

REPUBLIQUE DU CAMEROUN
Paix-Travail-Patrie

UNIVERSITE DE YAOUNDE I

FACULTE DES SCIENCES

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

UNITE DE RECHERCHE ET DE FORMATION
DOCTORALE "PHYSIQUE ET APPLICATIONS"

BP 812 Yaoundé
email : crfd_stg@uy1.uninet.cm



REPUBLIQUE DU CAMEROUN
Peace-Work-Fatherland

UNIVERSITY OF YAOUNDE I

FACULTY OF SCIENCE

POSTGRADUATE SCHOOL OF SCIENCE
TECHNOLOGY AND GEOSCIENCES

RESEARCH AND POSTGRADUATE TRAINING
UNIT FOR "PHYSICS AND APPLICATIONS"

PO BOX 812 Yaoundé
email: crfd_stg@uy1.uninet.cm

LABORATOIRE DE PHYSIQUE NUCLÉAIRE, ATOMIQUE, MOLÉCULAIRE ET
BIOPHYSIQUE

**Évaluation de la contribution du potassium-40 généré par les
activités agropastorales à la dose efficace totale par ingestion
de plantes**

Thèse

Présentée et soutenue en vue de l'obtention du
Diplôme de Doctorat/PhD en Physique

Option : Physique Nucléaire, Dosimétrie et Radioprotection

Par :

AWE Richard

Matricule 10W0054
Master of Science en Physique

Sous la direction de :

SAÏDOU

Professeur
Université de Yaoundé I

Année 2023



**Évaluation de la contribution du
potassium-40 généré par les activités
agropastorales à la dose efficace totale
par ingestion de plantes**

THÈSE

Présentée et soutenue le 18 Décembre 2023

redigée par

AWE Richard

Matricule : **10W0054**

Pour obtenir le grade de Docteur/PhD en Physique

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

Sous la direction de

SAÏDOU

Professeur

Université de Yaoundé I

3 janvier 2024

Dédicace

Après de longues années, cette thèse voit enfin le jour. Je la dédie à mon très cher père BAIRIKISSAM Pierre, en témoignage de ma reconnaissance pour sa patience, son sacrifice et son soutien tout au long de mes études.

Remerciements

Je n'aurais jamais pu réaliser ce travail de mémoire sans le soutien d'un grand nombre de personnes dont la générosité, la bonne humeur et l'intérêt manifesté à l'égard de ce travail de recherche m'ont permis de progresser dans cette délicate tâche.

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

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude et ma reconnaissance infinie à mon Directeur de thèse, le Pr SAÏDOU qui, malgré ses multiples tâches administratives a dirigé ce travail avec rigueur et patience et m'a fait bénéficier de ses compétences. Un merci particulier de m'avoir associé sans réserve aucune à son équipe de chercheurs du Centre de Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires de l'Institut de Recherches Géologiques et Minières (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 pensé, conçu et inspiré.

Je remercie le Pr BEN-BOLIE Germain Hubert d'avoir accepté être le Président de mon Jury de thèse de Doctorat/Ph.D et pour avoir animé le débat le jour de la présentation de mes travaux de recherche. Je remercie vivement le Pr SAÏDOU d'avoir accepté le rôle de Rapporteur de mon manuscrit, vos remarques ont été d'une aide précieuse. Je remercie également les professeurs NDJAKA Jean-Marie Bienvenu, NANA ENGO Serge Guy, SIEWE SIEWE Martin et MAHAMAT Saleh d'avoir accepté les rôles des Examineurs du Jury de ma soutenance de thèse de Doctorat/Ph.D. Leurs conseils avisés et leurs commentaires très constructifs seront sans aucun doute très utiles pour l'amélioration de ce travail et la suite de mes recherches.

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 physique en particulier.

J'adresse mes plus vifs remerciements au Pr BEN-BOLIE Germain Hubert, Chef de Laboratoire de Physique Nucléaire pour ses enseignements, son encadrement et ses conseils qu'il ne cesse de prodiguer.

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 (CRSTN), le laboratoire de l'IRGM ayant servi à la réalisation de la partie pratique de cette thèse. Le cadre de travail était idéal et j'en ai bien tiré avantage.

Je tiens tout particulièrement à exprimer ma gratitude au Pr OWONO OWONO Luc Calvin pour ses précieux conseils et ses connaissances dont j'ai bénéficié tout au long de notre formation en cycle Master.

Je remercie grandement le Pr KOFANE Timoléon Crépin et le Pr KOLYANG DINA TAIWE pour leurs conseils et leurs encouragements pour l'avancement de cette thèse.

J'exprime ma profonde gratitude au Dr ELE ABIAMA Patrice, Secrétaire Permanent au CNDT du 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 Sciences.

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.

J'exprime ma gratitude à tous les Enseignants du Département de Physique et plus particulièrement aux Professeurs NJANDJOCK NOUCK Philippe, PEMHA ELKANA, TCHAWOUA Clément, EKOBENA FOU DA Henri Paul, WO AFO Paul, ZE-

KENG Serge, HONA Jacques, MBANE BIOUELE César, NDOP Joseph, BODO Bertrand, EYEBE FOUA, NOUAYOU Robert, VONDOU Derbetini, OWONO OWONO Luc Calvin, BOYOMO ONANA Marthe, FEWO Serge Ibraïd, NANA ENGO Serge, DJUIDJE Germaine, NANA NBENJO Blaise Roméo, SIEWE SIEWE Martin, MBINACK Clément, ENYEGUE A NYAM Françoise, MVOGO Alain et aux Docteurs ABDOURAHIMI, MELI'I Jorelle Larissa, NGA ONGODO Dieudonné et CHAMANI Roméo.

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 tiens aussi à remercier le Dr TAKOUKAM SOH Serge Didier en service à l'Agence Nationale de Radioprotection pour son encadrement et ses précieux conseils.

Je remercie également l'ensemble du personnel du Centre de Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires de l'Institut de Recherches Géologique et Minières (IRGM) de Nkolbisson pour m'avoir accompagné matériellement et intellectuellement à la réalisation de ce travail. Plus particulièrement Mr Gondji Dieusouffit, Mr Hamadou Yerima Abba et Mme Younui Susan Yakum-Ntaw.

Je remercie également les Docteurs NGOUBI, TAKEMBO NTAHKIE Clovis, OUMAR BOBBO MODIBO, TANKOU TAGNE Alain Sylvain, ANEMENA ETOGA Emmanuel, TJOCK-MBAGA Thomas, AHMADOU KATARKALAH, MBIDA Serge et SOULEYMANOU HAMAN ADAMA pour leurs conseils et encouragements.

Je remercie très particulièrement tous mes camarades de thèse au Laboratoire de Physique Nucléaire pour leurs aides, assistances et l'amitié. Il s'agit particulièrement des doctorants TAMIAN FOTSO Kévin Adelphe, EBODE ONYIE Fabien, AKAMBA MBEMBE Bertrand, ADJABA Jean Liboire, NGUIMSSING Brice Martial, KOYANG François, YIA ETOLO Hervé Didier, NNOMO MANGA Richard, MAH TSILA Philippe, NDIMANTCHI AYOBA, NJOBO Jean Paul Justice, et KITCHA SIME Fayette.

Mes remerciements s'adressent également à son Excellence ADAMA MODI BAKARI elite de l'arrondissement de MOULVOUDAYE pour son aide, ses conseils et encouragements.

J'exprime mes remerciements particuliers toute la famille du Général de Division IVO DESANCIO YENWO pour leur soutien constant à mon endroit pour ce parcours académique.

Mes remerciements les vifs s'adressent également au Chef de Service au Ministère de Finances Mr. SOULEY elite de l'arrondissement de KAÉLÉ pour son aide, ses conseils et encouragements.

Mes remerciements les plus chaleureux vont à MAIBOUDNI Rosaline, BRILLANT Martin, MANYANG SALIKREO, MAIRO, BAHANNE Martine, GUELA WAIDANDI, ABDOURAMANOU, TABOULI Renaud, WATCHING Alain Arnaud, KOUWE Roger, qui m'ont soutenu tout au long de mon parcours académique. Que tous reçoivent ici l'expression de ma profonde gratitude.

Toute ma gratitude va également à l'endroit des membres de la famille BAIRIKISSAM : mon Pere BAIRIKISSAM Piere, mes frères et sœurs (HAIWE FEKWE, TAIWE Piere, NDOUWE Bruno, BINTOU Marie, AMINATOU Minette, DAIDOUWE Brillantine, DJAMILATOU FAIDA Sylvie, MAIDAI Jacqueline, BAWANE, ASSAITOU, ASTA, DAIFERLAI et WIWA), mes beaux frères (AWE ABRAHAM et WATCHING DAN-KREO), aux grandes familles HAISSALA, SALEKREO, LANTOING, RINTOING et DJARKISSAM. Je suis très conscient du sacrifice fait par chacun de vous pour l'aboutissement de cette thèse.

Je ne saurais oublier de remercier NDIWA Nestor, HOULGA, TIWANG Henri Georges, MAÏLA Jean Calvin, AFAME Jean Claude, WABE Alice, MAIFEO Elene et DJONGA ABBA LIMAN qui ont contribué par leurs encouragements à l'aboutissement de ce travail.

Je ne saurais terminer cette thèse sans avoir une pensée très forte à l'égard de mes tantes MAIWARE, MAIDEON, DAIDOUWE, MAISENDA et à mes amis SALI HAMA-DOU, ABAME Justin, MBOUDAI Robert.

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	vii
Liste des Figures	xiii
Liste des Tableaux	xvi
Liste des Abréviations	xviii
Résumé	xx
Abstract	xxii
Introduction Générale	1
Chapitre 1 RÉVUE DE LA LITTÉRATURE	5
1.1 Problématique de la radioactivité naturelle	5
1.1.1 Généralités sur la Radioactivité naturelle	5
1.1.1.1 Origines de la radioactivité	6
1.1.1.2 Types de désintégrations radioactives	6
1.1.2 Filiations radioactives	6
1.1.2.1 Série de l'uranium-238 (^{238}U)	7
1.1.2.2 Série de l'uranium-235 (^{235}U)	8
1.1.2.3 Série du thorium-232 (^{232}Th)	8
1.1.2.4 Série du potassium-40 (^{40}K)	9
1.1.3 Filiation radioactive et équation de Bateman	10
1.1.4 Détection	12

1.1.5	Mécanismes utilisés pour la détection des rayonnements ionisants	12
1.2	Radioactivité naturelle dans le sol et la roche	13
1.3	Sols et caractéristiques	15
1.3.1	Origine des sols	15
1.3.2	Composants du sol	15
1.3.3	Formation d'un sol	16
1.3.4	Composition du sol	16
1.4	Typologie des engrais et des amendements	17
1.4.1	Engrais organique	17
1.4.1.1	Définition et origine	17
1.4.2	Engrais chimiques (minéraux)	18
1.4.2.1	Définition et origine	18
1.4.3	Engrais potassiques	18
1.4.3.1	Définition et origine	18
1.4.4	Amendements	19
1.4.4.1	Définition et origine	19
1.5	Généralités sur le potassium	19
1.5.1	Origine du potassium	19
1.5.2	Potassium dans la roche et les sols	20
1.5.3	Réservoirs de potassium dans le sol	20
1.5.4	Compartiments du potassium dans le sol et dynamique du potassium	22
1.5.4.1	Compartiments du potassium dans le sol	22
1.5.4.2	Potassium échangeable ou assimilable	22
1.5.4.3	Potassium rétrogradé	23
1.6	Problématique de la radioactivité naturelle au Cameroun	23
1.7	Techniques de mesure de la radioactivité naturelle dans le sol	25
1.7.1	Dosimétrie externe	26
1.7.2	Dosimétrie interne	27
1.8	Evaluation de la dose	27
1.8.1	Notion d'exposition	27
1.8.1.1	Exposition externe	28
1.8.1.2	Exposition interne	28
1.9	Historique sur la famille des codes RESRAD	29

1.9.1	Code RESRAD-ONSITE 7.2	31
1.9.1.1	Caractéristiques du code RESRAD-ONSITE 7.2	31
1.9.1.2	Utilisation et applications du code RESRAD-ONSITE 7.2	31
1.9.2	Code RESRAD-BIOTA 1.8	32
1.9.2.1	Caractéristiques du code RESRAD-BIOTA 1.8	32
1.9.2.2	Utilisation et applications	32
1.10	Action biologique des radiations	32
1.10.1	Action indirecte	34
1.10.2	Action directe	34
1.10.3	Effets des radiations sur l'organisme	34
1.11	Radioprotection	36
1.11.1	Définition	36
1.11.2	Bases de la radioprotection	36
Chapitre 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES		38
2.1	Présentation de la zone d'étude	38
2.2	Mesure de la concentration des émetteurs γ	41
2.2.1	Mesure de la radioactivité naturelle dans les échantillons de sol par spectrométrie gamma en laboratoire	41
2.2.1.1	Dispositif expérimental	41
2.2.1.2	Protocole expérimental	42
2.2.1.3	Etalonnage de la chaîne de détection	44
2.2.1.4	Correction de sommation par coïncidence	47
2.2.1.5	Autoabsorption γ	47
2.2.1.6	Correction de l'effet d'autoabsorption	47
2.2.1.7	Détermination des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , dans les échantillons de sol	48
2.2.1.8	Évaluation de la surface nette des pics	49
2.2.1.9	Méthode TPA	50
2.2.1.10	Pic-somme	51
2.2.1.11	Seuil de décision et limite de détection	52
2.3	Évaluation de la dose	54
2.3.1	Dose par irradiation externe	55
2.3.1.1	Débit de dose absorbée dans l'air à 1 mètre du sol	55

2.3.1.2	Dose efficace par irradiation externe	55
2.3.2	Approche de la modélisation du code RESRAD-ONSITE 7.2 et équations associées	56
2.3.2.1	Approche de la modélisation du code RESRAD-ONSITE 7.2	56
2.3.2.2	Équations associées du code RESRAD-ONSITE 7.2	60
2.3.3	Approche de la modélisation du code RESRAD-BIOTA 1.8 et équations associées	62
2.3.3.1	Approche de la modélisation du code RESRAD-BIOTA 1.8	62
2.3.3.2	Équations et modèles : cas particuliers des systèmes terrestres	64
2.4	Risques radiologiques	65
2.4.1	Estimation des indices de risque	66
2.4.1.1	Estimation du Radium équivalent (Ra_{eq})	66
2.4.1.2	Estimation des indices de risque externe et interne	66
2.4.1.3	Estimation de l'indice de niveau de radioactivité	67
2.4.2	Analyse probabiliste et risques excédentaires de cancer à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2	67
2.4.2.1	Analyse probabiliste à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2	67
2.4.2.2	Risques excédentaires de cancer à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2	68
Chapitre 3 RÉSULTATS ET DISCUSSION		71
3.1	Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K	71
3.2	Évaluation de la dose	73
3.2.1	Dose par irradiation externe	74
3.2.1.1	Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol	74
3.2.1.2	Évaluation de la dose efficace annuelle	75
3.2.2	Évaluation des doses avec le code RESRAD-ONSITE 7.2	76
3.2.2.1	Contributions de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U de toutes les voies d'exposition additionnées sur 100 ans dans la présente zone d'étude	76

3.2.2.2	Contributions de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'exposition, sur 100 ans dans la présente zone d'étude	78
3.2.2.3	Contribution du ^{40}K dans la dose efficace par ingestion de plantes, sur 100 ans dans la présente zone d'étude	80
3.2.3	Guide des concentrations dans le biote (BCG), le ratio et débit de dose à l'aide du code RESRAD-BIOTA 1.8	85
3.2.3.1	Guide des concentrations dans le biote (BCG) et le Ratio à l'aide du code RESRAD-BIOTA 1.8	85
3.2.3.2	Évaluation des débits de dose à l'aide du code RESRAD-BIOTA 1.8	88
3.3	Risques radiologiques	91
3.3.1	Estimation des indices de risque par irradiation externe	92
3.3.2	Dose probabiliste à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2.	92
3.3.2.1	Dose probabiliste de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K à l'aide du code RESRAD dans toute la zone d'étude.	92
3.3.2.2	Dose probabiliste à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2 pour pour les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga, Mayo-Kani et de toute la zone d'étude.	94
3.3.3	Excès de risque de cancer dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'expositions sommées	96
3.3.3.1	Excès de risque de morbidité cancéreuse dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'expositions sommées.	96
3.3.3.2	Excès de risque de cancer induit par ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les différentes voies d'exposition pendant 100 ans.	98
	Conclusion générale, perspectives et recommandations	101
	Références bibliographiques	104
	Annexes	115
3.3.4	Dynamique du potassium dans le sol	136
3.3.4.1	Concepts de pouvoir tampon, d'intensité et de capacité potassiques des sols	137
3.3.4.2	Facteurs directement liés au potassium échangeable	137

3.3.4.3	Facteurs jouant sur les phénomènes de rétrogradation et de libération du potassium	138
3.3.5	Altération des minéraux du sol et pouvoir de régénération du sol sur le potassium échangeable	138
	Liste de Publications	143

Liste des Figures

Figure 1.1	Chaîne de désintégration de l'uranium-238 [21].	7
Figure 1.2	Chaîne de désintégration de l'uranium-235 [21].	8
Figure 1.3	Chaîne de désintégration du thorium-232 [21].	9
Figure 1.4	Schéma de désintégration du potassium-40 [22].	10
Figure 1.5	Cycle du potassium dans l'environnement [36].	21
Figure 1.6	Compartiments du potassium dans le sol [59].	22
Figure 1.7	Différentes modes d'expositions [95].	29
Figure 1.8	Familles de code RESRAD [100]	30
Figure 1.9	Structure de la molécule d'ADN [102].	33
Figure 1.10	Lésions de l'ADN induites par les effets directs et indirects des rayonnements ionisants [102].	35
Figure 1.11	Effets directs et indirects de l'ADN induites par les des rayonnements ionisants [103].	36
Figure 2.1	Localisation géographique de la région de l'Extrême-Nord au Cameroun [10].	39
Figure 2.2	Localisation géologique des localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et le Mayo-Kani de la région de l'Extrême-Nord au Cameroun [10].	40
Figure 2.3	Mesure de la radioactivité : échantillonnage, conditionnement et analyse des échantillons de sol.	42
Figure 2.4	Marineli Beaker contenant la source liquide radioactive de l'AIEA utilisée pour l'étalonnage en efficacité de la chaîne de détection de la spectrométrie γ en laboratoire [92].	43
Figure 2.5	Courbe d'étalonnage du détecteur en énergie.	45
Figure 2.6	Courbe d' étalonnage du détecteur en efficacité.	46
Figure 2.7	Méthode TPA : $B1$ et $B2$ sont le bruit de fond à gauche et à droite du centroïde [1]	50

Figure 2.8	Définition du seuil de décision (SD) et la limite de détection (LD) [118].	52
Figure 2.9	Représentation graphique des voies d'exposition considérées par RESRAD-ONSITE 7.2 [100]	57
Figure 2.10	Épaisseur de la couche de couverture pour le facteur de transport environnemental [119].	60
Figure 2.11	Recepteurs considérés dans RESRAD-BIOTA 1.8 [101].	62
Figure 2.12	Model conceptuel avec le code RESRAD-BOITA 1.8. [101].	63
Figure 2.13	Distribution triangulaire et distribution normale tronquée [100].	68
Figure 3.1	Contributions du ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U aux doses additionnées dans toutes les voies d'exposition sur 100 ans dans le Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.	76
Figure 3.2	Contributions du ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U aux doses additionnées dans toutes les voies d'exposition sur 100 ans dans Toute la zone d'étude.	77
Figure 3.3	Contributions de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U aux doses provenant de toutes les voies d'exposition, additionnées sur 100 ans dans le Mayo-Sava, le Mayo-Tsanaga et le Mayo-Kani.	78
Figure 3.4	Contributions de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U aux doses provenant de toutes les voies d'exposition, additionnées sur 100 ans dans Toute la zone d'étude.	79
Figure 3.5	Somme des ratios des animaux et des plantes terrestres.	88
Figure 3.6	Débit de dose des animaux et des plantes terrestres.	91
Figure 3.7	Probabilité cumulées et dose de chaque radionucléide : (a) ^{40}K , (b) ^{232}Th , (c), ^{238}U et (d) tous les radionucléides dans la zone d'étude.	94
Figure 3.8	Probabilité cumulées et dose de tous les radionucléides pour les localités Mayo-Sava (a), Mayo-Tsanaga (b), Mayo-Kani (c) et dans toute la zone d'étude (d).	96
Figure 3.9	Excès de risque de morbidité cancéreuse dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'expositions sommées sur 100 ans dans le Mayo-Sava, le Mayo-Tsanaga et le Mayo-Kani.	97
Figure 3.10	Excès de risque de morbidité cancéreuse dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'expositions sommées sur 100 ans dans Toute la zone d'étude.	98

Figure 3.11	Risque de cancer dans les différentes voies d'exposition dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U sur 100 ans à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.	99
Figure 3.12	Risque de cancer dans les différentes voies d'exposition dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U sur 100 ans dans Toute la zone d'étude.	100
Figure 3.13	Pénétration de rayonnements ionisants dans la matière.	117
Figure 3.14	Différentes interactions rayonnement-matière.	119
Figure 3.15	Effet photoélectrique [26].	120
Figure 3.16	Effet Compton [26].	121
Figure 3.17	Création de paire [26].	122

Liste des Tableaux

Tableau 1.1	Teneur en K_2O et degré d'altération des argiles.	20
Tableau 2.1	Principales lignes d'énergie utilisées dans ce travail en spectrométrie gamma en laboratoire pour la détermination des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons de sol.	49
Tableau 2.2	Valeurs spécifiques de paramètres du site et les valeurs par défaut utilisées à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2	59
Tableau 3.1	Concentrations ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons de sol prélevés dans les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.	72
Tableau 3.2	Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol dans les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.	74
Tableau 3.3	Dose efficace liée à la radioactivité naturelle dans le sol des localités de Mayo-Tsanaga, Mayo-Sava et Mayo-Kani (spectrométrie γ) en laboratoire.	75
Tableau 3.4	Dose efficace de ^{40}K dans l'ingestion de plantes (DEPIP) en mSv/an, Dose efficace totale due à l'ingestion de plantes (DETIP) en mSv/an, Contribution du ^{40}K à la dose efficace totale (CPDEIP) en %, Dose efficace totale (DET) en mSv/an, Contribution du ^{40}K à la dose efficace due à l'ingestion de plantes (CPDET) en % à l'année initiale.	81
Tableau 3.5	Dose efficace de ^{40}K dans l'ingestion de plantes (DEPIP) en mSv/an, Dose efficace totale due à l'ingestion de plantes (DETIP) en mSv/an, Contribution du ^{40}K à la dose efficace totale (CPDEIP) en %, Dose efficace totale (DET) en mSv/an, Contribution du ^{40}K à la dose efficace due à l'ingestion de plantes (CPDET) en % et Temps maximal (TM) en année.	82

Tableau 3.6	Guide des concentrations dans le biote (BCG) et Ratio dues aux ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U provenant des animaux terrestres dans les échantillons de sol prélevés à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.	85
Tableau 3.7	Guide des concentrations dans le biote (BCG) et Ratio dues aux ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U provenant des plantes terrestres dans des échantillons de sol prélevés à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.	87
Tableau 3.8	Débits de dose absorbée provenant des animaux terrestres dans des échantillons de sol prélevés à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.	89
Tableau 3.9	Débits de dose provenant de plantes terrestres dans des échantillons de sol prélevés à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.	90
Tableau 3.10	Indices de risque lié à l'exposition à la radioactivité naturelle dans le sol de toute la zone d'étude.	92
Tableau 3.11	Dose probabiliste de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K à l'aide du code RESRAD dans toute la zone d'étude.	93
Tableau 3.12	Dose probabiliste à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2 pour les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga, Mayo-Kani et de toute la zone d'étude au $t = 1.00 \times 10^0$	95
Tableau 3.14	Quelques valeurs de couche de demi atténuation (unité : cm).	124
Tableau 3.15	Facteurs de pondération pour les rayonnement.	141
Tableau 3.16	Facteur de pondération pour le rayonnement.	141
Tableau 3.17	Limites de dose recommandée dans les situations d'exposition planifiée ^a [8]	142

Liste des Abréviations

AIEA : Agence Internationale de l'Énergie Atomique

AMD : Activité Minimale Détectable

GCB : Guide de Concentration du Biote

CDA : Couche de Demi-Atténuation

CIPR : Commission Internationale de Protection Radiologique

CRSTN : Centre de Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires

D_a : Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol

DE : Département de l'Énergie

H_{ext} : Indice de risque externe

H_{in} : Indice de risque interne

I_γ : Indice de niveau de radioactivité

APE : Agence pour la Protection de l'Environnement

MER : Modélisation de l'Environnement pour la Radioprotection

ETF : Facteur de Transport Environnemental

FCD : Facteur de conversion de dose

FS : Facteur de surface

ED : Durée de l'Exposition

EVMB : Étude de Validation du Modèle Biosphérique

VPME : Validation des Prévisions des Modèles Environnementaux

NT : Norme Technique

FCD : Facteur de conversion de dose

LCMM : Largeur Complète Mi-maximum

SPG : Système de Positionnement Global

ICRU : Commission Internationale des Unités et Mesures de Rayonnement

IRGM : Institut de Recherches Géologiques et Minières

IRSN : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire

LD : Limite de Détection

MA ou Moy arithm : Moyenne arithmétique

Max : Maximale (ou maximum)

Méd : Médiane

MG ou Moy géom : Moyenne géométrique

Min : Minimale (ou minimum)

NRN : Matières Radioactives Naturelles

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

OP : Ordinateur Personnel

Ra_{eq} : Radium équivalent

RADRES : Radioactivité résiduelle

SD : Seuil de Decision

SODECOTON : Société de Développement du Coton du Cameroun

GSD : Écart-type géométrique (ou deviation standard geometric)

TLE : Transfert linéique d'énergie

STP : Surface Totale du Pic

UE : Union Européenne

UV : Ultra-Violet

CSNUERA : Comité Scientifique des Nations Unies sur les Effets des Rayonnements Atomiques

AAPE : Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement

Résumé

Cette étude évalue le niveau de radioactivité dans le Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani, zones d'intenses activités agropastorales dans la région de l'Extrême-Nord, Cameroun. Le but est de montrer qu'au-delà de la structure géologique et la composition minéralogique du sol, les engrais agricoles et les déjections d'animaux issues de l'élevage peuvent contribuer de manière significative à l'élévation du niveau de radioactivité induit par ^{40}K dans un environnement. Par spectrométrie gamma en laboratoire utilisant un scintillateur NaI(Tl), 55 échantillons de sol prélevés ont été analysés. Les valeurs moyennes des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K étaient égales à 41, 59 et 529 Bq/kg respectivement.

La dose efficace totale, les risques de morbidité cancéreuse et le débit de dose absorbée ont été générés respectivement par les codes RESRAD-ONSITE 7.2 et RESRAD-BIOTA 1.8. La dose efficace totale maximale 0,7 mSv/an a été estimée au temps $t = 38$ ans, avec des contributions de 56 %, 37,3 %, 3,9 %, 2,1 %, 0,7 % et 0,07 % provenant respectivement de l'ingestion de végétaux, l'exposition externe, l'ingestion de viande, l'ingestion de lait, l'ingestion de sol et l'inhalation de radon émis par les sols contaminés et de radionucléides en suspension dans l'air ou se volatilisant à partir du sol (^3H et ^{14}C). L'ingestion de végétaux à travers ^{40}K y contribue majoritairement. À l'année initiale, cette dose et l'excès de risque de cancer total valaient 0.3 mSv/an et $1,165 \times 10^{-3}$ respectivement.

Comparées aux zones où les activités agropastorales n'étaient pas intensifiées, les contributions du ^{40}K à la dose efficace liées à l'ingestion de végétaux obtenues dans ce travail sont élevées. Cela peut être dû aux différents engrais et déjections d'animaux qui, très riches en potassium, sont répandus dans la nature. Bien que le potassium soit indispensable à la vie, il est néanmoins nécessaire en radioprotection de prendre en compte ce type d'exposition radiologique qui n'est pas sans effets nocifs à l'environnement et à la santé.

Quant aux débits de dose absorbée générés par le code RESRAD-BIOTA 1.8, le niveau d'exposition du public à la radioactivité naturelle indiqué est faible dans le présent travail. Cependant, ^{40}K contribue majoritairement au débit de dose total absorbée provenant des plantes et des animaux. Cette contribution est estimée à 98,6% dans le Mayo-Sava et le Mayo-Tsanaga et

98,2% dans le Mayo-Kani. Pour le débit de dose total absorbée provenant des animaux terrestres, la contribution du ^{40}K est estimée à 91,7% dans le Mayo-Tsanaga et Mayo-Sava, et à 97,9% dans le Mayo-Kani. En définitive, les résultats générés par le code RESRAD-BIOTA 1.8 sont en parfait accord avec ceux générés par le code RESRAD-ONSITE 7.2.

Mots clés : *Activités agropastorales ; engrais, dose efficace, ^{40}K , RESRAD-ONSITE 7.2, RESRAD-BIOTA 1.8, débit de dose absorbée, ingestion de végétaux, risque de morbidité cancéreuse.*

Abstract

This study assesses the level of radioactivity, its corresponding dose and risk in areas of intense agropastoral activities in the Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga and Mayo-Kani Divisions of the Far North region of Cameroon. The ultimate aim is to show that beyond the geological structure and mineralogical composition of the soil, agricultural fertilizers and animal droppings from livestock farming can contribute significantly to the elevation of the ^{40}K -induced radioactivity level in an environment. Natural radionuclide analysis was carried out on 55 soil samples collected from the three aforementioned localities, using a laboratory NaI (Tl) gamma spectrometer. The mean activity concentrations of ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K were 41, 59 and 529 Bq/kg respectively.

The total effective dose, the risk of cancer morbidity and the absorbed dose rate were generated by RESRAD-ONSITE 7.2 and RESRAD-BIOTA 1.8 respectively. The 0.7 mSv/year maximum total effective dose was estimated at time $t= 38$ years, with contributions of 56%, 37.3%, 3.9%, 2.1%, 0.7% and 0.07% from plant ingestion, external exposure, meat ingestion, milk ingestion, soil ingestion and inhalation, respectively. Potassium-40 (^{40}K) from plant ingestion is the major contributor. The doses in the initial year of agropastoral activity and the total excess cancer risk were 0.3 mSv/year and $1,165 \times 10^{-3}$ respectively.

The ^{40}K contributions to effective dose from plant ingestion obtained in this work are high compared to areas where agropastoral activities are not intensive. This may be due to the various fertilizers and animal droppings distributed in nature which are very rich in potassium. Although potassium is essential to life, it is nevertheless necessary for radiation protection to take into account this type of radiological exposure which is not without harmful effects on the environment and health.

As for absorbed dose rates generated by the RESRAD-BIOTA 1.8 code, the level of public exposure to natural radioactivity reported is low in the present work. However, ^{40}K contributes the majority of the total absorbed dose rate from plants and animals. This contribution is estimated at 98.6% in Mayo-Sava and Mayo-Tsanaga and 98.2% in Mayo-Kani. For the total absorbed dose rate from terrestrial animals, the contribution of ^{40}K is estimated at 91.7% in Mayo-Tsanaga and Mayo-Sava, and 97.9% in Mayo-Kani. Finally, the results generated by the

RESRAD-BIOTA 1.8 code are in perfect agreement with those generated by the RESRAD-ONSITE 7.2 code.

Keywords : *Effective dose; absorbed dose rate; agropastoral activities; cancer morbidity risk; fertilizer; ^{40}K ; RESRAD-ONSITE 7.2; RESRAD-BIOTA 1.8; plant ingestion.*

Introduction Générale

L'agriculture, activité indispensable pour l'homme est l'un des socles de l'économie dans la plupart des pays du monde. Pour qu'elle soit beaucoup plus rentable, l'agriculture a besoin des engrais qui, parfois peuvent être naturels (organiques) ou industriels (inorganiques). L'usage des engrais en général tient compte des besoins du sol en sels minéraux. Les engrais chimiques les plus utilisés sont riches en potassium, azote et en phosphore [1–6]. Quant au potassium, cet élément inorganique contribue au renforcement des parois cellulaires de la plante, à l'augmentation de la surface foliaire et la teneur en chlorophylle des feuilles. En outre, il est également responsable des écoulements de l'eau dans la plante. D'une manière générale, le potassium est à la base de la photosynthèse du couvert végétal et la croissance de la culture [3].

Chez l'homme et les animaux, le potassium est l'un des minéraux dont le corps a besoin en grandes quantités. C'est un élément chimique qui participe considérablement dans la régulation des processus physiologiques tels que la digestion et le rythme cardiaque [7]. Il participe également à la réduction du taux de sucre dans le sang, au transfert d'ions entre les membranes des cellules nerveuses. Le potassium présente donc de nombreux avantages pour la santé humaine et est indispensable pour la vie [3]. Chez l'adulte, environ 0,18% du corps est constitué de potassium et chez l'enfant, ce taux s'élève à environ 0,2% [1]. Dans la nature, le potassium existe sous forme de trois isotopes dont deux stables et très abondants : ^{39}K (93,26 %), ^{41}K (6,73 %) ; et un instable ^{40}K (0,0117 %), qui est à l'état de traces dans le potassium naturel . Comme l'uranium et le thorium, le potassium contribue à la radioactivité naturelle des roches et à la chaleur de la Terre [1].

Dans la nature, le potassium est beaucoup plus présent dans les algues, les cendres de bois, les guano, les paillages, la roche broyée, le granite, les déchets de récoltes et certains composts [3]. Par ailleurs, ce ^{40}K du milieu naturel est présent dans la bauxite et les boues rouges en petites quantités, dans certains aliments communs, notamment la viande rouge, les pommes de terre, la chair blanche, les carottes, les bananes, les haricots de Lima et les noix du Brésil [3]. Au-delà des différents éléments évoqués ci-dessus, le potassium provient aussi des engrais chimiques fabriqués

dans les industries.

De nombreuses études menées à travers le monde ont rapporté la présence des éléments radioactifs dans des échantillons de sol et denrées alimentaires collectés dans différentes régions. Au Cameroun, les mesures du niveau de radioactivité environnementale ont mis en évidence la présence de certains radionucléides tels que ^{238}U , ^{232}Th , ^{235}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{226}Ra et ^{210}Po dans des échantillons de cultures agricoles et certains végétaux prélevés dans les localités de Ngombas, Awanda, Bikoué et Melondo situées au Sud Ouest du pays. Les valeurs du Facteur de Transfert calculées à cet effet se sont révélées supérieures à celles proposées par l'AIEA [8–11]. En Irak, les travaux similaires ont mis en évidence la présence du ^{40}K dans le blé et ses dérivés (farine de blé, son, échantillons de levure) des moulins de Wasit, ainsi que dans les échantillons de farine de blé utilisés dans les boulangeries distribuées dans le gouvernorat de Wasit [3].

Au Madagascar, les mesures du niveau de radioactivité dans les échantillons de fèves de cacao et de certains aliments se sont avérées non négligeables (significatives) [12, 13]. Tous ces travaux portent sur l'exposition du public à la radioactivité naturelle et les éventuelles causes. Malheureusement, ils ne proposent (suggèrent) pas d'autres sources d'exposition qui ne sont pas directement liées aux caractéristiques du sol ou aux exploitations minières dans un site. La littérature montre que ^{40}K est un isotope qui représente un dix millième du potassium naturel. En plus, il se trouve à l'état de traces dans le potassium naturel. Par ailleurs, il est responsable de plus de la moitié de la radioactivité du corps humain. En dehors des éventuelles variances entre les individus, la dose moyenne de ^{40}K que chaque homme reçoit est équivalente à 0,165 mSv/an pour l'adulte et 0,185 mSv/an pour l'enfant [1]. Mais cette dose efficace moyenne qu'un individu reçoit ne peut-elle pas augmenter et nuire à la santé lorsque ce dernier se trouve dans une zone où la teneur en ^{40}K est très élevée dans les aliments ? Si tel est le cas, au-delà de la structure géologique d'un site et la composition minéralogique du sol, l'homme à travers certaines activités comme l'agriculture et l'élevage ne peut-il pas contribuer à l'accroissement de cette teneur en ^{40}K dans son environnement ? Il est bien connu que le potassium est un élément nutritif essentiel aux plantes. Bien que ^{40}K apparaisse en traces dans le potassium naturel, à cause des besoins importantes des plantes en potassium pour leur vie en général, et leur croissance ainsi que leur production en particulier, ^{40}K peut se retrouver en grandes proportions dans ces dernières. Contrairement au ^{232}Th et ^{238}U qui ne sont pas utiles aux plantes, ^{40}K l'est. Or l'homme consomme considérablement les plantes et certains consommateurs sont essentiellement végétaliens. De même, certains animaux comme les herbivores se nourrissent essentiellement des végétaux. D'autres comme les granivores se nourrissent des graines provenant de ces plantes et végétaux. L'homme en se nourrissant de ces animaux et oiseaux, consomme indirectement ^{40}K présent dans leur viande, lait et œufs. Il est donc nécessaire voire indispensable d'avoir les

connaissances sur les proportions de la radioactivité induite par ^{40}K dans les plantes en général et les plantes que nous consommons en particulier. Car au-delà d'un seuil, cette radioactivité peut s'avérer très néfaste pour notre santé.

En effet, les sols de la région de l'Extrême-Nord sont arides, pauvres et nus. Par conséquent, l'usage des engrais et déjections d'animaux très riches en potassium est nécessaire voire indispensable pour toute activité agricole. Qu'il soit d'origine organique ou inorganique, le potassium est un résidu radioactif abondant dans la nature d'où l'usage des codes RESRAD-ONSITE 7.2 et RESRAD-BIOTA 1.8 dans ce travail pour estimer la dose efficace totale reçue par le public et évaluer le risque d'exposition induit. Comme avec ^{238}U et ^{232}Th , le risque d'exposition naturel au ^{40}K pour l'homme peut être très élevé dans certaines circonstances [3, 5, 6]. Dans la présente étude, l'objectif est de montrer que l'homme, par le biais des engrais utilisés dans ses multiples activités agricoles et les déjections d'animaux, fruits de son élevage et répandus dans la nature, est un grand contributeur à l'exposition du public à la radioactivité environnementale induite par le ^{40}K . À cet effet, des échantillons de sol prélevés dans le Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani, zones d'intenses activités agropastorales dans la région de l'Extrême-Nord Cameroun ont été analysés par spectrométrie gamma en laboratoire. À l'aide d'un spectromètre à scintillation NaI(Tl), les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K ont été déterminées. La dose efficace totale reçue par le public et les risques de morbidité cancéreuse ont été dérivés par les analyses déterministes et probabilistes générées par le code RESRAD-ONSITE 7.2. Par ailleurs, le code RESRAD-BIOTA 1.8, a permis de générer les guides des concentrations des biotes (animaux et végétaux) ainsi que leurs débits de dose interne et externe. Le potassium étant un élément essentiel pour la vie en général et la plante en particulier, les différentes contributions du ^{40}K à la dose efficace totale relative à l'ingestion de végétaux obtenues dans ce travail ont été comparées à celle d'autres zones où les activités agropastorales sont aussi menées, mais de manière relativement intenses.

Ce travail de thèse s'oriente sur plusieurs axes. Dans son premier chapitre, nous décrivons les notions de base de la radioactivité naturelle ainsi que son impact sur la santé humaine. Ce chapitre expose aussi certains problèmes liés aux sols ainsi qu'à l'usage des engrais et amendements très riches en potassium et les éventuelles conséquences sur l'environnement.

Dans son deuxième chapitre, le matériel ainsi que la méthodologie utilisés pour déterminer les concentrations, les doses et les risques sont présentés de manière détaillée.

Le troisième chapitre 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 rela-

tifs à l'évaluation de la radioactivité naturelle dans l'Extrême-Nord Cameroun et la contribution du ^{40}K généré par les activités agropastorales à la dose efficace totale par ingestion de plantes sont resumés, suivis des recommandations. Pour améliorer ce travail, quelques perspectives sont exposées à la fin.

Chapitre 1

Révue de Littérature

Introduction

Depuis la formation de la terre, la radioactivité une partie incontournable de l'univers a toujours existée. Elle provient principalement des radioéléments générés par les étoiles, il y a des milliards d'années. Ces éléments radioactifs et leurs descendants associés se trouvent présents en quantités variables dans notre environnement. C'est le cas du thorium-232 (^{232}Th), de l'uranium-238 (^{238}U), l'uranium-235 (^{235}U) ainsi que de l'élément potassium-40 (^{40}K). Les rayonnements issus de ce phénomène vont interagir avec les molécules ou atomes de la matière, en produisant des effets relativement néfastes selon la quantité d'énergie déposée dans celle-ci [14]. Pour caractériser ces effets, les grandeurs physiques et dosimétriques ont été mises en œuvre. Ainsi dans ce chapitre nous présentons les généralités sur la radioactivité naturelle ainsi que ses origines. Les principales sources d'exposition radioactives naturelles, les techniques de mesure de la radioactivité dans le sol, les interactions rayonnement-matière, les grandeurs de radioprotection, le principe de la spectrométrie gamma en laboratoire et le code resrad y sont aussi décrites.

1.1 Problématique de la radioactivité naturelle

1.1.1 Généralités sur la Radioactivité naturelle

Définition

Certains noyaux naturels ou artificiels sont instables. Ils peuvent se décomposer en un autre ou en plusieurs noyaux. Le noyau obtenu peut être lui-même instable ou dans un état excité qui va évoluer en se désexcitant souvent en émettant un ou plusieurs photons. La Radioactivité est

une transformation spontanée, irréversible d'un noyau père instable à un noyau fils plus stable avec émission d'un rayonnement nucléaire. Les noyaux radioactifs sont appelés 'radionucléides' ou 'radioéléments'.

1.1.1.1 Origines de la radioactivité

On attribue la présence de la radioactivité dans l'environnement à deux origines : naturelle et artificielle

◇ Radioactivité d'origine naturelle

La radioactivité naturelle provient d'une soixantaine de radionucléides de la croûte, de la biosphère et de l'atmosphère terrestre, dérivés de l'interaction entre le rayonnement cosmique et l'atmosphère. Les radionucléides présents au moment de la formation de la Terre sont appelés "primordiaux". Certains, comme le ^{40}K et le ^{87}Rb se désintègrent en donnant un élément stable. D'autres produisent une série de descendants radioactifs appelés "radionucléides secondaires". Ce sont les familles radioactives de ^{238}U et du ^{232}Th .

◇ Radioactivité d'origine artificielle

La radioactivité d'origine artificielle provient des radionucléides qui entrent dans les écosystèmes terrestres par l'intermédiaire de l'atmosphère, des eaux de surface ou des eaux souterraines. Ces radionucléides proviennent notamment des essais atmosphériques d'armes nucléaires, des accidents d'installations nucléaires, des rejets de l'industrie nucléaire (centrales électriques, hôpitaux, usines de traitement des combustibles irradiés...), la chute des satellites.

Une des conséquences immédiates du rejet massif des radioisotopes dans l'atmosphère est la pollution de la biosphère.

1.1.1.2 Types de désintégrations radioactives

Les réactions de désintégration nucléaires obéissent aux lois de conservations conservation du nombre de charge Z et du nombre de nucléons A .

Les principaux modes de désintégration des noyaux radioactifs sont la radioactivité alpha, la radioactivité bêta et la capture électronique.

1.1.2 Filiations radioactives

Les rayonnements d'origine terrestre les radionucléides d'origine tellurique appelés "nucléides primordiaux" sont naturellement présents, au moment de formation de la terre, dans la croûte terrestre et dans l'atmosphère produisant les rayonnements radioactifs telluriques. Les radionucléides primordiaux naturels présents, soient ils se désintègrent en une seule fois en donnant des

éléments stables (comme ^{40}K et ^{87}Rb) ; soient ils produisent une longue série de désintégrations (filiation radioactive) avant d'obtenir un élément stable : ce sont les familles radioactives de ^{238}U , ^{235}U et ^{232}Th . Ces trois radionucléides produisent des séries de descendants eux même radioactifs [19]. La plupart des éléments radioactifs existant à l'état naturel appartiennent à ces trois séries de transformations.

