de la chaîne spectrométrie gamma.

II.4.1. Une alimentation haute tension

L'alimentation haute tension est un élément indispensable, elle fournit la haute tension nécessaire au fonctionnement du détecteur et le reste de la chaîne spectrométrique [18].

II.4.2. Détecteur à semi-conducteur

Le détecteur est basé sur un cristal de germanium Hyper Pur (GeHP) qui a la structure d'un semi-conducteur. Il s'agit d'un milieu qui subit directement l'ionisation du rayonnement incident en provoquant le déplacement de paires d'électrons-trous. Ces paires de charges sont attirées vers les bornes du milieu détecteur polarisé par une alimentation haute tension. Un courant électrique (impulsion) est donc généré dans le circuit à chaque interaction du détecteur. Un préamplificateur est donc nécessaire pour traiter ces informations afin de les rendre exploitables [18].

Ce détecteur est placé dans un château en plomb de 10 cm d'épaisseur, recouvert à l'intérieur d'une plaque de cuivre de 2 mm d'épaisseur, dans le but de ne pas comptabiliser la radioactivité externe, non propre à l'échantillon. Tout détecteur GeHP nécessite un apport d'azote liquide pour le maintenir à une température très basse.

II.4.3. Un préamplificateur

Le rôle principal du préamplificateur n'est pas simplement d'amplifier le signal provenant du détecteur, mais plutôt de préparer ce signal pour un amplificateur ultérieur dans la chaîne de mesure. Son objectif est de convertir le courant électrique provenant du détecteur en une impulsion électrique dont l'amplitude est proportionnelle à l'énergie libérée par le photon [18].

II.4.4. Un amplificateur

L'amplificateur a pour fonction de multiplier dans un rapport donné ajustable, l'amplitude du signal qu'il reçoit à la sortie du préamplificateur. Il contribue alors à la mise en forme finale du signal en vue de son analyse ou de son traitement [18].

II.4.5. Un analyseur multicanaux

Un analyseur multicanaux comprend un codeur analogique-numérique, une mémoire divisée en segments aussi appelée canaux et un écran de visualisation. Ces éléments permettent respectivement de convertir l'amplitude du signal électrique fourni par l'amplificateur en nombres proportionnels à l'énergie déposée dans le cristal, de classer ces nombres dans les canaux de mémoire et de visualiser le contenu de l'ensemble des canaux, c'est-à-dire la représentation du spectre sur l'écran. Dans ce dernier, l'énergie déposée dans le cristal est reliée au numéro de canal et le nombre de coups dans un canal donné est proportionnel au nombre de photons ayant déposé la même énergie. Cette visualisation finale s'effectue grâce à un système incorporé ou bien en liaison avec un micro-ordinateur [18].

II.4.6. Logiciel spectrométrie

Le logiciel d'analyse et de traitement, permet de visualiser en temps réel la sortie de l'analyseur multi-canaux, à savoir un spectre ayant pour abscisse le numéro de canal et pour ordonnée le nombre de coups dans ce canal.

II.5. Calibration de la chaîne de spectrométrie gamma

La calibration de la chaîne de spectrométrie gamma est une étape cruciale pour garantir la précision et la fiabilité des mesures de radioactivité effectuées avec un détecteur (GeHP). Elle implique l'établissement d'une corrélation entre les signaux électriques captés par le photomultiplicateur et les énergies des rayonnements gamma détectés. Cette corrélation est généralement établie en utilisant des sources de calibration radioactives contenant différents isotopes gamma connus.

En effet, elle peut être effectuée en deux étapes principales : la calibration en énergie et la calibration en efficacité.

Calibration en énergie

Pour l'étalonnage en énergie, on relie simplement les canaux de détection à leurs énergies correspondantes en utilisant des sources de référence émettant des énergies gamma bien connues. On associe à chaque pic du spectre des sources de référence le numéro de canal où l'accumulation de coups est maximale, puis on établit une relation polynomiale entre ces numéros de canal et les énergies correspondantes des photons gamma. Cela nous permet d'estimer l'énergie des photons gamma détectés à partir de leur numéro de canal, en supposant que le reste de la chaîne de détection est linéaire.

$$E = a \times C + b \quad (\text{II.2})$$

Où

E : l'énergie en KeV

C : le numéro de canal d'accumulation maximum du coup

a : coefficient directeur de la courbe en KeV/canal

b : l'énergie du premier canal

Calibration en efficacité

L'étalonnage en efficacité peut se faire par de nombreuses sources « étalons » adaptées à la géométrie de mesure de l'échantillon. Il comporte trois étapes :

- Analyse des spectres des sources étalons, dont les pics correspondent à des radio- nucléides d'activités connues et la détermination de la surface nette de chaque pic aussi que l'activité de chaque radionucléide.
- Calcul de l'efficacité de détection comme étant le rapport du nombre de photons gamma détectés par le nombre de photons gamma émis par l'échantillon durant le temps de mesure.
- Traçage de la courbe représentative de l'efficacité en fonction de l'énergie. L'efficacité est déterminée à partir de la relation suivante :

$$\mathcal{E} = \frac{N}{A \times I \times t} \quad (\text{II.3})$$

Où

ε : est l'efficacité d'absorption totale en (%) pour l'énergie E,

A : l'activité (exprimée en Bq) généralement connue,

N : le comptage du pic (en nombre d'impulsions)

I (%) : l'intensité d'émission absolue de la raie Y considérée d'énergie E de ce nucléide,

t : la durée du comptage en seconde.

L'incertitude absolue sur l'efficacité est donnée par :

$$\frac{\Delta\varepsilon}{\varepsilon} = \sqrt{\left(\frac{\Delta N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\Delta A}{A}\right)^2 + \left(\frac{\Delta I}{I}\right)^2 + \left(\frac{\Delta t}{t}\right)^2 + \left(\frac{\Delta m}{m}\right)^2} \quad (\text{II.4})$$

Bruit de fond :

Toute chaîne de comptage présente un bruit de fond provenant de différentes sources, à savoir :

- Les radionucléides naturels présents dans les matériaux auxiliaires du détecteur ;
- Les radionucléides naturels présents dans les matériaux de construction du laboratoire ;
- Les rayons cosmiques ;
- Les signaux parasites de l'électronique associée.

La connaissance du bruit de fond de la chaîne de spectrométrie est particulièrement importante dans la mesure des échantillons de faibles niveaux d'activité.

Chapitre III :
Matériels et méthodes

Ce travail a été mené au Laboratoire de Radioécologie et surveillance de l'environnement du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA). Dans cette étude, nous avons sélectionné la matrice du sol, qui constitue la principale source d'exposition aux rayonnements naturels et est souvent utilisée comme indicateur de base de toute contamination radiologique. L'objectif principal de notre étude est de quantifier et d'estimer le risque radiologique dû à la radioactivité présente dans le sol de la région ouest de l'Algérie.

Pour atteindre l'objectif de notre étude, nous passons par quelques étapes qui nous permettent d'analyser nos échantillons. Dans ce chapitre, nous présentons les matériels et les méthodes qu'on a utilisés.

III.1. La zone d'étude

Notre zone d'étude s'intègre dans la commune de GHAZAOUET, c'est une petite cité portuaire à l'abri des Trara, elle compte environ 30000 habitants en 2008 et s'est industrialisée depuis l'indépendance [19].

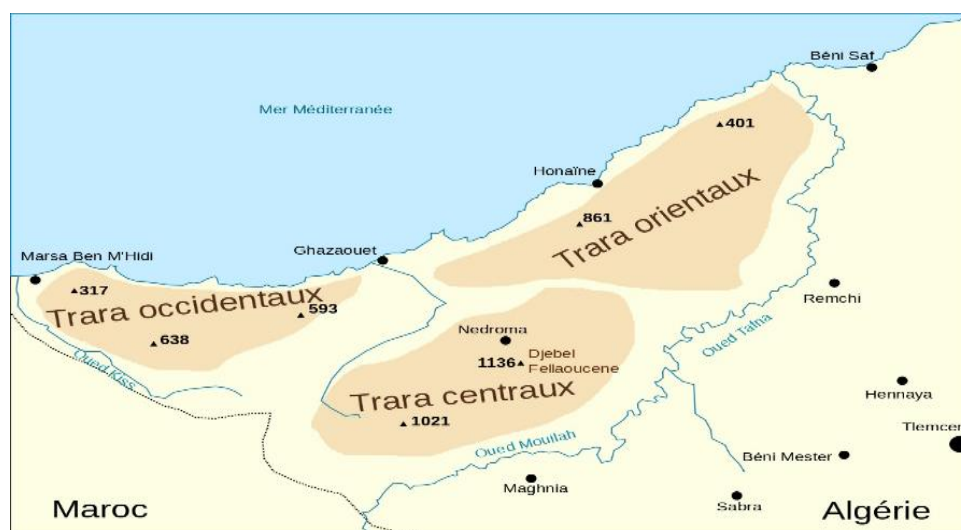


Figure III.1. Massif des Trara.

III.2. La matrice de prélèvement

Le sol constitue la matrice la plus adaptée à de telles études. Il peut être contaminé de l'extérieur par des dépôts radioactifs rejetés par les installations nucléaires ou par les retombées globale d'explosions et d'accidents nucléaires, ce qui en fait le site de toute accumulation de matières radioactives. La collecte et l'analyse d'échantillons de sol sont souvent utilisées pour déterminer la répartition et l'accumulation de radioactivité au fil du temps.

Le mouvement des radioéléments dans le sol peut suivre deux orientations principales : verticale ou horizontale. Il est en général très long, de l'ordre de quelques centimètres par année. Il est fonction d'une part des propriétés physico-chimiques du radioélément, d'autre part de celle du milieu récepteur. Le mouvement vertical est plus rapide dans les sols de type sablonneux, et lent dans les argiles. Il est accéléré par le mouvement rapide de l'eau, ce qui fait que la pénétration est plus importante dans les régions où les précipitations sont importantes.

La profondeur de pénétration des radionucléides dans le sol dépend de plusieurs facteurs, tels que les concentrations d'isotopes stables, le type de sol, les précipitations et la valence des radionucléides. Les cations divalents sont plus susceptibles d'être fixés que les cations monovalents. Le Cs-137 et le Sr-90, tous deux divalents, sont les produits de fission les plus importants que l'on trouve généralement dans les couches supérieures du sol (les premiers centimètres) [20].

III.3. Les lieux de prélèvement

Le choix des lieux de prélèvement a été fondé sur une étude Radioécologie de quelques régions du territoire national, dans le cadre d'un projet initié par le Centre de Recherche Nucléaire d'Alger. Dans notre étude, nous avons utilisé des échantillons prélevés en juillet 2023 dans la région de GHAZAOUET, où dix sites de prélèvements ont été choisis.

Les dix sites de prélèvement sont identifiés sur la carte géographique ci-dessous.

