

REPUBLIQUE DU CAMEROUN
Paix – Travail – Patrie

UNIVERSITE DE YAOUNDE I

FACULTE DES SCIENCES

CENTRE DE RECHERCHE ET DE
FORMATION DOCTORALE EN
SCIENCES, TECHNOLOGIE ET
GEOSCIENCES

UNITE DE RECHERCHE ET DE
FORMATION DOCTORALE

DEPARTEMENT DE PHYSIQUE

B.P. 812 Yaoundé

Email : crfd_stg@uy1.uninet.cm



REPUBLIC OF CAMEROON
Peace – Work – Fatherland

UNIVERSITY OF YAOUNDE I

FACULTY OF SCIENCE

POSTGRADUATE SCHOOL OF
SCIENCE, TECHNOLOGY AND
GEOSCIENCES

RESEARCH AND POSTGRADUATE
TRAINING UNIT

DEPARTMENT OF PHYSICS

P.O. Box 812 Yaoundé

Email : crfd_stg@uy1.uninet.cm

Unité : PHYSIQUE ET APPLICATIONS

Laboratoire de Physique Nucléaire, Atomique, Moléculaire et Biophysique

CARTOGRAPHIE DE LA RADIOACTIVITE NATURELLE DE LA REGION DE L'EXTREME-NORD, CAMEROUN

Thèse

Soumise et présentée en vue de l'obtention du grade de

Docteur/PhD en Physique

Option : Physique Nucléaire, Dosimétrie et Radioprotection

Par :

KOYANG François

Matricule : 10W0371

Master of Science en Physique

Sous la co-direction de :

BEN-BOLIE Germain Hubert

Professeur

Université de Yaoundé 1



SAÏDOU

Professeur

Université de Yaoundé 1

Année 2024

**Cartographie de la radioactivité
naturelle de la région de
l'Extrême-Nord du Cameroun**

THÈSE

Soumise et présentée

Par

KOYANG François

Matricule : **10W0371**

Pour obtenir le grade de Docteur/PhD en Physique

Spécialité : **Physique Nucléaire, Atomique, Moléculaire et Biophysique**

Option : **Physique Nucléaire, Dosimétrie et Radioprotection**

SOUS LA CO-DIRECTION DE :

BEN-BOLIE Germain Hubert

Professeur

Université de Yaoundé I

SAÏDOU

Professeur

Université de Yaoundé I

10 janvier 2024

Dédicace

Je dédie cette thèse à :

mes chers parents, mon feu Père ZRA et ma très chère mère KOROU qui ont beaucoup fait pour moi !

Remerciements

Je remercie tout d'abord le Dieu Tout Puissant et Miséricordieux, qui nous a donné le souffle de vie, la force et la patience d'accomplir ce modeste travail.

Cette thèse est le fruit d'une coopération entre l'Université de Yaoundé I, l'Institut de Recherches Géologiques et Minières (IRGM) au Cameroun et, l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA). C'est grâce à cette franche collaboration que ce travail de recherche a obtenu son orientation, sa véritable valeur scientifique et surtout sa pertinence. Je suis très reconnaissant pour tous les moyens matériels, financiers et humains mis à ma disposition pour la réalisation de cette œuvre scientifique.

Je remercie le Pr BEN-BOLIE Germain Hubert, par ailleurs chef du Laboratoire de Physique Nucléaire, Atomique et Moléculaire de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I et le Pr SAÏDOU d'avoir accepté diriger cette thèse. Tout au long de ces années, malgré leurs multiples responsabilités administratives et académiques, ils n'ont ménagé aucun effort sur l'orientation et la concrétisation de mes recherches. J'ai bénéficié de leurs qualités d'hommes de Sciences, de leur souci permanent de l'excellence, et surtout de leur vision pour la réorientation de la physique dans notre pays. Grâce à leurs multiples encouragements, conseils et soutien sans limite, ce travail a pu prendre une âme véritable. Qu'ils trouvent ici, ma profonde gratitude à leur égard.

Au Pr SAÏDOU, un merci particulier de m'avoir associé sans réserve aucune à son équipe de chercheurs au Centre de Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires (CRSTN) de l'IRGM. Les multiples connaissances dont j'ai bénéficié auprès de lui durant toutes ces années ont considérablement enrichi cette thèse. Ses orientations ont grandement contribué à mon évolution au sein du Laboratoire et à la réalisation de cette thèse qu'il a pensée, conçue et inspirée.

J'exprime ma profonde gratitude au Pr NDJAKA Jean Marie Bienvenu, Chef de Département de Physique de l'Université de Yaoundé I, pour son soutien constant à l'émergence scientifique et de la filière physique en particulier.

Ma reconnaissance va tout particulièrement aussi au Dr BINENG Guillaume Samuel pour son encadrement, son soutien remarquable et ses compétences scientifiques. J'ai beaucoup appris de lui sur les rayonnements ionisants et leurs effets sur la santé. Il m'a assisté à la matérialisation de cette thèse dans ses différentes articulations. J'ai considérablement bénéficié de nos échanges scientifiques. Ceci m'a permis de bien gérer le stress lié à la pression et l'immensité du travail.

Je ne saurais oublier de remercier Dr TAKOUKAM SOH Serge Didier qui a contribué à l'aboutissement de ce travail.

Mes remerciements s'adressent également aux membres du jury pour leurs conseils avisés et leurs commentaires très constructifs, qui seront très utiles pour la suite de mes études.

Je tiens tout particulièrement à exprimer mes remerciements au Pr OWONO OWONO Luc Calvin, Vice-Recteur de l'Université de Yaoundé I chargé des enseignements, de la professionnalisation et du développement des technologies de l'information et de la communication pour ses précieux conseils et ses connaissances en Micro physique et ses compétences scientifiques dont j'ai bénéficié tout au long de notre formation en cycle de Master et cycle de Doctorat.

J'exprime ma profonde gratitude au Dr ELE ABIAMA Patrice, Secrétaire permanent du CNDT au Ministère de la Recherche Scientifique et de l'Innovation (MINRESI) et enseignant associé au Département de Physique de l'Université de Yaoundé I, pour ses enseignements et conseils multiples en qualité d'homme de science.

J'exprime ma gratitude à tous les enseignants du Département de Physique et plus particulièrement aux Prs KOFANE Timoléon Crépin, NJANDJOCK NOUCK Philippe, PEMHA ELKANA, TCHAWOUA Clément, EKOBENA FOU DA Henri Paul, WO AFO Paul, ZEKENG Serge, HONA Jacques, MBANE BIOUELE César, NDOP Joseph, BODO Bertrand, EYEBE FOU DA, NOUAYOU Robert, VONDOU Débertini, OWONO OWONO Luc Calvin, BOYOMO ONANA Marthe, FEWO Serge Ibraïd, NANA ENGO Serge, DJUIDJE Françoise, NANA NBENJO Roméo, SIEWE SIEWE Martin, MELI'I Jorelle Larissa, MBINACK Clément, MVOGO Alain, ENYEGUE A NYAM Françoise et aux Drs ABDOURAHIMI, NGA ONGODO Dieudonné et CHAMANI.

Mes sincères remerciements à tous les enseignants qui ont contribué à ma formation dans le domaine de la physique, en particulier ceux intervenant au Laboratoire de Physique Nucléaire.

Je suis particulièrement très reconnaissant à l'Institut de Recherches Géologiques et Minières du Cameroun à travers son Directeur Général le Dr HELL Joseph Victor qui m'a permis sans condition aucune de travailler au Centre de Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires, de l'IRGM ayant servi à la réalisation de la partie pratique de cette thèse. Le cadre de travail était idéal et une grande chance m'a été offerte pour un résultat de qualité ; j'en ai bien tiré avantage.

Je remercie toute l'équipe de chercheurs camerounais qui ont participé à la réalisation de cette thèse. Il s'agit du Pr BEN-BOLIE Germain Hubert (Laboratoire de Physique Nucléaire, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I), Pr SAÏDOU (Laboratoire de Physique Nucléaire, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, et Centre de Recherches en sciences et Techniques Nucléaires de l'IRGM, Dr BINENG Guillaume Samuel, Dr TCHENTE SIAKA Yvette Flore et Dr KOUNTCHOU Noubé Michaux, (Centre de Recherches en sciences et Techniques Nucléaires de l'IRGM), Dr MBARNDOUKA TAAMTE Jacob, Dr NDJANA NKOULOU II Joseph Emmanuel, Dr GONDJI Dieu Souffit, MANGA André, HAMADOU Yerima Abba (Centre de Recherches en sciences et Techniques Nucléaires, IRGM), Dr AWE Richard et NDIMANTCHI Ayouba (Laboratoire de Physique Nucléaire, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I). Leur disponibilité et leurs différents savoirs justifient la valeur scientifique de cette thèse ; j'en suis honoré.

Je remercie également les Drs NGOUBI, TAKEMBO NTAHKIE Clovis, TANKOU TAGNE Alain Sylvain pour leurs conseils et encouragements.

Mes remerciements s'adressent également à tous mes camarades de promotion, mes amis et mes aînés académiques à savoir Drs ANEMENA ETOGA Emmanuel, TCHANA Duclair, MBIDA Serge, TJOCK-MBAGA Thomas, MAH TSILA Philippe, AHMADOU KATARKALAH, SOULEYMANOU HAMAN ADAMA et Mrs TAMIAN FOTSO Kévin Adelphe, AKAMBA MBEMBE Bertrand, ADJABA Jean Liboire, NGUIMSSING Brice Martial, YIA ETOLO Hervé Didier, NNOMO MANGA Richard , NJOBO Jean Paul Justice et KITCHA SIME Fayette pour leur aide.

A mon cher feu papa ZRA TIZE et ma très chère maman KOROU, je suis convaincu qu'à travers cette œuvre intellectuelle, vous êtes honorés. Vos conseils, sacrifices et multiples prières ont atteint le Très Haut, Dieu le Tout Puissant ! Il a favorablement répondu. Cette thèse, je l'ai aussi grâce à vous. Vos deux noms resteront inscrits sur le pur tableau des titres de l'Esprit, parmi les parents qui ont bien accompli leur devoir. Merci pour tout.

Ma gratitude va également à mon grand frère KOGNI Joseph qui n'a ménagé aucun

effort pour ses aides multiples.

Toute ma gratitude va également à l'endroit des membres de ma famille : mon épouse ASSINILE Rahab, mes frères et sœurs (Dr KODJI Ezéchiél, KODJI Simon, TERI Yahaya, MASSE ZRA, KODA Paul, VANDI ZRA, et tous les restes), mes beaux-parents (YOUGOUDA Robert et AMINA Angèle), les pasteurs MAYA André, AWE Abraham, HECHEKED Vincent, BOUBA Barnabas. Je suis très conscient du sacrifice fait par chacun de vous pour l'aboutissement de cette thèse. Prière de bien vouloir trouver ici ma sincère gratitude, car vous avez tous contribué à la réalisation de cette thèse.

Cités ou non, ils sont vraiment nombreux ceux qui m'ont soutenu tout au long de mon parcours académique. Que tous trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

Table de matières

Dédicace	i
Remerciements	ii
Table de matières	vi
Liste des Figures	x
Liste des Tableaux	xiii
Liste des Abréviations	xvi
Résumé	xviii
Abstract	xx
Introduction Générale	1
Chapitre 1 RÉVUE DE LA LITTÉRATURE	4
1.1 Problématique de la radioactivité naturelle environnementale	4
1.1.1 Radioactivité naturelle dans le sol et la roche	4
1.1.2 Sources des rayonnements ionisants	6
1.1.2.1 Sources de rayonnement naturelles	7
1.1.2.2 Sources de rayonnement artificielles	9
1.1.3 Généralités sur le radon	9
1.1.3.1 Radon, isotopes naturels et propriétés	9
1.1.3.2 Radon dans le sol	10
1.1.3.3 Radon dans l'eau	12
1.1.3.4 Radon dans l'air et les habitations	13
1.1.3.5 Émanation de radon	13

1.1.3.6	Migration du radon	16
1.1.3.7	Exhalation du radon	16
1.1.3.8	Dépendance en profondeur de la concentration de radon dans l'air du sol	17
1.1.3.9	Évolution des concentrations en radon dans une habitation	19
1.1.4	Effets des rayonnements ionisants sur la santé	20
1.1.5	Problématique de la radioactivité naturelle au Cameroun	22
1.2	Techniques de mesure de la radioactivité naturelle	24
1.2.1	Techniques de mesure de la radioactivité naturelle dans le sol	25
1.2.2	Techniques de mesure du radon, du thoron et des descendants du thoron dans l'air confiné des habitations	26
1.3	Évaluation de la dose efficace	28
1.3.1	Dose efficace annuelle par irradiation externe	28
1.3.2	Dose efficace par inhalation du radon, thoron et leurs descendants associés	28
1.4	Évaluation du risque radiologique	29
Chapitre 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES		30
2.1	Présentation de la zone d'étude	30
2.2	Mesure de la concentration des émetteurs γ	33
2.2.1	Impact des matériaux de construction	33
2.2.2	Chaîne de mesure en spectrométrie γ	34
2.2.3	Mesure de la radioactivité naturelle dans le sol par spectrométrie γ <i>in-situ</i>	35
2.2.3.1	Etalonnage du détecteur	37
2.2.3.2	Seuil et limite de détection	37
2.3	Mesure des concentrations du radon	38
2.3.1	Mesure du radon dans le sol à l'aide du détecteur de type Markus 10	38
2.3.1.1	Dispositif de mesure	38
2.3.1.2	Principe de fonctionnement du détecteur	39
2.3.2	Mesure des concentrations du radon dans l'air confiné des habitations	40
2.3.2.1	Caractéristiques des habitations investiguées	40
2.3.2.2	Mesure des concentrations de radon à l'aide des détecteurs de type <i>RadonEye</i> ⁺²	41

2.3.2.3	Mesure du radon dans l'air confiné dans les habitations à l'aide des détecteurs de type <i>RADTRAK</i> ²	43
2.3.2.4	Mesure des concentrations de radon et de thoron à l'aide des détecteurs de type <i>RADUET</i>	46
2.3.2.5	Mesure des concentrations des descendants du thoron à l'aide des moniteurs des descendants du thoron	50
2.3.2.6	Dispositif de mesure	50
2.3.2.7	Principe de fonctionnement	50
2.3.2.8	Facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés	52
2.4	Évaluation de la dose efficace	52
2.4.1	Évaluation de la dose efficace par irradiation externe	52
2.4.1.1	Mesure du débit de dose absorbée dans l'air à 1 mètre du sol	52
2.4.1.2	Évaluation de la dose efficace annuelle	53
2.4.2	Évaluation de la dose efficace par inhalation du radon	54
2.4.3	Évaluation de la dose efficace par inhalation due au radon, au thoron et à leurs descendants associés	55
2.5	Risques radiologiques	57
2.5.1	Estimation des indices de risque	57
2.5.1.1	Estimation de l'activité du radium équivalent (Ra_{eq})	57
2.5.1.2	Estimation des indices de risque externe et interne	58
2.5.1.3	Estimation de l'indice de niveau de radioactivité	58
2.5.2	Risque radiologique spécifique à une exposition au radon : l'excès de risque absolu vie entière (LEAR)	59
Chapitre 3 RÉSULTATS ET DISCUSSION		61
3.1	Concentration des émetteurs γ	61
3.1.1	Estimation de l'impact des radionucléides des matériaux de construction	61
3.1.2	Concentrations de la radioactivité naturelle dans le sol par spectrométrie γ <i>in-situ</i>	62
3.2	Exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés	64
3.2.1	Concentrations de radon dans le sol	64
3.2.2	Concentrations de radon dans les habitations	67

3.2.2.1	Concentrations de ^{222}Rn à l'aide du détecteur de type RadonEye	67
3.2.2.2	Concentrations de ^{222}Rn à l'aide des détecteurs de type RADTRAK	68
3.2.2.3	Concentrations de radon et de thoron à l'aide des détecteurs de type RADUET	72
3.2.2.4	Concentrations des descendants du thoron à l'aide des moniteurs des descendants du thoron	75
3.2.2.5	Facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants (F_{Tn})	75
3.2.2.6	Corrélations entre les concentrations de radon dans le sol et l'air confiné des habitations	76
3.2.3	Dose efficace par irradiation externe	78
3.2.3.1	Distribution du débit de dose dans l'air à 1 m du sol <i>in-situ</i>	78
3.2.3.2	Dose efficace annuelle en spectrométrie γ	79
3.2.4	Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés	80
3.2.5	Risques radiologiques	85
3.2.5.1	Indices de risque lié à l'exposition à la radioactivité naturelle dans le sol par (spectrométrie γ <i>in-situ</i>)	85
3.2.5.2	Risque dû au ^{222}Rn dans l'air confiné des habitations à l'aide des RADTRAK et des RADUET	86
	Conclusion générale, perspectives et recommandations	88
	Références bibliographiques	91
	Liste de Publications	100
	Annexes	101

Liste des Figures

Figure 1.1	Chaînes de désintégration de ^{238}U , avec mode de décroissance, énergie émise et demie-vie. Les flèches descendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance α ; Les flèches ascendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance β ou γ . La zone délimitée par les traits interrompus-courts représente la désintégration du ^{222}Rn [43].	11
Figure 1.2	Chaînes de désintégration du ^{232}Th , avec mode de décroissance, énergie émise et demie-vie. Les flèches descendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance α ; Les flèches ascendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance β ou γ . La zone délimitée par les traits interrompus-courts représente la désintégration du ^{220}Rn [43].	12
Figure 1.3	Illustration schématique des trajectoires de recul du radon (^{222}Rn) dans le sol et entre les grains de sol [39].	14
Figure 1.4	Présentation des différentes voies d'infiltration du radon dans les habitations [52].	19
Figure 1.5	Exemple d'évolution des concentrations de radon dans une habitation : mise en évidence de l'effet d'une ventilation naturelle [44].	20
Figure 1.6	Exposition de l'homme au radon [53].	21
Figure 2.1	Localisation géographique de la région de l'Extrême-Nord au Cameroun.	32
Figure 2.2	Carte géologique de la zone d'étude dans la région de l'Extrême-Nord du Cameroun.	33
Figure 2.3	Débitmètre ayant servi à mesurer les débits de dose ambiante dans la zone d'étude.	34
Figure 2.4	Schéma simplifié de la chaîne de mesure en spectrométrie γ	35

Figure 2.5	Mesure de la radioactivité par la spectrométrie γ <i>in-situ</i> . Il s'agit : du dispositif de mesure en (a), du spectromètre à scintillation <i>NaI</i> (<i>Tl</i>) 3×3 pouces avec le préamplificateur et l'amplificateur appelé NucScout en (c) et du GPS pour mesurer les coordonnées géogra- phiques du point de mesure en (b).	36
Figure 2.6	Dispositif de mesure à l'aide du détecteur en (a) et détecteur de type Markus 10 en (b) utilisé pour la mesure des concentrations de ^{222}Rn dans le sol.	38
Figure 2.7	Principe de fonctionnement du détecteur Markus 10.	40
Figure 2.8	Configuration et principe de fonctionnement du détecteur <i>RadonEye</i> ⁺² : en (a) le détecteur, en (b) le téléphone androïde et en (c) le schéma de principe [67].	41
Figure 2.9	Points de mesure où les détecteurs <i>RADTRAK</i> ² ont été déployés dans la région de l'Extrême-Nord du Cameroun.	44
Figure 2.10	Détecteurs de traces nucléaires à l'état solide en configuration fer- mée utilisés pour les mesures de concentration de ^{222}Rn : Détecteur de type <i>RADTRAK</i> ² en (a) et schéma détaillé en (b) [55].	46
Figure 2.11	Détecteur de type <i>RADUET</i> en (a) et le schéma détaillé du détec- teur en (b) [19].	46
Figure 2.12	Photo typique des traces de particules alpha dans le Cr-39 en (a) ; une image zoomée d'un sous-groupe de pistes alpha en (b).	47
Figure 2.13	Shéma du prototype d'un moniteur des descendants du thoron en (a) et (b), principe de fonctionnement en (c) [19].	51
Figure 3.1	Corrélation entre les débits de dose à l'intérieur et à l'extérieur des habitations de la zone investiguée.	62
Figure 3.2	Distribution des concentrations de radon dans le sol des sites in- vestigués de la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.	67
Figure 3.3	Distribution des concentrations du ^{222}Rn dans les habitations de la zone d'étude dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.	70
Figure 3.4	Distribution Lognormal des concentrations du ^{222}Rn de toute la zone d'étude dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.	71

Figure 3.5	Comparaison des concentrations de ^{222}Rn dans les habitations des différentes localités de la zone d'étude dans l'Extrême-Nord, Cameroun.	73
Figure 3.6	Distribution lognormal des concentrations du ^{222}Rn dans les habitations des Départements du Diamaré, Mayo-Kani, Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.	74
Figure 3.7	Corrélation entre les concentrations de ^{222}Rn obtenues dans le sol par le détecteur de type Markus 10 et celles des habitations mesurées à l'aide des détecteurs de type RADTRAK	76
Figure 3.8	Corrélation entre les concentrations de ^{222}Rn obtenues dans le sol par le détecteur de type Markus 10 et celles des habitations mesurées à l'aide des détecteurs de type RadonEye	77
Figure 3.9	Corrélation entre les concentrations de ^{222}Rn obtenues dans les habitations par les détecteurs de type RADTRAK et le RadonEye	77
Figure 3.10	Débits de dose équivalents ambiants à l'extérieur et à l'intérieur des habitations de la zone d'étude dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.	79
Figure 3.11	effet photoélectrique.	110
Figure 3.12	effet compton.	111
Figure 3.13	Création de paires.	112

Liste des Tableaux

Tableau 1.1 Contribution des différentes sources de rayonnements à la dose efficace annuelle [39]	7
Tableau 1.2 Les niveaux de radon dans l'air extérieur, l'air intérieur des habitations, l'air du sol, et les eaux souterraines [39].	14
Tableau 1.3 Coefficient de diffusion (D) du radon dans certains milieux [39] .	17
Tableau 1.4 Valeurs approximatives de la porosité de certains types de sol. La Porosité est la proportion d'un volume rempli d'air [50].	19
Tableau 2.1 Les localités d'étude dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.	31
Tableau 3.1 Concentrations (en $Bq.kg^{-1}$) de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U et débit de dose ambiante (en $\mu Sv.h^{-1}$) dans l'air à 1 m du sol dans le Département du Mayo-Tsanaga.	63
Tableau 3.2 Concentrations (en $kBq.m^{-3}$) du radon dans le sol de la zone d'étude	64
Tableau 3.3 Comparaison des concentrations (en $kBq.m^{-3}$) de radon dans les gaz du sol dans le présent travail avec celles rapportées par d'autres études	66
Tableau 3.4 Concentrations du radon (en $Bq.m^{-3}$) dans les habitations du Département du Mayo-Tsanaga	68
Tableau 3.5 Concentrations du radon (en $Bq.m^{-3}$) dans les habitations du Département du Diamaré	69
Tableau 3.6 Concentrations du radon (en $Bq.m^{-3}$) dans les habitations du Département du Mayo-Kani	69
Tableau 3.7 Concentrations du radon (en $Bq.m^{-3}$) dans les habitations.	72
Tableau 3.8 Concentrations (en $Bq.m^{-3}$) de ^{222}Rn et de ^{220}Rn dans les habitations de Kossehonne et de Mokolo dans le Département du Mayo-Tsanaga	73

Tableau 3.9 Concentrations (en $Bq.m^{-3}$) des descendants du thoron dans les habitations de Kossehone et de Mokolo dans le Département du Mayo-Tsanaga	75
Tableau 3.10 Facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants dans la zone d'étude	76
Tableau 3.11 Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K , du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol et de la dose efficace annuelle de toute la zone d'étude. La valeur moyenne mondiale est donnée par l' <i>UNSCEAR</i> [92].	78
Tableau 3.12 Dose efficace par irradiation externe (en $mSv.an^{-1}$) pour les membres du public dans la Région de la zone d'étude	81
Tableau 3.13 Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés (en $mSv.an^{-1}$) par localité : Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne ($1,26 mSv.an^{-1}$); valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon ($1,15 mSv.an^{-1}$); valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron ($0,11 mSv.an^{-1}$) [10].	82
Tableau 3.14 Dose efficace totale par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés de la zone investiguée : Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne ($1,26 mSv.an^{-1}$); valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon ($1,15 mSv.an^{-1}$); valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron ($0,11 mSv.an^{-1}$) [10].	82
Tableau 3.15 Dose efficace (en $mSv.an^{-1}$) par inhalation au ^{222}Rn à l'aide des Détecteurs de type RADTRAK pour les membres du public dans la Région de l'Extrême-Nord	83
Tableau 3.16 Concentrations de ^{222}Rn ($Bq.m^{-3}$) et doses efficaces par irradiation externe et interne ($mSv.an^{-1}$) dans les habitations de l'Extrême-Nord du Cameroun comparées avec des études similaires menées dans certains pays.	84

Tableau 3.17 Indices de risque lié à une exposition à la radioactivité naturelle dans le sol des localités investiguées de la Région de l'Extrême-Nord du Cameroun. La valeur mondiale permise est donnée par l' <i>UNSCEAR</i> [79].	85
Tableau 3.18 Dose efficace par inhalation ($\text{mSv}\cdot\text{an}^{-1}$) et le risque d'exposition au ^{222}Rn	86
Tableau 3.19 Radionucléides primordiaux	106
Tableau 3.20 Limites de dose recommandée dans les situations d'exposition planifiée ^a	114

Liste des Abréviations

- AIEA** : Agence Internationale de l'énergie Atomique
- BRGM** : Bureau de Recherche Géologique et Minière
- CIPR** : Commission Internationale de Protection Radiologique
- CRSTN** : Centre de Recherche en Sciences et Techniques Nucléaires
- C_{Rn} : Concentration de radon
- C_{Tn} : Concentration de thoron
- DCF** : Dose Conversion Factor
- D_a : Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol
- D_{Rn} : Dose efficace due à l'inhalation du radon
- D_{RnP} : Dose efficace due à l'inhalation des descendants du radon
- DSTN** : Détecteur solide des traces nucléaires
- D_{Tn} : Dose efficace due à l'inhalation du thoron
- D_{TnP} : Dose efficace due à l'inhalation des descendants du thoron
- E_{ext} : Dose efficace par irradiation externe
- E_{in} : Dose efficace par irradiation interne (ou dose efficace par inhalation)
- H_{ext} : Indice de risque externe
- H_{in} : Indice de risque interne
- I_γ : Indice de niveau de radioactivité
- EERC ou C_{RnP}** : Concentration équivalente en radon à l'équilibre (ou concentration des descendants du radon)
- EETC ou C_{TnP}** : Concentration équivalente en thoron à l'équilibre (ou concentration des descendants du thoron)
- EPA** : Environmental Protection Agency
- F_{Rn} : Facteur d'équilibre du radon
- F_{Tn} : Facteur d'équilibre du thoron
- GPS** : Global Positioning System

- ICRU** : International Commission on Radiation Units and Measurements
- IRGM** : Institut de Recherches Géologiques et Minières
- IRSN** : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
- ISO** : International Organization for Standardization
- LEAR** : Lifetime Excess Absolute Risk
- MA ou Moy arithm** : Moyenne arithmétique
- Max** : Maximale (ou maximum)
- Méd** : Médiane
- MG ou Moy géom** : Moyenne géométrique
- Min** : Minimale (ou minimum)
- NORM** : Naturally Occurring Radioactive Materials
- OECD** : Organization for Economic Cooperation and Development
- OMS** : Organisation Mondiale de la Santé
- Rn** : Radon
- RnEm** : Radon Emanation
- RnP** : Progéniture (ou descendants) du radon
- RADTRAK** : Radon Detectors Traces
- RADUET** : Passive Integrated Radon-Thoron Discriminative Detectors
- Ra_{eq}** : Radium équivalent
- SD** : Écart-type (ou deviation standard)
- GSD** : Écart-type géométrique (ou deviation standard geometric)
- SSNTD** : Solid State Nuclear Track Detectors
- ThEm** : Thoron Emanation
- TLE** : Transfert Linéique d'Énergie
- TnP** : Progéniture (ou descendants) du thoron
- TPS** : Temperature et Pression Standard
- UE** : Union Européenne
- UNSCEAR** : United Nation Scientific Committee On the Effects of Atomic radiation
- US EPA** : United States Environmental Protection Agency
- WLM** : Working Level Month

Résumé

Le présent travail porte sur la cartographie de la radioactivité naturelle de la région de l'Extrême-Nord, Cameroun. Pour y parvenir, la dose efficace par inhalation à travers la mesure des concentrations de ^{222}Rn dans le sol et de ^{222}Rn , ^{220}Rn et de leurs descendants dans les habitations. Les détecteurs de type *RADTRAK*² et RadonEye ont été utilisés pour mesurer les concentrations de radon dans l'air confiné respectivement dans 276 et 33 habitations. Les détecteurs de type *RADUET* ont été utilisés pour mesurer le radon, thoron et les moniteurs des descendants de thoron ont été utilisés pour mesurer les descendants du thoron dans 40 habitations. Afin de mieux comprendre les variations du radon dans les différentes localités de la région d'étude, à l'aide d'un détecteur de type Markus 10, les mesures du radon ont également été faites en 101 points dans le sol à 90 cm de profondeur. Pour mesurer le débit de dose équivalente ambiante, un *RadEye PRD-ER*, Thermo Scientific a été utilisé. Ces différentes mesures ont permis de déterminer les doses efficaces par irradiation externe et interne dans 4 Départements de la Région. Dans le sol, les concentrations du radon variaient de 1,2 - 138,3 kBq.m^{-3} avec une valeur moyenne de 32,7 kBq.m^{-3} . Plus de la moitié des points de mesure avaient des concentrations supérieures à 25 kBq.m^{-3} . Cette valeur est inférieure à 40 kBq.m^{-3} , la valeur d'action d'après le critère suédois. Dans les habitations, les concentrations variaient entre 62 ± 26 et 310 ± 50 Bq.m^{-3} , avec une moyenne géométrique de 151 ± 42 Bq.m^{-3} et, de 1 à 1557 Bq.m^{-3} avec une valeur moyenne de 74 ± 3 Bq.m^{-3} respectivement avec le *RADTRAK*² et le RadonEye. Avec les *RADTRAK*², la moitié des habitations présentait une concentration supérieure ou égale à 160 Bq.m^{-3} ; une valeur supérieure au niveau de référence de 100 Bq.m^{-3} recommandé par l'Organisation Mondiale de la Santé (*OMS*). Dans 40 habitations du département du Mayo-tsanaga, la concentration du radon, thoron et EETC variaient de 13 ± 1 à 125 ± 1 Bq.m^{-3} , de 14 ± 1 à 357 ± 4 Bq.m^{-3} , de 1 ± 1 à 35 ± 9 Bq.m^{-3} avec la valeur moyenne de 40 ± 1 Bq.m^{-3} , 111 ± 3 Bq.m^{-3} et 12 ± 4 Bq.m^{-3} respectivement. Le débit de dose équivalente ambiante variait entre 0.03 et 0.13 $\mu\text{Sv.h}^{-1}$ avec une valeur moyenne de 0.08 $\mu\text{Sv.h}^{-1}$. La dose efficace par inhalation due au radon et ses descendants associés variait de 1.17 à 5,86 mSv.an^{-1} avec une valeur moyenne de 2.86 mSv.an^{-1} . La dose efficace par irradiation externe variait de 0,23

à $1,14 \text{ mSv.an}^{-1}$ avec une valeur moyenne de $0,6 \text{ mSv.an}^{-1}$. Ces différentes valeurs moyennes sont toutes supérieures à leurs correspondantes mondiales données par le Comité Scientifique des Nations Unies sur les Effets des Rayonnements Ionisants (*UNSCEAR*). En outre, les résultats obtenus dans la présente étude révèlent une bonne corrélation entre le niveau de radioactivité de la région, la structure géologique et la composition minéralogique du sol.

Les différents résultats obtenus dans certaines localités présentent un risque d'exposition radiologique pour le public, par conséquent, il est nécessaire que les règles de radioprotection soient respectées afin de le réduire.

Mots clés : Cameroun, Extrême-Nord, cartographie, radioactivité naturelle, radon, thoron, inhalation, sol, géologie, Markus 10.

Abstract

The current work focuses on the mapping of natural radioactivity in the Far North region, Cameroon. To achieve this, the effective dose from internal irradiation by measuring the concentrations of ^{222}Rn in soil and ^{222}Rn , ^{220}Rn and their progeny in dwellings. *RADTRAK*² and RadonEye detectors were used to measure radon concentrations in confined air in 276 and 33 homes respectively. RADUET detectors were used to measure radon, thoron and thoron progeny monitors were used to measure thoron progeny in 40 homes. In order to better understand the variations of radon in different localities of the study area, using a Markus 10 type detector, radon measurements were also made at 101 points in the ground at 90 cm depth. To measure the ambient equivalent dose rate, a RadEye PRD-ER, Thermo Scientific was used. These different measurements allowed to determine the effective doses by external and internal irradiation in 4 Divisions of the Region. In soil, the radon concentrations varied from 1.2 to 138.3 kBq.m⁻³ with an average value of 32.7 kBq.m⁻³; more than half of the measurement points had concentrations higher than 25 kBq.m⁻³. This value is below 40 kBq.m⁻³, the action value according to Swedish criteria. In dwellings, the concentrations varied between 62 ± 26 and 310 ± 50 Bq.m⁻³, with a geometric mean of 151(42) Bq.m⁻³ and, from 1 to 1557 Bq.m⁻³ with a mean value of 74(3) Bq.m⁻³ respectively with *RADTRAK*² and RadonEye. With *RADTRAK*², half of the houses had a concentration greater than or equal to 160 Bq.m⁻³, a value higher than the reference level of 100 Bq.m⁻³ recommended by the World Health Organization (WHO). In 40 dwellings of the Division of Mayo-Tsanaga, the concentration of radon, thoron and EETC varied from 13 ± 1 to 125 ± 1 Bq.m⁻³, from 14 ± 1 to 357 ± 4 Bq.m⁻³, from 1 ± 1 to 35 ± 9 Bq.m⁻³ with the average value of 40(1) Bq.m⁻³, 111 ± 3 Bq.m⁻³ and 12(4) Bq.m⁻³ respectively. The ambient equivalent dose rate varied between 0.03 and 0.13 mSv.h⁻¹ with an effective value by inhalation due to radon and its associated progeny varied from 1.17 to 5.86 mSv.y⁻¹ with a mean value of 2.86 mSv.y⁻¹. The effective dose by external irradiation varied from 0.23 to 1.14 mSv.y⁻¹ with a mean value of 0.6 mSv.y⁻¹. These different mean values are all above their world-wide counterparts set by the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

(UNSCEAR). In addition, the results obtained in the current study reveal a good correlation between the level of radioactivity of the area, the geological structure and the mineralogical composition of the soil.

Although these different results in general do not present a very high risk of radiological exposure to the public, nevertheless, it is necessary that the rules of radioprotection are respected in order to reduce it.

Key words : Mapping, natural radioactivity, radon, inhalation, soil, geology, mineralogy, effective dose.

Introduction Générale

La terre baigne dans un mélange de rayonnements ionisants dont les principales sources sont le soleil, la terre elle-même, les activités humaines menées dans les réacteurs et centrales nucléaires, la médecine, la recherche, et les industries. Par conséquent, l'homme partout où il se trouve sur la terre, est à chaque instant influencé par ces rayonnements invisibles, aux effets relativement néfastes à son organisme. Les rayonnements ionisants dont la source est la terre proviennent essentiellement de la désintégration de la famille de l'uranium (^{238}U et ^{235}U), de la famille du thorium (^{232}Th) et leurs descendants dont le radon qui est présent dans l'atmosphère et, le potassium (^{40}K). Ces différents radionucléides sont présents dans les roches, le sol et ajouts industriels qui nous servent de matériaux de construction, dans les aliments ainsi que les eaux que nous consommons au quotidien. Il est aussi possible de trouver ces éléments radioactifs en fines particules dans l'air que nous respirons. Ainsi, avoir les connaissances sur le niveau de la radioactivité d'un environnement spécifique est très important pour la protection des populations y vivant en permanence contre ses effets indésirables sur la santé.

Au Cameroun, l'exposition du public aux rayonnements ionisants d'origine naturelle a fait l'objet de plusieurs études [1–15]. Ces différentes études ont révélé la présence de la radioactivité naturelle dans les roches, les matériaux de construction, l'eau, les denrées alimentaires, les cultures agricoles et certains végétaux prélevés à certains endroits bien ciblés. Il s'agit des localités où les études géologiques ont révélé des anomalies d'uranium, de thorium et de potassium, des zones d'exploitation aurifères et certaines villes du Cameroun. La radioactivité naturelle a aussi été mesurée dans l'air confiné de certaines habitations des zones ci-dessus. Les techniques utilisées étaient la spectrométrie gamma en laboratoire et la spectrométrie gamma *in-situ* pour l'analyse de la radioactivité du sol, la spectrométrie alpha pour l'analyse de la radioactivité de l'eau et des denrées alimentaires, et enfin la détection solide des traces nucléaires pour mesurer la concentration de radon, de thoron et des descendants du thoron dans les habitations. Malgré la faible statistique dans l'échantillonnage, toutes ces méthodes ont permis d'évaluer le niveau de la radioactivité dans les différentes zones enquêtées .

Le radon est un gaz inerte, inodore, incolore, insipide et imperceptible à nos sens. C'est un

gaz radioactif naturel issu de la chaîne de désintégration de ^{238}U . Sa demi-vie est de 3,8 jours. Ces propriétés physico-chimiques font de lui, un gaz qui n'a pas d'affinité avec d'autres éléments chimiques. Les risques sanitaires sur le grand public sont bien connus. Une fois inhalé, la quasi-totalité du gaz ^{222}Rn est exhalé. Ceci n'est pas le cas avec ses descendants solides tels que le polonium, le bismuth, le thallium et le plomb qui font de lui, la principale source d'exposition radiologique pour l'homme. Le ^{222}Rn ainsi que ses descendants ci-dessus sont naturellement présents dans l'air que nous respirons, les aérosols, les roches, le sol ainsi que les matériaux de construction [16–18].

Bien que les mesures du radon et de ses descendants soient faites dans de nombreux pays du monde, la problématique du radon reste un sujet d'actualité très important dans les pays pauvres ou en voie de développement. Ceci à cause de la façon dont les habitations sont construites et utilisées [19]. Dans la plupart de ces pays, le plan radon est quasi-inexistant. Quand il existe, c'est très difficile voire impossible de le respecter à cause de l'état de pauvreté des populations [19]. En plus, les populations sont aussi ignorantes de l'existence du radon et des dangers liés à une exposition prolongée au radon et à ses descendants associés. Par conséquent, les habitations pour la plupart sont construites anarchiquement, sans véritable plan architectural. Elles sont en matériaux locaux tels que les sables, la terre, l'argile, le granite et le ciment qui, parfois peuvent s'avérer riches en éléments radioactifs [3, 4, 9, 14, 15, 20, 21]. Les précautions contre les infiltrations du radon, l'aération ou l'échange d'air entre l'extérieur et l'intérieur des différentes pièces des habitations ne sont pas toujours prises en compte dans ce type d'architecture. Le Cameroun, bien qu'ayant un plan radon n'est pas épargné dans cette illustration. Beaucoup d'habitations, que ce soit dans les métropoles ou à l'arrière-pays, sont souvent de véritables réservoirs de radon et de ses descendants associés [8, 14–16, 22–25]. Avec le flux migratoire croissant des populations à travers le monde à la recherche du bien-être, il est donc très important pour la communauté scientifique ainsi que les pouvoirs publics d'avoir des connaissances sur le niveau de radon dans une localité afin de protéger le public contre les effets nocifs induits par une exposition prolongée au radon et à ses produits de filiation. Dans un environnement donné, la caractérisation du radon dans le sol fondé sur la géologie superficielle est un outil utile pour déterminer les concentrations de radon dans les habitations [26, 27]. Les zones reposant sur les roches granitiques qui, sont principalement riches en uranium sont généralement sujettes au radon [28, 29]. De même, les régions volcaniques sont reconnues comme ayant des concentrations élevées de radon dans les habitations [30, 31]. Quant aux zones couvertes par les formations sédimentaires, les concentrations de radon sont généralement faibles [32]. La cartographie de la distribution du radon dans le sol et dans l'air confiné des habitations est donc un outil prédictif très important qui a montré son efficacité dans beaucoup de pays du monde pour la mise en

œuvre des mesures de protection contre les effets nocifs sur la santé induit par une exposition prolongée au radon [28, 33–35].

Le site investigué est l'une des Régions les plus peuplées du Cameroun avec une structure géologique qui favorise l'émanation et la diffusion du radon. Le but de la présente étude est de réaliser une cartographie de la radioactivité naturelle de la région de l'Extrême Nord, Cameroun et évaluer le risque radon à des fins de radioprotection. Pour y parvenir, un spectromètre à scintillation $NaI(Tl)$ 3×3 pouces a été utilisé pour mesurer les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans le sol par spectrométrie gamma *in-situ*. Par détection solide des traces nucléaires, les mesures directes des concentrations de radon, de thoron et des descendants du thoron ont été mesurées dans l'air confiné des habitations par le biais des détecteurs de type *RADTRAK*², *RadonEye*, *RADUET* et les moniteurs des descendants du thoron. En outre, les concentrations de radon dans le sol ont été mesurées par spectrométrie gamma *in-situ* par le biais d'un détecteur de type Markus 10. Pour mieux comprendre le comportement des variations de radon dans les différentes localités investiguées dans la présente étude, une corrélation entre les concentrations de radon dans le sol et les concentrations de radon dans les habitations a été élaborée. De même, le débit de dose équivalente ambiante a été mesuré par le *RadEye PRD-ER*, Thermo Scientific. Les différents résultats obtenus ont permis de déterminer les doses efficaces par irradiation externe et interne et, d'évaluer les risques radiologiques associés. Enfin, une carte de la distribution du radon dans le sol et dans les habitations de la zone d'étude a été élaborée.