1.1.2.1 Série de l'uranium-238 (^{238}U)

^{238}U se désintègre très lentement, avec une période proche de 4.5 milliards d'années. Sa famille comporte 13 principaux descendants radioactifs émetteurs α , β et γ qui aboutissent à un élément stable, le ^{206}Pb [20].

Le radon ^{222}Rn est le sixième descendant de la filiation radioactive de ^{238}U (Figure 1.2). Il est issu de la désintégration du radium ^{226}Ra et se désintègre lui-même en quelques jours en polonium-218 (^{218}Po), en émettant une particule α . Sa période étant très courte (3,8 jours), on ne l'observerait pas dans notre environnement s'il n'était pas régénéré en permanence.

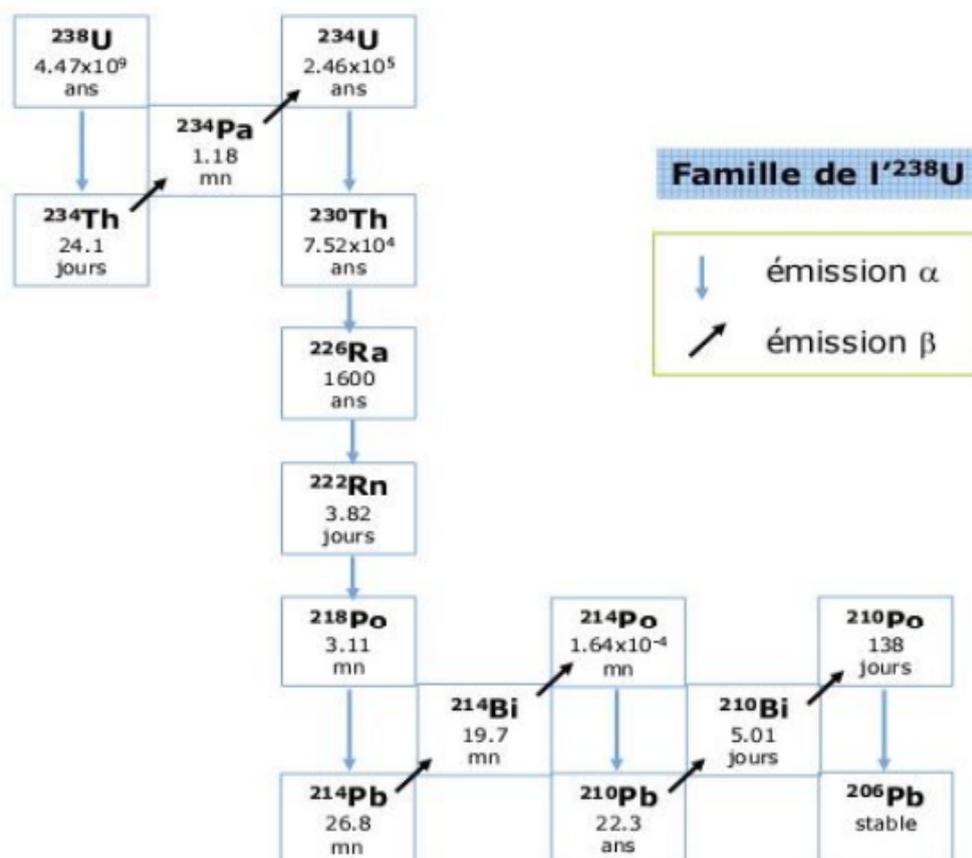


Figure 1.1 – Chaîne de désintégration de l'uranium-238 [21].

1.1.2.2 Série de l'uranium-235 (^{235}U)

^{235}U a une période de 0,7 milliard d'années et est émetteur α . Il comprend 13 descendants principaux dont le dernier est le ^{207}Pb qui est l'élément stable. La Figure 1.2 présente les différents descendants de ^{235}U , leurs modes de désintégration ainsi que leurs périodes respectives.

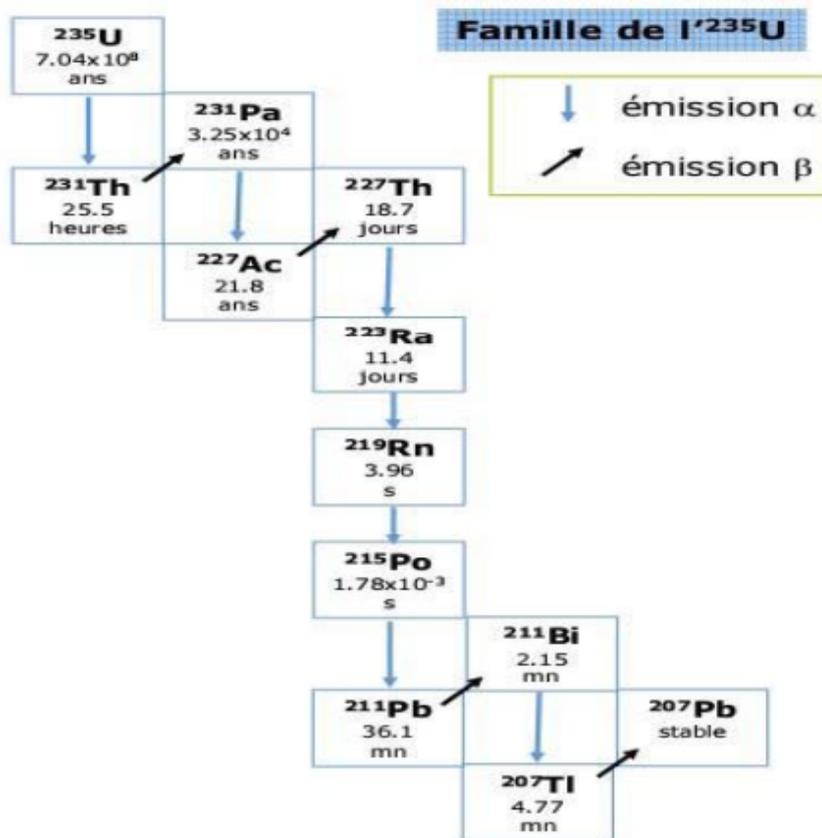


Figure 1.2 – Chaîne de désintégration de l'uranium-235 [21].

1.1.2.3 Série du thorium-232 (^{232}Th)

Le premier élément de cette famille est le ^{232}Th . Il a une demi-vie égale à 1.405×10^{10} ans. Sa chaîne de désintégration radioactive se termine par le ^{208}Pb (Stable). Le thorium naturel est composé presque entièrement de ^{232}Th et de très petites quantités de ^{234}Th , ^{230}Th , ^{231}Th et de ^{227}Th [20]. Il appartient à la série des actinides et est présent en particulier dans les chaînes de décroissance radioactives de l'uranium naturel.

Il présente 13 radio-isotopes (de masses atomiques allant de 212 à 236) dont le principal est ^{232}Th , radionucléide primordial, émetteur de rayonnements alpha et de 14.1 milliards d'années de période. Il donne naissance à de nombreux produits de filiation dont ^{228}Ac , émetteur de rayonnements α et β . Ses dix principaux descendants sont des émetteurs α , β et γ . Le dernier est le ^{208}Pb qui est stable. La Figure 1.4 présente les différents descendants du ^{232}Th , leurs modes de désintégration ainsi que leurs périodes respectives.

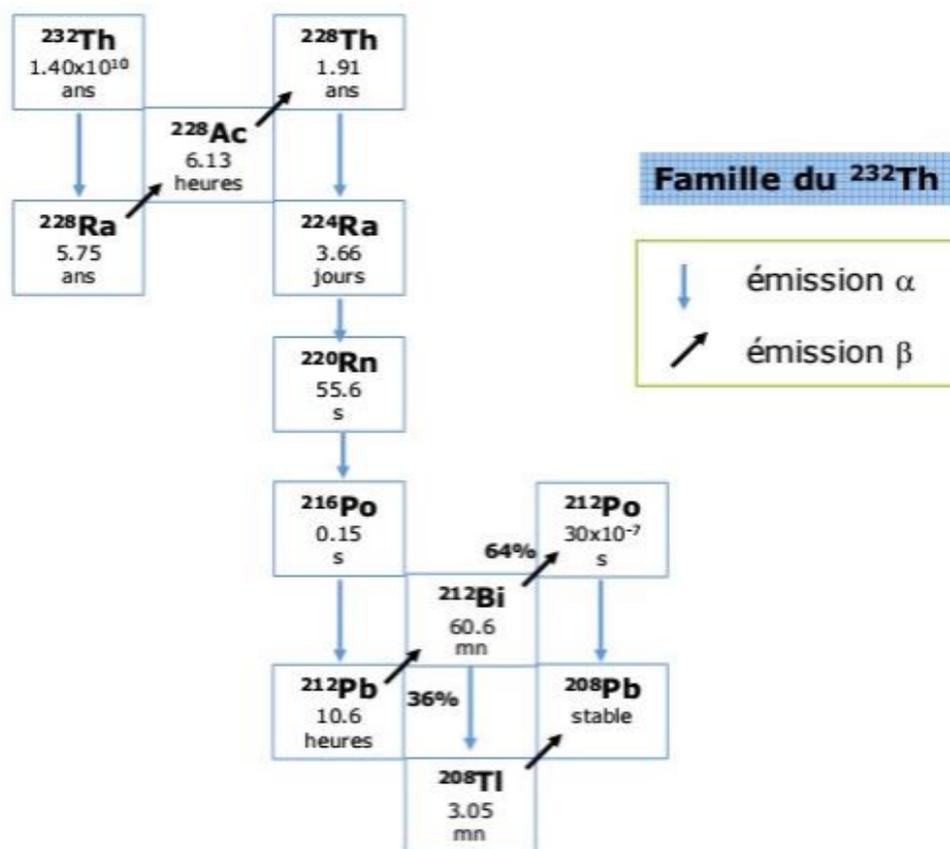


Figure 1.3 – Chaîne de désintégration du thorium-232 [21].

1.1.2.4 Série du potassium-40 (^{40}K)

Le ^{40}K est un isotope radioactif naturel de l'élément potassium, qui représente environ 2,4% (du poids) de la croûte terrestre. Le ^{40}K est un élément primordial. Sa demi-vie est de 1,2489 $\times 10^9$ ans [5]. L'abondance atomique relative du ^{40}K est de 0,0117%. Il se situe entre deux isotopes stables et beaucoup plus abondants ^{39}K et ^{41}K qui constituent respectivement 93,25% et 6,73% de cet élément.

Le ^{40}K possède la particularité de se désintégrer en deux noyaux différents : dans 89,28% des cas en ^{40}Ca par désintégration bêta-moins ; dans 10,72% des cas en ^{40}Ar par capture électronique suivie d'un gamma de 1,46 MeV. Ce gamma joue un rôle important car il sert à identifier les désintégrations du ^{40}K . Les électrons bêta conduisant au calcium (89,3%) ne sont pas accompagnés de gamma. Ils n'émergent généralement pas du corps vivant ou de la roche où ils sont produits et leurs énergies ne sont pas caractéristiques.

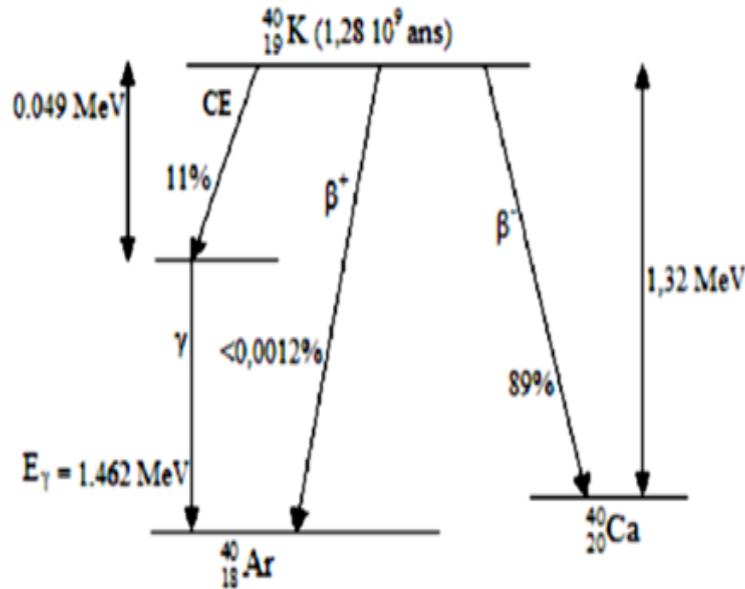


Figure 1.4 – Schéma de désintégration du potassium-40 [22].

1.1.3 Filiation radioactive et équation de Bateman

l'ensemble des processus de désintégration peut donner lieu à des radionucléides eux-mêmes instables. Ces processus de désintégration radioactive sont décrits par les équations de Bateman [5]. L'équation différentielle qui régit la désintégration d'un radionucléide est :

$$\frac{dN_1}{dt} = -\lambda_1 N_1 \quad (1.1)$$

où N_1 est le nombre de radionucléides à l'instant t ,

$$\lambda_1 = \frac{\ln 2}{T} \quad (1.2)$$

où λ_1 est la constante de désintégration radioactive et T la période radioactive du radionucléide considéré

$$N_1(t) = N_0 e^{-\lambda_1 t} \quad (1.3)$$

où N_0 est le nombre de radionucléides à l'instant initial. L'activité du radionucléide exprimée en becquerel (Bq) est donnée par :

$$A(t) = -\lambda_1 N_1 \quad (1.4)$$

Dans le cas d'une filiation radioactive constituée de n membres, l'équation différentielle prend la forme :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dN_1}{dt} = -\lambda_{1,2} N_1 \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ \frac{dN_{n-1}}{dt} = \lambda_{n-2,n-1} N_{n-2} - \lambda_{n-1,n} N_{n-1} \\ \frac{dN_n}{dt} = \lambda_{n-1,n} N_{n-1} \end{array} \right. \quad (1.5)$$

Où N_k ($k=1$ à n) est le nombre de nucléides du $k^{ième}$ membre de la filiation radioactive et $\lambda_{k-1,k}$ est le taux de désintégrations du nucléide de rang $k-1$ en nucléide de rang k . La solution d'un tel système est donnée par

$$N_{n-1}(t) = \prod_{j=1}^{n-2} \lambda_{j,j+1} \sum_{j=1}^{n-1} \frac{N_i(0) e^{-\lambda_j t}}{\prod_{\substack{p=i \\ p \neq j}}^n (\lambda_p - \lambda_j)} \quad (1.6)$$

Et l'activité du $(n-1)^{ième}$ membre de la série est donnée par :

$$A_{n-1}(t) = A_1(0) \prod_{j=1}^{n-2} \lambda_{j,j+1} \sum_{j=1}^{n-1} \frac{N_i(0) e^{-\lambda_j t}}{\prod_{\substack{p=i \\ p \neq j}}^n (\lambda_p - \lambda_j)} \quad (1.7)$$

Une situation particulière concerne le cas où le noyau père a une période très longue par rapport à celle de la fille. On obtient alors un régime particulier appelé équilibre séculaire dans lequel l'activité du noyau père reste pratiquement constante par rapport à celle du noyau fils et très rapidement, l'activité du fils devient également constante et proportionnelle à celui du père. Sur le plan pratique, il est souvent difficile de déterminer l'activité de certains radionucléides naturels ; soit parce qu'ils sont de très courte période pour être mesurés, soit parce qu'ils sont très difficiles à isoler dans un échantillon avant la mesure ou enfin parce qu'ils ont des lignes d'énergie de faible probabilité d'émission pour être détecté. Ainsi, dans de telles conditions l'équilibre séculaire peut être mis à profit pour mesurer un radionucléide par l'intermédiaire du noyau fils ou réciproquement ; ce qui serait plus facile à mesurer. Cet équilibre est théoriquement

traduit par la relation suivante :

$$\lambda_{1,2}N_1 = \lambda_{2,3}N_2 = \dots = \lambda_{n-2,n-1}N_{n-1} \quad (1.8)$$

1.1.4 Détection

La détection est une étude qualitative du rayonnement ionisant. En principe, on distingue différents types d'interactions suivant que l'on considère des rayonnements chargés ou neutres, des particules lourdes ou légères.

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 (absorption), ou elle peut tout simplement changer de direction (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.

◇ Les rayonnements directement ionisants

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

◇ Rayonnements non directement ionisants

Il s'agit de toutes les particules non chargées comme les photons et les neutrons. Leur énergie et trajectoire 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.

1.1.5 Mécanismes utilisés pour la détection des rayonnements ionisants

Le principe de base de la détection consiste à faire interagir la particule d'intérêt avec la matière pour lui prélever l'ensemble ou une partie de son énergie. D'une manière générale, la détection permet de connaître : la nature de la particule mesurée (sa vitesse ou son énergie, éventuellement la position dans l'espace à un instant donné) et compter le nombre de particules. L'énergie de la particule est la plupart du temps transformée en un signal électrique qui va être ensuite utilisé pour obtenir toutes les informations citées ci-dessus. Les détecteurs généralement utilisés sont classés en trois grands types qui sont : les détecteurs à gaz, à scintillation et à semi-conducteurs. Les mécanismes utilisés pour la détection des rayonnements diffèrent donc selon le

type de détecteur ; on peut citer :

- Ionisation : ce mécanisme consiste à recueillir les paires d'ions produites et ce nombre est proportionnel au rayonnement incident. Elle est directement causée par les α , β et les X, et indirectement causée par les γ [30].

- Scintillation : elle consiste à convertir la lumière émise pendant la désexcitation des molécules et atomes du milieu en un signal électrique. L'amplitude de ce signal est proportionnelle à l'énergie cédée par le rayonnement incident dans le milieu.

- Thermoluminescence : sous l'effet d'une excitation (choc lié à l'agitation thermique par exemple) un électron de la bande de valence peut recevoir une énergie suffisante pour le faire passer à la bande de conduction où il pourra se déplacer librement, puis être piégé dans les pièges à électron. Après un temps, sous l'effet de la chaleur, ces derniers sont relâchés ; en retombant dans la bande de valence, il y a émission des photons lumineux dont l'amplitude du signal électrique de leur énergie est proportionnelle au rayonnement incident [29].

- Mécanisme chimique : les rayonnements ionisants peuvent provoquer les modifications chimiques ; Dans certains cas, ces derniers peuvent augmenter la vitesse à laquelle les réactions chimiques se produisent et le mécanisme peut être utilisé pour la mesure de la dose, la détection au cours de l'irradiation du matériel.

- Chauffage : les rayonnements ionisants peuvent augmenter la température de l'absorbant. La mesure de cette variation de température peut être utilisée pour la détection.

- Mécanisme biologique : l'irradiation du tissu biologique peut modifier la structure biologique d'une cellule vivante. À partir de ces modifications, on peut détecter le rayonnement incident [29].

1.2 Radioactivité naturelle dans le sol et la roche

Depuis sa formation, la terre a toujours baigné dans un cocktail de radioactivité naturelle dont la teneur varie en fonction des caractères pédologiques et géologiques du milieu considéré [1]. Les atomes radioactifs à l'origine de la radioactivité naturelle sont présents dans les roches de l'écorce terrestre depuis la formation de la Terre ou bien formés en permanence à partir du rayonnement cosmique. L'uranium, le thorium et leurs descendants dont le radon qui est présent dans l'atmosphère, le ^{40}K constituent la première source d'exposition radioactive naturelle [8]. Dans l'environnement, il existe trois séries naturelles de désintégration, sont généralement réparties de manière uniforme dans le sol ou les roches. Certaines conditions géologiques et hydrologiques peuvent parfois conduire à leur enrichissement dans certaines zones, donnant lieu à des gisements d'uranium ou de thorium. En ce qui concerne l'uranium, il est présent partout dans la croûte terrestre à des proportions variables [2]. C'est le cas par exemple des gisements uranifères de

l'Australie, du Canada, du Brésil, de la Namibie, ..etc.

Selon leur nature, les sols et les roches ont une radioactivité spécifique qui permet de les différencier. Dans les roches, la radioactivité n'est pas répartie de façon homogène mais présente des variations systématiques. Les analyses détaillées par plaques nucléaires ont permis d'établir trois origines de la radioactivité : les inclusions, les fissures et la dispersion dans les minéraux essentiels [30].

a) Inclusions

Un minéral peut contenir des inclusions qui peuvent être d'autres minéraux ou roches, un liquide, un gaz, ou tout corps englobé dans le minéral hôte. On distingue deux types d'inclusions, selon le moment où elles apparaissent dans le minéral hôte : les inclusions primaires qui, apparaissent durant la phase hydrothermale de la cristallogénèse dans les fractures du minéral, et les inclusions secondaires qui, se forment après la cristallisation du minéral [30].

b) 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 beaucoup d'éléments qui, sont entraînés vers les zones vides générées par les fissures. La roche autour de ces dernières se déminéralise pour former des cristaux dont la nature dépendra de la roche initiale, de la température et de la pression. La présence des radioéléments tels que l'uranium, le thorium et le potassium dans les microfractures peut ainsi induire une radioactivité aux teneurs parfois très élevées [30].

c) Dispersion dans les minéraux essentiels

Excepté les accumulations ou anomalies, les minéraux essentiels (constituants importants de la roche) et les minéraux accessoires sont les véritables réservoirs dans lesquels les radioéléments vont résider. À cause de la grande capacité de propagation de l'uranium, du thorium et du potassium, toutes les roches ont la possibilité d'être radioactives.

Le potassium est un élément très présent dans les minéraux essentiels tels que les feldspaths potassiques et les micas. Quant à l'uranium et le thorium, ils sont en très faibles quantités et fréquemment associés ; ainsi, ils s'associent aux minéraux tels que les terres rares et les zirconiums. Dans les minerais, ils se présentent sous forme de traces ou d'impuretés. Les zircons, allanites et 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 syénites, les gneiss et la biotite contenus dans les roches. Les allanites sont présents dans certains granites et pegmatites. Les monazites se trouvent dans les granitoïdes à biotite et leurs pegmatites [30].

Dans les roches magmatiques, certaines études ont révélé des teneurs moyennes en ura-

nium. L'analyse de plusieurs échantillons de roches acides (granites et granulites) de Bretagne faite par René COPPENS a mis en évidence des teneurs assez importantes en uranium et thorium [30, 31]. Par ailleurs, *Bariand et al.* montrent la forte concentration de l'uranium et du thorium dans les granites et les syénites, tandis qu'elles sont plus faibles dans les basaltes et très faibles dans les péridotites [30–32].

Dans les roches basiques, le taux de radioactivité dû à l'uranium et au thorium est d'environ trois fois moindre que celui des 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 teneurs variables selon leur nature [30].

1.3 Sols et caractéristiques

Le sol est compris comme la couche externe de la croûte terrestre. Il est majoritairement composé de débris rocheux issus des différents cycles érosifs. Mais aussi à la suite d'autres transformations physiques et chimiques. Ainsi que la matière organique produit de l'interaction biologique qui a lieu à la surface.

1.3.1 Origine des sols

Les sols proviennent de la ruine et de la décomposition de la roche. Ce qui donne lieu à la collecte de différents matériaux au fil des millénaires. C'est un processus qui fait appel à de nombreuses activités, à la fois physiques, chimiques et biologiques. Le résultat est plusieurs couches de caractéristiques différentes, comme les couches d'un gâteau. Ceux-ci peuvent être clairement observés sur les sites de la croûte terrestre où se produisent des failles ou des fractures.

1.3.2 Composants du sol

On peut faire une distinction entre les composants physiques et les composants chimiques de la terre. La terre est composée de trois éléments principaux : L'argile, limon (dite aussi l'humus), calcaire (dit aussi la chaux) et le sable. La composition idéale assure le bon équilibre nécessaire à la croissance des végétaux et une bonne structure. Elle est composée d'environ 60% de sable, de 30% d'argile, de 5% de calcaire et de 5% d'humus. Le sol renferme également des éléments chimiques qui sont indispensables au développement des végétaux : l'azote, le phosphore et le potassium. L'azote (N) sert à fabriquer les protéines et agit sur la photosynthèse

qui permet le bon développement du feuillage et des pousses des plantes. Le phosphore (P) aide à la germination, au bon développement racinaire et à la maturation des fruits. Le potassium (K) permet à la plante d'être plus résistante face aux agressions comme le gel mais également les parasites et les maladies. Tous ces composants ne sont pas indépendants mais doivent être équilibrés et réajustés régulièrement avec des apports d'engrais ou d'humus pour obtenir une bonne terre de culture [30].

1.3.3 Formation d'un sol

Avant la création d'un sol, il y a préexistence d'une roche quasiment inerte, appelée la roche mère. Les sols se forment sous l'action du climat (température, précipitations, gel, etc.) et des organismes (microorganismes, végétaux, champignons, etc.) qui pénètrent la roche, la fissurent et l'altèrent. Ce morcellement de la roche mère permet la formation d'un horizon d'altération (C) composé de particules de roches.

En favorisant l'implantation de la vie, il permet l'accumulation de déchets organiques à la surface du sol ce qui entraîne la formation d'un horizon humifère (A). C'est ainsi que née la couche supérieure fertile du sol où la culture devient possible.

1.3.4 Composition du sol

Les différents types de sols sont constitués d'éléments dont l'état varie

◇ Solide

Dans ceux-ci, la conformation squelettique est essentiellement constituée d'éléments en pierre, où se distinguent les micas et le quartz. Mais il y a aussi le type d'oxyde de fer et d'aluminium, ainsi que les carbonates et les nitrates. Des solides biologiques et différentes formes de paillis sont également ajoutées.

◇ Liquides

Dans ces types de sols l'eau déborde, mais pas toujours dans un état de pureté comme on a pu le voir dans les dépôts ou les sources. Ici, l'eau est saturée d'ions et de sels, ainsi que de nombreuses substances organiques.

Il faut préciser que l'eau du sol se déplace par capillarité. C'est un phénomène qui va dépendre de la perméabilité du sol. C'est un processus dans lequel l'eau déplace des matériaux et des éléments incalculables d'une couche à l'autre. C'est certainement l'un des revêtements de sol les plus particuliers et celui qui suscite le plus de curiosité. Le sol gazeux est composé de différents gaz atmosphériques, tels que l'oxygène et le dioxyde de carbone. Bien que selon l'origine du

sol, ceux-ci peuvent également avoir la présence d'hydrocarbures gazeux tels que le méthane et l'oxyde nitreux. Mais ceci n'est qu'un exemple, car comme nous l'avons déjà anticipé, la structuration gazeuse des sols est généralement extrêmement variée.

1.4 Typologie des engrais et des amendements

Les engrais sont des substances, le plus souvent des mélanges d'éléments minéraux, destinées à apporter aux plantes des compléments d'éléments nutritifs, de façon à améliorer leur croissance, et à augmenter le rendement et la qualité des cultures. L'action consistant à apporter un engrais s'appelle la fertilisation [36]. Les engrais font partie, avec les amendements, des produits fertilisants. La fertilisation se pratique en agriculture et lors des activités de jardinage. Les engrais furent utilisés dès l'Antiquité, où l'on ajoutait au sol, de façon empirique, les phosphates des os, calcinés ou non, l'azote des fumures animales et humaines, le potassium des cendres.

1.4.1 Engrais organique

1.4.1.1 Définition et origine

Les engrais organiques sont le résultat de la décomposition de matières végétales ou animales. [36–40]. Issues du recyclage, ces matières apportent les sels minéraux qu'elles contiennent de façon progressive, éliminant le risque de surdosage si fréquent avec les engrais de synthèse. Très riches en éléments nutritifs, bien plus que les amendements utilisés traditionnellement tels que le compost et le fumier, les engrais organiques vont apporter leurs bienfaits aux végétaux en quelques jours à quelques mois, contrairement aux amendements qui mettront plusieurs années pour délivrer ces éléments. Mais engrais organiques et amendements doivent être utilisés de manière complémentaire, les uns agissant sur la durée et améliorant la qualité du sol, les autres apportant des nutriments aux végétaux durant leur période de croissance et favorisant le développement de la microflore du sol. Les engrais organiques de fond, en règle générale, ne s'enfouissent pas dans le sol. C'est en surface qu'ils sont utiles. Les matières fraîches ou très peu décomposées, elles, doivent absolument être mises en surface. Ils se trouvent sous plusieurs formes :

- les poudres ou granulés, économique pour les grandes surfaces, à disperser avant les plantations sans enfouir, ou à diluer dans l'eau d'arrosage.
- les solutions, idéales pour les contenants, à action très rapide.

1.4.2 Engrais chimiques (minéraux)

Il est aujourd'hui très difficile dans l'agriculture d'obtenir de bons rendements sans ajouts d'engrais, qu'ils soient chimiques ou organiques. Fertilisants, ils permettent de résister aux maladies et de renforcer la croissance des végétaux. Les engrais chimiques (ou minéraux) sont les plus utilisés pour leur pouvoir de rentabilité, mais ils sont aussi dangereux pour l'environnement si leur utilisation n'est pas optimisée [39–42].

1.4.2.1 Définition et origine

Les engrais chimiques, ou engrais minéraux, sont des fertilisants qui sont déversés sur les cultures le plus souvent par épandage. Ils sont destinés à améliorer la quantité et la qualité des rendements agricoles, horticoles et sylvicoles et sont de plus en plus utilisés dans toutes ces cultures comme c'est le cas dans la présente zone d'étude. Ils sont majoritairement fabriqués par les grands groupes de l'industrie chimique mondiale. Ainsi, les engrais minéraux azotés, les plus utilisés dans l'hexagone, sont issus de l'oxydation de l'ammoniac par combustion, afin d'en distiller le dioxyde d'azote formé en acide nitrique. La réaction entre acide nitrique et ammoniac donne du nitrate d'ammonium, qui lui-même transformé deviendra l'ammonitrate.

Les engrais phosphatés sont fabriqués à base de phosphates extraits de gisements naturels, auxquels est associé soit de l'acide sulfurique (soufre) pour donner le superphosphate simple, soit de l'acide phosphorique pour obtenir le superphosphate triple.

Enfin, pour la réalisation des engrais potassiques, il s'agira d'associer un produit naturel de départ extrait des gisements, comme la carnallite, la sylvinite ou encore la kaïnite, à un produit réactif type acide sulfurique afin d'acquérir chlorure ou sulfate de potassium.

1.4.3 Engrais potassiques

L'engrais potassiques contient bien évidemment du potassium : s'il est principalement issu du minerai extrait des carrières, il peut également provenir d'éléments naturels et organiques. C'est un fertilisant essentiel à la croissance et à la santé des plantes [47].

1.4.3.1 Définition et origine

Il existe deux sortes d'engrais potasse : l'engrais minéral et l'engrais organique. Les engrais minéraux potassiques sont extraits de gisements qui peuvent avoir différentes origines : sylvinite, carnallite kaïnite.

- Le chlorure de potassium est séparé des autres sels puis, passé à l'acide sulfurique, donne le

sulfate de potassium, qui sera la base du fertilisant.

- S'il est associé à du nitrate, il donnera un engrais de forme nitrate de potassium. L'engrais potasse fait partie d'un triptyque de fertilisants devenus indispensables à l'amélioration des rendements. Lorsqu'il est associé à l'azote et au phosphore, on évoque alors un engrais NPK (N pour azote, P pour phosphore, K pour potassium).

1.4.4 Amendements

1.4.4.1 Définition et origine

Les amendements organiques représentent un ensemble assez général de fertilisants d'origines naturelles, principalement issus des végétaux et du compostage des déchets, mais aussi parfois des déjections animales, qui, mélangés à la terre, améliorent les propriétés physiques, biophysiques, biologiques et chimiques du sol. Principalement d'origine végétale, ils sont utilisés pour améliorer la structure du sol et nourrir les microorganismes du sol. Ils contribuent à l'entretien du stock de matière organique ou humus du sol. Les principaux amendements organiques sont les composts végétaux et les fumiers de différents élevages [38, 51].

Les amendements sont des substances que l'on incorpore au sol afin d'en améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques. On peut les regrouper en deux catégories : les amendements organiques et les amendements minéraux.

1.5 Généralités sur le potassium

Le potassium est un élément chimique majeur indispensable à la nutrition des plantes. Les restitutions organiques aux sols permettent de satisfaire les besoins des cultures en K et d'assurer l'entretien de la fertilité des sols. La connaissance du statut potassique des sols constitue la base de toute investigation sur le raisonnement d'une fertilisation potassique. Le potassium existe sous forme de trois isotopes dont deux stables et très abondants : ^{39}K (93,26 %), ^{41}K (6,73 %) ; et un instable ^{40}K (0,0117 %), qui est à l'état de traces dans le potassium naturel.

1.5.1 Origine du potassium

L'écorce terrestre présente une teneur moyenne en K_2O estimée à 3,2% [56]. De nombreux constituants minéraux du sol contiennent du potassium à l'état natif. Ces constituants minéraux sont principalement les feldspaths potassiques, les micas et les argiles [56]. Dans les sols, ce sont surtout les minéraux argileux qui constituent à la fois le principal réservoir et le piège

à potassium si bien que la teneur en potassium est utilisée comme critère de distinction des minéraux d'altération.

Par ailleurs, l'humus du sol peut constituer une source non négligeable de potassium. La teneur et le type d'humus déterminent le potentiel de ce gisement potassique [56]. Pour l'agriculture biologique, il est la source principale d'entretien de la fertilité du sol. Le Tableau 1.3 illustre cet appauvrissement associé au degré d'altération des argiles en fonction de la teneur en K_2O .

Tableau 1.1 – Teneur en K_2O et degré d'altération des argiles.

Type d'argile	Muscovite	Hydromuscovite	Biotite	Illite	Vermiculite	Smectite
K_2O (%)	9	8	6-10	6-8	0-2	0,5

1.5.2 Potassium dans la roche et les sols

Le potassium est présent exclusivement sous forme minérale. On le trouve dans le sol sous quatre formes :

- Entrant dans la constitution des minéraux de la roche mère.
- Inclus entre les feuillets des argiles, et donc peu échangeable.
- Adsorbé à la surface des particules d'argile et d'humus : Il sert à compenser les prélèvements effectués par les racines dans la solution du sol.
- En solution dans l'eau du sol dans le sol.

Le potassium est libéré durant la phase de croissance du végétal à partir de la phase solide du sol. Comme pour le phosphore, le cycle du potassium est dépendant des caractéristiques physiques et chimiques du sol. Il s'agit d'un élément assez mobile mais qui peut être adsorbé sur la capacité d'échange cationique des Sols. Le potassium de la solution du sol est retenu par l'humus ou l'argile ; celui contenu dans les minéraux ne sera libéré que très lentement. Les principales voies de perte de ce nutriment sont les exportations agricoles, le lessivage (plus important en sols sableux, pauvres en matière organique et de faible capacité d'échange cationique) et enfin le ruissellement et l'érosion. Les voies d'entrée sont principalement les engrais minéraux et les apports organiques. Le potassium est libéré pendant la phase de croissance du végétal à partir de la phase solide du sol.

1.5.3 Réservoirs de potassium dans le sol

Dans le sol, on retrouve trois réservoirs de potassium :

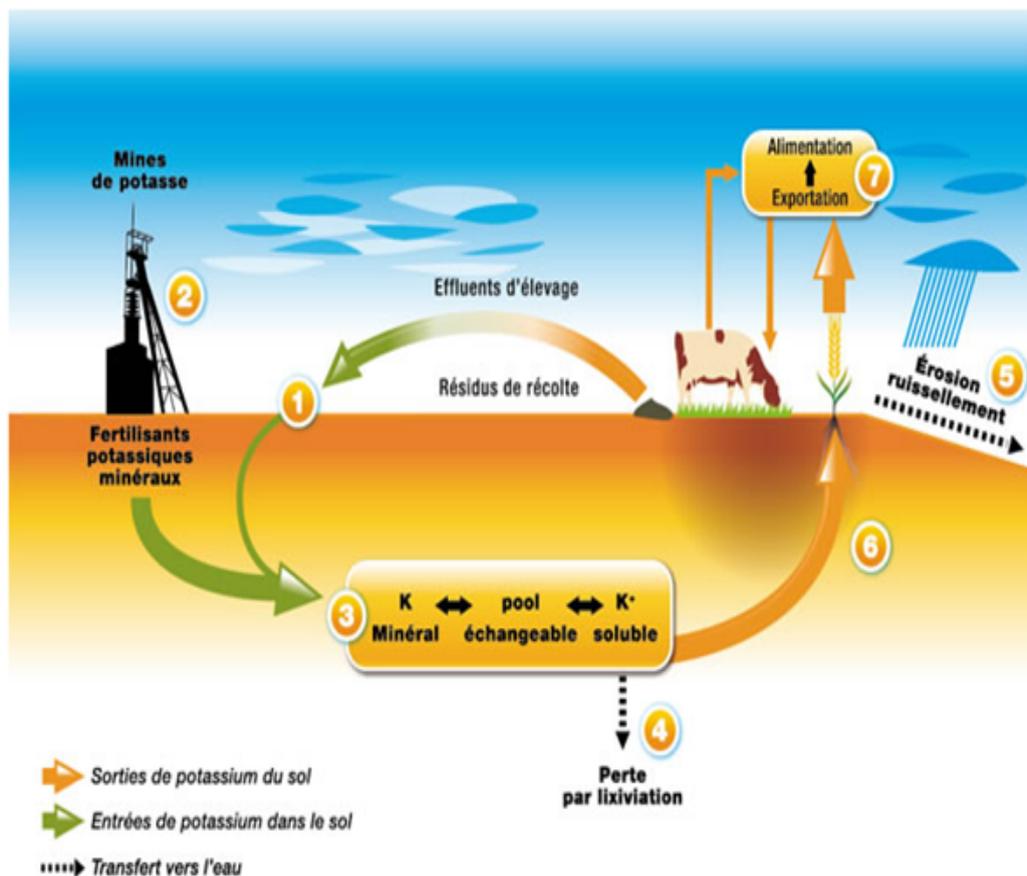


Figure 1.5 – Cycle du potassium dans l'environnement [36].

- Réservoir 1 : Le potassium échangeable (1 à 2 % du potassium du sol)

C'est ce potassium que l'on retrouve sur votre analyse le sol et qui est disponible à la plante dans la solution du sol et sur les sites d'échanges cationiques.

- Réservoir 2 : Le potassium fixé (1 à 10 % du potassium du sol)

. Ce réservoir contient le K fixé à l'intérieur des feuillets d'argile. À la suite des cycles de gel et de dégel et de l'alternance des périodes sèches et humides, le K fixé sera lentement libéré vers le réservoir 1.

- Réservoir 3 : Le potassium de réserve (90 à 98 % du potassium du sol).

Il s'agit du K contenu dans les minéraux du sol. Il se libère très lentement. Les sols argileux de la monterégie en possèdent d'énormes quantités qui contribuent à la richesse du sol. D'une certaine manière, On peut dire que ces trois réservoirs sont des "vases communicants". De fait, lorsque la concentration du K dans la solution du sol diminue, le réservoir 2 rééquilibre le réservoir 1. À son tour, le réservoir 3 rééquilibre le réservoir 2.

1.5.4 Compartiments du potassium dans le sol et dynamique du potassium

1.5.4.1 Compartiments du potassium dans le sol

La distinction entre les différentes formes de potassium dans le sol repose sur le degré de leur disponibilité pour les plantes [56]. Les formes de K dans les compartiments peuvent se représenter selon le schéma suivant : Il apparaît que le compartiment potassique disponible pour les plantes est le potassium échangeable qui comprend deux formes dont le potassium de la solution du sol et celui absorbé sur les surfaces externes des minéraux argileux en particulier, parmi lesquelles s'opèrent des échanges ioniques rapides et incessants [56, 57]. Un autre compartiment observé à l'opposé du précédent et représentant plus de 95% du potassium total des sols argileux est le potassium de constitution à l'intérieur de l'édifice cristallin des argiles. Une troisième forme intermédiaire est le potassium fixé (ou rétrogradé). Des échanges lents, entre les différentes formes, sont possibles dans certaines conditions avec le potassium échangeable [58–62].

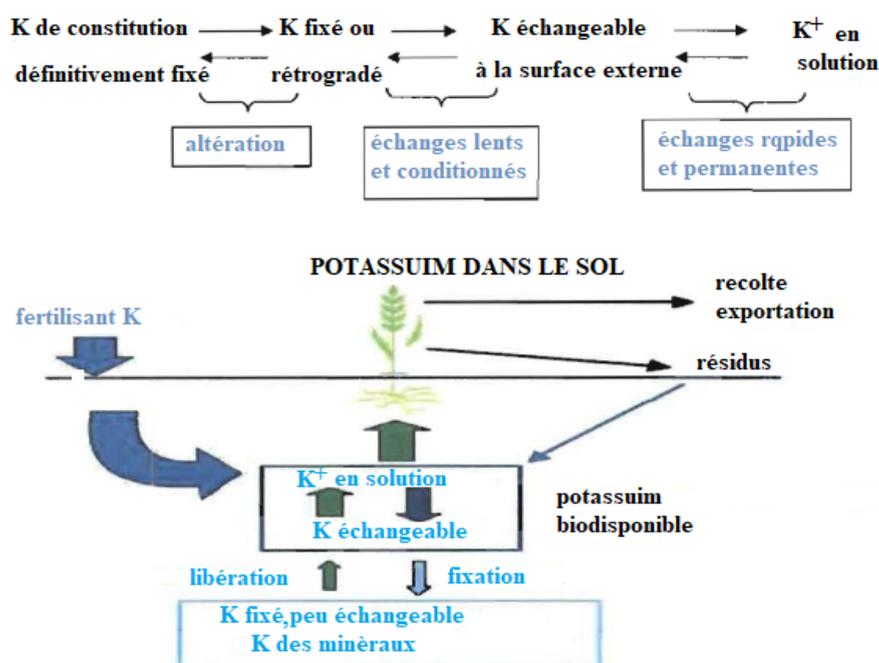


Figure 1.6 – Compartiments du potassium dans le sol [59].

1.5.4.2 Potassium échangeable ou assimilable

Il représente la forme de potassium facilement accessible aux plantes [63]. Il est défini comme la somme du potassium libre de la solution du sol et de celui retenu sur les charges

négatives des surfaces externes des minéraux argileux. Le potassium échangeable est présent sur le complexe absorbant et occupe un certain nombre de sites préférentiel, en plus des sites d'échange où il est en compétition avec les autres cations du sol [64]. Le potassium est retenu très fortement sur les sites d'échanges des sols ferrallitiques et alluviaux acides, des régions tropicales, contre tout déplacement par les autres cations de la solution du sol. Par ailleurs 30 à 50% des sites d'échanges de ces sols peuvent être occupés indifféremment par l'aluminium, le magnésium et le potassium; et les sites d'échanges restant, soit environ 50%, sont occupés préférentiellement par l'aluminium et ne sont en aucune façon disponible pour le potassium : Le potassium doit représenter 2 à 2,5% de la capacité d'échange totale, ou de la somme des bases échangeables pour un sol convenablement saturé; Les teneurs du sol en K inférieures à $0,10 \text{ cmol}^+/\text{kg}$ de sol, engendrent dans la plupart des cas des déficits importants de récolte et souvent des carences. Cette valeur est affectée des coefficients 0,7 et 2, respectivement pour les sols très sableux renfermant moins de 10% d'argile et les sols très argileux contenant plus de 70% d'argile. Les plantes cultivées répondent aux engrais potassiques avec un seuil qui s'échelonne habituellement entre 0,15 et $0,35 \text{ cmol}^+/\text{kg}$ de potassium échangeable dans la plupart des sols tropicaux.