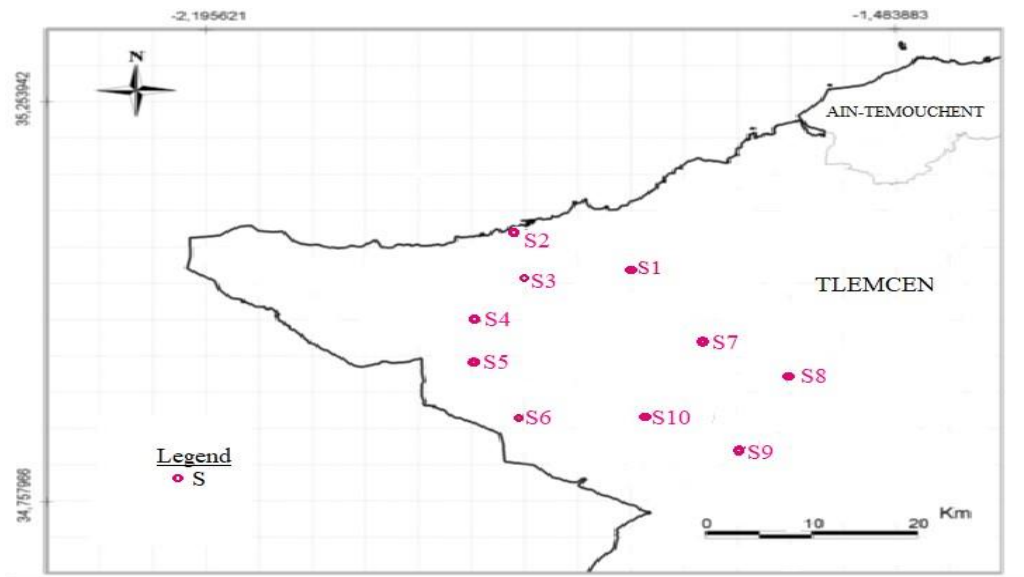
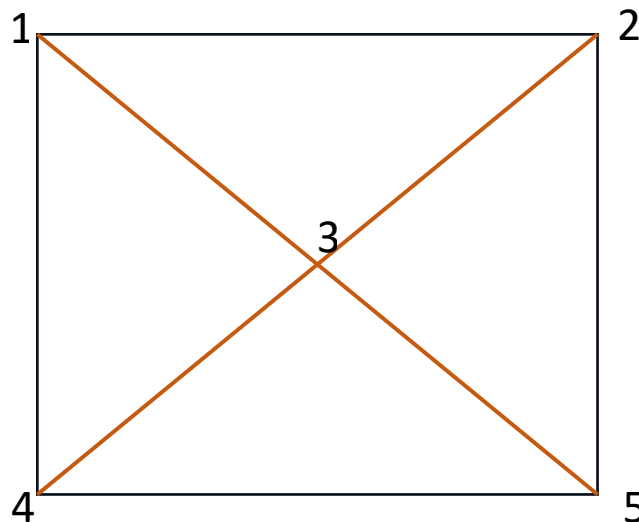


Figure III.2. Carte d'échantillonnage GHAZAOUET.

III.4. Prélèvement des échantillons

Les échantillons de sol sont prélevés de manière standardisée sur une superficie de 1 m² selon la méthode de la diagonale (voir ci-dessous), après avoir éliminé toutes les impuretés indésirables telles que les brindilles, la végétation et le verre, du site. Les échantillons sont prélevés à une profondeur d'environ (0-5) cm, ce qui correspond à environ 200 g prélevés à chaque point. Un échantillon composite de sol est préparé à partir des cinq échantillons ponctuels formant environ 1 Kg. Les échantillons collectés ont été emballés dans des sacs en plastique étiquetés et transportés au laboratoire du CRNA pour analyse.



III.5. Préparation des échantillons

Au laboratoire, les échantillons ont été conservés dans les sacs en plastique jusqu'à leur conditionnement, qui comprend :

III.5.1. Séchage

Dans le cadre de l'expérience, les quantités prélevées ont été séchées à l'air libre, puis à l'étuve à 70°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant.

III.5.2. Tamisage

Les échantillons séchés ont été broyés en fine poudre à l'aide d'un broyeur centrifuge (RestchS100), tamisés sur une maille de 200 μm , et homogénéisés avant analyse.

III.6. L'analyse par la spectrométrie gamma

III.6.1. Préparation d'échantillons pour analyse spectrométrie gamma

Pour cette analyse, nous avons prélevé 100 g de sol déjà broyé et tamisé pour assurer une homogénéité dans les échantillons et une meilleure représentativité des données. Ensuite les échantillons ont été placés dans des sachets, chacun étiqueté avec son code afin de garantir la traçabilité des échantillons tout au long du processus d'analyse. Ces sachets ont été disposés dans des boîtes et laissés pendant 17 jours afin d'atteindre l'équilibre séculaire entre Ra-226 et ses produits de filiation de courte durée, avant d'être analysés.

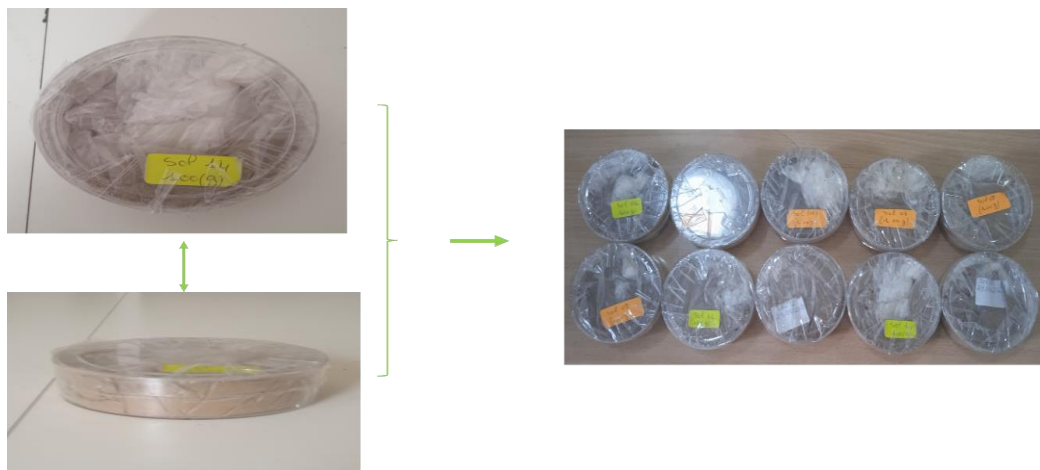


Figure III.3. Dix échantillons préparés pour le comptage.

III.6.2. Réglage et calibration de la chaine d'analyse

Les mesures ont été effectuées à l'aide d'une chaine de spectrométrie gamma type Canberra munie d'un détecteur au germanium hyper pur de type coaxial avec une efficacité relative de 30% et une résolution en énergie de 1,8 Kev à l'énergie 1332 Kev du ^{60}Co . Les échantillons ont été analysés pour un temps d'acquisition de 24 heures, en utilisant le logiciel d'analyse et de traitement des données Génie 2000.

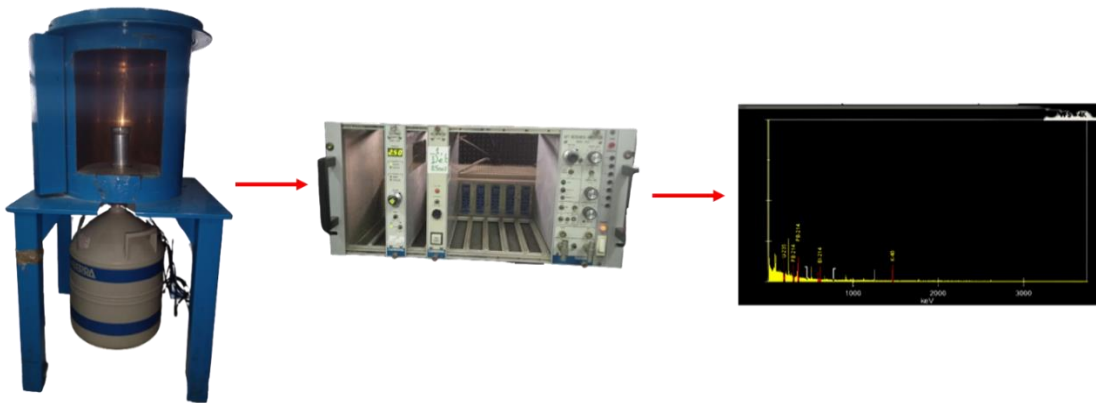


Figure III.4. Chaîne de spectrométrie gamma (GeHP) utilisée au laboratoire de l'environnement du CRNA.

III.6.3. Calibration de la chaine de mesure

Toute mesure de radioactivité d'un échantillon est précédée par deux opérations de calibration, l'une en énergie et l'autre en efficacité, et cela afin d'assurer une analyse quantitative et qualitative.

III.6.3.1. Calibration en énergie

Afin de pouvoir identifier les différents radioéléments présents dans notre échantillon, il est nécessaire d'identifier avec exactitude les pics présents dans le spectre.

Une calibration en énergie traduit la correspondance qui existe entre les canaux et leurs énergies. Ceci peut être effectué à l'aide d'une source standard présentant une large gamme d'énergie (50 Kev à 2000 Kev) [18].

Dans notre cas, nous avons calibré notre équipement à l'aide de trois sources standards : Cs-137, Am-241 et Co-60. Les trois sources ont été comptées dans le détecteur 1 de la salle de la spectrométrie gamma du laboratoire de l'environnement, qui est affilié au centre de recherche nucléaire d'Alger, avec un temps d'acquisition de 600s. Le mode d'étalonnage par bibliothèque a été choisi pour effectuer cette opération. Les renseignements concernant cette calibration sont exprimés dans le tableau III.1.

Tableau III.1. Calibration en énergie

| Radionucléide | Numéro de canal | Energie (Kev) |
|---------------|-----------------|---------------|
| Am-241 | 65 | 59,5 |
| Cs-137 | 667 | 611 |
| Co-60 | 1281 | 1173 |
| | 1455 | 1332 |

En se basant sur les données des sources étalons mentionnées précédemment, on peut avoir une droite de calibration qui est sous forme :

$$E = a \times C + b \quad (\text{III.1})$$

Où :

E : l'énergie du radionucléide, en KeV ;

C : le numéro du canal ;

a : la pente de la droite qui s'exprime en KeV/canal ;

b : la valeur de l'énergie à l'origine qui s'exprime en KeV.

La droite de calibration en énergie de la chaîne de mesure obtenue par le logiciel Genie 2000 est illustrée par la figure III.5.