Ce travail de thèse s'oriente sur plusieurs axes. Dans son Chapitre I, les véritables sources et les notions fondamentales de la radioactivité naturelle, les généralités sur le radon, ainsi que son impact sur la santé humaine sont décrits. Ce chapitre expose aussi certaines corrélations entre la roche, sa structure, sa constitution minéralogique et la radioactivité naturelle dans un environnement.

Le matériel et les différentes méthodes utilisés pour atteindre le but de ce travail sont présentés au Chapitre II.

Le Chapitre III est consacré aux résultats obtenus tout au long de cette thèse. Ces résultats sont analysés, discutés puis comparés à leurs correspondants mondiaux et à d'autres obtenus ailleurs.

Nous terminons cette thèse par une conclusion générale. Les principaux résultats obtenus pour la cartographie de la radioactivité naturelle de la région de l'Extrême-Nord, l'évaluation de la dose et du risque lié au radon suivis des recommandations. Pour améliorer ce travail, quelques perspectives sont exposées à la fin.

Chapitre 1

Révue de Littérature

Introduction

Ce chapitre présente les généralités sur la radioactivité naturelle ainsi que ses origines et évaluation de la dose efficace. Les principales sources d'exposition radioactives naturelles, les techniques de mesure du radon dans le sol et dans l'air confiné des habitations y sont aussi décrites. Par ailleurs, la problématique de la radioactivité environnementale au Cameroun y est abordée.

1.1 Problématique de la radioactivité naturelle environnementale

1.1.1 Radioactivité naturelle dans le sol et la roche

La radioactivité naturelle trouve son origine dans la formation de la terre, principalement dans le sol, et se répartit de manière non uniforme en fonction des caractéristiques pédologiques, minéralogiques et géologiques des différents milieux [19].

La concentration des radionucléides naturels U, Th et K dans les sols diffère généralement de celle des roches du socle géologique.

Les teneurs en U, Th et K dans les sols de surface dépendent de leur solubilité et de leur mobilité dans des régions climatiques spécifiques, ainsi que de la capacité d'absorption et de la composition des milieux pédologiques. Les climats arides et humides génèrent des conditions différentes pour la lixiviation et l'accumulation des radionucléides. Dans la série de sa désintégration, les différentes propriétés chimiques de ^{238}U et du ^{226}Ra (source de rayonnement gamma)

jouent un rôle dans la radioactivité de surface.

- Les inclusions

Les inclusions qui peuvent inclure d'autres minéraux ou roches, un liquide, un gaz ou toute autre forme incorporée dans le minéral hôte. Il existe deux types d'inclusions, en fonction de leur date d'apparition dans le minéral hôte : les inclusions primaires, qui apparaissent au cours de la phase hydrothermale de cristallisation dans les fractures du minéral, et les inclusions secondaires, qui se forment après la cristallisation du minéral [36].

- Les fissures

Sous l'action de l'élévation excessive de la température et de la pression, la roche commence à se fissurer, favorisant ainsi la circulation d'eau chaude ou de vapeur en son sein. L'intensification du phénomène dissout de nombreux éléments qui sont entraînés vers les zones vides générées par les fissures. La roche autour de ces dernières se minéralise pour former des cristaux dont la nature va dépendre de la roche initiale, de la température et de la pression. La présence de radioéléments tels que U, Th et K dans les micro-fractures peut ainsi induire une radioactivité à des niveaux parfois très élevés [36].

- Dispersion dans les minéraux essentiels

Toutes les roches sont susceptibles d'être radioactives, du fait de la dissémination générale de certains radionucléides naturels tels que U, Th et K. Cependant, ils se fixent préférentiellement sur les sédiments fins, de sorte que ces derniers sont plus radioactifs que les sédiments plus grossiers. Lorsque la radioactivité est distribuée dans les minéraux essentiels, elle est contemporaine de la roche.

Le K est un élément très présent dans les minéraux essentiels. U et Th sont en très petites quantités et fréquemment associés à des minéraux tels que les terres rares et le zirconium. Dans les minerais, ils sont présents sous forme de traces ou d'impuretés. Les zircons, les allanites et les monazites sont les principaux minéraux accessoires radioactifs que l'on trouve sous forme d'inclusions microscopiques dans les roches. Les zircons sont généralement présents dans les granites, les pegmatites ou les syénites, les gneiss et la biotite contenus dans les roches. Les allanites sont présentes dans certains granites et pegmatites. Les monazites se trouvent dans les granitoïdes à biotite et leurs pegmatites [36].

Dans les roches basiques, le niveau de radioactivité dû à l'uranium et au thorium est environ trois fois plus faible que dans les roches acides. Les teneurs moyennes varient entre 1 et 2 ppm en uranium, 3 et 4 ppm en thorium. Dans certaines roches comme les gabbros, la radioactivité due à l'uranium et au thorium est très faible. Dans les diorites, elle est moyenne, alors qu'elle est élevée dans les roches acides. Dans les roches volcaniques, les éléments radioactifs primordiaux U, Th et K sont présents, mais à des niveaux variables selon leur nature [36].

Dans les roches sédimentaires, la radioactivité est plus faible en raison de la dispersion des radioéléments. De plus, les minéraux microscopiques d'uranium et de thorium ne résistent pas à l'érosion. Néanmoins, les inclusions telles que les zircons et beaucoup d'autres riches en thorium comme la monazite, l'apatite et le xénotime y résistent et parviennent à s'accumuler dans les placers. Contrairement au thorium, l'uranium est détruit dans un environnement oxydant en raison de ses propriétés chimiques. Il est donc moins présent dans les roches sédimentaires [37]. La radioactivité des roches sédimentaires varie en fonction de la nature et de l'origine de la roche. Dans les roches carbonées et les hydrocarbures tels que les asphaltes, le pétrole, les cires minérales et les gaz, l'uranium est présent dans les roches sédimentaires. Sa teneur est élevée dans les phosphates, faible dans les argiles phosphatées et les calcaires, absent dans les argiles. Le thorium est absent des calcaires, des argiles et des phosphates. [37].

1.1.2 Sources des rayonnements ionisants

Il existe de nombreux isotopes radioactifs naturels dans les roches (plus de 20 radionucléides primordiaux tels que ^{40}K , ^{87}Rb , ^{147}Sm , ^{176}Lu , ^{187}Re , ^{232}Th , ^{235}U , ^{238}U , etc.), mais seuls quelques-uns d'entre eux sont en concentration importantes et produisent des rayonnements d'une énergie et d'une intensité suffisantes pour être facilement mesurés. Ces éléments radioactifs naturels importants sont K, U et Th.

Le ^{40}K est l'isotope radioactif du potassium et se trouve à 0,012% du potassium naturel. Le ^{40}K émet des rayonnements β et γ .

^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th sont les éléments mères des trois séries de désintégration naturelle. U et Th et leurs produits de désintégration dans les séries de désintégration émettent des rayonnements α , β et γ . Les produits finaux de la désintégration, des isotopes de Pb, sont stables.

Les matériaux radioactifs d'origine naturelle sont courants dans l'environnement et dans le corps humain. Ces matériaux en permanence émettent des rayonnements ionisants. Le rayonnement ionisant provenant de l'espace extra-atmosphérique (rayonnement cosmique) bombarde la terre en permanence. Collectivement, le rayonnement ionisant de ces sources et d'autres sources similaires est appelé rayonnement de fond. Les activités humaines, telles que la fabrication de rayons X médicaux, la production d'énergie nucléaire, les essais d'armes nucléaires et la fabrication de détecteurs de fumée contenant des radioactifs, entraînent une exposition supplémentaire aux rayonnements ionisants. Les sources de rayonnement peuvent être classées en rayonnement naturel et rayonnement artificiel. Le Tableau 1.1 montre le pourcentage de l'exposition annuelle moyenne aux rayonnements attribuables à chaque source principale. Environ 82% des rayonnements proviennent de la nature, et 18% proviennent de sources industrielles, médicales et de consommation. Les valeurs réelles varient en fonction de l'endroit où les gens vivent et de la

façon dont ils passent leur temps [38].

Le Tableau 1.1 : indique que le radon et ses descendants contribuent au pourcentage maximal d'équivalent de dose efficace annuel. Ces chiffres sont moyens et ont été obtenus en estimant la dose totale pour les États-Unis et divisée par le nombre de personnes vivant aux États-Unis [39].

Tableau 1.1 – Contribution des différentes sources de rayonnements à la dose efficace annuelle [39]

Source	Dose ($mrem.an^{-1}$)	Pourcentage total
Rayonnement naturel		
Radon	200	55
Cosmique	27	8
Terrestre (sol et roches)	28	8
Interne (à l'intérieur du corp humain)	40	11
Total rayonnement naturel	195	82
Rayonnement artificiel		
Radiologie médicale	39	11
Médecine nucléaire	14	4
Produits consommés	10	4
Autres		
Professionnel	0,9	< 0,3
Cycle nucléaire	< 1	< 0,3
Retombés	< 1	< 0,3
Diverses	< 1	< 0,3
Total artificiel	65	18
Total	360	100

1.1.2.1 Sources de rayonnement naturelles

a) Sources de radionucléides primordiaux

Les sources de radionucléides primordiaux comprennent les matériaux radioactifs naturels présents dans les roches, le sol, l'eau et la végétation. Les principaux isotopes des radionucléides primordiaux sont l'uranium, thorium et leurs produits de désintégration, comme le radium et le radon. Certaines de ces matières sont ingérés avec la nourriture et l'eau, tandis que d'autres,

comme le radon, sont inhalés. La dose provenant des sources de radionucléides primordiaux varie dans différentes parties du monde. Les endroits où les concentrations d'uranium et de thorium dans le sol sont plus élevées présentent des niveaux de dose plus élevés [39]. Ces radionucléides primordiaux sont apparus il y a longtemps. Ils ont généralement une longue durée de vie, avec des demi-vies souvent de l'ordre de centaines de millions d'années. Les radionucléides qui existent pendant plus de 30 demi-vies ne sont pas mesurables.

b) Rayonnement cosmique

Les particules chargées provenant du soleil et des étoiles interagissent avec l'atmosphère et le champ magnétique de la terre pour produire une pluie de radiations. La dose de rayonnement cosmique varie selon les régions du monde en raison des différences d'altitude et aux effets du champ magnétique terrestre [39]. Le rayonnement cosmique est en fait divisé en deux types : primaire et secondaire.

c) Radon

Les quantités d'isotopes du radon dans l'environnement dépendent principalement des concentrations de ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th dans le sol et les roches. Bien que ces isotopes soient radioactifs, leur demi-vie est si longue que le temps écoulé depuis la formation de l'univers (c'est-à-dire le temps écoulé depuis la formation de ces radionucléides) n'est pas suffisant pour qu'ils se soient désintégrés en éléments stables. En particulier, la demi-vie du ^{238}U est presque égale à l'âge estimé de la Terre. Seule la moitié de la dotation initiale en uranium de la Terre s'est désintégrée. L'abondance du ^{232}Th dans la croûte terrestre est un peu plus élevée que celle du ^{238}U , mais en raison de la demi-vie plus longue du ^{232}Th , le taux moyen de production du ^{220}Rn dans le sol est à peu près le même que celui du ^{222}Rn .

d) Rayonnement interne

Le rayonnement interne provient des matériaux radioactifs présents naturellement dans le corps humain. Le potassium et le carbone sont les principales sources d'exposition aux rayonnements internes. Le potassium est un minéral essentiel à la vie. L'isotope ^{40}K du potassium (0,01% de tout le potassium) est naturellement radioactif. Il pénètre dans le corps humain par le biais de la chaîne alimentaire [39].

Le carbone constitue environ 23% du poids du corps humain. Le rayonnement cosmique crée du carbone (^{14}C), qui représente un faible pourcentage de tout le carbone. Le carbone pénètre dans le corps à la fois par la chaîne alimentaire et par la respiration [39].

1.1.2.2 Sources de rayonnement artificielles

Les sources de rayonnement naturelles et artificielles sont identiques dans leur nature et leur effet. La source la plus importante d'exposition du grand public aux rayonnements d'origine humaine est de loin la plus importante : Rayons X, médecine nucléaire et radiothérapie. Certains des principaux isotopes sont ^{131}I , ^{99}Tc , ^{60}Co , ^{192}Ir , ^{137}Cs , et autres. En outre, les membres du public sont exposés aux radiations provenant de produits de consommation, comme le tabac (^{210}Po), les matériaux de construction combustibles (gaz, charbon, etc.), le verre ophtalmique, les téléviseurs, les montres et cadrans lumineux (tritium), les systèmes à rayons X des aéroports, les détecteurs de fumée (^{241}Am), matériaux de construction routière, tubes électroniques, amorces de lampes fluorescentes, les manchons de lanterne (thorium), etc. Les personnes professionnellement exposées le sont en fonction de leur profession et aux sources avec lesquelles elles travaillent. L'exposition de ces personnes aux rayonnements est soigneusement contrôlée à l'aide d'instruments de poche appelés dosimètres. Parmi les isotopes préoccupants, on peut citer le cobalt (^{60}Co), le césium (^{137}Cs), l'américium (^{241}Am) et autres [39].

Exemples d'industries où l'exposition professionnelle est préoccupante :

- Le cycle du combustible
- Radiographie industrielle
- Départements de radiologie (médicale)
- Départements de radio-oncologie
- Centrale nucléaire
- Départements de médecine nucléaire
- Laboratoires de recherche nationaux (gouvernementaux) et universitaires

1.1.3 Généralités sur le radon

1.1.3.1 Radon, isotopes naturels et propriétés

Le radon est un élément radioactif mobile, chimiquement inerte. Son numéro atomique de 86 en fait un élément noble et par conséquent, il est à la fois non réactif chimiquement et atomiquement mobile à des températures normales [40]. Le radon est le gaz noble le plus lourd et présente le point d'ébullition, le point de fusion, température critique et la pression critique les plus élevées de tous les gaz rares. Le radon est très soluble dans les solvants non polaires et modérément soluble dans l'eau froide [41].

Le radon est un gaz radioactif naturel produit par la désintégration radioactive naturelle de l'uranium et du thorium. L'uranium et le thorium sont omniprésents dans le sol et les isotopes les plus importants sont ^{238}U et ^{232}Th [42]. Les chaînes de désintégration de ces deux nucléides

sont présentées dans l'annexe. Les niveaux d'uranium et de thorium présents dépendent de la géologie locale.

Le radon est un gaz rare, inerte, inodore, incolore et environ 7,5 fois plus lourd que l'air. Les températures de fusion (-71°C) et d'ébullition (-62°C) sont les plus élevées parmi tous les gaz rares [43]. La solubilité du radon dépend du fluide et de la température. En général, elle diminue en fonction de la température, et présente une valeur plus élevée dans les milieux organiques que dans l'eau. Le radon s'absorbe facilement sur certains solides comme le charbon actif, souvent utilisé comme piège afin de purifier en radon un volume de gaz. L'élément ${}_{86}\text{Rn}$ se compose de 33 isotopes différents (3 naturels et 30 artificiels), tous radioactifs, avec une gamme de masses atomiques allant de 195 à 228. Parmi ces radioisotopes, les trois plus importants sont ceux des familles radioactives naturelles, le ${}^{222}\text{Rn}$ (radon), le ${}^{220}\text{Rn}$ (thoron) et le ${}^{219}\text{Rn}$ (actinon).

Les produits de désintégration du radon sont des isotopes radioactifs du polonium, du bismuth, du plomb et du thallium qui sont produits par la désintégration des isotopes du radon. Ces produits de filiation des gaz radioactifs sont des isotopes de métaux lourds et se fixent facilement sur les particules d'aérosol existantes dans l'atmosphère. Ils se décomposent par des particules alpha et des émissions bêta / gamma.

Les produits de désintégration du radon sont divisés en deux groupes : les produits de désintégration du radon à vie courte qui sont ${}^{218}\text{Po}$ (3,05 min), ${}^{214}\text{Pb}$ (36,8 min), ${}^{214}\text{Bi}$ (19,9 min), ${}^{214}\text{Po}$ ($164 \mu\text{Sv}$) dont la demi-vie est inférieure à 30 min (Figure 1.1), et les produits de désintégration du radon à longue durée de vie tels que ${}^{218}\text{Po}$ (22,3 ans), ${}^{210}\text{Bi}$ (5,01 jours), ${}^{210}\text{Po}$ (138,4 jours).

Le radon et le thoron décroissent jusqu'aux isotopes stables de ${}^{206}\text{Pb}$ et ${}^{208}\text{Pb}$ par émissions successives de particules alpha ou bêta, en passant par les différents isotopes de polonium, bismuth et plomb suivant le schéma montré dans les Figure 1.1 et Figure 1.2.

1.1.3.2 Radon dans le sol

Le radon se forme dans les roches et les sols qui contiennent de l'uranium ou du thorium. On pense généralement que les roches sont la principale source de radon. La production et la migration dans le sol et la roche-mère définissent la disponibilité du radon, tandis que les caractéristiques spécifiques du site et de la construction contrôlent le transfert du radon dans les habitations [44]. Le radon se déplace dans les maisons en raison d'un différentiel de pression négatif, et en raison d'un gradient de concentration important entre le bâtiment (de la maison) et le substratum rocheux ou le sol. La concentration de radon dans les maisons est susceptible de correspondre à celle du sol, bien qu'il n'existe pas de méthode bien établie pour estimer les niveaux de radon dans les maisons individuelles en se basant sur les données de dans le

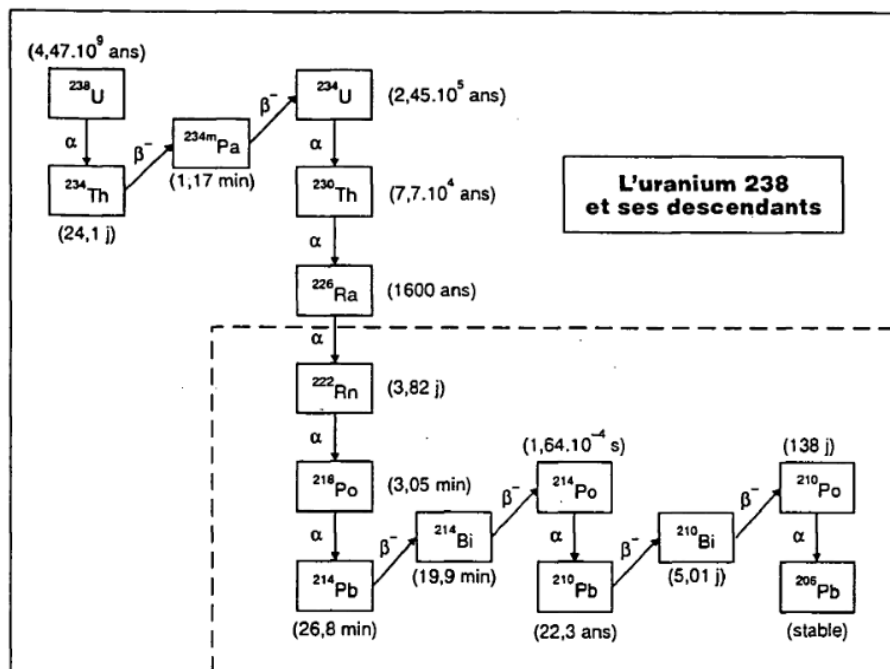


Figure 1.1 – Chaînes de désintégration de ^{238}U , avec mode de décroissance, énergie émise et demie-vie. Les flèches descendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance α ; Les flèches ascendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance β ou γ . La zone délimitée par les traits interrompus-courts représente la désintégration du ^{222}Rn [43].

sol. Il existe des corrélations directes entre l'uranium, le radium, le radon dans le sol et les concentrations de radon à l'intérieur des habitations. Reimer et al. (1991) [42] ont également suggéré que la géologie et le radon des gaz du sol sont des indicateurs utiles de la concentration de radon à l'intérieur. Nous avons considéré que le radon du sol pouvait fournir un guide raisonnable pour évaluer le potentiel de grandes concentrations de radon dans les maisons. ^{222}Rn et, ^{220}Rn , sont généralement produits en quantités à peu près égales, mais ce dernier est souvent ignoré car sa contribution à la dose globale de radiation est relativement faible. Pour le sol et les bâtiments, il existe de nombreux autres facteurs, en plus de la variation spatiale des éléments sources, qui compliquent la variation spatiale de l'émanation de Radon. Par exemple, la variation spatiale de la perméabilité du sol, de la porosité, de la concentration de CO_2 dans le sol, de la teneur en humidité et de la pression atmosphérique affectent son émanation. Le sol humide peut augmenter l'émanation de radon, mais si les pores du sol sont saturés, l'émission est inhibée deviennent saturés. Le dioxyde de carbone agit comme un gaz porteur pour le radon dans le sol, ce qui peut augmenter sa concentration dans l'atmosphère du sol [39].

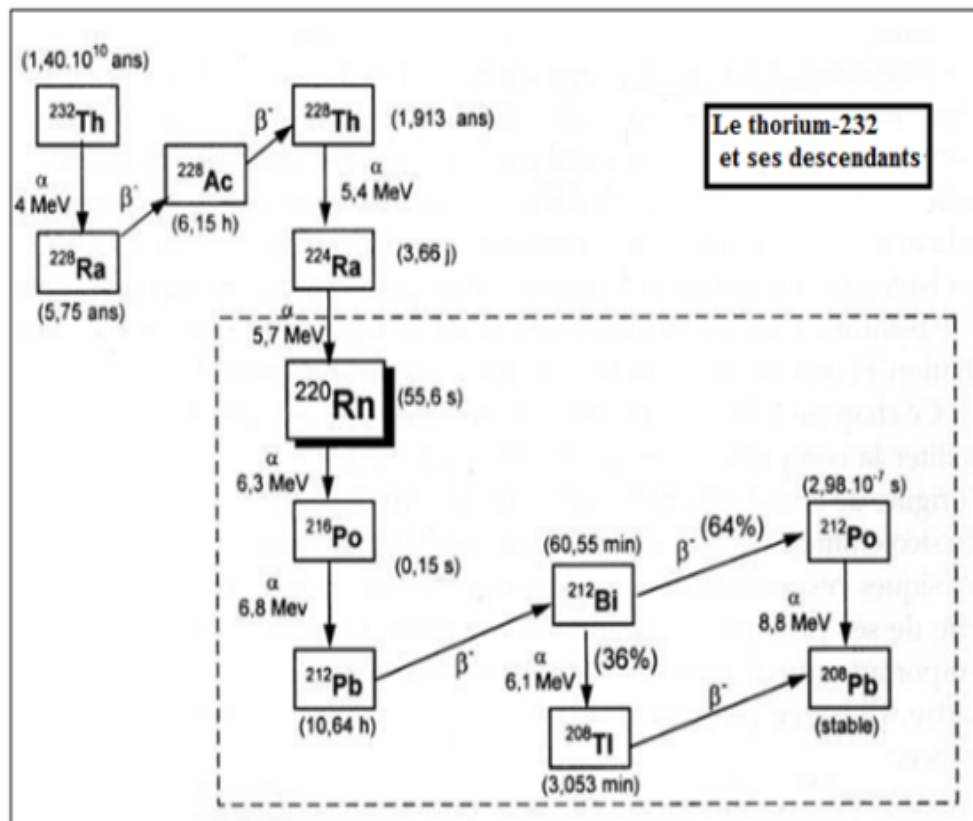


Figure 1.2 – Chaînes de désintégration du ^{232}Th , avec mode de décroissance, énergie émise et demie-vie. Les flèches descendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance α ; Les flèches ascendantes montrent l'énergie émise lors de la décroissance β ou γ . La zone délimitée par les traits interrompus-courts représente la désintégration du ^{220}Rn [43].

1.1.3.3 Radon dans l'eau

Le radon peut pénétrer dans les habitations par le biais des réseaux d'eau. L'eau des rivières et des réservoirs contient généralement très peu de radon, car il s'échappe dans l'air ; ainsi, les habitations qui dépendent des eaux de surface n'ont généralement pas de problème de radon provenant de leur eau. Dans les grandes villes, le traitement de l'eau dans les grands systèmes municipaux aère l'eau, ce qui permet au radon de s'échapper de l'utilisation de l'eau jusqu'à ce que la plupart du radon restant se soit désintégré. Dans de nombreuses régions, l'eau souterraine est utilisée comme principale source d'approvisionnement en eau pour les maisons et les foyers et les communautés. Les petits réseaux d'eau publics et les puits domestiques privés ont souvent des systèmes fermés et des temps de transit courts qui n'éliminent pas le radon de l'eau ou ne permettent pas son élimination. Ce radon s'échappe de l'eau vers l'air intérieur lorsque les gens prennent des douches, lavent les vêtements ou la vaisselle, ou utilisent l'eau d'une autre manière. Une règle empirique très approximative pour estimer la contribution du radon présent dans l'eau

domestique et dans l'air intérieur est la suivante : l'eau d'une maison contenant $370\,000\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ de radon contribue à hauteur d'environ $37\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ à la teneur en radon de l'air intérieur. Les régions les plus susceptibles d'avoir des problèmes avec le radon dans les eaux souterraines sont celles qui présentent des niveaux élevés d'uranium dans les roches sous-jacentes. Par exemple, les granites dans diverses régions des États-Unis sont des sources de niveaux élevés de radon dans les eaux souterraines, qui peuvent entraîner des problèmes de santé. Dans les régions où la principale source d'approvisionnement en eau est constituée de puits privés et de petites installations publiques, le radon présent dans les eaux souterraines peut avoir des effets néfastes sur la santé publique, le radon présent dans les eaux souterraines peut ajouter du radon à l'air intérieur [46].

1.1.3.4 Radon dans l'air et les habitations

Le radon qui se déplace dans les pores du sol et les fractures rocheuses près de la surface de la terre s'échappe généralement dans l'atmosphère. Lors de la construction d'une maison avec un sous-sol, un trou est creusé, des semelles sont posées et du gravier grossier sont généralement déposés comme base pour la dalle du sous-sol. Ensuite, une fois que les murs du sous-sol ont été construits, l'espace entre les murs du sous-sol et le sol extérieur est rempli d'un matériau qui est souvent plus perméable que le sol d'origine. Cet espace rempli est appelé zone perturbée. Le radon se déplace dans la zone perturbée et le lit de gravier en dessous à partir du sol environnant. Le matériau de remblayage dans la zone perturbée est généralement des roches et de la terre provenant du site de fondation, qui génèrent et libèrent également du radon. La quantité de radon présente dans la zone perturbée et le lit de gravier dépend de la quantité d'uranium présente dans la roche du site, du type et de la perméabilité du sol entourant la zone perturbée et sous le lit de gravier, et de la teneur en humidité du sol [46]. Les niveaux de radon dans l'air extérieur, l'air intérieur, l'air du sol et les eaux souterraines peuvent être très différents. L'air extérieur varie de moins $3.7\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ à environ $1110\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, mais la moyenne est probablement d'environ $0,2\text{ pCi}\cdot\text{L}^{-1}$. Le radon dans l'air intérieur varie de moins $37\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ à environ $111\,000\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, mais la moyenne se situe probablement entre 1 et $2\text{ pCi}\cdot\text{L}^{-1}$. La quantité de radon dissoute dans les eaux souterraines varie d'environ 3700 à près de 111 millions de $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [46]. Le radon dans les gaz du sol (l'air qui occupe les pores du sol) varie de 740 ou $1110\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ à plus de 3,7 millions $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (voir Tableau 1.2).

1.1.3.5 Émanation de radon

La libération d'atomes de radon par les grains minéraux dans l'espace peut résulter de la diffusion de grains trop petits, d'un effet de recul de radon émergent reçu lors de la désintégration

à partir de son précurseur ^{226}Ra . [39].

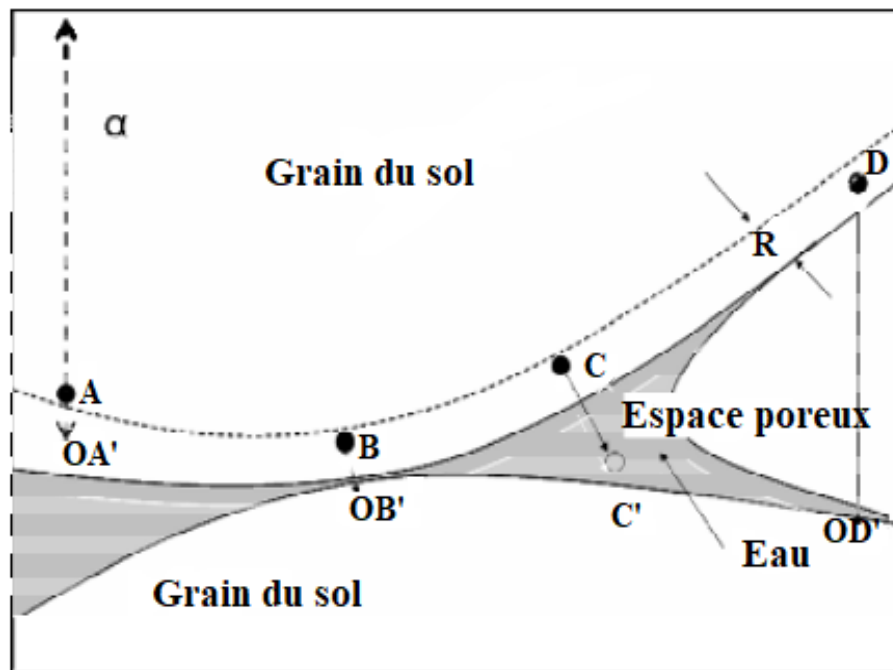


Figure 1.3 – Illustration schématique des trajectoires de recul du radon (^{222}Rn) dans le sol et entre les grains de sol [39].

La distance de recul est de l'ordre de $0,02 - 0,07\mu\text{m}$ à l'intérieur des grains minéraux. Une fraction d'atomes de radon générés est donc catapultée dans l'espace poreux. La fraction d'atomes de radon qui pénètre dans l'espace poreux est appelée coefficient d'émanation ou puissance d'émanation [39]. Sur la Figure 1.3, deux grains sphériques sont en contact au point B. La partie pointillée du pore est remplie d'eau. L'intervalle de recul R des atomes de radon est indiqué par la ligne en pointillés. Les atomes de ^{226}Ra , indiqués par des cercles pleins, se désintègrent, produisant des particules alpha et un atome de radon, qui peut terminer son recul au point

Tableau 1.2 – Les niveaux de radon dans l'air extérieur, l'air intérieur des habitations, l'air du sol, et les eaux souterraines [39].

A/A	Valeur du radon	Intervalles de concentration du radon Bq.m^{-3}	La concentration moyenne du radon Bq.m^{-3}
1.	Air extérieur	3,7 - 1110	7,4
2.	Air intérieur	37 - 111000	37 - 111
3.	Eau souterraine	3700 - 111 Millions	
4.	Air sol	740 - 3700 7400 - 74000	740 - 1110

indiqué par le cercle ouvert. Au point A, l'atome de radium est trop profondément enfoncé dans le grain pour que l'atome de radon puisse s'échapper. Aux points B et au point D, l'atome de radon qui recule possède suffisamment d'énergie après s'être échappé du grain hôte pour pénétrer dans un grain adjacent. Au point C, l'atome de radon termine son recul dans l'eau interstitielle [39]. En première approximation, l'influence la plus importante sur l'émanation est la concentration en ^{226}Ra des roches et des sols. Bien sûr, les concentrations de radon des gaz du sol sont susceptibles d'augmenter lorsque les concentrations en ^{226}Ra du sol sont élevées. En effet, de légères différences dans les concentrations de ^{226}Ra dans le sol par rapport aux concentrations de radon qui varient fortement, montrent que les paramètres ultérieurs doivent influencer fortement l'émanation. L'un de ces paramètres est la distribution spatiale du ^{226}Ra dans la phase solide du sol. En général, les sols ont des taux d'émanation plus élevés que les roches à partir desquelles ils se sont développés, et un sol à grains fins avec sa grande surface globale des grains a généralement un taux d'émanation plus élevé qu'un sol à gros grains [39].

Un autre paramètre important influençant l'émanation de radon est la quantité d'humidité du sol. De nombreuses recherches scientifiques ont porté sur la corrélation positive entre le coefficient d'émanation et la teneur en humidité du sol [39]. Le taux d'émanation peut varier jusqu'à un facteur de 30 entre un sol sec et un sol saturé d'eau [39]. Ceci est dû aux différentes distances de déplacement d'un atome de radon reculé dans l'eau et dans le gaz. Dans le sol-eau, le radon est catapulté sur une distance de 0,1 mm et dans le sol-gaz, il parcourt 63 mm [39]. Comme de nombreux pores du sol ont des diamètres inférieurs à 63 mm, une fraction du radon est catapultée à travers un espace de pore sec et s'incruste dans le grain minéral adjacent (Figure 1.3). Par conséquent, une augmentation de l'humidité du sol adsorbera partiellement l'énergie de recul, et la probabilité qu'un atome reste dans l'espace poreux est augmentée [48]. Si la concentration de ^{226}Ra , la porosité et l'émanation pour un type de sol sont connues, la concentration maximale de radon qui peut se produire dans l'air poreux peut être calculée à partir de l'équation (1.1).

L'équation (1.1) est utilisée pour calculer la concentration maximale de radon dans les pores du sol lorsqu'ils sont complètement remplis d'air ou d'eau [49].

C_{max} est la concentration maximale de l'activité du radon (Bq.m^{-3}) dans le volume des pores en l'absence totale de ventilation (0 ach) donnée par :

$$C_{max} = \frac{Aed(1-p)}{p} \quad (1.1)$$

ou A est l'activité spécifique (Bq.kg^{-3}), e est l'émanation (Fraction de tous les atomes de radon formés qui émanent de l'espace poreux), d est la densité compacte (kg.m^{-3}), (normale pour les sols minéraux : 2700 kg.m^{-3}), p est la porosité, le rapport entre le volume des pores et

le volume total; λ représente le taux de renouvellement de l'air par heure. Le volume de C_{max} augmente lorsque les valeurs de p diminuent [39].

1.1.3.6 Migration du radon

Le terme *migration du radon* décrit le mouvement des atomes de radon au sein de la litho-, pédo-, hydro- ou atmosphère. Habituellement, ce terme est utilisé pour le transport dans le sol. Il existe deux mécanismes de transport pour déplacer le radon depuis son lieu d'origine : la diffusion et la convection.

Le transport du radon dans le sol s'effectue par diffusion et/ou avec l'air les gaz ambiants comme le CO_2 et le CH_4 ou l'eau se déplaçant dans les horizons du sol. L'air en mouvement peut être poussé par le vent, un changement de pression atmosphérique et la pluie percolante ou la neige fondue. Les différences de température dans le sol peuvent être une autre cause [49]. Une mesure de la diffusion du radon est donnée par le coefficient de diffusion du radon (D). Il indique la quantité d'atomes qui diffusent à travers une surface à un intervalle de temps donné. En plus de D , un coefficient de diffusion effectif (D_e) est également utilisé, qui décrit la diffusion à travers une surface (ou un volume de sol) en tenant compte uniquement de l'espace poreux [48]. Par conséquent, D_e est augmenté par rapport à D par la porosité p :

$$D_e = \frac{D}{p}. \quad (1.2)$$

Le coefficient de diffusion du radon pour les sols se situe dans la gamme de 10^{-5} et $10^{-10} m^2.s^{-1}$, qui sont les coefficients de diffusion du radon dans l'atmosphère et dans l'eau. La plupart des sols ont un coefficient de l'ordre de 10^{-6} - $10^{-7} m^2.s^{-1}$ [50]. La distance de diffusion donne l'étendue du mouvement diffusif en prenant en considération de la décroissance radioactive. Pour les sols humides, la distance de diffusion n'est que de quelques centimètres, alors que dans les sols secs elle peut atteindre environ 1,5 m [45]. La diffusion du radon à travers le sol est liée à la perméabilité, qui dépend de la distribution granulométrique, du degré de compaction et de la teneur en eau du sol. Rodgers et Nielson (1991) ont décrit en détail les paramètres régissant le transport du radon en détail [48]. Le Tableau 1.3 énumère les coefficients de diffusion du radon dans certains types de sol [49].

1.1.3.7 Exhalation du radon

Le terme *exhalation ou flux de radon* marque le passage du radon du sol vers l'atmosphère. Une mesure de l'exhalation est donnée par le taux d'exhalation, qui est la quantité d'atomes quittant le sol par unité et intervalle de temps. Plus encore que la migration, des

paramètres exogènes contrôlent l'exhalaison [39]. Il convient de faire la distinction entre les conditions météorologiques influençant les paramètres physiques du sol et les conditions qui modifient directement la concentration de radon directement. Parmi les premières, la fréquence et la quantité de précipitations sont importantes, car elles influencent la teneur en humidité du sol et la perméabilité aux gaz. Le deuxième groupe comprend des paramètres tels que la pression atmosphérique, la température, la force du vent et les précipitations à nouveau. Les précipitations ou la couverture neigeuse peuvent conduire à une fermeture temporelle de la surface du sol. Le radon s'accumule alors sous l'étanchéité et le taux d'exhalation est minimisé. Si l'on considère l'influence globale de l'humidité du sol sur l'émanation, la migration et l'exhalation, le taux d'exhalation est le plus élevé dans un sol modérément humide. Dans ces conditions, seuls les petits pores sont remplis d'eau, ce qui entraîne un taux d'émanation élevé. Les pores plus grands sont encore secs, de sorte que les distances de migration relativement grandes sont possibles. Un changement de la pression atmosphérique peut influencer le taux d'expiration, qui est généralement corrélé négativement avec le gradient de pression atmosphérique. Lorsque la pression augmente, l'air atmosphérique à faible concentration de radon est poussé dans le sol, ce qui diminue l'exhalation.

1.1.3.8 Dépendance en profondeur de la concentration de radon dans l'air du sol

Les concentrations de radon dans le sol dépendent de la profondeur. Les concentrations augmentent avec la profondeur. Elle peuvent atteindre un maximum à une profondeur de 2 m dans le sol. L'exhalation vers le haut du gaz radon dans le sol n'est pas seulement un processus de diffusion mais aussi d'exhalation forcée. Une possibilité est un gaz porteur, comme des bulles se déplaçant vers le haut à travers des fissures remplies d'eau. Une autre possibilité est un effet de pompage par compression et décompression dans le sol, éventuellement en possiblement en

Tableau 1.3 – Coefficient de diffusion (D) du radon dans certains milieux [39]

Moyenne	D ($m^2.s^{-1}$)
Air	10^{-5}
Blocs rocheux - gravier grossier	10^{-5} - 5.10^{-6}
Sable sec	10^{-5}
Sable humide	$2.5.10^{-7}$
Argile saturée	8.10^{-8}
Eau	10^{-9}

relation avec les tremblements de terre [48]. Le sol est considéré comme homogène du point de vue de la porosité, alors la concentration de Radon $C(z)$ est liée à la profondeur (z) du sol et donc à la densité du flux diffusif de radon peut être décrite par l'équation (1.3) suivante [51] :

$$J = D_e \left(\frac{dC}{dz} \right)_{z=0}, \quad (1.3)$$

$$D_e = \frac{D}{p}, \quad (1.4)$$

avec,

J : densité du flux diffusif de l'activité du radon par unité d'espace poreux du sol (densité de flux d'activité Bq/(m².s⁻¹);

D : coefficient de diffusion (m².s⁻¹);

D_e : Coefficient de diffusion effectif (m².s⁻¹);

C : La concentration d'activité du radon dans l'air du sol (Bq.m⁻³);

z : Profondeur du sol (m);

p : porosité.

L'équation de diffusion du radon est donnée par [51] :

$$\left(\frac{D_e}{p} \right) \frac{d^2 C}{dz^2} - \lambda C + \beta = 0 \quad (1.5)$$

en unités SI est utilisé et, λ désigne les constantes de désintégration (1/s), β : Constante corrélant le taux de diffusion du radon dans le milieu (sources) vers l'espace poreux du sol, avec des unités (Bq/(m³.s)). Pour simplifier, prenons ($\beta=0$) (ce qui signifie sans sources de Radon dans le milieu) l'équation (1.5) devient :

$$\left(\frac{D_e}{p} \right) \frac{d^2 C}{dz^2} - \lambda C = 0. \quad (1.6)$$

La solution de l'équation ci-dessus est :

$$C(z) = C_o \exp\left[-\left(\frac{\lambda p}{D_e}\right)^{\frac{1}{2}} Z\right], \quad (1.7)$$

$C(z)$ est la concentration de radon à la profondeur (z) sous la surface du sol à tout moment [51].

En général, la dépendance en profondeur de la concentration de radon varie en fonction des types de sol. La porosité est un paramètre important car elle diffère d'un type de sol à l'autre. Le Tableau 1.4 donne valeurs approximatives de la porosité de certains types de sol. La porosité d'argile est absente en raison de sa dépendance à la teneur en eau de l'argile. Un deuxième paramètre important est le coefficient de diffusion. Il est indiqué dans le Tableau 1.4 pour certains milieux. Un troisième paramètre important affectant le sol et les niveaux de radon est la teneur en eau du sol [48].