1.5.4.3 Potassium rétrogradé

C'est la forme intermédiaire entre le potassium de constitution et le potassium échangeable. Les phénomènes de fixation (rétrogradation) du potassium échangeable et de libération du potassium non échangeable sont les deux principaux processus qui concourent à sa formation dans le sol. La rétrogradation du potassium est sa fixation à l'intérieur des feuillets argileux grâce à la similitude des rayons ioniques du potassium déshydraté et des cavités hexagonales des minéraux de type 2/1. Selon Barbier (1962) cette entrée du potassium se fait suivre d'une concentration du réseau argileux dont l'épaisseur peut se réduire de 15,6 à 10,8 Å.

La libération du potassium : elle est inverse au phénomène de rétrogradation et se produit lorsque le milieu extérieur s'appauvrit en potasse. Toutefois elle s'effectue beaucoup plus lentement que le phénomène contraire [65].

1.6 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.* ont présenté une étude sur l'exposition

externe aux matériaux de construction utilisés au Cameroun [80]. 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 [81].

Afin d'estimer les facteurs de transfert sol-plante (TF) de certains radionucléides naturels, Ben-Bolie *et al.*, Mvondo *et al.*, 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 [9, 11]. Ces valeurs de TF calculées se sont révélées supérieures à celles proposées par l'AIEA. Saïdou *et al.* ont rapporté des mesures de la radioactivité et une évaluation de la dose totale dans la région uranifère de Poli au nord du Cameroun [82]. La majeure partie de la dose totale évaluée était attribuée à la consommation de 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.* 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 [83]. Toujours dans la même région, Beyala Ateba *et al.* 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 [84].

Saïdou *et al.* ont présenté une étude comparative de l'exposition du public aux radiations naturelles dans les régions uranifères et pétrolières du Cameroun [85]. 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 [86].

À Douala, capitale économique et l'une des villes les plus peuplées du Cameroun, une étude similaire a été menée par Takoukam Soh *et al.* [87]. Elle a révélé la présence de la radioactivité à des concentrations élevées en certains points de la ville.

Au Sud-ouest Cameroun, Bineng *et al.* 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 [2].

Une étude des niveaux d'exposition du public a aussi été menée par *Dieusouffit et al.* dans la zone minière (cobalt-nickel) de Lomié situé 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 [88]. À l'Extreme-Nord du Cameroun, *Koyang et al.* [89]. ont évalué l'exposition du public à la radioactivité naturelle provenant du radon dans le sol, l'air confiné de certaines habitations et des sources de rayonnement externes. Les résultats obtenus ont révélé la présence de la radioactivité à des niveaux élevés en certains points. Par ailleurs, ces résultats ont remis en cause l'utilisation du sol comme matériau de construction en ces points particuliers.

À l'Extreme-Nord du Cameroun en 2016, les concentrations de ^{238}U , du ^{232}Th et du ^{40}K ont été mesurées dans les échantillons de végétaux, de sol fertilisé et non fertilisés prélevés dans certaines localités de la région d'étude par *Ali Zarma et al.* Cette étude a révélé des concentrations élevées de ^{40}K dans les végétaux [90].

La présente étude qui, s'inscrit dans le cadre du prolongement de la cartographie de la radioactivité naturelle du Cameroun, vient agrandir les connaissances sur le niveau de la radioactivité naturelle dans les Départements de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et de Mayo-Kani, et celles du Cameroun en général. Elle ouvre aussi un nouvel axe en métrologie dans l'évaluation de la dose efficace induite par ^{40}K en provenance des engrais utilisés par les agriculteurs d'une part, et les déjections d'animaux d'élevage d'autre part.

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. Ceci est dû à la présence de la radioactivité dans le sol et roches de ces localités où les investigations ont été menées.

1.7 Techniques de mesure de la radioactivité naturelle dans le sol

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. 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 en laboratoire pour la mesure de la radioactivité naturelle dans le sol. 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.

La principale cause de l'exposition externe humaine à la radioactivité naturelle est la série de l'uranium et du thorium, ainsi que le potassium-40. Les sols, les roches et les matériaux de construction contiennent une radioactivité à des niveaux variables en raison de leur composition minéralogique [1]. 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. 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 (Tl). Le traitement des données est effectué par le logiciel GENIE 2000 [91]. L'étalonnage en efficacité du détecteur est réalisé à l'aide des solutions aqueuses du ^{60}Co , ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{139}Ce , ^{137}Cs et ^{88}Y dont l'énergie des photons émis varie dans l'intervalle 59-1836 keV. L'étalonnage en énergie du détecteur est réalisé à l'aide des sources de référence ^{60}Co (1173,23 et 1332,5 keV), ^{133}Ba (383,9 keV), ^{54}Mn (834,9 keV), ^{22}Na (511 et 1274,5 keV), ^{137}Cs (661,6 keV) de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique, Vienne [92].

Seul le potassium-40 est directement mesuré par le détecteur NaI(Tl) par le fait qu'il est émetteur gamma. Les activités du ^{232}Th et de ^{238}U n'étant pas faciles à déterminer directement par spectrométrie gamma, leurs descendants avec lesquels ils sont en équilibre séculaire ont été utilisés à cet effet. Pour le thorium-232, les lignes d'énergie 911,1 et 969,1 keV de ^{228}Ac sont utilisées. Par ailleurs, les lignes 1764,5, 1120 et 609,3 keV du ^{214}Bi permettent de déterminer l'activité spécifique de l'uranium-238.

1.7.1 Dosimétrie externe

Elle consiste à estimer les doses reçues par une personne exposée dans un champ de rayonnements ionisants (rayons X, gamma, bêta, neutrons) générés par une source extérieure à la personne. Cette estimation est réalisée : au moyen de dosimètres sur une période mensuelle ou trimestrielle et adaptés aux différents types de rayonnements.

1.7.2 Dosimétrie interne

Elle vise à évaluer la dose reçue à la suite d'une incorporation de substances radioactives. En milieu professionnel, la surveillance individuelle est assurée par des examens anthroporadiométriques (mesures directes de la contamination interne corporelle) et des analyses radiotoxicologiques (dosages réalisés sur des excréta).

1.8 Evaluation de la dose

L'exposition aux rayonnements ionisants a deux principales sources : la nature (les rayonnements d'origine naturelle et les rayonnements cosmiques) et l'industrie. La source d'exposition industrielle est liée aux multiples activités humaines menées dans les installations nucléaires (centrales et réacteurs nucléaires), les essais et armements militaires, le transport et gestion des substances radioactives, les industries minières et agroalimentaires, le diagnostic et le traitement de certaines pathologies en médecine telles que les cancers, la recherche scientifique, ... etc [1]. Ces rayonnements ionisants polluent l'environnement dans son intégralité à travers la contamination de l'air, des eaux, des végétaux, des animaux, des sols et puis l'homme [2].

1.8.1 Notion d'exposition

Les êtres humains sont exposés aux rayonnements émis par les sources radioactives pour une durée plus ou moins longue et de manière plus ou moins forte. Les plus importantes sont les sources naturelles de basse activité. Les interactions entre les corps et ces rayonnements impliquent un transfert d'énergie vers le tissu vivant, qui peut être endommagé par la modification de sa structure cellulaire et son ADN [93, 94].

L'exposition aux rayonnements qui atteignent le corps peut être par voie externe qui provoque une irradiation externe, ou par voie interne quand les éléments radioactifs se trouvent à l'intérieur de l'organisme. Les risques encourus lors d'une exposition aux rayonnements dépendent de la radiosensibilité de chaque individu, du type de rayonnement, et de la dose reçue [93].

L'évaluation de la dose de rayonnement gamma a une importance particulière, parce que c'est le plus important contributeur aux doses externe et interne de la population mondiale. Les taux de dose varient d'un endroit à l'autre en fonction de la concentration de radionucléides naturels : ^{238}U , ^{232}Th et leurs descendants et l'isotope radioactif ^{40}K présents dans le sol, les sédiments et les roches [95, 96].

1.8.1.1 Exposition externe

On parlera d'exposition externe lorsque de la source de rayonnements d'origine radioactive ou autre est située à l'extérieur de l'organisme. L'exposition externe résulte de l'exposition aux rayons d'une source radioactive ou d'origine cosmique ou encore d'une source de rayons X. Lors d'une exposition externe, ce qui compte c'est la durée de l'exposition, la distance et la puissance de la source, la présence éventuelle d'écran.

Cette exposition est moins dangereuse que l'exposition interne à quantité égale d'un atome radioactif donné. Cette fois ce sont les rayons gamma qui sont la principale source d'exposition, les autres types de rayons, en dehors de certaines thérapies et du contact de la peau avec des substances radioactives étant arrêtés en cours de chemin. Un isotope de l'iode, ^{131}I , illustre la différence de risques entre expositions internes et externes. L'iode se fixe très facilement sur la thyroïde, une petite glande qui joue un rôle capital durant l'enfance et l'adolescence. Lors de l'accident de Tchernobyl, des quantités importantes de cet ^{131}I ont contaminé des produits frais (lait, légumes et viande) dont la consommation a abouti à la concentration de l'iode radioactif ingéré dans cette glande. Cette exposition de la thyroïde n'a duré que les trois premiers mois suivants les dépôts radioactifs, et a eu des conséquences sanitaires importantes dans les zones les plus exposées [27, 95–97].

Les rapports de l'UNSCEAR (Comité Scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants) ont montré une augmentation du risque de cancer de la thyroïde chez les enfants et adolescents exposés au moment de l'accident de Tchernobyl. Cette augmentation est liée à l'exposition aux atomes radioactifs d'iode et surtout ^{131}I . Par ailleurs, des atomes radioactifs ^{131}I ont été disséminés dans l'atmosphère. Des rayons gamma émis ont traversé les personnes exposés, mais les effets de ce gamma se sont trouvés répartis sur le corps entier au lieu de se concentrer dans la thyroïde. Leur nocivité a été beaucoup plus faible.

1.8.1.2 Exposition interne

Dans le cas de l'exposition interne la source de rayonnements ionisants est à l'intérieur de l'organisme : c'est le résultat de l'ingestion ou de l'inhalation de substances radioactives. L'exposition interne, la plus dangereuse, dépend de la voie d'incorporation (ingestion ou inhalation), des atomes radioactifs, de l'organe cible et de la durée de séjour effectif de ces atomes dans l'organe. Cette situation est aussi rencontrée dans le domaine médical lors de l'administration au patient de molécules radioactives dans un but diagnostique ou thérapeutique. Cette exposition résulte aussi de l'ingestion ou l'inhalation d'atomes radioactifs présents dans les aliments, les boissons ou encore dans l'air ou des poussières que nous respirons. Si ces atomes radioactifs se fixent dans nos organes, nos glandes, nos os ou se déposent sur nos poumons, les effets de leurs

désintégrations se font directement sentir. Elle est la plus dangereuse car les atomes radioactifs sont installés à demeure. Les rayons alpha d'habitude arrêtés par quelques cm d'air ou l'épaisseur d'un pantalon déposent maintenant toute leur énergie au sein d'un organe ou un tissu. Il en va de même pour les rayons bêta, à un moindre degré. Les rayons alpha et bêta causent leurs dommages d'une manière localisée, sur un très court parcours, au contraire des rayons gamma qui accompagnent ces désintégrations et traversent la matière vivante en étant peu absorbés. Du fait de la radioactivité naturelle, nous sommes soumis à une exposition interne très faible. L'eau et la chaîne alimentaire contiennent une infime proportion d'atomes radioactifs : atomes de ^{14}C de l'atmosphère absorbés par la végétation, atomes de ^{40}K présents dans l'écorce terrestre, traces des radioéléments descendants de l'uranium dissous dans l'eau de montagne [27, 95–97]. Par ailleurs nous respirons les émanations d'un gaz, descendant de l'uranium, le radon. Les émanations de ce gaz chimiquement inactif ne seraient pas nocives, si sa descendance radioactive ne comportait des éléments qui fixés sur de minuscules poussières, les aérosols, se déposent sur les alvéoles pulmonaires. Les risques liés à l'inhalation du radon constituent la principale source d'exposition à la radioactivité naturelle. Ainsi, le radon est responsable en France d'environ 55 % de la dose liée à l'exposition naturelle aux rayonnements ionisants.

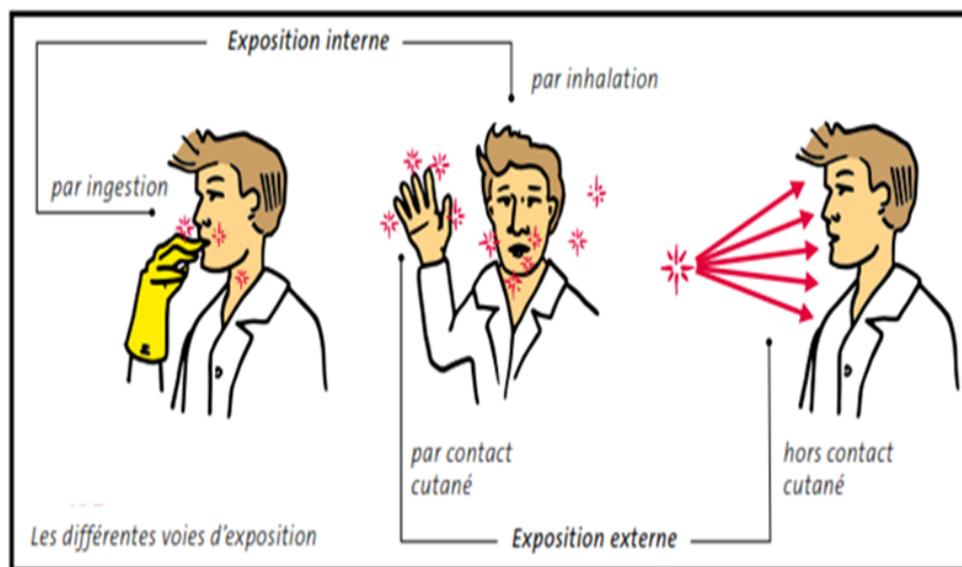


Figure 1.7 – Différentes modes d'expositions [95].

1.9 Historique sur la famille des codes RESRAD

Le code RESRAD a été initialement développé au début des années 1980. En raison des différentes conditions, besoins et exigences des commanditaires, la famille de codes RESRAD a

été développée pour évaluer les risques pour la santé humaine et l'environnement sur les sites contaminés par des matières radioactives et des produits chimiques dangereux [99]. Tous les codes RESRAD ont des interfaces conviviales et fournissent une aide en ligne. Ils peuvent être utilisés pour diverses applications, allant du nettoyage de sites contaminés à l'évaluation des performances des installations d'élimination des déchets, en passant par l'évaluation des doses pour les animaux et les plantes au cours des 20 dernières années. Cette série de codes d'évaluation des risques est appelée la famille de codes RESRAD. La famille de codes RESRAD comprend (1) RESRAD-ONSITE 7.2 pour l'évaluation des sols contaminés par des radionucléides ; (2) RESRAD-BUILD pour l'évaluation des bâtiments contaminés par des radionucléides ; (3) RESRAD-CHEM pour l'évaluation des sols contaminés par des produits chimiques dangereux ; (4) RESRAD-BASELINE pour l'évaluation des risques de base avec des concentrations mesurées de radionucléides et de produits chimiques ; (5) RESRAD-ECORISK pour l'évaluation des risques écologiques liés à l'exposition à des produits chimiques dangereux ; (6) RESRAD-BIOTA 1.8 pour l'évaluation des doses reçues par le biote non humain en cas d'exposition à des radionucléides ; (7) RESRAD-RECYCLE pour l'évaluation du recyclage et de la réutilisation des métaux et des équipements radiologiquement contaminés ; et (8) RESRAD-OFFSITE pour l'évaluation des doses radiologiques reçues par les récepteurs humains hors site.

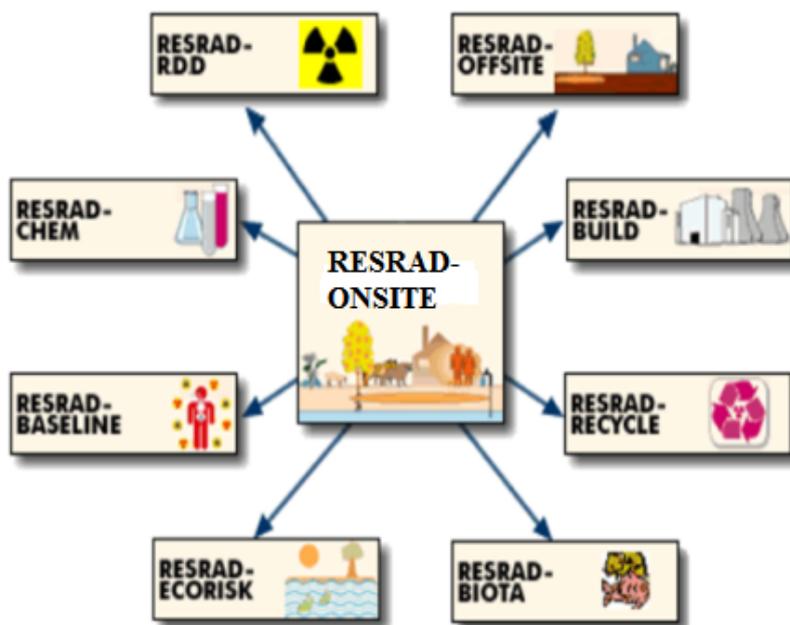


Figure 1.8 – Familles de code RESRAD [100]

1.9.1 Code RESRAD-ONSITE 7.2

RESRAD-ONSITE (anciennement RESRAD) est un code informatique conçu à l'Argonne National Laboratory pour estimer les doses de rayonnement et les risques de cancer pour un individu situé au-dessus de sols contaminés par la radioactivité et pour dériver les niveaux indicatifs de radionucléides dans le sol correspondant à un critère de dose spécifique [100].

1.9.1.1 Caractéristiques du code RESRAD-ONSITE 7.2

Le code RESRAD-ONSITE 7.2 est doté d'une interface conviviale qui facilite la saisie des données, l'exécution des calculs, l'affichage des résultats des calculs et l'accès à une aide générale et contextuelle. L'utilisateur a la possibilité de choisir la base de données de transformation des radionucléides ICRP-38 ou ICRP-107, ainsi qu'une bibliothèque de facteurs de conversion de dose et de facteurs de pente du risque de cancer compatibles pour son analyse. En fonction de la demi-vie de coupure spécifiée, le code assemble automatiquement les chaînes de ramification et de désintégration des radionucléides initialement présents dans le sol et calcule les FCD effectifs pour chaque nucléide principal dans les chaînes de désintégration, en supposant un équilibre séculaire pour les descendants associés à courte durée de vie. Une analyse de sensibilité déterministe et probabiliste peut être facilement réalisée sur les paramètres d'entrée sélectionnés, ce qui peut être appliqué pour prioriser les efforts de collecte des données d'entrée.

1.9.1.2 Utilisation et applications du code RESRAD-ONSITE 7.2

RESRAD-ONSITE 7.2 est le seul code désigné par le Département d'Énergie (DOE) dans l'ordre 458.1 pour l'évaluation des sites contaminés par la radioactivité. Il est également approuvé par la NRC pour être utilisé par les titulaires de licence pour évaluer la dose de rayonnement et démontrer la conformité concernant le déclassement d'une installation sous licence et par le personnel de la NRC pour examiner les plans de fin de licence. Le Science Advisory Board de l'EPA a examiné le modèle RESRAD et l'a utilisé dans sa réglementation sur le nettoyage des sites irradiés [99, 100]. RESRAD-ONSITE 7.2 a été largement utilisé dans la communauté de l'évaluation des risques, notamment dans les projets VAMP et BIOMOVS II de l'AIEA pour comparer les modèles de transport environnemental. Il a été appliqué à plus de 300 sites aux États-Unis et dans d'autres pays. Plus de 1 000 personnes ont été formées à l'utilisation du code dans le cadre des ateliers de formation, qui se tiennent deux fois par an à l'Argonne National Laboratory.

1.9.2 Code RESRAD-BIOTA 1.8

Le code RESRAD-BIOTA 1.8 met en œuvre la méthodologie d'approche graduelle du Département Américain d'Énergie (DOE) pour évaluer les doses de rayonnement reçues par le biote aquatique et terrestre [101]. Il calcule les doses de rayonnement absorbées par divers organismes du biote, par défaut ou créés par l'utilisateur, à partir de milieux environnementaux contaminés, et dérive les guides de concentration du biote (BCG) en termes de niveaux de concentration moyens, correspondant à une limite de dose absorbée spécifique du biote.

1.9.2.1 Caractéristiques du code RESRAD-BIOTA 1.8

Une interface conviviale facilite la saisie des données, l'exécution des calculs, l'affichage des résultats des calculs et l'accès à une aide générale et contextuelle. RESRAD-BIOTA permet de spécifier des sources alimentaires reflétant la relation hiérarchique dans un réseau de chaînes alimentaires [101]. Il est équipé d'un assistant d'organisme dans l'analyse de niveau 3 pour créer de nouveaux organismes pour le calcul de la dose, et permet l'exportation des données de l'organisme. Des analyses de sensibilité déterministes et probabilistes peuvent être menées sur la plupart des paramètres d'entrée.

1.9.2.2 Utilisation et applications

Le code RESRAD-BIOTA 1.8 est largement utilisé par les sites et programmes du Département Américain d'Énergie (DOE) et par les agences environnementales fédérales et de plusieurs états. Il a été utilisé pour participer au programme EMRAS (Environmental Modeling for Radiation Safety) de l'Agence internationale de l'énergie atomique pour la comparaison des modèles.

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

L'acide désoxyribonucléique ou ADN, est une macromolécule biologique présente dans presque toutes les cellules ainsi que chez de nombreux virus. L'ADN contient toute l'information géné-

tique appelée génome, permettant le développement le fonctionnement et la reproduction des êtres vivants. C'est un acide nucléique au même titre que l'acide ribonucléique (ARN). Les acides nucléiques sont avec les peptides et les glucides, l'une des trois grandes familles de biopolymères essentiels à toutes les formes de vie connues [102].

Les molécules d'ADN des cellules vivantes sont formées de deux brins antiparallèles enroulés l'un autour de l'autre pour former une double hélice. On dit que l'ADN est bicaténaire, ou double brin. Chacun de ces brins est un polymère appelé poly nucléotide. Chaque monomère qui le constitue est un nucléotide, lequel est formé d'une base nucléique, ou base azotée - adénine (A), cytosine (C), guanine (G) ou thymine (T) - liée à un ose - ici, le désoxyribose - lui-même lié à un groupe phosphate.

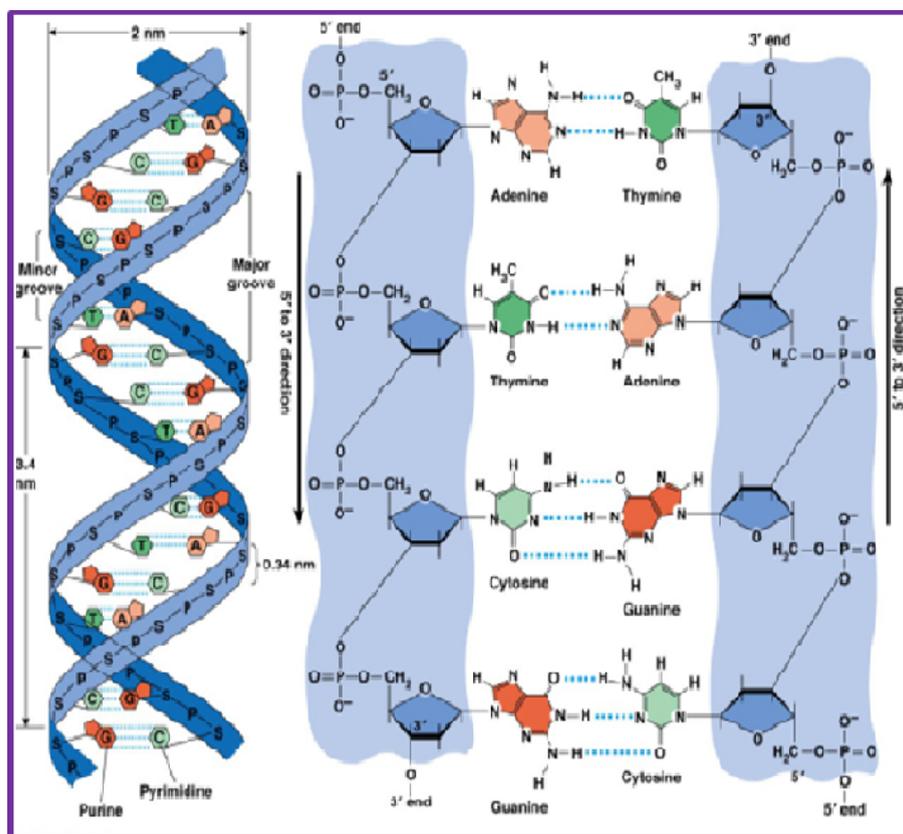


Figure 1.9 – Structure de la molécule d'ADN [102].

Dans les cellules, l'ADN est organisé en structures appelées chromosomes. Ces chromosomes ont pour fonction de rendre l'ADN plus compact à l'aide de protéines, notamment d'histones, qui forment, avec les acides nucléiques, une substance appelée chromatine. Les chromosomes participent également à la régulation de l'expression génétique en déterminant quelles parties de l'ADN doivent être transcrites en ARN [102]. Chez les eucaryotes (animaux, plantes, champi-

gnons et protistes), l'ADN est essentiellement contenu dans le noyau des cellules, avec une fraction d'ADN présent également dans les mitochondries ainsi que, chez les plantes, dans les chloroplastes. Chez les procaryotes (bactéries et archées), l'ADN est contenu dans le cytoplasme [102]. Chez les virus qui contiennent de l'ADN, celui-ci est stocké dans la capside. Quel que soit l'organisme considéré, l'ADN est transmis au cours de la reproduction : il joue le rôle de support de l'hérédité. La modification de la séquence des bases d'un gène peut conduire à une mutation génétique, laquelle peut, selon les cas, être bénéfique, sans conséquence ou néfaste pour l'organisme, voire incompatible avec sa survie.

1.10.1 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 [102, 103].

1.10.2 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 [102, 103].

1.10.3 Effets des radiations sur l'organisme

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 échappée 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

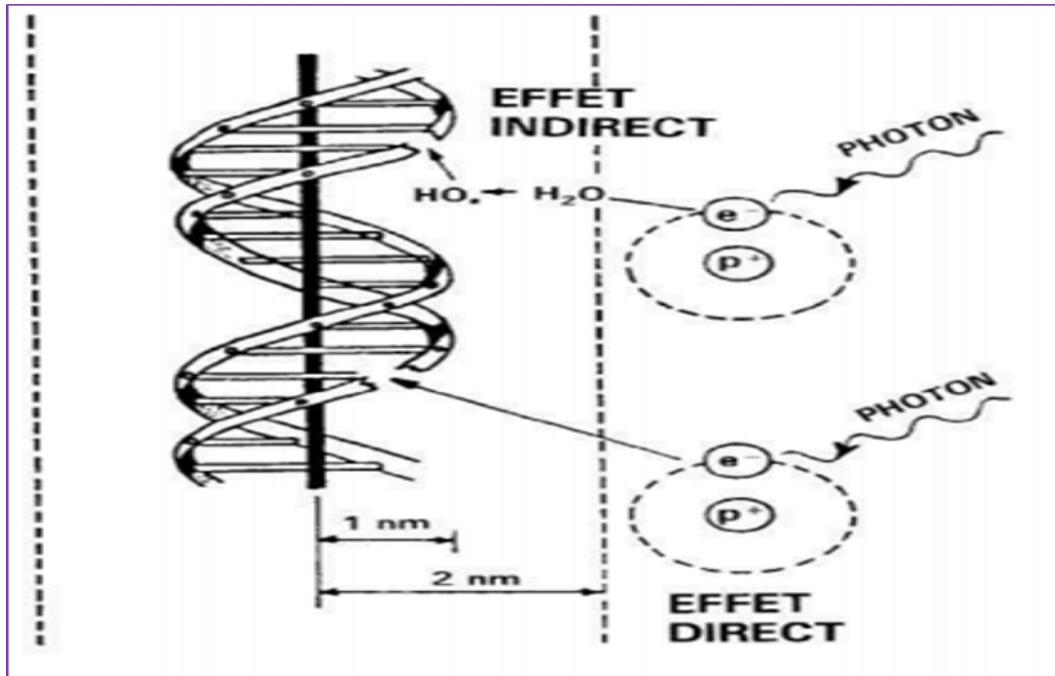


Figure 1.10 – Lésions de l'ADN induites par les effets directs et indirects des rayonnements ionisants [102].

clone et parfois ultérieurement à un cancer [102, 103]. Les effets de l'exposition aux radiations peuvent être de nature somatique ou héréditaire :

- *Effets somatiques* : se manifestent directement chez l'individu irradié
- *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) [102, 103].

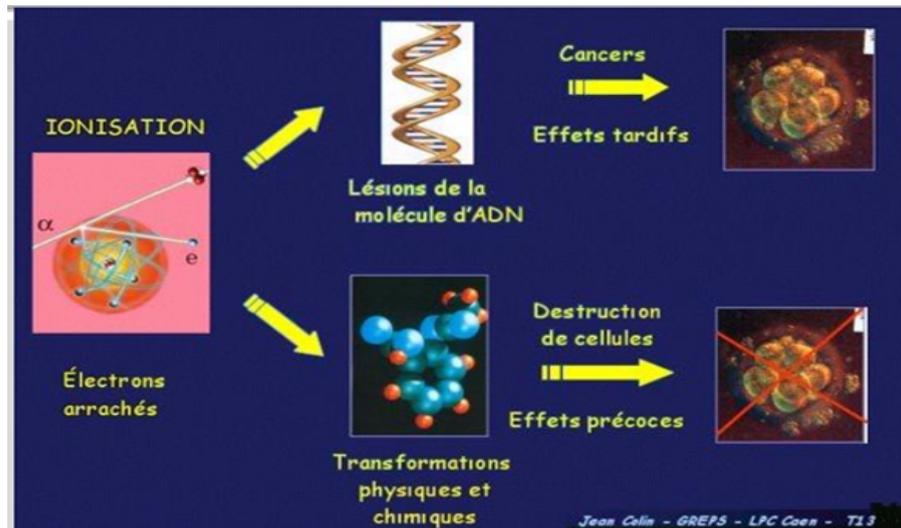


Figure 1.11 – Effets directs et indirects de l'ADN induites par les des rayonnements ionisants [103].

1.11 Radioprotection

1.11.1 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,...)

1.11.2 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.

Conclusion

Ce chapitre portait sur la revue de la littérature. Les généralités sur la radioactivité naturelle ainsi que ses origines ont été présentées. 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 la typologie d'engrais a été évoqué d'autre part ainsi que la famille du code RESRAD a été décrite. Pour mesurer la radioactivité naturelle et montrer qu'au-delà de la structure géologique et la composition minéralogique du sol, les engrais agricoles et les déjections d'animaux issues de l'élevage peuvent contribuer de manière significative à l'élévation du niveau de radioactivité induit par ^{40}K dans un environnement, la dose efficace, un matériel spécifique et des méthodes appropriées sont utilisés pour montrer qu'au-delà de la structure géologique et la composition minéralogique du sol, les engrais agricoles et les déjections d'animaux issues de l'élevage peuvent contribuer de manière significative à l'élévation du niveau de radioactivité induit par ^{40}K dans un environnement.

Chapitre 2

Matériel et méthodes

Introduction

Ce chapitre présente le matériel et les différentes méthodes utilisés dans le cadre de ce travail. L'échantillonnage et les procédures de détermination des radionucléides émetteurs gamma (γ) naturels y sont décrits. Les dispositifs expérimentaux à l'instar des détecteurs NaI(Tl) (spectromètre γ) pour l'analyse des échantillons de sol au laboratoire, les codes RESRAD-ONSITE 7.2 et RESRAD-BIOTA 1.8 respectivement pour la détermination de la dose, le risque de cancer de morbidité pour le public, la probabilité cumulée pour qu'un radionucléide primordial contribue à la dose à un instant donné et la mesure des doses pour les biotes terrestres et aquatiques y sont présentés. Par ailleurs, les différentes composantes de la dose au public et des risques sont traitées.

2.1 Présentation de la zone d'étude

Le présent travail couvre trois départements de la région de l'Extrême-Nord (11°30'43,20"N, 14°33'03,60"E) du Cameroun : Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani ayant respectivement 2.736, 4.393 et 5.033 km^2 de superficie [104].

La Figure 2.1 présente la carte géologique de la zone d'étude. Elle distingue les départements de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et le Mayo-Kani, localités dans lesquelles ce travail a été mené. Le climat est de type soudano-sahélien, modifié par les effets orographiques. Les précipitations sont surtout à caractère orageux et varient entre 800 et 1 000 mm/an avec une valeur moyenne de 800 mm/an. La saison pluvieuse s'étend de juin à octobre provoquant des ruissellements abondants avec un risque d'érosion très élevé [8]. Durant l'année, les températures oscillent entre 13°C (janvier) et 38°C (avril) avec une valeur moyenne de 28°C. L'évapotranspiration potentielle

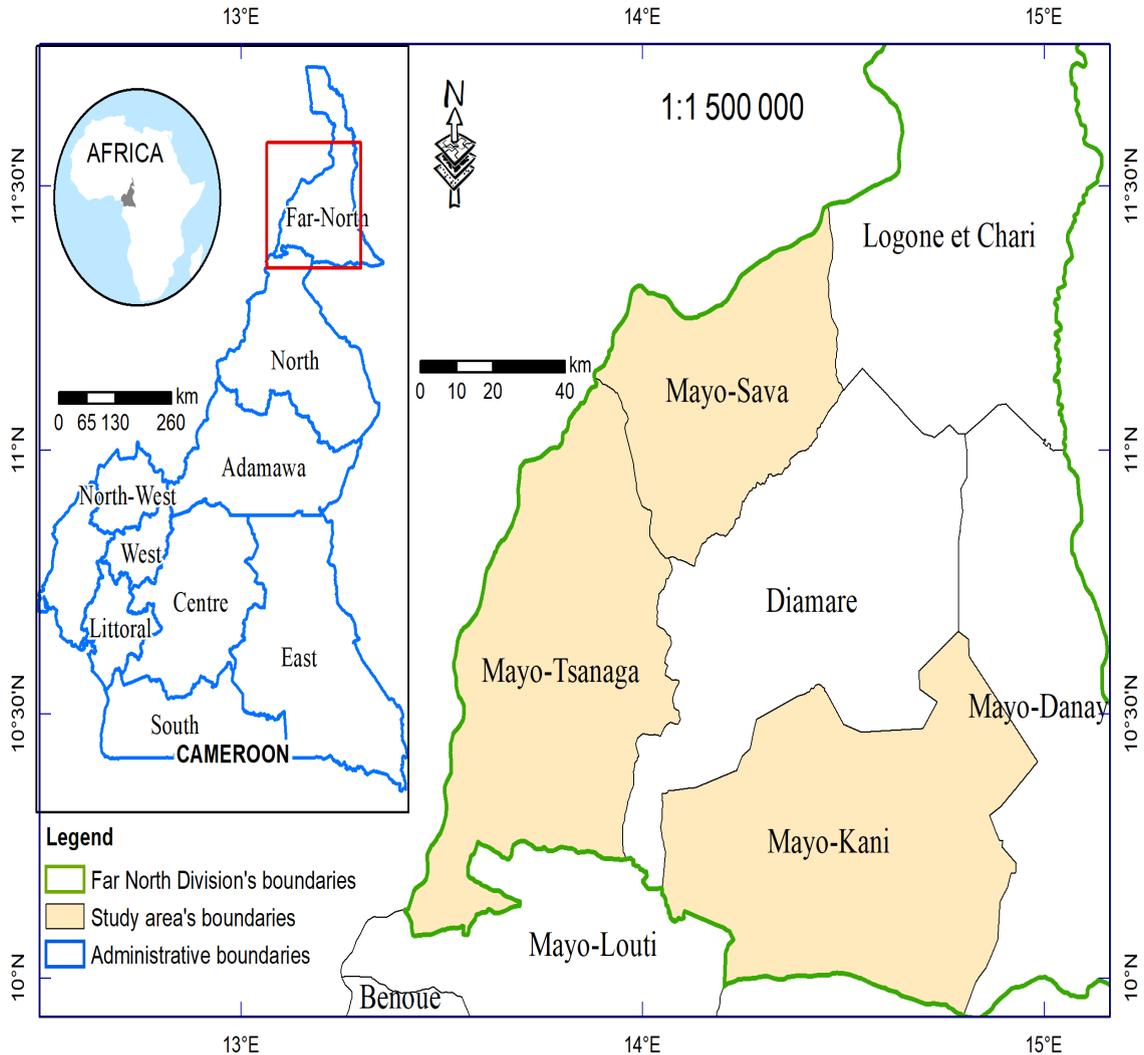


Figure 2.1 – Localisation géographique de la région de l'Extrême-Nord au Cameroun [10].

annuelle est d'environ 1600 mm [9]. Sur le terrain, on observe certaines vallées qui sont balayées par des crues ainsi que des zones inondables de la rivière et des fondrières le long des principaux cours d'eau de la région.

Le sol de la présente zone d'étude est constitué des sables, argiles, lacustres, granites, gneiss et latérites. La Figure 2.2 montre que la syénite constitue le socle rocheux partiel du département de Mayo-Kani [10]. Dans la littérature, une forte relation est établie entre le niveau de radioactivité d'une localité et son socle rocheux. Il est également prouvé que les teneurs de certains éléments radioactifs tels que ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K sont très élevées dans le granite et la syénite. Dans les argiles, les teneurs de ^{238}U et ^{40}K sont élevées [11, 13]. Les cours d'eau sont saisonnières. Les trois départements investigués sont réputés pour leurs exploitations traditionnelles des carrières de sables et de granite, la production du coton et des céréales telles que le maïs, le mil, les

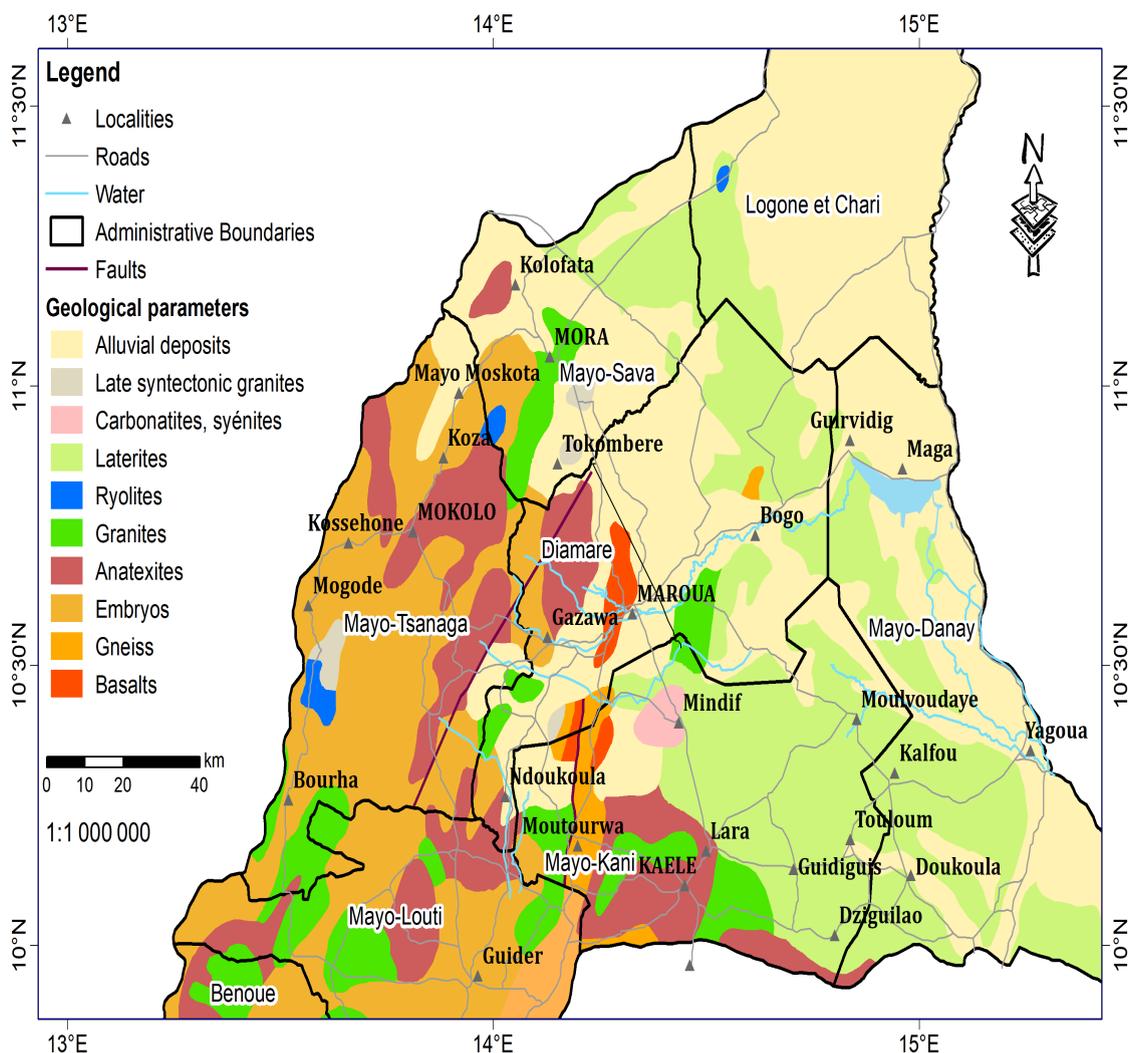


Figure 2.2 – Localisation géologique des localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et le Mayo-Kani de la région de l'Extrême-Nord au Cameroun [10].

arachides et le riz. En 2004 au Cameroun, la culture cotonnière couvrait environ 250000 hectares et était pratiquée par près de 300000 paysans dont la surface par producteur était environ de 0,8 ha. Cette culture constitue l'un des moteurs de l'économie de la région de l'Extrême-Nord [4]. L'élevage y est aussi pratiqué en grande partie. Entre 2015 et 2018, au-delà des autres animaux et oiseaux domestiques, 11581483 chevaux, chameaux et ânes y ont été produits [105]. La plupart de ces animaux sont élevés dans la cour. Les champs agricoles entourent les concessions familiales et les villages entiers. Par conséquent, les déjections d'animaux et les engrais qui, très riches en potassium, sont répandus en milliers de tonnes dans la nature. La population est estimée à 313413, 574864 et 338448 habitants respectivement pour les départements de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani [104].

2.2 Mesure de la concentration des émetteurs γ

2.2.1 Mesure de la radioactivité naturelle dans les échantillons de sol par spectrométrie gamma en laboratoire

Le prélèvement d'échantillons est une étape préalable à la mesure de la radioactivité dans les échantillons environnementaux. Pour une bonne mesure de l'activité des radionucléides qu'ils contiennent, le prélèvement doit obéir à la représentativité de ces échantillons. Aussitôt que ceux-ci sont prélevés, leur conditionnement est nécessaire quelle que soit la technique de mesure envisagée.

Le laboratoire est un cadre idéal où le matériau à analyser ainsi que le matériel d'analyse sont protégés au maximum des perturbations externes telles que les rayonnements cosmiques et internes par l'usage des systèmes composés de matériau très faiblement radioactif. Le Centre de Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires de l'Institut de Recherches Géologiques et Minières (CRSTN/IRGM) a servi pour la partie pratique de ce travail.

Le présent protocole a été fait suivant la procédure normative française *NF M 60-790-2* de 1999 relative à l'établissement des plans d'échantillonnage de sol au niveau de terrains naturels ou assimilés et sur des sites industriels, le choix des techniques de prélèvement, l'exécution des prélèvements de sol, leur conditionnement et leur transport en vue des mesures radiologiques [106].

Les objectifs de ce protocole sont d'enregistrer l'activité totale de l'échantillon et d'identifier les radionucléides naturels et leurs concentrations relatives à chacun des échantillons.