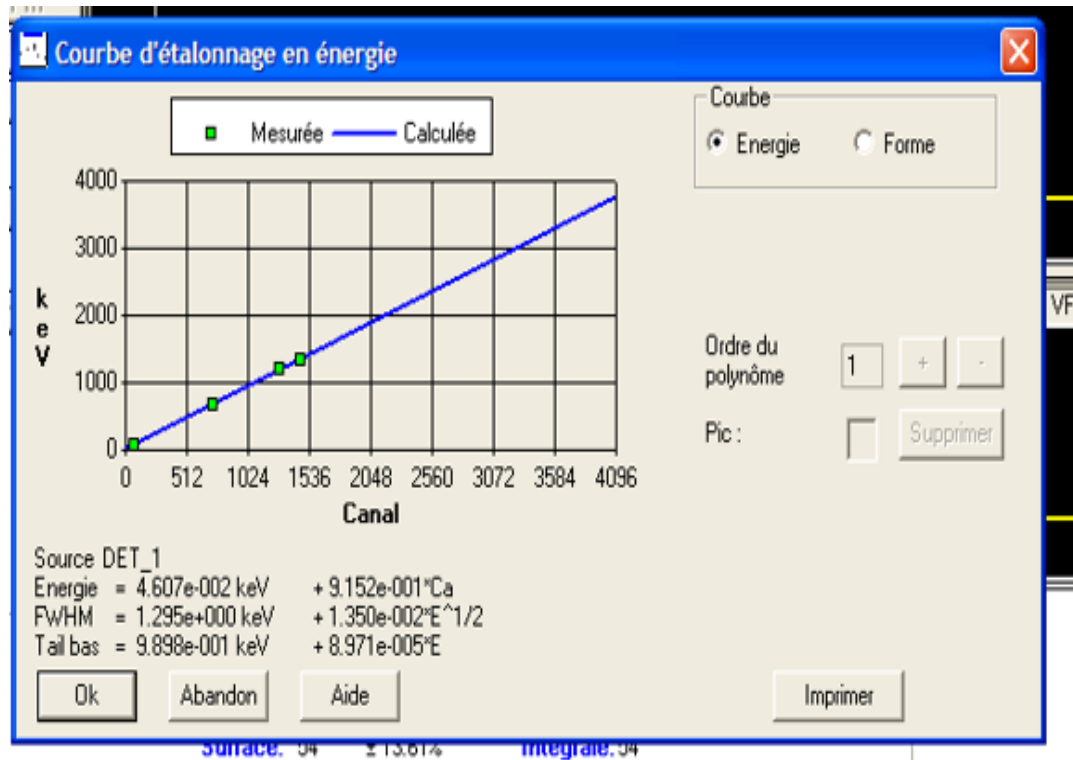


Figure III.5. Droite de calibration en énergie.

Par la suite, un comptage à vide en absence d'échantillon a été effectué afin de quantifier le bruit de fond dans le détecteur.

Tableau III.2. Comptage du bruit de fond d'un détecteur en absence d'un échantillon.

| Elément | Le temps de comptage (s) | Nombre de coup des radionucléides (Net) |
|---------|--------------------------|---|
| Ra-226 | 86400 | 362 |
| Pb-214 | 86400 | 47 |
| Pb-214 | 86400 | 131 |
| Tl-208 | 86400 | 84 |
| Bi-214 | 86400 | 156 |
| Cs-137 | 86400 | 0 |
| Ac-228 | 86400 | 43 |
| K-40 | 86400 | 144 |

III.6.3.2. Calibration en efficacité

Afin de déterminer l'activité contenue dans notre échantillon, nous devons d'abord connaître l'efficacité de détection de notre détecteur, définie comme la mesure de sa capacité à détecter les radiations.

C'est un facteur qui nous permet de convertir les valeurs mesurées de comptage en activités spécifiques contenues dans les échantillons [18].

Pour évaluer l'efficacité de détection d'un échantillon, il est essentiel de disposer d'une source standard présentant des caractéristiques similaires à celles de l'échantillon à mesurer, telles que la densité, l'état physique, la masse et la géométrie.

Pour notre analyse, on s'est référé à un standard sol acquis dans le cadre du test d'aptitude codifié IAEA-TEL-2018-03 organisé par le Laboratoire de l'environnement terrestre (TEL) de l'AIEA à Seibersdorf et auquel le laboratoire de l'environnement a pris part. L'efficacité de détection a été calculée à l'aide de l'équation (II.3).

La courbe d'étalonnage en efficacité donnée par la figure III.6, a été tracée en utilisant les radionucléides du standard sol comme illustré dans le tableau III.3.

Tableau III.3. Calibration en efficacité.

| Elément | Energie (Kev) | Efficacité |
|---------|---------------|-----------------|
| Am-241 | 59,5 | 0,0106 ± 0,001 |
| Ra-226 | 187,2 | 0,1179±0,0127 |
| Pb-214 | 295 | 0,0272 ± 0,003 |
| Ba-133 | 303,1 | 0,0313 ± 0,0032 |
| Ac-228 | 338 | 0,0276 ± 0,0029 |
| Pb-214 | 352 | 0,0235 ± 0,0026 |
| Tl-208 | 583 | 0,046 ± 0,005 |
| Bi-214 | 609 | 0,0125 ± 0,0014 |
| Cs-137 | 661 | 0,0150 ± 0,002 |
| Cs-134 | 795 | 0,0127 ± 0,002 |
| Ac-228 | 911 | 0,0104 ± 0,0011 |
| Co-60 | 1173 | 0,0083 ± 0,001 |
| Co-60 | 1332 | 0,0072 ± 0,0007 |
| K-40 | 1460 | 0,0075 ± 0,0008 |

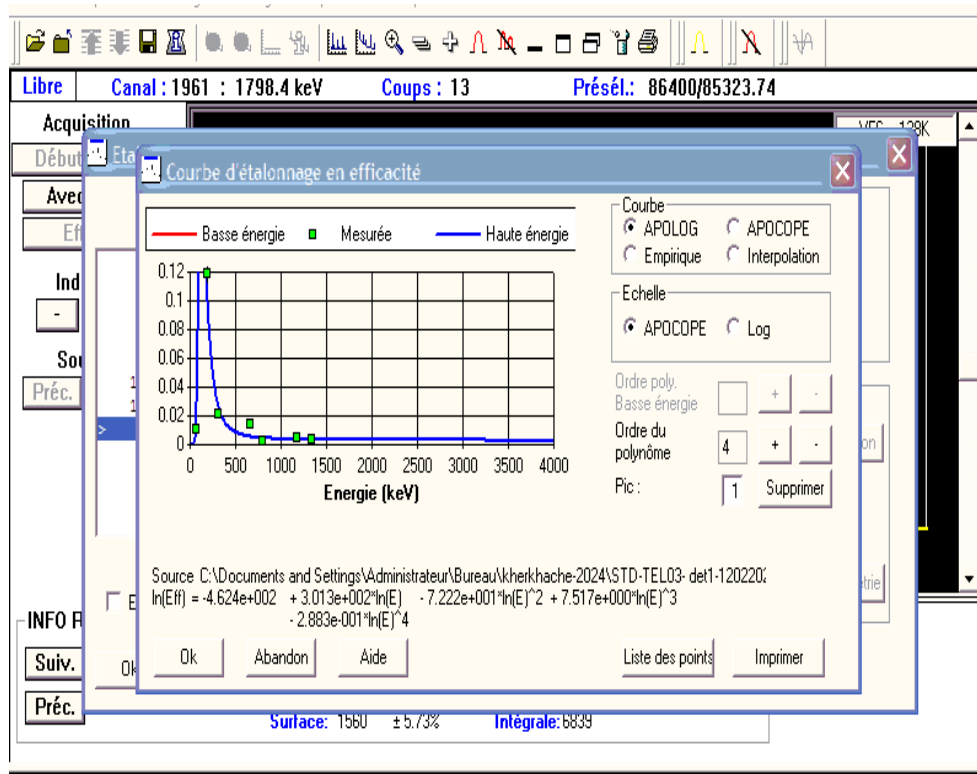


Figure III.6. Courbe d'étalonnage en efficacité réalisée par le logiciel Génie 2000.

III.6.4. Calculs des activités et leurs incertitudes

Après passage de chaque échantillon dans la chaîne de spectrométrie gamma pour analyse, un spectre est affiché sur l'écran du traitement du signal, où il montre le nombre de coups (ou d'événements détectés) en fonction de l'énergie des rayonnements gamma détectés (figure III.7). Chaque pic sur le spectre correspond à une énergie spécifique émise par un radioélément particulier présent dans l'échantillon. Une fois que les pics sur le spectre sont identifiés et que la calibration est vérifiée, l'activité des radioéléments dans l'échantillon peut être calculée. Cela se fait généralement en mesurant l'aire sous chaque pic du spectre, ce qui est directement proportionnel à la quantité de radioactivité émise à cette énergie spécifique.

Pour le calcul, on considère toujours le radioélément ayant la probabilité d'émission la plus importante, dans le but d'avoir la meilleure statistique de comptage et par conséquent un résultat fiable. Les énergies en KeV correspondant aux radioéléments utilisés dans ce travail sont : Pb-212 (238 KeV), Ac-228 (911,9 KeV), Pb-214 (352 KeV), Bi-214 (609 KeV).

L'activité spécifique en Bq/Kg est déterminée par la formule ci-dessous :

$$A = \frac{Nr}{\varepsilon \times I \times t \times m} \quad (\text{III.2})$$

Où :

A : activité spécifique (Bq/Kg) ;

Nr : surface de pic du radionucléide (N (brut) – N (bruit de fond))

I : intensité de la raie du radioélément ;

ε : efficacité du radioélément ;

t : le temps de comptage (s) ;

m : la masse de l'échantillon à analyser en (Kg).

L'incertitude absolue sur l'activité spécifique est donnée par la loi de propagation de l'erreur qui est donnée par la relation suivante :

$$\frac{\Delta A}{A} = \sqrt{\left(\frac{\Delta N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\Delta \varepsilon}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\Delta I}{I}\right)^2 + \left(\frac{\Delta t}{t}\right)^2 + \left(\frac{\Delta m}{m}\right)^2} \quad (\text{III.3})$$

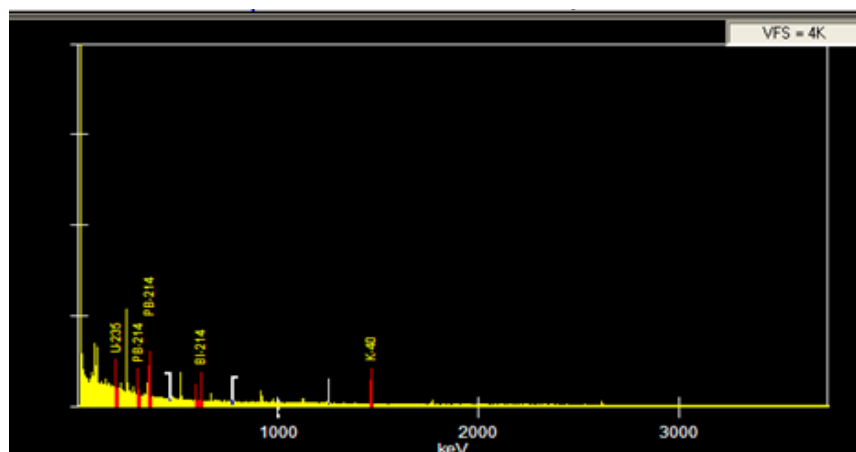


Figure III.7. Spectre illustrant les pics des radionucléides.