1.1.3.9 Évolution des concentrations en radon dans une habitation

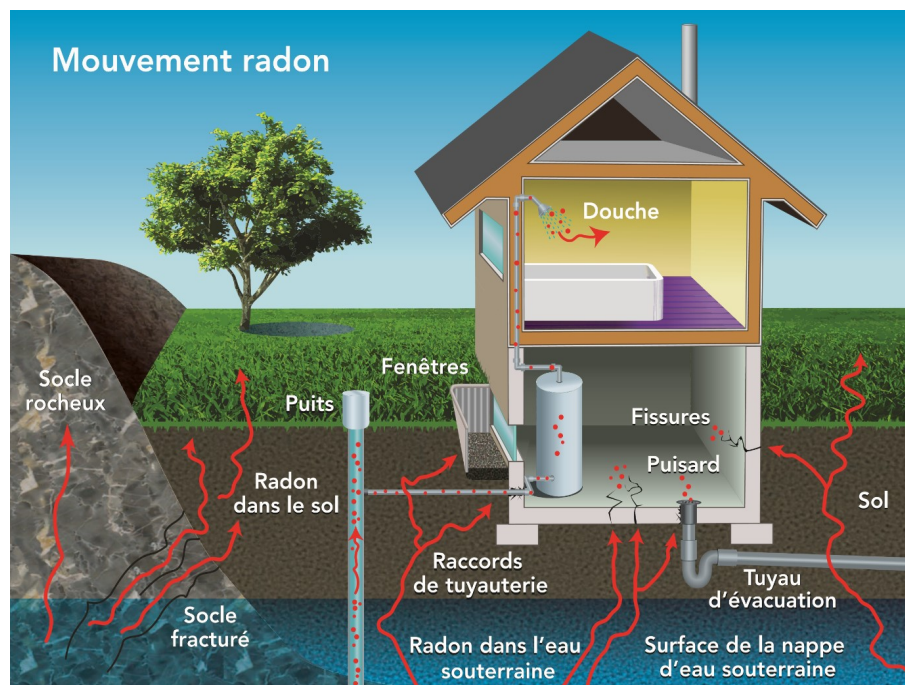


Figure 1.4 – Présentation des différentes voies d'infiltration du radon dans les habitations [52].

Dans les habitations, le radon trouve son origine principale dans le sol sous-jacent et parfois les matériaux de construction. Les teneurs en radon dépendent également des diverses caractéristiques de l'habitation :

Tableau 1.4 – Valeurs approximatives de la porosité de certains types de sol. La Porosité est la proportion d'un volume rempli d'air [50].

Types de sol	Sable	Gravier	Moraine	Moraine compactée	Roche éclatée
Porosité	0,40	0,40	0,30	0,25	0,40

- ✓ nature du soubassement (vide sanitaire, cave, présence de sol en terre battue,);
- ✓ présence ou non d'étages;
- ✓ voies de transfert existant entre les différents niveaux (passage de canalisation, escalier...);
- ✓ degré de ventilation et habitudes de vie des occupants. Plus rarement, l'eau du robinet peut être riche en radon (par exemple lorsqu'elle provient d'un puits situé en terrain granitique) et son dégazage constitue alors une source significative. Selon les régions, l'air extérieur est également une source à considérer.

Le radon se trouve en concentration généralement plus importante dans les maisons que dans l'atmosphère extérieure en raison des plus faibles temps de renouvellement de l'air qui y règnent. A l'inverse de l'atmosphère libre où le radon se dilue puis est transporté à de hautes altitudes, ce gaz s'accumule dans l'air des bâtiments et d'autant plus que la ventilation est réduite (Figure 1.4). On observe parfois un cycle journalier de variation de concentrations (Figure 1.5).

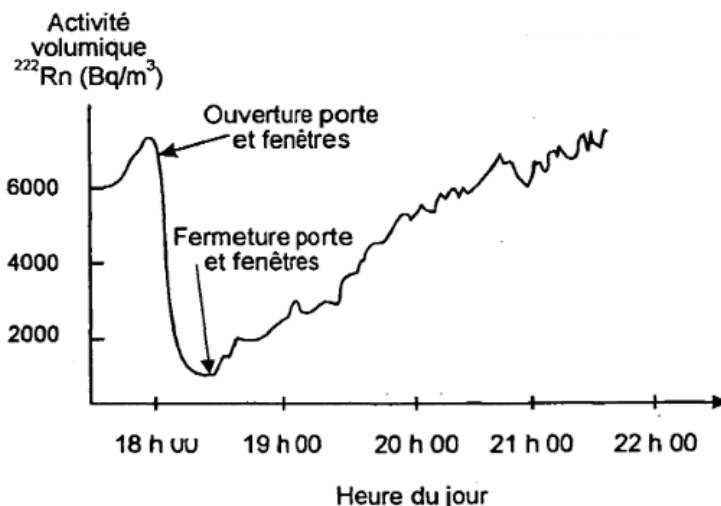


Figure 1.5 – Exemple d'évolution des concentrations de radon dans une habitation : mise en évidence de l'effet d'une ventilation naturelle [44].

1.1.4 Effets des rayonnements ionisants sur la santé

L'ampleur des radiations absorbées par an en raison du rayonnement naturel ou de rayonnement de fond peut constituer une base pour un risque sanitaire pour le corps humain.

Les radiations provoquent des ionisations dans les molécules des cellules vivantes. Ces ionisations entraînent le retrait des électrons des atomes, formant des ions ou des atomes chargés. Les ions ainsi formés peuvent ensuite réagir avec d'autres atomes dans la cellule, causant des dommages. À faible dose, comme celle que nous recevons chaque jour du rayonnement de fond,

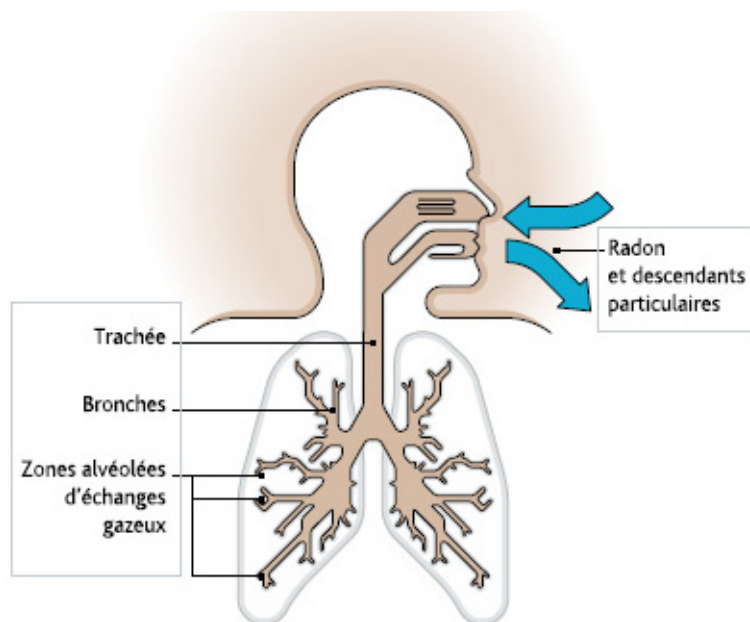


Figure 1.6 – Exposition de l'homme au radon [53].

les cellules réparent rapidement les dommages. À des doses plus élevées (jusqu'à 100 rem), les cellules peuvent ne pas être capables de réparer les dommages, et les cellules peuvent être modifiées de façon permanente ou mourir. Les cellules modifiées de façon permanente peuvent continuer à produire des cellules anormales lorsqu'elles se divisent. Dans les bonnes circonstances, ces cellules peuvent devenir cancéreuses. C'est l'origine de notre risque accru de cancer, suite à une exposition aux rayonnements [51]. La Figure 1.6 les voies d'exposition de l'homme au radon. Une exposition prolongée aux radiations peut avoir certainement des risques pour la santé.

Les lésions des biomolécules (ADN, protéines) peuvent engendrer plusieurs types d'effets. Si les mécanismes enzymatiques de réparation sont capables de rétablir l'intégrité de la molécule, la cellule retrouve toutes ses fonctionnalités (survie cellulaire). Si la lésion a échappé à tous les mécanismes de réparation, elle conduit soit à une mutation irréversible, soit à une mort cellulaire pouvant être immédiate, progressive (par altération de la fonction de reproduction) ou différée. A long terme les mutations cellulaires radio-induites peuvent donner naissance à un nouveau clone et parfois ultérieurement à un cancer. Les effets de l'exposition aux radiations peuvent être de nature somatique ou héréditaire :

- Effets somatiques se manifestent directement chez l'individu irradié
- les effets héréditaires sont liés aux dommages causés aux cellules germinales et se manifestent dans la descendance de l'individu irradié.

L'atteinte des constituants cellulaires (principalement l'ADN) se traduit au niveau de l'organisme par l'apparition de symptômes cliniques que l'on peut classer en deux catégories :

- Effets déterministes, caractérisés par une sévérité qui augmente avec la dose, lorsque celle-ci est située au-dessus d'une valeur de seuil. Il intervient en général durant une période située entre quelques heures et quelques semaines après l'irradiation. Cependant dans certains cas, ils peuvent apparaître longtemps après, par exemple lors de l'induction d'une cataracte ou d'une fibrose pulmonaire.

- Effets stochastiques, caractérisés par une augmentation de leur probabilité d'occurrence avec la dose. Il est plus admis que ces effets ne possèdent pas de seuil de dose. Ils se manifestent en général longtemps après l'irradiation.

Les principaux effets stochastiques causés par l'irradiation sont l'induction de cancer (effet somatique) et dans le cas où les effets concernent les cellules germinales, la descendance des individus irradiés (effets héréditaires) [11].

1.1.5 Problématique de la radioactivité naturelle au Cameroun

La littérature montre que l'exposition du public aux rayonnements ionisants naturels a fait l'objet de nombreuses études au Cameroun. Ngachin et al. [1] ont présenté une étude sur l'exposition externe aux matériaux de construction utilisés au Cameroun. Cette étude a révélé que tous les matériaux examinés pouvaient être utilisés comme matériaux de construction au sens des critères de l'Organisation de Coopération et de développement Economiques [3]. Afin d'estimer les facteurs de transfert sol-plante (TF) de certains radionucléides naturels, Ben-Bolie et al. [5], Mvondo et al. [10, 11], ont mesuré les activités de ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{226}Ra et ^{210}Po dans les échantillons de sol, des cultures agricoles et certains végétaux prélevés dans les localités de Ngombas, Awanda, Bikoué et Melondo. Ces valeurs de TF calculées se sont révélées supérieures à celles proposées par l'AIEA. Saïdou et al [3] ont rapporté des mesures de la radioactivité et une évaluation de la dose totale dans la région uranifère de Poli au nord du Cameroun. La majeure partie de la dose totale évaluée était attribuée à l'inhalation du radon et à des niveaux élevés de ^{210}Po et ^{210}Pb contenus dans des légumes et produits alimentaires consommés par les populations locales. Par ailleurs, les échantillons de sol prélevés à Awanda, Bikoué et Ngombas dans la Région Sud-Ouest du Cameroun par Ele Abiama et al. [2] ont révélé des fortes concentrations de ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K en certains points ; ceci prouve que les zones étudiées ont un niveau de radioactivité très élevé. Toujours dans la même région, Beyala Ateba et al. [4] ont mesuré la concentration de l'uranium dans les roches et les sols collectés aux endroits où une anomalie radiométrique avait été décelée lors d'une enquête. L'analyse, effectuée par spectrométrie gamma (γ) au laboratoire à l'aide d'un détecteur au Germanium a mis en évidence une forte teneur en uranium dans les échantillons de sol, et roche, et que les zones étudiées présentent un potentiel minier uranifère. Saïdou et al. [8] ont présente une étude comparative

de l'exposition du public aux radiations naturelles dans les régions uranifères et pétrolières du Cameroun. Cette étude a montré que la dose de rayonnement et le risque radiologique dans chacune des régions étudiées sont supérieurs aux valeurs moyennes mondiales. Une évaluation de l'exposition du public aux rayonnements naturels dans les zones d'extraction d'or de l'Est du Cameroun a montré que les sols peuvent être utilisés sans danger pour la construction de bâtiments. Néanmoins, certaines recommandations ont été formulées pour renforcer la protection de l'environnement dans ces zones minières [12]. A Douala, capitale économique et l'une des villes les plus peuplées du Cameroun, une étude similaire a été menée par *Takoukam Soh et al.* [13]. Elle a révélé la présence de la radioactivité à des concentrations élevées en certains points de la ville. Les échantillons de sol prélevés dans le gisement de minerai de bauxite dans le département de la Menoua, à l'ouest du Cameroun, analysés par spectrométrie gamma à l'aide d'un détecteur de type Broad Energy Germanium (BEGe6530) ont également mis en évidence la présence des radionucléides fondamentaux à des teneurs élevées. Ces résultats ont remis en cause l'utilisation du sol comme matériau de construction susceptible d'entraîner une augmentation de l'exposition (externe et interne) du public à la radioactivité naturelle [9].

Par ailleurs, plusieurs mesures des concentrations de radon et de thoron ont été également réalisées dans les habitations de certaines localités du Cameroun. Dans les régions uranifères de Poli et de Lolodorf, les résultats obtenus à l'aide des chambres d'ionisation à Electrets (Eperm) ont mis en évidence des niveaux élevés de radon dans beaucoup d'habitations des deux régions [6]. Par le biais des détecteurs de type *RADUET*, Saïdou et al. [7] ont mesuré le radon et le thoron dans les localités de Bikoué et de Ngombas II qui sont deux zones à forte irradiation naturelle de la région à potentiel uranifère et thurifère de Lolodorf. Des concentrations élevées de radon et de thoron ont été observées dans la plupart des habitations. Cette étude comme d'autres, a montré que la contribution du thoron ne doit plus être négligée lors de l'évaluation de la dose par irradiation interne. Les travaux menés par *Bineng et al.* [19] ont présenté des données détaillées sur l'exposition du public à la radioactivité naturelle causée par des sources externes et l'inhalation de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans sept localités habitées de la zone suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi. Les résultats obtenus avaient montré la présence de la radioactivité avec des concentrations élevées en certains points de cette partie du pays. Par ailleurs, ces travaux ont montré que le public était beaucoup exposé au thoron et descendants associés comparativement au radon. [19]. Des mesures des concentrations de ^{222}Rn dans la zone de Bauxite du sud d'Adamoua ont montré des valeurs élevées dans certaines habitations [22]. Une étude réalisée dans la même région par *Bachirou. S et al.* [54] a montré que la zone est une zone à tendance radon. D'autre part, plusieurs mesures des concentrations de ^{222}Rn et ^{220}Rn ont également été effectuées dans des habitations de certaines localités du Cameroun.

Une étude similaire a été menée par *Takoukam Soh et al* [14] dans la capitale économique Cameroun Douala. Elle a révélé la présence de radioactivité à des concentrations élevées en certains points de la ville. En outre, des échantillons de sol prélevés dans le gisement de minerai de bauxite dans le département de la Menoua, à l'ouest du Cameroun, ont également révélé la présence de radionucléides fondamentaux à des niveaux élevés. Ces résultats ont remis en cause l'utilisation du sol comme matériau de construction qui peut conduire à une exposition accrue (externe et interne) de la population à la radioactivité naturelle [7]. La conclusion est rapportée par *Saddjo et al* [55] dans les travaux effectués dans la région du nord du Cameroun, où ils ont également montré que les concentrations de radon varient au cours de la journée [7]. Enfin, *MBidda et al* [56] ont trouvé des concentrations très élevées dans certaines habitations de la ville d'Ebolowa dans le sud du Cameroun. Une étude des niveaux d'exposition du public a aussi été menée par *Dieu Souffit et al* [57] dans la zone minière (cobalt-nickel) de Lomié située à l'Est du Cameroun. Les échantillons de sol prélevés et analysés à l'aide d'un détecteur HPGe ont révélé des niveaux élevés des concentrations induits par certains métaux lourds. Par ailleurs, malgré toutes les connaissances disponibles sur le ^{222}Rn , le ^{220}Rn et leurs descendants descendants associés, la radioactivité naturelle mesurée ailleurs et au Cameroun telle que présentée ci-dessus est jusqu'à présent limitée pour la plupart à l'évaluation de la dose effective par inhalation, par irradiation externe et par ingestion. Ces études ont montré la pertinence et la nécessité de la mesure de la radioactivité au Cameroun. La présente étude a pour but de réaliser une cartographie de la radioactivité naturelle de la Région de l'Extrême-Nord, Cameroun, évaluer la dose efficace et le risque radon à travers les mesures des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans le sol, et les concentrations de radon dans le sol et dans les habitations. En définitive, les études menées jusqu'à ce jour au Cameroun mettent en évidence la présence de la radioactivité naturelle avec des teneurs très élevées dans certains échantillons de sol d'une part, et habitations d'autre part. Ceci est dû à la présence de minéraux lourds radiogéniques contenant de l'uranium et du thorium dans le sol et les roches de ces régions où les investigations ont été menées.

1.2 Techniques de mesure de la radioactivité naturelle

La radioactivité est l'émission spontanée d'une particule de matière et de l'énergie par un noyau atomique instable. Les radiations émises sont de plusieurs types : les particules α , β , γ , les rayons X , les électrons, les positrons, les neutrons, les protons, ...etc. Ces particules peuvent être émises au cours de la désintégration α , β , la capture électronique, la désexcitation γ , la transition isomérique, la fission nucléaire et la fusion nucléaire (voir Annexe). La radioactivité

a toujours posé de graves problèmes à l'homme et à l'environnement lorsqu'elle est mal utilisée ou mal connue. Les techniques utilisées pour mesurer la radioactivité environnementale sont tributaires de la nature et du type de rayonnement émis. Dans cette section, nous nous limiterons uniquement aux techniques utilisées dans la présente étude pour mesurer la radioactivité. Il s'agit de la spectrométrie γ *in-situ* et la spectrométrie γ en laboratoire pour la mesure de la radioactivité naturelle dans le sol et, la détection des traces nucléaires pour la mesure des concentrations du radon, thoron et leurs descendants associés dans les habitations. Les appareils de mesure utilisés à cet effet nécessitent l'étalonnage en énergie et en efficacité au préalable pour le domaine d'énergies couvrant les lignes des radionucléides considérés.

1.2.1 Techniques de mesure de la radioactivité naturelle dans le sol

La principale cause de l'exposition externe humaine à la radioactivité naturelle est la série de l'uranium et du thorium, ainsi que le ^{40}K . Les sols, les roches et les matériaux de construction contiennent une radioactivité à des niveaux variables en raison de leur composition minéralogique [7]. En principe, les grandeurs à mesurer sont généralement des concentrations des radionucléides primordiaux tels que ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K . Les scintillateurs NaI(Tl) (iodure de sodium dopé au thallium) ont été utilisés à cet effet.

La spectrométrie gamma *in-situ* est une technique qui consiste à mesurer directement la radioactivité sur le site. La mesure *in-situ* de l'activité d'un radionucléide dans le sol est plus sensible et fournit des données plus représentatives que les données obtenues par la collecte d'échantillons de sol et les analyses de laboratoire subséquentes. Dans les situations d'urgence, il est crucial d'évaluer la contamination. Pour l'évaluation rapide de l'activité déposée, on utilise une mesure directe du rayonnement γ ambiant [24]. Cette méthode permet de déterminer rapidement les niveaux d'activité des radionucléides émetteurs gamma sur un site ainsi que les débits de dose dans l'air libre correspondants. De telles mesures peuvent être utilisées pour orienter des actions ultérieures incluant par exemple des évaluations radiologiques, des programmes d'échantillonnages et de mesures [25].

En effet, les méthodes classiques de spectrométrie gamma (méthodes de laboratoire) nécessitent la collecte d'échantillons sur le site pour faire des analyses dans un environnement contrôlé. Quoique ceci présente des avantages potentiels en termes de précision pour des résultats individuels, quand l'échantillon est distribué sur une zone vaste, il est plus aisé et moins coûteux de faire des mesures d'échantillons *in-situ*. Par conséquent, on peut aisément constater que les mesures prises sur le site recouvrent une vaste étendue (10 m de rayon et plus) par rapport aux

mesures en laboratoire qui se limitent à un échantillon de sol sur 1 m^2 de surface. Ceci confère aux résultats *in-situ* plus de fiabilité relativement au comportement radiologique global du site à étudier. La statistique de comptage en mesure *in-situ* est obtenue en un temps très petit devant celui nécessaire pour des analyses en laboratoire [26, 52].

Tout comme la spectrométrie γ classique (au laboratoire), la spectrométrie γ *in-situ* repose sur l'analyse des spectres obtenus à partir d'un détecteur. Les mécanismes portant sur l'interaction rayonnement-matière restent valides ainsi que le fonctionnement interne du détecteur.

Pour la spectrométrie γ au laboratoire, les mesures de la radioactivité dans les échantillons de sol sont faites à l'aide d'un détecteur Canberra NaI (TI). Le traitement des données est effectué par le logiciel *GENIE 2000* [35].

1.2.2 Techniques de mesure du radon, du thoron et des descendants du thoron dans l'air confiné des habitations

Les grandeurs à mesurer sont généralement des activités volumiques en gaz radon et thoron et des concentrations en énergie alpha potentielle volumique. Il existe de nombreuses techniques pour mesurer la concentration de l'air en radon, thoron et en leurs descendants distincts.

Elles peuvent être classées en trois catégories selon les caractéristiques du prélèvement d'air ; celui-ci peut être actif ou passif (ni pompe, ni alimentation électrique) [5].

a) Les techniques de mesures ponctuelles : elles consistent en un prélèvement effectué sur une courte période (de l'ordre de quelques minutes ou moins). Le comptage est effectué rapidement par la suite.

b) Les techniques de mesure en continu : l'échantillonnage est effectué de façon continue. L'analyse simultanée, ou en léger différé, permet d'enregistrer les variations temporelles de la concentration.

c) Les techniques donnant des mesures intégrées : il s'agit d'un prélèvement effectué sur une longue période (de quelques jours à une année). La mesure en différé fournit, dans ce cas, une valeur globalement représentative de la concentration pendant la période considérée. Cette classification est commode, même si les limites en sont quelques fois mal fixées, tant pour les mesures de radon que pour celles des descendants. La mesure du radon dans les habitations ou dans une atmosphère confinée est toujours accompagnée des informations portant sur la durée, la période de mesure et l'altitude où la mesure a été faite. Cela est dû au fait que les concentrations du radon varient en fonction des paramètres mentionnés ci-dessus. La mesure doit se faire dans un lieu dont la situation par rapport aux reliefs naturels ou artificiels voisins place ceux-ci à l'extérieur d'un cône d'axe vertical et d'angle au sommet 140° au moins, dont

le point de prélèvement constitue le sommet. La mesure doit s'effectuer à une hauteur comprise entre 1 et 2 mètres du sol [5].

Comme appareils de mesures, les détecteurs solides des traces nucléaires (LR115 et CR-39) et la chambre d'ionisation à téflon (électret) sont utilisés à cet effet.

Une **trace nucléaire** est une zone de dommage créée le long des trajectoires de ces particules dans les matériaux. Il existe deux types de DSTN :

Les DSTN massifs : ce sont des polycarbonates. Ici, on a utilisé le CR-39. Il s'agit des feuilles en plexiglas plus ou moins souples d'épaisseur de l'ordre de millimètres. Les traces ressemblent à des cônes de différentes tailles. Ces détecteurs enregistrent les particules alpha ayant un angle d'incidence de 75^0 et une énergie comprise entre 0 et 20 MeV.

Les DSTN en couches minces : il s'agit du film KODAK type LR115. Il est constitué d'une nitrocellulose fortement teintée en rouge. Il peut enregistrer les particules alpha d'énergie comprise entre 1,4 et 4,7 MeV avec angle d'incidence allant jusqu'à 50^0 .

La chambre d'ionisation à téflon : c'est un système de détection passif pour la mesure intégrée du radon dans l'air.

La mesure du gaz radon ne permet pas directement d'accéder au risque sanitaire. Seul un modèle dosimétrique ou l'utilisation du facteur d'équilibre permet de faire une estimation de ce dernier. Car, le risque sanitaire n'est pas dû au gaz radon lui-même, mais à ses produits de désintégration. Avec le facteur d'équilibre du radon, on accède facilement à ces descendants. Dans les habitations le facteur d'équilibre moyen varie entre 0,3 et 0,6 avec une valeur moyenne de 0,4; en l'absence de valeur exacte, il est communément admis comme égal à 0,4 [7]. Cette démarche n'est pas valable pour les descendants du thoron, car la concentration du thoron dans une habitation varie considérablement avec la position sol/mur par rapport au détecteur. C'est pour cette raison qu'il est plus judicieux pour les études portant sur le risque sanitaire, de faire une mesure directe des concentrations des descendants; ceci, sur des périodes de l'ordre de plusieurs semaines. Pour les études à caractère phénoménologique, la détermination de la concentration en gaz et en descendants est conseillée [5]. Quant au thoron, le facteur d'équilibre dans les habitations de la zone d'étude a été déterminé dans cette étude. La valeur moyenne du facteur d'équilibre recommandée pour le thoron est de 0,02 [7]. Les travaux menés par Bineng et al. [19] ont montré que le facteur d'équilibre n'est pas un paramètre fiable dans le calcul de la dose efficace par inhalation car il varie en fonction de certains paramètres tels que la composition minéralogique du sol et géologique de la région. La technique utilisant les mesures directes des descendants du radon et du thoron dans le calcul de la dose efficace par inhalation exposée dans le travail de Bineng et al [19] permet sur le plan international, de redéfinir l'exposition des membres du public au thoron car, elle informe mieux sur la dose efficace due au thoron.

En épidémiologie, le risque sanitaire est étudié en fonction d'une exposition cumulée sur 20 à 40 ans. Ainsi, une mesure sur 6 mois ou 1 an est souvent préconisée dans l'habitat pour une estimation la plus précise possible de l'exposition individuelle au radon [5]. Mais dans le cadre de ce travail, les appareils utilisés étaient prévus pour une durée allant de 1 à 3 mois.

Les résultats de la mesure des concentrations du radon, du thoron ou de leurs descendants en un lieu donné n'ont de signification que s'ils sont accompagnés :

- des modes de prélèvement (*ponctuel, intégré, ou continu*) ;
- de la durée du prélèvement ;
- de la période de mesure dans l'année ;
- des conditions météorologiques.

1.3 Évaluation de la dose efficace

1.3.1 Dose efficace annuelle par irradiation externe

La dose efficace par irradiation externe est calculée à partir des concentrations moyennes des radionucléides dans le sol ou dans l'air et du coefficient de conversion de dose utilisé dans les rapports de l'*UNSCEAR* [7, 9, 11]. Pour l'exposition externe, la dose efficace tient compte des facteurs de conversion de dose spécifiques à chaque tranche d'âge : 0,7 pour les adultes, 0,8 pour les enfants de 6 à 15 ans et 0,9 pour le reste des enfants [7]. Dans la présente étude, la dose liée aux rayonnements cosmiques n'est pas prise en compte.

1.3.2 Dose efficace par inhalation du radon, thoron et leurs descendants associés

Concernant l'exposition interne, le public passe suffisamment du temps à l'intérieur : que ce soit au lieu de service ou dans les domiciles. En Afrique en général et au Cameroun en particulier, le public passe environ 60% de son temps à l'intérieur des bâtiments. Il est donc nécessaire de connaître les concentrations du radon, thoron et leurs descendants associés dans les maisons et lieux de service ainsi que le risque d'exposition des occupants induit par ces différents radionucléides. Le radon (Rn, Tn) dans sa généralité est un gaz radioactif caractérisé par sa concentration dans l'air [8, 10]. Cette concentration est très variable selon le lieu, l'heure, le type d'architecture ou la saison. Le risque de cancer lié au radon est proportionnel au temps d'exposition et à la concentration en radon ; plus précisément à ses descendants solides (polonium, plomb et bismuth) [8, 10].

Les concentrations des descendants du radon à courte durée de vie tels que le (^{218}Po , ^{214}Pb et ^{214}Bi) n'étant pas faciles par une mesure directe, elles sont donc estimées sur la base du facteur d'équilibre entre leur isotope-parent et eux. Ce facteur est le rapport entre la concentration équivalente en radon à l'équilibre (EEC) et l'activité volumique du gaz radon (^{222}Rn). Il est estimé à 0,4 [7]. L'exposition aux produits de filiation du radon est très élevée par rapport à celle des parents. C'est elle qui constitue donc toute la dose par inhalation du radon. Mais pour une meilleure estimation du risque d'exposition lié au radon, il est judicieux de déterminer sa dose à partir des concentrations de ces descendants mesurés directement sur le site par le biais des appareils appropriés [19].

En définitive, la dose efficace totale par inhalation est égale à la somme des produits des concentrations des descendants du radon et du thoron, chacune étant affectée de son coefficient de conversion de dose approprié. Et l'exposition totale est la somme des expositions internes et externes [7].

1.4 Évaluation du risque radiologique

Par définition, le risque est la probabilité d'apparition d'un événement . Ce concept est utilisé lorsqu'on doit évaluer les expositions occasionnelles telles que celles qui sont associées aux défaillances et accidents.

D'après la CIPR, le risque est le produit des conséquences de l'exposition et la probabilité d'exposition. La conséquence de l'exposition aux rayonnements ionisants est la manifestation d'effets stochastiques nuisibles pour la santé [8].

Conclusion

Ce chapitre a présenté les généralités sur la radioactivité naturelle ainsi que ses origines. Les techniques de mesure de la radioactivité naturelle, l'exposition externe du public due aux radionucléides primordiaux tels que ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K d'une part, et l'exposition interne due à l'inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés d'autre part ont été décrites ainsi que l'évaluation de la dose efficace et les risques associés.

Chapitre 2

Matériel et méthodes

Introduction

Ce chapitre présente les équipements et les différentes méthodes utilisées dans ce travail. Les procédures de prélèvement et de détermination des radionucléides naturels émetteurs alpha (α) et gamma (γ) sont décrites. Les dispositifs expérimentaux tels que les détecteurs NaI (Tl) (spectromètre γ) pour la mesure in-situ, les détecteurs *RADTRAK*², RadonEye pour la mesure du radon dans l'air confiné et le Markus 10 pour la mesure du radon dans les gaz du sol sont décrits. Par ailleurs, les différentes composantes de la dose et du risque pour le public sont abordées.

2.1 Présentation de la zone d'étude

Cette étude a été menée dans 26 localités de 4 Départements de la Région de l'Extrême-Nord, Cameroun. Il s'agit des localités citées dans le Tableau 2.1.

Telle qu'illustrée sur la Figure 2.1, l'Extrême-Nord est une région du Cameroun située entre le 10 - 13° latitude-nord, le 13 - 15° longitude-Est. C'est la région la plus peuplée du Cameroun avec une population estimée à 4,5 millions d'habitants. La localité de Maroua dans le Département de Diamaré, chef-lieu de la région est située à 1362 km environ de Yaoundé, la capitale du Cameroun. Plus de 50 groupes ethniques différents y vivent. La Figure 2.2 montre que la zone d'étude est constituée de roches sédimentaires telles que les alluvions, les sables, l'argile, le calcaire et le grès qui constituent la plus grande partie de la géologie de la région. Par ailleurs, il y'a aussi du granite ainsi que des dépôts de gneiss, de mica et de schistes. La vallée de Rhumsiki, située au nord de la présente zone d'étude est un vaste champ montagneux jonché de noyaux de

Tableau 2.1 – Les localités d'étude dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.

Département	Localité	Arrondissement
Diamaré	Ville Maroua 1 ^{er}	Maroua 1 ^{er}
	Ville Maroua 1 ^{er}	Maroua 1 ^{er}
	Ville Maroua 1 ^{er}	Maroua 1 ^{er}
	Ville Méri	Méri
Mayo-Kani	Ville Kaélé	Kaélé
	Village Lara	Kaélé
	Ville Guidiguis	Guidiguis
	Ville Touloum	Touloum
	Ville de Moulvoudaye	Moulvoudaye
	Village Horlong	Moulvoudaye
	Ville Mindif	Mindif
	Ville Dziguilao	Dziguilao
Mayo-Sava	Village de Goundaye	Dziguilao
	Ville de Mora	Mora
	Village de Mora Massif	Mora
	Ville Gance	Kolofata
Mayo-Tsanaga	Ville Kolofata	Kolofata
	Ville de Bourha	Bourha
	Village de Rhumsiki	Mogodé
	Ville de Mogodé	Mogodé
	Ville Vité	Mogodé
	Village de Karantchi	Mogodé
	Village de Kossehone	Mokolo
	Ville de Mokolo	Mokolo
	Ville de Koza	Koza
	Ville de Mozogo	Mayo-Maskota

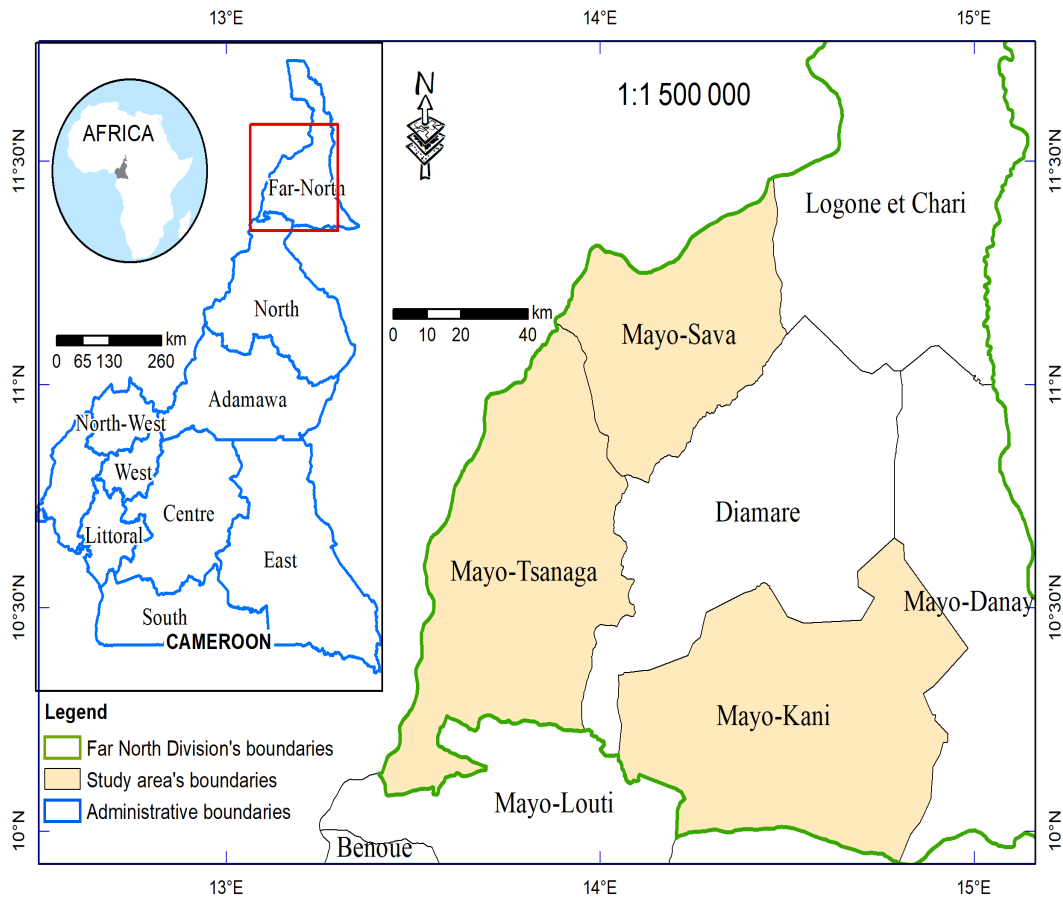


Figure 2.1 – Localisation géographique de la région de l'Extrême-Nord au Cameroun.

volcans éteints. En effet, cette vallée constitue une petite zone de roches volcaniques telles que le trachyte et la rhyolite. Les sols sont un peu plus complexes. Une grande partie de la région est composée de jeunes sols riches en minéraux bruts et en argile noire. Les études ont montré qu'il pouvait avoir une forte relation entre les éléments radioactifs naturels et le type de roche. Ainsi, l'uranium et le thorium ont une teneur élevée dans le granite et la rhyolite, mais variable dans les argiles et les schistes. Il est aussi possible de trouver l'uranium, le thorium et le potassium à des teneurs variables dans les roches sédimentaires telles que les grès, les sables et le gravier. Quant au calcaire, l'uranium et le potassium ont une teneur variable [36, 58, 59]. Les variations saisonnières sèches et humides créent des sols relativement peu profonds, ferreux ou latéritiques. Les cours d'eau suivent tous un régime tropical, fluctuant entre des hautes eaux pendant la saison humide (mai à septembre) et des basses eaux pendant la saison sèche (octobre à avril). Le climat est tropical et sahélien. Les températures varient entre 18-45° C avec une valeur moyenne de 26 °C. Les précipitations, relativement faibles varient entre 400 - 900 $mm.an^{-1}$.

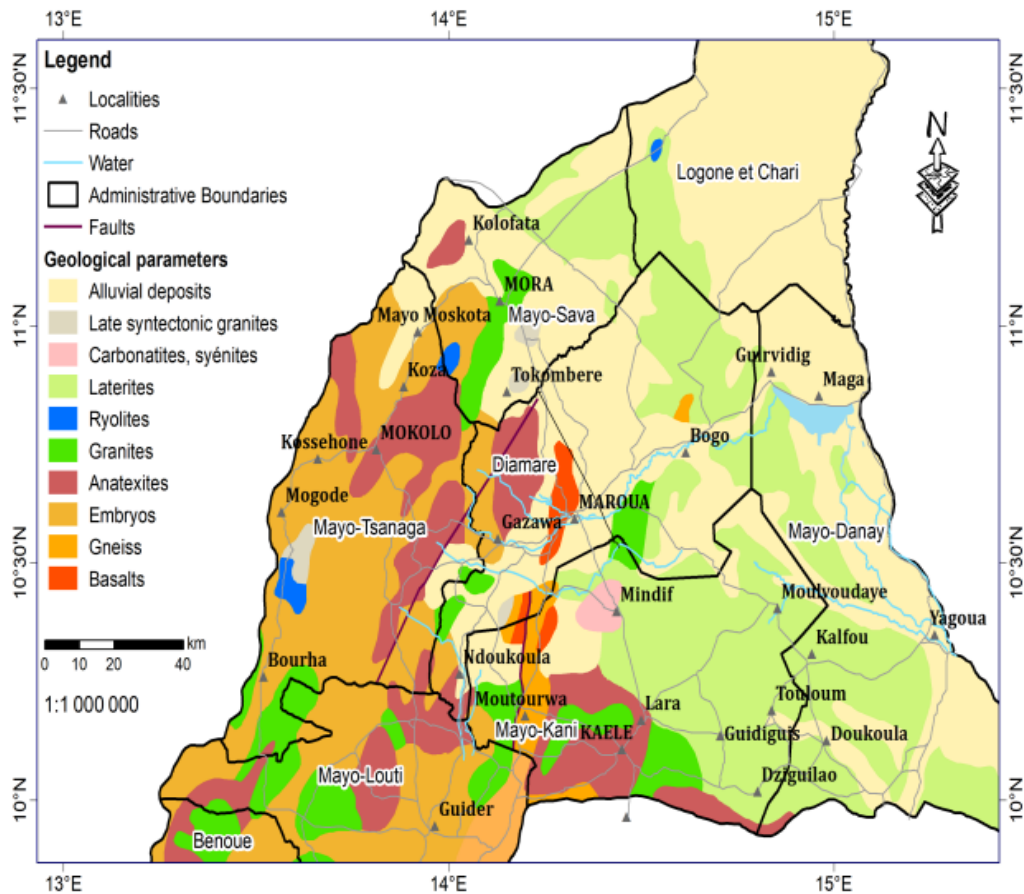


Figure 2.2 – Carte géologique de la zone d'étude dans la région de l'Extrême-Nord du Cameroun.

2.2 Mesure de la concentration des émetteurs γ

2.2.1 Impact des matériaux de construction

La plupart des matériaux utilisés pour les constructions contiennent aussi des radionucléides. Pour prendre en compte leur contribution à l'estimation de la dose efficace par irradiation externe, *UNSCEAR* propose la valeur moyenne de 1,4 [52]. Cette valeur, qui varie de 0,6 à 2,0, peut également être obtenue expérimentalement sur un site en mettant en relation le débit de dose absorbé dans l'air à 1 m du sol à l'intérieur et à l'extérieur des habitations [52]. Pour effectuer ces mesures, un débitmètre *RadEye PRD-ER* (Thermo Scientific) a été utilisé (voir Figure 2.3). Il s'agit d'un appareil utilisant la méthode de spectrométrie gamma avec un détecteur NaI (Tl) couplé à un photomultiplicateur miniature permettant la détection des rayons gamma inférieurs à 400 keV [60].

Dans la présente étude, la valeur de 1,4 de l'UNSCEAR a été utilisée dans l'estimation de la

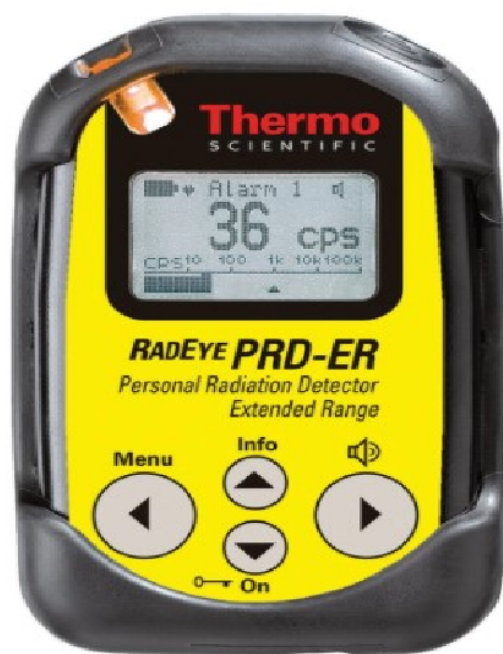


Figure 2.3 – Débitmètre ayant servi à mesurer les débits de dose ambiante dans la zone d'étude.

dose efficace par irradiation externe.

2.2.2 Chaîne de mesure en spectrométrie γ

Le schéma simplifié de la chaîne de mesure en spectrométrie γ est présenté à la Figure 2.4 ci-dessous. D'une manière générale, en spectrométrie γ la chaîne de mesure est composée d'un détecteur, d'un préamplificateur, d'un amplificateur, d'un convertisseur analogique/numérique, d'une électronique d'acquisition et d'un logiciel d'analyse. Au moyen d'une haute tension délivrée au détecteur, une quantité de charges électriques proportionnelles à l'énergie déposée par le photon dans le cristal est recueillie. Les porteurs de charge sont collectés en utilisant un pré-amplificateur de charge dont les fonctions sont la conversion de la charge en tension électrique en une première amplification. La mise en forme du signal et une seconde amplification sont réalisées par l'amplificateur.

L'analyse de l'amplitude de l'impulsion est réalisée par un analyseur multicanaux. Le choix du nombre de canaux nécessaires pour l'acquisition dépend de la résolution du détecteur et de la plage d'énergie.