2.2.1.1 Dispositif expérimental

La Figure 2.3 ci-dessous illustre protocole expérimental utilisé dans la présente zone d'étude.



Figure 2.3 – Mesure de la radioactivité : échantillonnage, conditionnement et analyse des échantillons de sol.

2.2.1.2 Protocole expérimental

Le protocole utilisé dans ce cas est le suivant :

- En 1 Identification du point de prélèvement à l'aide d'un GPS.
- En 2 défrichage, triage des débris végétaux et minéraux du point de prélèvement.
- En 3 nous procédons a une délimitation d'un carré de $1 m^2$ de surface dans la zone d'échantillonnage choisie a partir sol enduit et le prélèvement se fait aux sommets du carré et au centre sur une profondeur de 5 cm, puis transport pour le Centre de Recherches en Sciences et Techniques Nucléaires de l'Institut de Recherches Géologiques et Minières (CRSTN/IRGM) de Nkolbisson.
- En 4 Les échantillons, humides, ont été pesés, puis séchés pendant quarante huit heures à $105^{\circ}C$ dans le four.
- En 5 Pour assurer leur homogénéité, les échantillons ont été broyés, puis tamisés.

- En 6 Conditionnement dans la géométrie Marinelli (500 ml).
- En 7 pesage de l'échantillon sur une balance, car la masse est un paramètre important pour la détermination de la concentration.
- En 8 L'ensemble est étiqueté puis placé à un endroit sec au moins vingt huit jours avant la mesure afin d'assurer l'équilibre séculaire entre le ^{226}Ra et ses filles.
- En 9 mise de l'échantillon dans le détecteur pour une durée de 100.0000 s dans le but d'atteindre l'acquisition du pic.
- En 10 nous procédons à l'analyse du spectre obtenu.

Pour le présent travail, 55 échantillons de sol ont été prélevés de manière aléatoire dans les départements de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani. Ces échantillons de sol ont été prélevés aux voisinages des maisons, dans la cour des établissements scolaires et des bureaux administratifs, des plages et à côté des puits de forage. Les mesures de la radioactivité dans les échantillons de sol ont été faites à l'aide d'un détecteur Canberra NaI (Tl) du CRSTN/IRGM ; Model 802, possédant un crystal de dimensions $7,6\text{ cm} \times 7,6\text{ cm}$. Son efficacité relative est de 7,5 % pour une résolution de 667 keV. L'électronique associée est constituée d'un préamplificateur Canberra et d'une carte d'acquisition de type Accuspec. Le traitement des données est effectué par le logiciel *GENIE 2000* [91]. La Figure 2.4 est le type de conteneur utilisé dans ce travail. Le signal délivré par la chaîne est ensuite véhiculé par un câble USB vers un ordinateur dans lequel est installé le logiciel GENIE 2000 qui sert à dépouiller les données.



Figure 2.4 – Marineli Beaker contenant la source liquide radioactive de l'AIEA utilisée pour l'étalonnage en efficacité de la chaîne de détection de la spectrométrie γ en laboratoire [92].

2.2.1.3 Etalonnage de la chaîne de détection

Toute mesure de l'activité d'un radionucléide nécessite la connaissance de l'efficacité du détecteur. Une fois l'efficacité mesurée pour chaque énergie des sources-étalons, on peut fitter une courbe à partir de différents points expérimentaux obtenus, sur tout le domaine d'énergies d'intérêt [107]. La méthode utilisée pour l'étalonnage en efficacité du détecteur NaI(Tl) utilisé dans ce travail est l'approximation polynomiale où E_γ est l'énergie du photon γ , ε l'efficacité d'absorption totale et a_i ($i = 0, n$) les coefficients déterminés par l'algorithme du fit. Il est toutefois possible de se limiter à $n = 1$ pour une approximation linéaire, $n = 2$ pour une approximation quadratique.

2.2.1.5.1 Etalonnage en énergie

Dans plusieurs applications de routine, les lignes de l'énergie attendue dans le spectre sont confinées. Par contre, dans d'autres applications, on peut rencontrer des spectres dont les pics ne sont pas fiables. Dans de tels cas, l'étalonnage en énergie du détecteur s'avère indispensable. Un étalonnage précis nécessite une source multi-lignes ou plusieurs sources-étalons disposant d'énergies E_γ qui ne sont pas éloignées de certains canaux du détecteur ; ainsi, il est utile d'avoir plusieurs sources-étalons pour mieux les prendre en considération. L'étalonnage en énergie peut être ajusté par un polynôme de deuxième degré [107, 108].

$$E(x) = a_1 + a_2x + a_3x^2 \quad (2.1)$$

Où x représente un canal du détecteur et $E(x)$ son énergie correspondante. Les paramètres a_1 , a_2 et a_3 dépendent du fit des points (E, x) .

La Figure 2.5 présente la courbe d'étalonnage du détecteur en énergie faite dans la présente étude.

L'étalonnage en énergie du détecteur a été réalisé à l'aide des sources de référence ^{60}Co (1173,23 et 1332,5 keV), ^{133}Ba (383,9 keV), ^{54}Mn (834,9 keV), ^{22}Na (511 et 1274,5 keV), ^{137}Cs (661,6 keV) de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique, Vienne [92].

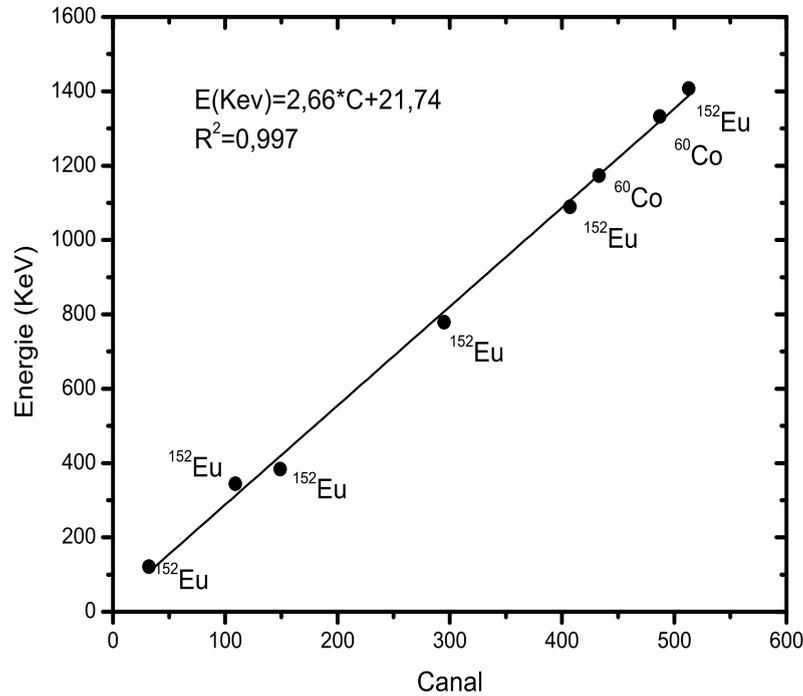


Figure 2.5 – Courbe d'étalonnage du détecteur en énergie.

2.2.1.5.2 Etalonnage en efficacité

L'efficacité ε_γ est une mesure de la probabilité pour qu'un photon γ soit complètement absorbé dans le volume sensible du détecteur. En d'autres termes, l'efficacité est la probabilité pour que le photon contribue au pic d'absorption totale. Elle dépend de l'angle solide sous lequel la source est vue par le détecteur et des propriétés intrinsèques. C'est le nombre de photons d'énergies E_γ détectés par rapport à ceux qui sont émis par la source. C'est une grandeur qui dépend de la densité et de la taille du détecteur du type et de l'énergie de rayonnement [107,108]. Elle est donnée par la relation :

$$\varepsilon(E_\gamma) = \eta \varepsilon_i(E_i) \quad (2.2)$$

Où η et ε_i sont respectivement l'efficacité géométrique et l'efficacité du détecteur. L'efficacité géométrique dépend de l'angle solide sous lequel la source voit le détecteur et est simplement donnée par la relation :

$$\eta = \frac{\Omega}{4\pi} \quad (2.3)$$

Où Ω est l'angle solide sous lequel la source voit le détecteur. La méthode utilisée pour étalonner le détecteur en efficacité dans ce travail est l'approximation polynomiale.

$$\log \varepsilon = a_0 + a_1 \log(E_\gamma) + a_2 \log(E_\gamma)^2 + a_3 \log(E_\gamma)^3 + \dots + a_n \log(E_\gamma)^n \quad (2.4)$$

Avec $n \leq 2$, où E_γ est l'énergie du photon γ , ε l'efficacité d'absorption totale et $a_i (i = 0, 1)$ les coefficients déterminés par l'algorithme du fit. Il est toutefois possible de se limiter à $n = 1$ pour une approximation linéaire et $n = 2$ pour une approximation quadratique. Dans ce travail, nous avons utilisé la valeur $n = 4$ pour étalonner le détecteur.

Pour l'étalonnage en efficacité de notre détecteur, un standard multi-énergétique a été analysé dans les mêmes conditions expérimentales que les échantillons. Ce standard est un mélange de différentes sources radioactives formant une gamme d'énergie de 59,54 à 1836 keV des différents radioéléments suivants : (^{60}C , ^{88}Y , ^{137}Cs , ^{152}Eu et ^{241}Am). La Figure 2.6 présente la courbe d'efficacité expérimentale caractérisant notre détecteur en fonction de l'énergie E_γ .

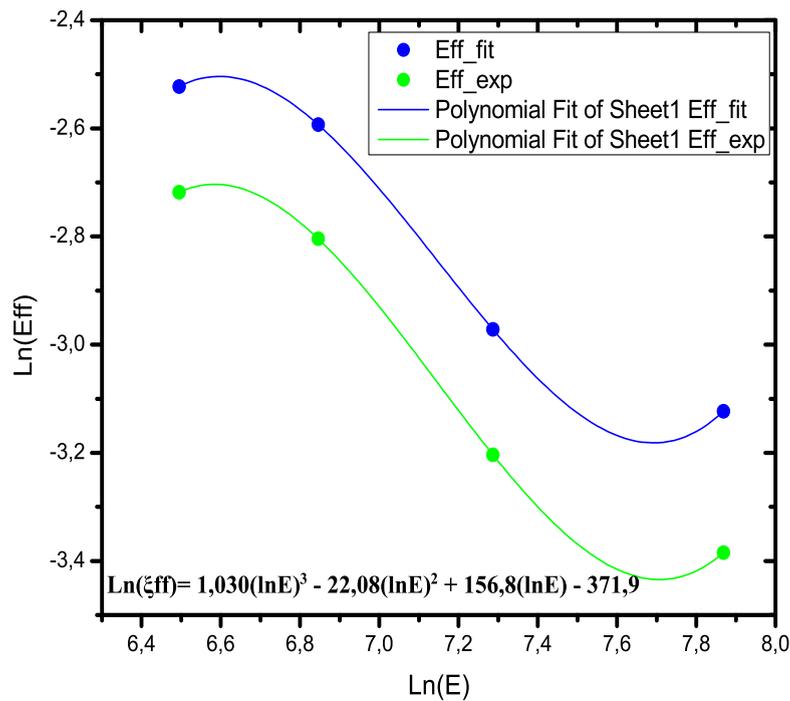


Figure 2.6 – Courbe d'étalonnage du détecteur en efficacité.

2.2.1.4 Correction de sommation par coïncidence

L'effet de sommation par coïncidence résulte de la détection simultanée d'au moins deux photons γ issus d'une désintégration en cascade d'un noyau excité au cours de laquelle la durée de vie des états intermédiaires est courte par rapport au temps de résolution du détecteur. Par exemple, le 1^{er} photon dépose toute son énergie dans le cristal. Si le 2^{eme} photon, en coïncidence, est aussi détecté, une impulsion somme est enregistrée conduisant à la perte de l'événement pour le pic d'absorption totale du 1^{er} photon. L'effet de sommation dépend de la géométrie et devient particulièrement important quand les sources sont placées très proches du détecteur voire dans le détecteur, comme c'est le cas pour les mesures réalisées à l'intérieur des détecteurs à puits. La correction de l'effet de sommation par coïncidence pour chaque ligne est donnée par le rapport entre le nombre de coups déterminé en l'absence de l'effet de sommation et le nombre de coups en sa présence [107–110].

2.2.1.5 Autoabsorption γ

L'autoabsorption se manifeste par des pertes d'impulsion qui entraînent une sous ou surestimation de l'efficacité, variable suivant l'énergie incidente du photon. Elle dépend également du volume, de la charge effective et de la densité sachant que les échantillons environnementaux analysés ont généralement des densités de celle de l'eau [107, 111].

2.2.1.6 Correction de l'effet d'autoabsorption

L'efficacité ne dépend pas seulement de la géométrie (géométrie de l'échantillon, distance source-détecteur) et de l'énergie du photon, mais aussi de la densité et de la composition chimique de l'échantillon [107, 108, 111, 112]. En effet, la situation la plus fréquente est celle où la source d'étalonnage (solution aqueuse) et l'échantillon à mesurer sont géométriquement identiques. Par conséquent, en obtenant l'efficacité pour une source étalon de densité ρ et de composition chimique identiques à celles des échantillons à mesurer, le problème est résolu. Cependant, dans la pratique on est amené à mesurer des échantillons qui ont une composition chimique et une densité différentes de celles de l'étalon qui est généralement une solution aqueuse. Dans ces conditions, une correction d'autoabsorption devient nécessaire. Pour des échantillons volumineux, fréquents en mesure de la radioactivité environnementale, l'effet d'autoabsorption peut être important surtout pour les photons d'énergie $E_\gamma \leq 200 \text{ keV}$ [107, 108, 111, 112].

La correction d'autoabsorption pour une ligne d'énergie dans l'échantillon solide considéré est donnée par le rapport entre l'efficacité pour la source de référence et l'efficacité du détecteur pour l'échantillon solide. Elle est alors effectuée sur l'activité donnée par chaque ligne du radionucléide,

évaluée par *GENIE 2000*.

Après correction, l'activité moyenne pondérée d'un nucléide non interférent, mais possédant plusieurs raies d'énergie est déterminée par la formule suivante :

$$A = \frac{\sum_{i=1}^N \frac{A_i}{\sigma_i^2}}{\sum_{i=1}^N \frac{1}{\sigma_i^2}}, \quad (2.5)$$

A_i : activité corrigée calculée précédemment de la i^{eme} raie du nucléide ; N : nombre de lignes identifiées et non marquées par une fonction ; σ_{A_i} l'incertitude de A_i . L'incertitude sur l'activité est égale à :

$$\sigma_{moyenne} = \sqrt{\frac{1}{\sum_{i=1}^N \sigma_{A_i}^2}} \quad (2.6)$$

2.2.1.7 Détermination des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , dans les échantillons de sol

La mesure directe de ^{238}U par spectrométrie γ par sa ligne à 49,5 keV (0,084 %) est très difficile à cause de la faible probabilité d'émission et de l'effet d'autoabsorption. Cependant s'il est en équilibre séculaire avec ses filles, ^{238}U peut être déterminé par la ligne 63,3 keV (4,5 %) et le doublet 92,2 keV (92,4 et 92,8 keV ; 2,6 et 2,6 %), du ^{234}Th et les lignes 63,3 keV (0,21 %) et 1001,0 keV (0,83 %), du ^{234m}Pa [107, 111–113].

Le fait que le ^{234}Th et le ^{234m}Pa soient des radionucléides à courte période ($T_{1/2} = 24,1$ jours pour le ^{234}Th et $T_{1/2} = 1,17$ minutes pour le ^{234m}Pa) constitue un grand avantage car l'équilibre séculaire est atteint environ six mois après le prélèvement pour le ^{234}Th relativement à ^{238}U , et dix minutes pour le ^{234m}Pa par rapport au ^{234}Th . Cependant, la ligne 766,4 keV du ^{234m}Pa est de faible probabilité d'émission et peut interférer avec la ligne 768,3 keV (4,5%) du ^{214}Bi . Dans les échantillons environnementaux la ligne 1001,0 keV bien que moins affectée par l'effet d'autoabsorption, a une faible probabilité d'émission [111–113].

Pour le ^{232}Th , la seule ligne éventuellement exploitable à 59 keV (0,15%) est de faible intensité et fortement soumise à l'effet d'autoabsorption dans les échantillons environnementaux. Par conséquent, il est déterminé à partir des émissions de ses filles ^{228}Ac , ^{212}Pb ou ^{212}Bi .

Puisqu'il n'est pas évident de déterminer directement l'activité de ^{238}U et du ^{232}Th par spectrométrie γ , le Tableau 2.1 ci-dessous répertorie les lignes d'énergie des filles (émettrices γ) utilisées dans ce travail pour y parvenir.

Tableau 2.1 – Principales lignes d'énergie utilisées dans ce travail en spectrométrie gamma en laboratoire pour la détermination des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons de sol.

Radionucléide utilisé	Ligne (s) d'énergie (keV)	Probabilité d'émission (%)	Radionucléide mesuré dans l'échantillon de sol
^{214}Bi	1764,5	15,9	^{238}U
	1120	15,1	
	609,3	46,3	
^{228}Ac	911,1	27,7	^{232}Th
	969,1	16,6	
^{40}K	1460	10,67	^{40}K

2.2.1.8 Évaluation de la surface nette des pics

À cause de leur résolution en efficacité, les détecteurs NaI(Tl) sont utilisés en spectrométrie gamma pour mesurer la concentration des radionucléides. Le spectre obtenu, souvent dominé par le fond Compton, le rapport signal/bruit lié à ce dernier peut être relativement bas. Ceci est généralement observé lorsqu'il s'agit de la mesure de radioactivité naturelle environnementale où l'activité est faible. C'est le cas particulier des pics de basse énergie qui sont noyés dans le fond Compton lorsqu'il y a des pics de haute énergie dans le spectre [107, 114]. La fonction caractéristique d'un pic gamma est généralement une gaussienne :

$$N(E) = \frac{S}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(E - E_0)^2}{2\sigma^2}\right] \quad (2.7)$$

Où N est le comptage, E est l'énergie ou le canal, E_0 est l'énergie du centroïde, σ la largeur du pic et S son aire.

La résolution en énergie du détecteur caractérise sa capacité à distinguer deux photons d'énergies différentes mais suffisamment proches l'une de l'autre. Pour un pic gamma donné, elle est caractérisée par sa largeur à mi-hauteur (*Full Width at Half Maximum*) :

$$\begin{aligned} FWHM &= 2.355\sigma \\ &= a + b\sqrt{E} \end{aligned} \quad (2.8)$$

Où a et b sont des constantes empiriques données dans ce cas par *GENIE 2000*. Dans la pratique, la forme des pics n'est pas toujours une gaussienne parfaite. La mesure du rapport $\frac{FWHM}{FWTM}$ nous permet de juger l'écart par rapport à la gaussienne parfaite [107].

2.2.1.9 Méthode TPA

La méthode TPA (Total Peak Area) est fréquemment utilisée dans la détermination de la surface d'un pic illustré par la Figure 2.7; la surface nette est donnée par la relation :

$$S = G - B$$

$$= \sum_{i=-n}^n C_i - \frac{2n-1}{2(m-n)} \left(\sum_{i=-m}^{-n-1} C_i + \sum_{i=m+1}^m C_i \right) \quad (2.9)$$

Où C_i est le comptage du canal i , G le comptage brut et B le bruit de fond. L'incertitude sur l'aire nette est donnée par la relation :

$$\sigma_s = \sqrt{G + \left[\frac{2n+1}{2(m-n)} \right]^2 (B1 + B2)} \quad (2.10)$$

où $B1$ et $B2$ sont respectivement le fond continu à gauche et à droite du pic. Le centroïde correspond au canal 0; $(2n+1)$ est le nombre de canaux dans la région du pic correspondant à 7σ tandis que $(m-n)$ est le nombre de canaux dans chaque région $B1$ et $B2$ correspondant à 1σ chacune.

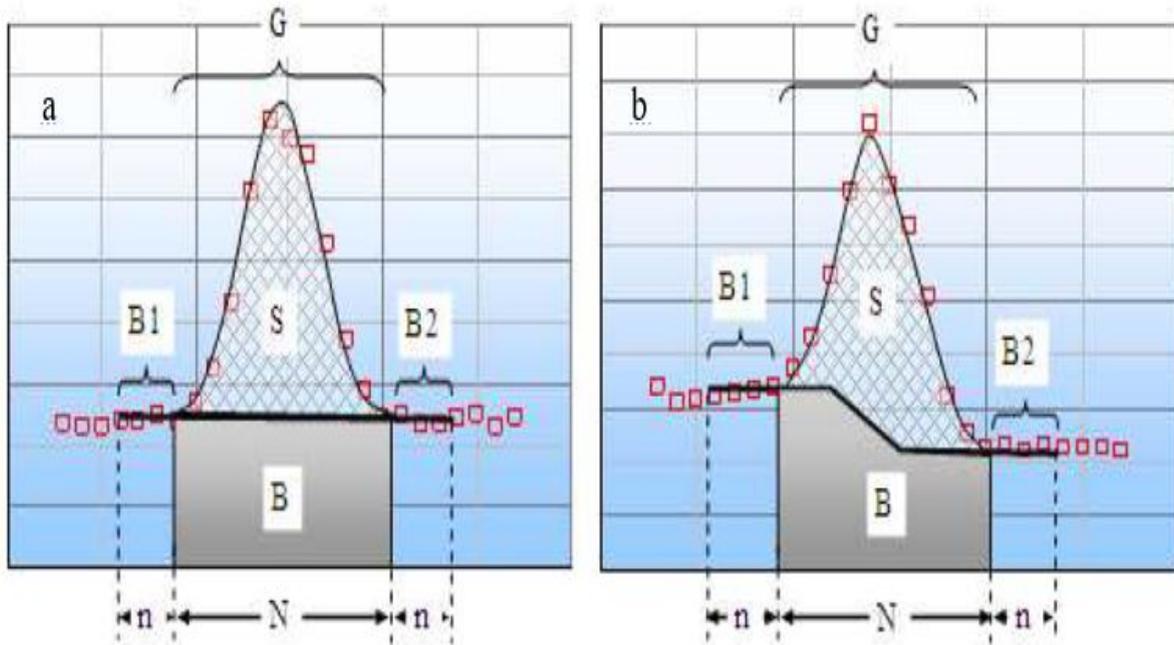


Figure 2.7 – Méthode TPA : $B1$ et $B2$ sont le bruit de fond à gauche et à droite du centroïde [1]

Pour chaque échantillon, les données spectrales sont transférées de *GENIE 2000* à *ORIGIN 7.5* pour la déconvolution [108, 111, 115]. Ensuite, la surface nette S de chaque pic est calculée

par l'équation 2.11 ci-dessus et la concentration (en Bq/kg) est donnée par la formule suivante :

$$A = k \frac{S}{\varepsilon_\gamma P m t} \quad (2.11)$$

Où ε_γ , p sont respectivement l'efficacité et la probabilité d'émission du photon. Les grandeurs m , t et K sont respectivement la masse de l'échantillon (en kg), le temps actif d'acquisition du pic et les corrections à appliquer à l'activité. Celles-ci sont dues aux effets d'autoabsorption et de sommation, à la décroissance de l'échantillon durant l'acquisition et à la décroissance du radionucléide entre l'instant où l'échantillon a été prélevé et le début de l'acquisition.

L'incertitude absolue sur l'activité est définie comme suit :

$$\mu_A = A \sqrt{\left(\frac{\sigma_S}{S}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_p}{p}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_m}{m}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_\varepsilon}{\varepsilon}\right)^2} \quad (2.12)$$

Où les σ_i , $i = (S, p, m, \varepsilon)$ sont les incertitudes respectivement sur l'aire nette du pic S , la probabilité d'émission du nucléide, la masse de l'échantillon et l'efficacité.

Plusieurs phénomènes non négligeables liés au radioélément lui-même et à la technique de mesure influencent la mesure de l'activité d'un échantillon environnemental. Il s'agit par exemple :

- du facteur de correction du temps de décroissance de l'échantillon durant l'acquisition qui tient compte du temps de demi-vie du nucléide et aussi du temps réel de l'acquisition ;
- du facteur de correction du temps de décroissance du radioélément entre l'instant où l'échantillon a été prélevé et le début de l'acquisition ;
- du facteur de correction dû aux interférences sur les pics – sommes et l'autoabsorption.

L'atténuation des photons dans l'échantillon c'est-à-dire l'autoabsorption γ et les interférences dues aux pics-sommes sont deux facteurs déterminants dans l'analyse quantitative par spectrométrie γ des échantillons volumineux [107, 111].

2.2.1.10 Pic-somme

Dans le cas où le radionucléide présente un schéma de désintégration complexe, les durées de vie des niveaux excités sont le plus souvent très inférieures au temps de résolution nécessaire à la chaîne électronique. Ainsi, des transitions en cascade peuvent provoquer une détection simulée d'impulsions créant ainsi deux effets :

- une perte de comptage à la fois dans les spectres et dans les pics d'absorption totale,
- un gain d'impulsions supplémentaires dans le fond continu et l'apparition de pics-sommes qui se superposent aux autres comptages.

2.2.1.11 Seuil de décision et limite de détection

La désintégration radioactive est un processus aléatoire, qui peut être décrit avec précision par la loi statistique de désintégration seulement quand les événements observés sont importants (échantillons de haute activité). Cependant, dans les échantillons environnementaux les activités sont faibles et les résultats de mesure de radioactivité sont susceptibles d'être mal interprétés. Ainsi, on peut aboutir à des conclusions inappropriées en raison des fluctuations statistiques du signal et du bruit de fond. Pour ne pas confondre entre ces deux valeurs, il est nécessaire de connaître les limites d'activité de détection pour lesquelles un pic peut apparaître dans le spectre et de donner des valeurs minimales d'activité [116, 117]. Sous cet esprit, deux notions caractérisant les techniques de mesures et ayant été formulées par Curie : seuil de décision (SD) et limite de détection (LD), sont toujours utilisées par les laboratoires.

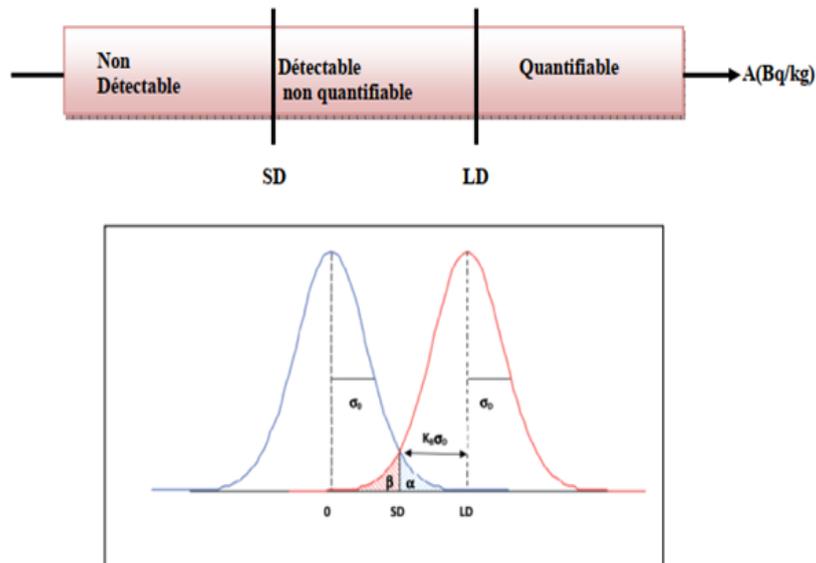


Figure 2.8 – Définition du seuil de décision (SD) et la limite de détection (LD) [118].

La limite de détection se trouve entre les événements détectables non quantifiables et quantifiables tandis que le seuil de décision est la limite entre les événements non détectables et détectables mais non quantifiables, comme schématisé dans la Figure 2.8. Ces deux valeurs sont basées sur la théorie du test d'hypothèse, où le SD est quantifié par la probabilité du risque de première espèce (risque α) tandis que, la LD est calculée par la probabilité du risque de deuxième espèce (risque β). Le risque α affirme que le signal est réel avec une probabilité α , alors qu'il provient des fluctuations statistiques du bruit de fond. Le risque β affirme que le signal est dû à la fluctuation statistique du bruit de fond alors qu'il s'agit d'un signal réel.

a) Seuil de décision (SD)

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

$$SD = K_\alpha \sigma_0 \quad (2.13)$$

Où K_α est le facteur d'élargissement correspondant au niveau de confiance $1 - \alpha$ de la loi de probabilité ; σ_0 est l'écart-type correspondant à la surface nette du pic considéré dans laquelle il n'y a aucun coup signal (Figure 2.8) Où $\sigma_0 = \sqrt{2}\sigma_0$

b) Limite de détection (LD)

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

$$LD = SD + K_\alpha \sigma_D = K_\alpha \sigma_0 + K_B \sigma_D \quad (2.14)$$

K_β est le facteur d'élargissement correspondant au niveau de confiance $1 - \beta$ de la loi de probabilité. σ_D est l'écart-type correspondant à la surface nette du pic considéré quand cette surface est égale à LD (Figure 2.8). L'expérimentateur détermine au préalable le degré de confiance auquel la décision sera prise d'accepter le pic comme étant véritablement présent. Il choisit deux niveaux de confiance $1 - \alpha$ et $1 - \beta$ qui sont en général de 95% avec les quartiles correspondants $K_\alpha = K_\beta = 1,645$.

Soit le nombre de coups net $N = C - B$ où C représente le comptage total et B le comptage dû au bruit de fond. On prend le cas où le nombre de coups net est égal à la limite de détection ($N=LD$) [118]. La variance de la distribution de comptage égale à :

$$\sigma_D^2 = C + B \quad (2.15)$$

À la limite de détection (LD) :

$$C = LD + B \quad (2.16)$$

S'il n'y a pas de signal

$$\sigma_0^2 = 2B \quad (2.17)$$

$$\sigma_D^2 = LD + \sigma_0^2 \quad (2.18)$$

$$LD = K_\alpha \sigma_0 + K_\beta (LD + \sigma_0^2)^{\frac{1}{2}} \quad (2.19)$$

Le réarrangement de cette équation produit une relation simple :

$$LD = K_\alpha^2 + 2K_\alpha \sigma_0 \quad (2.20)$$

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

$$LD = 2,71 + 4,65\sqrt{B} \quad (2.21)$$

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

c) Activité minimale détectable (AMD)

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

$$AMD = \frac{LD}{\varepsilon_E P_E m t} \quad (2.22)$$

2.3 Évaluation de la dose

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.

2.3.1 Dose par irradiation externe

2.3.1.1 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 en laboratoire

Le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol est la quantité d'énergie de rayonnement absorbée par unité de temps par la matière exposée. Le débit de dose absorbée par un individu à un mètre au-dessus de la surface du sol dépend de l'activité massique et des coefficients de conversion de dose du potassium-40, de la famille de l'uranium-238 et de la famille du thorium-232. Il est déterminé selon la formule suivante :

$$D_a(nGy/h) = \sum_{i=1}^3 A_i(KCF)_i \quad (2.23)$$

Où les A_i sont des concentrations moyennes de ^{238}U , ^{232}Th , et ^{40}K et les $(KCF)_i$ sont les coefficients de conversion.

2.3.1.2 Dose efficace par irradiation externe

Considérant que l'individu passe 40% de son temps à l'extérieur des habitations et 60% à l'intérieur. La dose par irradiation externe au sein de notre zone d'étude a été estimée en utilisant

les facteurs de conversion de dose donnés par l'UNSCEAR(1993) pour les séries de l'uranium-238 (U-238), le thorium-232 (Th-232) et le potassium 40 (K-40) est donnée par l'équation suivante :

$$E_{ext}(mSv/an) = F_c[(1 - F_{occ}) + F_{occ} \times F_b] \times D_a \times t \quad (2.24)$$

Où E_{ext} est la dose effective annuelle (en mSv/an), F_c (0,7 mSv mG/an) est le coefficient de conversion de la dose, F_{occ} (0,6) le facteur d'occupation à l'intérieur d'un bâtiment, F_b (1,02) le facteur d'impact de la radioactivité due au matériau de construction expérimentalement obtenu sur le site d'étude. D_a est le débit de dose absorbée pour chaque échantillon analysé, et $t = 8760h$ est la durée de séjour externe annuelle (en h/a) [1].

2.3.2 Approche de la modélisation du code RESRAD-ONSITE 7.2 et équations associées

2.3.2.1 Approche de la modélisation du code RESRAD-ONSITE 7.2

Le calcul de la dose et du risque de cancer par le code RESRAD-ONSITE 7.2 est basé sur un scénario, avec l'utilisation des valeurs des paramètres spécifiées par l'utilisateur. Neuf voies d'exposition sont fournies, qui peuvent être sélectionnées ou supprimées pour refléter le scénario d'utilisation des terres et des récepteurs considérés. Ces neuf voies d'exposition sont [99, 100] :

- Le rayonnement externe direct des radionucléides dans le sol ;
- L'inhalation de radionucléides en suspension dans l'air ou se volatilisant (3H et ^{14}C) à partir du sol ;
- Ingestion accidentelle du sol ;
- Ingestion d'aliments végétaux cultivés dans des sols contaminés et irrigués avec de l'eau contaminée ;
- Ingestion de la viande ;
- Ingestion de lait produit par du bétail nourri avec du foin et de l'eau contaminés ;
- Ingestion d'eau potable provenant d'un puits ou d'un étang adjacent vers la zone contaminée ;
- Ingestion d'aliments aquatiques de l'étang ;
- Inhalation de radon émis par les sols contaminés ;

La Figure 2.9 ci-dessous illustre conceptuellement les voies d'exposition considérées dans RESRAD-ONSITE 7.2.

Les facteurs de voies correspondant à des segments de voie relient des compartiments de l'environnement entre lesquels des radionucléides peuvent être transportés ou à partir desquels les rayonnements peuvent être émis. Les doses de rayonnements, les risques pour la santé, les

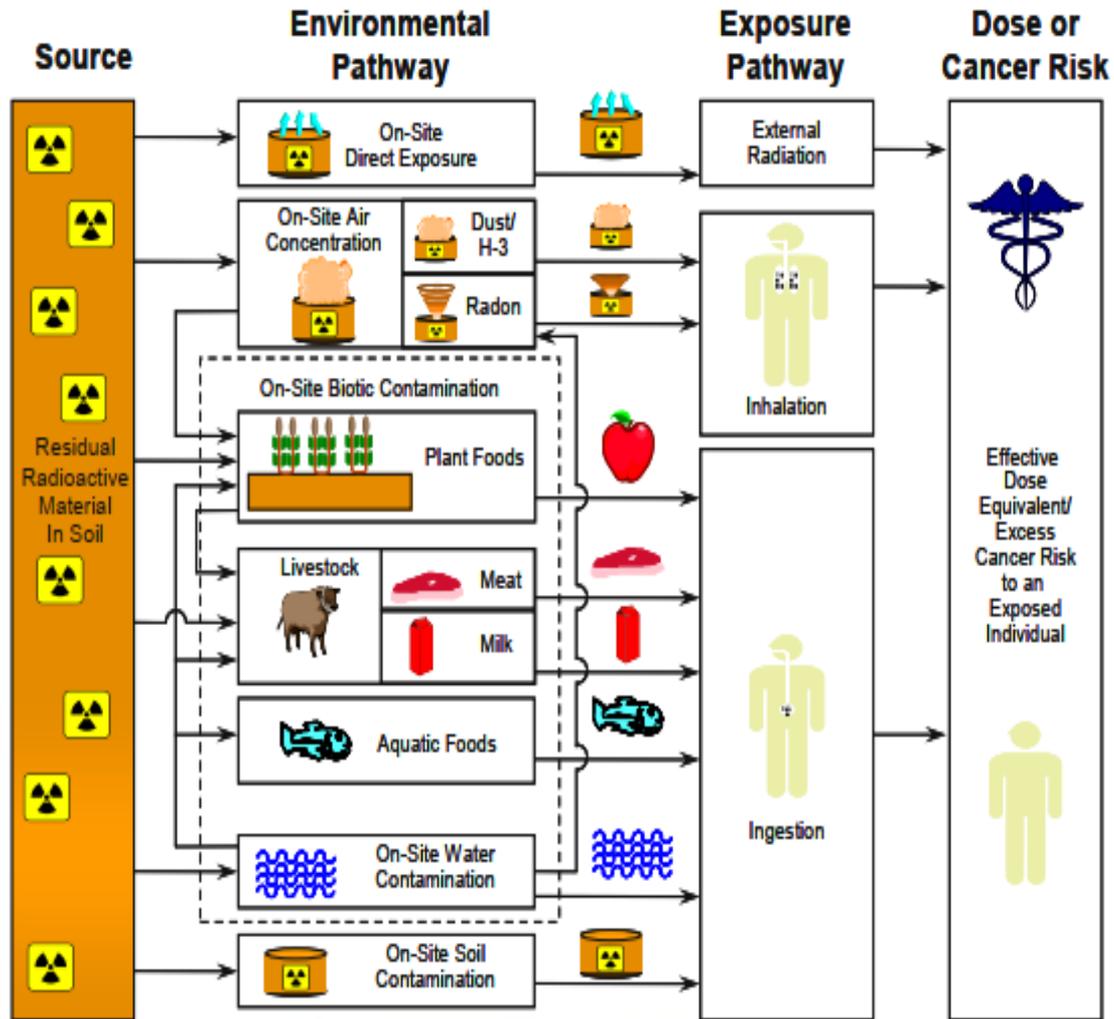


Figure 2.9 – Représentation graphique des voies d'exposition considérées par RESRAD-ONSITE 7.2 [100]

recommandations pour les sols et les concentrations de radionucléides dans les milieux sont calculés pour des intervalles de temps spécifiés par l'utilisateur.

Les informations d'entrée nécessaires au calcul comprennent les caractéristiques de la contamination, les propriétés des couches de sol de surface, souterraines et saturées, les données météorologiques, hydrauliques et hydrogéologiques propres au site, ainsi que le schéma d'exposition du récepteur. La modélisation par RESRAD-ONSITE 7.2 prend en compte d'autres paramètres tels que :

- La décroissance et la croissance radiologiques ainsi ;
- le transport, la partition et la dilution dans l'environnement, régis par le principe de conservation de la masse dans le temps. Essentiellement tous les paramètres d'entrées utilisés pour le calcul peuvent être spécifiés par l'utilisateur. Par conséquent l'utilisateur peut contrôler

le niveau de prudence de chaque calcul et appliquer le RESRAD-ONSITE 7.2 à des fins de dépistage, de dépistage spécifique au site ou d'évaluation spécifique au site [99].

La classification des paramètres avec le code RESRAD-ONSITE 7.2 dépend des valeurs propres du site et des valeurs par défaut. RESRAD-ONSITE 7.2 utilise 130 paramètres indépendants des radionucléides et 10 paramètres dépendants des radionucléides. Ces paramètres sont classés en trois types : physiques, comportementaux ou métaboliques. Certains paramètres peuvent appartenir à plus d'un de ces types tel que le facteur de charge massique. De plus, si un paramètre ne correspond ni à un paramètre physique ou métabolique, il est classé comme paramètre comportemental.

- **Paramètres physiques P** : paramètres dont la valeur ne changerait pas si un groupe différent de récepteurs était pris en compte, les paramètres physiques seraient déterminés par la source, son emplacement et les caractéristiques géologiques ou physiques du site.

- **Paramètres comportementaux C** : paramètres dont la valeur dépendrait du comportement du récepteur et de la définition du scénario. Pour le groupe de récepteur, une valeur de paramètre pourrait changer le scénario ; par exemple les paramètres pour l'usage créatif pourraient être différents de ceux pour l'usage résidentiel.

- **Paramètres métabolique M** : si un paramètre représente les caractéristiques métaboliques du récepteur potentiel et est indépendant du scénario, il est classé comme paramètre métabolique.

Les valeurs des paramètres peuvent être différentes selon les groupes d'âges de la population. Selon les recommandations du rapport 43 de la commission internationale de protection radiologique (CIPR) [97]. Les paramètres représentant les caractéristiques métaboliques sont définis par des valeurs moyennes pour la population générale. Ces valeurs ne devraient pas être modifiées pour une analyse spécifique au site, car les valeurs des paramètres ne dépendraient pas des conditions du site.

La modélisation de RESRAD-ONSITE 7.2 tient compte de la désintégration et de la croissance radiologique ainsi que du transport, de la répartition et de la dilution dans l'environnement, régis par le principe de conservation de la masse dans le temps. Essentiellement tous les paramètres d'entrée utilisés pour le calcul peuvent être spécifiés par l'utilisateur ; par conséquent, l'utilisateur peut contrôler le niveau de conservatisme de chaque calcul, et appliquer le code RESRAD-ONSITE 7.2 à des fins de dépistage, de dépistage spécifique au site ou d'évaluation spécifique au site [99, 100].

Tableau 2.2 – Valeurs spécifiques de paramètres du site et les valeurs par défaut utilisées à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2

Paramètres	Valeurs par défaut	Valeurs spécifiques du site
Area of contaminated zone	-	4500km ²
Thickness of zone	-	0.05
Cover depth	0	-
Length parallel to aquifer flow	100	-
Density of contaminated zone	1,5 g/cm ³	-
Contaminated erosion rate	0,001 m/year	-
Contaminated zone total porosity	0,4	-
Contaminated zone b-parameter	5,3	-
Evapotranspiration coefficient	0,5	-
Wind speed	-	4 m/s
Precipitation rate	-	0,7 m/year
Irrigation rate	0,2	-
Density of saturated zone	1,5 g/cm ³	-
Saturated zone total porosity	0,4	-
Saturated zone effective porosity	0,2	-
Saturated hydraulic gradient	0,02	-
Saturated zone b-parameter	5,3	-
Water table drop rate	0,001 m/year	-
Well pump intake depth	10	-
Exposure duration	30	-
Indoor time factor	-	0,6
Outdoor time factor	-	0,4
Fruits and grains consumption rate	-	148 kg/year
Leafy vegetable consumption rate	-	17 kg/year
Soil ingestion	36,5	-
Drinking water intake	-	689,85 L/year

Compte tenu des scénarios possibles pour la population, et compte tenu de leur éventuelle mise en œuvre effective dans des délais très éloignés par rapport au moment de la fermeture de la décharge au terme de la fin de son cycle de production, les évaluations de la dose sont étendues à un horizon temporel 100 ans, afin de pouvoir évaluer les effets à long terme sur la population et la faisabilité réelle de la méthode d'élimination envisagée. Les résultats sont exprimés en termes de dose pour le travailleur ou pour les membres du public qui, pour diverses raisons, occupent le terrain situé au-dessus de la décharge. Les doses sont évaluées et comparées, dans le temps, en fonction de différentes situations telles que : les conditions d'occupation du sol, les conditions météo-climatiques et la distance par rapport à la couche de déchets contaminés (c'est-à-dire l'épaisseur de la couche de couverture) sur le site. En outre, les différentes contributions des radionucléides à la dose totale sont analysées, afin de pouvoir identifier les radionucléides les plus responsables, les voies de contamination et les mesures possibles d'atténuation des doses évaluées.

Légende : Les valeurs spécifiques des paramètres sont des données propres du site (données expérimentales) tandis les valeurs par défaut sont celles proposées ou fixées par le code lui-même.

2.3.2.2 Équations associées du code RESRAD-ONSITE 7.2

◇ Facteur de transport environnemental

Le nombre d'équivalents de dose efficace reçus dépend du facteur d'occupation et de blindage, de la profondeur du facteur de couverture spécifique au nucléide et de l'épaisseur, ainsi que du facteur de surface spécifique, comme le montre la Figure 2.10 [119].



Figure 2.10 – Épaisseur de la couche de couverture pour le facteur de transport environnemental [119].