III.7. La mesure de pH

Pour mesurer le pH du sol qui a été préalablement séché et tamisé, nous avons suivi le protocole donné en annexe.

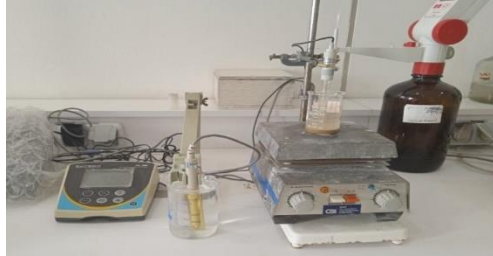


Figure III.8. Mesure de pH de sol.

III.8. Détermination des paramètres radiologiques

Les paramètres radiologiques déterminés dans le cadre de notre travail sont :

- ❖ L'activité équivalente au radium ;
- ❖ Le débit de dose absorbée ;
- ❖ La dose efficace annuelle ;
- ❖ Les indices de danger (Hex et Hin)
- ❖ La probabilité ELCR (« Excess Life time Cancer Risk »).

III.8.1. L'activité équivalente au radium

L'indice d'activité équivalente au radium en Bq/Kg est l'indice universellement accepté pour analyser l'exposition aux rayonnements créés par les radionucléides primordiaux. L'équivalent radium nous permet de quantifier la radioactivité gamma émise par les mélanges d'Uranium, de Thorium et de Potassium dans les échantillons de sol de la zone d'étude et il est calculé par la formule suivante :

$$Raeq = C_u + 1,43 \times C_{Th} + 0,077 \times C_k \quad (III.4)$$

Où C_U , C_{Th} et C_K sont les concentrations d'activité de l'U-238, du Th-232 et du K-40 respectivement [21].

III.8.2. 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 et par unité de temps. Il s'exprime en Gray par seconde (Gy/s) dans le système international. Mais l'on utilise aussi couramment le nano Gray par heure (nGy/h) dans le domaine de la radioactivité environnementale. La

contribution des radionucléides naturels au débit de dose absorbée dans l'air dépend des concentrations des radioéléments présents, elle est calculée selon la formule suivante :

$$D = 0,462 \times Cu + 0,604 \times CTh + 0,041 \times Ck \quad (\text{III.5})$$

Nous utilisons dans le cadre du présent travail, les facteurs de conversion 0.462, 0.604 et 0.0417 pour les familles du Th-232 et de l'U-238, et pour le K-40 respectivement, déterminés par Saito et Jacob (1995) et utilisés par l'UNSCEAR.

III.8.3. La dose efficace annuelle (AEDE)

Les radionucléides primordiaux d'origine naturelle sont présents à des degrés divers dans tous les milieux de l'environnement, y compris le corps humain. L'irradiation du corps humain à partir de sources externes se fait principalement par le rayonnement gamma des radionucléides présents dans l'U-238, le Th-232 et le K-40 présents dans tous les sols.

De même, l'exposition intérieure aux rayons gamma, est souvent déterminée par les matériaux de construction contenant des radionucléides. Par exemple, les matériaux en terre peuvent contenir des concentrations significatives d'uranium, de thorium et de potassium, ce qui contribue à l'exposition interne des occupants. Plus une personne passe de temps dans un environnement contenant ces matériaux, plus son exposition aux rayonnements gamma sera importante. Principalement déterminée par les matériaux en terre qui ont été utilisés.

Pour estimer les doses efficaces annuelles, les deux paramètres suivants : le coefficient de conversion de la dose absorbée dans l'air en dose efficace et les facteurs d'occupation intérieure et extérieure doivent être pris en compte selon le rapport de l'UNSCEAR 2000. La dose efficace annuelle dans l'air intérieur et extérieur en (mSv/an) est déterminée comme suit :

$$AEDE (\text{en intérieur}) = D(\text{nGy/h}) \times 8760 \text{ h} \times 0,8 \times 0,7 \quad (\text{III.6})$$

$$AEDE (\text{en extérieur}) = D(\text{nGy/h}) \times 8760 \text{ h} \times 0,2 \times 0,7 \quad (\text{III.7})$$

Où :

D : représente la dose absorbée dans l'air en nanogray par heure (nGy/h) ;

8760 : est le nombre d'heures dans une année ;

0,8 : est le facteur d'occupation pour l'intérieur ;

0,2 : est le facteur d'occupation pour l'extérieur, et

0,7 : est le coefficient de conversion de la dose absorbée dans l'air en dose efficace en Sv/Gy.

La dose efficace totale annuelle est exprimée par la somme des doses efficaces annuelles pour l'intérieur et l'extérieur :

$$AEDET = AEDEin + AEDEex \quad (III.8)$$

III.8.4. Les indices de risque (Hex et Hin)

Les risques de rayonnement gamma dus aux éléments radioactifs spécifiques dans les échantillons de sol sont évalués en calculant les deux indices de risque suivants en utilisant les relations données-ci-dessous :

$$Hex = \frac{Cu}{370 \text{ Bq/Kg}} + \frac{CTh}{259 \text{ Bq/Kg}} + \frac{Ck}{4810 \text{ Bq/Kg}} \quad (III.9)$$

$$Hin = \frac{Cu}{185 \text{ Bq/Kg}} + \frac{CTh}{259 \text{ Bq/Kg}} + \frac{Ck}{4810 \text{ Bq/Kg}} \quad (III.10)$$

Ou, CTh, Cu et Ck sont les concentrations d'activité de Th-232, U-238 et K-40 en Bq/Kg.

L'indice de danger interne (Hin) est utilisé pour contrôler l'exposition interne au radon et à ses produits à vie éphémère, qui sont également dangereux pour la voie respiratoire [22].

III.8.5. Risque excessif de cancer au cours de la vie (ELCR)

Le risque additionnel de développer un cancer en raison de l'exposition à la radioactivité naturelle a été évalué en déterminant la valeur ELCR « Excess Life time Cancer Risk ». ELCR est la probabilité d'incidence du cancer dans une population d'individus pour une durée de vie donnée à partir des expositions projetées et des données de dose. Les valeurs de ELCR ont été évaluées en considérant les expositions à l'extérieur des domiciles (ELCRext) et celles à l'intérieur (ELCRin) [22].

Ces probabilités ont été calculées en utilisant les formules ci-dessous :

$$ELCRex = AEDEex \times DL \times Rf \quad (III.11)$$

$$ELCRin = AEDEin \times DL \times Rf \quad (III.12)$$

Où :

AEDE : est la dose efficace annuelle (exprimée en mSv/an) ;

DL : est la durée de la vie humaine (exprimée en années) ;

RF : est le facteur de risque de cancer (sans dimension).

La probabilité totale (ELCRT) étant la somme des deux probabilités ELCRex et ELCRin.

$$\mathbf{ELCRT = ELCRex + ELCRin} \quad \text{(III.13)}$$

Chapitre IV : Résultats et discussions

Dans ce chapitre, nous mettrons en évidence les résultats des activités spécifiques des radioéléments naturels (Th-232, U-238 et K-40) présents dans les échantillons de sol collectés à GHZAOUET suite à leur analyse par spectrométrie gamma. Ces résultats ont été essentiels pour évaluer le risque pour la santé lié à l'exposition aux rayonnements ionisants découlant de la radioactivité naturelle et artificielle du sol à cet endroit.

IV.1. Concentration d'activité du Th-232, U-238 et K-40

Les concentrations d'activité de l'U-238, le Th-232 et le K-40 mesurées à GHZAOUET sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau IV.1. Concentrations d'activité des radionucléides sélectifs.

| Code d'échantillon | Th-232 | U-238 | K-40 | Cs-137 |
|--------------------|------------|------------|--------------|------------|
| S1 | 33,17±5,26 | 22,53±3,46 | 908,47±11,71 | 22,51±2,48 |
| S2 | 9,62±1,66 | 12,63±2,13 | 147,98±16,88 | 2,18±0,26 |
| S3 | 32,4±5,10 | 21,49±3,53 | 388,40±42,89 | 12,37±1,31 |
| S4 | 28,4±4,50 | 20,26±3,31 | 429,94±47,34 | 4,13±0,46 |
| S5 | 19,22±3,01 | 13,76±2,23 | 244,10±26,86 | 1,66±0,19 |
| S6 | 29,21±4,62 | 23,91±3,88 | 511,71±56,20 | 5,76±0,63 |
| S7 | 18,14±2,93 | 16,38±2,71 | 315,42±34,95 | 11,12±1,18 |
| S8 | 18,02±2,93 | 16,7±2,76 | 308,35±34,18 | 3,15±0,36 |
| S9 | 19,09±2,99 | 16,64±2,68 | 314,84±34,52 | 10,51±1,10 |
| S10 | 18,29±2,97 | 16,93±2,79 | 352,34±38,94 | 8,69±0,93 |
| Moyenne | 22,56 | 18,12 | 392,16 | 8,21 |

On note à travers ce tableau que, dans les échantillons de sol :

- La concentration d'activité du Th-232 varie de $9,62 \pm 1,66$ Bq/kg (S2) à $33,17 \pm 5,26$ Bq/kg (S1), avec une valeur moyenne de 22,56 Bq/kg ;
- La concentration d'activité du U-238 varie de $12,63 \pm 2,13$ Bq/kg (S2) à $23,91 \pm 3,88$ Bq/kg (S1), avec une valeur moyenne de 18,12 Bq/kg ;
- La concentration d'activité du K-40 varie de $147,98 \pm 16,88$ Bq/kg (S2) à $908,47 \pm 11,71$ Bq/kg (S1), avec une valeur moyenne de 392,16 Bq/kg.
- En plus de ces radioéléments naturels, l'analyse a révélé la présence des traces de Cs-137 qui est un isotope artificiel, résultant de l'activité humaine, généralement associée à des activités nucléaires telles que les essais d'armes nucléaires ou les accidents nucléaires. La concentration d'activité du Cs-137, varie de $1,66 \pm 0,19$ Bq/Kg (S5) à $22,51 \pm 2,48$ Bq/Kg (S1).

La rémanence du Cs-137 dans le sol fait référence à sa capacité à rester présent dans l'environnement pendant une période prolongée après avoir été déposé par des retombées radioactives. En raison de sa demi-vie d'environ 30 ans, le Cs-137 peut persister dans le sol pendant plusieurs décennies.

VI.1.1. La distribution des activités de Th-232, U-238 et K-40

L'histogramme ci-dessous présente la distribution des concentrations d'activité du Th-232, U-238 et K-40 dans le sol de la région d'étude.