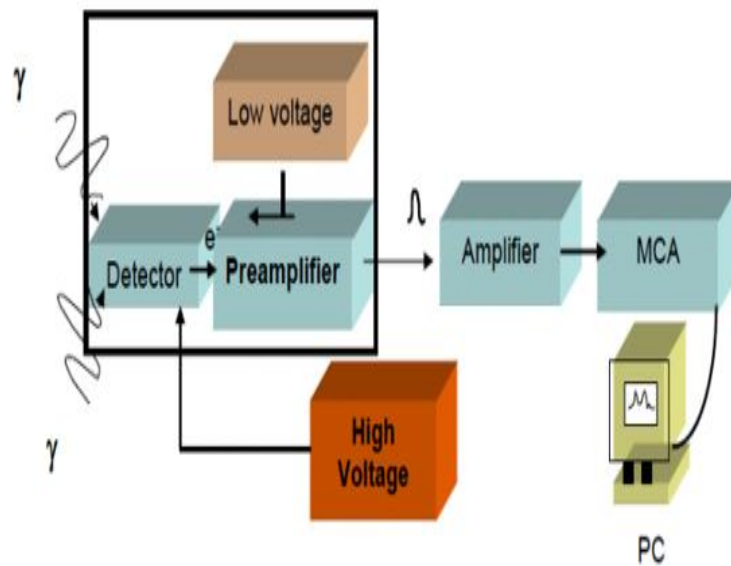


Figure 2.4 – Schéma simplifié de la chaîne de mesure en spectrométrie γ .

2.2.3 Mesure de la radioactivité naturelle dans le sol par spectrométrie γ *in-situ*

L'échantillonnage des points a été fait dans les localités de Mokolo, Kossehona, Karantchi, Vité, Rhumsiki, Bourha, Koza, Mozogo, Mora, Kolofata, Maroua, Kaélé, Lara, Moulvoudaye, Guidiguis, Touloum, Mindif et Dziguilao.

a) Dispositif de mesure γ *in-situ*

Dans cette partie du travail, le dispositif de mesure utilisé est un spectromètre à scintillation, un système de positionnement global (GPS) et une petite table de 1 mètre de haut. Le détecteur est placé sur la table au-dessus de la surface du sol, sur une zone relativement plate et dégagée. A cette hauteur, le détecteur peut être manipulé facilement tout en offrant un rayon de vision d'environ 10 m pour les sources émettrices de γ . En fonction de l'énergie de la source, le détecteur peut voir jusqu'à une profondeur de 15 à 30 cm. La Figure 2.5 illustre la mesure de la radioactivité par spectrométrie gamma *in-situ* utilisé dans ce travail.

Le NucScout Figure 2.5 (c) surveille le débit de dose local ainsi que l'activité d'un maximum de 28 nucléides sélectionnables par l'utilisateur. Les résultats sont donnés sous forme de distribution temporelle sur toute la période d'échantillonnage. L'intervalle d'échantillonnage peut être ajusté par l'utilisateur. Un spectre d'énergie complet est enregistré pour chaque intervalle sur la carte mémoire interne. L'appareil est équipé d'un récepteur GPS intégré permettant l'affec-



Figure 2.5 – Mesure de la radioactivité par la spectrométrie γ *in-situ*. Il s'agit : du dispositif de mesure en (a), du spectromètre à scintillation $NaI(Tl)$ 3×3 pouces avec le préamplificateur et l'amplificateur appelé NucScout en (c) et du GPS pour mesurer les coordonnées géographiques du point de mesure en (b).

tation locale des données obtenues. Il peut être calibré par l'utilisateur, il est ainsi possible de déterminer l'efficacité du détecteur pour n'importe quelle géométrie d'échantillonnage qui pourra être utilisée ultérieurement. Il est également livré avec une interface réseau sans fil ZigBee pour transférer les données récentes sur plusieurs centaines de mètres vers un ordinateur (station de base). Les applications typiques sont la recherche de sources radioactives cachées, le dépistage de vastes zones contaminées sur la base de solutions SIG, la surveillance des processus, les tests de matériaux de construction ou de denrées alimentaires, et la médecine nucléaire.

Le détecteur NaI appelé NucScout est fixé à la poignée ergonomique tandis que le boîtier électronique peut être retiré de la poignée par une fermeture à baïonnette. Cela permet à l'utilisateur de placer le détecteur dans n'importe quelle position par rapport à la source radioactive. Une table d'échantillonnage pour le fonctionnement avec des bâteaux Marinelli est disponible. Le grand volume du détecteur permet d'obtenir une limite de détection basse, de sorte que même

les sources faibles peuvent être trouvées. Le large écran tactile rend l'utilisation de l'appareil confortable et affiche les résultats et les spectres même en cas de forte luminosité. Le Nuc Scout propose deux algorithmes différents pour le calcul de l'activité des différents nucléides. L'utilisateur peut choisir entre le puissant algorithme PSV (peak shape verification) et la méthode trapézoïdale bien connue (par exemple, à des fins d'étalonnage). Un logiciel complet pour le téléchargement des données, la présentation des résultats, l'exportation des données et la configuration de l'instrument est inclus dans la livraison. Un certain nombre d'outils permettent un étalonnage rapide, facile et intuitif du détecteur sur la base de sources de référence (énergie, largeur de pic, efficacité) ainsi que la gestion complète de la bibliothèque. Le contrôle à distance de l'unité est possible via USB intégré ou le réseau sans fil.

2.2.3.1 Etalonnage du détecteur

L'étalonnage de la chaîne de détection a été fait par le laboratoire de fabrication SARAD. Il est bien détaillé dans l'*ICRU 53* [51] ainsi que par Hosoda et al. [22]. En effet, une analyse des pics dans un spectre de haute impulsion donne la position du pic (ou centroïde) V_0 . Afin de relier V_0 à l'énergie gamma E , un étalonnage de l'énergie doit être effectué. Les énergies des fortes raies γ de la plupart des radionucléides présents dans l'environnement ou utilisées pour des sources standard sont connues avec une grande précision, l'incertitude dépassant rarement 0,01 keV. Il importe donc peu de savoir quels radionucléides sont utilisés pour l'étalonnage de l'énergie tant que la plage d'énergie d'intérêt est cachée. En supposant une dépendance linéaire entre le canal et l'énergie, deux lignes avec des énergies E_1 , E_2 donnant lieu à des pics avec des canaux des centroïdes V_{01} dans la partie inférieure et V_{02} dans la partie supérieure du spectre seraient, en principe, suffisantes pour l'étalonnage en énergie. Avec le système de spectromètre de germanium moderne, cette procédure n'entraînera pas d'erreurs supérieures à 0,1 keV. Ce chiffre peut être réduit en utilisant plusieurs lignes avec des énergies E_i ($i = 1, 2, \dots, n$); par exemple, à partir de ^{132}Eu , et l'ajustement d'un polynôme de deuxième ordre ou supérieur aux paires de valeurs $[V_{0i}, E_i]$. Le logiciel d'analyse du spectromètre inclut généralement cette option [61].

2.2.3.2 Seuil et limite de détection

Lors de la mesure d'un échantillon de très faible activité, le résultat peut-être très proche de celui obtenu lors de la détermination du bruit de fond (signal détecté en l'absence d'un radionucléide recherché). Compte tenu du caractère aléatoire du processus de désintégration radioactive, un résultat légèrement supérieur au bruit de fond mesuré ne donne pas l'assurance de la présence d'un radioélément; de même, un résultat légèrement inférieur à ce bruit de fond ne garantit pas l'absence de ce radionucléide [58, 61, 62]. Les notions de limite de détection et

seuil de détection caractérisant la technique de mesure sont définies par la norme NF ISO 11929 pour la métrologie.

2.3 Mesure des concentrations du radon

2.3.1 Mesure du radon dans le sol à l'aide du détecteur de type Markus 10

2.3.1.1 Dispositif de mesure



Figure 2.6 – Dispositif de mesure à l'aide du détecteur en (a) et détecteur de type Markus 10 en (b) utilisé pour la mesure des concentrations de ^{222}Rn dans le sol.

Le dispositif de mesure du radon dans le sol au voisinage des habitations était constitué du matériel suivant :

- Un débitmètre de marque *RadEye PRD-ER (Thermo Scientific)* a servi pour mesurer le débit de dose gamma ambiant à 1 m du sol [63].
- Un GPS (Global Position System) pour déterminer les coordonnées géographiques (altitude, longitude Est et latitude Nord) du point de mesure.
- Un détecteur de type Markus 10 pour détecter le radon dans le sol où la mesure est faite (voir Figure 2.6).

2.3.1.2 Principe de fonctionnement du détecteur

La mesure du radon dans le sol se fait en deux phases. La première phase est le pompage. L'instrument pompe l'air contenu dans le sol à travers la sonde jusque dans la chambre de mesure. Le temps de pompage garantit le remplissage complet de la chambre. MARKUS 10 est équipé d'un capteur de pression. L'instrument peut ainsi décider automatiquement d'arrêter la pompe si la pression mesurée dans la sonde chute en dessous d'une valeur (0,95 atm) donnée. Lorsque la pression augmente, la pompe redémarre. Pour chaque mesure réalisée, la durée de fonctionnement de la pompe est toujours la même, garantissant un volume d'air (0,9 L) constant présent dans la chambre. Après la phase de pompage, la phase de mesure commence. L'instrument met automatiquement sous tension la chambre de mesure. Le champ électrique ainsi créé dirige les descendants radioactifs du radon chargés électriquement vers le capteur. Le détecteur enregistre ainsi le rayonnement alpha provenant des descendants du radon. Les impulsions électriques délivrées par le capteur sont amplifiées puis filtrées dans le canal d'analyse qui permet uniquement le comptage des impulsions correspondantes à l'énergie issue du polonium 218. Ce principe de filtrage permet d'ignorer les impulsions issues du polonium 214, plus lentes à survenir et pouvant créer un fond de mesure latent dans la chambre. L'instrument compte ensuite les impulsions et le résultat s'affiche sur l'écran. Ces résultats s'expriment en kBq/m^3 d'activité de gaz radon. L'affichage clignote pendant la phase de mesure. Il se stabilise lorsque la mesure est terminée. Comme l'instrument ne compte que les impulsions du polonium 218, un nucléide à vie courte, une nouvelle mesure peut être lancée après seulement 18 minutes. En effet, l'activité de la mesure précédente aura suffisamment décliné. La Figure 2.7 montre le schéma de principe du MARKUS 10. Dans le cas de la présente étude, la sonde a été émergée dans le sol à 90 cm de profondeur par de légers coups de marteau. Les mesures ont été effectuées là où le sol est homogène et généralement exempt de roches. La profondeur du point d'échantillonnage est déterminée par la longueur de la sonde insérée dans le sol, en tenant compte de l'emplacement des points d'échantillonnage sur le manche de la sonde.

Tous ces échantillons ont été collectés dans les localités au cours du mois de septembre 2021, pendant lequel la température varie de 21,5°-36,5°C. L'humidité relative moyenne des sites expérimentaux varie de 52% à 83%. L'échantillonnage a été réalisé entre 8h00 et 17h00.

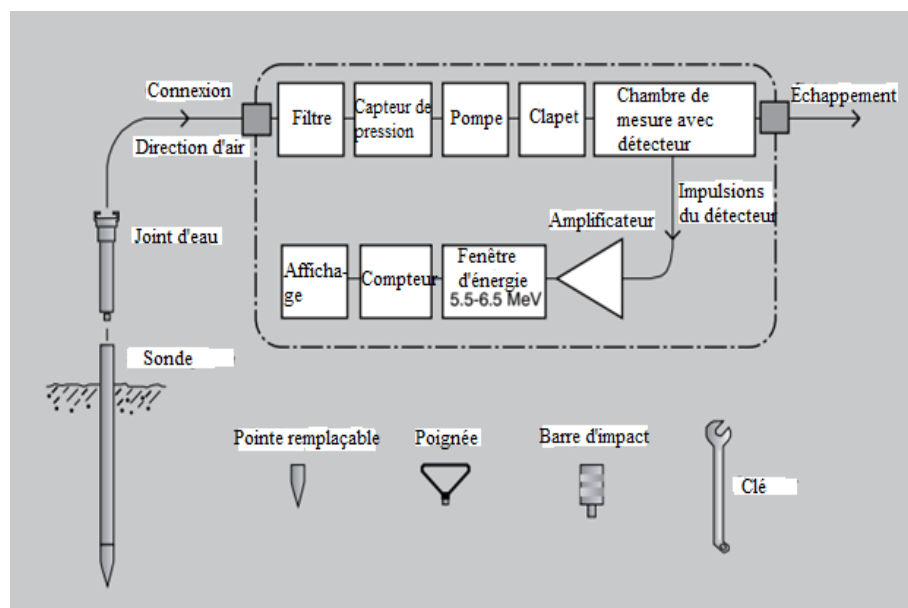


Figure 2.7 – Principe de fonctionnement du détecteur Markus 10.

2.3.2 Mesure des concentrations du radon dans l'air confiné des habitations

2.3.2.1 Caractéristiques des habitations investiguées

Dans les différentes localités de l'Extrême-Nord où la présente étude a été menée, en général, l'architecture d'une habitation tenait beaucoup plus compte des moyens financiers et du mode de vie du propriétaire que du plan d'urbanisation officiel. Par conséquent, les maisons différaient d'une personne à l'autre. Dans les grandes villes telles que Maroua, Mokolo, Mora et Kaélé, les habitations avaient tendance à suivre une architecture moderne telle que des murs cimentés, le sol coulé en béton ou carrelé, les portes et fenêtres suffisamment larges. Dans les campagnes, les habitations étaient caractérisées par des petites portes et quelques fenêtres rarement ouvertes. Certaines habitations n'avaient même pas de fenêtres ; ce qui ne favorise pas un bel échange d'air entre l'extérieur et l'intérieur des pièces. Les toitures à la forme conique, étaient recouvertes de tige de mil, de pailles ou de chaume. Les murs étaient construits à partir des matériaux disponibles localement comme les pierres, l'argile et les briques. Les habitations ayant un grand nombre d'occupants et une architecture n'ayant aucune réglementation constituaient notre cible privilégiée. Les mesures étaient faites dans les chambres à coucher où les résidents passent la majeure partie de leur temps.

2.3.2.2 Mesure des concentrations de radon à l'aide des détecteurs de type *RadonEye*⁺².

a) Dispositif de mesure

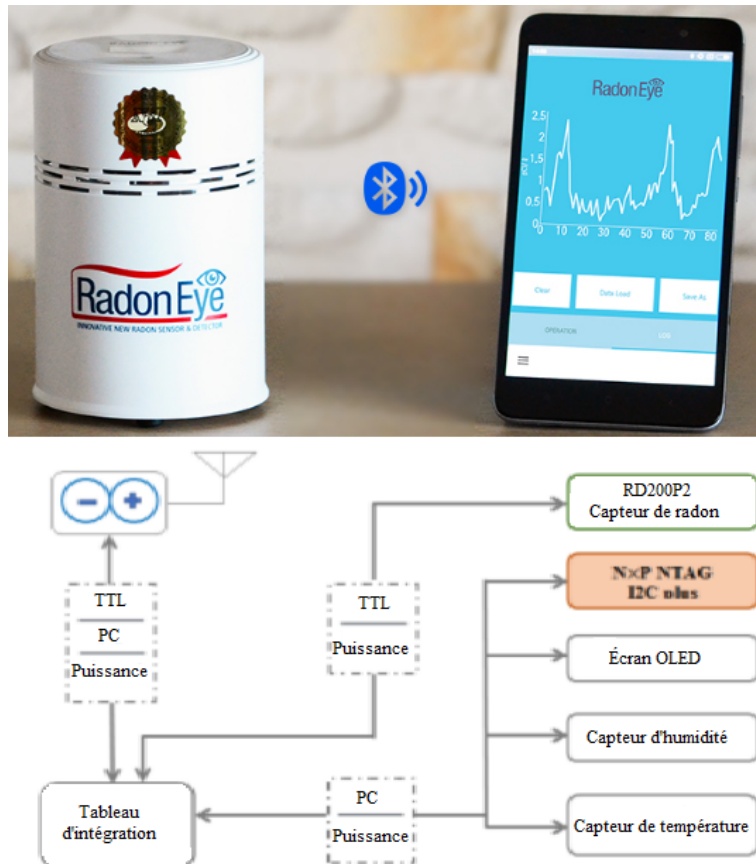


Figure 2.8 – Configuration et principe de fonctionnement du détecteur *RadonEye*⁺² : en (a) le détecteur, en (b) le téléphone androïde et en (c) le schéma de principe [67].

Le *RadonEye*⁺² (voir Figure 2.8) est un détecteur digital de radon dans l'air. C'est un instrument adapté à un usage sédentaire qui délivre en direct les niveaux de radon mesurés dans l'air intérieur. Il permet ainsi de pouvoir mesurer avec précision les niveaux de radon sur une plage de temps particulière. Le *RadonEye*⁺² se branche sur le secteur.

b) Principe de fonctionnement

Il fonctionne uniquement en mode diffusion et selon le principe d'une chambre à ions pulsés. Ainsi, il est capable de délivrer des mesures très précises après environ une heure de mesure. Il dispose d'un écran digital affichant la moyenne des niveaux de radons mesurés sur l'heure qui précède. La mesure s'actualise automatiquement toutes les 10 minutes sur l'écran digital et

affiche la moyenne des niveaux de radon mesurée sur l'heure qui précède. C'est un instrument connecté qui se pilote via une connexion Bluetooth et par le biais une application mobile dédiée. Le radon est un gaz volatile dont la concentration varie constamment dans le bâtiment. Selon le comportement de la ventilation, les conditions du bâtiment et du sol et la saison, les valeurs varient considérablement. L'heure du jour et de la nuit a également un impact sur la concentration de radon [16, 17]. Pour une bonne évaluation de la situation du radon à l'intérieur des bâtiments, il faut enregistrer les données en temps réel (Live System), 6 détecteurs *RadonEye*⁺² au total ont été déployés dans 33 habitations de la région Extrême-nord pendant 24 h (du 1 au 6 Septembre) pour mesurer la concentration quotidienne de radon à l'intérieur. *RadonEye*⁺² est un détecteur de radon intelligent qui est utilisé en connexion avec une base de données web basés sur le wifi. Il est adapté à la surveillance du radon en temps réel et permet de créer facilement une carte du radon en temps réel. Ce détecteur, équipé d'un système électronique, capture les données à intervalles de 10 min ou 1 h selon l'étalonnage choisi (en pCi L^{-1} ou Bqm^{-3}) et stocke les relevés de radon dans le nuage. Il s'agit d'un détecteur de radon intelligent et en temps réel pour les propriétaires de maisons qui a une sensibilité élevée. Elle est 20 fois plus élevée par rapport à d'autres détecteurs de radon grand public, de sorte que les données de mesure sont rapides et précises (Figure 2.8). C'est un instrument adapté à un usage sédentaire qui délivre en direct les niveaux de radon mesurés dans l'air intérieur. Il permet ainsi de pouvoir mesurer avec précision les niveaux de radon sur une plage de temps particulière. Le RadonEye se branche sur le secteur. Il fonctionne uniquement en mode diffusion et selon le principe d'une chambre à ions pulsés. Ainsi, il est capable de délivrer des mesures très précises après environ une heure de mesure. Il dispose d'un écran digital affichant la moyenne des niveaux de radons mesurés sur l'heure qui précède. La mesure s'actualise automatiquement toutes les 10 minutes sur l'écran digital et affiche la moyenne des niveaux de radon mesurée sur l'heure qui précède. C'est un instrument connecté qui se pilote via une connexion Bluetooth et par le biais une application mobile dédiée. L'utilisateur peut connaître la tendance à la baisse du niveau de radon à l'intérieur des bâtiments en 30 minutes seulement ventilation ou l'ouverture d'une fenêtre. La mesure de la valeur en temps réel du radon est comprise entre 1 et 9500 Bqm^{-3} . Il a également une bonne sensibilité à la température et à l'humidité (il est équipé d'un capteur de température et d'humidité) et offre un service gratuit de téléchargement sur le web pendant au moins deux ans. L'utilisation continue dans un environnement où l'humidité relative est de 90% ou plus est interdite. La plage de température de fonctionnement appropriée est de 10 à 40 °C. D'autres détails sont donnés dans Guide de l'utilisateur Radon disponible en ligne. Dans le cadre de ce travail le détecteur a été placé dans les habitations choisis aléatoirement et surtout les maisons où il y'a l'électricité. Les chambres à coucher et les salles de séjour étaient notre priorité ; les

endroits où on passe beaucoup plus de temps. Le détecteur est branché sur un secteur loin des portes et des fenêtres et posé sur un support en bois pendant environ 24 heures.

2.3.2.3 Mesure du radon dans l'air confiné dans les habitations à l'aide des détecteurs de type *RADTRAK*²

a) Dispositif de mesure

Dans les habitations, il faut effectuer des mesures du radon d'une manière qui tente de manière rentable de fournir des estimations fiables de l'exposition d'une personne. La variation spatiale au sein d'une maison peut également être une source importante d'incertitude quant à l'exposition. Une mesure unique dans une pièce où le radon est censé être le plus élevé est parfois utilisée pour estimer la concentration de radon dans toute la maison. Cependant, les maisons avec des sources de radon très variables ou une mauvaise circulation de l'air peuvent présenter une variation importante. Les mesures de radon doivent donc être effectuées dans une pièce fréquemment occupée, sur des niveaux en contact avec le sol dans les régions où le radon gazeux du sol est la principale source de radon, ou dans un espace fréquemment occupé où la circulation d'air est la plus faible si les matériaux de construction sont la principale source de radon. Le protocole de mesure doit minimiser le potentiel de défaillance technique des détecteurs dont les résultats peuvent être affectés par les courants d'air, l'humidité, la température, la lumière intense, les rayons gamma ou le thoron, ainsi que le potentiel d'un test invalide en raison de retards de transport ou d'informations sur l'exposition manquantes ou incorrectes.

La Figure 2.9 montre les points de mesure de radon dans les habitations à l'aide du détecteur de type *RADTRAK*². Au total, 276 détecteurs *RADTRAK*² ont été déployés dans 276 habitations du 30 juin au 27 septembre 2019 à Diamaré, Mayo-Kani, Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga, constituant les 4 Départements de cette étude dans la Région de l'Extrême-Nord. *RADTRAK*² est un détecteur de traces alpha qui peut être utilisé pour des mesures à long terme lors de la surveillance du radon. Comme la plupart des détecteurs solides des traces nucléaires, les détecteurs de type *RADTRAK*² sont très sensibles à la chaleur et à l'humidité. La chaleur et l'humidité sont les principales sources d'incertitudes susceptibles de biaiser considérablement les résultats des mesures. La mesure doit être effectuée dans une zone d'occupation normale le plus bas niveau habité. La zone d'occupation normale est définie comme toute zone occupée pendant plus de 5 heures par jour. Le détecteur doit être placé dans une pièce qui est régulièrement utilisée comme un salon, une pièce de détente ou une chambre, mais pas dans une cuisine ou une salle de bains. De 1 à 2 m du sol, à au moins 50 cm du plafond et 20 cm d'autres objets afin de permettre une circulation normale de l'air autour du détecteur, à environ 30 cm d'un mur intérieur et à environ

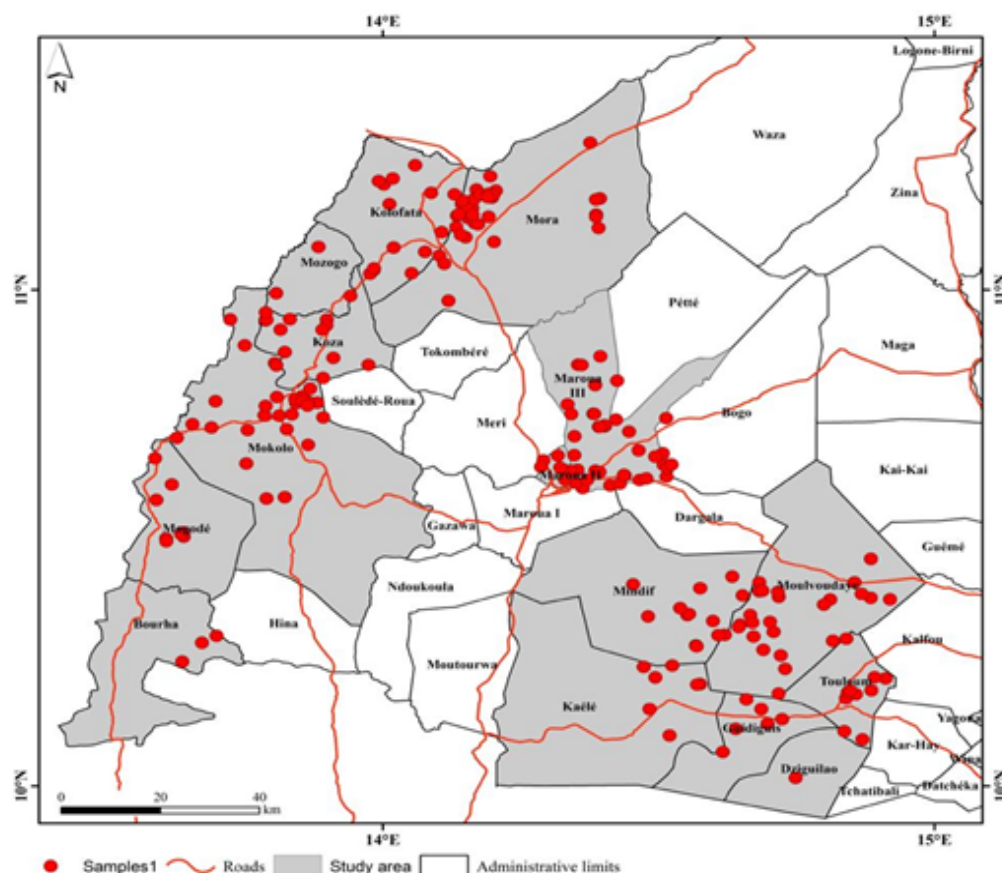


Figure 2.9 – Points de mesure où les détecteurs *RADTRAK*² ont été déployés dans la région de l’Extrême-Nord du Cameroun.

50 cm d’un mur extérieur.

b) Principe de fonctionnement

La grande portée du détecteur permet de mesurer les niveaux de concentration de radon de 15 à 25 000 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Au début, le détecteur est scellé et l’emballage en plastique transparent est déchiré, puis le détecteur est placé sur la table ou accroché à un fil inextensible. Après trois mois de mesure les détecteurs sont récupérés et envoyés au laboratoire Radonova à Uppsala, en Suède pour analyse. Le laboratoire participe régulièrement à des tests d’aptitude inter-comparaison, tout en suivant méthodiquement les protocoles de mesure. Parallèlement, le laboratoire impose en interne des protocoles de contrôle de qualité rigoureux et particulièrement exigeants afin de garantir la meilleure continuité et qualité possible des produits [14]. La mesure est effectuée selon la norme ISO 11665-4 [14]. Le détecteur est fabriqué en plastique polymère conducteur d’électricité : le poly-allyl-diglycol-carbonate (*PADC*). Le gaz radon pénètre dans le détecteur

par une petite fente (filtre). Le matériau de détection des traces, un film plastique transparent en CR-39, à l'intérieur du détecteur est frappé par particules alpha générées par le radon entrant dans le conteneur et par les produits de désintégration formés à partir de celui-ci (Figure 2.10). Le passage d'une particule alpha à travers un détecteur de traces alpha produit une étroite trace de dommage primaire ou une trace latente sur toute la longueur de son parcours dans le matériau. Sur le film, les particules alpha forment de petites pistes qui sont agrandies par gravure chimique pendant 3 h avec une solution aqueuse d'hydroxyde de sodium ($NaOH$) fixée à $6,25 \text{ mol L}^{-1}$ et à $70 \text{ }^\circ\text{C}$; elles sont ensuite comptées au microscope afin de déterminer l'exposition au radon. Le diamètre des traces latentes est de l'ordre de quelques dizaines de nm, tandis que le diamètre des traces gravées peut atteindre quelques $\mu\text{ m}$ et être visible au microscope optique, avec une épaisseur qui varie de 0,1 à 1 mm environ. La concentration moyenne du radon (Bqm^{-3}) est donnée comme suit : [86] :

$$\bar{C} = (n_g - \bar{n}_b) \frac{1}{t S_{SSNTD} F_C} = (n_g - \bar{n}_b) \omega, \quad (2.1)$$

$$\omega = \frac{1}{t S_{SSNTD} F_C}, \quad (2.2)$$

où n_g est le nombre de traces après exposition, \bar{n}_b est le nombre moyen de traces causées par le rayonnement de fond, t est la durée d'échantillonnage, F_C est le facteur d'étalonnage, ω est le facteur de correction lié au facteur d'étalonnage et à la durée d'échantillonnage, S_{SSNTD} est la surface du détecteur utilisée pour compter le nombre de traces gravées en cm^2 . La valeur la plus précise \bar{n}_b est déterminée expérimentalement par la lecture de n détecteurs qui n'ont pas été exposés au radon et qui ont été traités dans les mêmes conditions physico-chimiques et de comptage. La valeur de \bar{n}_b peut également être donnée par le fabricant. L'évaluation de l'incertitude, l'incertitude type d'est donnée comme suit :

$$u(\bar{C}) = \sqrt{(n_g - \frac{\bar{n}_b}{n}) \omega^2 + C^2 u_{rel}^2(\omega)}, \quad (2.3)$$

$$u_{rel}^2(\omega) = u_{rel}^2(F_C) + u_{rel}^2(S), \quad (2.4)$$

u_{rel}^2 est l'incertitude-type relative. L'incertitude de la durée d'échantillonnage est considérée comme négligeable. Ces détecteurs ont été placés dans des habitations et des lieux de travail, à 1 m au-dessus du sol, à 30 cm des murs et loin des portes et des fenêtres.

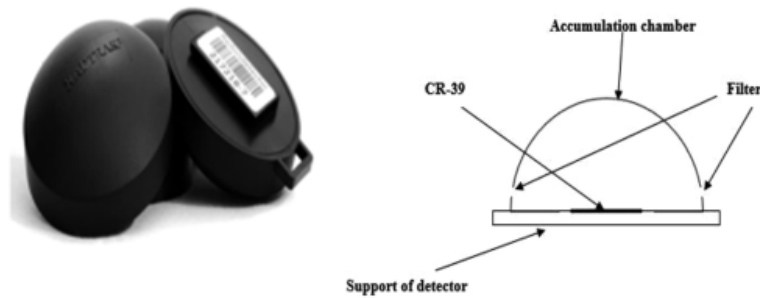


Figure 2.10 – Détecteurs de traces nucléaires à l'état solide en configuration fermée utilisés pour les mesures de concentration de ^{222}Rn : Détecteur de type *RADTRAK*² en (a) et schéma détaillé en (b) [55].

2.3.2.4 Mesure des concentrations de radon et de thoron à l'aide des détecteurs de type *RADUET*.

Dans cette phase, l'étude a été menée dans les villes de Mokolo et Kossehonne et Karantchi.

a) Dispositif de mesure

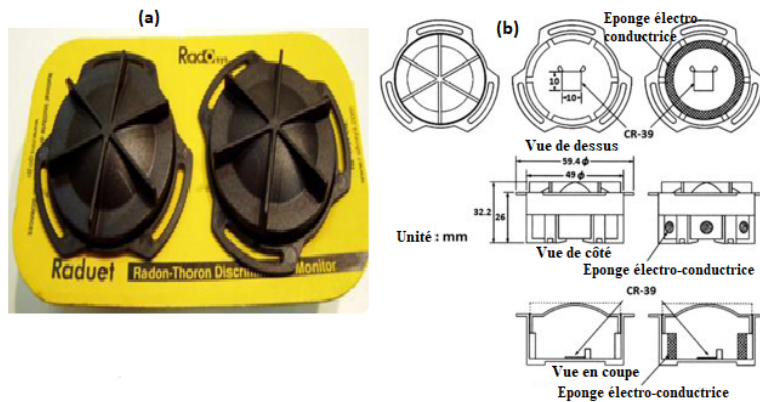


Figure 2.11 – Détecteur de type *RADUET* en (a) et le schéma détaillé du détecteur en (b) [19].

Le matériel et la méthodologie utilisés dans cette partie d'étude sont bien décrits par Tokonami et al. [19, 20], Hosoda et al. [21]. Chaque détecteur *RADUET* pour la mesure simultanée du radon et du thoron était associé à un moniteur des descendants du thoron. Tous les trois appareils étaient accrochés au même point sur un fil en nylon dur placé à environ 30 cm du mur et à 150 cm du sol, loin des fenêtres, des portes, des sources de chaleur et d'humidité pouvant influencer sur les résultats. La mesure a été faite pendant trois mois environ : de mai à juillet 2022

(en saison des pluies). Un total de 40 détecteurs de type *RADUET* ont été déployés dans 40 logements pour mesurer simultanément les concentrations de radon, thoron et les descendants du thoron.

b) Principe de fonctionnement

Les détecteurs discriminant le radon et le thoron utilisés dans la présente étude ont deux chambres de diffusion avec des vitesses de ventilation différentes. Chaque chambre contient une puce *CR-39* de $10 \times 10 \text{ mm}^2$ [19, 20]. La chambre à faible vitesse de diffusion est en matière plastique électro-conductrice avec un volume intérieur de 30 cm^3 . La chambre à haute vitesse de diffusion est également faite du même matériau, mais elle a six trous dans la paroi et une éponge électro-conductrice recouvrant les trous ; elle empêche les descendants du radon, du thoron ainsi que les aérosols de s'infiltrer à l'intérieur. La Figure 2.11 ci-dessous présente les détecteurs passifs de type *RADUET* utilisés dans ce travail et son schéma détaillé.

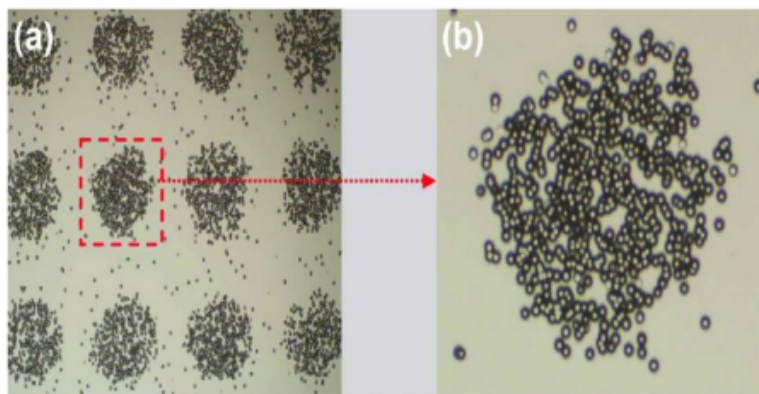


Figure 2.12 – Photo typique des traces de particules alpha dans le *CR-39* en (a) ; une image zoomée d'un sous-groupe de pistes alpha en (b).

La différence de densité de traces nucléaires entre les deux puces *CR-39* permet d'estimer séparément les concentrations de radon et de thoron.

Après l'exposition, les plaques *CR-39* sont chimiquement gravées pendant 24 h dans une solution de *NaOH 6 M* à 60°C , et les traces alpha sont comptées avec un microscope optique (voir Figure 2.12). Les activités volumiques du radon et du thoron sont calculées en utilisant les densités de traces pour chacun des deux morceaux de *CR-39* et les facteurs de conversion pour le radon et le thoron.

Les concentrations moyennes de radon $\overline{C_{\text{Rn}}}$ et de thoron $\overline{C_{\text{Tn}}}$ sont calculées à partir

des formules suivantes [68] :

$$\begin{aligned} \overline{(C_{Rn})} &= (d_L - \bar{b}) \frac{f_{Tn2}}{t.(f_{Rn1}.f_{Tn2} - f_{Rn2}.f_{Tn1})} - (d_H - \bar{b}) \frac{f_{Tn1}}{t.(f_{Rn1}.f_{Tn2} - f_{Rn2}.f_{Tn1})} \\ &= (d_L - \bar{b}) .w_1 - (d_H - \bar{b}) .w_2, \end{aligned} \quad (2.5)$$

avec $w_1 = \frac{f_{Tn2}}{t.\varepsilon}$ et $w_2 = \frac{f_{Tn1}}{t.\varepsilon}$ où $\varepsilon = f_{Rn1}.f_{Tn2} - f_{Rn2}.f_{Tn1}$

$$\begin{aligned} \overline{(C_{Tn})} &= (d_H - \bar{b}) \frac{f_{Rn1}}{t.(f_{Rn1}.f_{Tn2} - f_{Rn2}.f_{Tn1})} - (d_L - \bar{b}) \frac{f_{Rn2}}{t.(f_{Rn1}.f_{Tn2} - f_{Rn2}.f_{Tn1})} \\ &= (d_H - \bar{b}) .w_3 - (d_L - \bar{b}) .w_4, \end{aligned} \quad (2.6)$$

avec $w_3 = \frac{f_{Rn1}}{t.\varepsilon}$ et $w_4 = \frac{f_{Rn2}}{t.\varepsilon}$

où d_L et d_H sont des densités de traces des particules alpha pour une chambre à taux d'échange d'air bas et haut en traces par centimètre carré (*track cm⁻²*) respectivement. \bar{b} est la densité de traces due au bruit de fond en (*track cm⁻²*) . t durée d'échantillonnage (en h); f_{Rn1} et f_{Tn1} , les facteurs d'étalonnage respectifs du ^{222}Rn , ^{220}Rn dans une chambre à faible taux d'échange d'air en (*tracks cm⁻²h⁻¹*)/(Bqm⁻³), respectivement. f_{Rn2} et f_{Tn2} sont les facteurs d'étalonnage respectifs du ^{222}Rn et du ^{220}Rn dans une chambre à taux d'échange d'air élevé en (*tracks cm⁻²h⁻¹*)/(Bqm⁻³).

D'après le guide d'ISO/IEC 98-3 [68] $\overline{(C_{Rn})}$, l'incertitude sur la concentration :

$$\begin{aligned} u(\overline{(C_{Rn})}) &= \left[w_1^2 [u^2(d_L) + u^2(\bar{b})] - 2w_1w_2u^2(\bar{b}) + w_2^2 [u^2(d_H) + u^2(\bar{b})] \right. \\ &\quad \left. + (d_L - \bar{b})^2 u^2(w_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(w_2) \right]^{-1/2}, \end{aligned} \quad (2.7)$$

avec

$$\begin{aligned} u^2(w_1) &= \frac{1}{\varepsilon^4 t^2} \left\{ (\varepsilon - f_{Rn2}f_{Rn1})^2 u^2(f_{Tn2}) + f_{Tn2}^4 u^2(f_{Rn1}) + f_{Tn1}^2 f_{Tn2}^2 u^2(f_{Rn2}) \right. \\ &\quad \left. + f_{Rn2}^2 f_{Tn2}^2 u^2(f_{Tn1}) \right\}, \end{aligned} \quad (2.8)$$

et

$$\begin{aligned} u^2(w_2) &= \frac{1}{\varepsilon^4 t^2} \left\{ (\varepsilon + f_{Rn1}f_{Tn2})^2 u^2(f_{Tn1}) + f_{Tn2}^4 u^2(f_{Rn2}) + f_{Tn1}^2 f_{Tn2}^2 u^2(f_{Rn1}) \right. \\ &\quad \left. + f_{Rn1}^2 f_{Tn1}^2 u^2(f_{Tn2}) \right\}, \end{aligned} \quad (2.9)$$

l'incertitude sur la concentration du thoron $\overline{(C_{Tn})}$ est donnée par la formule :

$$\begin{aligned} u(\overline{(C_{Tn})}) &= \left[w_3^2 [u^2(d_H) + u^2(\bar{b})] - 2w_3w_4u^2(\bar{b}) + w_4^2 [u^2(d_L) + u^2(\bar{b})] \right. \\ &\quad \left. + [d_H - \bar{b}]^2 u^2(w_3) + [-d_L + \bar{b}]^2 u^2(w_4) \right]^{-1/2}, \end{aligned} \quad (2.10)$$

avec

$$u^2(w_3) = \frac{1}{\varepsilon^4 t^2} \left\{ (\varepsilon - f_{Rn1} f_{Tn1})^2 u^2(f_{Rn1}) + f_{Rn1}^4 u^2(f_{Tn2}) + f_{Rn1}^2 f_{Tn1}^2 u^2(f_{Rn2}) + f_{Rn1}^2 f_{Rn2}^2 u^2(f_{Tn1}) \right\}, \quad (2.11)$$

et

$$u^2(w_4) = \frac{1}{\varepsilon^4 t^2} \left\{ (\varepsilon + f_{Rn2} f_{Tn1})^2 u^2(f_{Tn2}) + f_{Rn2}^4 u^2(f_{Tn1}) + f_{Rn2}^2 f_{Tn2}^2 u^2(f_{Rn1}) + f_{Rn1}^2 f_{Rn2}^2 u^2(f_{Tn2}) \right\}, \quad (2.12)$$

où l'incertitude liée au temps d'exposition est négligeable.

Le calcul des limites caractéristiques nécessite le calcul de $\tilde{u}(\tilde{C}_{Rn})$ et $\tilde{u}(\tilde{C}_{Tn})$ c'est-à-dire l'incertitude type de $\overline{C_{Rn}}$ et $\overline{C_{Tn}}$ en fonction de leur valeur réelle, calculée comme indiqué dans les formules suivantes respectivement :

$$\tilde{u}(\tilde{C}_{Rn}) = \left(\frac{w_1^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b})) - 2w_1 w_2 u^2(\bar{b}) + w_2^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b}))}{+ \frac{(d_H^2 - 2\bar{b}d_H + \bar{b}^2)w_2^2 + \tilde{C}_{Rn}(2d_H - 2\bar{b})w_2 + \tilde{C}_{Rn}^2}{w_1^2}} u^2(w_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(w_2) \right)^{-1/2}, \quad (2.13)$$

$$\tilde{u}(\tilde{C}_{Tn}) = \left(\frac{w_3^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b})) - 2w_3 w_4 u^2(\bar{b}) + w_4^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b}))}{+ \frac{(d_L^2 - 2\bar{b}d_L + \bar{b}^2)w_4^2 + \tilde{C}_{Tn}(2d_L - 2\bar{b})w_4 + \tilde{C}_{Tn}^2}{w_1^2}} u^2(w_3) + (-d_L + \bar{b})^2 u^2(w_4) \right)^{-1/2}, \quad (2.14)$$

Le seuil de décision $\overline{C_{Rn}}^*$ et $\overline{C_{Tn}}^*$ sont obtenus à partir des formules de w_3 , w_4 et $\overline{C_{Rn}}$ for $\tilde{C}_{Rn} = 0$, $\tilde{u}(d_L = 0)$, $\tilde{C}_{Tn} = 0$ et $\tilde{u}(d_H = 0)$ (ISO 11929) [68, 69].