Une épaisseur différente de la couche de couverture de l'installation d'élimination devrait

donner une valeur différente des doses reçues par les travailleurs. Ce facteur de transport environnemental (ETF) est donné par l'expression suivante :

$$ETF(t) = FO_1 \times FS_1 \times FA_1 \times FCD_1(t) \quad (2.25)$$

où ETF est le facteur de transport environnemental; FO_1 est le facteur d'occupation et de blindage; FS_1 est le facteur de forme du radionucléide; FA_1 est le facteur de surface des nucléides; FCD_1 est le facteur de profondeur et de couverture de la colonne du radionucléide.

◇ Équivalent de dose

L'équivalent de dose d'exposition totale des radionucléides est donnée par l'équation suivante :

$$(Dose)_{j,p}(t) = DCF_{j,p}(t) \times ETF_{j,p}(t) \times SF_{i,j}(t) \times S_i(0) \quad (2.26)$$

où $(Dose)_{j,p}$ (mrem/yr) est l'équivalent de dose d'exposition du radionucléide j provenant de la voie d'exposition p au temps (an) correspondant à l'existence du radionucléide i à $t = 0$; $DCF_{j,p}$ (mrem/pCi) est le facteur de conversion de la dose; $SF_{i,j}$ est le facteur de source, qui est supérieur à 0 lorsque $j = i$, ou lorsque le radionucléide j est un produit de désintégration du radionucléide i . S_i est la concentration dans le sol du radionucléide i au temps $t = 0$; $ETF_{j,p}$ (g/an) est le facteur de transport dans l'environnement (pour les voies d'ingestion et d'inhalation), il est défini comme le ratio entre le taux d'incorporation annuel. Il est exprimé en pCi/yr

La dose totale est la somme de la dose provenant de ses produits de désintégration j dans les différentes voies est donnée par la relation suivante [120] :

$$(Dose)_{j,p}(t) = \sum_{j=1}^N (Dose)_{j,p} \quad (2.27)$$

où N est le nombre total de radionucléides dans la chaîne de désintégration du radionucléide i , y compris le radionucléide i .

La quantité totale de radionucléide j absorbée par la voie d'exposition p est obtenue par l'équation suivante [120] :

$$(Intake)_{j,p}(t) = \sum_{j=1}^M ETF_{j,p}(t) \times SF_{i,j}(t) \times S_i(0) \times BRF_{ij} \quad (2.28)$$

La sommation est effectuée sur l'indice i plutôt que sur l'indice j , et M est le nombre de radionucléides existant initialement.

2.3.3 Approche de la modélisation du code RESRAD-BIOTA 1.8 et équations associées

2.3.3.1 Approche de la modélisation du code RESRAD-BIOTA 1.8

RESRAD-BIOTA met en œuvre la méthodologie d'approche graduelle du Département Américain de l'Énergie (DOE) pour évaluer les doses de rayonnement reçues par le biote aquatique et terrestre [101].

On considère que l'exposition au rayonnement du biote dans un écosystème terrestre ou aquatique résulte de la contamination du sol, de l'eau et des sédiments, qui entraîne ensuite une contamination de l'air et de différentes sources alimentaires. Une approche graduelle qui consiste en trois niveaux d'analyse est mise en œuvre dans le code RESRAD-BIOTA 1.8.

Au niveau 1, les BCG de dépistage pour le sol, l'eau et les sédiments contaminés qui ont été pré-développés par le DOE en tenant compte de quatre catégories d'organismes par défaut qui sont animaux terrestres, plantes terrestres, animaux riverains et animaux aquatiques sont utilisés pour être comparés aux concentrations des milieux environnementaux d'entrée, afin de déterminer le potentiel de dépassement de la limite de dose recommandée pour le biote. Aux niveaux 2 et 3, les données d'entrée plus spécifiques au site et à l'organisme sont acceptées pour effectuer un calcul de dose plus réaliste à comparer avec une limite de dose spécifiée. Les Figures 2.11 et 2.12 illustrent conceptuellement les récepteurs et le modèle conceptuel considérés avec le code RESRAD-BIOTA 1.8.

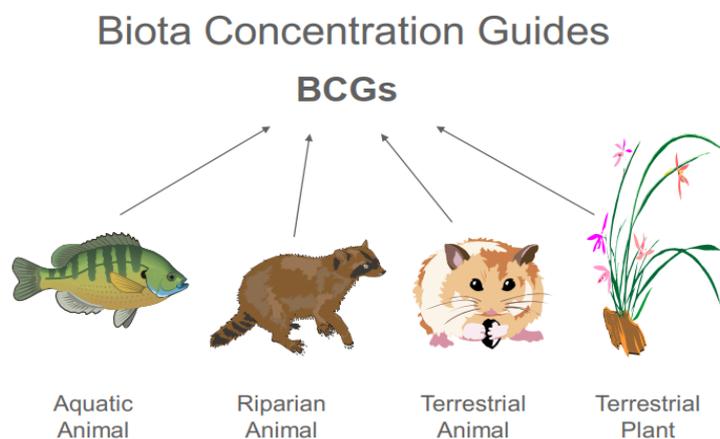


Figure 2.11 – Récepteurs considérés dans RESRAD-BIOTA 1.8 [101].

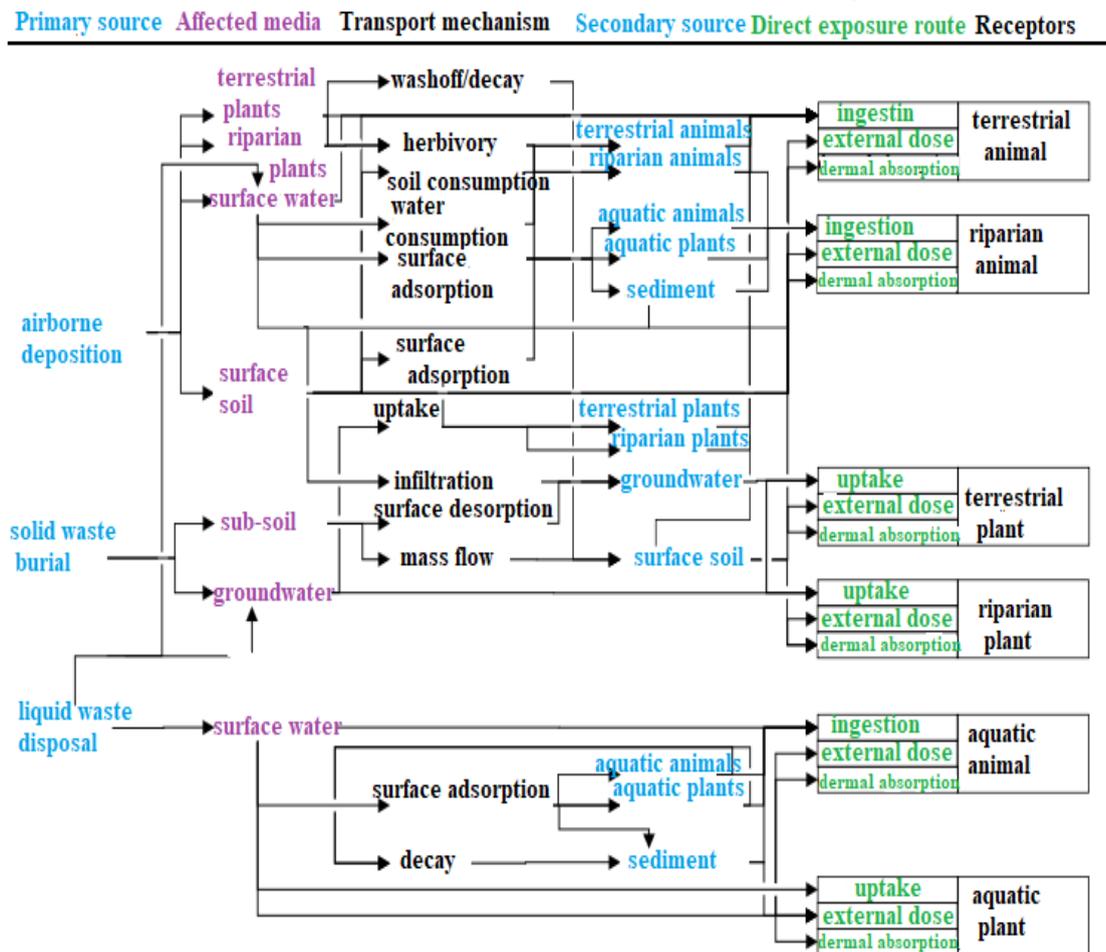


Figure 2.12 – Model conceptuel avec le code RESRAD-BOITA 1.8. [101].

Les rayonnements externe et interne sont tous deux pris en compte dans le calcul de la dose. La dose externe est calculée en tenant compte des fractions de temps qu'un organisme passe à proximité ou dans le milieu contaminé. Pour le calcul de la dose interne, trois options sont proposées :

- La dose par irradiation interne avec les concentrations dans les tissus,
- La dose par irradiation interne avec les rapports de concentration forfaitaire entre le milieu et le tissu,
- La dose par irradiation interne avec des équations allométriques qui estiment la concentration maximale dans les tissus en tenant compte du taux d'inhalation et d'ingestion de nourriture, de la désintégration biologique et radiologique, du poids corporel et de la durée de vie de l'organisme.

Pour tenir compte de l'influence de la taille du corps, huit géométries ellipsoïdales différentes, chacune avec son propre ensemble de coefficients de dose, sont proposées au choix.

2.3.3.2 Équations et modèles : cas particuliers des systèmes terrestres

◇ Guide de concentration du sol pour les plantes terrestres

Dans ce modèle de dépistage, le sol présente à la fois un risque de dose interne et externe pour les plantes. Le modèle conceptuel pour les plantes terrestres est basé sur la plante entière entourée de sol. Bien que de nombreuses plantes peuvent avoir une partie substantielle de leur masse au-dessus du sol, le BCG ainsi dérivé sera conservateur. Les Bivs sont utilisés pour estimer l'étendue de la contamination interne (par extension, la dose), et l'exposition externe est évaluée en utilisant un terme source infini. Les Bivs utilisés dans le modèle tiennent compte du dépôt aérien sur les surfaces des plantes avec absorption ultérieure. La méthode utilisée pour dériver les Bivs relatifs à l'exposition terrestre des plantes à un seul nucléide dans un sol contaminé est la suivante [122, 123] :

$$BCG_{soil,terrestrialplant,i} = \frac{365,25 \times DL_{tp}}{CF_{tp} \times [(Biv_{tp,soil,i} \times DCF_{int,i}) + DCF_{ext,i,soil}]} \quad (2.29)$$

où : $BCG_{soil,terrestrial plant,i}$ (Bq/kg) i est la concentration du radionucléide i dans le sol ; $Biv_{tp,soil,i}$ est le facteur de concentration de la masse fraîche de la plante terrestre dans le sol pour le radionucléide i ; $Biv_{tp,i}$ est le facteur de concentration de la masse fraîche de la plante terrestre par rapport au sol ; CF_{tp} est le facteur de correction pour la surface ou le temps ; DL_{tp} (0,01 Gy/d) est la limite de dose recommandée pour les plantes terrestres ; $DCF_{ext,i,soil}$ (Bq/kg Gy/y) est la conversion de la dose et $DCF_{int,i}$ (Bq/kg Gy/y) est le facteur de conversion de la dose.

◇ Guide de concentration du sol pour les animaux terrestres

Dans le modèle conceptuel de dépistage des animaux terrestres, l'animal est entouré de terre. Dans l'évaluation des contributeurs potentiels à la dose, le sol présente à la fois une voie de dose interne et externe. Comme précédemment, les Bivs sont utilisées pour estimer l'étendue de la contamination interne (par exemple, celle qui pourrait résulter de l'ingestion ou de l'inhalation). L'exposition externe est évaluée avec un terme source infini. La méthode utilisée pour dériver les BCG des animaux terrestres pour l'exposition à un seul nucléide dans un sol contaminé est la suivante [122, 123] :

$$BCG_{soil,terrestrialanimal,i} = \frac{365,25 \times DL_{ta}}{CF_{ta} \times [(Biv_{ta,i} \times DCF_{int,i}) + DCF_{ext,i,soil}]} \quad (2.30)$$

où : DL_{ta} (0,01 Gy/d) est la limite de dose recommandée pour les animaux terrestres ;

$BCG_{soil,terrestrial\ animal,i}$ est la concentration du radionucléide i dans le sol ; $Biv_{ta,i}$ est le facteur de concentration de la masse fraîche des animaux terrestres par rapport au sol.

Le guide de concentration du biote, le facteur de rapport de somme et l'estimation du débit de dose total ont été estimés à l'aide du modèle informatique RESRAD-BIOTA 1.8, dans les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani dans la région de l'Extrême nord, Cameroun. Ce code offre une gamme complète de capacités d'évaluation de la dose de reçue par le biote, des méthodes de dépistage général aux méthodes spécifique au récepteur. Les paramètres d'entrée tels que les concentrations ont été déterminés à partir de concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans le sol. Le code RESRAD-BIOTA 1.8 peut donc calculer les débits de doses de rayonnement dans le biote terrestre. Toutes les autres valeurs d'entrée restantes pour RESRAD-BIOTA 1.8 ont été prises à partir des données par défaut disponibles dans le modèle.

◇ Facteur de rapport de somme (SRF)

Le SRF est la valeur du débit de dose absorbée dans le biote par rapport à la limite de dose totale dans le biote. Selon les rapports du DOE, les limites de dose absorbée dans le biote sont de $10\ Gy/j$ pour les plantes terrestres et $1\ Gy/j$ pour les animaux terrestres [124]. Le paramètre SRF est exprimé par la relation suivante :

$$SRF = \frac{doseinbiota}{dосelimit} \quad (2.31)$$

Où SRF est le Facteur de rapport de somme à la limite de dose totale dans le biote, dose in biota est la dose du biote mesurée en (Gy/j) et dose limit est la valeur limite de dose selon les rapports internationaux DOE (Gy/j).

En outre, le débit de dose interne, le débit de dose externe et le débit de dose total dus aux concentrations des radionucléides primordiaux dans les milieux environnementaux (sol) ont été estimés par le code RESRAD.

2.4 Risques radiologiques

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 [125].

2.4.1 Estimation des indices de risque

2.4.1.1 Estimation 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 [126].

D'après Krišiuik, une concentration de ^{226}Ra de 370 Bq/kg ($1\mu\text{Ci/g}$) 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 :

$$Ra_{eq} = \frac{370}{370} \times A_{Ra} + \frac{370}{259} \times A_{Th} + \frac{370}{4810} \times A_K \quad (2.32)$$

Où les activités du ^{226}Ra (370 Bq/kg), du ^{232}Th (259 Bq/kg) et ^{40}K (4810 Bq/kg) représentent la même dose efficace de rayonnement gamma [127].

2.4.1.2 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 [128].

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

$$H_{ex} = \frac{A_{Ra}}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \leq 1 \quad (2.33)$$

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; d'où la quantification de ce risque intérieur :

$$H_{in} = \frac{A_{Ra}}{185} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \leq 1 \quad (2.34)$$

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). Les indices de risque H_{ex} et H_{in} doivent être inférieurs à 1 mSv/an, l'unité de la dose efficace annuelle due à la radioactivité dans les matériaux de construction.

2.4.1.3 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 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 [129, 130]. Pour cette étude, I_γ a été calculé à partir de la relation suivante :

$$I_\gamma = \frac{A_{Ra}}{150} + \frac{A_{Th}}{100} + \frac{A_K}{1500} \leq 1 \quad (2.35)$$

Pour $I_\gamma \leq 1$, le débit de dose est de 0,3 mSv/an. $2 \leq I_\gamma \leq 6$ correspond à une dose de 1 mSv/an. 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).

2.4.2 Analyse probabiliste et risques excédentaires de cancer à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2

2.4.2.1 Analyse probabiliste à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2

L'analyse probabiliste a été réalisée avec le code RESRAD-ONSITE 7.2. Depuis 2000, l'Argonne a développé 30 paramètres de radionucléides indépendants dans les fonctions de distribution de paramètres qui peuvent être utilisées avec l'ordinateur pour effectuer les analyses probabilistes. Quatre paramètres ont été sélectionnés et affectés à leur distributions conformes [131, 133]. Pour les paramètres sélectionnés, la fonction de chaque distribution est normale tronquée (1) ou triangulaire (2).

La fonction de densité de probabilité de la distribution normale tronquée est donnée par l'équation suivante :

$$f(x) = \frac{\frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{x-\mu}{\sigma}\right)^2\right]}{U_q - L_q} \quad (2.36)$$

La fonction de densité de probabilité de la distribution triangulaire a deux composantes. La première composante s'applique à la région $x \leq \text{mod}$ et son équation est la sous la forme suivante :

$$f(x) = \frac{2}{\text{max} - \text{min}} \times \frac{x - \text{min}}{\text{mod} - \text{min}} \quad (2.37)$$

La deuxième composante s'applique à la région $x \geq \text{mod}$ et son équation adopte la forme ci-dessous :

$$f(x) = \frac{2}{\max - \min} \times \frac{\max - \min}{\max - \min} \quad (2.38)$$

Les graphiques ci-dessous sont des distributions assignées pour les paramètres de deux distributions sélectionnées : (a) triangulaire ; (b) normale.

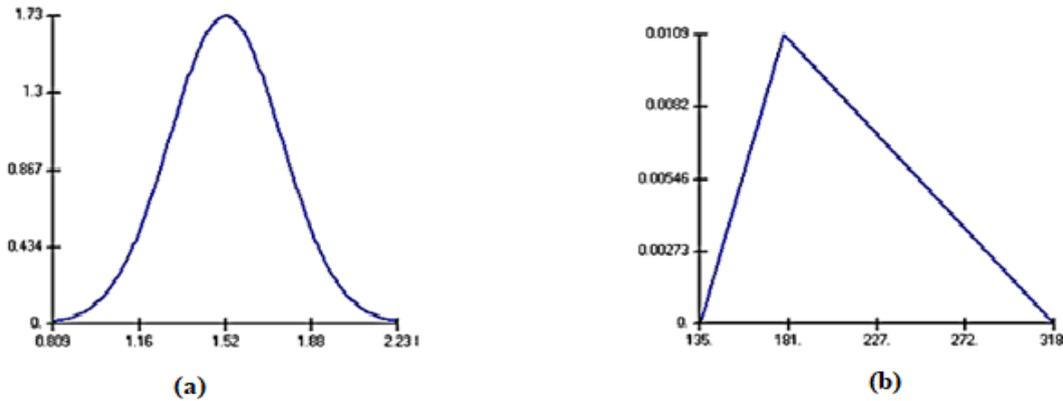


Figure 2.13 – Distribution triangulaire et distribution normale tronquée [100].

2.4.2.2 Risques excédentaires de cancer à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2

Le code RESRAD-ONSITE 7.2 utilise le facteur de transport environnemental pour le rayonnement externe ainsi que le coefficient de risque et la durée d'exposition, pour calculer les risques de cancer excédentaires selon l'équation [134] :

$$(\text{cancerisk})_{i,p}(t) = \sum_{i=1}^M ETF_{j,1}(t) \times SF_{ij}(t) \times S_i(0) \times BRF_{ij} \times RC_{j,p} \times ED \quad (2.39)$$

où $RC_{j,p}$ est le coefficient de risque pour le rayonnement externe (risque/an)/(pCi/g). Ce coefficient a été obtenu principalement à partir de Federal Guidance Report N°13 (FGR-13) [135]. Le Federal Guidance Report comprend des coefficients de risque pour la morbidité latente liée au cancer (appelés facteurs de pente) et pour la mortalité par cancer due à six modes d'exposition différents. Ces modes sont l'inhalation d'air, l'ingestion d'aliments, l'ingestion d'eau du robinet et l'exposition externe par submersion dans l'air source de sol en surface et d'une source de sol à volume infini, $ETF_{j,p}$ est le facteur de transport dans l'environnement pour le

radionucléide j au moment t (g/an), p est l'indice primaire de la voie d'exposition, $SF_{i,j}$ est le facteur de source, i et j sont des indices du radionucléide (i pour le radionucléide initialement existant et j pour les radionucléides dans la chaîne de désintégration du radionucléide i) S_i est la concentration initiale dans le sol du radionucléide i au temps 0; $BRF_{i,j}$ est le facteur d'embranchement qui est la fraction de la désintégration totale de radionucléide i qui aboutit à la croissance du radionucléide j ; ED est la durée d'exposition (30 ans) et S_0 est la concentration de radionucléides dans l'argile à $t=0$.

• Les risques totaux de cancer dus à l'ingestion de végétaux, de viande, de lait, d'aliments aquatiques et d'eau potable sont évalués à l'aide de l'équation suivante [134] :

$$(Totalcancerisk)_{i,p}(t) = \sum_{j=1}^N \left(\sum_q ETF_{ij,pq}(t) \times SF'_{ij,pq}(t) \right) \times S_i(0) \times BRF_{ij} \times RC_{j,p} \times ED \quad (2.40)$$

où N est le nombre de radionucléides existant initialement; $ETF_{j,p}$ est le facteur de transport dans l'environnement pour le radionucléide j au moment t (g/an), p est l'indice primaire de la voie d'exposition; $SF_{i,j}$ est le facteur de source, i et j sont des indices du radionucléide (i pour le radionucléide initialement existant et j pour les radionucléides dans la chaîne de désintégration du radionucléide), S_i est la concentration initiale dans le sol du radionucléide i au temps 0 et $BRF_{i,j}$ est le facteur d'embranchement qui est la fraction de la désintégration totale de radionucléide i qui aboutit à la croissance du radionucléide j .

• Le risque de cancer pour les voies d'inhalation et d'ingestion du sol sont évalués avec l'équation :

$$(cancerisk)_{j,p}(t) = \sum_{j=1}^N [ETF_{j,p}(t) \times SF_{ij}(t)] \times S_i(0) \times BRF_{ij} \times RC_{j,p} \times ED \quad (2.41)$$

• Le grand total des risques de cancer, c'est-à-dire la somme des risques totaux de cancer induit par tous les radionucléides principaux, peut être obtenue en utilisant soit les risques totaux de cancer attribués aux radionucléides principaux, soit les risques totaux de cancer attribués aux radionucléides parents. Les deux méthodes donnent le même résultat, comme le montre l'équation suivante [134] :

$$(GrandTotalCancerisk)_p(t) = \sum_{i=1}^N (Cancerisk)_{j,p}(t) \quad (2.42)$$

$$= \sum_{i=1}^M (Totalcancerisk)_{i,p}(t) \quad (2.43)$$

Conclusion

Dans ce chapitre, il était question de présenter le matériel et les différentes méthodes utilisés pour déterminer les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K pour l'exposition externe. En outre le code RESRAD-ONSITE 7.2 ont été utilisés pour déterminer la dose et le risque de cancer dans les voies d'expositions (gamma externe, d'inhalation de poussiere et d'ingestion des plantes, de l'eau et du sol). Le modèle informatique RESRAD-BIOTA 1.8, a été utilisé pour déterminer le guide de concentration du biote, le facteur de rapport de somme et l'estimation du débit de dose total pour les biotes terrestres. 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.

3.1 Concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K

L'objectif de cette partie du travail est de montrer qu'au-delà de la structure géologique et la composition minéralogique du sol, les engrais agricoles et les déjections d'animaux issues de l'élevage peuvent contribuer de manière significative à l'élévation du niveau de radioactivité induit par ^{40}K dans un environnement.

Le Tableau 3.1 présente les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons de sol prélevés dans les Départements de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani. Elles variaient entre 7 ± 1 à 104 ± 17 Bq/kg avec une valeur moyenne de 41 Bq/kg pour ^{238}U , de 17 ± 1 à 248 ± 20 Bq/kg avec une valeur moyenne de 59 ± 8 Bq/kg pour ^{232}Th et, de 144 ± 21 à 1207 ± 152 Bq/kg avec une valeur moyenne de 529 ± 60 Bq/kg pour ^{40}K . Plus de la moitié des échantillons de sol prélevés et analysés dans la présente étude avaient des concentrations de ^{238}U supérieures ou égales à 33 Bq/kg, et celles du ^{232}Th supérieures ou égales à 45 Bq/kg. Toutes ces valeurs sont supérieures aux valeurs moyennes mondiales correspondantes données par l'UNSCEAR [1]. En outre, 18 % des échantillons avaient des concentrations en ^{238}U au moins deux fois plus élevées

que 33 Bq/kg, la valeur moyenne mondiale ; 13 % de ces échantillons avaient des concentrations en ^{232}Th au moins deux fois plus élevées que 45 Bq/kg, la valeur moyenne mondiale [1]. Quant au ^{40}K , 51 % des concentrations étaient supérieures à 500 Bq/kg, la valeur médiane ; cette valeur est plus élevée que la valeur moyenne mondiale. En général, toutes les différentes localités de cette étude avaient des valeurs des concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K élevées en plusieurs points.

Tableau 3.1 – Concentrations ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les échantillons de sol prélevés dans les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.

Zone d'étude	Radionucléide	Moy(Bq/kg)	Med(Bq/kg)	Min - Max (Bq/kg)
Mayo-Sava	^{40}K	684 ± 62	704	343 - 1202
	^{232}Th	64 ± 7	54	34 - 129
	^{238}U	47 ± 5	42	33 - 83
Mayo-Tsanaga	^{40}K	706 ± 69	749	217 - 1207
	^{232}Th	64 ± 8	56	18 - 90
	^{238}U	47 ± 6	45	7 - 87
Mayo-Kani	^{40}K	326 ± 47	223	144 - 943
	^{232}Th	53 ± 10	37	18 - 249
	^{238}U	34 ± 5	23	15 - 103
Toute la zone d'étude	^{40}K	529 ± 60	500	144 - 1207
	^{232}Th	59 ± 8	47	17 - 248
	^{238}U	41 ± 5	34	7 - 104

Quant au reste de la région d'étude, les sables, l'argile, le granite, le gneiss et la latérite sont en abondance [135, 136]. 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 [85, 87, 137–143]. Certaines roches telles que la syénite, le granite, les argiles ont des teneurs par fois très élevées en uranium et en thorium [84, 85]. Les travaux menés dans les localités d'Akongo, Ngombas, Bikoué, Awanda et Lolodorf, au Sud-Ouest du Cameroun ont révélé la présence de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U aux teneurs relativement élevées dans certains échantillons de sol et de roche [2, 83–85, 144]. En effet, les localités de Ngombas, Akongo, Awanda et Lolodorf sont dans la même zone. La syénite, le granite et le gneiss sont les roches de base aux dépens desquels leurs différents sols se

sont formés [2]. Une étude de la distribution verticale de l'uranium et du thorium dans le profil latéritique d'Akongo au Sud-Ouest Cameroun sur une profondeur allant de la couche superficielle à la syénite a révélé la présence de l'uranium et du thorium aux teneurs variant en fonction des différentes couches du profil. Les teneurs moyennes dans la roche mère étaient de 5ppm (soit 20 Bq/kg) pour l'uranium et 3ppm (soit 37 Bq/kg) pour le thorium. Dans la matrice de la couche superficielle, cette concentration de l'uranium diminuait jusqu'à atteindre 3ppm (12,18 Bq/kg), tandis que celle du thorium augmentait touchant des valeurs 5 fois plus élevées que la valeur initiale (soit 185 Bq/kg) [145].

De manière analogue, l'analyse de plusieurs échantillons de sol et roches a 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 [31].

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 les échantillons de sol obtenues dans ce travail sont les conséquences directes de la structure minéralogique et géologique du sol et du sous-sol des localités de Mayo-Tsanaga, Mayo-Sava et du Mayo-Kani. Mais les éléments cités ci-dessus sont-ils les seules causes des valeurs accrues des concentrations de ^{40}K dans les échantillons de sol ? En d'autres termes, n'existe-t-il pas d'autres facteurs susceptibles d'accroître les teneurs en ^{40}K dans ces échantillons de sol ?

3.2 Évaluation de la dose

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 ingestion de plantes, gamma externe, ingestion de viande et bien d'autres voies sont évalués par le code RESRAD-Onsite 7.2. La quantité des débits de doses absorbées efficaces ont été évalués par le code RESRAD-BIOTA 1.8 pour les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans le sol.

3.2.1 Dose par irradiation externe

3.2.1.1 Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol

Pour déterminer le débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol dans chaque échantillon de sol, l'équation (2.23) a été utilisée ainsi que les valeurs des coefficients de conversion de dose données par l'UNSCEAR [1].

Pour toute la zone d'étude, le débit de dose présenté dans le Tableau 3.2 variait entre 30 ± 5 et 228 ± 31 nGy/h. Sa valeur moyenne estimée à 76 ± 13 nGy/h est supérieure à 59 nGy/h, la valeur moyenne mondiale fixée par l'UNSCEAR [1]. La plus grande valeur de ce débit de dose dans l'air était observée dans la localité de Mayo-Kani (228 ± 21 nGy/h). La plus petite valeur a été révélée par un échantillon prélevé également dans le Mayo-Kani.

Tableau 3.2 – Débit de dose absorbée dans l'air à 1 m du sol dans les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.

Localités	Variation	Débit de dose absorbée (nGy/h)
Mayo-Sava	Min	53 ± 9
	Max	131 ± 17
	Moy	88 ± 12
Mayo-Tsanaga	Min	37 ± 5
	Max	150 ± 11
	Moy	90 ± 10
Mayo-Kani	Min	30 ± 3
	Max	228 ± 21
	Moy	62 ± 8
Toute la zone d'étude	Min	30 ± 5
	Max	228 ± 31
	Moy	76 ± 13

3.2.1.2 Évaluation de la dose efficace annuelle

Le Tableau 3.3 présente la dose efficace (E_{ext}) obtenue dans 3 localités investiguées dans la présente étude. Elle variait entre 0,18 et 1,4 mSv/an avec une valeur moyenne estimée à 0,47 mSv/an. Cette valeur moyenne est inférieure à 0,5 mSv/an, la valeur moyenne modiale donnée par l'*UNSCEAR* pour les membres du public [1]. Ces doses efficaces sont obtenues en multipliant les concentrations des radionucléides de chaque point par les coefficients de conversion de dose correspondantes. La dose efficace de toute la zone d'étude est égale à la valeur moyenne de la dose des 3 localités ci-dessus.

Tableau 3.3 – Dose efficace liée à la radioactivité naturelle dans le sol des localités de Mayo-Tsanaga, Mayo-Sava et Mayo-Kani (spectrométrie γ) en laboratoire.

Localités	Variation	Doses efficaces (msv/an)
Mayo-Sava	Min	0,41 \pm 0,01
	Max	0,99 \pm 0,1
	Moy	0,67 \pm 0,01
Mayo-Tsanaga	Min	0,23 \pm 0,02
	Max	1,42 \pm 0,2
	Moy	0,68 \pm 0,01
Mayo-Kani	Min	0,22 \pm 0,01
	Max	1,73 \pm 0,1
	Moy	0,46 \pm 0,01
Toute la zone d'étude	Min	0,18 \pm 0,01
	Max	1,40 \pm 0,1
	Moy	0,47 \pm 0,01

Comparée à d'autres études menées au Cameroun, la dose efficace annuelle obtenue dans ce travail est inférieure à 0.39 mSv/an, 0.33 mSv/an, 0,6 mSv/an, 0,41 mSv/an et 0,42 mSv/an respectivement déterminées à Maroua par *Koyang Francois et al.*, suivant l'axe synétique Akongo-Lolodorf-Kribi dans le sud-ouest Cameroun par *Bineng et al.*, à Poli par *Saïdou et al.*, à Awanda, Ngombas et Bikoué par *Ele Abiama et al.* et à Douala par *Takoukam Soh et al.* [83, 85, 87, 89].

Par rapport à d'autres études menées au-delà du Cameroun, la dose efficace moyenne de 0,47 msv/an obtenue dans toute la présente étude est supérieure à 0,25 mSv/an mesurée dans les échantillons de sol au Tchad par *Penabei et al.* [141].

3.2.2 Évaluation des doses avec le code RESRAD-ONSITE 7.2

3.2.2.1 Contributions de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U de toutes les voies d'exposition additionnées sur 100 ans dans la présente zone d'étude

Les Figure 3.1 et 3.2 montrent les contributions de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U de toutes les voies d'exposition, additionnées sur 100 ans dans les départements de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani. La dose efficace totale maximale 0,7 mSv/an pour la présente étude dans son intégralité était estimée au temps $t = 38$ ans. Pour le ^{40}K , la dose la plus élevée, estimée à 0,23 mSv/an, était obtenue à la première année. Ensuite, elle décroissait strictement sans s'annuler pendant le reste du temps jusqu'à atteindre la valeur 0,04 mSv/an.

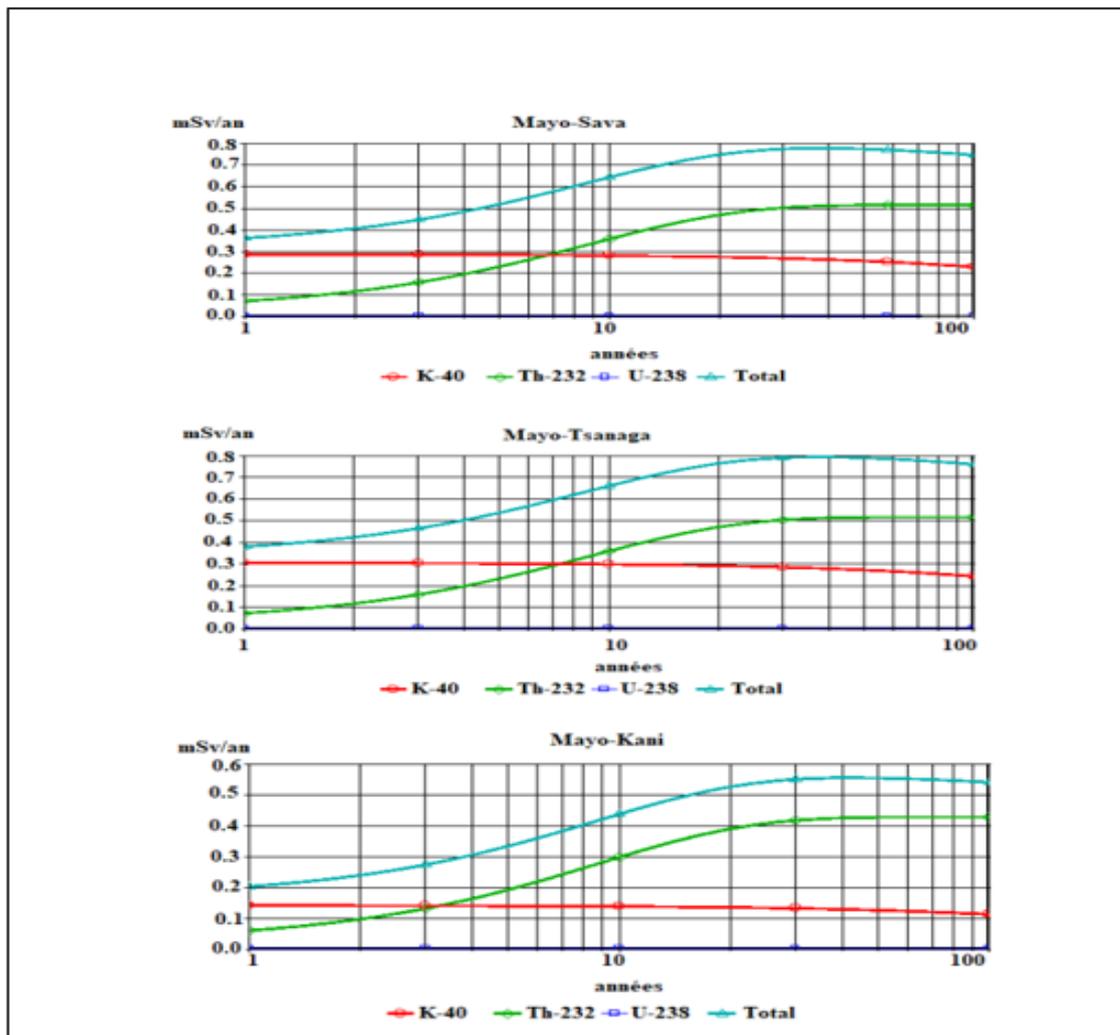


Figure 3.1 – Contributions du ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U aux doses additionnées dans toutes les voies d'exposition sur 100 ans dans le Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.

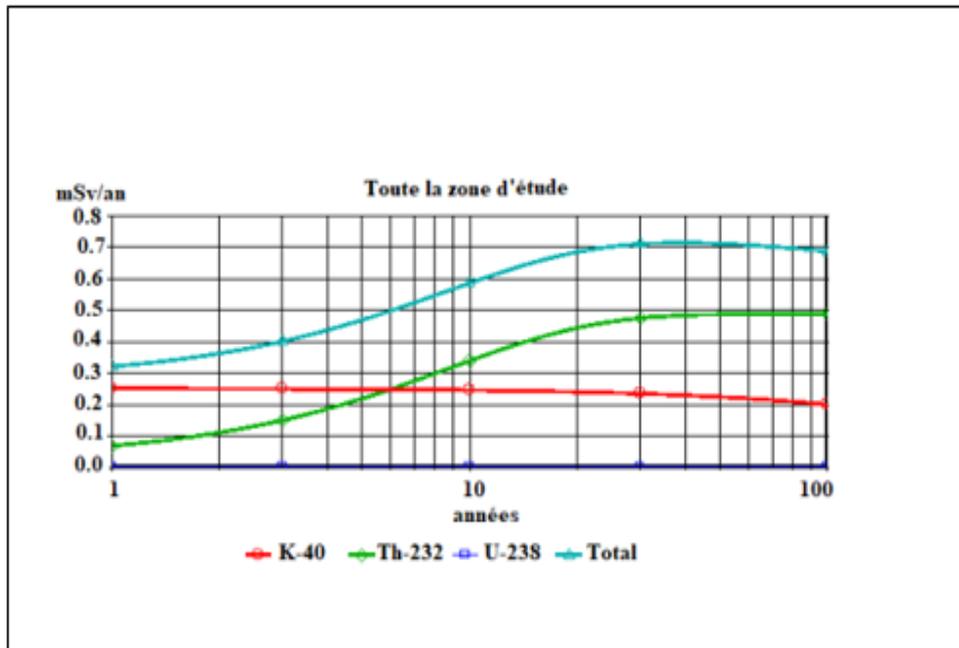


Figure 3.2 – Contributions du ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U aux doses additionnées dans toutes les voies d'exposition sur 100 ans dans Toute la zone d'étude.

Pour ^{232}Th , la dose la plus faible (0,02 mSv/an) était obtenue au cours de la première année et la dose la plus élevée (0,48 mSv/an) était atteinte au temps $t = 38$ ans. À $t = 100$ ans, cette valeur est estimée à 0,46 mSv/an. Pendant toute la période de 1 à 100 ans, cette dose de ^{232}Th avait le même comportement que la dose efficace totale. La dose de ^{238}U apparaissait sous forme de trace dans les différentes localités depuis l'année initiale jusqu'au temps $t = 100$ ans. Initialement ($t = 1$ an), les doses efficaces totales dues à la somme de tous les radionucléides étaient de 0,32 mSv/an, 0,33 mSv/an et 0,16 mSv/an à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani, respectivement. Dans un premier temps, on constate que parmi les trois radionucléides étudiés dans le présent travail, le ^{40}K contribuait à 91%, 92%, 86% et 91% à la dose efficace totale respectivement à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga, Mayo-Kani et dans toute la zone d'étude. En général, cette contribution reste maximale pendant les 6 premières années.

Les doses efficaces maximales ont été estimées au temps $t = 37$ ans pour Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga, et à $t = 42$ ans pour Mayo-Kani. Leurs valeurs étaient de 0,55 mSv/an à Mayo-Sava et de 0,8 mSv/an à Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani. Les contributions du ^{232}Th à la dose efficace totale maximale estimée dans toutes les voies d'exposition étaient majoritaires, suivies par celles du ^{40}K . Les valeurs de dose efficace totale maximale ci-dessus sont toutes inférieures à 1 mSv/an, la valeur limite fixée par l'ICRP [97]. Les résultats ci-dessus montrent que les doses efficaces des différents radionucléides variaient selon les sites. Ceci est lié certainement aux variations

possibles de la structure géologique et minéralogique des sols. D'autre part, cette variation de dose peut également être justifiée par les activités agricoles et d'élevage intensives pratiquées dans ces localités [5].

3.2.2.2 Contributions de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'exposition, sur 100 ans dans la présente zone d'étude

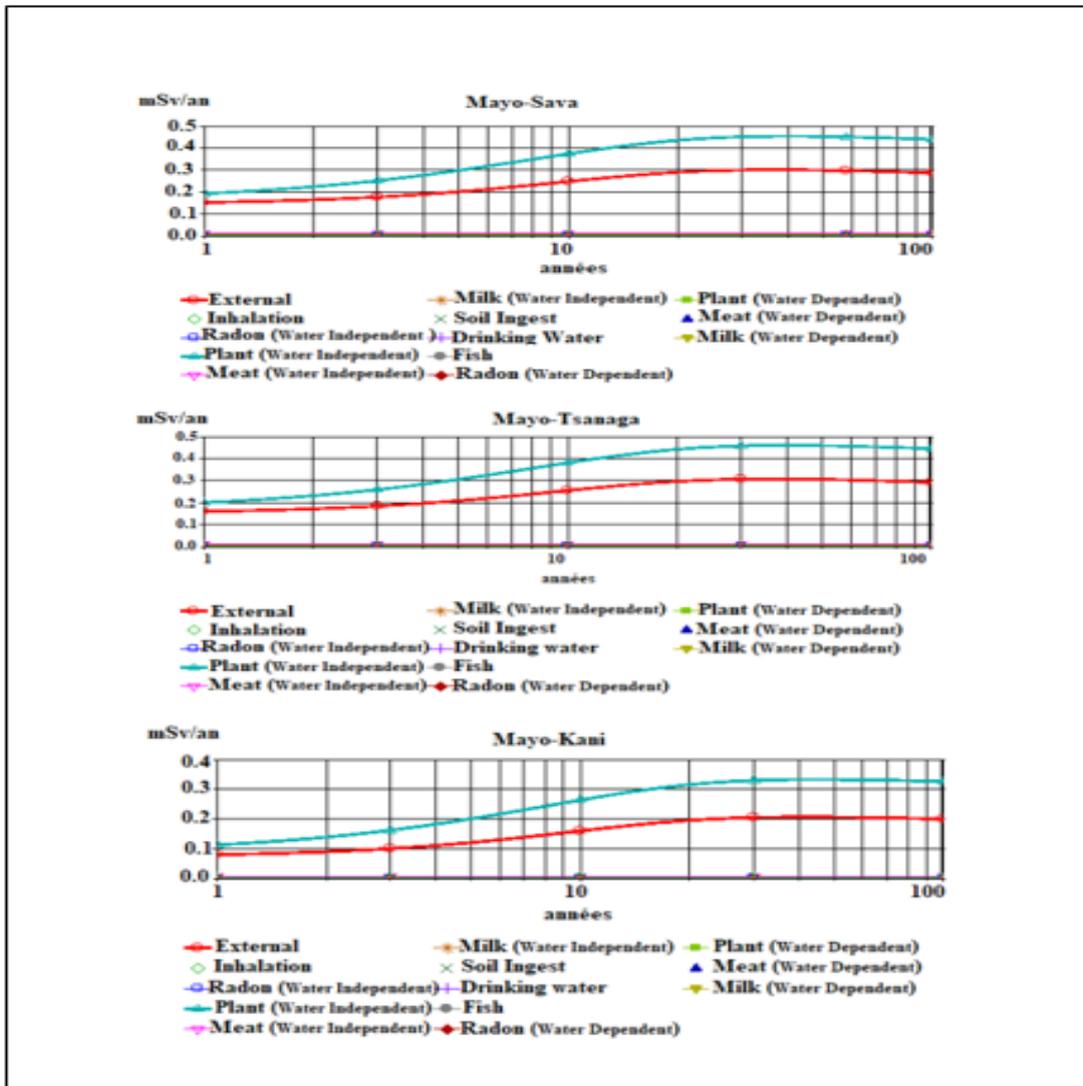


Figure 3.3 – Contributions de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U aux doses provenant de toutes les voies d'exposition, additionnées sur 100 ans dans le Mayo-Sava, le Mayo-Tsanaga et le Mayo-Kani.