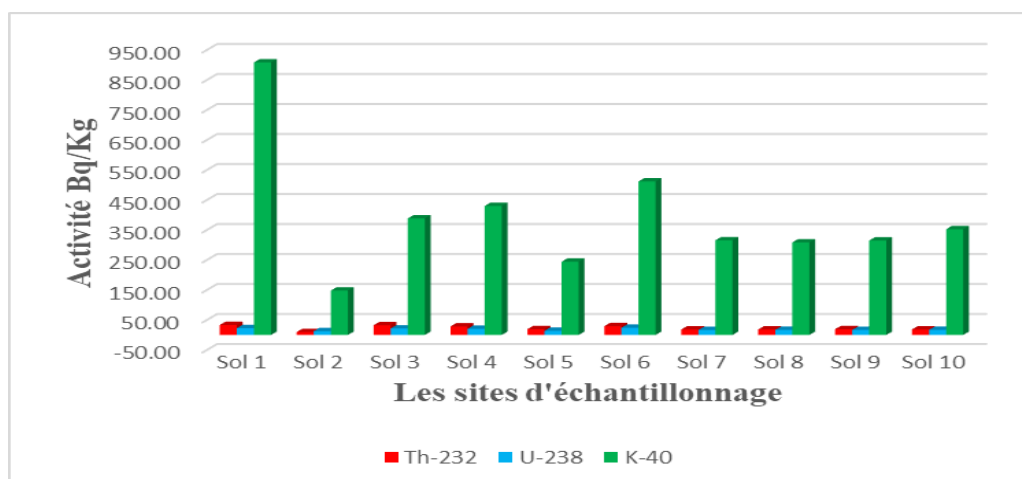


Figure IV.1. Distribution des concentrations d'activité du Th-232, U-238 et K-40

- ✚ La distribution non uniforme des activités spécifiques observée dans la figure (IV.26) peut en effet être attribuée à la structure géologique du sol, en particulier à la présence de sols argileux [23, 24]. Les sols argileux peuvent présenter une variation significative dans leur composition et leur densité, ce qui peut influencer la concentration des radioéléments naturels tels que le potassium-40(K-40), le thorium-232 (Th-232) et l'uranium-238 (U-238). En plus, les processus de transfert, tels que l'érosion, le lessivage et la diffusion, peuvent déplacer les radionucléides dans le sol ou vers d'autres compartiments de l'environnement. Tous ces facteurs contribuent à la variabilité de la concentration d'activité des radionucléides dans les sols.

Il est intéressant de noter que quelle que soit la localisation de l'échantillon prélevé, la concentration d'activité du K-40 reste supérieure à celle du Th-232 et de l'U-238. Cette observation est cohérente avec la composition géochimique typique des sols, où le potassium est souvent présent en quantités relativement élevées par rapport à l'uranium et au thorium.

La présence d'illite, un type d'argile riche en potassium, peut expliquer en partie cette domination du K-40 [25].

IV.1.2. La distribution des activités de Cs-137

La figure IV.2 montre une répartition non uniforme des activités surfaciques en Cs-137 dans les sols, ce qui suggère une hétérogénéité des contaminations. Cette variation peut être attribuée à plusieurs facteurs, y compris les interactions complexes entre les particules du sol, telles que l'argile et la matière organique, et le Cs-137.

L'argile, en raison de sa surface spécifique élevée et de sa capacité d'adsorption dans le milieu alcalin, peut jouer un rôle important dans la rétention du Cs-137. Le pH mesuré dans les dix échantillons de sol a montré qu'il est alcalin (voir annexe).

De plus, la matière organique présente dans le sol peut également interagir avec le Cs-137, influençant son adsorption et sa distribution [26-28].

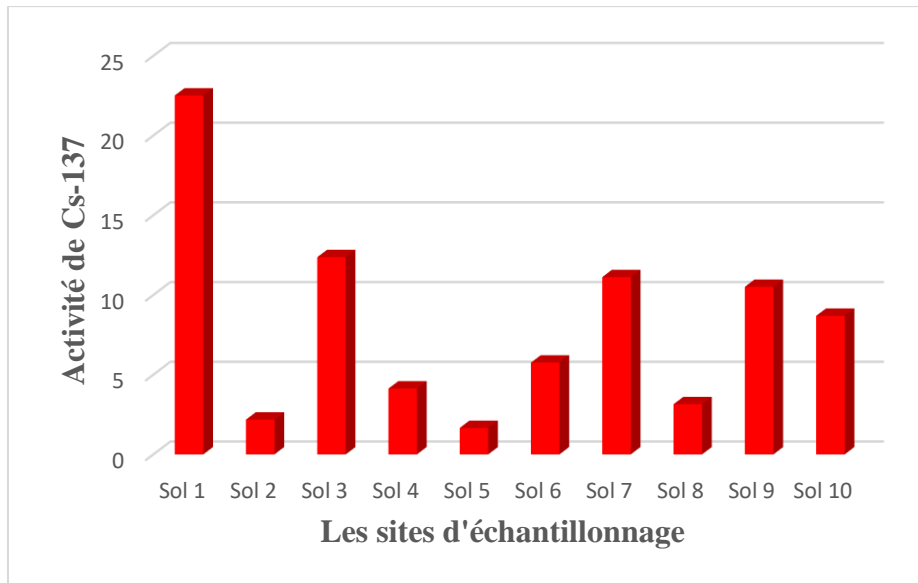


Figure IV.2. Distribution des concentrations d'activité de Cs-137.

IV.2. Etude comparative

IV.2.1. Comparaison avec les données de référence mondiale

Les valeurs moyennes mondiales des concentrations d'activité du Th-232, de l'U-238 et du K-40 dans les échantillons de sol, telles que rapportées par l'UNSCEAR (2000), sont respectivement de 30 Bq/kg, 35 Bq/kg et 400 Bq/kg.

Il est intéressant de noter que les concentrations d'activité moyennes mesurées dans les échantillons de sol prélevés à GHAZAOUET sont en dessous de ces valeurs moyennes mondiales. Pour le Th-232, la concentration mesurée est de 22,56 Bq/kg, comparée à une moyenne mondiale de 30 Bq/kg. De même, la concentration de U-238 est de 18,12 Bq/kg à GHAZAOUET, alors que la moyenne mondiale est de 35 Bq/kg. Quant au K-40, sa concentration mesurée à GHAZAOUET est de 392,6 Bq/kg, contre une moyenne mondiale de 400 Bq/kg.

Ces résultats suggèrent que les niveaux de radioactivité dans les échantillons de sol à GHAZAOUET sont globalement plus faibles que la moyenne mondiale pour le Th-232 et l'U-238, mais légèrement inférieurs pour le K-40. Cette observation peut être attribuée à divers facteurs, notamment les caractéristiques géologiques locales, et les conditions environnementales spécifiques à la région de GHAZAOUET.

IV.2.2. Comparaison avec les données disponibles pour d'autres régions à travers le monde

Les résultats obtenus lors des études similaires menées dans différentes régions du monde sont présentés dans le tableau ci-dessous. Ces résultats concernent des sites ayant des conditions géologiques et climatiques comparables à notre site d'étude (voir la figure IV.3).

En se référant au tableau IV.2 on peut constater que les valeurs moyennes des concentrations d'activité du Thorium-232 (Th-232), de l'Uranium-238 (U-238) et du potassium-40 (K-40) obtenues dans cette étude se situent dans des plages d'activités similaires à celles observées dans plusieurs pays, dont l'Algérie, l'Egypte, le Portugal, la Grèce, la Pologne et la Roumanie. Cependant, il est également noté que les résultats de cette étude montrent des valeurs supérieures à celles observées en Libye. Cette différence pourrait être attribuée à des variations géologiques locales et à d'autres facteurs environnementaux spécifiques à chaque région.

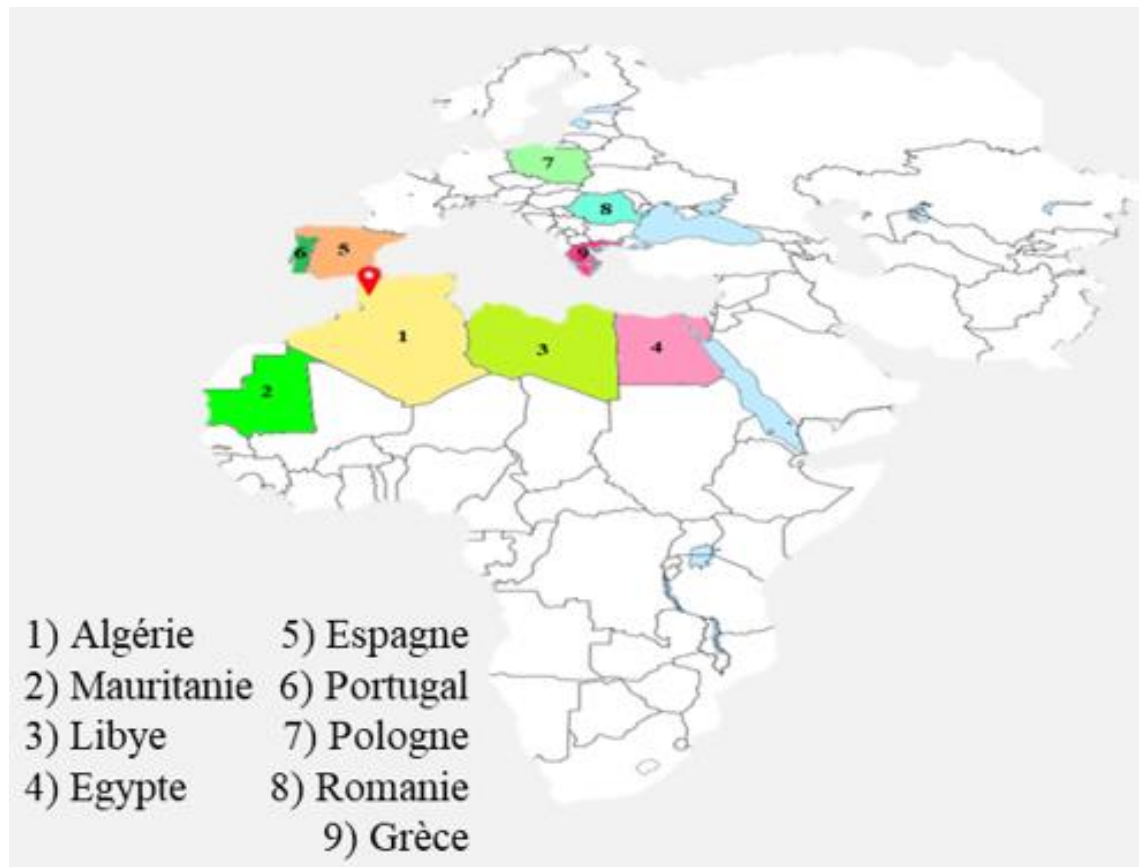


Figure IV.3. Carte géographique des pays à comparer.