On obtient :

$$\overline{C_{Rn}}^* = k_{1-\alpha} \cdot \tilde{u}(0) = k_{1-\alpha} \left(\frac{w_1^2 u^2(\bar{b}) - 2w_1 w_2 u^2(\bar{b}) + w_2^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b}))}{+ \frac{(d_H^2 - 2\bar{b}d_H + \bar{b}^2)w_2^2}{w_1^2}} u^2(w_1) + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(w_2) \right)^{-1/2}, \quad (2.15)$$

$$\overline{C_{Tn}}^* = k_{1-\alpha} \cdot \tilde{u}(0) = k_{1-\alpha} \left(\frac{w_3^2 u^2(\bar{b}) - 2w_3 w_4 u^2(\bar{b}) + w_4^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b}))}{+ \frac{(d_L^2 - 2\bar{b}d_L + \bar{b}^2)w_4^2}{w_1^2}} u^2(w_3) + (-d_L + \bar{b})^2 u^2(w_4) \right)^{-1/2}, \quad (2.16)$$

$\alpha = 0.05$ avec $k_{1-\alpha} = 1.65$ souvent choisi par défaut.

La limite de détection $\bar{C}_{Rn}^\#$ du radon et $\bar{C}_{Tn}^\#$ du thoron sont calculées à partir de la formule ci-dessous donnée par *ISO 11929* :

$$\bar{C}_{Rn}^\# = \bar{C}_{Rn}^* + k_{1-\beta} \cdot \left(\frac{w_1^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b})) - 2w_1w_2u^2(\bar{b}) + w_2^2 (u^2(d_H) + u^2(\bar{b}))}{\left(\frac{d_H^2 - 2\bar{b}d_H + \bar{b}^2}{w_1^2} + \tilde{C}_{Rn} \right) w_2^2 + \tilde{C}_{Rn}^2} w_2^2 + (-d_H + \bar{b})^2 u^2(w_2) \right)^{-1/2}, \quad (2.17)$$

$$\bar{C}_{Tn}^\# = \bar{C}_{Tn}^* + k_{1-\beta} \cdot \left(\frac{w_3^2 u^2(\bar{b}) - 2w_3w_4u^2(\bar{b}) + w_4^2 (u^2(d_L) + u^2(\bar{b}))}{\left(\frac{d_L^2 - 2\bar{b}d_L + \bar{b}^2}{w_1^2} \right) w_4^2 + (-d_L + \bar{b})^2 u^2(w_4)} \right)^{-1/2}. \quad (2.18)$$

La limite de détection peut être calculée à partir des expressions $\tilde{u}(\tilde{C}_{Tn})$ et \bar{C}_{Rn}^* pour $\bar{C}^\#$ ou, plus simplement, par itération avec une approximation de départ $\bar{C}^\# = 2 \times \bar{C}^*$ en termes du côté droit des formules suivantes. On obtient $\bar{C}^\#$ avec $k_{1-\alpha} = k_{1-\beta} = k$:

$$\bar{C}_{Rn}^\# = \frac{2\bar{C}_{Rn}^* + k^2 \left\{ \frac{(2d_H - 2\bar{b})w_2u^2(w_1)}{w_1^2} \right\}}{1 - k^2 \frac{u^2(w_1)}{w_1^2}}, \quad (2.19)$$

$$\bar{C}_{Tn}^\# = \frac{2\bar{C}_{Tn}^* + k^2 \left\{ \frac{(2d_L - 2\bar{b})w_4u^2(w_3)}{w_1^2} \right\}}{1 - k^2 \frac{u^2(w_3)}{w_3^2}}. \quad (2.20)$$

Les valeurs $\alpha = \beta = 0.05$ et donc $k_{1-\alpha} = k_{1-\beta} = 1.65$ sont souvent choisies par défaut.

2.3.2.5 Mesure des concentrations des descendants du thoron à l'aide des moniteurs des descendants du thoron

2.3.2.6 Dispositif de mesure

Les détecteurs de dépôt de descendance de thoron (moniteurs des descendants du thoron) utilisés sont fabriqués à base du *CR-39* (taille de $10 \times 10 \text{ mm}^2$) monté sur une plaque en acier inoxydable et recouverte d'une mince feuille d'adsorbant. La Figure 2.13 montre le prototype d'un moniteur des descendants du thoron. Il est utilisé dans les mêmes conditions que les détecteurs de type *RADUET*. Dans le présent travail, ce détecteur a été déployé aux mêmes points et pendant la même période que les détecteurs *RADUET*.

2.3.2.7 Principe de fonctionnement

Les pièces *CR-39* sont recouvertes d'un film Mylar vaporisé d'aluminium de 71 mm d'épaisseur équivalente à l'air. L'épaisseur du film Mylar permet la détection des seules particules

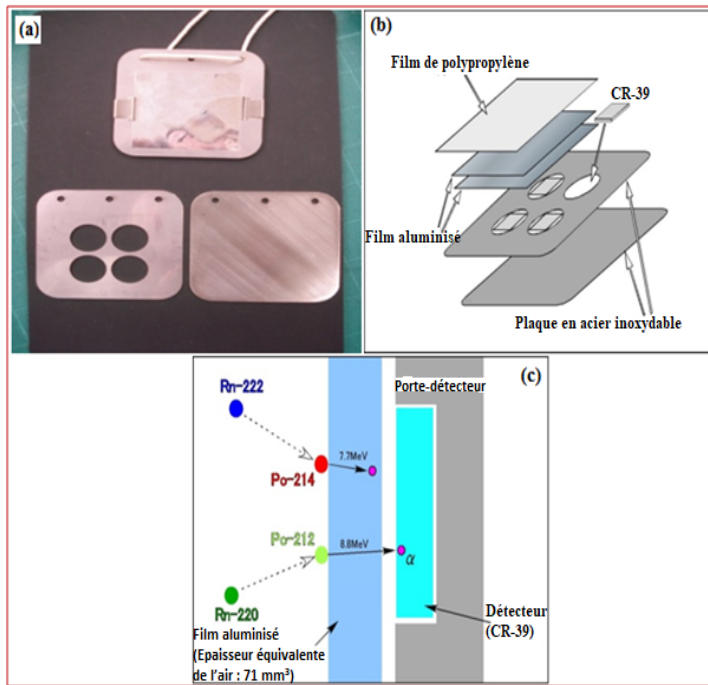


Figure 2.13 – Schéma du prototype d'un moniteur des descendants du thoron en (a) et (b), principe de fonctionnement en (c) [19].

alpha de 8,8MeV émises par le ^{212}Po . Le protocole d'étalonnage de ces moniteurs a été bien élaboré [62, 70, 71].

Après l'exposition, le traitement des données suit la même procédure que les *RADUET*. Avec la densité de traces et le facteur de conversion, la concentration des descendants du thoron peut être obtenue sous forme de concentrations de thoron équivalentes à l'équilibre (*EETC*).

Pour calculer la concentration des descendants du thoron (concentration en thoron équivalente à l'équilibre, *EETC*), la densité de traces obtenue a été substituée dans l'équation suivante :

$$N_{TnP} = EETC \times T_{TnP} + N_{B2}, \quad (2.21)$$

où N_{TnP} est la densité de trace de CR-39 dans le détecteur de dépôt de descendance de thoron, N_{B2} est la densité de trace de fond, et F_{TnP} est un facteur de conversion pour les détecteurs de dépôt des descendants de thoron [62, 70, 71]. Le facteur de conversion a été déterminé sur la base des résultats d'une enquête sur le terrain et de la condition de gravure chimique, et il était de $6,9 \times 10^{-2}$ traces cm^{-2} (Bq/m^3) $^{-1}$. La limite de détection de l'EETC était inférieure à 0,01 Bq m^{-3} pour une période de mesure d'environ six mois [70].

En effet, tous ces procédés électroniques et chimiques ont été effectués à l'Université d'Hiro-

saki au Japon.

2.3.2.8 Facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants associés

Le *facteur d'équilibre* (F) détermine le degré d'équilibre radioactif entre un radionucléide et ses produits de désintégrations radioactives à vie courte. Il est calculé en divisant la concentration des descendants par celle des parents. Ce facteur est supposé être de 0,4 pour le radon et de 0,02 pour le thoron [7]. Dans la présente étude, le facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants a été déterminé expérimentalement sur le site à partir de la relation :

$$F_{Tn} = \frac{EETC}{C_{Tn}}, \quad (2.22)$$

où C_{Tn} et $EETC$ sont respectivement la concentration du thoron et celle de ses descendants associés. .

2.4 Évaluation de la dose efficace

L'exposition est l'action d'exposer ou le fait d'être exposé à une irradiation tandis que la dose est la mesure du rayonnement reçu (ou absorbé) par une cible. L'exposition peut-être soit externe (irradiation due à des sources situées hors de l'organisme), soit interne (irradiation due à des sources se trouvant à l'intérieur de l'organisme). Pour l'exposition aux rayonnements gamma, les doses d'origine terrestre proviennent des radionucléides primordiaux présents dans l'air, l'eau le sol et les aliments. Dans cette partie du travail, les niveaux d'exposition à la dose par irradiation externe due à la radioactivité dans le sol et les matériaux de construction ainsi que l'exposition à la dose par irradiation interne due au radon, au thoron et à leurs descendants associés sont évalués. En effet l'exposition à l'air libre est directement liée aux activités des radioéléments primordiaux. Par conséquent, la quantité des débits de doses absorbées et efficaces est proportionnelle aux concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans le sol. Quant au niveau d'exposition par irradiation interne, la dose efficace est proportionnelle aux concentrations du radon, du thoron et de leurs descendants associés.

2.4.1 Évaluation de la dose efficace par irradiation externe

2.4.1.1 Mesure du débit de dose absorbée dans l'air à 1 mètre du sol

Le débit de dose absorbée dans l'air noté D_a , exprime généralement les effets de l'exposition au rayonnement gamma due aux sources radioactives d'origine naturelle. En effet, il s'agit de

la quantité d'énergie de rayonnements absorbée par unité de temps de la matière exposée. Les valeurs du D_a absorbé par un individu à 1 m du sol sont calculées à partir des concentrations mesurées et des coefficients de conversion de dose de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K .

En spectrométrie gamma *in-situ*

Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol est directement donné sur le terrain par la chaîne de détection.

2.4.1.2 Évaluation de la dose efficace annuelle

La dose efficace reçue annuellement par un adulte est la quantité d'énergie de rayonnements absorbée par unité de masse de matière pendant une durée déterminée.

En spectrométrie γ *in-situ*

La dose efficace est donnée par la relation :

$$E_{ext}(mSv/an) = D_{out} \times DCF \times T \times (Q_{in} \times R + Q_{out}) \times 10^{-6}, \quad (2.23)$$

où E_{ext} est la dose efficace annuelle (en $mSv.an^{-1}$), D_{out} est le débit moyen de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol (en nGy/h), DCF est le facteur de conversion de dose pour un adulte ($0,748 \pm 0,007 Sv/Gy$), $T = 8760 h$ ($24 h \times 365 j$) la durée d'exposition, Q_{in} et Q_{out} sont respectivement les facteurs d'occupation à l'intérieur et à l'extérieur des habitations ; R est le rapport du débit de dose à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments pendant une période de 24 heures. Il permet de prendre en compte la contribution des radionucléides des matériaux de construction dans l'estimation de la dose efficace annuelle [61, 72, 73]. Ce facteur ($R = 1,07$) est expérimentalement obtenu sur le site d'étude.

Le détecteur *RadEye PRD*, Thermo Scientifique a été utilisé pour mesurer le débit de dose équivalente ambiante avant l'estimation de la dose efficace par irradiation externe. En pratique, il s'agit d'un outil de détection des rayonnements gamma et de mesure du débit de dose à haute sensibilité qui intègre un détecteur à scintillation NaI (Tl) très sensible avec un photomultiplicateur miniaturisé pour la détection des niveaux de rayonnements gamma. L'exposition aux rayonnements provenant des sources externes résulte des rayonnements naturels, artificiels et cosmiques. La valeur de la dose efficace par irradiation externe est donnée par l'équation :

$$E_{ext}(mSv/a) = [(1 - F_{OCC})H_{out} + F_{OCC} \times H_{in}] \times t, \quad (2.24)$$

où H_{out} (en mSv/h) et H_{in} (en mSv/h) sont la moyenne du débit de dose équivalente ambiante à l'extérieur et à l'intérieur des habitations, F_{OCC} (0.6) est le facteur d'occupation pour la zone d'étude [19, 22].

2.4.2 Évaluation de la dose efficace par inhalation du radon

La dose efficace par irradiation interne due au radon est la dose par inhalation du radon et de ses descendants associés. Avec les détecteurs de type RADTRAK, qui ne mesure que les concentrations du gaz radon dans les habitations, la dose efficace par irradiation interne est donnée par la somme des équations (2.25) et (2.26) suivantes :

$$E_{inh}(mSv/a) = 0,17 \times C_{RN} \times F_{OCC} \times t \times 10^{-6}, \quad (2.25)$$

$$E_{inh}(mSv/a) = 9 \times C_{RN} \times F_{eq} F_{OCC} \times t \times 10^{-6}, \quad (2.26)$$

où E' et E'' sont respectivement la dose efficace du radon et celle de ses descendants associés ; 0,17 et 9 nSv.Bq⁻¹.m³ les facteurs de conversion respectifs des concentrations du radon et ses descendants, C_{Rn} (en Bq.m⁻³) est la moyenne géométrique de la concentration de radon, F_{OCC} (0,6) est le facteur d'occupation à l'intérieur de la maison pour la zone d'étude (Bineng et al, Saïdou et al), F_{eq} (0,4) est le facteur d'équilibre moyen considéré pour le radon, qui est la valeur par défaut donnée par *UNSCEAR*, t (8760 h) est le temps d'exposition correspondant à une année.

L'essentiel de la dose reçue par le poumon ne provient pas du gaz radon (²²²Rn) lui-même qui, de par ses caractéristiques en qualité de gaz inerte, ne réagit pas chimiquement avec les tissus de l'organisme. Sa Solubilité avec ces mêmes tissus est également faible, ce qui fait que la radiotoxicité du radon inhalé est relativement peu significative comparée à celle de ses descendants immédiats qui sont des particules solides à vie courte avec lesquels il est en équilibre partiel. L'origine de l'exposition est donc liée à l'inhalation des descendants du radon émetteurs alpha présents dans l'air que nous respirons et leur dépôt dans les voies respiratoires selon leur taille. L'énergie communiquée aux tissus pulmonaires lors de la désintégration alpha contribue ainsi majoritairement à la dose apportée au poumon et au risque induit de cancer broncho-pulmonaire [17]. Puisque la dose efficace par inhalation du radon est négligeable devant celle liée à ses descendants, alors la dose efficace par irradiation interne due au radon est simplement donnée par l'équation (2.25) ci-dessus.

2.4.3 Évaluation de la dose efficace par inhalation due au radon, au thoron et à leurs descendants associés

L'essentiel de la dose reçue par le poumon ne provient pas du gaz radon (^{222}Rn et ^{220}Rn) lui-même qui, de par ses caractéristiques en qualité de gaz inerte, ne réagit pas chimiquement avec les tissus de l'organisme. Sa solubilité avec ces mêmes tissus est également faible, ce qui fait que la radiotoxicité du radon inhalé est relativement peu significative comparée à celle de ses descendants immédiats qui sont des particules solides à vie courte avec lesquels il est en équilibre partiel. La concentration équivalente en radon à l'équilibre (EEC) d'un mélange de descendants du radon est la concentration en activité de radon en équilibre radioactif avec ses descendants à vie courte ayant la même concentration d'énergie potentielle alpha [10]. L'origine de l'exposition est donc liée à l'inhalation des descendants du radon émetteurs alpha présents dans l'air que nous respirons et leur dépôt dans les voies respiratoires selon leur taille. L'énergie communiquée aux tissus pulmonaires lors de la désintégration alpha contribue ainsi majoritairement à la dose apportée au poumon et au risque induit de cancer bronchopulmonaire.

Dans le milieu professionnel minier (les mines), l'exposition au radon (^{222}Rn) est exprimée en Working Levels months (WLM), tandis que dans les habitations on utilise généralement les mesures de concentrations volumiques en radon, exprimées en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.

Le WLM ou Working Level Month est défini comme l'exposition d'une personne à une concentration de 1WL pour une période d'un mois de travail soit 170 heures. Le WLM a été élaboré pour évaluer l'exposition des mineurs durant leurs périodes de travail sous terre. Un WLM équivaut à $3,54\cdot 10^{-3} \text{ J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ dans le système international.

Dans les habitations, les expositions sont exprimées en termes de débit de concentration en activité volumique radon (en $\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$). Si l'on tient compte d'un temps d'exposition, par exemple de 7 000 heures qui correspondrait sensiblement au temps que l'on passe dans des ambiances intérieures, et d'un facteur d'équilibre moyen de $F = 0,4$, on aboutit à une exposition annuelle domestique en ^{222}Rn de $227 \text{ Bq}/\text{m}^3$ correspondant à 1 WLM [51, 56, 56].

Avec les détecteurs de type *RADUET*, les doses totales dues à l'inhalation du radon et ses descendants, et à l'inhalation du thoron et ses descendants sont calculées en utilisant les facteurs de conversion des concentrations du radon (C_{Rn}), du thoron (C_{Tn}), le EERC et le EETC dont les valeurs respectives recommandées par l'UNSCEAR sont : 0,17 ; 0,11 ; 9 et 40 $\text{nSv Bq}^{-1}\text{h}^{-1}\text{m}^3$ [7].

$$D_{Rn}(mSv/an) = 0.17 \times C_{Rn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6}, \quad (2.27)$$

$$D_{RnP}(mSv/an) = 9 \times F_R \times C_{Rn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6}, \quad (2.28)$$

$$D_{Tn}(mSv/an) = 0.11 \times C_{Tn} \times t \times F_{occ} \times 10^{-6}, \quad (2.29)$$

$$D_{TnP}(mSv/an) = 40 \times EETC \times t \times F_{occ} \times 10^{-6}, \quad (2.30)$$

où 0,6 est le facteur d'occupation à l'intérieur d'un bâtiment ; 8760 h (24 h \times 365 j) est le temps d'exposition en une année (en h/a) [59, 64]. Le facteur d'occupation habituellement utilisé est 0,8. Cependant, la présente étude a été réalisée en Afrique sub-saharienne, plus précisément au Cameroun. Il fait généralement chaud ; les températures minimales descendent rarement en dessous de 20°C à l'ombre. La plupart des gens chez qui ce travail a été mené travaillent toute la journée dans les champs, au marché, en plein air. Les autres membres du public qui ne vont pas au travail passent plus de temps à l'extérieur, sous les arbres et les vérandas des habitations à cause de la chaleur. Par conséquent si dans les régions tempérées le public passe 80% du temps à l'intérieur, certainement à cause du froid, le temps passé dans une maison dans la présente étude est estimé à 60% ; soit une moyenne de 14 heures par jour. La chaleur, la pauvreté, le manque de climatiseur et le manque d'électricité étant les principaux coupables.

En effet le radon, avec ses trois isotopes naturels dont le radon (^{222}Rn), le thoron (^{220}Rn) et l'actinon (^{219}Rn), est un gaz noble. Il est donc censé n'avoir aucune affinité avec d'autres éléments chimiques. D'autre part, ses produits solides de désintégration possèdent un grand pouvoir d'affinité avec la matière présente dans leur environnement. Parmi les dangereux descendants du radon, il y a le polonium (^{218}Po), le bismuth (^{214}Bi) et le plomb (^{206}Pb). C'est par ses descendants ci-dessus que le radon est reconnu comme le deuxième responsable du cancer du poumon après le tabagisme et, est la principale source d'exposition radiologique naturelle pour l'homme [10, 12, 51].

Quant aux descendants du radon, leurs concentrations ne sont pas directement mesurées dans ce travail ; défaut d'appareils de mesure appropriés. Le facteur d'équilibre donné par l'UNSCEAR [10] $F_{Rn} = 0,4$ pour le radon a été utilisé pour prendre en compte la contribution de ses descendants associés dans l'estimation de la dose efficace par inhalation. Cette approche traditionnelle qui consiste à déterminer la concentration des descendants du radon à partir de celle du gaz et de son facteur d'équilibre est sujette à beaucoup d'erreurs. Car, comme pour le thoron qui est un isotope du radon, il est difficile d'obtenir une bonne corrélation entre la concentration du gaz et celle de ses descendants solides dans l'air confiné d'une habitation. En d'autres termes, il est très difficile de prédire avec exactitude la concentration des descendants solides du radon lorsqu'on connaît celle du (gaz parent) radon dans une habitation. Par conséquent, la dose efficace totale due au radon et à ses descendants déterminée dans ce travail est certainement entachée d'incertitudes. Seules les mesures directes peuvent nous garantir une

meilleure estimation.

De même, vouloir évaluer le risque d'exposition interne du public sur la base de la détermination indirecte de la dose efficace du thoron à partir de son facteur d'équilibre est l'une des erreurs qu'il est souhaitable d'éviter en radioprotection. Dans la littérature, il est montré qu'il n'y a pas de véritable corrélation entre la concentration de thoron gazeux et celle de ses descendants solides présents dans une habitation. La concentration de thoron dans une habitation dépend de la distance par rapport à la source et le résultat de la mesure dépend de la position du détecteur par rapport à la source. Près du mur et du sol, la concentration est élevée [48]. Ainsi, la valeur de la concentration des descendants du thoron déterminée à partir de celle du thoron gazeux et du facteur d'équilibre n'est pas fiable. Cette affirmation semble également être vérifiable pour le radon et ses descendants associés [48]. Par conséquent, le risque de s'éloigner de la réalité en utilisant l'approche traditionnelle ci-dessus est si grand que la dose efficace totale peut être sous-estimée dans certains cas, ou surévaluée dans d'autres. Dans la pratique, seule une simple coïncidence ou la pure chance peut conduire au bon résultat dans certaines circonstances.

Avant l'avènement des moniteurs des descendants du thoron en métrologie, la dose de thoron était mal connue et sa contribution à la dose efficace totale sous-évaluée. Les connaissances actuelles sur le radon et le thoron, ainsi que les données expérimentales recueillies sur de nombreux sites où des dispositifs de surveillance des descendants de thoron ont été déployés nous amènent à remettre en question la contribution réelle du thoron à la dose efficace totale par inhalation. Des études récentes ont montré que la contribution du thoron à l'exposition interne du public n'est pas toujours négligeable par rapport au radon. À certains endroits, cette contribution peut être supérieure à celle du radon [18, 19, 48, 60, 61].

En définitive, la dose efficace totale par inhalation due au radon (Rn et RnP) et au thoron (Tn et TnP) notée D (en $\text{mSv}\cdot\text{an}^{-1}$) est la somme des doses obtenues dans les équations (2.27), (2.28), (2.29) et (2.30).

2.5 Risques radiologiques

2.5.1 Estimation des indices de risque

2.5.1.1 Estimation de l'activité du radium équivalent (Ra_{eq})

Le terme Ra_{eq} définit l'activité d'un radioélément ayant un effet biologique équivalent à 1 mg de ^{226}Ra . Le Radium équivalent est un indice permettant d'évaluer les risques radiologiques dus à la radioactivité dans les matériaux de l'environnement. [14, 61, 74, 75].

D'après Krišniuk, une concentration de ^{226}Ra de 370 Bq.kg^{-1} ($1\mu\text{Ci.g}^{-1}$) répartie uniformément dans un matériau, donne une dose annuelle de 1,5 mGy à une distance de 1 m de ce matériau. Dans ce modèle, on considère la maison comme une cavité avec des murs d'épaisseur infinie pour obtenir une formule qui combine le débit de dose à l'intérieur avec le contenu de la radioactivité des matériaux de construction. Ainsi le Ra_{eq} est donné par l'équation suivante :

$$Ra_{eq} = \frac{370}{370} \times A_{Ra} + \frac{370}{259} \times A_{Th} + \frac{370}{4810} \times A_K, \quad (2.31)$$

où les activités du ^{226}Ra (370 Bq.kg^{-1}), du ^{232}Th (259 Bq.kg^{-1}) et ^{40}K (4810 Bq.kg^{-1}) représentent la même dose efficace de rayonnement gamma [14, 76].

2.5.1.2 Estimation des indices de risque externe et interne

Le sol échantillonné est localement utilisé comme matériau principal de construction. En vue de s'assurer si la dose externe de rayonnement gamma à l'intérieur des habitations, provenant de ce matériau n'excède pas le domaine des valeurs recommandées au niveau international, l'évaluation des indices de risque externe H_{ex} et H_{in} a été choisie.

Les indices de risque sont définis par un modèle, tenant compte de l'activité maximale du Ra_{eq} (370 Bq.kg^{-1}) [14, 73, 77]. L'indice de risque externe (H_{ex}) est défini par l'équation :

$$H_{ex} = \frac{A_{Ra}}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \leq 1. \quad (2.32)$$

Les organes respiratoires sont menacés en raison de la décroissance du ^{226}Ra en ^{222}Rn et ses descendants. L'activité maximale admissible pour le ^{226}Ra est donc réduite de moitié soit 185 Bq.kg^{-1} ; d'où la quantification de ce risque intérieur :

$$H_{in} = \frac{A_{Ra}}{185} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \leq 1 \quad (2.33)$$

Où A_{Ra} , A_{Th} , et A_K sont les activités spécifiques respectives de ^{238}U , ^{232}Th et du ^{40}K (en Bq.kg^{-1}). Les indices de risque H_{ex} et H_{in} doivent être inférieurs à 1 mSv.an^{-1} , l'unité de la dose efficace annuelle due à la radioactivité dans les matériaux de construction.

2.5.1.3 Estimation de l'indice de niveau de radioactivité

Pour apprécier le niveau de dangerosité des radionucléides dans un corps humain exposé aux rayonnements gamma provenant des radionucléides dans le sol, il est généralement utilisé l'indice de niveau de radioactivité (*radioactivity level index*) I_γ . Il est important pour la qualité contrôle et la surveillance de la dose efficace externe des radiations gamma accumulées dans l'organisme,

de s'assurer que cet indice n'excède pas la valeur mondiale permise [14,76,77]. Pour cette étude, I_γ a été calculé à partir de la relation suivante :

$$I_\gamma = \frac{A_{Ra}}{150} + \frac{A_{Th}}{100} + \frac{A_K}{1500} \leq 1. \quad (2.34)$$

Pour $I_\gamma \leq 1$, le débit de dose est de $0,3 \text{ mSv.an}^{-1}$. $2 \leq I_\gamma \leq 6$ correspond à une dose de 1 mSv.an^{-1} . Par contre, les sols avec I_γ supérieur à 6 sont proscrits d'être utilisés comme matériaux de construction car correspondant aux doses plus grandes que celles permises (1 mSv.an^{-1}).

2.5.2 Risque radiologique spécifique à une exposition au radon : l'excès de risque absolu vie entière (LEAR)

Les études épidémiologiques réalisées sur des mineurs exposés au radon et sur l'exposition résidentielle du public au radon ont mis en évidence l'existence d'un risque du cancer du poumon après l'inhalation du radon et de ses produits de filiation [78, 79]. En effet, il s'agit du risque cumulé par un individu jusqu'à un âge donné. Habituellement, à moins d'indication contraire, la durée de vie considérée est de 90 ans comme dans les publications de la *CIPR*. L'estimation utilisée est l'excès de risque absolu vie entière (Lifetime Excess Absolute Risk ou LEAR en anglais), et correspond à la probabilité individuelle de décès par cancer du poumon attribuable à une exposition de 1 *WLM* (Working Level Month). Cet indicateur est à comparer à la probabilité spontanée de décès par cancer du poumon (Lifetime Baseline Risk en anglais), sur la même durée de vie. Il est exprimé en nombre de décès pour 10 000 personnes-années par *WLM*. Pour le radon, le scénario d'exposition considéré s'appuie sur une exposition constante de faible niveau d'exposition à 2 *WLM* par an de 18 à 64 ans, tel que proposé dans la publication 65 [80]. Ainsi, l'*UNSCEAR* et la *CIPR* recommandent la grandeur LEAR de 5.10^{-4} par *WLM* comme coefficient de probabilité d'attraper un cancer du poumon du fait de l'exposition au radon et de ses produits de filiation [8].

$$\text{Avec } 1\text{WLM} = 6.37 \times 10^5 / (F_{eq} \times Bq \times h/m^3)$$

Le risque LEAR est donné par :

$$LEAR = 5 \times 10^{-4} \times WLM^{-1} = 7,85 \times 10^{-10} \times (F_{eq} \times Bq \times h \times m^{-3})$$

Conclusion

Il était question dans ce chapitre, de présenter le matériel et les différentes méthodes utilisés pour déterminer les concentrations et évaluer les doses de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K relatives à l'exposition externe, et les concentrations et doses de radon, thoron et leurs descendants associés pour

l'exposition interne du public vivant en permanence dans la zone d'étude. Les résultats ainsi obtenus sont présentés dans le prochain chapitre.

Chapitre 3

Résultats et Discussion

Introduction

Dans ce chapitre, nous décrivons les résultats obtenus au cours de ce travail. Les données sont présentées de manière aussi concise que possible, le cas échéant sous forme de tableaux ou de figures. En cas de nécessité, ces résultats ainsi que leurs différentes significations sont interprétés et comparés, en référence aux travaux d'autres auteurs dans la littérature. La précision sur les résultats est discutée et les éventuelles limites des méthodes utilisées sont abordées.

3.1 Concentration des émetteurs γ .

3.1.1 Estimation de l'impact des radionucléides des matériaux de construction

La Figure 3.1 illustre la corrélation entre le débit de dose à l'intérieur et à l'extérieur de 276 habitations dans les vingt localités de la zone d'étude. En effet, il s'agit d'une droite affine de pente $R^2 = 0,87$ et le rapport entre D_{in} et D_{ex} est de 1,07. Cette valeur moyenne du rapport pour la zone entière est utilisée dans les calculs afin de prendre en compte, la contribution des radionucléides des matériaux de construction dans l'estimation de la dose efficace annuelle.

Cette valeur 1,07 est comprise entre 0,6 et 2,0 qui, sont les valeurs limites mondiales fixées par l'UNSCEAR [80].

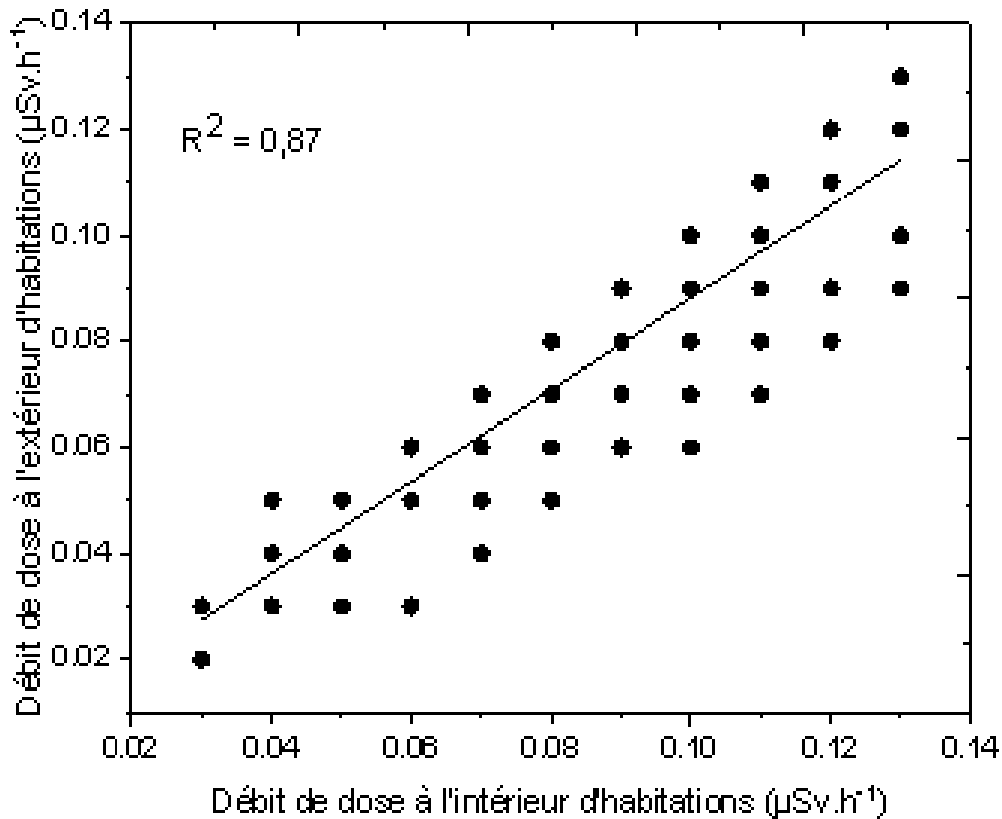


Figure 3.1 – Corrélation entre les débits de dose à l'intérieur et à l'extérieur des habitations de la zone investiguée.

3.1.2 Concentrations de la radioactivité naturelle dans le sol par spectrométrie γ *in-situ*

Le Tableau 3.1 présente les concentrations de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K mesurées à l'aide du détecteur NucScout dans les localités de Kossehone et Mokolo dans le Département du Mayo-Tsanaga à 1 mètre du sol. Elles variaient de 42 à 70 Bq.kg^{-1} avec une valeur moyenne de 60 Bq.kg^{-1} pour ^{226}Ra , de 104 à 145 Bq.kg^{-1} avec une valeur moyenne de 132 Bq.kg^{-1} pour ^{232}Th et, de 1360 à 1495 Bq.kg^{-1} avec une valeur moyenne de 1433 Bq.kg^{-1} pour ^{40}K . Plus de la moitié des sites échantillonnés dans le cadre de cette étude présentaient des concentrations en ^{226}Ra et ^{232}Th largement supérieures à 34 Bq.kg^{-1} et 47 Bq.kg^{-1} respectivement. Toutes ces valeurs sont supérieures aux valeurs moyennes mondiales correspondantes données par UNSCEAR [80]. Quant au ^{40}K , 100% des sites échantillonnés avaient plus de 3 fois les concentrations supérieures à 420 Bq.kg^{-1} ; valeur moyenne mondiale. D'une manière générale, les différentes localités de cette étude présentent des valeurs élevées de concentration en ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans presque

tous les points de la zone.

Tableau 3.1 – Concentrations (en $Bq.kg^{-1}$) de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U et débit de dose ambiante (en $\mu Sv.h^{-1}$) dans l'air à 1 m du sol dans le Département du Mayo-Tsanaga.

Coordonné GPS		^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	Débit de dose ambiante	point de mesure
10°44.2330	13°47.0330	54	128	1412	0,155	LYBIMOK
10°44.4000	13°46.6200	52	115	1395	0,147	C S Ouro Tada
10°44.2180	13°47.2100	42	104	1488	0,226	Mbikem
10°43.9100	13°47.2140	60	137	1420	0,174	Madama
10°44.2720	13°47.6510	65	140	1451	0,208	Haman Gawar
10°43.6380	13°47.8710	67	141	1465	0,203	Lycée Mofele
10°44.5130	13°47.8670	68	141	1466	0,215	EFA
10°44.5850	13°48.2830	70	136	1471	0,221	Marché Mok
10°44.2660	13°48.7360	55	116	1384	0,153	Hopital
10°44.0800	13°48.9140	69	145	1360	0,113	LYCLAMOK
10°44.4120	13°49.3680	58	133	1382	0,156	LYTECH
10°42.9140	13°38.5530	62	137	1406	0,206	Deli Paul
10°42.2990	13°37.2660	62	135	1493	0,236	Lycée Rhumzu
10°42.7110	13°37.9080	70	140	1495	0,245	Tchakatla
10°42.8440	13°38.2560	54	129	1376	0,185	EP Karantchi
10°42.8660	13°38.6010	56	134	1468	0,205	Feugal

Les valeurs élevées des concentrations des radionucléides primordiaux peuvent se justifier par le fait qu'une partie de la présente zone d'étude repose sur la syénite (Mayo-Kani). Quant au reste de la région d'étude, les sables, l'argile, le granite, le gneiss et la latérite sont en abondance. De manière spécifique, la présente zone d'étude est désertique ; d'où la présence abondante du sable. Ce sable provient certainement de la dégradation du granite et du gneiss qui, sont les constituants essentiels du socle-rocheux de la région. Dans la littérature, il est prouvé qu'il existe une forte corrélation entre la radioactivité et la roche [79, 81]. Certaines roches telles que la syénite, le granite, les argiles ont des teneurs parfois très élevées en uranium et en thorium [79].

De manière analogue, l'analyse de plusieurs échantillons de sol et roches ont également montré une forte concentration de l'uranium et du thorium dans les granites et les syénites, tandis qu'elles se sont révélées plus faibles dans les basaltes et très faibles dans les péridotites [79].

Tout ceci montre ainsi qu'il y a un lien fort entre la roche et la radioactivité d'une part et, la syénite, le granite, l'argile et les variations des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K d'autre part. Au vu des données ci-dessus, il en résulte que les concentrations élevées des radionucléides primordiaux dans le sol obtenues dans ce travail sont les conséquences directes de la structure minéralogique et géologique du sol et du sous-sol des Départements de : Diamaré, Mayo-Tsanaga, Mayo-Sava et du Mayo-Kani.

3.2 Exposition du public au radon, au thoron et à leurs descendants associés

Seules les habitations ayant les concentrations en radon, thoron et descendants du thoron supérieures à la limite de détection sont prises en compte dans ce travail.

3.2.1 Concentrations de radon dans le sol

Les résultats des mesures du ^{222}Rn dans le sol de la région de l'Extrême-Nord du Cameroun sont présentés dans le Tableau 3.2. Les concentrations de radon dans les gaz du sol variaient de 18,9 - 79,2 $kBq.m^{-3}$ dans la localité de Kossehonne, de 17,4 - 138,3 $kBq.m^{-3}$ à Mokolo, de 4,2 - 45,3 $kBq.m^{-3}$ à Maroua, de 7,2 - 24,3 $kBq.m^{-3}$ à Mora, de 1,2 - 14,7 $kBq.m^{-3}$ à Kaélé et de 24 - 57,3 $kBq.m^{-3}$ à Lara.

Tableau 3.2 – Concentrations (en $kBq.m^{-3}$) du radon dans le sol de la zone d'étude

Localité	N	Moyenne	SD	Méd	Min	Max
Maroua	18	12,3	10,8	8,1	4,2	45,3
Mokolo	24	60,9	35,1	54,3	17,4	138,3
Kossehonne	17	38,4	18,3	33,6	18,9	79,2
Mora	17	16,5	6	16,5	7,2	24,3
Kaélé	10	6,3	5,4	3,9	1,2	14,7
Lara	15	42	8,7	43,2	24	57,3
Etude complète	101	32,7	27,9	25,2	1,2	138,3

Leurs valeurs moyennes respectives étaient de 38 $kBq.m^{-3}$, 61 $kBq.m^{-3}$, 12 $kBq.m^{-3}$, 17 $kBq.m^{-3}$, 6 $kBq.m^{-3}$ et 42 $kBq.m^{-3}$. D'après la législation Suédoise, les localités dont les valeurs

moyennes sont supérieures à 40 kBq.m^{-3} présentent un risque élevé d'exposition au radon ainsi que ses effets indésirables sur la santé [79]. C'est le cas des localités de Mokolo (61 kBq.m^{-3}) dans le Département de Mayo Tsanaga et Lara dans le Département de Mayo Kani. Par ailleurs, plus de la moitié des points échantillonnés ont des concentrations supérieures ou égales à 25 kBq.m^{-3} ; une valeur inférieure à 40 kBq.m^{-3} , la valeur d'action fixée par législation Suédoise. En outre, 22% des points d'échantillonnage de la présente étude se situent dans les zones à faible risque de radon; c'est-à-dire une concentration inférieure à 10 kBq.m^{-3} [79]. 58% des points échantillonnés avaient une concentration de radon comprise entre 10 kBq.m^{-3} et 50 kBq.m^{-3} . Cet intervalle représente une zone de risque d'exposition moyen D'après le critère Suédois sur la concentration du radon dans le sol. Cependant, 20% des points d'échantillonnage sont dans les zones à risque élevé puisque leurs concentrations de radon dans les gaz du sol dépassent 50 kBq.m^{-3} . Les résultats du Tableau 3.2 montrent que la valeur minimale de la concentration de radon était observée dans la localité de Kaélé ($10^{\circ}60.2050\text{N}$; $14^{\circ}26.6540\text{E}$) dans le Département du Mayo-Kani ($1,2 \text{ kBq.m}^{-3}$) et la valeur maximale dans la localité de Mokolo ($10^{\circ}44.2180\text{N}$; $13^{\circ}47.2100\text{E}$) dans le Département du Mayo-Tsanaga ($138,3 \text{ kBq.m}^{-3}$). Les résultats obtenus dans la présente étude prouvent que le radon dans le sol varie d'un point à un autre. Cela peut être dû à la teneur en humidité des différents points du sol, à la concentration de ^{238}U et ^{226}Ra dans le sol et les roches. Les concentrations de radon dans l'air au-dessus des pores du sol augmentent avec la teneur en eau dans ces pores. Cela est dû aux relations d'équilibre entre les rapports du radon dans l'air et du radon dans l'eau qui, dépendent de la température. En d'autres termes, l'émanation de radon dans l'espace poreux augmente avec l'humidité [86]. En conséquence, la teneur en radon du pore est donc considérablement plus faible dans un sol sec que dans un sol humide [86]. Le Tableau 3.3 compare les résultats de la présente étude aux travaux menés ailleurs. Dans ce travail, les valeurs moyennes des concentrations de radon obtenues dans le sol sont élevées par rapport à celles de l'Arabie Saoudite, l'Inde, le Kosovo et le Nigeria.