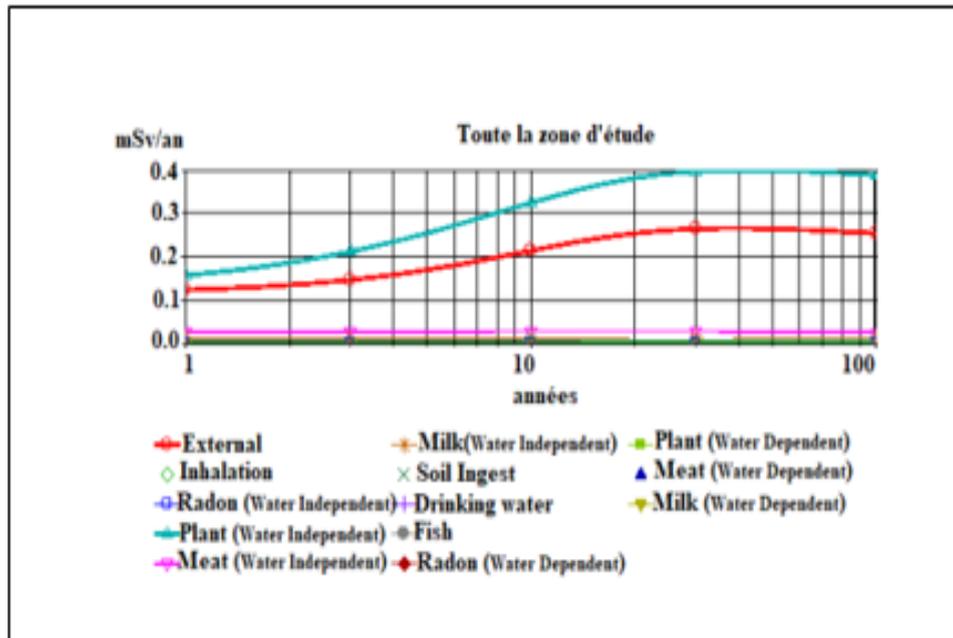


Figure 3.4 – Contributions de ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U aux doses provenant de toutes les voies d'exposition, additionnées sur 100 ans dans Toute la zone d'étude.

Les Figures 3.3 et 3.4 illustrent les doses efficaces issues des différentes voies d'exposition pendant une période de 100 ans. En effet, il s'agit de 9 voies d'exposition réparties en deux grands groupes : un qui dépend de l'eau et l'autre qui est indépendant de l'eau. Cette figure permet également d'apprécier les contributions de chaque voie à la dose efficace totale de toute la zone d'étude. La dose efficace totale maximale 0,7 mSv/an dans la présente étude a été estimée au temps $t=38$ ans, avec des contributions de 56%, 37,3%, 3,9%, 2,1%, 0,7% et 0,07% provenant respectivement de l'ingestion de végétaux, l'exposition externe, l'ingestion de viande, l'ingestion de lait, l'ingestion de sol et l'inhalation. On constate que la voie qui avait contribué le plus à la dose totale était l'ingestion de végétaux (indépendante de l'eau), suivie de la voie de rayonnement gamma externe. Les voies qui caractérisent l'ingestion de la viande, du lait, de l'eau, du sol et l'inhalation avaient contribué en faibles proportions à la dose efficace totale par rapport aux deux premières voies. Le potassium, élément essentiel pour la vie, est censé être en abondance dans les plantes et la viande. La contribution des différents radionucléides dans l'ingestion des plantes qui, est la voie d'exposition la plus dominante (importante) était de 0,17 %, 0,55 % et 38,4 % respectivement pour ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K . Dans la présente zone d'étude, on constate que ^{40}K contribuait majoritairement dans cette voie d'exposition à l'année initiale. Cette teneur élevée du ^{40}K peut s'expliquer par la composition géologique et minéralogique du socle rocheux. Par ailleurs, cette forte contribution du ^{40}K peut aussi se justifier par la pratique des activités agropastorales de manière intensive dans ces différentes localités. Dans cette région qui

est dominée par l'agriculture et l'élevage, pour avoir un bon rendement, les fertilisants agricoles telque les engrais chimiques très riches en potassium et les fumures organiques sont utilisés en excès. En termes de proportions dans l'usage des fertilisants, en 2010 par exemple, dans la region de région de l'Extrême-Nord 24,5% de fumures organiques contre 75,5 % d'engrais minéral ont été utilisés pour augmenter les productions agricoles [4]. Les fumures organiques étant produits à base des déjections d'animaux, des composts et des végétaux, en tant que fertilisant utilisé à 24,5% pour booster la production agricole, il est inéluctablement riche en potassium.

En Afrique du Sud, la valeur de la dose efficace maximale obtenue autour de Tudor Shaft Mine Tailing Sites était estimée à 1,64 mSv/an au temps $t = 8, 17 \pm 0, 02$ ans [146]. Au temps initial, la dose issue de toutes les voies était 1,63 mSv/an tandis qu'au même instant, la dose efficace de ^{40}K était estimée à $5, 86 \times 10^{-3}$ mSv/an ; une valeur qui est inférieure à celle de la dose efficace du ^{40}K ($2, 30 \times 10^{-1}$ mSv/an) obtenue dans la présente étude. Par contre, la contribution de l'ingestion de plantes intervient en deuxième position derrière la voie d'exposition externe avec une valeur de 0,42 mSv/an. Dans la présente étude, cette valeur s'avère plus petite ($1, 28 \times 10^{-1}$ mSv/an). Ceci peut s'expliquer par le fait que la zone est au voisinage d'un site de résidus miniers. En plus les résultats montrent que les plantes qui y vivent sont majoritairement polluées par ^{226}Ra (1,6 mSv/an). Quant au ^{40}K , il apparait en trace curieusement.

3.2.2.3 Contribution du ^{40}K dans la dose efficace par ingestion de plantes, sur 100 ans dans la présente zone d'étude

Cette partie de l'étude s'intéresse principalement au ^{40}K et à sa contribution à la dose efficace liée à l'ingestion de plantes.

En effet, le potassium est un élément nutritif essentiel aux plantes. Les Tableaux 3.4 et 3.5 comparent les contributions du ^{40}K à la dose efficace relative à l'ingestion de plantes des localités du Cameroun où les activités agropastorales sont aussi menées, mais de manière relativement intenses. Les localités des Tableaux 3.4 et 3.5 sont réparties en deux grands groupes : le Septentrion et le Grand-Sud du Cameroun, différents par leur climat et la végétation. Le Septentrion a un climat de type soudano-sahélien avec des températures variant entre 13°C et 38°C [9]. L'étude portait sur les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga, Mayo-Kani dans l'Extrême-Nord et Poli au Nord. Le Grand-Sud a un climat de type équatorial avec des températures variant entre 25°C et 26°C [137]. La présente étude a été comparée aux localités de Betaré-Oya à l'Est, Akongo, Awanda, Eseka, Lolodorf et Ngombas II dans le Sud-Ouest.

Les Figures 3.1 et 3.2 montrent que la dose efficace du ^{40}K était maximale à l'instant initial. C'est-à-dire à la première année où cette étude a été faite. Pendant le reste du temps jusqu'à l'année 100, cette valeur de la dose efficace du ^{40}K décroissait strictement sans s'annuler. Le

Tableau 3.5 présente les doses efficaces du ^{40}K estimées aux temps où les valeurs maximales étaient obtenues. Les valeurs des doses efficaces totales liées à l'ingestion de plantes obtenues dans les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga, Mayo-Kani et Poli variaient entre $8,37 \times 10^{-2}$ et $1,65 \times 10^{-1}$ mSv/an

Tableau 3.4 – Dose efficace de ^{40}K dans l'ingestion de plantes (DEPIP) en mSv/an, Dose efficace totale due à l'ingestion de plantes (DETIP) en mSv/an, Contribution du ^{40}K à la dose efficace totale (CPDEIP) en %, Dose efficace totale (DET) en mSv/an, Contribution du ^{40}K à la dose efficace due à l'ingestion de plantes (CPDET) en % à l'année initiale.

Localités	DEPIP (mSv/an)	DETIP (mSv/an)	CPDEIP (%)	DET (mSv/an)	CPDET (%)
Mayo-Sava	$1,374 \times 10^{-1}$	$1,575 \times 10^{-1}$	43,33	$3,164 \times 10^{-1}$	91,29
Mayo-Tsanaga	$1,450 \times 10^{-1}$	$1,652 \times 10^{-1}$	43,53	$3,330 \times 10^{-1}$	91,70
Mayo-Kani	$6,705 \times 10^{-2}$	$8,374 \times 10^{-2}$	40,90	$1,639 \times 10^{-1}$	86,17
Poli	$1,016 \times 10^{-1}$	$1,104 \times 10^{-1}$	44,48	$2,263 \times 10^{-1}$	94,55
Lolodorf	$3,653 \times 10^{-2}$	$5,320 \times 10^{-2}$	36,70	$9,955 \times 10^{-2}$	77,30
Betaré-Oya	$3,955 \times 10^{-2}$	$5,129 \times 10^{-2}$	39,67	$9,968 \times 10^{-2}$	83,58
Akongo	$2,180 \times 10^{-2}$	$3,624 \times 10^{-2}$	33,51	$6,530 \times 10^{-2}$	70,58
Awanda	$1,786 \times 10^{-2}$	$2,449 \times 10^{-2}$	38,27	$4,667 \times 10^{-2}$	80,63
Eséka	$1,766 \times 10^{-2}$	$2,859 \times 10^{-2}$	34,09	$5,102 \times 10^{-2}$	71,81
Ngombas	$3,645 \times 10^{-2}$	$5,310 \times 10^{-2}$	36,69	$9,935 \times 10^{-2}$	77,29

Ces valeurs sont en général plus élevées que celles obtenues à Lolodorf, Betaré-Oya, Akongo, Awanda, Eséka et Ngombas; ces dernières variant entre $2,45 \times 10^{-2}$ à $5,32 \times 10^{-2}$ mSv/an. Le Tableau 3.4 montre également que les plantes contribuaient près de 50% à la dose efficace totale. Cette importante contribution des plantes à la dose efficace totale trouve sa raison dans les proportions qu'occupent ^{40}K dans la dose liée à l'ingestion de plantes. Comparés aux autres localités, la dose du ^{40}K par l'ingestion de plantes dans le Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga, Mayo-Kani et Poli dans le Septentrion s'avère plus élevée. La plus petite valeur de la dose de ^{40}K et la plus grande sont respectivement 1,83 et 8,14 fois plus élevées que leurs correspondantes du Grand-Sud. Ces valeurs de la dose du ^{40}K étaient pour la plupart 3 fois plus élevées.

Le Tableau 3.5 présente les contributions du ^{40}K à la dose efficace par ingestion de plantes au temps maximal; un temps qui était propre à chaque localité. Ici, la dose efficace du ^{40}K dans

Tableau 3.5 – Dose efficace de ^{40}K dans l'ingestion de plantes (DEPIP) en mSv/an, Dose efficace totale due à l'ingestion de plantes (DETIP) en mSv/an, Contribution du ^{40}K à la dose efficace totale (CPDEIP) en %, Dose efficace totale (DET) en mSv/an, Contribution du ^{40}K à la dose efficace due à l'ingestion de plantes (CPDET) en % et Temps maximal (TM) en année.

Localités	DEPIP (mSv/an)	DETIP (mSv/an)	CPDEIP (%)	DET (mSv/an)	CPDET (%)	TM (an)
Mayo-Sava	$1,259 \times 10^{-1}$	$4,539 \times 10^{-1}$	16,17	$7,785 \times 10^{-1}$	34,06	37
Mayo-Tsanaga	$1,337 \times 10^{-1}$	$4,609 \times 10^{-1}$	16,77	$7,993 \times 10^{-1}$	35,32	37
Mayo-Kani	$6,089 \times 10^{-2}$	$3,335 \times 10^{-1}$	10,97	$5,548 \times 10^{-1}$	23,32	42
Poli	$9,261 \times 10^{-2}$	$2,342 \times 10^{-1}$	22,23	$4,166 \times 10^{-1}$	46,84	76
Lolodorf	$3,223 \times 10^{-2}$	$3,043 \times 10^{-1}$	6,53	$4,936 \times 10^{-1}$	13,76	45
Betaré-Oya	$3,551 \times 10^{-2}$	$2,256 \times 10^{-1}$	9,53	$3,727 \times 10^{-1}$	20,08	42
Akongo	$1,916 \times 10^{-2}$	$2,554 \times 10^{-1}$	4,46	$4,100 \times 10^{-1}$	9,84	47
Awanda	$1,593 \times 10^{-2}$	$1,236 \times 10^{-1}$	7,84	$2,020 \times 10^{-1}$	16,51	43
Eséka	$1,549 \times 10^{-2}$	$1,952 \times 10^{-1}$	4,93	$3,138 \times 10^{-1}$	10,40	47
Ngombas	$2,162 \times 10^{-2}$	$2,851 \times 10^{-1}$	4,52	$4,787 \times 10^{-1}$	9,52	70

les différentes localités d'étude ne contribuait plus majoritairement à la dose efficace relative à l'ingestion de plantes. Ceci peut se justifier par le fait qu'après un temps relativement long, la teneur en ^{40}K commence à diminuer.

Le Tableau 3.5 montre que les doses efficaces liées à l'ingestion de plantes dans les localités du Septentrion restent toujours plus élevées que celles des autres localités. Elles variaient entre $6,089 \times 10^{-2}$ et $1,337 \times 10^{-1}$ mSv/an. Dans cette partie du pays, les contributions du ^{40}K comprises entre 1,5 et 3,7 sont plus élevées que dans les autres localités. La valeur la plus élevée de la dose de ^{40}K a été mesurée dans la localité de Mayo-Tsanaga. La plus petite dose du ^{40}K estimée à $6,089 \times 10^{-2}$ mSv/an était dans le Mayo-Kani. Dans les autres localités, les doses efficaces de ^{40}K dans l'ingestion de plantes variaient entre $1,549 \times 10^{-2}$ et $3,551 \times 10^{-2}$ mSv/an. La valeur la plus élevée a été mesurée à Betaré-Oya. En effet, Betaré-Oya est une localité située à l'Est du Cameroun. C'est une zone thorifère. L'or est exploité de manière artisanale et industrielle. Par ailleurs, les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga, Mayo-Kani et Eseka ne sont pas reconues comme zones à fort potentiel minier. Par contre les localités de Poli, Ngombas II, Lolodorf, Akongo et Awanda sont des zones minières ; elles ne sont pas encore en exploitation. Les travaux

antérieurs menés dans ces zones ont révélé des concentrations de ^{40}K relativement élevées dans les échantillons de sol. Une étude menée par Saïdou et al dans la région uranifère de Poli au Nord Cameroun, a révélé l'existence d'anomalies de potassium avec des concentrations de ^{40}K atteignant 1124 Bq/kg, avec une valeur moyenne de 506 Bq/kg [8]. Mais en dehors de cet état géologique et minéralogique des lieux, qu'est-ce qui peut aussi justifier ces valeurs élevées du ^{40}K dans la dose efficace par ingestion de plantes ?

A Poli au Nord du Cameroun, la grande partie des populations vit essentiellement de l'agriculture et de l'élevage. Ces activités sont intensivement pratiquées. L'agriculture est la principale activité économique de Poli. Sur l'impulsion de l'entreprise SODECOTON à travers l'approvisionnement en intrants agricoles pour les producteurs de cotons mais aussi pour les autres cultures, l'activité agricole est pérenne. En effet, le coton est cultivé durant toute la saison pluvieuse. En outre, les cultures du macabo, d'arachides, sorgho et des cultures maraichères de légumes et de piments sont développées en fonction des saisons. L'élevage est la seconde activité économique. Il fait partie de la culture et de la tradition de la communauté. Cette activité est essentiellement basée sur l'élevage des bovins, des caprins, des volailles et des ovins. Le sédentarisme et la transhumance sont les types d'élevage pratiqués. Dans le premier cas, les éleveurs sont des agriculteurs possédant des animaux pour l'attelage ou comme complément. Dans le second cas, les éleveurs se déplacent en même temps que les saisons pour faire paître leurs cheptels.

En effet, entre 2 015 et 2 018, la région de l'Extrême-Nord Cameroun a produit 47.125 tonnes de viande de Bauvin, 58 639 tonnes de viande de caprin, 23 908 tonnes de viande d'ovins, 6351 tonnes de viande de porcins et 66 161 tonnes de viande de volaille. En outre dans la même période, 1 107 880 têtes d'ânes, 489 944 chevaux, 13 659 chameaux ont été produits entre autres [105].

Entre 2009 et 2010, au-delà de certaines cultures comme le coton, la région de l'Extrême-Nord, Cameroun avait produit 169631 tonnes de riz, 289 308 tonnes de maïs, 1 556 224 tonnes de mil, 39 633 tonnes de gombos, 294 961 tonnes d'arachides, 31 041 tonnes de sésame, 60 944 tonnes d'oignons, 242 412 tonnes de niebe. Dans la même période au Cameroun, le proportion d'utilisation des fertilisants étaient de 41%. Dans la région de l'Extrême-Nord, ce proportion était de 42,9% dont 24,5% et 75,5% pour la fumure organique et l'engrais minéral respectivement [4].

En 2004 au Cameroun plus précisément dans les régions du Nord et l'Extrême-Nord, la culture cotonnière couvrait environ 250 000 hectares (ha) et était pratiquée par près de 300 000 paysans dont la surface moyenne par producteur se situait au voisinage de 0,8 ha (5). En effet, cette culture constitue le moteur de l'économie de ces 2 régions. Si 1 ha de coton nécessitait 6 tonnes de fumier (fumure organique) tous les 3 ans, 250000 ha nécessiterait 1500000 tonnes. Pour l'engrais complet, 1 ha nécessitait 200 kg ; soit 50000 tonnes pour 250000 ha [105].

Ainsi sur les différents sites, le constat est que la plupart de ces animaux sont élevés dans la cour

et dans les fermes (enclôts). Quant à l'agriculture, les champs agricoles entourent les concessions familiales et les villages entiers. Par conséquent, les déjections d'animaux et les engrais d'origine minéral et organique, produits très riches en potassium, sont répandus en milliers de tonnes (importantes quantités de déchets radioactifs) dans l'environnement. En 2022, ces différentes données sur l'élevage et l'agriculture ainsi que les quantités d'engrais et les déjections d'animaux très riches en potassium vont certainement évoluer avec les besoins liés à la croissance économique et démographique.

Dans la localité de Bétaré-Oya à l'Est du Cameroun, l'activité minière est développée à travers l'extraction d'or. Dans les localités de Ngombas II, Awanda, Akongo, Kribi, Eseka, Lolodorf et Bétaré-Oya respectivement au Sud-Ouest et à l'Est du Cameroun, l'usage des engrais agricoles n'est pas aussi développé qu'à la partie septentrionale du pays. Seules certaines cultures semi-industrielles telles que le palmier à huile et le cacao nécessitent l'usage des engrais. Toutes les autres cultures se développent normalement car les sols sont fertiles. Les sols ici sont suffisamment riches en éléments nutritifs pour les plantes. Par ailleurs, les cultures nécessitant l'usage d'engrais se font généralement dans les espaces réservées qui, sont souvent loin de la cour et des habitations. Ceci réduit considérablement les risques de contamination des sols aux engrais utilisés. Quant à l'élevage, cette activité n'est pas aussi développée qu'au Septentrion à cause de la forêt dense abritant certains insectes très nuisibles pour les bovins, les caprins, etc. La volaille et les porcins en grande partie sont développés dans les fermes réservées pour cette activité. Le nombre d'oiseaux et de bêtes élevés dans la cour est négligeable comparé aux régions du Nord et l'Extrême-Nord du pays.

En définitive, la localité de Poli comme celles de Mayo-Kani, Mayo-Tsanaga et Mayo-Sava présentées dans ce travail utilisent les engrais en grande quantité pour augmenter leurs productions agricoles. Par ailleurs, l'élevage des Bovin, caprins et la volaille y est aussi très développé. Quant aux plantes, elles vivent des sels minéraux essentiels tels que le potassium. Ainsi, si le sol est en permanence enrichi au potassium quelle que soit sa source, les plantes qui s'y trouvent en consomment et deviennent inéluctablement riches en potassium. Ensuite, les animaux qui se nourrissent de ces plantes et graines durant toute leur vie consomment indirectement ce potassium en grande quantité. Par conséquent, leurs déjections sont aussi très riches en potassium. A force d'enrichir le sol en potassium à travers les engrais chimiques et les déjections d'animaux, ^{40}K qui, au départ apparaissait en trace, finit par se concentrer atteignant certainement des teneurs non négligeables. Ceci se vérifie aussi chez les humains à travers les produits alimentaires et médicamenteux qu'ils consomment. Si certains éléments dangereux y apparaissent en traces, à force de les consommer régulièrement et en grandes quantités, ces derniers finissent par atteindre des proportions capables de nuire à la santé.

3.2.3 Guide des concentrations dans le biote (BCG), le ratio et débit de dose à l'aide du code RESRAD-BIOTA 1.8

3.2.3.1 Guide des concentrations dans le biote (BCG) et le Ratio à l'aide du code RESRAD-BIOTA 1.8

Tableau 3.6 – Guide des concentrations dans le biote (BCG) et Ratio dues aux ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U provenant des animaux terrestres dans les échantillons de sol prélevés à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.

Zone d'étude	Radionucléide	BCG (Bq/kg)	Ratio
Mayo-Sava	^{40}K	$1,07 \times 10^{05}$	$6,38 \times 10^{-03}$
	^{232}Th	$5,97 \times 10^{06}$	$1,07 \times 10^{-05}$
	^{238}U	$7,93 \times 10^{04}$	$5,92 \times 10^{-04}$
Mayo-Tsanaga	^{40}K	$1,07 \times 10^{05}$	$6,59 \times 10^{-03}$
	^{232}Th	$5,97 \times 10^{06}$	$1,07 \times 10^{-05}$
	^{238}U	$7,93 \times 10^{04}$	$5,92 \times 10^{-04}$
Mayo-Kani	^{40}K	$4,39 \times 10^{03}$	$7,42 \times 10^{-02}$
	^{232}Th	$5,62 \times 10^{04}$	$9,43 \times 10^{-04}$
	^{238}U	$5,84 \times 10^{04}$	$5,82 \times 10^{-04}$
Toute la zone d'étude	^{40}K	$4,39 \times 10^{03}$	$1,20 \times 10^{-01}$
	^{232}Th	$5,62 \times 10^{04}$	$1,05 \times 10^{-03}$
	^{238}U	$5,84 \times 10^{04}$	$7,02 \times 10^{-04}$

Le Tableau 3.6 présente le guide des concentrations dans le biote (BCG) et le ratio dus aux ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U provenant des animaux terrestres dans les échantillons de sol prélevés dans le Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani. Selon le code RESRAD-BIOTA 1.8, pour ^{40}K la valeur du guide des concentrations ($4,4 \times 10^{03}$ Bq/kg) est la plus faible dans la localité de Mayo-Kani; soit environ 100 fois plus petite comparée aux deux autres. Par contre, cette valeur est la même ($1,07 \times 10^{05}$ Bq/kg). Ces résultats peuvent se justifier par le fait que le sous-sol du Mayo-Tsanaga et Mayo-Sava est granitique. En plus, la rhyolite y est aussi présente. Cependant, il est bien connu que la teneur en potassium est généralement élevée dans le granite et la rhyolite. Par ailleurs, les activités telles que l'agriculture et l'élevage sont beaucoup plus pratiquées et intensifiées dans les deux localités comparés au Mayo-Kani. En pratique, les engrais potassiques

et amendements sont beaucoup utilisés dans l'agriculture pour enrichir les sols qui sont très arides dans la région. De même, les déjections d'animaux issues de l'élevage dans les localités de Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga sont plus riches en ^{40}K que celles de la localité de Mayo-Kani. Ceci est dû aux intenses activités agricoles menées dans les deux premières localités comparativement à la troisième. Des activités qui utilisent d'importantes quantités d'engrais potassiques. Le ^{40}K en trace dans le potassium naturel présent dans les éléments ci-dessus peut enfin atteindre les grandes proportions lorsque les engrais sont beaucoup utilisés dans un site et les déjections d'animaux déversées en grandes quantités dans l'environnement. Par contre dans le Mayo-Kani, l'activité principale est l'élevage. Ici, l'agriculture étant moins pratiquée par rapport aux deux autres localités, les sols sont moins enrichis aux engrais potassiques. Par conséquent, les animaux d'élevage qui vivent de ces plantes consomment moins le potassium et le ^{40}K en particulier. Ainsi, le ^{40}K est moins présent dans leur organisme et leurs déjections.

Quant au ^{232}Th , selon le code, la valeur du guide des concentrations ($5,97 \times 10^{06}$ Bq/kg) est la même dans le Mayo-Tsanaga et le Mayo-Sava. Cette valeur du guide des concentrations ($5,62 \times 10^{04}$ Bq/kg) pour ^{232}Th est 100 fois moins élevée dans le Mayo-Kani; ceci à cause de la structure géologique et minéralogique du sol et du sous-sol de la localité. Bien qu'elles soient toutes supérieures à la valeur moyenne mondiale, comparées au Mayo-Kani, les concentrations de ^{232}Th sont un peu plus élevées dans les localités de Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga (voir Tableau 3.1. En effet, une petite partie de la localité de Mayo-kani repose sur la syénite qui est riche en ^{232}Th et le reste, sur la latérite dont la teneur est quasi nulle; sauf dans le cas d'une contamination. Par contre, les deux autres localités reposent essentiellement sur la rhyolite et le granite dont les teneurs en ^{232}Th sont élevées (voir carte géologique de la zone d'étude Fig. 2.2).

En ce qui concerne ^{238}U , d'après le code, les valeurs du guide des concentrations sont de même ordre dans les trois localités d'étude. Néanmoins, la valeur obtenue dans le Mayo-Kani ($5,84 \times 10^{04}$ Bq/kg) demeure inférieure à celles du Mayo-Tsanaga et Mayo-Sava qui, sont égales ($7,93 \times 10^{04}$ Bq/kg). Ceci trouve certainement sa raison dans la structure géologique et minéralogique du sol et du sous-sol.

Quant au ratio, il s'agit du rapport entre la concentration du radionucléide dans le guide des concentrations du biote (BCG) et la concentration par défaut générée par le code. Pour tous les Ratios des différentes localités, c'est le ^{40}K qui a la plus grande valeur, suivi du ^{238}U . Cette différence peut se justifier par les concentrations par défaut générées par le code et spécifiques à chaque radionucléide.

Le Tableau 3.7 présente le guide des concentrations dans le biote (BCG) et le ratio dues aux ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U provenant des plantes terrestres dans les échantillons de sol prélevés dans le Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani. Selon le code RESRAD-BIOTA 1.8, les valeurs du

Tableau 3.7 – Guide des concentrations dans le biote (BCG) et Ratio dues aux ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U provenant des plantes terrestres dans des échantillons de sol prélevés à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.

Zone d'étude	Radionucléide	BCG (Bq/kg)	Ratio
Mayo-Sava	^{40}K	$5,10 \times 10^4$	$1,34 \times 10^{-02}$
	^{232}Th	$8,75 \times 10^5$	$7,31 \times 10^{-05}$
	^{238}U	$5,82 \times 10^5$	$8,07 \times 10^{-05}$
Mayo-Tsanaga	^{40}K	$5,10 \times 10^4$	$1,38 \times 10^{-02}$
	^{232}Th	$8,75 \times 10^5$	$7,31 \times 10^{-05}$
	^{238}U	$5,82 \times 10^5$	$8,07 \times 10^{-05}$
Mayo-Kani	^{40}K	$5,10 \times 10^4$	$6,39 \times 10^{-03}$
	^{232}Th	$8,75 \times 10^5$	$6,05 \times 10^{-05}$
	^{238}U	$5,82 \times 10^5$	$5,84 \times 10^{-05}$
Toute la zone d'étude	^{40}K	$5,10 \times 10^4$	$1,04 \times 10^{-02}$
	^{232}Th	$8,75 \times 10^5$	$6,74 \times 10^{-05}$
	^{238}U	$5,82 \times 10^5$	$7,04 \times 10^{-05}$

guide des concentrations ($5,1 \times 10^4$ Bq/kg) pour ^{40}K , ($8,75 \times 10^5$ Bq/kg) pour ^{232}Th ($5,1 \times 10^4$ Bq/kg) et ($5,82 \times 10^5$ Bq/kg) pour ^{238}U sont identiques dans toutes les localités de la présente étude. La plus petite valeur du guide est révélée par ^{40}K . Quant au Ratio, la plus grande valeur ($1,04 \times 10^{-02}$) pour toute la zone d'étude est donnée par ^{40}K . Cette valeur est environ 1000 fois plus élevée que les deux autres valeurs données par ^{232}Th ($6,74 \times 10^{-05}$) et ^{238}U ($7,04 \times 10^{-05}$). Dans toutes les localités, c'est toujours le ratio dû au ^{40}K qui a la valeur la plus élevée. En comparant les données des Tableaux 3.6 et 3.7 relatives aux concentrations du biote dues au ^{40}K , on constate que les BCG provenant des plantes terrestres sont moins élevées que celles provenant des animaux terrestres dans les trois localités investiguées. Cela peut se justifier par les facteurs spécifiques à chaque groupe du biote (végétaux ou animaux). Cependant, lorsqu'on compare les données de la zone d'étude dans toute sa globalité, la valeur des BCG dues au ^{40}K provenant des plantes s'avère plus élevée que sa correspondante ; soit 12 fois environ. Ce qui est normal car le ^{40}K , élément essentiel pour la vie, a une proportion beaucoup plus élevée dans les végétaux que les animaux dans la présente étude ; ceci à cause des engrais et amendements très riches en potassium déversés en grandes quantités dans l'environnement.

La Figure 3.5 présente la somme des ratios des animaux et des plantes terrestres relative aux

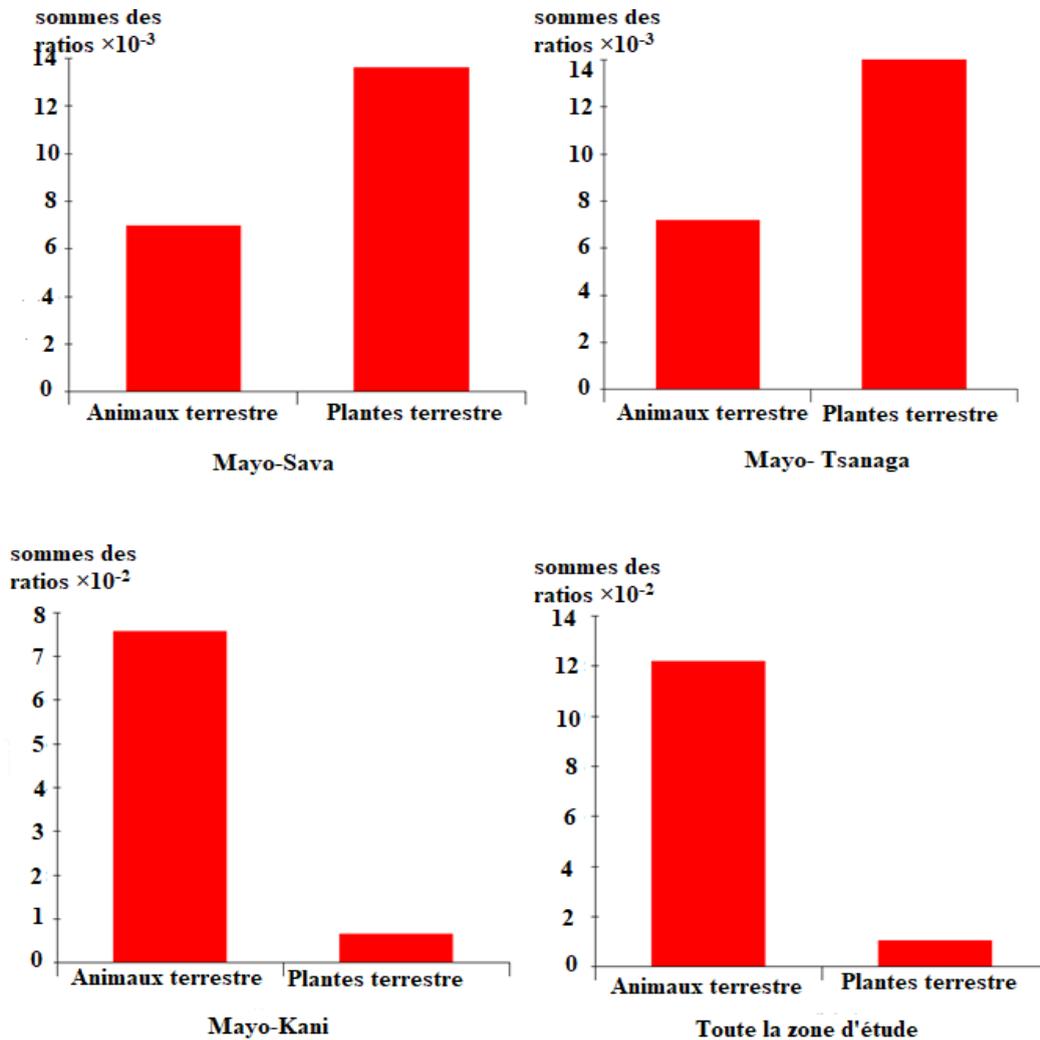


Figure 3.5 – Somme des ratios des animaux et des plantes terrestres.

trois localités investiguées. La somme des ratios des plantes terrestres est plus élevée dans les localités de Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga. Ceci peut se justifier par les activités agropastorales déversant dans la nature d'importantes quantités de déchets très riches en potassium et en ^{40}K en particulier. Ce qui n'est pas le cas dans la localité de Mayo-Kani où l'élevage est l'activité principale de la communauté. Ces données sont bien expliquées dans les Tableaux 3.6 et 3.7.

3.2.3.2 Évaluation des débits de dose à l'aide du code RESRAD-BIOTA 1.8

Les Tableaux 3.8 et 3.9 présentent les débits de doses externe et interne provenant respectivement des animaux et des plantes terrestres dus aux ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U . Cependant dans le Tableau 3.8, tous les débits de dose interne dans les localités de Mayo-Sava et Mayo-Tsanaga sont nuls; ce qui n'est pas le cas dans le Mayo-Kani. Ceci veut aussi dire tel qu'illustré sur la

Tableau 3.8 – Débits de dose absorbée provenant des animaux terrestres dans des échantillons de sol prélevés à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.

Zone d'étude	Radionucléide	Dose externe (mGy/j)	Dose interne (mGy/j)	Dose totale (mGy/j)
Mayo-Sava	^{40}K	$6,59 \times 10^{-06}$	00×10^{00}	$6,59 \times 10^{-06}$
	^{232}Th	$1,07 \times 10^{-08}$	00×10^{00}	$1,07 \times 10^{-08}$
	^{238}U	$5,92 \times 10^{-07}$	00×10^{00}	$5,92 \times 10^{-07}$
Mayo-Tsanaga	^{40}K	$6,59 \times 10^{-06}$	00×10^{00}	$6,59 \times 10^{-06}$
	^{232}Th	$1,07 \times 10^{-08}$	00×10^{00}	$1,07 \times 10^{-08}$
	^{238}U	$5,92 \times 10^{-07}$	00×10^{00}	$5,92 \times 10^{-07}$
Mayo-Kani	^{40}K	$3,04 \times 10^{-06}$	$7,12 \times 10^{-05}$	$7,42 \times 10^{-05}$
	^{232}Th	$8,87 \times 10^{-09}$	$9,34 \times 10^{-07}$	$9,43 \times 10^{-07}$
	^{238}U	$4,28 \times 10^{-07}$	$1,53 \times 10^{-07}$	$5,84 \times 10^{-07}$
Toute la zone d'étude	^{40}K	$4,94 \times 10^{-06}$	$1,16 \times 10^{-04}$	$1,20 \times 10^{-04}$
	^{232}Th	$9,88 \times 10^{-09}$	$1,04 \times 10^{-06}$	$1,05 \times 10^{-06}$
	^{238}U	$5,17 \times 10^{-07}$	$1,85 \times 10^{-07}$	$7,02 \times 10^{-07}$

Figure 3.4, qu'un membre du public qui ingère la viande issue d'un animal élevée dans les deux localités ci-dessus court un risque d'exposition presque nul. Bien que ce débit de dose ne soit pas nul dans le Mayo-Kani, d'après le Département Américain de l'Energie, ces différentes valeurs du débit de dose interne sont négligeables car inférieures à 1 mGy/j [100]. De manière analogue, toutes les valeurs des débits de dose externes absorbée dans les trois localités ainsi que dans toute la zone d'étude sont négligeables. Les différents résultats ci-dessus tiennent lieu de conséquence pour le débit de dose totale absorbée provenant des animaux terrestres dans la présente étude.

Quant aux résultats du Tableau 3.9, les différentes valeurs des débits de dose interne (absorbée) provenant des plantes terrestres et induite par ^{40}K sont les plus élevées. Les valeurs des débits de dose interne (absorbée) s'avèrent 10 fois plus élevées que leurs correspondantes. Ces résultats étaient prévisibles car les végétaux et les plantes en particulier se nourrissent des sels minéraux ; le potassium étant l'élément le plus essentiel et abondant. Ainsi, ^{40}K présent dans le potassium utilisé dans les engrais pour enrichir les sols suffisamment pauvres est directement ingéré par les plantes. Les données du Tableau 3.9 montrent également que les valeurs des débits de dose internes (absorbée) induite par ^{40}K sont 10 fois plus élevées dans le Mayo-Sava et le Mayo-Tsanaga par rapport au Mayo-Kani. Ceci se justifie simplement par le fait que les activités

agricoles sont plus pratiquées et intensifiées dans les deux premières localités. Par contre dans le Mayo-Kani, c'est l'élevage qui est la principale activité. Cependant, les déchets issus de l'élevage (déjections animales) sont moins riches en ^{40}K que ceux générés par l'agriculture. Dans le même tableau, on remarque que les valeurs des débits de dose totale (absorbée) dans la présente étude sont toutes très négligeables par rapport à la valeur limite estimée à 1 mGy/j donné par le Département Américain de l'Energie pour les plantes terrestres [100].

Tableau 3.9 – Débits de dose provenant de plantes terrestres dans des échantillons de sol prélevés à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.

Zone d'étude	Radionucléide	Dose externe (mGy/j)	Dose interne (mGy/j)	Dose totale (mGy/j)
Mayo-Sava	^{40}K	$6,38 \times 10^{-05}$	$1,29 \times 10^{-04}$	$1,34 \times 10^{-04}$
	^{232}Th	$1,07 \times 10^{-08}$	$7,20 \times 10^{-07}$	$7,31 \times 10^{-07}$
	^{238}U	$5,92 \times 10^{-07}$	$2,15 \times 10^{-07}$	$8,07 \times 10^{-07}$
Mayo-Tsanaga	^{40}K	$6,58 \times 10^{-05}$	$1,32 \times 10^{-04}$	$1,38 \times 10^{-04}$
	^{232}Th	$1,07 \times 10^{-08}$	$7,20 \times 10^{-07}$	$7,31 \times 10^{-07}$
	^{238}U	$5,92 \times 10^{-07}$	$2,15 \times 10^{-07}$	$8,07 \times 10^{-07}$
Mayo-Kani	^{40}K	$3,04 \times 10^{-06}$	$6,08 \times 10^{-05}$	$6,35 \times 10^{-05}$
	^{232}Th	$8,87 \times 10^{-09}$	$5,97 \times 10^{-07}$	$6,05 \times 10^{-07}$
	^{238}U	$4,28 \times 10^{-07}$	$1,55 \times 10^{-07}$	$5,84 \times 10^{-07}$
Toute la zone d'étude	^{40}K	$4,94 \times 10^{-06}$	$1,16 \times 10^{-04}$	$1,20 \times 10^{-04}$
	^{232}Th	$9,88 \times 10^{-09}$	$1,04 \times 10^{-06}$	$1,05 \times 10^{-06}$
	^{238}U	$5,17 \times 10^{-07}$	$1,85 \times 10^{-07}$	$7,02 \times 10^{-07}$

Les différents résultats d'évaluation des débits de dose interne, externe et totale générés par le code RESRAD-BIOTA 1.8 et illustrés par la Figure 3.6 indiquent un niveau d'exposition faible du public à la radioactivité naturelle dans les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani situées dans l'Extrême-Nord Cameroun.

Cependant, ^{40}K contribue majoritairement au débit de dose total (absorbée) provenant des plantes et des animaux. Cette contribution est estimée à 98,6% dans le Mayo-Sava et le Mayo-Tsanaga et 98,2% dans le Mayo-Kani. Pour le débit de dose total (absorbée) provenant des animaux terrestres, cette contribution du ^{40}K est estimée à 91,7% dans le Mayo-Tsanaga et Mayo-Sava, et à 97,9% dans le Mayo-Kani. En définitive, les résultats générés par le code RESRAD-BIOTA 1.8 sont en parfait accord avec ceux générés par le code RESRAD-ONSITE 7.2.

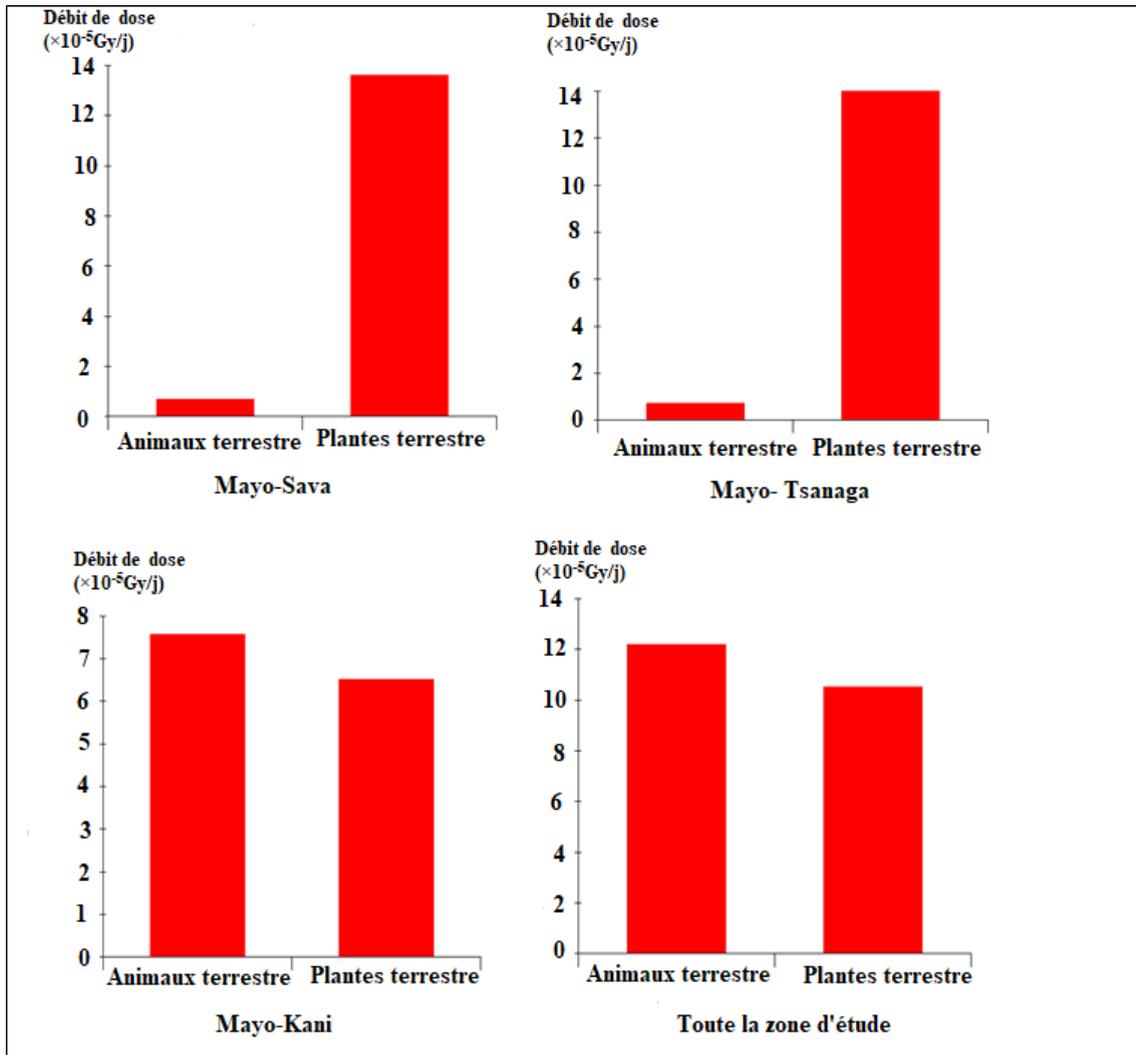


Figure 3.6 – Débit de dose des animaux et des plantes terrestres.