Tableau IV.2. Comparaison des résultats moyens globaux des concentrations de radioactivité du Th-232, U-238 et K-40 dans les échantillons de sol de cette zone d'étude avec l'enquête UNSCEAR sur l'exposition aux rayonnements naturels provenant d'autres pays du monde.

| Pays/Localité | Concentration d'activité (Bq/Kg) | | | | | |
|-----------------------|----------------------------------|---------|-------------|---------|---------------|---------|
| | Th-232 | | U-238 | | K-40 | |
| | Gamme | Moyenne | Gamme | Moyenne | Gamme | Moyenne |
| Afrique | | | | | | |
| Algérie* | 2-140 | 25 | 2-110 | 30 | 66-1150 | 370 |
| Libye* | 7,6-9,7 | 9,5 | 8,7-12,8 | 10,5 | 265-2827,6 | 270 |
| Egypte* | 2-96 | 18 | 6-120 | 37 | 29-650 | 320 |
| Mauritanie* | 1-32 | 12 | 1-22 | 8 | 0-55 | 28 |
| Ouest d'Europe | | | | | | |
| Espagne* | 2-258 | 41 | - | - | 31-2040 | 578 |
| Portugal* | 22-100 | 44 | 26-82 | 49 | 220-1230 | 840 |
| Sud d'Europe | | | | | | |
| Grèce* | 1-193 | 28 | 10-190 | 45 | 12-1570 | 383 |
| Est d'Europe | | | | | | |
| Pologne* | 3,7-86 | 24,7 | 4,2-124 | 25,2 | 123-1020 | 410 |
| Romanie* | 11-75 | 38 | 8-60 | 32 | 250-1100 | 490 |
| Ghazaouet** | 9,62-33,17 | 22,56 | 12,63-23,91 | 18,12 | 147,98-908,47 | 392,16 |

*Adopté de (UNSCEAR, 2008) ^[13] ** Une étude actuelle

IV.3. Paramètres radiologiques

Pour évaluer le risque radiologique des rayonnements provenant de la radioactivité naturelle du sol à GHAZAOUET, plusieurs paramètres radiologiques ont été déterminés, notamment l'activité de l'équivalent radium (R_{eq}), le débit de dose absorbée dans l'air à un mètre du sol, la dose efficace annuelle (AEDE), l'indice de danger (H_{ex} et H_{in}), ainsi que la probabilité ELCR (Excess Life time Cancer Risk).

Les résultats présentés dans le tableau IV.3 ont été calculés à partir des activités spécifiques du Th-232, de l'U-238 et du K-40, et un résumé graphique de ces résultats est affiché dans la figure IV.4.

Ces résultats indiquent que tous les paramètres radiologiques sont inférieurs aux valeurs moyennes mondiales, ce qui est bénéfique en termes de réduction des risques pour la santé humaine et la biodiversité locale.

Tableau IV.3. Résultats des facteurs de risque radiologiques mesures pour tous les échantillons de la présente étude.

| Code d'échantillon | R _{aeq} (Bq/Kg) | D (nGy/h) | AEDE (mSv/an) | Indice de danger | | ELCR (*10 ⁻³) |
|-------------------------|-----------------------------|-----------|------------------|------------------|-------|------------------------------|
| | | | | Hin | Hex | |
| S1 | 139,92 | 68,33 | 0,370 | 0,439 | 0,378 | 1,414 |
| S2 | 37,78 | 17,1 | 0,092 | 0,136 | 0,120 | 0,353 |
| S3 | 97,73 | 45,69 | 0,245 | 0,322 | 0,264 | 0,935 |
| S4 | 93,97 | 44,44 | 0,234 | 0,229 | 0,254 | 0,893 |
| S8 | 60,04 | 28,15 | 0,146 | 0,199 | 0,162 | 0,559 |
| S6 | 105,08 | 50,03 | 0,265 | 0,348 | 0,284 | 1,011 |
| S7 | 66,61 | 31,68 | 0,170 | 0,224 | 0,180 | 0,649 |
| S8 | 66,21 | 31,46 | 0,164 | 0,224 | 0,179 | 0,627 |
| S9 | 68,19 | 32,35 | 0,177 | 0,229 | 0,184 | 0,677 |
| S10 | 70,21 | 33,56 | 0,176 | 0,235 | 0,190 | 0,673 |
| Minimale | 37,78 | 17,81 | 0,092 | 0,136 | 0,120 | 0,353 |
| Maximale | 139,92 | 68,33 | 0,370 | 0,439 | 0,378 | 1,414 |
| Moyenne | 80,57 | 38,35 | 0,204 | 0,259 | 0,218 | 0,779 |
| Moyenne mondiale | 370 | 55 | 1 | < 1 | < 1 | 1,45 |

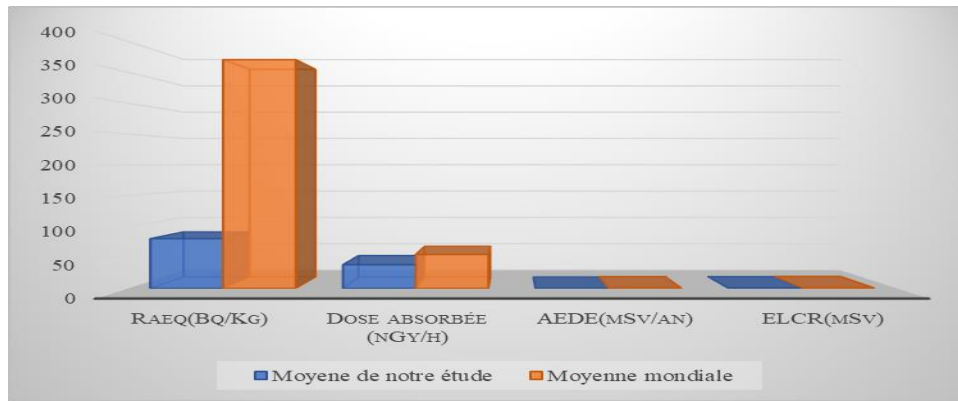


Figure IV.4. Résultats de cette étude sont comparés aux valeurs moyennes mondiales.

IV.3.1. Activité de l'équivalent radium (Ra_{eq})

D'après le tableau IV.3, les activités du radium équivalent dans le sol de GHAZAOUET varient entre 37,78 Bq/Kg et 139,92 Bq/Kg, avec une moyenne de 80,57 Bq/Kg.

Ces résultats montrent que toutes les valeurs de l'activité du Ra_{eq} sont inférieures à la limite admissible de **370 Bq/kg**. Par conséquent, l'utilisation des sols de GHAZAOUET comme matériaux de construction ne présente aucun risque radiologique significatif pour la population locale [29].

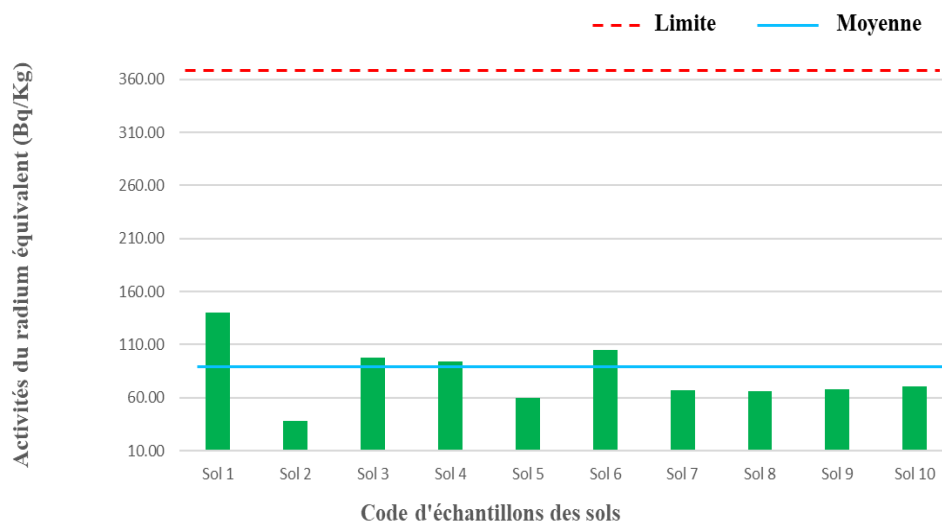


Figure IV.5. Variation des activités du radium équivalent dans les sols.

IV.3.2. Dose absorbée dans l'air

D'après le tableau IV.3, la dose absorbée tellurique dans l'air est comprise entre 17,81 nGy/h et 68,33 nGy/h, avec une moyenne de 38,35 nGy/h. On constate également, d'après la figure IV.6 que la dose absorbée dans l'air varie en fonction du sol. Cela est dû aux activités spécifiques des trois radionucléides (Th-232, U-238, K-40) dans chaque sol (figure IV.1) [30].

De la présente étude, il ressort clairement que toutes les valeurs de débit de dose absorbée dans la zone d'étude sont légèrement inférieures au niveau maximum admissible de **55 nGy/h** [29], à l'exception du sol 1 qui est un peu supérieur à cette valeur. Cette augmentation de la dose absorbée dans le sol 1 peut être due à la présence de gaz radioactif, notamment le radon, qui émane du sol [31].

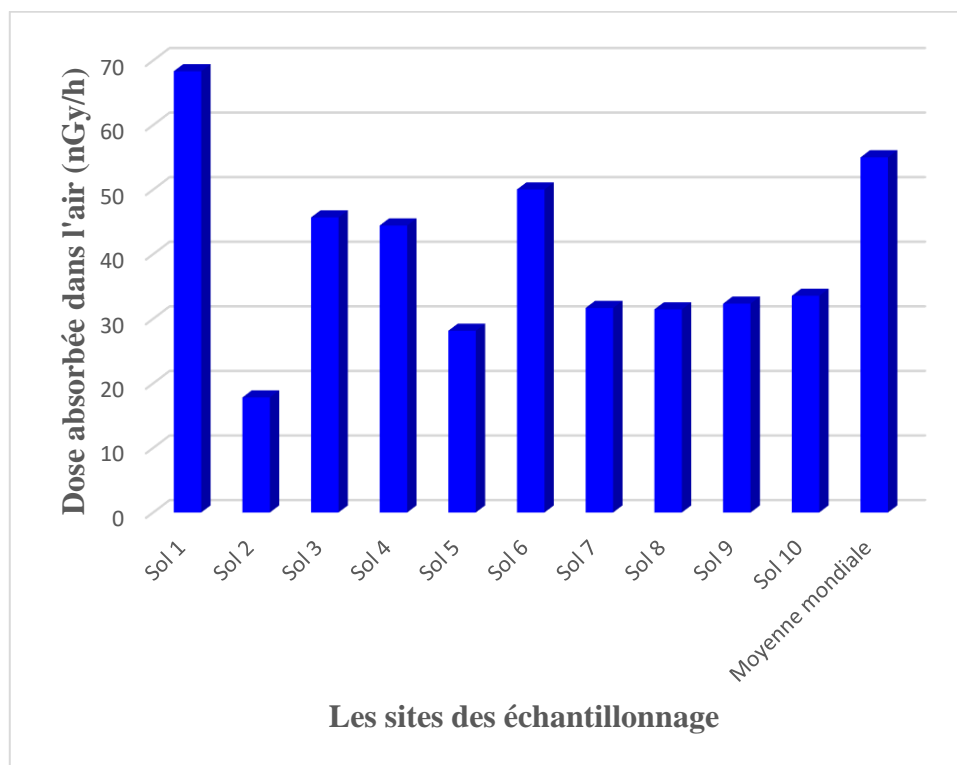


Figure IV.6. Distribution des doses absorbée dans l'air.