La Figure 3.2 montre la distribution des concentrations de radon dans le sol des sites investigués de la région de l'Extrême-Nord, Cameroun. Les concentrations de radon dans le sol variaient entre $1,2$ et $138,3 \text{ kBq.m}^{-3}$. Les valeurs les plus élevées se trouvent dans les localités de Mokolo et Kossehonne dans le Département du Mayo-Tsanaga et Lara dans le Département du Mayo-Kani.

Tableau 3.3 – Comparaison des concentrations (en $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$) de radon dans les gaz du sol dans le présent travail avec celles rapportées par d'autres études

Localités et pays	Concentration du radon dans le sol		(References)
	intervalle	moyenne	
Islamabad, Pakistan	17,03 - 72,52	45,08	[87]
Budhakedar, TehriGarhwal, India	1,10 - 31,80	7,46	[88]
Hamirpur district, HP, India)	0,03 - 2,28	0,46	[89]
Al-Qassim, Saudi Arabia	0,03 - 0,04	-	[90]
Garhwal Himalaya, India	0,01 - 2,33	0,30	[91]
Sri Ganganagar district, Rajasthan, India	0,09 - 10,4	-	[92]
Chitradurga district, Karnataka, India	0,001 - 0,813	0,094	[93]
Bangalore University campus	7,13 - 9,59	8,70	[94]
Southwestern Nigeria University	0,04 - 190	14	[86]
Far-North Region, Cameroon	1,2 - 138,3	32,7	Présent travail

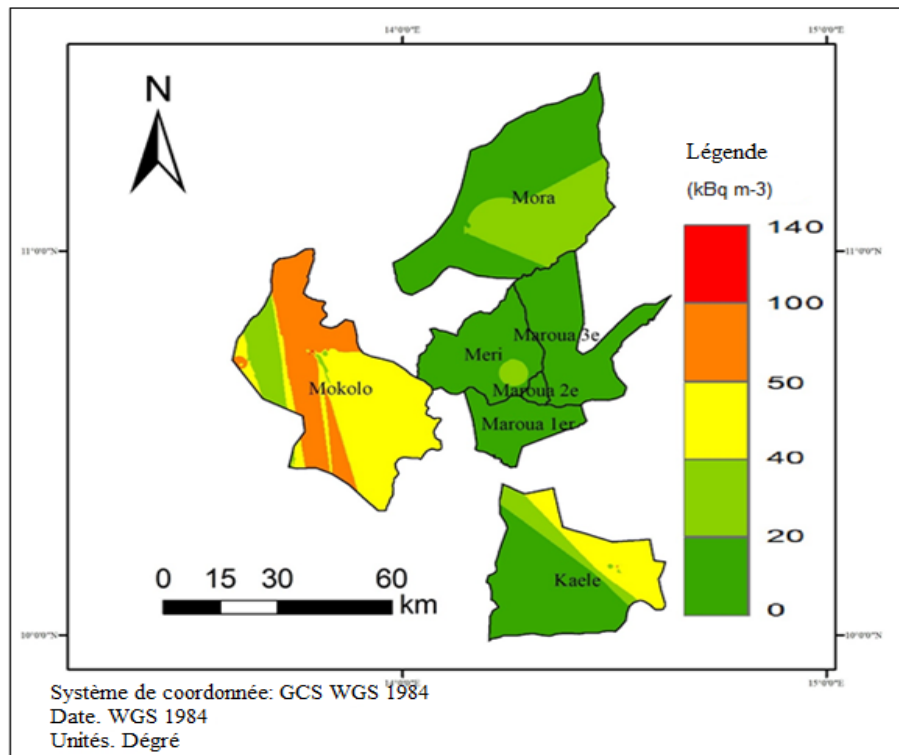


Figure 3.2 – Distribution des concentrations de radon dans le sol des sites investigués de la région de l’Extrême-Nord, Cameroun.

3.2.2 Concentrations de radon dans les habitations

3.2.2.1 Concentrations de ^{222}Rn à l’aide du détecteur de type RadonEye

À l’aide du RadonEye, les concentrations de radon ont été mesurées sur 24 heures dans 33 maisons de la zone d’étude. Elles variaient de 1 à 1312 Bq.m^{-3} . Les valeurs moyennes des concentrations de radon dans les différentes habitations étaient comprises entre 15 et 743 Bq.m^{-3} . Les valeurs les plus élevées ont été observées dans les habitations de la localité de Mokolo, Département du Mayo-Tsanaga. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par les détecteurs RADTRAK. De même, les valeurs les plus faibles ont été trouvées à Kaélé dans le département du Mayo-Kani. Ceci est également en accord avec les résultats donnés par le RADTRAK. Les différents résultats obtenus dans cette partie de l’étude confirment les précédents obtenus avec le Radtrak et MARKUS 10. Ceci justifie une fois de plus la corrélation entre les concentrations de radon dans l’air confiné des habitations, la structure géologique du site et le mode de vie des populations. Le niveau de ^{222}Rn pour les habitations est indiqué dans les Tableaux 3.4, 3.5 et 3.6. La plus petite valeur moyenne, estimée à 15 Bq.m^{-3} a été observée dans une habitation de Kaélé ($10^{\circ}9.9380\text{N}$; $14^{\circ}30.6530\text{E}$). Les valeurs minimales et maximales étaient 1 et 33 Bq.m^{-3}

respectivement avec pour limite de détection de 1 Bq.m^{-3} .

Tableau 3.4 – Concentrations du radon (en Bq.m^{-3}) dans les habitations du Département du Mayo-Tsanaga

Département	Localités	temps (h)	MA	SD	MG	GSD	Min	Med	Max
Mayo-Tsanaga	Mok 1	21	743	235	709	1	369	723	1312
	Mok 2	25	150	47	145	1	51	144	230
	Mok 3	21	137	36	133	1	97	125	225
	Mok 4	22	29	15	25	2	4	29	58
	Mok 5	25	148	105	114	2	37	98	335
	Mok 6	27	73	26	68	1	30	72	131
	Mok 7	23	208	113	183	2	92	145	457
	Mok 8	21	96	40	87	2	22	100	164
	Mok 9	40	97	36	91	1	37	90	197
	Mok 10	7	84	22	82	1	61	73	118
	Mok 11	24	248	131	222	2	114	209	553
	Mok 12	16	102	31	97	1	59	99	158

3.2.2.2 Concentrations de ^{222}Rn à l'aide des détecteurs de type RADTRAK

La Figure 3.3 montre la distribution du radon dans l'air confiné des habitations. Les concentrations de radon variaient entre 62 ± 26 - $310 \pm 50 \text{ Bq.m}^{-3}$ avec une valeur moyenne géométrique de $151(42) \text{ Bq.m}^{-3}$ et la valeur médiane 160 Bq.m^{-3} . Par rapport à la valeur moyenne mondiale de 45 Bq.m^{-3} donnée par *UNSCEAR*, la valeur moyenne obtenue dans ce travail est 3 fois plus élevée [86]. Par ailleurs, plus de la moitié des habitations a une concentration en radon supérieure à 160 Bq.m^{-3} .

La Figure 3.4 présente la distribution lognormal du radon dans les habitations de la région de l'extrême-Nord du Cameroun. On constate que 90% d'habitations ont des concentrations de radon supérieure à la valeur de référence de 100 Bq.m^{-3} recommandée par l'OMS [16]. De même, 74% d'habitations ont des concentrations supérieures à 148 Bq.m^{-3} , la valeur recommandée par l'US EPA (US Environmental protection Agence) [95] et 15% d'habitations révèlent un niveau de radon supérieur à la valeur de référence de 200 Bq.m^{-3} prescrite dans de nombreux pays de l'Union Européenne [96]. Seulement 1% d'habitations ont des concentrations de radon

Tableau 3.5 – Concentrations du radon (en $Bq.m^{-3}$) dans les habitations du Département du Diamaré

Département	Localités	temps (h)	MA	SD	MG	GSD	Min	Med	Max
Diamaré	Mra 1	18	119	61	103	2	34	85	205
	Mra 2	21	49	13	47	1	34	45	80
	Mra 3	11	29	8	28	1	17	30	43
	Mra 4	21	213	49	207	1	106	217	295
	Mra 5	22	23	8	31	1	11	22	37
	Mra 6	22	44	13	42	1	13	44	65
	Mra 7	22	27	11	25	2	4	26	49
	Mra 8	22	55	17	52	1	16	55	86
	Mra 9	13	39	9	38	1	22	37	51
	Mra 10	18	40	10	39	1	23	39	63
	Mra 11	9	36	10	35	1	20	39	49

Tableau 3.6 – Concentrations du radon (en $Bq.m^{-3}$) dans les habitations du Département du Mayo-Kani

Département	Localités	temps (h)	MA	SD	MG	GSD	Min	Med	Max
Mayo-Kani	Kae 1	17	15	10	10	3	1	14	33
	Kae 2	17	79	12	78	1	52	76	95
	Kae 3	14	22	7	21	2	5	23	33
	Kae 4	14	61	25	56	2	22	53	118
	Kae 5	18	612	48	610	1	480	631	660
	Kae6	10	67	19	65	1	47	63	104
	Kae7	17	49	10	48	1	32	51	69
	Kae8	14	21	15	16	2	2	15	49
	Kae 9	16	378	337	312	2	183	269	1557
	Kae 10	9	26	7	25	1	11	28	34

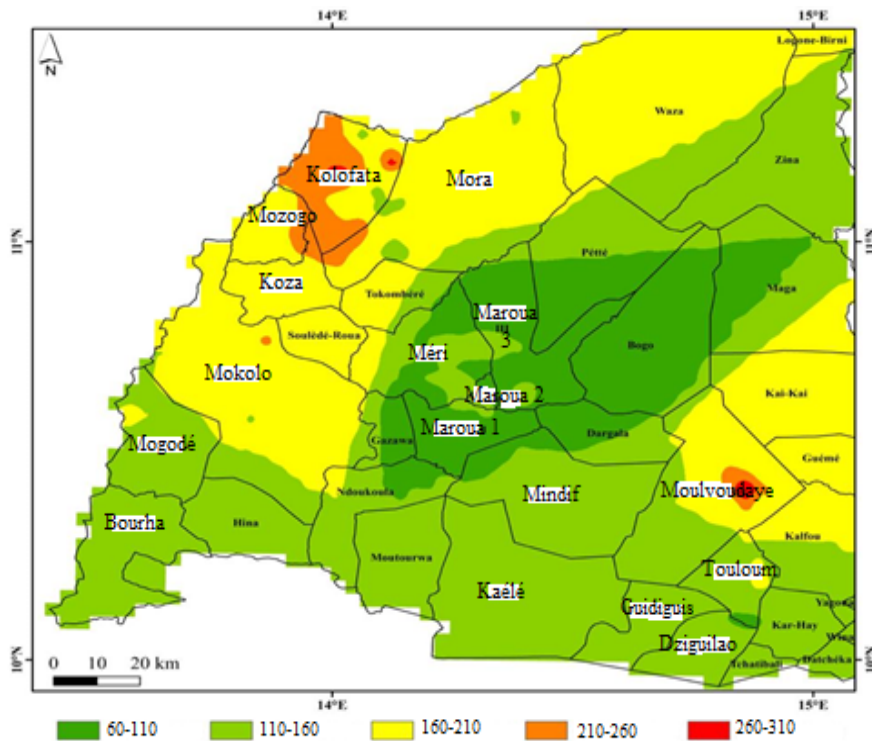


Figure 3.3 – Distribution des concentrations du ^{222}Rn dans les habitations de la zone d'étude dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.

supérieures à 300 Bq.m^{-3} ; la valeur de référence de UNSCEAR [79]. Le public du Département du Diamaré est moins exposé que celui des trois autres Départements (voir Figure 3.5 et 3.6). Ceci peut se justifier par le type d'architecture des habitations. Car les maisons sont en majorité construites en parpaing et crépies, le sol est dallé ou carrelé. Les concentrations de radon dans le Diamaré varient entre $62 \pm 26 - 180 \pm 40 \text{ Bq.m}^{-3}$ avec une moyenne géométrique de $101(28) \text{ Bq.m}^{-3}$. Cette valeur moyenne est supérieure à la valeur de référence de 100 Bq.m^{-3} recommandée par l'OMS [16].

La Figure 3.6 illustre les concentrations de radon dans les différents Départements. Ces concentrations variaient entre 100 ± 30 et $310 \pm 50 \text{ Bq.m}^{-3}$ avec une valeur moyenne géométrique de $149(30) \text{ Bq.m}^{-3}$ dans le département du Mayo-Kani, de 120 ± 40 à $280 \pm 50 \text{ Bq.m}^{-3}$ avec une valeur moyenne géométrique $165(30) \text{ Bq.m}^{-3}$ dans le département de Mayo-Sava, et de 120 ± 40 à $300 \pm 50 \text{ Bq.m}^{-3}$ avec une moyenne géométrique de $184(36) \text{ Bq.m}^{-3}$ dans le Département de Mayo-Tsanaga. Dans la présente étude, aucune habitation n'a une concentration inférieure à 100 Bq.m^{-3} , la valeur de référence de l'OMS. Ceci peut s'expliquer par la manière dont les habitations sont construites et utilisées. Les résultats des mesures des concentrations de radon dans les habitations obtenues dans ce travail sont en parfait accord avec la littérature. Car ils constituent la preuve qu'il y a effectivement une forte corrélation entre la concentration du radon

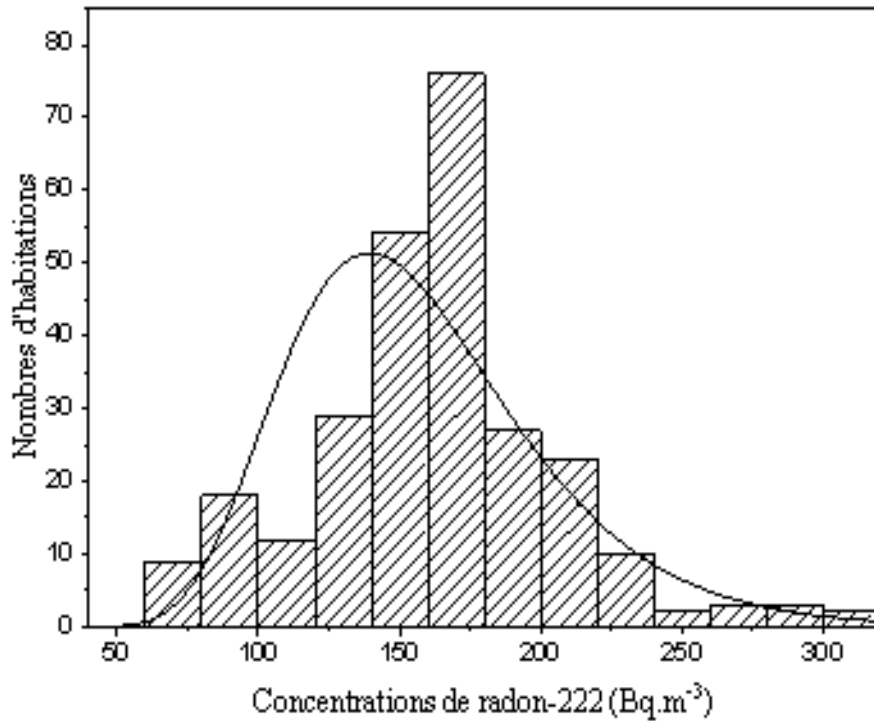


Figure 3.4 – Distribution Lognormal des concentrations du ^{222}Rn de toute la zone d'étude dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.

dans une habitation, le matériau de construction, le type d'architecture et le mode d'utilisation de l'habitation [19]. En effet, la plupart des habitations de la présente zone d'étude sont construites en pierres, argile, briques de terre et en terre battue. Dans les différents sites, les habitations dont les fenêtres étaient régulièrement fermées ou inexistantes avaient des concentrations les plus élevées, comparées aux autres. Les résultats similaires étaient aussi observés dans les habitations totalement construites en argile ou en terre et dont le sol et les murs présentaient parfois des fissures. Curieusement, la valeur de la concentration de radon la plus élevée de la région était localisée dans une habitation dont le sol est cimenté et carrelé, les murs crépis; une habitation moderne de la localité de Lara dans le département de Mayo-Kani. En pratique, cette habitation abrite des gens en permanence et est régulièrement fermée. Il n'y a certainement pas un véritable échange d'air entre l'extérieur et l'intérieur; ce qui favorise l'accumulation du radon. Cette façon d'utiliser une habitation peut justifier cette concentration accrue du radon. Par ailleurs, la littérature montre qu'il y a les éléments radioactifs tels que ^{238}U et ^{232}Th aux teneurs élevées dans certaines roches comme le granite. La teneur de ces éléments radioactifs varie également dans certaines roches utilisées comme matériaux de construction dans la région [19]. Or le radon provient de la désintégration de ^{238}U et ^{232}Th . L'habitation qui a la concentration la plus élevée (310 Bq.m^{-3}) dans ce travail est construite au pied d'une grande montagne dont la roche

principale est le granite. Cette concentration accrue du radon peut aussi trouver son origine dans la présence de ce granite au voisinage de l’habitation. D’une manière générale, le sol sur lequel sont construites les habitations investiguées dans la présente étude regorge des roches susceptibles de contenir des éléments radioactifs tels qu’il a été présenté dans la littérature. Par ailleurs, ce sol est utilisé comme principal matériau de construction des habitations dans toute la région. Par conséquent, il est aussi responsable des valeurs élevées des concentrations de radon dans ces différentes habitations. Mais pour beaucoup plus de certitudes, il est prudent de faire une autre mesure de radon dans les habitations ayant révélé les concentrations en radon les plus élevées.

Tableau 3.7 – Concentrations du radon (en $Bq.m^{-3}$) dans les habitations.

Paramètres statistiques	Diamaré	Mayo-Kani	Mayo-Sava	Mayo-Tsanaga	Toute la zone d’étude
Min- Max	62 - 180	100 - 310	120 - 280	120 - 300	62 - 310
MG (GSD)	101 (27)	149 (30)	165 (30)	184 (36)	151 (42)
MEDIANE	97	150	160	180	160
N	50	86	51	89	276

La Figure 3.5 compare les concentrations de ^{222}Rn mesurées à l’aide des détecteurs de type RADTRAK dans les habitations des quatre Départements de la région d’étude. Le Département de Diamaré qui est Maroua présente la plus petites concentrations avec la valeur moyenne plus petite également, peut-être justifié par la qualité de construction et la ventilation de la pièce. La valeur moyenne la plus élevé était observée dans le Département du Mayo-Tsanaga. Ces valeurs moyennes élevées peuvent également se justifier par la manière dont les habitations sont utilisées car les portes et les fenêtres sont toujours fermées.

3.2.2.3 Concentrations de radon et de thoron à l’aide des détecteurs de type RADUET

Dans cette partie de notre étude, nous présentons les résultats des mesures obtenus simultanément avec les détecteurs de type RADUET (pour la mesure simultanée de radon et de thoron).

Les concentrations du radon et du thoron sont déterminées dans 40 habitations de la zone investiguée. Les principaux résultats sont présentés dans le Tableau 3.8.

Les concentrations du radon et du thoron mesurées sur le terrain sont réparties de manière asymétrique. Cela s’explique par le fait que les faibles valeurs sont beaucoup plus nombreuses

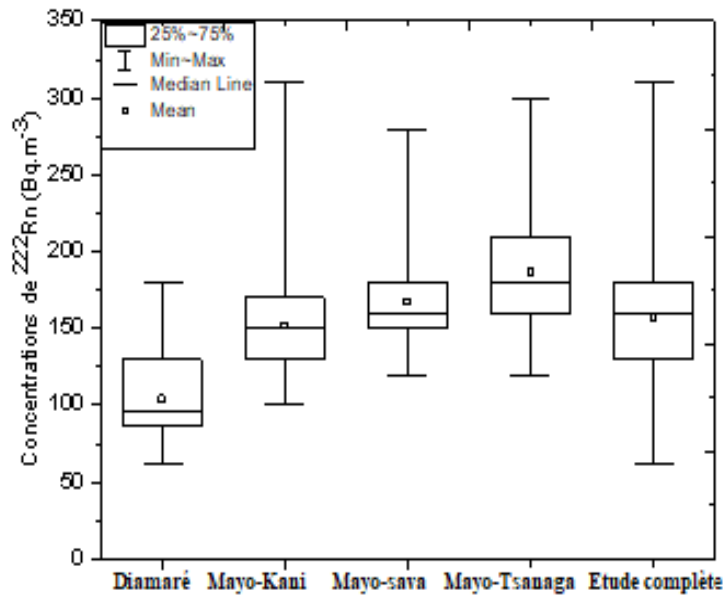


Figure 3.5 – Comparaison des concentrations de ^{222}Rn dans les habitations des différentes localités de la zone d'étude dans l'Extrême-Nord, Cameroun.

Tableau 3.8 – Concentrations (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) de ^{222}Rn et de ^{220}Rn dans les habitations de Kossehonne et de Mokolo dans le Département du Mayo-Tsanaga

Localité	N	Radionuclide	MA \pm SD	MG (GSD)	Méd	Min - Max
Kossehonne	16	^{222}Rn	33 ± 20	28(20)	31	13 - 73
	16	^{220}Rn	120 ± 100	84 (100)	90	14 - 357
Mokolo	24	^{222}Rn	47 ± 30	37 (30)	39	18 - 125
	24	^{220}Rn	110 ± 80	89 (80)	83	26 - 284
Toute la zone d'étude	40	^{222}Rn	40 ± 20	35 (20)	33	13 - 125
	40	^{220}Rn	111 ± 90	83 (90)	89	14 - 357

que les grandes. En effet, cette distribution des mesures était attendue dans cette étude car elle concerne les résultats d'un échantillonnage ponctuel (courte durée) [97].

Dans le Tableau 3.8, les concentrations de radon variaient de 13 à 125 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ avec une moyenne arithmétique de $40 \pm 20 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ et géométrique de 35(20). Cette valeur moyenne très inférieure à 300 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, la valeur de référence recommandée par la Commission Internationale de

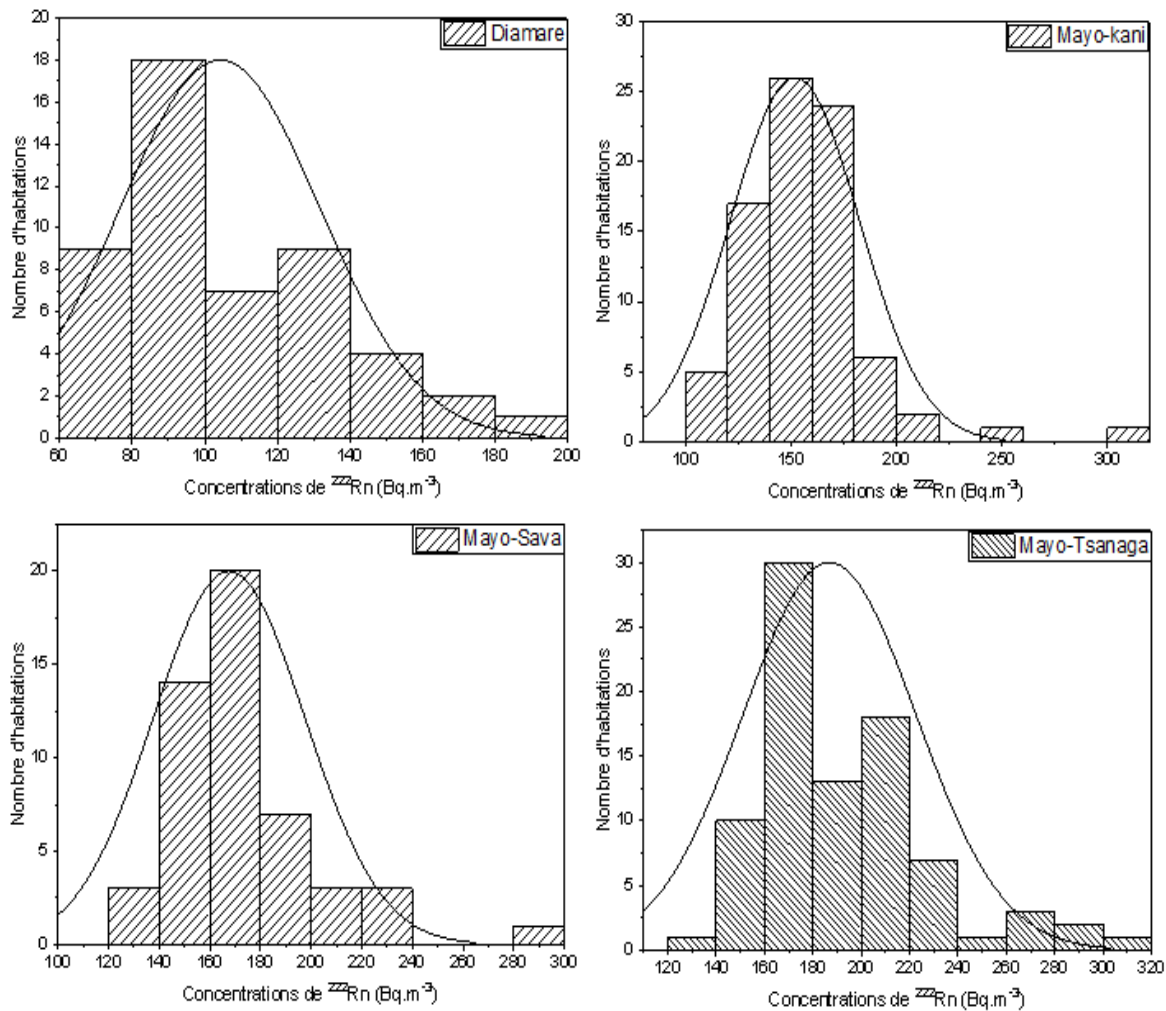


Figure 3.6 – Distribution lognormal des concentrations du ^{222}Rn dans les habitations des Départements du Diamaré, Mayo-Kani, Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.

Protection Radiologique [18] et l'Agence Internationale de l'Energie Atomique [75]. En effet, aucune habitation sur les 40 surveillées avait une concentration de radon supérieure à 300 Bq.m^{-3} . De plus, une seule des habitations avait une concentration de radon supérieure à 100 Bq.m^{-3} , la valeur de référence recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé [17]. Pour le thoron, la valeur moyenne mondiale est fixée à 10 Bq.m^{-3} [16]. Dans la présente étude, les concentrations de thoron varient entre 14 et 357 Bq.m^{-3} avec une valeur moyenne de 111 Bq.m^{-3} . Ces concentrations dépassaient 100 Bq.m^{-3} dans 25% habitations, tandis que 5% avaient une concentration supérieure à 300 Bq.m^{-3} . Par ailleurs, aucune corrélation véritable n'existe entre les concentrations de radon et celles de thoron dans les habitations. Il convient aussi de noter que le niveau de référence de 100 Bq.m^{-3} n'est valable que pour le radon ; aucune valeur de référence

n'a encore été définie pour le thoron. Aucune maison n'avait une concentration inférieure à la valeur moyenne mondiale. Il est donc urgent de définir des niveaux d'action pour le thoron au niveau international.

3.2.2.4 Concentrations des descendants du thoron à l'aide des moniteurs des descendants du thoron

Les concentrations des descendants du thoron (EETC) ont été déterminés par les mesures directes issues des moniteurs des descendants du thoron déployés sur le site dans 40 habitations. La concentration équivalente de thoron à l'équilibre (EETC) variaient de 1 à 35 $Bq.m^{-3}$ avec une moyenne arithmétique de $12 \pm 8 Bq.m^{-3}$, géométrique de 9(8) et la médiane de 10 $Bq.m^{-3}$. Ces valeurs moyennes sont environ 20 fois supérieures à 0,5 $Bq.m^{-3}$, la valeur moyenne mondiale [16]. Aucune habitation sur 40 n'a une concentration inférieure à la valeur moyenne mondiale indiquée ci-dessus. La moyenne et la valeur maximale de la concentration sont élevées. Toutefois, la valeur maximale n'est pas complètement éloignée des autres valeurs de la distribution. La distribution de fréquence des concentrations de radon, de thoron et de produits de filiation dans les 40 habitations de la zone étudiée est présentée dans le Tableau 3.9.

Tableau 3.9 – Concentrations (en $Bq.m^{-3}$) des descendants du thoron dans les habitations de Kossehone et de Mokolo dans le Département du Mayo-Tsanaga

Localité	N	Radionuclide	MA \pm SD	MG(GSD)	Méd	Min - Max
Kossehone	16	EETC	19 ± 10	15(10)	19	2 - 35
Mokolo	24	EETC	8 ± 4	6(4)	6	1 - 13
Toute la zone d'étude	40	EETC	12 ± 8	9(8)	10	1 - 35

3.2.2.5 Facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants (F_{Tn})

D'après l'UNSCEAR, le F_{Tn} est estimé à 0,02 [10]. Le F_{Tn} varie considérablement en fonction du type d'architecture des habitations et des saisons [19]. Dans le Tableau 3.10, dans les habitations de la présente zone d'étude, F_{Tn} variait de 0,02 à 0,44 avec une valeur moyenne arithmétique et géométrique de 0,14 et 0,11 respectivement. Les valeurs du F_{Tn} obtenues expérimentalement dans la présente étude sont supérieures à 0,02 la valeur fixée par l'UNSCEAR. La valeur moyenne dans la présente zone d'étude est 7 fois supérieure à la valeur fixée par UNSCEAR.

3.2.2.6 Corrélations entre les concentrations de radon dans le sol et l'air confiné des habitations

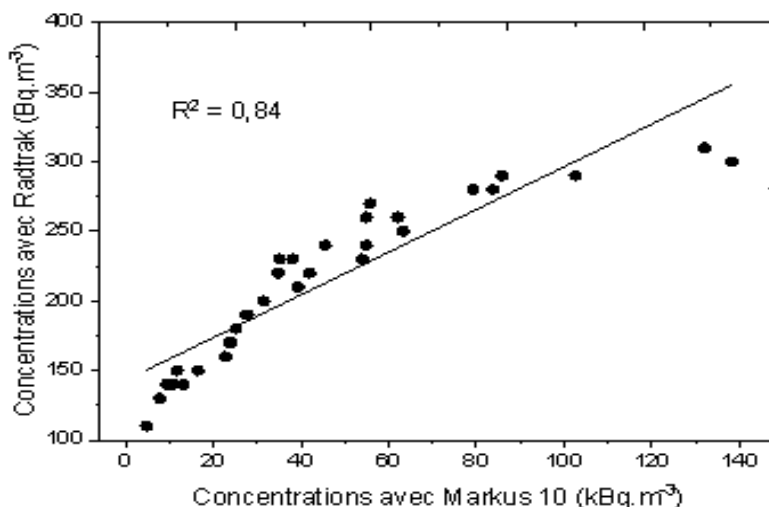


Figure 3.7 – Corrélation entre les concentrations de ^{222}Rn obtenues dans le sol par le détecteur de type Markus 10 et celles des habitations mesurées à l'aide des détecteurs de type RADTRAK

Un total de 33 habitations de la région étudiée a permis de collecter à la fois les concentrations de radon dans les habitations avec les détecteurs de type Radtrak et RadonEyes et, dans le sol au voisinage extérieur de ces habitations avec le détecteur de type Markus 10. Une corrélation entre ces concentrations de radon à l'intérieur des habitations est déterminée d'une part, et les corrélations entre les concentrations de radon dans le sol et celles mesurées à l'intérieur des habitations sont déterminées d'autre part. La Figure 3.7 montre les courbes de régression linéaire obtenues entre les concentrations de radon dans le sol et celles mesurées dans les habitations avec *Radtrak*² et la Figure 3.8 montre les courbes de régression linéaire obtenues entre les concentrations de radon dans le sol et celles mesurées dans les habitations avec RadonEyes. Un coefficient de régression linéaire de 0,86 et 0,84 respectivement a été déterminé pour chaque cas. Ceux-ci montrent une forte corrélation entre les concentrations de radon dans le sol et celles

Tableau 3.10 – Facteur d'équilibre entre le thoron et ses descendants dans la zone d'étude

Paramètre	N	Moyenne	SD	Médiane	Min - Max
F_{Tn}	40	0,14	0,10	0,12	0,02 - 0,44

dans les habitations. Ainsi, la mesure des concentrations de radon dans le sol pourrait prédire efficacement celles des habitations. La teneur du radon dans les gaz du sol est fonction de plusieurs paramètres dus aux caractéristiques géologiques [19] et aux contraintes atmosphériques. En d'autres termes, l'accumulation du radon dans les habitations est fonction de la variation saisonnière, du type d'architecture (nature des matériaux de construction), de la ventilation et même de l'usage de l'habitation [7].

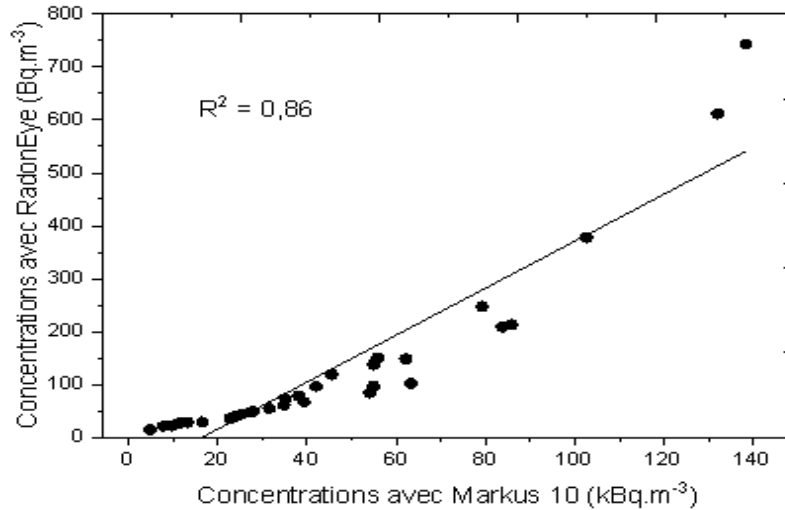


Figure 3.8 – Corrélation entre les concentrations de ²²²Rn obtenues dans le sol par le détecteur de type Markus 10 et celles des habitations mesurées à l'aide des détecteurs de type RadonEye

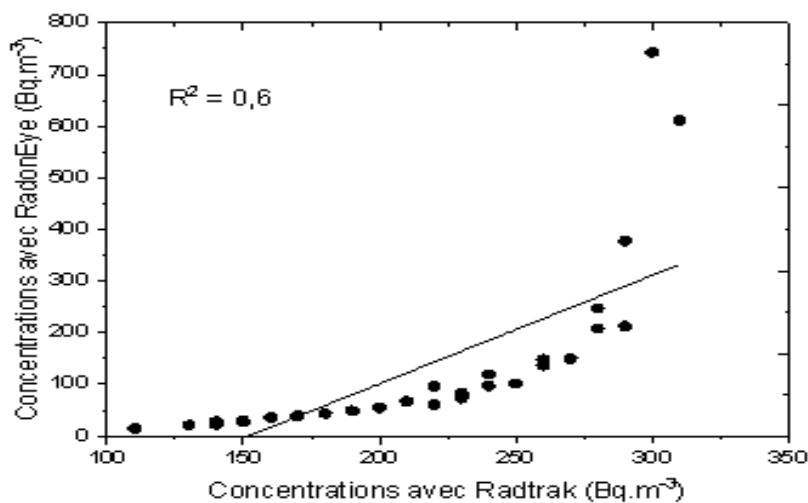


Figure 3.9 – Corrélation entre les concentrations de ²²²Rn obtenues dans les habitations par les détecteurs de type RADTRAK et le RadonEye

La Figure 3.9 montre la corrélation qui existe entre les concentrations de radon mesurées à l'intérieur des habitations utilisant un détecteur de Radtrak et celles obtenues à l'aide d'un détecteur de type RadonEye. Il s'agit d'une corrélation positive d'intensité moyenne avec un coefficient de corrélation linéaire de 0.60. Cette corrélation pourrait être plus importante si les mesures avaient la même durée. Or dans la présente étude, la mesure du radon utilisant les détecteurs de type Radtrak étaient faites pendant 90 jours tandis qu'avec le détecteur RadonEye, la mesure dans une habitation durait 24 heures ; soit une journée seulement. Dans une habitation, la mesure de radon par le biais de RadonEye peut être une alternative à la mesure de radon utilisant le Radtrak si sa durée est assez longue. La structure géologique de la région [19], le climat, le mode de vie des populations et d'utilisation des habitations peuvent bien justifier les écarts entre les différentes mesures des concentrations de radon obtenues dans la présente étude.

3.2.3 Dose efficace par irradiation externe

3.2.3.1 Distribution du débit de dose dans l'air à 1 m du sol *in-situ*

Tableau 3.11 – Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K , du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol et de la dose efficace annuelle de toute la zone d'étude. La valeur moyenne mondiale est donnée par l'*UNSCEAR* [92].

	Concentration (Bq.kg^{-1})			D_a (nGy.h^{-1})			Totale	E_{ext} (mSv.an^{-1})
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	^{40}K		
MA	60	132	1433	28	80	60	167	1,295
MG	60	131	1432	28	79	60	167	1,269
Méd	61	135	1436	28	82	60	170	1,387
Min	42	104	1360	19	63	57	144	0,768
Max	70	145	1495	32	88	62	179	1,666
<i>UNSCEAR</i>	33	45	420	-	-	-	-	0,5

Le Tableau 3.11 présente les variations de la dose efficace par irradiation externe obtenue pour l'ensemble des quatre Départements de la zone d'étude. Elle variait entre $0,18 \text{ mSv.an}^{-1}$ et $1,14 \text{ mSv.an}^{-1}$ avec des valeurs moyennes arithmétiques et géométriques de $0,64 \text{ mSv.an}^{-1}$ et $0,61 \text{ mSv.an}^{-1}$ respectivement. Ces valeurs moyennes sont supérieures à $0,5 \text{ mSv.an}^{-1}$, la valeur donnée par *UNSCEAR*. La dose efficace dans la moitié des habitations est supérieure ou égale à $0,7 \text{ mSv.an}^{-1}$. La Figure 3.10 compare les débits de dose équivalente ambiante à 1 mètre du

sol à l'intérieur et à l'extérieur des habitations. Il variait entre 0,03 - 0,14 $\mu Sv.an^{-1}$ à l'intérieur des habitations et 0,02 - 0,14 $\mu Sv.an^{-1}$ à l'extérieur. Leurs valeurs moyennes géométriques respectives sont de 0,08 et 0,07 $\mu Sv.h^{-1}$; et les valeurs médianes sont égales à 0,08 et 0,07 $\mu Sv.h^{-1}$ respectivement. Toutes ces valeurs sont supérieures à la valeur moyenne mondiale de 0,05 $mSv.an^{-1}$ fixée par CIPR (voir Tableau 3.13). La moitié des habitations ont un débit de dose équivalente ambiante supérieure ou égale à 0,08 $mSv.an^{-1}$ à l'intérieur des habitations. Des résultats ci-dessus, il en résulte que l'exposition des membres du public aux sources radioactives naturelles externes est élevée dans la zone d'étude. Il est donc nécessaire que les mesures de radioprotection relatives à la sensibilisation soient prises. S'agissant du débit de dose ambiant mesuré à l'aide du NucScout dans deux localités du département du Mayo-Tsanaga, la dose ambiante variait de 0,99 à 2,15 $mSv.an^{-1}$ avec une valeur moyenne de 1,67 $mSv.an^{-1}$ une valeur moyenne largement supérieure à sa correspondance mondiale qui est 0,5 $mSv.an^{-1}$ fixé par CIPR.

3.2.3.2 Dose efficace annuelle en spectrométrie γ

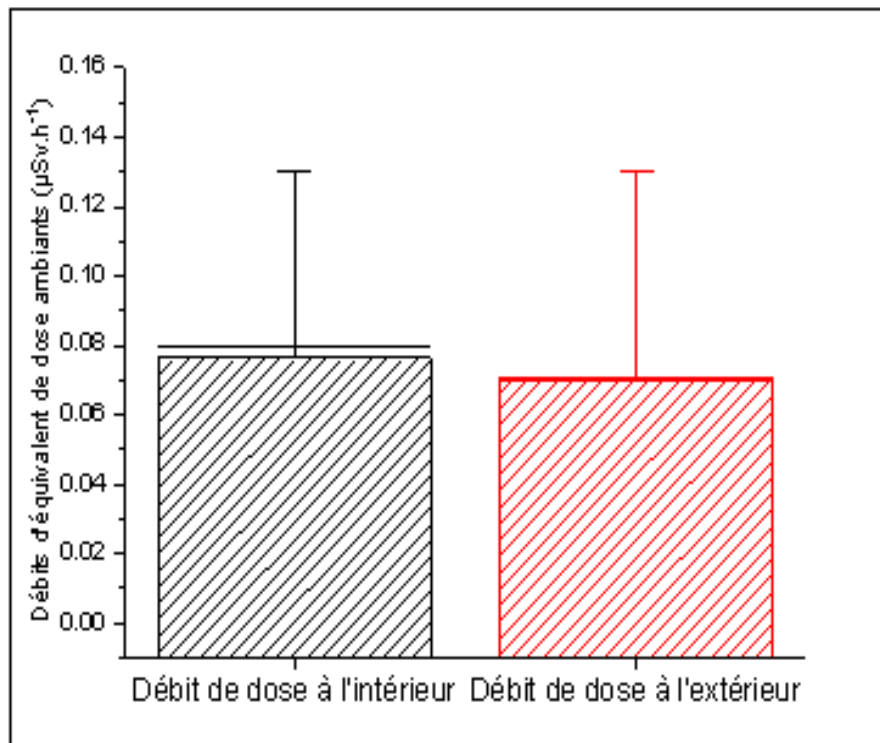


Figure 3.10 – Débits de dose équivalents ambiants à l'extérieur et à l'intérieur des habitations de la zone d'étude dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun.