3.3 Risques radiologiques

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 ICPR, 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 [96].

3.3.1 Estimation des indices de risque par irradiation externe

L'étude de la distribution des radionucléides naturels permet de comprendre les implications radiologiques de ces éléments sur l'exposition du corps humain aux rayonnements gamma externes et à l'irradiation des tissus pulmonaires par inhalation de radon, thoron et de leurs descendants associés. Pour estimer l'impact radiologique des rayonnements provenant des échantillons analysés, plusieurs paramètres ont été estimés dans la présente étude.

Tableau 3.10 – Indices de risque lié à l'exposition à la radioactivité naturelle dans le sol de toute la zone d'étude.

Paramètre	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	UNSCEAR
Ra_{eq} (Bq/kg)	165	146	63	515	370
H_{ext}	0,44	0,39	0,17	1,39	1
H_{in}	0,55	0,46	0,21	1,67	1
I_{γ}	1,21	1,13	0,46	3,66	≤ 6

Dans les échantillons de sol analysés en laboratoire par spectrométrie γ , le Tableau 3.10 montre que le radium équivalent variait de 63 à 513 Bq/kg avec une valeur moyenne arithmétique de 165 Bq/kg. Cette valeur maximale obtenue dans ce travail a été révélée par un échantillon prélevé dans la localité de Mayo-Kani. Cette valeur est supérieure à la valeur moyenne mondiale fixée à 370 Bq/kg [1].

Les indices de risque extérieur et intérieur variaient respectivement entre 0,17 et 1,39 et de 0,21 à 1,67. Leurs valeurs moyenne respectives étaient de 0,44 et 0,55. Aucun indice n'a une valeur moyenne supérieure à 1.

L'indice du niveau de la radioactivité variait de 0,46 à 3,66 avec une valeur moyenne de 1,21. Cette valeur tout comme la valeur maximale sont inférieures à la la valeur moyenne mondiale donnée par l'UNSCEAR [1].

3.3.2 Dose probabiliste à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2.

3.3.2.1 Dose probabiliste de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K à l'aide du code RESRAD dans toute la zone d'étude.

Le Tableau 3.11 présente la dose probabiliste des trois radionucléides primordiaux à l'année initiale. Le *Peak dose* est la dose maximale. Le *Peak time* est le temps au bout duquel la dose maximale a été obtenue. Min, Max et Mean sont respectivement les valeurs minnimaales,

Tableau 3.11 – Dose probabiliste de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K à l'aide du code RESRAD dans toute la zone d'étude.

Radionucléides	Variations	Peak time	Peak dose	Dose (mSv/an)
^{40}K	Min	$0,00 \times 10^0$	$2,44 \times 10^{-1}$	$2,44 \times 10^{-1}$
	Max	$0,00 \times 10^0$	$3,53 \times 10^{-1}$	$3,53 \times 10^{-1}$
	Mean	$0,00 \times 10^0$	$2,87 \times 10^{-1}$	$2,87 \times 10^{-1}$
^{232}Th	Min	$8,61 \times 10^1$	$4,71 \times 10^{-1}$	$6,29 \times 10^{-2}$
	Max	$8,86 \times 10^1$	$7,89 \times 10^{-1}$	$4,18 \times 10^{-2}$
	Mean	$8,72 \times 10^1$	$5,98 \times 10^{-1}$	$3,05 \times 10^{-2}$
^{238}U	Min	$1,00 \times 10^3$	$8,11 \times 10^{-3}$	$1,90 \times 10^{-3}$
	Max	$1,00 \times 10^3$	$8,56 \times 10^{-3}$	$2,41 \times 10^{-3}$
	Mean	$1,00 \times 10^3$	$8,29 \times 10^{-3}$	$2,12 \times 10^{-3}$
All radionucléides	Min	$1,21 \times 10^2$	$6,57 \times 10^{-1}$	$2,68 \times 10^{-1}$
	Max	$1,21 \times 10^2$	$9,87 \times 10^{-1}$	$3,98 \times 10^{-1}$
	Moy.	$1,21 \times 10^2$	$7,88 \times 10^{-1}$	$3,20 \times 10^{-1}$

maximales et moyennes des paramètres du Tableau 3.11. D'après les résultats obtenus dans ce tableau, il ressort que le ^{40}K est le radionucléide ayant le plus contribué à la dose [131, 133]. On constate que ^{238}U est le radionucléide qui avait contribué le moins lors de l'analyse probabiliste de toute la zone d'étude. Le tableau montre également une faible variation des doses du ^{40}K et ^{232}Th par rapport à ^{238}U . Cette variation peut s'expliquer par la concentration élevée du ^{40}K qui provient des activités anthropomorphiques ainsi que de la composition géologique et minéralogique du socle rocheux de la zone d'étude. Telle qu'illustrée à la Figure 3.5, la dose du ^{40}K est la plus élevée, comparée à celle du ^{232}Th et ^{238}U .

En effet, la Figure 3.7 présente les variations de la probabilité cumulative pour qu'un radionucléide contribue à la dose à un instant donné. On constate que les probabilités cumulatives de ^{238}U évoluait de manière exponentielle sur un faible intervalle des valeurs de dose. Quant au ^{40}K et au ^{232}Th , leurs probabilités cumulatives croissaient sur une large plage des doses. Toutes ces probabilités variaient de manière exponentielle. Cependant, pour toutes les voies d'exposition due au ^{40}K , la dose variait entre 0.24 et 0.36 mSv/an. Pour ^{232}Th cette dose variait entre 0.02 et 0.045 mSv/an. Quant à ^{238}U , elle variait de 0.0018 à 0.0026 mSv/an. La Figure 3.5 (d) montre la probabilité cumulative des trois radionucléides sommée ayant contribué à la dose dans ce travail.

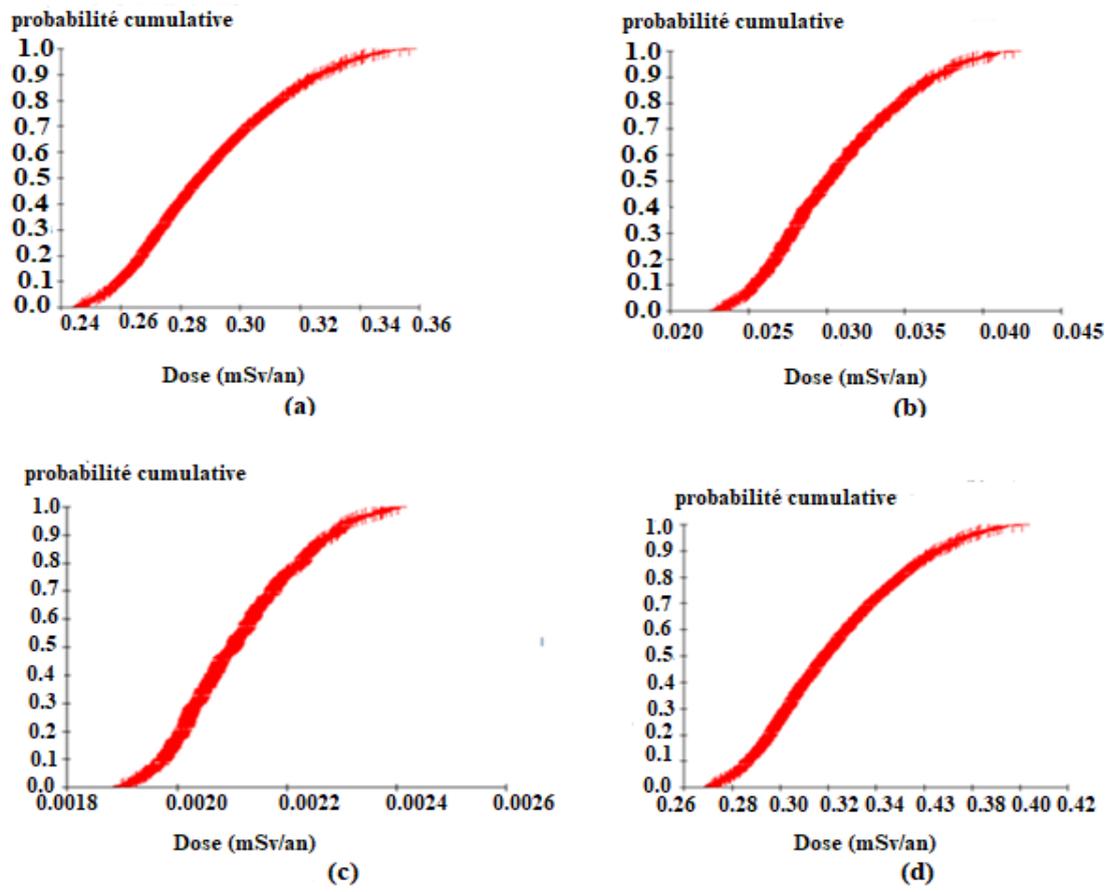


Figure 3.7 – Probabilité cumulées et dose de chaque radionucléide : (a) ^{40}K , (b) ^{232}Th , (c) ^{238}U et (d) tous les radionucléides dans la zone d'étude.

D'une manière générale, plus la dose est grande, plus la probabilité pour qu'un radionucléide contribue à cette dose dans toutes les voies d'exposition est grande et tend rapidement vers 1. À cause de leur faible contribution à la dose, les probabilités cumulatives de ^{238}U et de ^{232}Th atteignent très rapidement la valeur 1, comparativement au ^{40}K .

3.3.2.2 Dose probabiliste à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2 pour les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga, Mayo-Kani et de toute la zone d'étude.

Le Tableau 3.12 et la Figure 3.8 sont respectivement similaires au Tableau 3.11 et la Figure 3.7. Ils présentent respectivement les variations de la probabilité cumulative pour qu'un radionucléide contribue à la dose à un instant donné dans les différentes localités de notre étude. À l'instant initial ($t=1$ an), la dose variait entre $2,7 \times 10^{-1}$ et 4×10^{-1} mSv/an avec une valeur

Tableau 3.12 – Dose probabiliste à l'aide du code RESRAD-ONSITE 7.2 pour les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga, Mayo-Kani et de toute la zone d'étude au $t = 1.00 \times 10^0$

Localités	Variation	Peak time (an)	Peak dose (msv/an)	Dose (msv/an)
Mayo-Sava	Min	$1,21 \times 10^2$	$7,15 \times 10^{-1}$	$3,07 \times 10^{-1}$
	Max	$1,21 \times 10^2$	$1,08 \times 10^0$	$4,70 \times 10^{-1}$
	Men	$1,21 \times 10^2$	$8,59 \times 10^{-1}$	$3,71 \times 10^{-1}$
Mayo-Tsanaga	Min	$1,21 \times 10^2$	$7,27 \times 10^{-1}$	$3,22 \times 10^{-1}$
	Max	$1,21 \times 10^2$	$1,09 \times 10^0$	$4,93 \times 10^{-1}$
	Mean	$1,21 \times 10^2$	$8,71 \times 10^{-1}$	$3,90 \times 10^{-1}$
Mayo-Kani	Min	$1,21 \times 10^2$	$5,19 \times 10^{-1}$	$1,59 \times 10^{-1}$
	Max	$1,21 \times 10^2$	$8,13 \times 10^{-1}$	$2,45 \times 10^{-1}$
	Mean	$1,21 \times 10^2$	$6,36 \times 10^{-1}$	$1,93 \times 10^{-1}$
Toute la zone d'étude	Min	$1,21 \times 10^2$	$6,57 \times 10^{-1}$	$2,68 \times 10^{-1}$
	Max	$1,21 \times 10^2$	$9,87 \times 10^{-1}$	$3,98 \times 10^{-1}$
	Mean	$1,21 \times 10^2$	$7,88 \times 10^{-1}$	$3,20 \times 10^{-1}$

moyenne estimée à $3,2 \times 10^{-1}$ mSv/an pour toute la zone d'étude. La valeur maximale de la dose estimée à 10×10^{-1} mSv/an a été obtenue à l'année 121. En pratique, ces échantillons ont été prélevés et analysés en 2020. Pour cela, en 2141 (dans 121 ans), la dose initiale estimée à 4×10^{-1} mSv/an au moment de l'analyse sera égale à 10×10^{-1} mSv/an. Au temps initial, la localité qui avait le plus contribué à la dose était le Mayo-Tsanaga avec valeur estimée à $4,9 \times 10^{-1}$ mSv/an. Au temps maximale $t=121$ ans, la plus grande contribution à la dose estimée à $1,09 \times 10^0$ mSv/an provenait toujours de la même localité.

En effet, la Figure 3.8 présente la probabilité cumulative de toutes les voies d'exposition de tous les radionucléides à l'instant initial. Ces différentes illustrent l'état d'exposition de chaque localité. On constate que la probabilité cumulative relative au Mayo-Kani évoluait de manière exponentielle mais sur un faible intervalle des valeurs de doses comparativement aux autres localités et la zone d'étude entière.

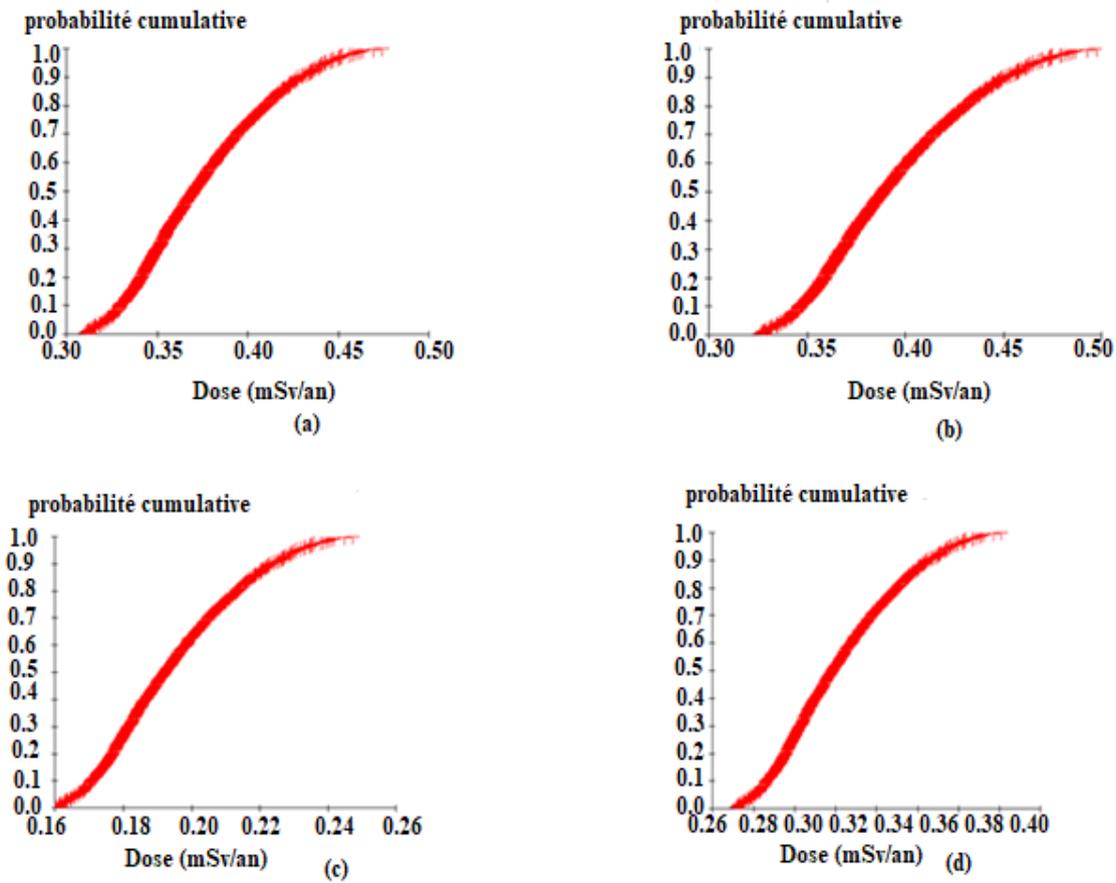


Figure 3.8 – Probabilité cumulées et dose de tous les radionucléides pour les localités Mayo-Sava (a), Mayo-Tsanaga (b), Mayo-Kani (c) et dans toute la zone d'étude (d).

3.3.3 Excès de risque de cancer dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'expositions sommées

3.3.3.1 Excès de risque de morbidité cancéreuse dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'expositions sommées.

Les Figures 3.9 et 3.10 présentent l'excès de risque de morbidité cancéreuse due au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'exposition sommées dans toute la zone d'étude :

Les résultats générés par le code RESRAD ont révélé un excès de risque de morbidité cancéreuse total de $1,165 \times 10^{-3}$ dans toute la zone d'étude. Le risque de morbidité cancéreuse était estimé à $3,585 \times 10^{-6}$ pour le ^{238}U , $4,447 \times 10^{-4}$ pour le ^{232}Th et $7,168 \times 10^{-4}$ pour le ^{40}K . Ces différentes valeurs de l'excès de risque de cancer sont toutes plus élevées que $3,00 \times 10^{-4}$; la valeur seuil mondiale fixée par l'OMS [147]. Comparés aux travaux menés par Shima Ziajahromi et al [147], le risque de morbidité cancéreuse en Iran dû à ^{238}U ($4,73 \times 10^{-2}$) est plus élevé. Par

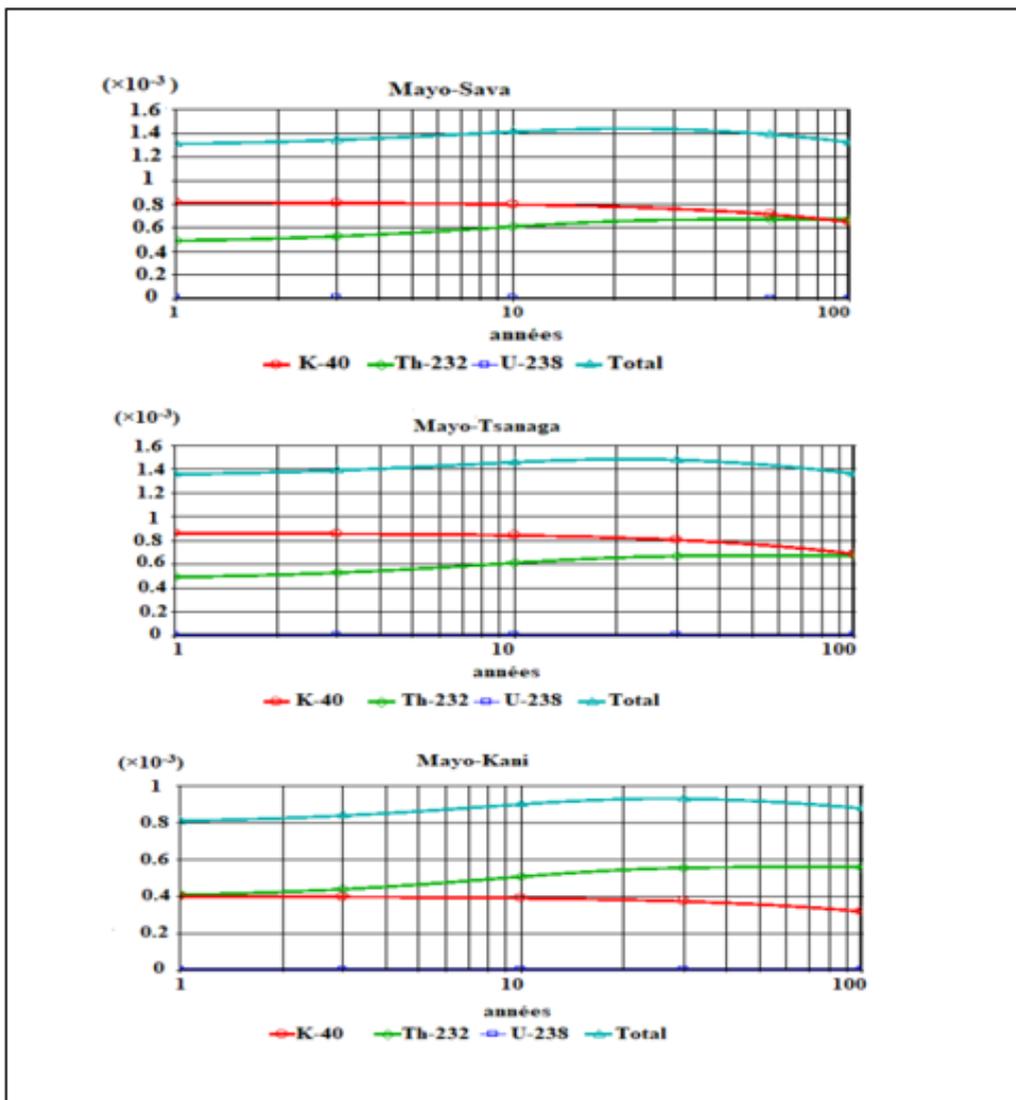


Figure 3.9 – Excès de risque de morbidité cancéreuse dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'expositions sommées sur 100 ans dans le Mayo-Sava, le Mayo-Tsanaga et le Mayo-Kani.

contre, ce risque est moins élevé pour ^{232}Th ($1,41 \times 10^{-4}$) et le ^{40}K ($1,3 \times 10^{-4}$).

En outre, les résultats ci-dessus montrent que le risque de morbidité due à une exposition prolongée au ^{40}K était plus élevé que tous les autres dans présente étude.

Dans les localités de Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani, la contribution du ^{40}K à l'excès de risque de cancer était respectivement 63,21 %, 64,45 % et 50,35 %. En ce qui concerne les voies liées à l'ingestion de la viande, du lait, de l'eau, du sol et l'inhalation, leurs différentes contributions à l'excès de risque de cancer total sont faibles pour toute la période. Les contributions 3,9 % et 2,1 % relatives à l'ingestion de la viande et du lait respectivement non

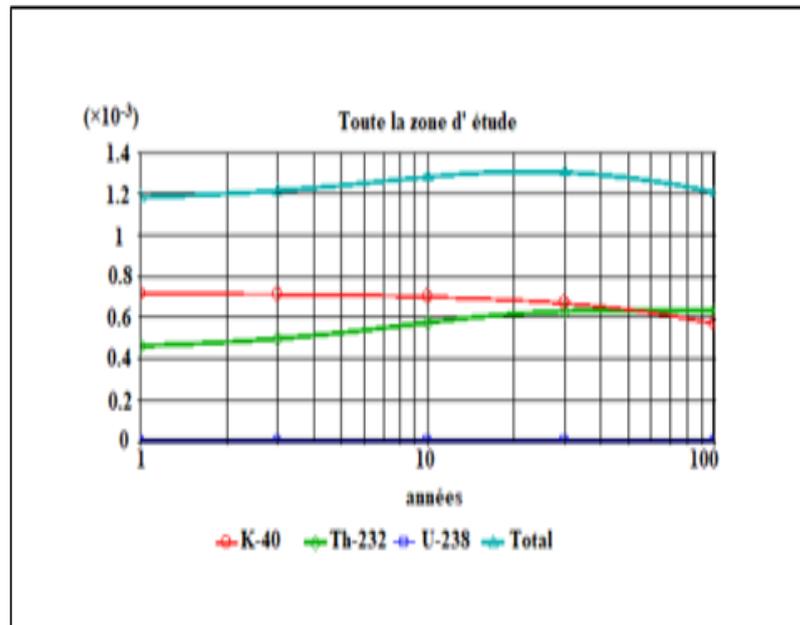


Figure 3.10 – Excès de risque de morbidité cancéreuse dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U dans les différentes voies d'expositions sommées sur 100 ans dans Toute la zone d'étude.

nulles, s'expliquent par le fait que la zone d'étude est le siège des activités qui répandent les déchets très riches en potassium ; un élément qui nourrit les plantes et, qui est consommé par les animaux à travers ces plantes. Finalement, il se trouve dans la viande et le lait de ces animaux.

3.3.3.2 Excès de risque de cancer induit par ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les différentes voies d'exposition pendant 100 ans.

Les Figures 3.11 et 3.12 présentent le risque de cancer induit par ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K dans les différentes voies d'exposition pendant 100 ans. Pendant les 30 premières années, il y'a une légère augmentation des valeurs de risque lié aux voies d'exposition gamma externe et d'ingestion de plantes. Ces valeurs décroissent considérablement entre 30 et 100 ans. L'excès de risque de cancer à l'année initiale est fortement influencé par l'ingestion de plantes et le gamma externe respectivement.

Bien qu'il apparaisse en traces dans le potassium naturel, à cause des besoins importants des plantes en potassium pour leur vie en général et leur croissance en particulier, dans la présente étude, ^{40}K se retrouve en grandes proportions dans les plantes. Par contre, l'homme consomme considérablement les plantes et certains consommateurs sont essentiellement végé-

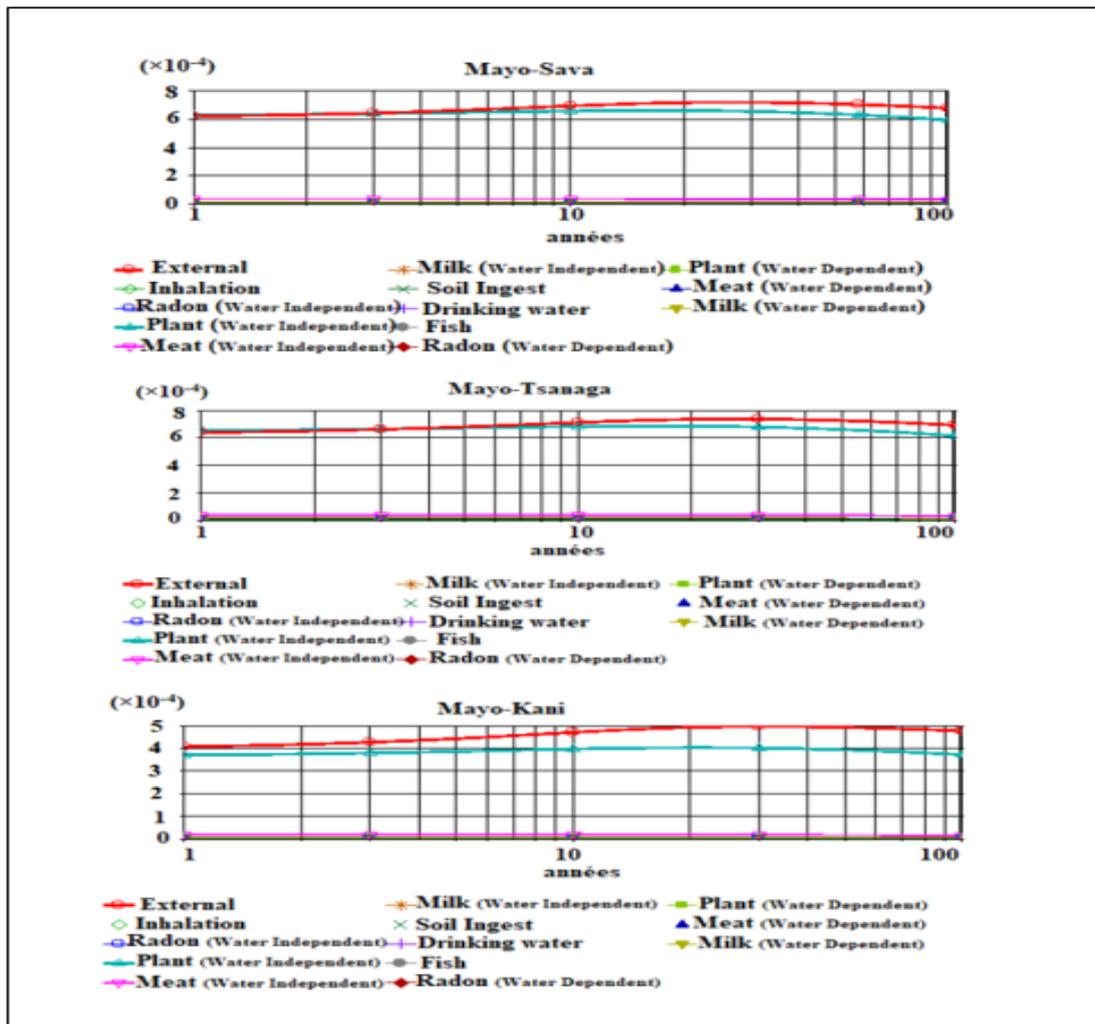


Figure 3.11 – Risque de cancer dans les différentes voies d'exposition dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U sur 100 ans à Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani.

taliens. De même, certains animaux comme les herbivores se nourrissent essentiellement des végétaux. D'autres comme les granivores vivent de graines provenant de ces plantes et végétaux. Ainsi, l'homme en se nourrissant de ces animaux et oiseaux, consomme indirectement ^{40}K présent dans leur viande, lait et œufs. Au-delà d'un seuil, cette radioactivité peut s'avérer très dangereuse pour notre santé. Il est donc nécessaire voire indispensable d'avoir les connaissances sur les proportions de la radioactivité induite par ^{40}K dans les plantes en général et les plantes que nous consommons en particulier.

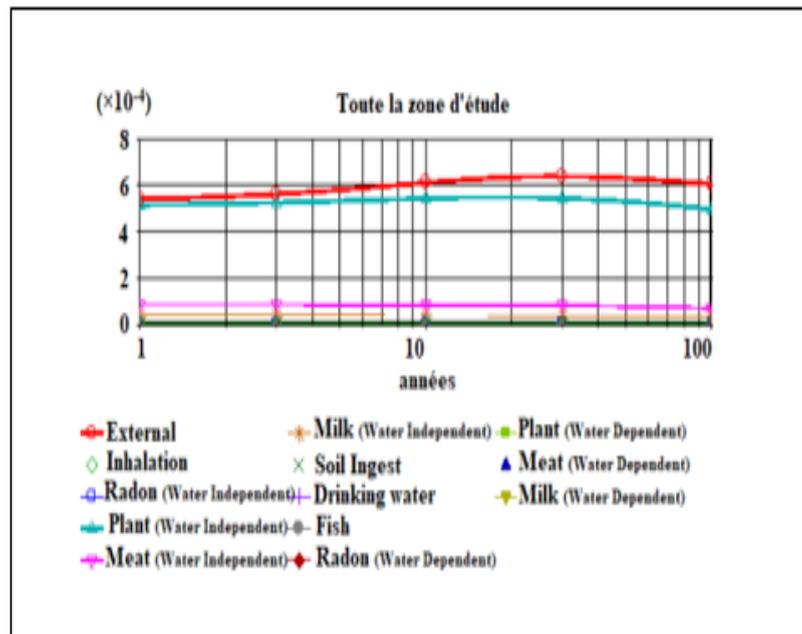


Figure 3.12 – Risque de cancer dans les différentes voies d'exposition dû au ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U sur 100 ans dans Toute la zone d'étude.

Conclusion

Cette partie de l'étude portait sur l'analyse des échantillons de sol par spectrométrie γ en laboratoire et l'évaluation de la dose avec les codes RESRAD-ONSITE 7.2 RESRAD-BIOTA 1.8. Les résultats obtenus révèlent que ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U avaient des concentrations moyennes supérieures à leurs correspondantes mondiales. En outre, il existe en certains points, certaines anomalies de ^{40}K . Les résultats obtenus au terme de cette étude montrent que malgré les niveaux de radioactivité relativement élevés en certains points particuliers de la zone d'étude, les sols des localités Mayo-Sava, Mayo-Tsanaga et Mayo-Kani, peuvent être utilisés en toute sécurité comme matériaux de construction dans la plupart des cas. Quant à la dose évaluée avec les codes RESRAD-ONSITE 7.2 et RESRAD-BIOTA 1.8, les résultats de simulation obtenus mettent en évidence d'importantes contributions de ^{40}K dans les différentes voies d'exposition. Parmi ces différentes voies, la voie d'ingestion de plantes contribuait majoritairement à la dose efficace totale ainsi qu'au débit de dose absorbée. De ces données, il en ressort que le public vivant dans la présente zone d'étude est exposé aux rayonnements ionisants dus au ^{40}K , ^{232}Th et le ^{238}U . Cette exposition peut se justifier par un ensemble de facteurs liés à la géologie, la minéralogie et aux activités agropastorales de la région.

Conclusion générale

Cette étude a été menée dans l'Extrême-Nord Cameroun. Il s'agit de 3 départements d'intenses activités agricoles et pastorales du pays. Pour l'ensemble, l'étude a couvert 15 localités dont les villes de Mora, Tokombere et Kolofata dans le département du Mayo-Sava, les villes de Mokolo, Mogode, Bourha, Koza et Mayo-Moskota dans le département du Mayo-Tsanaga, enfin les villes de Guidiguis, Dziguilao, Touloum, Mindif, Moulvoudaye et Kaélé dans le département du Mayo-Kani. Cette étude évalue le niveau de radioactivité dans la région. Par ailleurs, elle montre qu'au-delà de la structure géologique et la composition minéralogique du sol, les engrais agricoles et les déjections d'animaux issues de l'élevage peuvent contribuer de manière significative à l'élévation du niveau de radioactivité induit par ^{40}K dans un environnement. Pour y parvenir, le niveau de radioactivité a été mesuré dans le sol, la dose induite et le risque radiologique associé évalués. 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, le risque de morbidité de cancer et la probabilité cumulée des radionucléides primordiaux contribuant à la dose efficace ont été déterminés pour évaluer les risques d'exposition par irradiation externe et interne (lié au sol utilisé en agriculture et comme matériau de construction). Les échantillons de sol prélevés puis analysés par spectrométrie γ en laboratoire utilisant un scintillateur NaI(Tl) révèlent une teneur relativement élevée des radionucléides primordiaux investigués dans la zone d'étude. Cependant, les codes RESRAD-ONSITE 7.2 et RESRAD-BIOTA 1.8. ont été utilisés pour générer les débits de dose efficace et les risques de morbidité cancéreuse.

La méthode utilisée dans cette étude pour la détermination des concentrations des séries ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K a été faite à partir des raies gamma (1120, 1764,5 et 609,3) keV du pic d'absorption totale du ^{214}Bi pour ^{238}U (911,1 et 969,1) keV de ^{228}Ac , pour ^{232}Th et enfin 1460 keV du ^{40}K pour ^{40}K . Les concentrations de ^{238}U , ^{232}Th et ^{40}K mesurées dans les échantillons de sol sont respectivement comprises entre 7 et 104 Bq/kg, 17 et 248 Bq/kg et 144 et 1207 Bq/kg. Leurs valeurs moyennes sont respectivement 41, 59 et 529 Bq/kg. 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 l'indice de niveau de radioactivité sont respectivement estimés à 76,27 nGy/h, 0,47 mSv/an, 165 Bq/kg, 0,44, 0,55 et 1,21 par le biais de la spectrométrie γ en laboratoire.

Comparés aux valeurs moyennes mondiales données par l'*UNSCEAR*, les indicateurs de risque d'exposition dans le présent travail sont relativement élevés en certains points de la zone d'étude. Excepté ces points et leurs voisinages, les sols peuvent être utilisés comme matériau de construction.

Quant aux résultats générés par le code RESRAD-ONSITE 7.2, la dose efficace totale maximale de 0,7 mSv/an pour la présente étude dans son intégralité est estimées au temps $t= 38$ ans, avec des contribution de 56%, 37,3%, 3,9%, 2,1%, 0,7% et 0,07 % provenant respectivement de l'ingestion de végétaux, l'exposition externe, l'ingestion de viande, l'ingestion de lait, l'ingestion de sol et l'inhalation (inhalation des radionucléides en suspension dans l'air ou se volatilisant et l'inhalation de radon émis par des sol contaminés). L'ingestion de végétaux à travers ^{40}K y contribue majoritairement. Comparées aux zones où les activités agropastorales n'étaient pas menées de manière intensive, les contributions du ^{40}K à la dose efficace liées à l'ingestion de végétaux étaient plus élevées. A côté de la structure géologique et la composition minéralogique du sol, le présent état des lieux peut être dû aux différents engrais et déjections d'animaux qui, très riches en potassium, sont répandus dans la nature. Bien que le potassium soit indispensable à la vie, il est nécessaire voire indispensable d'avoir les connaissances sur les proportions de la radioactivité induite par ^{40}K dans les plantes en général et les plantes que l'homme consomme en particulier. Car au-delà d'un seuil, la radioactivité induite par ^{40}K peut s'avérer très dangereuse pour la santé.

Pour le code RESRAD-BIOTA 1.8, le débit de dose totale (absorbée) provenant des animaux terrestres et des plantes terrestres est respectivement estimée à $1,22 \times 10^{-04}$ et $1,05 \times 10^{-04}$ mGy/j. Ces valeurs des débits de dose absorbée sont très inférieures à leurs correspondantes fixées respectivement à 1 mGy/an et 10 mGy/an par le *Département Américain de l'Energie*. Ainsi, le niveau d'exposition du public à la radioactivité naturelle indiqué est faible dans le présent travail. Cependant, ^{40}K contribue majoritairement au débit de dose total absorbée provenant des plantes et des animaux. Cette contribution est estimée à 98,6% dans le Mayo-Sava et le Mayo-Tsanaga et 98,2% dans le Mayo-Kani. Pour le débit de dose total absorbée provenant des animaux terrestres, la contribution du ^{40}K est estimée à 91,7% dans le Mayo-Tsanaga et Mayo-Sava, et à 97,9% dans le Mayo-Kani. En définitive, les résultats générés par le code RESRAD-BIOTA 1.8 sont en parfait accord avec ceux générés par le code RESRAD-ONSITE 7.2.

En définitive, cette thèse a permis à l'extension de la base des données nationales relatives à

l'exposition du public à la radioactivité naturelle. De même, les zones de rayonnement ionisant naturel élevé sont bien identifiées et localisées dans les 15 localités investiguées. Cette thèse prouve qu'au-delà de la structure géologique et la composition minéralogique des sols, les engrais agricoles et les déjections d'animaux issues de l'élevage peuvent contribuer de manière significative à l'élévation du niveau de radioactivité induit par ^{40}K dans un environnement.

Perspectives et recommandations

Le présent travail s'inscrit dans le cadre de la radioprotection. Au moment où notre étude s'achève, il n'a pas plus été possible de partager les résultats obtenus avec les populations concernées. Rétrocéder les résultats de cette thèse accompagnés des règles de radioprotection appropriées aux populations qui nous ont permis de faire la recherche dans leurs concessions reste au centre de nos préoccupations. Ceci leur donnera l'opportunité de prendre conscience des dangers qui sont cachés dans les matériaux de constructions de leurs habitations, les sols, les engrais utilisés en agriculture pour augmenter les récoltes ainsi que les déjections d'animaux d'élevage.

Il est bien connu que l'homme s'expose aussi à la radioactivité à travers les aliments et boissons qu'il consomme. Ainsi, faire une étude approfondie sur les différentes possibilités d'exposition de l'homme à la radioactivité induite par certains biotes tels que les animaux aquatiques et les animaux qui vivent au voisinage des eaux est un axe qui pourra enrichir d'avantage ce travail.

Il est bien connu que l'homme s'expose aussi à la radioactivité à travers les aliments et boissons qu'il consomme. Faire une investigation sur les niveaux de radioactivité dans certains biotes tels que les animaux aquatiques et les animaux qui vivent au voisinage des eaux. Nous recommandons aux pouvoirs publics qu'une campagne de mesure de la radioactivité naturelle soit faite dans toutes les zones à fort potentiel ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U du territoire national afin d'établir une carte des niveaux de radioactivité. La base des données ainsi constituée devra permettre d'améliorer la connaissance des facteurs contribuant à la variabilité des concentrations observées et d'avoir une idée sur l'exposition des camerounais aux radionucléides primordiaux ainsi que la proportion de sites dont les concentrations dépassent certains seuils.

Repartir sur les sites à fort potentiel ^{40}K , ^{232}Th et ^{238}U où le nombre de mesures faites n'étaient pas suffisantes afin de les compléter pour une meilleure estimation de la dose efficace par irradiation interne et externe pour un approfondissement des connaissances sur les causes exactes de ces fortes concentrations.

Références bibliographiques

- [1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) Report vol. I *sources and effects of ionizing radiation*, United Nations Publication : Vienna, Austria I. (2000).
- [2] G.S.Bineng, M.Hosoda, Y.Siaka, *External radiation exposure to the public using airborne survey method in the uranium and thorium bearing region of Lolodorf, Cameroon*. ,Report vol. I Radiation Environment and Medicine. (2020).
- [3] H.Alattabi, F.Jabbar, *Measurement of Radioactive Potassium-40 to Specify Potassium Element in Wheat and Its Derivatives for Wasit Governorate - Iraq*, IOP Conference Series : Materials Science and Engineering. (2020).
- [4] Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural du Cameroun *Annuaire des statistiques du secteur agricole, campagnes 2009 et 2010*, Direction des Enquêtes et des Statistiques Agricoles, AGRI-STAT N° 17. (2012).
- [5] J.P.Bassala, M.M'Biandoun, J.A.Ekorong, *Evolution de la fertilité des sols dans un système cotonnier-céréales au Nord Cameroun : diagnostic et perspectives*. Tropicultura. (2008).
- [6] J.Dinissia, L.TchuenteuTatchum, A.Maimouna, *Diagnostic de production de l'oignon dans la partie Septentrionale du Cameroun* *Diagnosis of onion production in the Northern Part of Cameroon*, International Journal of Biological and Chemical Sciences. (2021).
- [7] H.Y.Chang, Y.W.Hu, J.Yue, *Effect of potassium-enriched salt on cardiovascular mortality and medical expenses of elderly men*, The American journal of clinical nutrition. (2006).
- [8] Saïdou, F.O.Bochud, S.Baechler, *Natural radioactivity measurements and dose calculations to the public : Case of the uranium-bearing region of Poli in Cameroon*, Radiation Measurements. (2011).
- [9] G.H.Ben-Bolie, A.P.Ele, A.P.Owono, *Transfer of ^{238}U and ^{232}Th from soil to plant in*

- a high background radiation area of the southwestern region of Cameroon*, Radiation Protection Dosimetry. (2013).
- [10] S.Mvondo, G.H.Ben-Bolie, J.M.Ema'a Ema'a, *Study of soil-fern transfer of naturally occurring alpha emitting radionuclides in the Southern Region of Cameroon*, Journal of environmental radioactivity. (2017).
- [11] S.Mvondo, A.J.F.Beyala, G.H.Ben-Bolie, *Dose estimates to the public due to ^{210}Po ingestion via cocoa powder from Lolodorf high background radiation area, Cameroon*, Radioprotection. (2018).
- [12] A.Arnoldy, R.Martin, A.Frédéric, *Contribution à l'étude de la radioactivité des fèves du cacao à Madagascar, cas de la plaine du Sambirano - Ambanja*, American Journal of Innovative Research and Applied Sciences. (2016).
- [13] F.Asimanana, *Détermination des radionucléides dans le repas*, editor, Application aux arts culinaires de Madagascar. (2014).
- [14] 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. (1996).
- [15] G.R.Gilmore, *Practical Gamma-ray Spectrometry (2nd edition)*, Chichester : John Wiley & Sons Ltd. (2008).
- [16] J.Lilley, *Nuclear Physics : Principles and Applications*, Chichester : John Wiley & Sons, Ltd. (2001).
- [17] A. C.Patra, S.K.Sahoo, R.M.Tripathi, V.D.Puranik, *Distribution of radionuclides in surface soils, Singhbhum Shear Zone, India and Associated dose*. Environmental Monitoring and Assessment. (2013).
- [18] A.P.Ele, *Cours de détection de rayonnement et dosimétrie*, Master de Physique, Université de Yaoundé I. (2011).
- [19] P.Nathalie, *Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2015).
- [20] M. S.Antony, *Chart of nuclides*, Strasbourg. (1992).
- [21] Argonne National Laboratory. *EVS Human Health Fact Sheet*.(2005).
- [22] G.H.Ben-Bolie, *Cours de compléments de Physique Atomique et Nucléaire de licence de Physique*, Université de Yaoundé I. (2013).