IV.3.3. Dose efficace annuelle (AEDE)

La figure IV.7 montre les doses efficaces annuelles estimées chez la population locale :

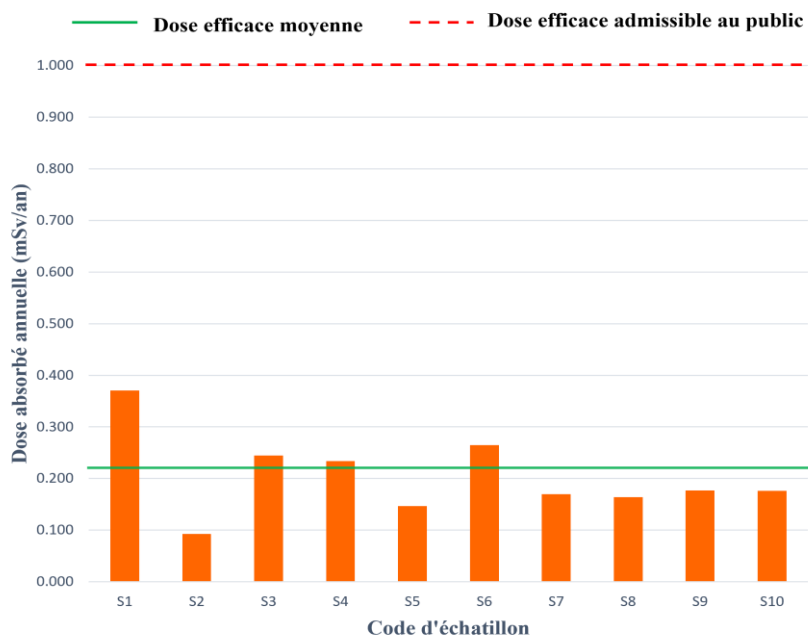


Figure IV.7. Dose efficace annuelle reçue par les adultes.

Les résultats indiquent que les doses efficaces annuelles s'étendent de 0,092 mSv/an à 0,370 mSv/an, avec une moyenne de 0,204 mSv/an. Ces valeurs montrent que la dose annuelle reçue par la population est nettement inférieure au seuil de **1mSv/an** recommandé par le comité scientifique des nations unies pour les effets des rayonnements ionisant, garantissant l'absence de risque radiologique significatif pour le public.

IV.3.4. Les indices de risque (Hex et Hin)

Les indices de danger calculés sont répertoriés dans le tableau IV.3. Les valeurs de Hin et Hex varient respectivement de 0,136 à 0,439 et de 0,120 à 0,378. D'après la valeur recommandée par **UNSCEAR**, le rapport pour les indices de danger est inférieur à l'unité.

Il ressort clairement du tableau IV.3 que les indices de danger calculés dans cette étude sont inférieurs à la valeur recommandée.

IV.3.5. Risque excessif de cancer au cours de la vie (ELCR_T)

La figure IV.8 représente la boîte à moustache de risque excessif de cancer (total) évalués :

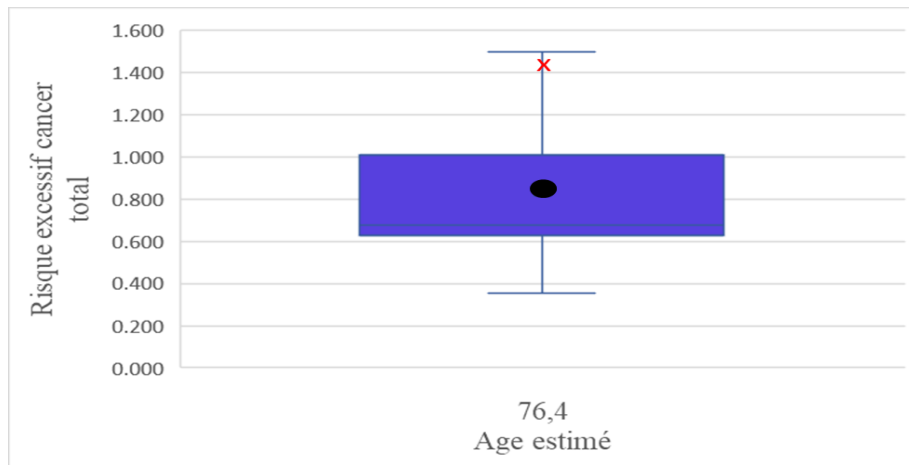


Figure IV.8. Risque excessif de cancer global estimé.

La boîte à moustache est utilisée pour décrire la forme de la distribution, la valeur centrale et la variabilité des risques excessifs de cancer. La hauteur de l'étendue de la boîte représente l'intervalle interquartile. Tandis que la médiane étant ($0,7 \times 10^{-3}$), est marquée par une ligne horizontale continue. Les moustaches représentent les valeurs minimales et maximales de l'analyse soient ($0,353 \times 10^{-3}$) et ($1,414 \times 10^{-3}$). Les clôtures inférieure et supérieure de la boîte représentent respectivement le quartile inférieur (25^e centile) et le quartile supérieur (75^e centile).

L'astérisque indique la limite admissible de risque excessif de cancer ($1,45 \times 10^{-3}$) prescrite par l'**UNSCEAR**.

De manière générale, il n'y a pas de valeurs aberrantes présentes dans les données. Cela signifie qu'aucun point de donnée ne s'écarte considérablement du reste de la distribution. De plus, la valeur moyenne observée de l'excès de risque de cancer ELCR_T est inférieure à la valeur recommandée, ce qui est bon en termes de sécurité radiologique.

Conclusions et perspectives

En raison de sa position géographique, l'Algérie, comme tous les pays de la région méditerranéenne, n'est pas à l'abri des contaminations radioactives provenant des pays nucléarisés en cas d'accidents nucléaires. Le présent travail contribue à l'étude de la radioactivité environnementale à Ghazaouet et s'inscrit dans un projet plus vaste au niveau du CRNA, qui porte sur la surveillance radiologique du territoire national. L'objectif est d'évaluer le risque radiologique associé à l'exposition externe due à la radioactivité naturelle du sol pour les habitants de cette région.

Pour ce faire, la spectrométrie gamma a été utilisée afin de déterminer les concentrations d'activité du Th-232, du U-238 et du K-40 dans des échantillons de sol prélevés dans la région de Ghazaouet. Ces concentrations d'activité ont permis de calculer l'activité de l'équivalent radium (Raeq), d'estimer les débits de dose absorbée dans l'air, ainsi que la dose efficace annuelle d'exposition pour la population environnante. En outre, la probabilité de risque de cancer sur la durée de vie (Excess Life time Cancer Risk, ELCR) a été évaluée afin de déterminer le risque additionnel pour cette population de développer un cancer en raison de l'exposition à la radioactivité naturelle.

Les calculs ont été réalisés en utilisant les coefficients de dose consignés dans les rapports et publications scientifiques des organismes internationaux tels que l'**UNSCEAR**, la **CIPR** et l'**AIEA**.

Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- ✚ Les concentrations d'activité des radionucléides dans le sol dépendent du site de prélèvement, et la distribution des radionucléides n'est pas uniforme. Cela se justifie par le fait que, la concentration d'activité des radionucléides naturels dans un sol dépend de l'origine géologique du sol, de la désagrégation physique, de l'interaction géochimique.
- ✚ Des traces de Cs-137 ont été détectées dans les particules de sol de la région de Ghazaouet, avec des activités spécifiques variant de $1,66 \pm 0,19$ Bq/kg à $22,51 \pm 2,48$ Bq/kg, attribuées aux retombées radioactives anciennes.
- ✚ Les activités du radium équivalent ne présentent pas de risques radiologiques pour l'utilisation de ces sols comme matériaux de construction.
- ✚ Parmi les différents paramètres de risque radiologique, la dose absorbée, la dose efficace annuelle, l'indice de risque interne et l'indice de risque externe sont bien inférieurs aux valeurs établies par l'**UNSCEAR**. Cela confirme qu'il n'y a aucun

risque d'exposition externe due à la radioactivité pour la population qui habite à GHAZAOUET.

- ✚ L'indice de risque excessif de cancer sur une durée d'exposition de 76,4 ans est proche de la valeur moyenne rapportée par l'UNSCEAR. On peut donc conclure qu'il n'y a pas de risque potentiel pour la santé publique.

Les résultats obtenus à partir de la présente étude sont d'une grande pertinence dans le domaine de la radioécologie. En effet, les données générées fournissent une base solide de référence pour les études futures et les évaluations environnementales. Elles sont essentielles pour comprendre la répartition, la concentration et les dynamiques des radioéléments dans l'environnement. En identifiant les concentrations de radioéléments et en évaluant leur activité, cette étude contribue à une meilleure évaluation des risques associés à l'exposition aux radiations pour la santé humaine et l'environnement.

Ces résultats permettent également de guider des stratégies de gestion plus efficaces pour la surveillance et la protection de l'environnement contre les risques radiologiques.

En perspectives, il est crucial de maintenir un suivi continu des concentrations de radioéléments pour détecter toute variation ou augmentation significative qui pourrait indiquer des changements environnementaux ou des risques accrus.

Il est essentiel aussi de promouvoir la collaboration entre les disciplines scientifiques (biologie, écologie, géologie, etc.) et les acteurs industriels, gouvernementaux et pour une gestion intégrée et holistique des risques radiologiques.

En résumé, les résultats de cette étude offrent non seulement des informations cruciales pour la recherche et la gestion environnementale, mais ils posent également les fondations pour des actions futures visant à renforcer la résilience environnementale face aux défis radiologiques contemporains et émergents.

Référence bibliographique

- [1] L'ANNUNZIATA, M. « Handbook of Radioactivity Analysis », 2nd Edition, Elsevier (2003): pp 1273.
- [2] HARVEY, B.G., « Introduction à la physique et chimie Nucléaires ». Edition DONOD, (1964), Québec.
- [3] Heath. R.L., N. Tsoulfanidis, « Radiation Detection and Measurement », 2nd Edition, McGraw-Hill Book Company, (1990).
- [4] CHOPPIN, G., LILJENZIN, J-O., et RYDBERG, J. « Radiochemistry and Nuclear Chemistry ». Edition Elsevier et Book Aid (2013), USA: pp 709.
- [5] Micheal F. Annunziata. « Radioactivity: Introduction and History ». Edition Elsevier (2007), USA: pp 119-140.
- [6] IAEA. « Radiation protection and the management of radioactive waste in the oil and gas industry ». International Atomic Energy Agency, Vienna, safety reports series no. 34 (2003).
- [7] Friedlander. G., et Kennedy. J., W. « Chimie nucléaire et radiochimie ». Edition Donud impr Villain et Bar, (1960).
- [8] www.laradioactivité.com
- [9] Taieb Errahmani, D. « Transfert et dépôt de la radioactivité des aérosols et des eaux de pluie vers le sol et le milieu marin :application au nord de l'Algérie », thèse de Doctorat, 2019-2020.ENSSMAL.
- [10] UNSCEAR. Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly, Exposures from natural radiation sources. Annex B, New York,2000.
- [11] IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire). Éléments pour la caractérisation radiologique des matières et effluents en application de l'arrêté du 25 mai 2008.
- [12] KNOLL, Glenn F. « Radiation detection and measurement ». John Wiley & Sons, 2010.
- [13] UNSCEAR (Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants). Sources and Effects of Ionizing Radiation Volume I (2008). New York, NY: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.
- [14] Reisz, J., et al. « Effets des rayonnements ionisants sur les molécules biologiques - mécanismes de dommages et méthodes de détection émergentes ». Antioxydants et signalisation redox 212 (2014) : pp 260-92.