Les doses efficaces (E_{ext}) dans les localités investiguées de la zone d'étude sont indiquées dans le Tableau 3.11 ci-dessus. Ces résultats sont comparés à la valeur mondiale donnée par

UNSEAR . Ces doses efficaces sont obtenues en multipliant les concentrations des radionucléides de chaque point par leurs coefficients de conversion de dose spécifiques. La dose de toute la zone d'étude était égale à la valeur moyenne de la dose des localités investiguées ci-dessus.

Les valeurs de toute la zone d'étude variaient de 0,77 à 1,67 $mSv.an^{-1}$ avec une valeur moyenne de 1,27 $mSv.an^{-1}$. Cette valeur est supérieure à la valeur moyenne mondiale de 0,5 $mSv.an^{-1}$ [7]. Comparée à d'autres études menées au Cameroun, la dose efficace annuelle obtenue dans ce travail est supérieure à 0,33 $mSv.an^{-1}$, 0,6 $mSv.an^{-1}$; 0,41 $mSv.an^{-1}$ et 0,42 $mSv.an^{-1}$ respectivement obtenues sur l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi par Bineng et al. [19], à Poli par Saïdou et al. [18], à Awanda, Ngombas et Bikoué par Ele Abiama et al. [17] et à Douala par Takoukam Soh et al. [20].

Les doses efficaces (E_{ext}) des localités investiguées de la zone d'étude sont indiquées dans le Tableau 3.12. Ces résultats sont comparés à ceux obtenus ailleurs. Ces doses efficaces sont obtenues en multipliant les concentrations des radionucléides de chaque point par leurs coefficients de conversion de dose spécifiques. La dose de toute la zone d'étude est égale à la valeur moyenne de la dose des localités ci-dessus.

Les valeurs de toute la zone d'étude varient de 0,36 à 2,28 $mSv.an^{-1}$ avec une moyenne de $1,18 \pm 0,50 mSv.an^{-1}$. Cette valeur est supérieure à la valeur moyenne mondiale de 0,5 $mSv.an^{-1}$ [7]. Comparée à d'autres études menées au Cameroun, la dose efficace annuelle obtenue dans ce travail est supérieure à 0,6 $mSv.an^{-1}$; 0,41 $mSv.an^{-1}$, 0,42 $mSv.an^{-1}$ et $0,33 \pm 0,01 mSv/an$ respectivement déterminées à Poli par Saïdou et al. [6], à Awanda, Ngombas et Bikoué par Ele Abiama et al. [2], à Douala par Takoukam Soh et al. [14] et sur l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi par Bineng et al [19].

La Figure 3.10 montre la différence entre le débit d'équivalent de dose ambiante à l'intérieur et à l'extérieur des habitations de la zone d'étude. On constate que le débit d'équivalent de dose ambiante est légèrement supérieur à l'intérieur d'une pièce qu'à l'extérieur. Cette différence peut s'expliquer par le fait que les radionucléides sont enfermés.

3.2.4 Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés

Le Tableau 3.13 présente les doses efficaces par inhalation du radon, du thoron et leurs descendants associés évaluées à partir des mesures des concentrations à l'aide des détecteurs de type RADUET dans deux localités du département du Mayo-Tsanaga. Ces résultats montrent que la dose des descendants du thoron variaient de 0,51 $mSv.an^{-1}$ à 7,44 $mSv.an^{-1}$ et de 0,76 $mSv.an^{-1}$ à 8,36 $mSv.an^{-1}$ avec pour valeur moyenne de de 3,28 (2,02) $mSv.an^{-1}$ et 2,58 (2,30)

Tableau 3.12 – Dose efficace par irradiation externe (en $mSv.an^{-1}$) pour les membres du public dans la Région de la zone d'étude

Localités	Paramètres statistiques	A l'inter- ieure des habitations	A l'exte- rieure des habitations	Totale
Diamaré	Intervalle	0,61 - 0,88	0,44 - 0,79	1,05 - 1,67
	MG(GSD)	0,71(0,08)	0,60(0,07)	1,31(0,15)
	Médiane	0,7	0,61	1,31
	N	50	50	50
Mayo-Kani	Intervalle	0,18 - 0,96	0,18 - 0,96	0,36 - 1,92
	MG(GSD)	0,39(0,19)	0,37(0,17)	0,76(0,37)
	Médiane	0,35	0,35	0,70
	N	86	86	86
Mayo-Sava	Intervalle	0,44 - 1,14	0,35 - 1,05	0,79 - 2,19
	MG(GSD)	0,72(0,18)	0,70(0,17)	1,42(0,35)
	Médiane	0,70	0,70	1,58
	N	51	51	51
Mayo-Tsanaga	Intervalle	0,53 - 1,14	0,44 - 1,14	0,97 - 2,28
	MG(GSD)	0,82(0,15)	0,77(0,18)	1,59(0,33)
	Médiane	0,70	0,70	1,58
	N	89	89	89
Etude complète	Intervalle	0,18 - 1,14	0,18 - 1,14	0,36 - 2,28
	MG(GSD)	0,61(0,25)	0,57(0,25)	1,18(0,50)
	Médiane	0,70	0,61	1,31
	N	276	276	276

Tableau 3.13 – Dose efficace par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés (en mSv.an⁻¹) par localité : Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv.an⁻¹) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv.an⁻¹) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv.an⁻¹) [10].

Localités	Dose efficace	AM ± SD	GM (GSD)	Médiane	Min - Max
Kossehone	D_{Rn}	0,03 ± 0,02	0,03 (0,02)	0,03	0,01 - 0,07
	D_{RnP}	0,61 ± 0,30	0,55 (0,30)	0,59	0,25 - 1,38
	D_{Tn}	0,07 ± 0,06	0,05 (0,06)	0,05	0,01 - 0,20
	D_{TnP}	3,69 ± 2,10	3,28 (2,00)	4,03	0,51 - 7,44
Mokolo	D_{Rn}	0,04 ± 0,02	0,03 (0,02)	0,03	0,02 - 0,11
	D_{RnP}	0,80 ± 0,50	0,70 (0,50)	0,74	0,33 - 2,37
	D_{Tn}	0,06 ± 0,05	0,05 (0,05)	0,05	0,02 - 0,16
	D_{TnP}	3,23 ± 2,40	2,58 (2,30)	2,44	0,76 - 8,36

mSv.an⁻¹ dans les localités de Kossehone et de Mokolo respectivement. Pour le radon et le thoron, les doses efficaces variaient de 0,01 à 0,07 mSv.an⁻¹ et de 0,01 à 0,20 mSv.an⁻¹ avec pour valeur moyenne de 0,03 (0,02) mSv.an⁻¹ et de 0,05 (0,06) mSv.an⁻¹ respectivement pour la localité de Kossehone. La localité de Mokolo quand à elle avait des débits d'équivalent de dose ambiante qui variaient de 0,02 à 0,11 mSv.an⁻¹ et de 0,02 à 0,16 mSv.an⁻¹ avec pour valeur moyenne 0,03 (0,02) mSv.an⁻¹ et 0,05 (0,05) mSv.an⁻¹ de radon et de thoron respectivement.

Tableau 3.14 – Dose efficace totale par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés de la zone investiguée : Valeur moyenne mondiale de la dose efficace par irradiation interne (1,26 mSv.an⁻¹) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au radon (1,15 mSv.an⁻¹) ; valeur moyenne mondiale de la dose efficace due au thoron (0,11 mSv.an⁻¹) [10].

Localités	D_{Rn} et D_{RnP}	D_{Tn} et D_{TnP}	Dose efficace totale
Kossehone	0,58 (0,30)	3,33 (2,10)	3,91 (2,40)
Mokolo	0,73 (0,50)	2,63 (2,40)	3,36 (2,90)
Toute la zone	1,31 (0,90)	5,96 (4,50)	7,27 (5,30)

Le Tableau 3.14 présente les doses efficaces totales par inhalation du radon, du thoron et de leurs descendants associés de toute la zone investiguées évaluées à partir des mesures des concentrations à l'aide des détecteurs de type RADUET. Les valeurs moyennes étaient de 1, 31 (0,90) $mSv.an^{-1}$ et de 5,96 (4,50) $mSv.an^{-1}$ respectivement le radon et ses descendants et le thoron et ses descendants. La valeur moyenne totale était de 7,27 (5,30) $mSv.an^{-1}$ pour toute la zone et pour toust le radon et ses descendants.

Tableau 3.15 – Dose efficace (en $mSv.an^{-1}$) par inhalation au ^{222}Rn à l'aide des Détecteurs de type RADTRAK pour les membres du public dans la Région de l'Extrême-Nord

Localité	N	MG(GSD)	Méd	Min - Max
Diamaré	50	1,91 (0,50)	1,84	1,17 - 3,40
Mayo-Kani	86	2,82 (0,60)	2,87	1,89 - 5,86
Mayo-Sava	51	3,12 (0,60)	3,03	2,27 - 5,30
Mayo-Tsanaga	89	3,48 (0,70)	3,41	2,27 - 5,68
Toute la zone d'étude	276	2,86 (0,80)	3,03	1,17 - 5,86

Le Tableau 3.15 présente les résultats de l'évaluation de la dose efficace par inhalation du radon dans la région de l'Extrême-Nord, au Cameroun. Pour ce faire, nous avons considéré 60% du temps passé à l'intérieur et 40% à l'extérieur [6]. Cette dose varie entre 1,17 et 5,86 $mSv.an^{-1}$ avec une valeur moyenne de $2,86 \pm 0,80 mSv.an^{-1}$; ce qui est deux fois plus élevé que la valeur moyenne mondiale de $1,26 mSv.an^{-1}$ donnée par l'UNSCEAR. Dans les localités de Diamaré, Mayo-Kani, Mayo Sava, et Mayo-Tsanaga, les doses ont varié respectivement entre $1,17 - 3,41 mSv.an^{-1}$, $1,89 - 5,86 mSv.an^{-1}$, $2,27 - 5,31 mSv.an^{-1}$, et $2,27 - 5,68 mSv.an^{-1}$; leurs valeurs moyennes correspondantes étaient respectivement de $1,91 \pm 0,50 mSv.an^{-1}$, $2,82 \pm 0,60 mSv.an^{-1}$, $3,12 \pm 0,60 mSv.an^{-1}$, et $3,48 \pm 0,70 mSv.an^{-1}$. Ces valeurs moyennes sont supérieures aux valeurs mondiales correspondantes [17]. Les membres de la population vivant dans les localités de Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga sont plus exposés au radon que les autres départements. Le Tableau 3.16 compare les valeurs moyennes des doses efficaces par irradiation externes et par inhalation obtenues dans la présente étude avec celles obtenues ailleurs. Il apparaît que les valeurs de cette étude sont relativement élevées par rapport aux autres études menées ailleurs à l'exception de Lolodorf et de Poli au Cameroun, qui sont les zones uranifères.

Les doses efficaces dues au radon et au thoron dans les habitations des différentes localités sont indépendantes les unes des autres. Les données du Tableau 3.15 et 3.16 laissent voir que les membres du public vivant dans la zone étudiée sont exposés. Cela se justifie certainement par

Tableau 3.16 – Concentrations de ^{222}Rn (Bq.m^{-3}) et doses efficaces par irradiation externe et interne (mSv.an^{-1}) dans les habitations de l'Extrême-Nord du Cameroun comparées avec des études similaires menées dans certains pays.

Localités	Concentration moyenne	Irradiation externe	Inhalation	Références
Finish (Finland)	82(écoles)	-	0,8	[98]
Balkan (Republic of Macedonia)	88(écoles)	-	1,44	[99]
Batman (Turkey)	49(écoles)	-	0,8	[100]
Sverdlovskaya oblast (Russia)	59 (garderies)	-	0,8	[101]
Serbia	30 (étage)	-	0,56	[102]
Bakassi (Cam)	1280 (habitations)	0,3	17,2	[19]
Lolodorf (Cam)	687 (habitations)	0,7	6,2	[19]
Poli (Cam)	294 (habitations)	0,6	3,1	[6]
Djerem (Cam)	102 (habitations)	0,36	1,92	[22]
Maroua	104(habitations)	0,69	1,91	présent travail
Kaélé (Cam)	152 (habitations)	0,41	2,82	présent travail
Mora (Cam)	168 (habitations)	0,71	3,12	présent travail
Mokolo (Cam)	187 (habitations)	0,81	3,48	présent travail
<i>UNSCEAR</i>	40 (habitations)	0,5	1,26	[79]

les concentrations accrues de radon, de thoron et de leurs descendants associés dans certaines habitations comme cela a été présenté plus haut.

3.2.5 Risques radiologiques

3.2.5.1 Indices de risque lié à l'exposition à la radioactivité naturelle dans le sol par (spectrométrie γ *in-situ*)

Le Tableau 3.17 présente certains indices de risque lié à une exposition à la dose par irradiation externe estimés en spectrométrie gamma *in-situ*.

Tableau 3.17 – Indices de risque lié à une exposition à la radioactivité naturelle dans le sol des localités investiguées de la Région de l'Extrême-Nord du Cameroun. La valeur mondiale permise est donnée par l'*UNSCEAR* [79].

Risques	MA	Médiane	Minimum	Maximum	<i>UNSCEAR</i>
Ra_{eq} (Bq/kg)	359	365	305	385	370
H_{ext}	0,97	0,99	0,82	1,04	1
H_{in}	1,13	1,15	0,94	1,23	1
I_{γ}	2,67	2,72	2,31	2,86	≤ 6

Le radium équivalent (Ra_{eq}) variait de 305 à 385 Bq.kg⁻¹ avec une valeur moyenne de 359 Bq.kg⁻¹. Cette valeur moyenne de la région est plus petite que 370 Bq.kg⁻¹, la valeur recommandée par l'*UNSCEAR* et l'Organisation de Coopération et de Développement Économique (*OCDE*) [7, 14]. La valeur maximale de 385 Bq.kg⁻¹ obtenue dans ce travail est localisée à Karantchi (10°42.7110N ; 13°37.9080N. Par ailleurs, dans toute la zone investiguée, les valeurs du Radium équivalent sont supérieures à 300 Bq.kg⁻¹.

Les indices de risque externe (H_{ext}) et interne (H_{in}) variaient entre 0,82 et 1,04 avec une moyenne de 0,97 et de 0,94 à 1,23 avec une moyenne de 1,13 respectivement. De ces deux indices, celui d'interne est supérieurs à 1 ; l'unité de la dose efficace annuelle due à la radioactivité dans les matériaux de construction. Quant à l'indice de niveau de la radioactivité (I_{γ}), il variait entre 2,31 et 2,86 avec une moyenne de 2,68. La valeur moyenne de cet indice est supérieure à 2 pour la zone entière.

En effet, les sols qui ont un indice de niveau de la radioactivité supérieur à 6 sont à risque très élevé ; donc proscrits d'être utilisés comme matériaux de construction car ils correspondent aux doses plus grandes que celle permise (1 mSv.an⁻¹). On peut donc dire au vu des résultats du Tableau 3.17 que le sol, dans la zone n'est pas très dangereux comme matériau de construction.

3.2.5.2 Risque dû au ^{222}Rn dans l'air confiné des habitations à l'aide des RADTRAK et des RADUET

Tableau 3.18 – Dose efficace par inhalation (mSv.an^{-1}) et le risque d'exposition au ^{222}Rn

Zone exposée	Diamaré	Mayo-Kani	Mayo-Sava	Mayo-Tsanaga	Toute la zone d'étude	Monde
Dose efficace totale (Radtrak)	2,60	3,23	3,83	4,29	4,03	1,8
LEAR (%)	0,027	0,041	0,044	0,049	0,044	0,007
Dose efficace totale (Raduet)	-	-	-	0,03	0,03	1,8
LEAR (%)	-	-	-	0,010	0,010	0,007

Le Tableau 3.18 présente le risque d'exposition du public au radon dans les habitations dans la zone d'étude. L'excès de risque à vie (LEAR) pour l'ensemble de la zone d'étude évalué à partir des détecteurs *RADTRAK*² varie entre 17/100 000 et 85/100 000 avec une valeur moyenne de 44/100 000 ; cette valeur moyenne est environ 6 fois plus élevée que son correspondant mondial qui est de 7/100 000. En outre, cette valeur est supérieure à 30/100 000 et 20/100 000, valeurs obtenues respectivement dans les zones uranifères de Poli et de Lolodorf au Cameroun [7, 19]. Les différentes données obtenues dans le Tableau 3.18 montrent que le risque radiologique est assez élevé pour la population vivant en permanence dans la zone d'étude actuelle. Plusieurs études ont montré une relation entre l'augmentation des concentrations de radon dans une habitation, le tabagisme (actif ou passif), et le risque de développer un cancer du poumon radio-induit. Il a été établi que ce risque est proportionnel à la concentration de radon dans l'air respiré et à la durée d'exposition [103, 104]. Au cours d'une vie, ce risque augmente linéairement avec l'exposition au radon d'environ 16% par 100 $Bq.m^{-3}$ [104]. Dans la présente étude, 90% des logements présentaient des concentrations du radon dépassant la valeur de 100 $Bq.m^{-3}$. En outre, dans le Tableau 3.8, la moitié des habitations dans le Mayo-Kani, Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga présentent des concentrations du radon supérieures à 150, 160 et 180 $Bq.m^{-3}$ respectivement. En comparant les résultats du présent travail avec les informations susmentionnées, il est évident que le public vivant en permanence dans le Diamaré, Mayo-Kani, Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga est considérablement exposé au radon. Combiné à l'exposition au tabac des habitants de certains logements des différents sites, le risque de développer un cancer du poumon est élevé pour les

membres du public concernés par cette étude. Par conséquent, des mesures de radioprotection doivent être mises en place pour réduire ce risque

Le Tableau 3.18 présente le risque d'exposition du public au radon dans les habitations de la zone d'étude. L'excès de risque vie entière (LEAR) pour l'ensemble de la zone d'étude évalué à partir des détecteurs RADUETs variait entre 4/100 000 et 34/100 000 avec une valeur moyenne géométrique de 10/100 000 ; cette valeur moyenne est supérieure à sa correspondante mondiale qui est de 7/100 000. Les différentes données obtenues dans le Tableau 3.20 montrent que le risque radiologique est élevé pour la population vivant en permanence dans la zone d'étude.

Conclusion

Ce chapitre a présenté les résultats et la discussion de l'étude. Les mesures de la radioactivité dans les localités investiguées ont été effectuées. Ces mesures révélaient des concentrations élevées d' ^{238}U , de ^{232}Th et de ^{40}K en certains points. Néanmoins, les doses efficaces moyennes ainsi que les différents indices de risques liés au sol pour toute la zone d'étude ne révèlent pas une menace pour la population dans leur globalité. Quant à l'irradiation interne, les résultats de mesure obtenus mettent en évidence d'importantes concentrations de radon et du thoron dans la plupart des habitations. Pour leurs descendants solides à vie relativement courte, les concentrations étaient élevées partout où les mesures ont été effectuées. De ces données, il en ressort que le public vivant dans la présente zone d'étude est exposé aux rayonnements ionisants dus au radon, au thoron et à leurs descendants associés. Cette exposition trouve certainement son origine dans un ensemble de facteurs liés à la géologie, la géochimie, la minéralogie, la géographie et l'anthropologie de la région. Par conséquent, les règles de radioprotection doivent être observées afin de réduire ce risque.

Conclusion générale, perspectives et recommandations

Conclusion générale

Cette étude a été menée dans la Région de l'Extrême-Nord du Cameroun. Pour l'ensemble de la zone, l'étude a couvert presque 26 localités dont les villages et les villes des Départements du Mayo-Tsanaga, du Mayo-Sava, du Diamaré et du Mayo-Kani, ainsi que certains de leurs voisinages. Elle portait sur l'évaluation de l'exposition du public à la radioactivité naturelle causée par l'irradiation externe et l'inhalation de radon, de thoron et des descendants du thoron afin de faire la cartographie de la radioactivité naturelle de la région de l'Extrême-Nord. Pour y parvenir, les détecteurs de type RADUET ont été utilisés pour mesurer simultanément le radon, thoron et les moniteurs des descendants de thoron a été utilisé pour mesurer les descendants du thoron dans 40 habitations. Afin de mieux comprendre les variations du radon dans les différentes localités de la région d'étude, à l'aide d'un détecteur de type Markus 10, les mesures du radon ont également été faites en 101 points dans le sol à 90 cm de profondeur. Pour mesurer le débit d'équivalent dose ambiante, un *RadEye PRD-ER*, Thermo Scientific a été utilisé. Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol, la dose efficace, le radium équivalent, l'indice de risque externe et l'indice de niveau de radioactivité ont été déterminés pour évaluer le risque d'exposition par irradiation externe (lié au sol utilisé comme matériau de construction), tandis que la dose efficace due à l'inhalation de radon, de thoron et de leurs descendants associés ainsi que le risque vie entière (LEAR) ont été déterminés pour évaluer le risque d'exposition interne. Par spectrométrie γ *in-situ*, les concentrations de ^{226}Ra , ^{232}Th et ^{40}K mesurées dans le sol étaient respectivement comprises entre 42 - 70, 104 - 145 et 1360 - 1495 Bq.kg^{-1} . Leurs valeurs moyennes respectives étaient égales à 60, 132 et 1433 Bq.kg^{-1} .

Les valeurs moyennes du débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol, la dose efficace par irradiation externe, le radium équivalent, l'indice de risque externe et interne et l'indice de niveau de radioactivité sont respectivement estimés à 0,189 $\mu\text{Sv.h}^{-1}$; 1,30 mSv.an^{-1} ; 359 Bq.kg^{-1} ;

0,97; 1,13; et 2,67 par le biais de la spectrométrie γ *in-situ*. Comparés aux limites fixées par l'UNSCEAR, les indicateurs de risque d'exposition dans la présente étude sont relativement élevés en certains points de la zone d'étude. Par ailleurs, pour l'exposition interne du public, les résultats des mesures révèlent des concentrations accrues de radon, de thoron et des descendants du thoron dans certaines habitations des différentes localités de la présente zone d'étude. Ces concentrations variaient de 1,2 à 138,3 $kBq.m^{-3}$ avec une moyenne de 32,7 $kBq.m^{-3}$ pour le radon dans le sol à 90 mètres de profondeur, de 62 à 310 $Bq.m^{-3}$ avec une moyenne géométrique de 151 $Bq.m^{-3}$ pour le radon dans les habitations par le biais de détecteur de type Radtrak, de 13 à 125 $Bq.m^{-3}$ avec une moyenne géométrique de 40 $Bq.m^{-3}$ pour le radon dans les habitations par le biais de Raduet, et de 1 à 1557 $Bq.m^{-3}$ avec une moyenne géométrique de 74 $Bq.m^{-3}$ pour le radon dans différentes habitations par le biais du RadonEye. Concernant les concentrations du thoron et de ses descendants, ils variaient de 14 à 357 $Bq.m^{-3}$ et de 1 à 35 $Bq.m^{-3}$ avec une valeur moyenne de 111 $Bq.m^{-3}$ et 12 $Bq.m^{-3}$ respectivement. Toutes ces valeurs moyennes sont supérieures à leurs correspondantes mondiales fixées par l'UNSCEAR. Les concentrations de radon et de thoron excèdent 200 $Bq.m^{-3}$ dans certaines habitations de la zone d'étude. Dans 80% d'habitations, la concentration de radon est supérieure à 100 $Bq.m^{-3}$, la valeur de référence de l'OMS. Par ailleurs, on relève que les concentrations dans 90% habitations dépassent la valeur moyenne mondiale de 45 $Bq.m^{-3}$ prévue pour le radon. Aucune habitation n'a une concentration de thoron en dessous de la valeur moyenne mondiale fixée à 15 $Bq.m^{-3}$. Par contre, un seul logement a une concentration des descendants du thoron (EETC) inférieure à la moyenne mondiale. Le facteur d'équilibre (F_{Tn}) entre le thoron et ses descendants associés variait en fonction des localités, des saisons et du type d'architecture des habitations. La dose efficace, estimée à 2,86 $mSv.an^{-1}$ variait entre 1,17 et 5,86 $mSv.an^{-1}$. Cette valeur moyenne est 2 fois supérieure à son correspondant mondial fixé à 1,26 $mSv.an^{-1}$. Les résultats ci-dessus révèlent que par rapport au radon, le thoron à travers ses descendants, contribue majoritairement à la dose efficace totale par inhalation, au taux de 22%. Par conséquent, le thoron ne doit plus être négligé lors de l'évaluation de la dose. Quant au risque vie entière, il est estimé à 0,044; soit environ 6 fois plus élevé que la valeur mondiale fixée à 0,007. En somme, cette étude a permis la production d'une cartographie de la radioactivité naturelle de la zone. De même, les zones de rayonnement naturel élevé sont bien localisées dans les 26 localités investiguées. Par conséquent, les règles de radioprotection doivent être respectées afin de réduire ce risque.

Perspectives et recommandations

Le présent travail s'inscrit dans le cadre de la radioprotection. Au moment où il s'achève, l'occasion ne s'est plus présentée de pouvoir partager ces résultats avec les populations concernées au premier plan. Rétrocéder les résultats de ces différentes mesures accompagnés des règles de radioprotection appropriées aux populations qui nous ont permis de faire la recherche dans leurs habitations est au centre de nos préoccupations. Ceci leur donnera l'opportunité de prendre conscience des dangers qui sont cachés derrière leurs différentes manières de construire et d'utiliser leurs habitations puis, de pouvoir les assainir en cas de nécessité, à la limite de leurs possibilités.

Faire la mesure de radon, thoron et leurs descendants associés dans toutes les habitations, écoles et bureaux de la région investiguée est très difficile voire impossible. Mais, il est très important pour l'autorité publique et les décideurs d'avoir une connaissance profonde sur l'état des niveaux de la radioactivité de la région afin de savoir prendre les décisions adéquates en temps opportun. Nous prévoyons élaborer un programme mathématique afin de pouvoir simuler les variations des concentrations de radon, thoron et de leurs descendants associés dans la présente zone d'étude et prédire son évolution dans le temps.

Faire la mesure de radon, thoron dans l'eau de la Région d'étude.

Couvrir toute les localités de la zone d'étude en prélevant le maximum des échantillons et en déployant les dosimètres pour une meilleure estimation de la dose efficace par irradiation externe et interne afin de mieux établir la cartographie de la radioactivité naturelle.

Nous souhaitons élargir la campagne dans les écoles et bureaux où certains membres du public passent plus de temps en longueur des journées. Ainsi, la dose reçue sera associée à celle de la maison pour une meilleure estimation de la dose totale reçue par un individu d'une part, et par le public en général d'autre part.

Repartir sur les zones à fort potentiel radon, thoron et descendants associés où le nombre de mesures faites n'étaient pas suffisantes afin de les compléter pour une meilleure estimation de la dose efficace par inhalation et un approfondissement des connaissances sur les causes exactes de ces fortes concentrations.

Nous recommandons aux pouvoirs publics qu'une campagne de sensibilisation et de mesure de radon, thoron et de leurs descendants soit faite sur toute l'étendue du territoire national afin d'établir une carte du radon dans l'habitat au niveau national.

La mesure du radon effectuée dans cette thèse est une activité du plan national radon validé le 15 Octobre 2020.

Références bibliographiques

- [1] M. Ngachin, M. Garavaglia, C. Giovani, M.G. Kwato Njock, A. Nourreddine, *Assessment of natural radioactivity and associated radiation hazards in some Cameroonian building materials*. Radiat Meas **42**, 61- 67 (2007).
- [2] P. Ele Abiama, P. Owono Ateba, G.H. Ben-Bolie, H.P. Ekobena Fouda, T. El Khoukhi, *High background radiation investigated by gamma spectrometry of the soil in the southwestern region of Cameroon*, J. Environ. Radioact., **101**, 739-743 ;(2010).
- [3] Saïdou, F.O. Bochud, S. Baechler, M.G. Kwato Njock, M. Ngachin, P. Froidevaux, *Natural radioactivity measurements and dose calculations to the public : case of the uranium-bearing region of Poli in Cameroon*, Radiat. Meas., **46**,254-260 (2011).
- [4] J.F. Beyala Ateba, P. Owono Ateba, BG.H. Ben-Bolie, H. Ekobena Fouda, P. Ele Abiama, C.R. Abega, S. Mvondo, *Determination of uranium in rocks and soil of south Cameroon by gamma spectrometry*, Radioisot., **60**, 10 (2011).
- [5] G.H. Ben-Bolie, P. Ele Abiama, P. Owono Ateba, T. El Khoukhi, R. Cherkaoui El Moursli, *Transfert of ^{238}U and ^{232}Th from soil to plant in a high background radiation area of the southwestern region of Cameroon*, Radiat. Prot. Dosim., **157**,298-302 (2013).
- [6] Saïdou, Abdourahimi, Y.F. Tchuenta Siaka, O. Bouba, *Indoor radon measurements in the uranium regions of Poli and Lolodorf, Cameroon*, J. Environ. Radioact., **136**, 36-40 (2014).
- [7] Saïdou, S. Tokonami, M. Janik, G.S. Bineng, Abdourahimi, J.E. Ndjana Nkoulou II, *Radon-thoron discriminative measurements in the high natural radiation areas of southwestern Cameroon*, J Environ Radioact **150**, 242-246 (2015).
- [8] Saïdou, P. Ele Abiama, S. Tokonami, *Comparative study of natural radiation exposure to the public in three uranium and oil regions of Cameroon*, Radioprot., **50**, 265-271 (2015).
- [9] E.J. Mekongtso Nguelem, M. Moyo Ndontchueng and O. Motapon, *Determination of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{235}U and ^{238}U activity concentration and public dose assessment*

- in soil samples from bauxite ore deposits in western Cameroon*, Springerplus. **5**, 1245-1253 (2016).
- [10] S. Mvondo, G.H. Ben-Bolie, J.M. Ema'a Ema'a, P. Owono Ateba, P. Ele Abiama, J.F. Beyala Ateba, *Study of soil-fern transfert of naturally occuring alpha emitting radionuclides in the southern Region of Cameroon*, J. Environ. Radioact., **180**,114-119 (2017).
- [11] S. Mvondo, J.F. Beyala Ateba, G.H. Ben-Bolie, P. Owono Ateba, A. Simo, H.F. Ekobena, *Dose estimates to the public due to ^{210}Po ingestion via cocoa powder from Lolodorf high background radiation area, Cameroon*, Radioprot., **53**,193-198 (2018).
- [12] G.B. Dallou, L. Ngoa Engola, J.E. Ndjana Nkoulou II, Saïdou, Y.F. Tchuenta Siaka, D. Bongue Daniel1, M.G. Kwato Njock, *NORM measurements and radiological hazard assessment in the gold mining areas of Eastern Cameroon*, Radiat. Environ. Med. **6**, 22-28 (2017).
- [13] S.D. Takoukam Soh, Saïdou, M. Hosoda, J.E. Ndjana Nkoulou II, N. Akata, O. Bouba, S. Tokonami, *Natural radioactivity measurements and external dose estimation by car-borne survey in Douala city, Cameroon*, Radioprot., **53**, 255-263 (2018).
- [14] S.D. Takoukam Soh, Saïdou, S. Tokonami, M. Hosoda, T. Suzuki, H. Kudo, O. Bouba, *Simultaneous measurements of indoor radon and thoron and inhalation dose assessment in Douala City, Cameroon*. Isot. Environ. Health Stud., **5**, 255-263 (2019).
- [15] J.E. Ndjana Nkoulou II, L. Ngoa Engola, Saïdou, M. Hosoda, D. Bongue, T. Suzuki, H. Kudo, M.G. Kwato Njock, S. Tokonami, *Simultaneous indoor radon, thoron and thoron progeny measurements in Betare-Oya gold mining areas, eastern Cameroon*, Radiat. Prot. Dosim., **26** 1-11 (2019).
- [16] The World Health Organization. *WHO Handbook on Indoor Radon-A Public Health Perspective*, Geneva, Switzerland. ISBN 978-92-4-154767-3 (2009).
- [17] The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes*, United Nations, New York (2008) .
- [18] The International Commission on Radiological Protection. *ICRP 2010 Lung Cancer risk From Radon and Progeny and Statement on Radon*. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40 (1). Pergamon Press, Oxford, England (2011)
- [19] Bineng GS, Tokonami S, Hosoda M, Siaka T, Flore Y, Issa H, Suzuki T, Kudo H, Bouba O. *The importance of direct progeny measurements for correct estimation of effective dose due to radon and thoron*. *Frontiers Public Health* 8(17) :1–12; 2020b.

- [20] S. Tokonami, Why is ^{220}Rn (thoron) measurement important ?, *Radiat Prot Dosim* 141, 335-9 (2010).
- [21] M. Hosoda, S. Tokonami, Y. Omori, S.K. Sahoo, S. Akiba, A. Sorimachi et al., *Estimation of external dose by car-borne survey in Kerala, India*, *PLoS ONE* 4, 1-11 (2015).
- [22] Saïdou, Modibo OB, Joseph Emmanuel NNI, German O, Michaux KN, Abba HY. Indoor radon measurements using radon track detectors and electret ionization chambers in the bauxite-bearing areas of Southern Adamawa, Cameroon. *Int J Environ Res Public Health* 17 :6776 ; 2020.
- [23] Y. Omori, S. Tokonami, S. Kumar Sahoo, T. Ishikawa, A. Sorimachi, M. Hosoda, H. Kudo, C. Pornnumpa, R.R. Nair, P.A. Jayalekshmi, P. Sebastien, S. Akiba, *Radiation dose due radon and thoron progeny inhalation in high-level natural radiation areas of Kerala, India*, *J. Radiol. Prot.* **37**, 111-126 (2017).
- [24] S. Mayya Yelia, R. Prajith, Rosaline Mishra, Akshay Chandrakant Gole, *Deposition-based passive monitors for assigning radon, thoron inhalation doses for epidemiological studies*, *Radiat Protect Dosim* 152 :18-24. **152**, 18-24 (2012).
- [25] Kaur M, Kumar A, Mehra R, Mishra R. Dose assessment from exposure to radon, thoron and their progeny concentrations in the dwellings of sub-mountainous region of Jammu and Kashmir, India. *J Radioanalyt Nucl Chem* 315 :75–88 ; 2018.
- [26] Varley N, Flowers A. Radon and its correlation with some geological features of the south-west of England. *Radiat Protect Dosim* 45 :245–248 ; 1992.
- [27] Sundal A, Henriksen H, Soldal O, Strand T. The influence of geological factors on indoor radon concentrations in Norway. *Sci Tot Environ* 328 :41–53 ; 2004.
- [28] Kemski J, Klingel R, Siehl A, Stegemann R. Radon transfer from ground to houses and prediction of indoor radon in Germany based on geological information. In : *Radioactivity in the environment*. Baltimore : Elsevier ; 2005 : 820–832.
- [29] Scheib C, Appleton J, Miles J, Hodgkinson E. Geological controls on radon potential in England. *Proceedings Geologists Assoc* 124 :910–928 ; 2013.
- [30] Moreno V, Baixeras C, Font L, Bach J. Indoor radon levels and their dynamics in relation with the geological characteristics of La Garrotxa, Spain. *Radiat Meas* 43 :1532–1540 ; 2008.
- [31] Minda M, Tóth G, Horváth I, Barnet I, Hámori K, Tóth E. Indoor radon mapping and its relation to geology in Hungary. *Environ Geol* 57 :601–609 ; 2009.

- [32] Ramola R, Choubey V, Prasad Y, Prasad G, Bartarya S. Variation in radon concentration and terrestrial gamma radiation dose rates in relation to the lithology in southern part of Kumaon Himalaya, India. *Radiat Meas* 41 :714–720; 2006.
- [33] Ielsch G, Cushing M, Combes P, Cuney M. Mapping of the geogenic radon potential in France to improve radon risk management : methodology and first application to region Bourgogne. *J Environ Radioact* 101 :813–820; 2010.
- [34] Gruber V, Bossew P, De Cort M, Tollefsen T. The European map of the geogenic radon potential. *J Radiol Protect* 33 :51; 2013.
- [35] Szabó KZ, Jordan G, Horváth Á, Szabó C. Mapping the geogenic radon potential : Methodology and spatial analysis for central Hungary. *J Environ Radioact* 129 :107–120; 2014.
- [36] R. Coppens, *La radioactivité des roches, coll. Que sais-je ? N° 741*, Presses Universitaires de France, Paris, Vol.1, (1957).
- [37] M. E. Denaeyer, *Les syénites métasomatiques du massif de Kirumba ? : Contribution à la lithogénèse des volcans du Kivu (Congo Belge)*, Mémoires, Académie des Sciences Coloniales, 1959.
- [38] Audeem W. Fentiman, Brian K. Hajek, Joyce E. Meredith., OHIO State University, *What Are the Sources of Ionizing Radiation ? RER-22*
- [39] Nabil M. A. Hamed, *Measurement of Radon Concentration in Soil at North Gaza*, B. Sc. In Physics (1995) University of Athens – Greece
- [40] Geoff Camplin, Denis Henshaw *Tastraktm Plastic for the Detection of Radon and other Natural Alpha Radioactivity*, <http://home.clara.net/camplin/TNotes.htm>
- [41] H. Métivier, M-C. Robé - Institut de Protection et de sureté nucléaire – "Le Radon de l'environnement à l'Homme".
- [42] Reimer, G. M., "Derivation of Radon Migration Rates In The Superficial Environment by The Use of Helium Injection Experiments"., In : Gundersen, L.C.S., and Wanty, R.B., Eds., *Field Studies of Radon in Rocks, Soil and Water*, U.S. Geological Survey Bulletin 1971, pp. 33-38, 1991.
- [43] Cinelli, G., Tositti, L., Capaccioni, B., Brattich, E. Mostacci, D. *Soil gas radon assessment and development of a radon risk map in Bolsena, Central Italy. Environmental geochemistry and health.* 37, 305–19 (2015)
- [44] Geologisches Institut der Universität Bonn in Cooperation With Kemski Partner (www.kkv-bonn.de), Bundesamt für Strahlenschutz (www.bfs.de), *Radon From Rock and Soil : The Primary Source*.

- [45] Tanner, A.B., "Radon Migration In The Ground", A supplementary Review, in Gessell, T.F., and Lowder, W.M., eds., Natural Radiation Environment III, Springfield, Ntis, U.S. Department of Energy Report Conf-780422, v. 1, p. 5-56, 1980.
- [46] James K. Otton, Linda C.S. Gundersen, and R. Randall Schumann, "Geology Of Radon, U.S. Department of Interior/U.S. Geology survey, 1995. <http://sedwww.cr.usgs.gov.:8080/radon/reoradon/2.html>
- [47] M. Fülöp, P. Ragan, Š. Krnáč, *In-situ spectrometry of ^{137}Cs in the soil by an unfolding method*, Journal of Radiological Analyt. and Nucl. Chem. **209**, 373-380 (1996).
- [48] Wiegand, J. "A Guideline For The Evaluation Of The Soil Radon Potential Based On Geogenic and Anthropogenic Parameters". Environmental Geology 40 : 949-963 <http://dx.doi.org/10.1007/s002540100287>, 2001
- [49] Saeed A.Durrani Radomir Ilic, "Radon Measurements by Etched Track Detectors", ISBN 9810226667, QC79.R6R33, 1997.
- [50] Audeem W. Fentiman, Brian K. Hajek, Joyce E. Meredith., OHIO State University, What Are the Sources of Ionizing Radiation RER-22
- [51] The International Commission on Radiation Units and measurements, ICRU Report 53, *Gamma-ray spectrometry in the environment*, Sèvres France (1994).
- [52] Bineng G.S., Evaluation de l'Exposition du Public à la Radioactivité Naturelle suivant l'axe Akongo-Lolodorf-Kribi au Cameroun par les Mesures Directes des Descendants du Radon et du Thoron, thèse 2021.
- [53] D. PELLEGRINI, ■ ETUDE DE L'EMANATION DU RADON A PARTIR DERÉSIDUSDE TRAITEMENT DE MINERAIS D'URANIUM. MISE EN EVIDENCE DE RELATIONS ENTRE LEFACTEUR D'EMANATION ET LES CARACTERISTIQUES DU MATERIAU ■, thèse de doct. (UNIVERSITE DE FRANCHE-COMTE, déc. 1997)
- [54] S. Bachirou, Saïdou, N. I. J. E. Ndjana, H. Félix, and K. N. Moïse Godfroy, "Natural Radiation Exposure and Radiological Hazard Analysis in A Radon-Prone Area of The Adamawa Region, Cameroon," Radiat. Prot. Dosimetry, p. ncab183, Jan. 2022, doi : 10.1093/rpd/ncab183.
- [55] Sadjo, T. S. S. Didier, H. Yerima Abba, V. Valentin, Saïdou, and M. Ali-dou, "Soil gas radon, indoor radon and its diurnal variationin the northern region of Cameroon," Isotopes Environ. Health Stud., pp. 1-18, Jul. 2022, doi : 10.1080/10256016.2022.2102617.

- [56] M. S. Mbida et al., "Indoor radon, external dose rate and assessment of lung cancer risk in dwellings : the case of Ebolowa town, Southern Cameroon," *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, vol. 00, no. 00, pp. 1–17, 2021, doi : 10.1080/03067319.2021.1946684
- [57] Dieu Souffit, Gondji, Saïdou, Oumar Bobbo Modibo, David Lepoire, and Shinji Tokonami. Risk Assessment of Exposure to Natural Radiation in Soil Using RESRAD-ONSITE and RESRAD-BIOTA in the Cobalt-Nickel Bearing Areas of Lomi'e in Eastern Cameroon. *Radiation 2*, No 2 : 177-192. <https://doi.org/10.3390/radiation2020013> (2022).
- [58] G. Champetier De Ribes, M. Aubague, *Carte géologique de reconnaissance à l'échelle 1/500000, Notice explicative sur la feuille de Yaoundé-Est*, BRGM, Paris (1956).
- [59] J.J. Braun, *Geochemical and mineralogical behavior of rare earths, thorium and uranium in the lateritic profile of Akongo (South-West Cameroon)*, Thesis, University of Nancy I (1991)
- [60] Association Française de Normalisation, AFNOR. *Mesure de la radioactivité dans l'environnement-sol*, AFNOR NF M60-790-2 (1999).
- [61] S. Tokonami, M. Takahashi, Y. Kobayashi and W. Zhuo, Up-to-date radon-thoron discriminative detector for a large scale survey, *Rev Sci Instrum* 76, 1-5 (2005).
- [62] G. Gilmore, J. Hemingway, *Practical gamma-ray spectrometry*, John Wiley and sons, West Sussex, England, (2003).
- [63] K. Inoue, M. Arai, M. Fujisawa, K. Saito, M. Fukushi, Detailed Distribution Map of Absorbed Dose Rate in Air in Tokatsu Area of Chiba Prefecture, Japan, Constructed by Car-Borne Survey 4 Years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident, *PLoS ONE* 12,1-13 (2017)
- [64] Beck, HL., DeCampo, J., Gogolak, C. (1972) In-situ Ge(Li) and NaI(Tl) gamma-ray spectrometry. Health and Safety Laboratory Report HASL-258, U.S. Atomic Energy Commission. New York. NY 10014.
- [65] Markus10, measurements of radon in soil version 1.3. 2011.
- [66] B. Kall, T. Tombo, M. Rasolonirina, N. Rabesiranana, G. Ambolamanana, Contribution to the gamma radioactivity dose study of the soil on the la baie des français, Antsiranana, Madagascar. *Afri. SCI.* 11, 112-135 (2015).
- [67] E. C. ACTION, Indoor air quality and its impact on man. Radon in indoor air, rapp. tech. (EUR, 1995), p. 135-147
- [68] Saïdou, *Mesure de la radioactivité environnementale par spectrométrie alpha et*

- gamma et calcul de la dose au public : application à la région uranifère de Poli*, Thèse, Université de Douala, Cameroun (2008).
- [69] ISO 11665-4. Measurement of radioactivity in the integrated measurement method for determining average activity concentration using passive sampling and delayed analysis [online]. 2021. Available at <https://www.iso.org/standard/76009.html>. Accessed 26 March 2021.
- [70] E. Gasser, Spectrométrie gamma au laboratoire et in situ : Développements et applications environnementales, Thèse, Université de Strasbourg, France, (2014).
- [71] M. Décombaz, J.J. Gostele, J.P. Laedermann, Coincidence-summing corrections for extended sources in gamma-ray spectrometry using Monte Carlo simulation, Nucl Instr And Meth A 312, 152-159 (1992).
- [72] The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2006 Report to the general assembly with scientific annexes. United Nations, New York (2006).
- [73] The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2010 Report, *sources and effects of ionizing radiation*. United Nations publication, Vienna (2011).
- [74] C. Pornnumpa, K. Iwaoka, N. Akata, M. Hosoda, A. Sorimachi, S. Tokonami, Investigation of Absorbed Dose Rate in Air by a Car-borne Survey in Namie Town, Fukushima Prefecture, Jpn. J Health Phys., 2, 115-121 (2016).
- [75] The International Atomic Energy Agency, IAEA (ENV94084-200g) by Analytic Inc, Atlanta, GA, USA.
- [76] The Organization for Economic Cooperation and Development criterion, OECD (1979).
- [77] B. Quintana, F. Fernandez, An empirical method to determine coincidence-summing corrections in gamma spectrometry, Appl Radiat Isot 46 (9), 961-964 (1995).
- [78] Origin, OriginLab. Page web :www.originlab.com. Scientific graphing and analysis software.
- [79] Rad Elec Inc., 5714-C Industry Lane, Frederick, MD 21704, USA.
- [80] The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2000 Report, Vol. I : *sources and effects of ionizing radiation*. United Nations, New York (2000).
- [81] M. Baysson, M. Timarche. Indoor radon exposure and lung cancer risk : a review of case-control studies. Revue d'Epidémiologie et de santé publique 2 161-71 (2004).

- [82] Institut National de Cancer. INCa Radon et cancer Collection Fiches repère. 'Etat des connaissances, octobre (2011).
- [83] N. Q. Huy, T.V. Luyen, A method to determine ^{238}U activity in environmental soil samples by using 63.3 keV photopeak-gamma HPGe spectrometer, *Appl Radiat And Isot* 61, 1419-1424 (2004).
- [84] K. Debertin, R.G. Helmer, *Gamma-ray spectrometry with semiconductor detectors*, Elsevier, Amsterdam, (1988).
- [85] H. Matsuda, S. Minato and V. Pasquale, Evaluation of accuracy of response matrix method for environmental gamma ray analysis, *Radioisot.* 51, 42-50 (2002).
- [86] Esan DT, Sridhar MKC, Obed R, Ajiboye Y, Afolabi O, Olubodun B, Oni OM. Determination of residential soil gas radon risk indices over the lithological units of a southwestern Nigeria university. *Sci Reports* 10 :1–10 ; 2020.
- [87] Ali N, Khan E, Akhter P, Khan F, Waheed A. Estimation of mean annual effective dose through radon concentration in the water and indoor air of Islamabad and Murree. *Radiat Protect Dosim* 141 :183–191 ; 2010.
- [88] Prasad Y, Prasad G, Gusain G, Choubey V, Ramola R. Radon exhalation rate from soil samples of South Kumaun, Lesser Himalayas, India. *Radiat Meas* 43 :S369–S374 ; 2008.
- [89] Mehra R, Bala P. Estimation of annual effective dose due to radon level in indoor air and soil gas in Hamirpur district of Himachal Pradesh. *J Geochem Explor* 142 :16–20 ; 2014.
- [90] Alharbi, Reif W, Abbady AGE. Measurement of radon concentrations in soil and the extent of their impact on the environment. *Al-Qassim, Saudi Arabia* 5(1) :93–98 ; 2013.
- [91] Bourai AA, Aswal S, Dangwal A, Rawat M, Prasad M, Naithani NP, Joshi V, Ramola RC. Measurements of radon flux and soil-gas radon concentration along the main central thrust, Garhwal Himalaya, using SRM and RAD7 detectors. *Acta Geophysica* 61 :950–957 ; 2013.
- [92] Duggal V, Rani A, Mehra R. Measurement of soil-gas radon in some areas of northern Rajasthan, India. *J Earth System Sci* 123 :1241–1247 ; 2014.
- [93] Ravikumar P, Davis D, Somashekar R, Prakash K. Measurement of radon activity in soil gas using RAD7 in the environs of Chitradurga District, Karnataka, India. *Elixir Earth Sci* 80 : 31078–31082 ; 2015a.

- [94] Ravikumar P, Davis D, Somashekar R, Prakash K, Shivanna K. Temporal variation in indoor air and soil-gas radon concentrations. *J Appl Geochem* 17 :296; 2015b.
- [95] The United States Environmental Protection Agency, US EPA. *National primary drinking water regulations; radio nuclides; proposed rules*. Federal register, vol 56. U.S. Environmental Protection Agency, p 33050 (1991) .
- [96] The European Union, UE. *Commission recommendation on the protection of the public against indoor exposure to radon (90/143/Euroatom)*. Brussels, Commission of the European Communities, (2007)
- [97] Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail, IRSST. *Guide d'échantillonnage des contaminants de l'air en milieu de travail*, 8ième édition, version 8.1, mise à jour, octobre (2012).
- [98] Kojo K, Kurttio P. Indoor radon measurements in finnish daycare centers and schools—enforcement of the radiation act. *Int J Environ Res Public Health* 17 : 2877; 2020.
- [99] Kolarz P, Stojanovska Z, Curguz Z, Zunic ZS. Diurnal and spatial variations of radon concentration and its influence on ionization of air. *Contemp Materials* 1 :14–19; 2020.
- [100] Damla N, Aldemir K. Radon survey and soil gamma doses in primary schools of Batman, Turkey. *Isotopes Environ Health Studies* 50 :226–234; 2014.
- [101] Onishchenko A, Malinovsky G, Vasilyev A, Zhukovsky M. Radon measurements in kindergartens in Ural Region (Russia). *Radiat Protect Dosim* 177 :112–115; 2017.
- [102] Udovicic V, Veselinovic N, Maletic D, Banjanac R, Dragic A, Jokovic D, Savic M, Knezevic D, Eremic Savkovic M. Radon variability due to floor level in two typical residential buildings in Serbia. *Nukleonika* 65 :121–125; 2020.
- [103] Saïdou. *Mesure de la radioactivité environnementale par spectrométrie alpha et gamma et calcul de la dose au public : application à la région uranifère de Poli*, Thèse, Université de Douala, Cameroun (2008).
- [104] S. Darby, D. Hill, H. Deo, A. Auvinen, J.M. Barros-Dios, H. Baysson, et al. Residential radon and lung cancer—detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. *Scandinav. j. of work, environment. health* 32, 1-83 (2006).

Liste des Publications

1. **François, K.**, Richard, A., Samuel, B.G., Ayoba, N., Yerima Abba, H., Saïdou-, Hubert, B.G. (2022). *Assessment of Natural Radiation Exposure Due to ^{222}Rn and External Radiation Sources : Case of the Far North, Cameroon*. Health Physics, 123, 444 - 456.

Annexes

Annexe 1 : La radioactivité

La radioactivité est l'émission spontanée d'un rayonnement par un noyau atomique. Ce phénomène fut découvert par Becquerel en 1896.

Une substance est radioactive lorsque ses noyaux se désintègrent spontanément en émettant des radiations. Les éléments de cette substance particulière sont appelés radioisotopes ou radio-nucléides. Les radiations émises sont de plusieurs types distincts, essentiellement énumérés ci après :

La désintégration radioactive

Les matériaux radioactifs ont une demi-vie associée, ou un temps de désintégration caractéristique de cet isotope. Lorsque le rayonnement est émis, la matière devient moins radioactive avec le temps, se désintégrant de manière exponentielle. Certains radio-isotopes ont une longue demi-vie, par exemple, le ^{14}C met 5730 années pour qu'une quantité donnée se désintègre jusqu'à la moitié de la quantité originale de radioactivité. D'autres matières radioactives ont des demi-vies courtes; le ^{32}P a une demi-vie de deux semaines et le ^{99}Tc (utilisé dans les procédures de diagnostic en médecine nucléaire chez l'homme et l'animal) a une demi-vie de 6 heures. L'équation qui est utilisée pour calculer la décroissance radioactive est présentée ci-dessous.

$$A = A_0 e^{-\lambda t}, \quad (3.1)$$

où : A = Quantité actuelle de radioactivité A_0 = quantité initiale de radioactivité e = logarithme naturel de base = 2,718 λ = Constante de désintégration = $0,693/T$ (où T = demi-vie) t = le temps écoulé de A_0 à A . Il est important de faire attention aux unités utilisées pour le temps. Les jours, les heures et les années ne doivent pas être mélangés dans le calcul.

1 Les types de désintégrations radioactives

1.1 La désintégration α

Les rayons α sont constitués de noyaux d'hélium de charge $+2e$, où e est la charge électrique. La particule α est monocinétique; son énergie est en général de quelques MeV. située dans l'intervalle 3.9 – 8.8 MeV. La désintégration α concerne principalement les éléments lourds du tableau des radionucléides et son processus de désintégration est schématiquement représenté par :



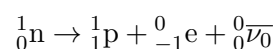
où ${}^A_Z X$ est le nucléide *père* qui se désintègre en nucléide *fil* ${}^{A-4}_{Z-2} Y$.

X est un élément quelconque; Z est le numéro atomique; A est le nombre de masse. Le symbole * signifie que le noyau est instable.

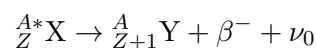
1.2 La désintégration β

Les rayons β , classés en β^- et β^+ sont respectivement des électrons et des positrons. La désintégration β résulte des transformations suivantes :

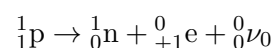
- La désintégration β^-



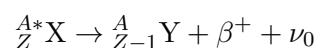
Représentation symbolique :



- La désintégration β^+



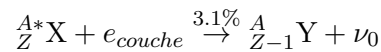
Représentation symbolique



Où ν_0 et $\bar{\nu}_0$ sont respectivement le neutrino et l'antineutrino. Ils sont de masse presque nulle. Leur présence dans les différentes désintégrations permet de respecter le principe de la conservation de l'énergie. Leur probabilité d'interaction avec la matière étant très faible, ils ne sont quasiment pas détectables. L'énergie maximale des particules β^- et β^+ est comprise entre quelques KeV et 2 MeV environ.

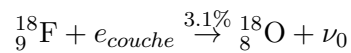
1.3 La capture électronique

Ce processus est concurrentiel à la désintégration β_+ . Au cours de ce dernier, un électron d'une couche profonde, en général la couche K, est absorbé dans le noyau et un neutrino est émis. En notation symbolique, nous avons :



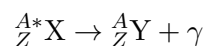
Les couches électroniques se stabilisent en suite par émission de rayonnement de fluorescence (rayonnement X).

Exemple :



1.4 La désintégration γ et transition isomérique

Les processus de désintégration radioactives, qu'ils soient α ou β , laissent souvent le radionucléide produit dans un état excité. Il peut se désexciter en passant directement à l'état fondamental ou par étapes successives en dissipant son énergie par émission γ . Ce processus est utilisé par le schéma suivant :



Les rayons γ sont émis en énergies discrètes correspondant aux transitions d'état d'énergies qu'un noyau subit quand il est dans un état excité. Bien que la plupart des états excités des nucléides tombent rapidement à l'état fondamental, certains états nucléaires peuvent avoir une durée de vie relativement longue. Leur désexcitation est habituellement retardée par une grande différence de spin entre les niveaux, conduisant à des durées de vie variant entre quelques secondes et plusieurs années : ce sont des états isomériques [Knoll,2000 ; Leo,1994] Il est possible

que le rayonnement γ émis lors de la désintégration du noyau fils soit suffisamment énergétique pour éjecter un électron du cortège électronique. Ce dernier porte le nom d'électron Auger et l'ensemble du phénomène celui de conversion interne dont la présentation symbolique est la suivante :



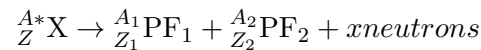
Ce processus est concurrentiel à l'émission de rayonnement γ .

1.5 La fission nucléaire

Il existe deux types de fissions nucléaires :

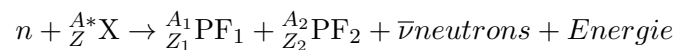
- La fission spontanée

Ce processus est lié aux noyaux très lourds, artificiels pour la plupart ; sous l'effet des forces électrostatiques, entre protons et les forces nucléaires, le noyau se scinde en deux parties appelées fragments de fission, en émettant un certain nombre de neutrons. Ce processus se note :



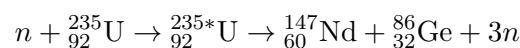
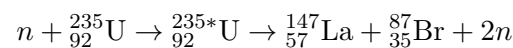
- La fission induite.

Un atome fissile est brisé par un neutron en deux produits de fission ; un certain nombre ν de neutrons appelés neutrons prompts, sont également émis. D'où la réaction :



Cette réaction libère une très grande énergie de l'ordre de 207 MeV (énergie) et 2 MeV (énergie des neutrons prompts)

Exemples :



Lois de désintégration radioactive

On appelle activité A d'une substance radioactive, son taux de désintégration; c'est-à-dire le nombre de noyaux transformés par unité de temps. C'est également le taux d'émission dans le cas où une seule particule est émise par événement. La loi fondamentale de l'activité s'écrit :

$$A = \lambda N, \quad (3.3)$$

son unité est le Becquerel (Bq); $1\text{Bq} = 1\text{dés/s}$. Le Curie (Ci), autrefois utilisé comme unité est : $1\text{Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{dés/s}$; $1\text{Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{Bq}$; où N est le nombre de noyaux à l'instant considéré, λ la constante de désintégration dont l'unité est s^{-1} . Pour une activité A_i d'un mode de désintégration i donné, est associée une probabilité P_i telle que :

$$\sum_{i=1}^M P_i = 1. \quad (3.4)$$

Pour une substance radioactive donnée, caractérisée par un nombre de noyaux $N(t)$ suite aux désintégrations, ce nombre ne peut que décroître, si bien que :

$$\begin{aligned} N(t) &= N_0 e^{-\lambda t} \\ A(t) &= A_0 e^{-\lambda t}. \end{aligned} \quad (3.5)$$

La période radioactive est le temps T pour lequel le nombre de noyaux a été diminué de moitié :

$$\begin{aligned} \frac{N_T}{N_0} &= \frac{1}{2} = e^{-\lambda T} \\ \implies T &= \frac{\log 2}{\lambda}. \end{aligned} \quad (3.6)$$

Annexe 2 : Types de rayonnements

Il existe généralement quatre types de rayonnement associés à la désintégration radioactive :

Particules alpha

Une particule alpha est une particule chargée positivement émise lors de la désintégration radioactive de certains atomes instables. Elle est constituée de deux protons et de deux neutrons (c'est essentiellement le noyau d'un atome d'hélium) et est donc plus lourde et se déplace plus lentement que les autres émissions de désintégration. Les particules alpha ne pénètrent pas profondément dans un matériau et peuvent être arrêtées assez facilement, de rompre des liaisons

chimiques (ce qui peut provoquer des dommages chimiques ou biologiques) lorsqu'elles frappent une molécule, en raison de leur taille, de leur masse et de leur charge. (La distance de pénétration des particules alpha dépend de l'énergie avec laquelle elles sont émises et du matériau qu'elles traversent). Ainsi, alors que les particules alpha peuvent être arrêtées par de fines barrières telles qu'un morceau de papier ou de peau, les émetteurs alpha sont surtout dangereux s'ils sont ingérés ou inhalés dans les poumons. L'uranium (^{238}U), le radium (^{226}Ra) et le radon (^{222}Rn) sont des émetteurs de particules alpha typiques. La désintégration α : un noyau émet une particule α (hélium). Le processus de désintégration α est le suivant :

$${}^A_Z X_N = {}^{A-4}_{Z-2} Y_{N-2} + {}^4_2 He, \quad (3.7)$$

où X et Y sont les noyaux initial et final, A est le nombre total de masse, N est le nombre de neutrons et Z est le nombre de protons dans le noyau.

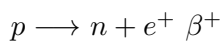
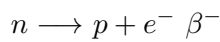
Tableau 3.19 – Radionucléides primordiaux

Nucléide	Symbole	Demi-vie	Activité
Uranium-238	^{238}U	4,5.10 ⁹ ans	99,2745% pour tout l'uranium naturel ; 0,5 à 4,7 ppm uranium total dans le type de roche commune
Uranium-235	^{235}U	7,04.10 ⁸ ans	0,72% pour tout l'uranium naturel
Thorium-232	^{232}Th	1,41.10 ¹⁰ ans	1,6 à 20 ppm dans les types de roches communes avec une moyenne de 10,7 ppm
Radium-226	^{226}Ra	1,60.10 ³ ans	0,42 pCi/g (16 Bq/kg) dans le calcaire et 1,3 pCi/g (48 Bq/kg) dans une roche ignée
Radon-222	^{222}Rn	3,82 jours	Gaz noble ; les concentrations moyennes annuelles dans l'air varient aux États-Unis de 0,016 pCi/L (0,6 Bq/m ³) à 0,75 pCi/L (28 Bq/m ³)
Potassium 40	^{40}K	1,24.10 ⁹ ans	Sol- 1 - 30 pCi/g (0,037 - 1,1 Bq/g)

Les radionucléides primordiaux de la chaîne de désintégration de ces matières radioactives sont présentés en annexe (I)

Particules bêta

Une particule bêta est émise lors de la désintégration radioactive de certains atomes instables. Les particules bêta peuvent avoir une charge négative ou positive et elles ont la même masse très faible (1/2000 de la masse d'un neutron) quelle que soit leur charge. Une particule bêta chargée négativement est appelée un électron, et une particule bêta chargée positivement est appelée un positron. Les particules bêta peuvent pénétrer plus loin que les particules alpha (la distance de pénétration dépend de l'énergie de la particule bêta et du matériau utilisé), peuvent être arrêtées assez facilement par une feuille d'aluminium. β Décroissance : ici, le noyau peut corriger un excès de proton ou de neutron en convertissant directement un proton en un neutron ou un neutron en un proton. Ces processus peuvent se produire de trois manières différentes :



Rayonnement électromagnétique

Deux types de rayonnement électromagnétique sont associés à la désintégration radioactive. Le rayonnement électromagnétique est appelé rayon gamma (cela se produit lorsque le noyau passe d'un niveau d'énergie supérieur à un niveau d'énergie inférieur). Le rayonnement électromagnétique émis par un électron atomique changeant de niveau d'énergie est appelé rayon X. Les rayons gamma ont généralement une énergie plus élevée que les rayons X et peuvent tous deux pénétrer la matière plus loin que n'importe quelles particules. Ils peuvent être arrêtés par des matériaux de haute densité, comme plusieurs pieds de béton ou de plomb.

Neutrons

Les neutrons sont des particules dont la masse est 1/4 de celle d'une particule alpha et 2000 fois celle d'une particule bêta. Le neutron n'a pas de charge électrique. Il a le potentiel de pénétrer la matière plus profondément que toute autre particule chargée, mais cela dépend grandement de la nature physique et atomique de la matière à pénétrer.

Grandeur et unités de mesure des rayonnements

Deux types d'unités sont utilisés pour les rayonnements : les unités d'activité et les unités d'exposition (dose). Les unités d'activité permettent de quantifier la quantité de rayonnement

émise par une source de rayonnement donnée. Les unités d'exposition quantifient la quantité de rayonnement absorbée ou déposée dans un matériau spécifique par une source de rayonnement. Dans le monde actuel, deux séries d'unités existent. Ce sont les unités spéciales (Curie, Roentgen, Rad et Rem) et les unités SI ou internationales (Becquerel, Gray et Sievert).

Activité

L'activité A d'une source de radio-isotopes est définie comme son taux de désintégration et est donnée par la loi fondamentale de la désintégration radioactive

$$A = \left(\frac{dN}{dt}\right)_{decay} = -\lambda N, \quad (3.8)$$

où N est le nombre de noyaux radioactifs et λ est défini comme la constante de désintégration. L'unité historique d'activité est le curie (Ci), défini à l'origine comme la quantité de matière radioactive émettant $3,7 \times 10^{10}$ désintégrations (particules ou photons) par seconde (DPS). Le becquerel (Bq), qui correspond à une désintégration par seconde, est l'unité SI de l'activité :

$$1Ci = 3,7 \cdot 10^{10} Bq. \quad (3.9)$$

Les sources radioactives de taille pratique pour le laboratoire sont plus raisonnablement mesurées en kilobecquerels (kBq) ou en mégabecquerels (MBq).

3.1 Interaction des rayonnements ionisants avec la matière

Lors de leur passage à travers la matière, les particules issues de la radiation interagissent avec les électrons et le noyau des atomes du milieu. A la suite de ces interactions, une particule peut céder toute son énergie au milieu (on dit qu'il y a absorption), ou elle peut tout simplement changer de direction (on parle de diffusion), avec perte d'énergie (diffusion inélastique) ou sans perte d'énergie (diffusion élastique). Ces interactions conduisent à un transfert d'énergie du rayonnement à la matière. Ce rayonnement peut être directement ionisant ou indirectement ionisant.

3.2 Les rayonnements directement ionisants

Ceux-ci comprennent toutes les particules chargées telles que les électrons, les protons, les particules α , ...etc. Ces particules subissent dans la matière, un ralentissement continu, lié à un grand nombre de petites interactions.

3.3 Rayonnements non directement ionisants

Il s'agit de toutes les particules non chargées comme les photons et les neutrons. L'énergie ainsi que leurs trajectoires sont considérablement modifiées dans la matière à cause des interactions rares, mais importantes. Cependant, ces particules peuvent parcourir de longues distances sans interactions et disparaître en une seule.

3.4 Interaction des particules chargées avec la matière

Les particules chargées qui pénètrent dans la matière interagissent avec les électrons proches de leurs trajectoires. Les deux particules étant chargées, les interactions sont de type électromagnétique et conduisent à une attraction ou répulsion. Beaucoup de très petites interactions ont lieu continuellement le long de la trajectoire, qui ont un effet de freinage permanent sur les particules chargées. Lorsque ces particules ont perdu toutes leurs énergies, elles s'arrêtent. Par conséquent, le parcours des particules chargées dans la matière est limité. Parmi ces particules chargées, on distingue les particules lourdes qui sont les α et les protons, et les particules légères qui sont les β . La trajectoire des particules lourdes est rectiligne et leur direction ne change pas à cause de leur masse qui est supérieure à celle de l'électron du milieu ($\frac{m_p}{m_e} = 1836$). Par contre elles subissent un freinage, un ralentissement caractérisé par le transfert linéique de l'énergie ou (TLE) défini comme l'énergie perdue par unité de trajectoire des particules chargées dues à leurs collisions avec les électrons.

$$TLE = -\frac{dE}{dx}$$

$$TLE \simeq \frac{z^2 M}{E} \times \rho$$

Où z , M et E sont respectivement la charge, la masse et l'énergie de la particule incidente ; ρ est la masse volumique du milieu. Le TLE est pour cela une grandeur qui dépend des propriétés de la particule et du milieu.

Pour les particules légères, leur trajectoire subit de brusques changements de direction dûs à des chocs frontaux avec les électrons du milieu et au Bremstrahlung, ceci à cause de leur masse qui est égale à celle des électrons du milieu.

En somme, la particule perd progressivement son énergie en la transférant aux électrons du milieu. Ce transfert d'énergie peut se faire par excitation s'il est inférieur au potentiel d'ionisation I , ou ionisation des atomes du milieu. A une profondeur R correspondant au parcours maximal, le nombre de particules d'un faisceau parallèle incident reste constant et chute brusquement.

3.5 Interaction des particules neutres avec la matière

Les rayonnements neutres sont les γ , les neutrons,...etc.

- Cas des rayonnements γ

Le rayonnement γ ne possède pas de charges électriques. Il interagit dans la matière suivant trois processus principaux qui sont : l'effet photoélectrique, la diffusion Compton et l'effet de création des paires positron - électron. L'importance relativiste de ces trois effets dépend de l'énergie de γ et du numéro atomique Z du milieu atténuateur.

L'effet photoélectrique

C'est l'absorption par un atome de la totalité de l'énergie E_γ du photon incident. Cette énergie est transférée à l'électron en partie pour l'éjecter de sa couche électronique, le reste étant sous forme d'énergie cinétique T_e . Cette dernière énergie s'exprime alors par :

$$T_e = E_\gamma - W$$

Où W est l'énergie de liaison entre le noyau et l'électron. Ce phénomène a lieu avec un électron de la couche i si l'énergie du photon est supérieure ou égale à l'énergie de liaison de cet électron.

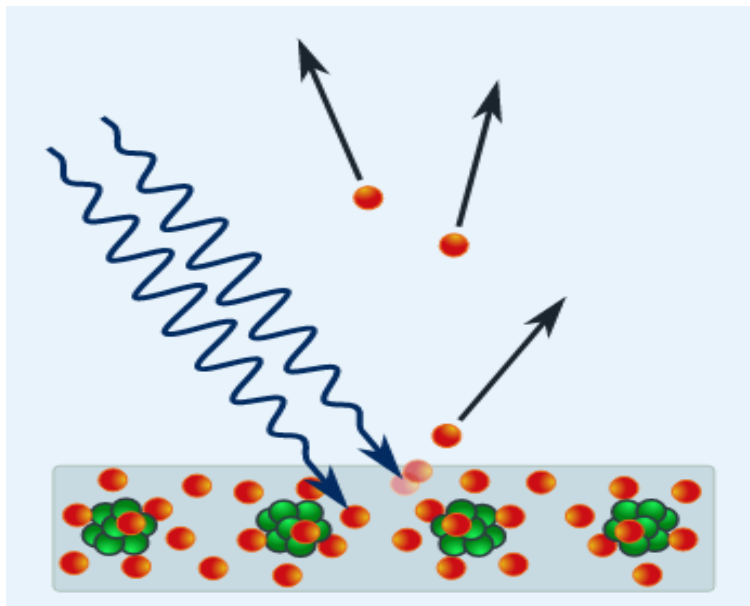


Figure 3.11 – effet photoélectrique.

L'effet Compton

Il consiste en la diffusion élastique d'un photon par un électron du milieu. En appliquant la conservation de l'énergie et de la quantité de mouvement, on trouve la relation entre l'énergie du photon diffusé E_γ , l'angle θ sous lequel il est diffusé et l'énergie cinétique T acquise par

l'électron :

$$T = \frac{E_\gamma}{1 + \frac{mc^2}{E_\gamma(1 - \cos \theta)}}$$

T est maximale si

$$\theta = \pi$$

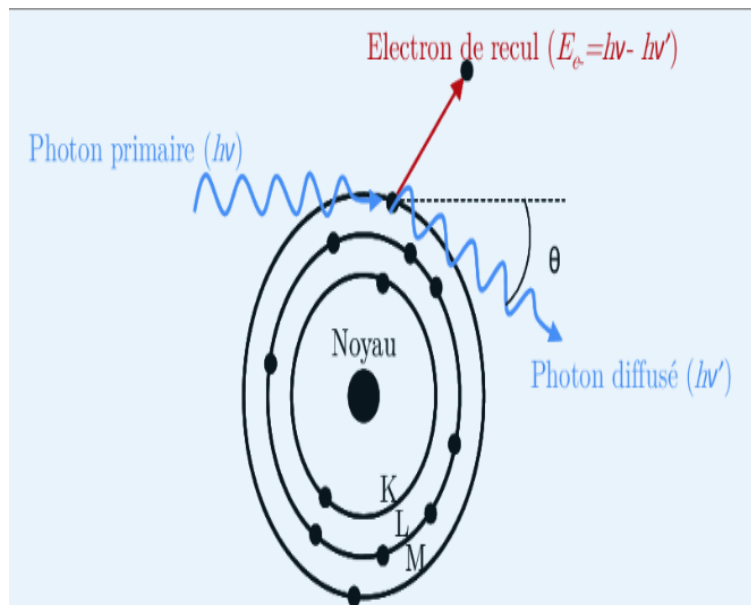


Figure 3.12 – effet compton.

La production de paire : Ce phénomène a lieu au voisinage du noyau (ce qui n'est pas permis tout le temps). Ici, on part d'une particule sans masse γ pour aboutir à deux particules avec masse qui, à leur tour deviennent des particules sans masse.

Lorsque l'énergie du photon est supérieure à 1.02 MeV, c'est à dire que l'énergie E du photon est plus grande que deux fois la masse de l'électron au repos, le photon peut, dans le champ électromagnétique du noyau, se matérialiser en une paire électron positron. Bien que ces deux particules soient créées au détriment de l'énergie du photon, ce processus ne peut pas se produire dans le vide par simples raisons cinématiques.

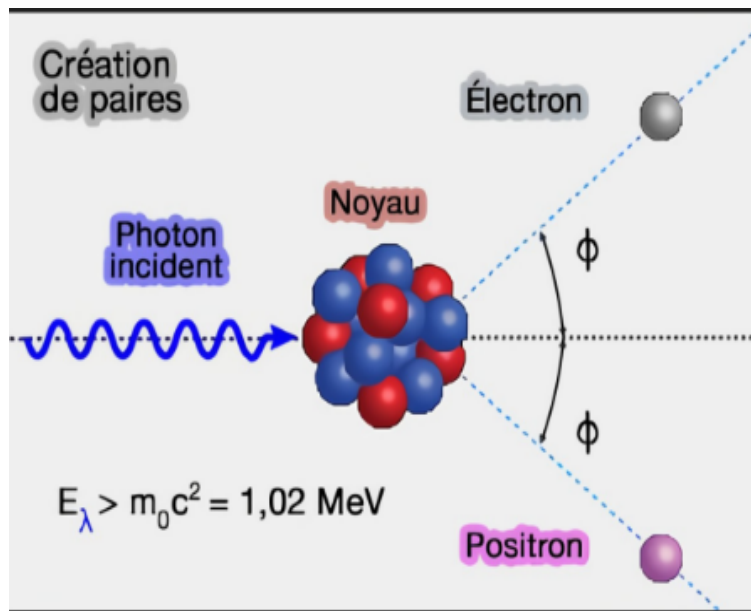


Figure 3.13 – Création de paires.

Annexe 3 : Interactions particules chargées lourdes et légères avec la matière

Particules légères

Les particules chargées légères sont des électrons (ou positron). Les électrons sont issues des émissions e^+ et e^- de l'ionisation des atomes cibles et de l'interaction des photons X ou gamma avec la matière. Les électrons interagissent avec des électrons des atomes constituant le milieu traversé : -Si l'énergie transférée par l'électron incident est supérieure à l'énergie de liaison d'un électron de l'atome cible ($E > 30$ eV) celui-ci est expulsé du cortège et il y a ionisation de l'atome. -Si l'énergie transférée par l'électron incident est exactement égale à la différence entre l'énergie de liaison de deux couches électronique de l'atome cible, un électron de cet atome passe ou saute sur une couche moins liée on dit qu'il y a excitation. Plus rarement les électrons interagissent avec des noyaux des atomes traversés. L'électron incident est dévié dans le champ coulombien de l'atome cible et ce changement de trajectoire s'accompagne d'une émission de rayonnement X appelé rayonnement de freinage.

Particules Lourdes

Elles interagissent principalement avec des électrons des atomes cibles engendrant une excitation ou ionisation. Les interactions avec les noyaux sont secondaires elles ne sont pas sujet au

rayonnement de freinage.

dX est la trajectoire parcourue (ou épaisseur de tissus traversé) Dans les tissus biologiques, les dégats sont d'autant plus importants que l'énergie cédée localement par la particule incidente est grande. Le T.L.E reflète l'effet biologique d'un rayonnement donné.

Annexe 4 : Dosimétrie et grandeurs de protection

La dosimétrie est une branche de la physique qui permet d'évaluer quantitativement l'énergie absorbée par unité de masse. Elle a plusieurs objectifs : - de prévoir les effets des traitements en radiothérapie aussi bien sur les tissus sains que les tissus tumoraux - de mesurer l'énergie déposée dans les tissus lorsque les rayonnements ionisants (directs ou indirects) sont utilisés à des fins diagnostiques - de définir des normes de protection vis-à-vis de ces rayonnements (radioprotection) soit individuellement (sur le plan personnel ou professionnel), soit collectivement. Pour des besoins de protection radiologique les institutions internationales (CIPR, BIPM...) définissent certaines grandeurs de protection qui seront définie ci-dessous

$$E = \sum_T W_T H_T, \quad (3.10)$$

L'unité de mesure de la dose efficace est le Sievert Sv, W_T est le facteur de pondération tissulaire et H_T s'exprime en sievert Sv. Le tableau présente les facteurs W_T , par groupe d'organes. Les valeurs W_T sont des valeurs établies pour une population d'une large gamme d'âges. Ils sont donc applicables dans le cas des travailleurs, de la population entière et de chacun des deux sexes.

Dose efficace Le risque de production d'un cancer est lié à la dose, mais tous les tissus n'ont pas la même sensibilité aux rayonnements. C'est la dose efficace qui permet d'estimer le risque d'induction de cancer dans l'organisme en prenant en compte la radiosensibilité des différents tissus concernés. La dose efficace est la somme des doses équivalentes pour chaque organe ou tissu de l'organisme pondérées par un facteur dépendant de la sensibilité aux effets stochastiques du tissu irradié. La dose efficace s'exprime par : Limite annuelle de dose

Limite annuelle de dose

Tableau 3.20 – Limites de dose recommandée dans les situations d'exposition planifiée^a.

Type de limite	Travailleurs	Public
Dose efficace	20 mSv/an sur des périodes de 5ans ^c	1mSv/an ^f
Dose équivalente	-	-
Le cristallin ^b	150 mSv	15 mSv
La peau ^{c,d}	500 mSv	50 mSv
Les mains et les pieds	500 mSv	-

a : les limites de dose efficace concernent la somme des doses efficaces pertinentes en provenance de l'exposition externe pendant la période spécifiée et de la dose efficace engagée provenant de l'incorporation de radionucléides pendant la même période. Pour les adultes, la dose efficace engagée est calculée sur les 50 ans suivant l'incorporation, tandis que pour les enfants elle est calculée sur une période allant jusqu'à l'âge de 70 ans.

b : cette limite est actuellement révisée par un groupe de travail de la CIPR.

c : la limitation sur la dose efficace assure une protection suffisante de la peau contre les effets stochastiques.

d : moyennée sur 1 cm^2 de peau, indépendamment de la zone exposée.

e : à condition également que la dose efficace ne dépasse pas 50 mSv en une seule année. Des restrictions supplémentaires s'appliquent à l'exposition professionnelle des femmes enceintes.

f : dans des circonstances particulières, une valeur plus élevée de la dose efficace pourrait être autorisée en une seule année, à condition que la moyenne sur 5 ans ne dépasse pas 1 mSv par an.

Action biologique des radiations

Les effets biologiques des radiations sur la matière vivante sont le résultat final des interactions physiques du rayonnement avec le milieu vivant. Pour décrire l'action des radiations au niveau cellulaire ; on distingue deux constituants dans la cellule : les biomolécules fondamentales (ADN ; ARN ; protéines ; enzymes) et l'eau qui constitue 80% de la masse cellulaire. Ainsi, au niveau du mécanisme d'action de la radiation on distingue l'action directe, dans le cas où les bio-

molécules fondamentales sont touchées par la radiation ou indirecte, dans le cas où la radiation agit sur l'eau.

Action directe

Lors de l'action directe, les radiations ionisantes interagissent directement avec les biomolécules fondamentales de la cellule provoquant des lésions et des ruptures au niveau de ces molécules. Il est très généralement admis que la principale cible cellulaire est constituée par l'ADN. En effet, les dommages infligés à ce composant fondamental du noyau cellulaire sont, très certainement, responsables de la mort cellulaire et des effets héréditaires tels que mutations ou aberrations chromosomiques.

Action indirecte

Lors de l'action indirecte, les radiations ionisantes interagissent avec les molécules d'eau contenues dans la cellule. Ce phénomène appelé radiolyse de l'eau conduit à la formation des radicaux très actifs et les électrons solvates. Les radicaux formés diffusent dans la cellule et entrent en relation avec les biomolécules fondamentales ; c'est le mécanisme de l'action indirecte. Il en résulte des lésions de l'ADN ou des altérations des protéines de base qui peuvent conduire à la mort de la cellule. Après une irradiation d'eau rayons X ; environ deux tiers des lésions sur l'ADN sont produites par des radicaux libres.

Annexe 5 : Radioprotection

Définition

La radioprotection est l'ensemble des mesures prises pour assurer la protection de l'homme et de son environnement contre les effets néfastes des rayonnements ionisants. Elle vise à prévenir tout effet pathologique déterministe de l'irradiation, limité à un niveau acceptable les effets de nature stochastique. La CIPR-103 propose de distinguer trois situations d'exposition :

- situation d'exposition planifiée (l'introduction d'une source et de son utilisation)
- situation d'exposition en cas d'urgence (urgence radiologique)
- situation d'exposition pré-existante-exposition (naturelle, Radon,...)

- En outre, trois catégories d'exposition se distinguent : -exposition professionnelle -exposition du public -exposition médicale (patients, proches du patient,...)

Bases de la radioprotection

Afin d'éviter les effets déterministes, capables de survenir notamment en cas d'accidents radiologiques, et de réduire autant que possible les risques d'apparition d'effets aléatoires, le système de radioprotection repose sur trois grands principes, inscrits dans le code de la santé publique à savoir :

a) Justification Toute activité entraînant une exposition aux rayonnements ionisants doit être justifiée par une analyse coût/avantage, mettant en évidence que le détriment est suffisamment faible par rapport au bénéfice que l'on retire de cette pratique.

b) Optimisation

L'optimisation consiste à réduire les doses individuelles et collectives à un niveau aussi bas que possible, compte tenu des impératifs sociaux et économiques (Principe ALARA*).

c) Limitation des expositions individuelles Il faut également réduire les expositions individuelles aux limites pour lesquelles le risque est jugé acceptable. Ces limites sont telles qu'elles permettent :

- d'éviter tout effet pathologique, en se situant bien au-dessous des seuils des effets déterministes.

- de maintenir le détriment éventuel provoqué par les effets aléatoires à un niveau jugé acceptable pour l'individu et la société

Atténuation des γ

Le coefficient d'atténuation μ en fonction de l'énergie pour les trois effets évoqués ci-dessus nous amène à la conclusion suivante : pour des énergies inférieures à 0.1 MeV, l'effet photoélectrique est dominant ; entre 0.1 MeV et 10 MeV c'est l'effet Compton qui domine et enfin à plus de 10 MeV, la production de paire l'emporte.

Le coefficient d'atténuation massique total dû aux trois effets ci-dessus est :

$$\mu = \mu_{PE} + \mu_{DC} + \mu_{CP}$$

Un faisceau de photons qui entre dans la matière verra le nombre de photons n'ayant pas interagi diminuer suivant la relation suivante :

$$n(x) = n(0) \exp(-\mu \times x)$$

Où $n(0)$ est le nombre initial de photons entrant dans la matière et x est l'épaisseur du milieu traversé.

- Cas des neutrons.

Dépourvus de charges électriques, les neutrons peuvent traverser les épaisseurs importantes de matériau sans interagir. Ils interagissent de trois manières pour les énergies cinétiques n'excédant pas quelques MeV

- La diffusion par un noyau : $n + A \longrightarrow n + A$.

- La capture radiative par un noyau : $n + A \longrightarrow B + \gamma$.

Si A est le noyau (Z,N), B sera le noyau (Z,N+1).

- L'équation de la fission suivant : $n + A \longrightarrow B + C + xn$.

La diffusion intervient principalement aux énergies élevées alors que la capture et la fission sont prépondérants aux très faibles énergies. Après ralentissement par chocs élastiques, les neutrons thermiques sont capturés par le noyau.