- [15] Sgouros, G., et al. « MIRD : Nom proposé pour une unité de dosimétrie applicable aux effets biologiques déterministes – Le Barendsen (Bd) ». *Journal de médecine nucléaire* 50 (2009) : pp 485-487.
- [16] Baccouche, Souad. « La technique de détection des rayonnements gamma ». *Projet de fin d'Etudes*, 2008. INSAT (Université du 7 novembre à Carthage).
- [17] Nick. C. « Qu'est-ce que l'interaction du rayonnement gamma avec la matière – Définition ». *Radiation Dosimetry*, (2020).
- [18] Gilbert Le Petit, Guy Garnier, « Spectrométrie gamma appliquée aux échantillons de l'environnements ».
- [19] Cheurfi. A. *Dictionnaire des localités algériennes : villes, villages, hameaux, ksars et douars, mechtas et lieux-dits*, Casbah-Editions, imper. 2011, ©2011 (ISBN 978-9961-64-336-5 et 9961-64-336-4, OCLC 947843177) : pp 544
- [20] Hammadi. A. « Détermination du niveau de référence de la radioactivité autour du réacteur de recherche (Nur) ». *Mémoire de fin d'étude*, 1996.CRNA.
- [21] Kekelidze, et al. « Radioactivité des sols dans la région de Mtskheta-Mtianeti (Géorgie) ». *Annales des sciences agraires* 15 (2017) : 304-311.
- [22] Senthilkumar, R. D., and R. Narayanaswamy. « Assessment of radiological hazards in the industrial effluent disposed of soil with statistical analyses ». *Journal of Radiation Research and Applied Sciences* 9 (2016): pp 449-456.
- [23] El-Aassy I, E., et al. « Distribution of potassium-40, Uranium, and thorium in Egyptian soils ». *Journal of Environmental Radioactivity* (2002): pp 123-133.
- [24] Dragović, S., et al. « Assessment of gamma dose rates from terrestrial exposure in Serbia and Montenegro ». *Radiation protection dosimetry* 121 (2006): pp 297-302.
- [25] Yimele, et al. « Radiation hazard of naturally occurring soil in FONGO TONGO-Cameroon ». *Arabian Journal of Geosciences* 12 (2019) : pp 1-8.
- [26] Bengaly A, et al. « Interaction entre les activités du ^{137}Cs et la matière organique dans les sols du sous bassin versant de Bougoula en zone soudanienne du Mali ». *Référentiel institutionnel RUFORUM* (2018) : pp 405-415.
- [27] Robeau D., Daburon F., et Métivier H. « Le césium de l'environnement à l'Homme ». Ed. EDP Sciences (2000). France: pp 64-74.
- [28] Guidotti, et al. « Mesure gamma-spectrométrique de la radioactivité dans les sols agricoles de la région de Lombardie, nord de l'Italie ». *Journal de la radioactivité environnementale* 142 (2015) : pp 36-44.

- [29] IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire). FICHE 1, le Radium et ses utilisations, (2010).
- [30] Stolerie, J. P., et al. « Spatial distribution of natural soil radioactivity and its dosimetric impact on the population of Ambilobe district, Madagascar ». American Journal of Innovative Research and Applied Sciences 15 (2022): pp 62-72.
- [31] IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire), Evaluation de la dose radon, (2019).

Annexe

Annexe

Le protocole de mesure du pH dans le sol :

- Prendre 10 g de sol séché et tamisé et les mélanger dans un bécher contenant 30 ml d'eau distillée, en utilisant une cuillère pour mélanger.
- Après avoir remué ce mélange pendant 30 secondes, attendre trois minutes. Ce cycle de remuage et d'attente est répété cinq fois.
- Ensuite, laisser le mélange reposer jusqu'à ce qu'une couche surnageante se forme, pendant environ 5 minutes. Cette couche surnageante correspond au liquide plus clair situé au-dessus du sol.

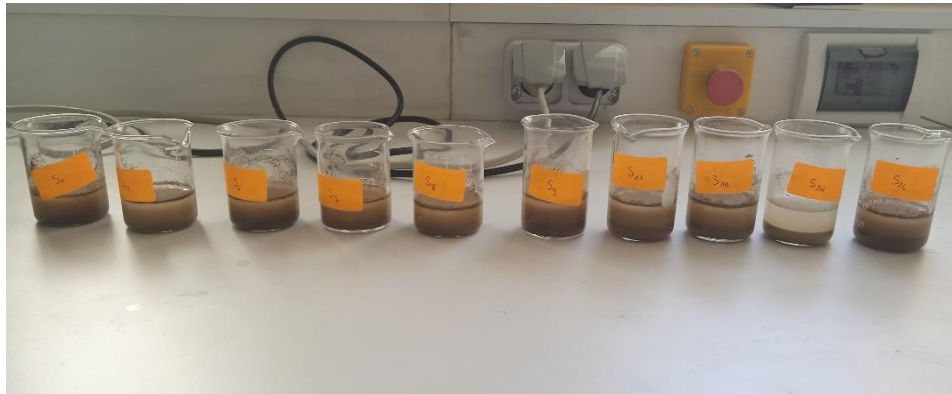


Figure 1 : Dix solutions préparées pour la mesure de pH.

- Pour mesurer le pH, insère la pointe de l'électrode dans cette couche surnageante. La pointe de l'électrode doit être immergée, mais ne doit pas entrer en contact avec la boue au fond du bécher.
- Attendre que l'affichage se stabilise, puis relever la valeur du pH.



Figure 2 : PH mètre de marque EUTECH.

Les résultats obtenus sont représentés dans le tableau ci-dessus :

Tableau 1 : Résultats de pH

| Code d'échantillon | pH |
|--------------------|------|
| Sol 1 | 7,56 |
| Sol 2 | 8,00 |
| Sol 3 | 8,19 |
| Sol 4 | 7,96 |
| Sol 5 | 7,9 |
| Sol 6 | 8,09 |
| Sol 7 | 8,09 |
| Sol 8 | 8,1 |
| Sol 9 | 7,81 |
| Sol 10 | 8,22 |
| Moyenne | 8,00 |

Résumé

Ce travail vise à évaluer les activités spécifiques du Thorium-232, de l'Uranium-238, du Potassium-40 et à estimer les risques radiologiques associés à l'exposition aux rayonnements gamma émis par le sol de la région de l'ouest de l'Algérie. Au total, dix-échantillons de sol de GHAZAOUET ont été collectés et analysés à l'aide d'un spectromètre gamma, équipé d'un détecteur (GeHP). Sur toute la zone d'étude, les concentrations d'activités moyennes de Th-232, U-238 et K-40 ont des valeurs moyennes de 22,56 Bq/Kg, 18,12 Bq/Kg et 392,16 respectivement, toutes inférieures aux valeurs moyennes mondiale de 30 Bq/Kg, 35 Bq/Kg et 400Bq/Kg respectivement. Les paramètres de risque radiologique, tels que l'activité du radium équivalent moyenne de 80,57 Bq/kg et la dose absorbée dans l'air moyenne de 38,35 nGy/h, ont également été évalués. La dose efficace annuelle estimée est de 0,204 mSv/an, tandis que les indices de danger interne et externe sont respectivement de 0,259 et 0,218. Le risque excessif de cancer au cours de la vie a été estimé à une valeur moyenne de $0,779 \times 10^{-3}$. Les résultats de cette étude ont montré qu'il n'existe pas de risques sanitaires significatifs pour la population locale, selon les normes de sécurité radiologique établies.

Mots clés : Radioactivité, radionucléides, spectrométrie à rayons gamma, sol, risques radiologiques.

Abstract

This study aims to assess the specific activities of Thorium-232, Uranium-238, and Potassium-40, and estimate the radiological risks associated with gamma radiation exposure from soil in the western region of Algeria. A total of ten soil samples were collected from the GHAZAOUET region and analyzed using a gamma spectrometer equipped with a GeHP detector. The average activity concentrations of Th-232, U-238, and K-40 across the entire study area were 22.56 Bq/kg, 18.12 Bq/kg, and 392.16 Bq/kg, respectively. These values are below the world average values of 30 Bq/kg, 35 Bq/kg, and 400 Bq/kg, respectively. Radiological risk parameters, including radium equivalent activity (80.57 Bq/kg) and absorbed dose to air (38.35 nGy/h), were evaluated. The annual effective dose was found to be 0.204 mSv/year, while the internal and external hazard indices were determined to be 0.259 and 0.218, respectively. The excess lifetime cancer risk was estimated at an average value of 0.779×10^{-3} . The study results indicate that there are no significant health risks for the local population, according to established radiological safety standards.

Keywords: Radioactivity, radionuclides, gamma-ray spectrometry, soil, radiological hazards.

ملخص

الهدف من هذه الدراسة هو تقييم الأنشطة المحددة للثوريوم-232 واليورانيوم-238 والبوتاسيوم-40 وتقدير المخاطر الإشعاعية الناجمة عن التعرض لأشعة غاما المنبعثة من التربة في المنطقة الغربية من الجزائر. بالمجمل، قد جُمع عشر عينات من التربة من منطقة غزوات وتم تحليلها باستخدام مطياف أشعة غاما المزود بكاشف (GeHP). وعلى كامل منطقة الدراسة، كان متوسط تركيزات نشاط كل من Th-232 و U-238 و K-40 في منطقة الدراسة بأكملها 22.56 بكريل/كغ و 18.12 بكريل/كغ و 392.16 على التوالي، وجميعها أقل من المتوسط العالمي البالغ 30 بكريل/كغ و 35 بكريل/كغ و 400 بكريل/كغ على التوالي. وتم تقييم بارامترات المخاطر الإشعاعية مثل النشاط المكافئ للراديو، بمتوسط 80.57 بكريل/كجم، والجرعة الممتصة في الهواء، بمتوسط 38.35 نانو غرام/كغ. وبلغت الجرعة الفعالة السنوية 0.204 ملي سيفرت/سنة، في حين بلغ مؤشرا الخطر الداخلي والخارجي 0.259 و 0.218 على التوالي. وبلغ متوسط خطر الإصابة بالسرطان مدى الحياة $0,779 \times 10^{-3}$. وتظهر نتائج هذه الدراسة عدم وجود مخاطر صحية كبيرة على السكان المحليين.

الكلمات الرئيسية: النشاط الإشعاعي، النويات المشعة، مطياف أشعة غاما، التربة، المخاطر الإشعاعية.