- [23] F.M.Al-Awadi, T.S.Srikumar, *Trace elements and their distribution in protein fractions of camel milk in comparison to other commonly consumed milks*. Journal of Dairy Research. (2001).
- [24] L.James, Lewis III, *Présentation du rôle du calcium dans l'organisme* MD, Brookwood Baptist Health and Saint Vincent's Ascension Health, Birmingham, Revue/Révision complète. (2021)
- [25] R.David, Lide, *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, TF-CRC. (2006).
- [26] B.Pirard, *Etude et validation d'un spectromètre gamma pour la mesure de la composition chimique des surfaces planétaires- Application à une mission vers Mercure*, thèse de Doctorat de l'Université Toulouse III, Spécialité : Instrumentation Spatiale, soutenue décembre. (2006).
- [27] H.Métivier, *Radioprotection et ingénierie nucléaire*, Paris, EDP Science, collection Génie atomique. (2006).
- [28] Dahi el hadji, *Systemes de calcul dosimétrique*, mémoire de master en physique médicale, Université de Abou Berk Belkaid Tlemcen. (2011).
- [29] G.S.Bineng, *Mesure primaire de l'activité du Cr-51 par la méthode de sommation des pics (sum-peak)*, mémoire de master de l'Université de Yaoundé I. (2012).
- [30] R.Coppens, *La radioactivité des roches, coll. Que sais-je ? N° 741*, Presses Universitaires de France, Paris. (1957).
- [31] P.Bariand, F.Cesbron, J.Geffroy, *Les minéraux, leurs gisements, leurs associations, Minéraux et Fossiles*. Bulletin de minéralogie. (1978).
- [32] A.Holmes, *Petrogenesis of katungite and its associates*. American Mineralogist. (1950).
- [33] Y.Hérody, *Connaissance du sol*, tome 1, Le modèle de base, BRDA Éditions, Charency. (1997).
- [34] Plet, Ruellan, *Typologie des sols : quelques réflexions sur la démarche. Application au raisonnement de la fertilisation*. Perspectives Agricoles. (1988).
- [35] G.Gaucher, *Traité de pédologie agricole, le sol et ses caractéristiques agronomiques*, Dunod, Paris. (1968).
- [36] *Les engrais et leurs applications*, FAO. (2003).
- [37] Brunswick, *Laboratoire des sols du ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Aquaculture, Guide de fertilisation des cultures*, Direction de l'aménagement des terres, Canada. (2001).

- [38] Brunswick, *Manuel des intrants bio*, Club Bio-Action, M A P A Q, Québec. (2003).
- [39] A.D.A.S. *Les fertilisants organiques*, Le courrier du livre, Paris. (1983).
- [40] S. A.Barber, *Soil Nutrients Bioavailability*, John Wiley et Sons, New York. (1984).
- [41] Y.Hérody, *Guide BRDA des engrais*, Fascicule 2, engrais organiques, BRDA Éditions, Charency. (2006).
- [42] Cta, *Les engrais chimiques : le pour et le contre*. Programme de radio rurale 03/05. CTA, Wageningen, The Netherlands. (2003).
- [43] D.Ziegle, M.Heduit, *Engrais de ferme, valeur fertilisante, gestion de l'environnement*. ITCF, ITP, ITEB, France. (1991).
- [44] P.Y.Jobin, Douville, *Engrais verts et cultures intercalaires*, Centre de développement d'agrobiologie, Ste-Élisabeth-de-Warwick. (1996).
- [45] G.André, L.Jean, *Engrais : Guide pratique de la fertilisation*, La Maison Rustique. (1967).
- [46] I.L.Breune, P.Forest, J.Jobin, Petit, *La structure du sol, un élément de sa fertilité*, Centre de développement d'agrobiologie et Club du CDA, Québec. (2000).
- [47] *Fertilisation potassique*. Dossiers Agronomiques d'Aspach-le-Bas n° 3. (2015).
- [48] Julien, *Détermination de normes d'interprétation d'analyse de terre en vue de la fertilisation potassique*. Sciences du sol. (1989).
- [49] Barbier, *Fertilisation PK Nord et Bassin Parisien*. Mémoire de fin d'études ESIT-PAITCF. (1984).
- [50] Fabre, *Synthèse de la connaissance des essais fertilisation P, K, Ca, Mg en Rhône-Alpes*. Amélioration du référentiel. Chambre Régionale d'Agriculture Rhône-Alpes. (1989).
- [51] J.Sotamenou, *Efficacité de la collecte des déchets ménagers et agriculture urbaine et périurbaine dans la ville de Yaoundé*. Mémoire de DEA, Université de Yaoundé II, Cameroun. (2004).
- [52] Fao, *Méthodes de compostage au niveau de l'exploitation agricole*. Documents de travail sur les terres et les eaux. (2005).
- [53] M.Inckel, P.De Smet, T.Tersmette, T.Veldkamp, *La fabrication et l'utilisation du compost*. Série Agrodok N° 8. Fondation Agromisa, Wageningen. ISBN Agromisa. (2005).
- [54] M.Lecompt, *Les amendements calcaires Cycle de fertilisation*. (1960).

- [55] F.B.Tourte, *L'amélioration fontière des sols en Afrique Occidentale sèche* Annales du C R A. (1957).
- [56] A.Mhiri, *Le potassium dans les sols de Tunisie, Atelier sur la gestion de la fertilité potassique, acquis et perspectives de la recherche*. Institut National Agronomique de Tunisie. (2002).
- [57] A.D.Aïssa, A.Mhiri, *La fertilisation phospho-potassique des céréales conduites en intensif en Tunisie*, Cahiers Agriculture. (2002).
- [58] G.Aubert, *Compte rendu des discussions. /11 Potassium Symposium. Institut International de la Potasse*, Berne (Suisse). (1958).
- [59] G.Barbier, *La dynamique du potassium dans le sol in Potassium Symposium. Institut International de la Potasse*, Berne (Suisse). (1962).
- [60] D.K.Acquaye, A.J.Maclean, H.M.Riee, *Potential and capacity of potassium in some representative soils of Ghana*. Soil Science. (1967).
- [61] J.K.Coulter, *Soils of Malaysia, a Review of Investigations on their fertility and Management*. Soils and Fertilizers. (1972).
- [62] Unifa, *Bien nourrir les plantes mieux nourrir les hommes*.Bulletin. (2006).
- [63] J.Boyer, *Soil Potassium; 11 Soils of the humid tropics; National Academy of Braud et Dubernard, by added ammonium and potassium*. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. (1972).
- [64] P.H.T.Beckett, *Potassium calcium exchange equilibrium in soils : specific absorption sites for potassium*. Soil Science vol. (1964).
- [65] L.Wicklander, *Forms of potassium in the soil*. Potassium symposium. (1954).
- [66] J.Forestier, *Relations entre l'alimentation du Coffea Robusta et les caractéristiques analytiques des sols*. Café, Cacao, Thé. (1964).
- [67] C.Felipe-Morales, G.Hanotieux, *Economie du sol en potassium I. Etude de certains facteurs éco-pédologiques locaux*.Pédologie. (1971).
- [68] L.F.Welch, A.D.Scott, *Availabiitiy of non-exchangeable potassium to plants as affected by added ammonium and potassium*.Soil Sci. Soc. Amer. Proc. (1961).
- [69] D.Stéphens, *The effects of fertilizers, manure and trace elements in continuous cropping rotations in Southern and Western Uganda*. East Afric. Agric. and For. (1969).
- [70] H.L.Forster, *The identification of potentially K deficient soils in Uganda*. East Afric. Agric. (1972).
- [71] M.P.W.Farina, E.H.Graven, *Effects of rainfall and differential application of N, P, K and Ca on the downward movement of K in an Avalon medium sandy loam cropped with maize (Zea Mays L.)*. Pretoria. Agrochemophysica. (1972).

- [72] R.P.Humbert, *Potash fertilization in the Hawaiian sugar industry*. Potassium Symposium. (1958).
- [73] J.Bolton, *Leaching of fertilizers applied to a latosols in Lysimeters*. J. Rubb. Res. Inst. Malaya. (1968).
- [74] J.Godefroy, M.A4uller, R.Roose, *Estimation des pertes par lixiviation des Cléments fertilisants dans un sol de bananeraie de basse Côte d'Ivoire*. Fruits. (2012).
- [75] Van Wanbeke, *Congo-Kinshasa : Sltatus of Soil studies*. Committee on tropical soils. (1970).
- [76] J.Velly, *Fertilisation potassique en rizière. Compte rendu de trois campagnes d'expérimentation à la station d'Ivoloina (Tamatave)*.(1972).
- [77] C.Duthion, *Le potassium dans le sol*.Revue de la potasse, Berne (Suisse). (1968).
- [78] C.Bouchy, *Contribution à l'étude des déficiences minérales en culture cotonnière en Côte d'Ivoire*. Coton et fibres tropicales (Paris). (1971).
- [79] A.Wild, *The potassium status of soils in the savanna zone of Nigeria*. Exper. Agric. (1971).
- [80] M.Ngachin, M.Garavaglia, C.Giovani, M.G.Kwato Njock, A.Nourredine, *Assessment of natural radioactivity and associated radiation hazards in some Cameroonian building materials*. Radiat Meas. (2007).
- [81] The Organization for Economic Cooperation and Development criterion, OECD. (1979).
- [82] 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. (2011).
- [83] A.P.Ele, A.P.Owono, G.H.Ben-Bolie, F.H.P.Ekobena, T.El Khoukhi, *High background radiation investigated by gamma spectrometry of the soil in the southwestern region of Cameroon*, J. Environ. Radioact. (2010).
- [84] J.F.Beyala Ateba, P.Owono Ateba, G.H.Ben-Bolie, P.H.Ekobena Fouda, Ele Abiama, C.R. Abega, S. Mvondo, *Determination of uranium in rocks and soil of south Cameroon by gamma spectrometry*, Radioisot. (2011).
- [85] Saïdou, P.Ele Abiama, S.Tokonami, *Comparative study of natural radiation exposure to the public in three uranium and oil regions of Cameroon*, Radioprot. (2015).
- [86] 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. (2017).
- [87] 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. (2018).
- [88] D.S.Gondji, Saïdou, Oumar Bobbo Modibo, L.David, S.Tokonami, *Risk Assessment of Exposure to Natural Radiation in Soil Using RESRAD-ONSITE and RESRAD-BIOTA in the Cobalt-Nickel Bearing Areas of Lomié in Eastern Cameroon*. Radiation. (2022).
- [89] F.Koyang, R.Awe, G.S.Samuel Bineng, N.Ayoba , A.H.Yerima, Saïdou, G.H.Ben-Bolie, *Assessment of Natural Radiation Exposure Due to ^{222}Rn and External Radiation Sources : Case of the Far North, Cameroon*. Health Phys. (2022).
- [90] Ali Zarma, P.Abiama Ele, J.M. Ema'a Ema'a, G.H. Ben-Bolie, P.Owono Ateba, *Natural Activity Concentrations in some Vegetables, Fertilized Soils and Fertilizers from Far-North Region of Cameroon and Assessment of Radiological Hazards*. Disaster Advance. (2016).
- [91] Canberra, *GENIE 2000-Logiciel de spectrométrie gamma, version 3.2*. (2013).
- [92] The International Atomic Energy Agency, IAEA (ENV94084-200g) by Analytic Inc, Atlanta, GA, USA. (1986).
- [93] P.E.Omale, S.O.Okeniyi, M.D.Faruruwa, A.B.Ngokat, *Determination for levels of radionuclides of uranium, thorium and potassium in water, sediments and algae samples from selected coastal areas of lagos, Nigeria; using energy dispersive x-ray fluorescence*”, GJPACR. (2014).
- [94] A.M.R.Afify, M.M.Rashed, A.M.Ebtesam, H.S.El-Beltagi, *Effect of Gamma Radiation on Protein Profile, Protein Fraction and Solubility's of Tree Oil Seeds : Soybean, Peanut and Sesame* Grasas y Aceites. (2011).
- [95] X.Lu, X.Zhang, F.Wang, *Natural radioactivity in sediment of Wei River, China* . (2008).
- [96] O.A.Oyebanjo, E.O.Joshua, N.N.Jibiri, *Natural radionuclides and hazards of sediments Collected from Osun River in southwestern Nigeria*, PJST. (2012).
- [97] ICRP, *International Commission on Radiological Protection, The Recommendation of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP 103. (2007).
- [98] J.P.Vuillez, *.Cours sur les interactions des rayonnement avec la matière*. (2012.)

- [99] C.Yu, A.J.Zielen, J.J.Cheng, *User's Manual for RESRAD, version 6*. ANL/EAD- 4. Argonne National Laboratory, Argonne, I, USA. (2011).
- [100] S.Kamboj, J.J.Cheng, C.Yu, *Modeling of the EMRAS urban working group hypothetical scenario using the RESRADRDD methodology*. J Environ Radioact. (2009.)
- [101] Departement Of Energy, *A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota ; Final Technical Standard ; U.S. Department Energy : Washington, DC, USA*. (2002).
- [102] Saïdou, *Notes de cours de dosimétrie et Radioprotection*. Université de Yaoundé. (2019).
- [103] H.Clerc, *Effets biologiques des rayonnements ionisants et normes de radioprotection*, Rapport CEA. (1991).
- [104] *Atlas of the Far-North Province of Cameroon*, Paris, IRD Editions. (2005).
- [105] National Institute of Statistics, *Cameroon Statistical Yearbook Chapter 14 : Farming and Fishing*. (2019).
- [106] 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).
- [107] H.Matsuda, S.Minato, V.Pasquale, *Evaluation of accuracy of response matrix method for environmental gamma ray analysis*, Radioisot. (2002).
- [108] K.Debertin, R.G.Helmer, *Gamma-ray spectrometry with semiconductor detectors*, Elsevier, Amsterdam. (1988).
- [109] G.Gilmore, J.Hemingway, *Practical gamma-ray spectrometry*, John Wiley and sons, West Sussex, England. (2003).
- [110] M.Décombaz, J.J.Gosteley, J.P.Laedermann, *Coincidence-summing corrections for extended sources in gamma-ray spectrometry using Monte Carlo simulation*, Nucl Instr And Meth. (1992).
- [111] E.Gasser, *Spectrométrie gamma au laboratoire et in situ : Développements et applications environnementales*, Thèse, Université de Strasbourg, France. (2014).
- [112] B.Quintana, F.Fernandez, *An empirical method to determine coincidence-summing corrections in gamma spectrometry*, Appl Radiat Isot. (1995).
- [113] 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. (2004).

- [114] Q.Shi, J.Zang, Y.Chang, S.Qian, *Comparison between summing-up algorithms to determine areas of small peaks on high baselines*, Nucl Instr And Meth. (2005).
- [115] Rad Elec Inc, 5714-C Industry Lane, Frederick, MD 21704, USA. (2015).
- [116] M.H.Lee, E.C.Jung, K.S.Song, *Determination of a minimum detectable Activity through a measurement of Pu Isotopes in Environmental Samples*, B. Korean. Chem. (2008).
- [117] Y.Nir-El, *Application of reference materials in the accurate calibration of the detection efficiency of a low-level gamma-ray spectrometry assembly for environmental samples*. J. Radioanal. Nucl. Chem. (1997).
- [118] G.Gilmore, *Practical gamma-ray spectrometry*. Edition J Wiley and Sons. (1995).
- [119] C.Yu, *RESRAD Family of Codes - A Suite of Tools for Environmental Radiological Dose Assessment* RESRAD Program Manager Environmental Science Division Argonne National Laboratory, Argonne, IL Presented at Environmental Radiological Assistance Directory Web Conference. (2012).
- [120] H.G.Kim, S.W.Han, S.R.Park, B.J.Kim, *Safety Assessment on the Incineration Disposal of Regulation Exempt Waste by RESRAD Code*, J. Radiol. (2018).
- [121] Buffalo, *White paper : using resrad in a cercla radiological risk assessment*, New york. (2002).
- [122] K.A.Higley, S.L.Domotor, E.J.Antonio, *A kinetic-allometric approach to predicting tissue radionuclide concentrations for biota* . J. Environ. Radioact. (2003).
- [123] K.A.Higley, S.L.Domotor, E.J.Antonio, D.C.Kocher, *Derivation of a screening methodology for evaluating radiation dose to aquatic and terrestrial biota*. J. Environ. Radioact. (2003).
- [124] M.Sotiropoulou, H.Florou, *Radiological risk assessment in the terrestrial ecosystem : Comparative study of two software tools used for dose rate calculations*. Environ. Sci. Pollut. Res. (2020).
- [125] The International Commission on radiological Protection, *Radiological protection against radon exposure*. ICRP publication 126. (2014).
- [126] Z.Morsy, M.Abd El-Wahab, N.El-Faramawy, *Determination of natural radioactive elements in Abo Zaabal, Egypt by means of gamma spectroscopy*, Ann. Nucl. Energy. (2012)
- [127] M.Décombaz, J.J.Gosteley, J.P.Laedermann, *Coincidence-summing corrections for extended sources in gamma-ray spectrometry using Monte Carlo simulation*, Nucl Instr And Meth. (1992).

- [128] J.Beretka, P.J.Mathew, *Natural radioactivity of Australian building materials industrial wastes and by-products*. Health Phys. (1985).
- [129] Nuclear Energy Agency, *Exposure to radiation from natural Radioactivity in building materials* ; Report by NEA of experts of the Nuclear Energy Agency. OECD, Paris, France. (1979).
- [130] E.O.Agbalagba, G.O.Avwiri, Y.E.Chad-Umoreh, *emph γ -Spectroscopy measurement of natural radioactivity and assessment of radiation hazard indices in soil samples from oil fields environment of Delta State, Nigeria*. J. Environ. Radioactiv. (2012).
- [131] J.P.Sang, B.Jihyang, A.Seokyong, *Comparative analysis of probabilistic analysis and deterministic analysis by RESRAD code School of Mechanical Engineering, Pusan National University, Busan, Korea ; xelidake2@pusan.ac.kr (S.J.P.)*. (2020).
- [132] J.Byon, S.Park, S.Ahn, *Derivation of preliminary derived concentration guideline levels for surface soil at Kori Unit 1 by RESRAD probabilistic analysis*, Nuclear Engineering and Technology, Elsevier. (2018).
- [133] K.F.Eckerman, R.W.Leggett, C.B.Nelson, *Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides. EPA 402-R-99-001. Federal Guidance Report N^o.13*, prepared by Oak Ridge national laboratory, Oak Ridge, TN, for US Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Indoor Air, Washington, DC, USA. (1999).
- [134] C.Yu, A.J.Zielen, J.J.Cheng, D.J.LePoire, E.Gnanapragasam, S.Kamboj, J.Arnish, A.Wallo III, W.A.Williams, H.Peterson, *User's Manual for RESRAD Version 6* Environmental Assessment Division Argonne National Laboratory, 9700 South Cass Avenue, Argonne, Illinois. (2001).
- [135] P.Brabant, M.Gavaud, *Soils and land resources of North Cameroon (Northern and Far North Provinces) : Maps at 1/500 000-northern sheet : Maroua-Kousseri-southern sheet : Garoua*. (1985).
- [136] F.Mainam, *Modelling soil erodibility in the semiarid zone of Cameroon : assessment of interrill erodibility parameters for mapping soil erosion hazard by means of GIS techniques in the Gawar area* (Doctoral dissertation, Ghent University). (1999).
- [137] E.Mekongtso Nguem, M.Moyo Ndontchueng, O.Motapon, *Determination of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{235}U and ^{238}U activity concentration and public dose assessment in soil samples from bauxite core deposits in Western Cameroon*. SpringerPlus. (2016)
- [138] Uosif Mam, A.El-Taher, G.A.Abbady, *Radiological significance of beach sand used for climatotherapy from Safaga, Egypt*. Radiat Prot Dosim. (2008).

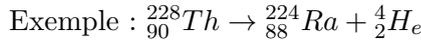
- [139] B.Kall, T.Tombo, M.Rasolonirina, *Contribution to the study of dose due to gamma radioactivity of the soil on the shore of the Baie des Français, Antsiranana, Madagascar*. Africa Science : International Journal of Science and Technology. (2015).
- [140] L.Engola, J.Nkoulou II, M.Hosoda, *Air absorbed dose rate measurements and external dose assessment by car-borne survey in the gold mining areas of Betare-Oya, Eastern Cameroon*. Healthy physics. (2018).
- [141] S.Penabei, D.Bongue, P.Maleka, *Assessment of natural radioactivity levels and the associated radiological hazards in some building materials from Mayo-Kebbi region, Chad*. Radioprotection. (2018).
- [142] A.Jalloh, H.Roy-Macauley, P.Sereme, *Major agro-ecosystems of West and Central Africa : Brief description, species richness, management, environmental limitations and concerns*. Agriculture, ecosystems et environment. (2012).
- [143] J.Nkoulou II, S.Talla, G.Bineng, *Natural radioactivity measurements in soil, external dose and radiological hazard assessment in the uranium and thorium bearing region of Lolodorf, Cameroon*. radioisotopes. (2018).
- [144] *Minerals : their deposits, their associations (Vol. 1). Minerals and fossils*.(1992).
- [145] R.Njing, V.Tshivhase, *Use of RESRAD-Onsite 7. 2 Code to Assess Environmental Risk around Tudor Shaft Mine Tailing Sites*. Environ. Nat. Resour. Res. (2018).
- [146] *World Health Organization WHO handbook on indoor radon : a public health perspective*. World Health Organization.(2009).
- [147] S.Ziajahromi, M.Khanizadeh, F.Nejadkoorki, *Using the RESRAD code to assess human exposure risk to ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in soil*. Human and Ecological Risk Assessment : An International Journal. (2015).

Annexes

Annexe 1 : Types de désintégrations radioactives

◇ Désintégration alpha (α)

Elle concerne les noyaux lourds tels que ayant un excédent de protons et de neutrons. Les particules α sont les noyaux d'Hélium (${}^4_2\text{He}^{2+}$) [15, 16]. L'équation générale d'une telle désintégration est la suivante :



Les particules α sont assez facilement arrêtées par une simple feuille de papier. Elles sont donc peu pénétrantes, mais très ionisantes.

◇ Désintégration bêta (β)

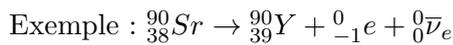
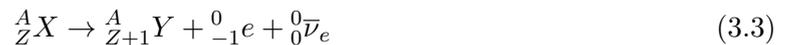
Les désintégrations bêta sont dites " isobariques ", car elles s'effectuent sans variation de A. L'interaction faible est responsable de la radioactivité bêta. Il existe deux types de radioactivités : la radioactivité β^- et la radioactivité β^+ .

• Désintégration β^-

Les émetteurs présentent un excès de neutrons, au cours de cette réaction un neutron (1_0n) est transformé en proton (1_1p) avec émission d'un électron (${}^0_{-1}e$), et d'un antineutrino (${}^0_0\bar{\nu}_e$) [17] :



L'équation de générale de la désintégration pour un noyau X s'écrit :



• Désintégration β^+

Elle concerne les noyaux riches en protons, donc situés à droite de la vallée de stabilité. Elle consiste donc en la transformation d'un proton en un neutron avec émission d'un positron

$({}^0_{+1}e)$ (antiélectron) et d'un neutrino $({}^0_0\nu_e)$ [17] :



L'équation générale d'une telle transformation est la suivante :



Exemple : ${}^{64}_{29}Cu \rightarrow {}^{64}_{28}Ni + {}^0_{+1}e + {}^0_0\nu_e$

◇ Capture électronique

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 absorbée dans le noyau et un neutrino est émis. Ce processus est représenté symboliquement par [15–17]. :



C'est une interaction faible entre un proton du noyau et un électron du cortège électronique de l'atome (notamment ceux de la couche K) :



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

Exemple : ${}^7_4Be + {}^0_{-1}e \rightarrow {}^7_3Li + {}^0_0\nu_e$

◇ Désexcitation γ et transition isomérique

La désexcitation γ et transition isométrique Les processus de désintégration radioactive, 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 . Son équation caractéristique est :



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 [5]. 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 .

Pouvoir de pénétration relative des rayonnements ionisants

Le pouvoir de pénétration de ces rayonnements est donné par la figure suivante. A noter que les neutrons sont issus, soit de la fission d'atomes lourds (uranium, plutonium, californium), soit de l'interaction d'un rayonnement avec la matière. Les rayonnements particuliers (alpha et bêta) sont stoppés alors que les rayonnements électromagnétiques (X et gamma) ne sont qu'atténués. Les neutrons bien que particuliers, ont un comportement voisin des rayonnements électromagnétiques concernant leur trajet dans la matière. Au cours de leur parcours, tous ces rayonnements vont céder leur énergie en fonction de leurs interactions [18].

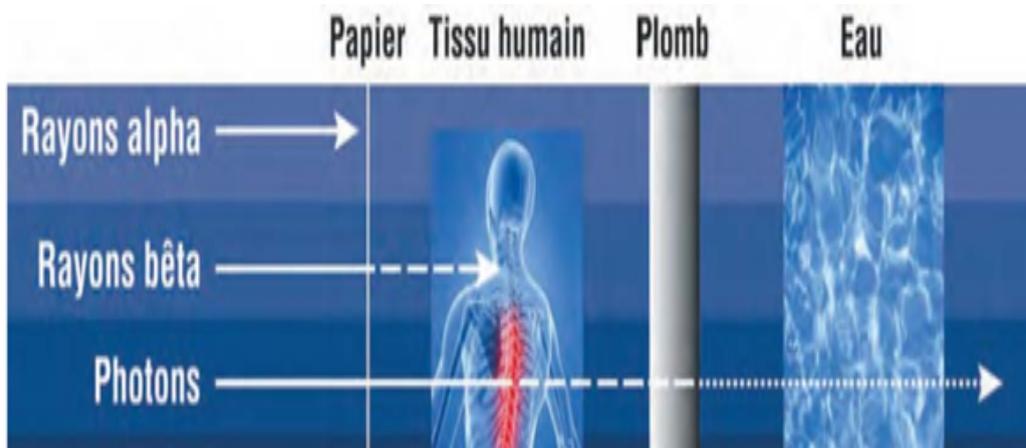


Figure 3.13 – Pénétration de rayonnements ionisants dans la matière.

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 :

$$A = \lambda N \quad (3.10)$$

Son unité est le Becquerel (Bq); $1\text{Bq} = 1\text{dés/s}$. Le Curie (Ci), autre fois 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 :

$$\sum_{i=1}^M P_i = 1 \quad (3.11)$$

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 :

$$\begin{aligned} N(t) &= N_0 e^{-\lambda t} \\ A(t) &= A_0 e^{-\lambda t} \end{aligned} \quad (3.12)$$

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

$$\begin{aligned} \frac{N_T}{N_0} &= \frac{1}{2} = e^{-\lambda T} \\ \implies T &= \frac{\log 2}{\lambda} \end{aligned} \quad (3.13)$$

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 a comme un effet de freinage permanent des particules chargées. Lorsque ces particules ont perdu toute leur énergie, 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 particules 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 très supérieure à celle de l'électron du milieu. 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 dû à leurs collisions avec les électrons.

$$TLE = \frac{dE}{dx} \quad (3.14)$$

$$TLE \simeq \frac{z^2 M}{E} \times \rho \quad (3.15)$$

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 dus à des chocs frontaux avec les électrons du milieu et au Bremsstrahlung ; 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 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.

Interaction des particules neutres avec la matière

Les interactions des rayonnements électromagnétiques avec la matière, conduisent à l'éjection de particules secondaires très diverses. Selon la nature et l'énergie du rayonnement incident, ces interactions peuvent être de type atomique ou nucléaire. Les interactions qui affectent le cortège électronique des atomes cibles, conduisent à l'émission d'électrons et de rayons X alors que celles qui affectent les noyaux se traduisent par l'émission des rayons et des particules (Figure 1.6).

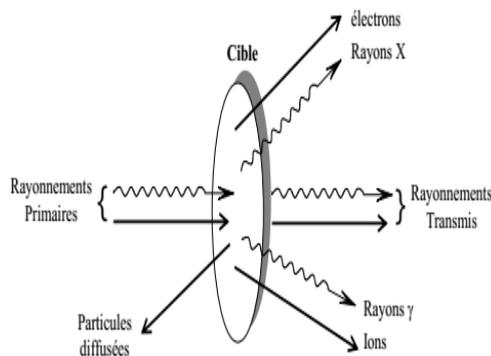


Figure 3.14 – Différentes interactions rayonnement-matière.

Cas des rayonnements γ

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

a) 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 :

$$T_e = E_\gamma - W, \quad (3.16)$$

Où T_e est exprimée en joule, 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.

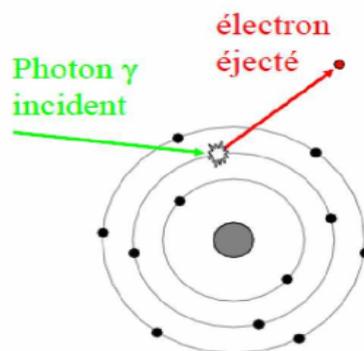


Figure 3.15 – Effet photoélectrique [26].

Où W_c est l'énergie cinétique de l'électron éjecté, W_L l'énergie de liaison de l'électron et E l'énergie du photon incident.

b) Effet Compton :

L'effet Compton, encore nommé diffusion Compton ou diffusion incohérente, décrit la diffusion des photons sur des électrons périphériques de l'atome. Le photon gamma incident d'énergie E interagit la manière d'un choc au cours duquel une fraction de son énergie est transmise à l'électron sous forme d'énergie cinétique. 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 :

$$T = \frac{E_\gamma}{1 + \frac{mc^2}{E_\gamma}(1 - \cos \theta)}, \quad (3.17)$$

NB : T est maximale si $\theta = \pi$

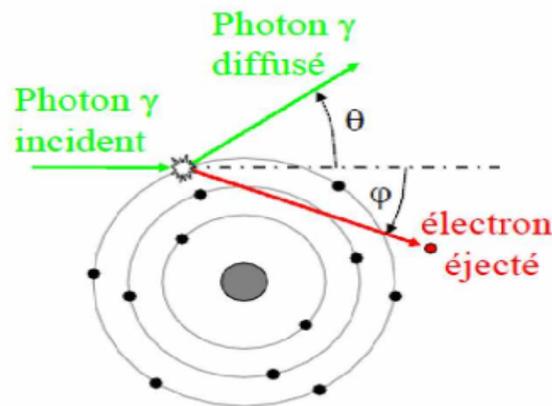


Figure 3.16 – Effet Compton [26].

c) 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 sont créées au détriment de l'énergie du photon, ce processus ne peut pas se produire dans le vide par simples raisons cinématiques.

a) Domaine de prépondérance de chacun des effets

La probabilité d'interaction par effet Compton est à peu près indépendante du numéro atomique de la cible. En revanche, celle par effet photoélectrique et la production de paires lui sont proportionnelles. Le domaine d'énergie dans lequel l'effet Compton est dominant est d'autant

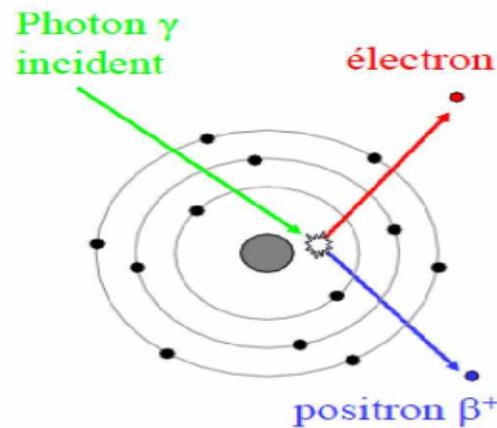


Figure 3.17 – Création de paire [26].

plus important que le numero atomique de la cible est plus faible [27]. Ainsi dans les applications usuelles des rayons X et des radionucléides émetteurs γ (les énergies se situent entre 50 keV et quelque MeV) l'effet Compton est prédominant.

Les techniques d'analyse sont toutes basées sur les propriétés des interactions des rayonnements avec la matière. Ces interactions peuvent être classées selon : la nature de l'interaction : photon/électron ou photon/noyau, le type de l'événement produit : absorption, diffusion ou production de paires. Le Tableau 1.1 résume les différents processus d'interaction photon-matière et leurs conséquences.

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

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.

Atténuation des rayonnements électromagnétiques

Au contraire des particules chargées qui cedent progressivement leur énergie à la matière, les rayonnements électromagnétiques disparaissent brutalement à la suite d'une interaction. On ne peut pas parler de ralentissement, il faut introduire la notion d'atténuation en nombre.

Loi d'atténuation

L'interaction des rayonnements électromagnétiques avec la matière se traduit par l'atténuation du faisceau incident. Ainsi, dans le cas d'un faisceau monochromatique parallèle de X ou γ , le nombre de rayons émergents (N) n'ayant subi aucune interaction dans la traversée d'un écran d'épaisseur X est lié au nombre de rayons incidents (N_0) par la relation :

$$N = N_0 e^{-\mu X}, \quad (3.18)$$

μ : est le coefficient linéique globale d'atténuation ($1/cm$). Il dépend de l'énergie des photons incidents et de la nature du matériau.

Couche de demi-atténuation

Le coefficient linéique d'atténuation est inversement proportionnel à une grandeur appelée couche de demi-atténuation (CDA) ou épaisseur moitié ($X_{\frac{1}{2}}$) qui est l'épaisseur de matériau nécessaire pour atténuer d'un facteur 2 le nombre initial de photons (ou bien leur énergie initiale) [28]. On a la relation suivante :

$$CDA = X_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln 2}{\mu}, \quad (3.19)$$

Cette relation présente l'analogie entre la loi de décroissance radioactive des noyaux et l'atténuation d'un faisceau de photon.

Dans le Tableau 1.2 sont consignées les valeurs de couches de demi-atténuation.

Tableau 3.14 – Quelques valeurs de couche de demi atténuation (unité : cm).

E (MeV)	Eau (d = 1)	Tissus humains (d = 1)	Verre (d = 2,7)	Plomb (d = 10,8)
0,1	4,1	4,2	1,5	0,12
1	10	10	4	0,94
2	14	14	6	1,4

Types de sols et leurs caractéristiques

Sols sableux

Parmi les types de sol, celui à caractère sableux rassemble des molécules plus grosses que les autres. De telle sorte qu'il est rugueux au toucher, en plus d'être sec. Cela est dû au fait que les corpuscules ou particules qui le composent sont assez séparés les uns des autres, de sorte qu'ils ne parviennent pas à bien maintenir l'humidité.

Dans ces types de sols, l'eau est drainée rapidement. Ils ne sont donc pas exactement les plus adaptés à l'agriculture, car comme ils ne retiennent pas l'eau, ils ne retiennent pas non plus les nutriments. Pour cette simple raison, les plantes ne peuvent pas utiliser efficacement les nutriments, ce qui se reflète dans la qualité et la productivité des cultures [33–35].

Cependant, un sol sablonneux conserve mieux la température. De telle sorte qu'avec l'arrivée du printemps dans les pays tempérés, ils sont plus chauds que les autres types de sols. Cependant, certaines cultures peuvent s'y adapter.

Sols calcaires

Le calcaire est une roche de couleur blanche. Il est composé principalement de carbonate de calcium et de magnésium, bien qu'il contienne également d'autres minéraux, tels que l'argile et le quartz. Cela donne donc naissance à un sol particulièrement sec et aride. Surtout sa composition en carbonate de calcium le fait sécher très rapidement. Cette caractéristique ne permet pas aux plantes qui y sont ancrées d'éliminer adéquatement les nutriments. Pour cette raison, il est déconseillé de la cultiver dans des sols calcaires, car en ne fournissant ni eau ni nutriments à la plante, il lui est très difficile de prospérer, voire de survivre. Cependant, il existe actuellement des technologies et des engrais qui permettent certaines possibilités de cultures dans ces types de sols. Ainsi, il y a certains arbres (végétaux) qui peuvent prospérer dans ces sols

Parmi les quelques arbres qui peuvent quelque peu prospérer dans ces sols, se distinguent, entre autres, les figuiers, les agrumes, les grenadiers et les amandiers.

Sols limoneux

Dans ces types de sols, on observe une composition de particules plus petites que dans les cas précédents, qui sont également douces au toucher.

Les sols d'apparence limoneuse sont capables de retenir l'eau plus longtemps, ce qui retient

également les nutriments afin que les plantes puissent mieux en profiter. Ils ont une couleur brune forte caractéristique, produit d'une composition de sable fin et d'argile, qui forme une sorte de boue avec des restes de plantes. Ce type de sol est généralement plus fréquent dans le lit des cours d'eau. Ils sont très fertiles grâce à leur haut niveau d'humidité et de nutriments. Ces caractéristiques les rendent plus faciles à cultiver que les sols sablonneux ou argileux. Les caractéristiques des sols limoneux :

- Ils sont rocheux.
- Ils sont de couleur marron foncé.
- Ils distillent l'eau assez facilement, mais sont encore assez fertiles.
- La matière organique qui les intègre se décompose facilement et rapidement, ce qui lui confère une grande richesse nutritionnelle.
- Ils sont constitués de particules plus petites et plus molles que celles des sols sableux.

Il est à noter que presque toutes les espèces végétales peuvent être présentes dans ces types de sols, à l'exception de celles qui nécessitent des conditions très sèches. Les peupliers, les saules, les chênes et les frênes y poussent parfaitement, tous de qualité bonne et désirable.

Sols humides

Avec ce terme, nous nous référons aux sols constitués d'organismes en décomposition [33–35]. Dans ce type de sols, se rassemblent des organismes et des micro-organismes qui améliorent les conditions de semis, de manière à ce qu'ils soient les plus adaptés à l'agriculture. On trouve généralement des vers de terre dans les sols humides, ainsi que d'autres types de vers qui sont chargés de faire des trous pour permettre au sol de recueillir le plus d'eau et de minéraux possible ; ce qui se traduit par sa fertilité. Ces types de sols sont également connus sous le nom de sols de terre noire. Cela est dû au fait qu'ils présentent des éléments en pleine décomposition. De plus, comme nous l'avons déjà mentionné, ils sont capables de très bien retenir l'eau. Il est donc normal qu'ils soient également très sombres à cause de l'humidité. Pour cette raison, ceux qui se consacrent à l'agriculture sont amenés à penser que plus la terre à cultiver est noire, meilleures doivent être les récoltes.

Sols argileux

Les sols argileux font partie des types de sols composés de grains fins jaunâtres, qui représentent 45% d'argile. C'est un facteur qui leur facilite la rétention d'eau, au point de former des mares avec la pluie ou l'irrigation. On les appelle aussi des sols lourds, ils sont assez fertiles.

Une telle condition provient de l'union qui existe entre les nutriments et les minéraux argileux qui les composent. Ils ont également une grande quantité d'eau, grâce à l'action capillaire des petits trous entre les innombrables particules d'argile. Cela est dû au fait que leur proportion d'argile les empêche de se drainer rapidement, Ainsi, les sols argileux mettent plus de temps au printemps pour se réchauffer [33–35].

Une autre caractéristique de classes de sol l'argileux, c'est qu'ils sont facilement compactés simplement en marchant dessus lorsqu'ils sont mouillés. Ils deviennent également extrêmement chauds en été. Ainsi, ils ont tendance à se fissurer sensiblement.

Ces types de sols mettent souvent à l'épreuve la patience des agriculteurs, mais une fois correctement gérés, y compris correctement cultivés, ils peuvent être très généreux et rendre toute l'attention reçue dans d'excellentes et abondantes récoltes

On sait même que s'ils sont mélangés à des sols humides, ils améliorent leurs conditions de culture. Un autre inconvénient qu'ils présentent par rapport aux autres types de sols est leur faible porosité, ce qui les rend difficiles à travailler. De plus, sa texture et sa densité empêchent les racines de s'aérer correctement, c'est pourquoi elles sont sujettes à la pourriture.

Enfin, sur ce type de sol, il faut tenir compte du fait qu'on ne peut y planter aucun type de plante. Seules les cultures qui ont des racines capables d'atteindre des endroits très profonds pour une meilleure aération prospèrent dans les sols argileux. Le noyer, l'aulne, le peuplier et le frêne sont les espèces d'arbres qui s'adaptent le mieux aux conditions de ces sols.

Sols caillouteux

Ces types de sols sont généralement appelés ainsi car ils présentent de petites formations rocheuses dans leur composition [33–35].

Une telle condition se produit parce que la surface de la terre est divisée par des causes naturelles, bien qu'elle se produise également en raison de causes provoquées.

Mais ce type de sol ne présente pas moins de problème. Il s'avère qu'ils sont semi-imperméables, ce qui signifie qu'ils ne fournissent pas assez d'eau pour que la vie végétale puisse y pénétrer. Pour cette raison, ils ne sont pas fortement recommandés pour l'agriculture.

Cependant, il existe des plantes xérophiles qui s'adaptent aux conditions défavorables de ces sols.

Différents types d'engrais organiques et caractéristiques

- Le purin d'ortie

L'ortie est reconnue comme possédant de nombreuses vertus, notamment sa richesse en miné-

raux, vitamines et oligo-éléments qui en font un super engrais pour la croissance des végétaux et renforce leurs défenses contre les maladies et les parasites.

- Le guano

Il s'utilise à la fin de début de saison pluvieuse, comme le sang séché. Très équilibré en azote, phosphore et potasse, ainsi qu'en oligo-éléments, il s'agit d'un engrais à libération rapide. Il est utilisé pour doper les plantes gourmandes, ainsi que pour tous les végétaux, aussi bien pour préparer le sol que pour les semis ou les plantations, ou au cours des périodes de croissance.

- La poudre d'os

Constitué d'os de vache généralement, cet engrais est chargé en phosphates et azote. Son action est progressive, et se concentre sur la croissance des racines.

- Les farines d'arêtes de poisson

Extrêmement riches en phosphore, cet engrais est bon pour tous les végétaux, agissant sur la floraison, la résistance au froid, aux maladies et aux parasites.

- La corne broyée ou torréfiée

Comme le sang desséché, la corne est riche en azote, mais son action est progressive, c'est un engrais de fond. La corne broyée est un meilleur fertilisant dans le temps.

- La consoude

Moins riche en azote que l'ortie, la consoude contient par contre potassium, calcium, magnésium, cuivre, zinc, manganèse, fer et bore. Elle s'utilise en relais du purin d'ortie, pour aider les plantes gourmandes à fleurir et à fructifier.

- Le sang desséché

Très riche en azote, il agit très rapidement, mais son action est durable. Utilisé en période de croissance, son action se voit sur le feuillage en moins d'une semaine, mais il a aussi des effets sur la croissance, la floraison, et prévient le phénomène de faim d'azote. Il est aussi possible d'en intégrer dans le compost à raison d' $1,5 \text{ kg/m}^3$.

- La potasse organique

Issue de la vinasse de betterave, cet engrais est primordial pour le développement des racines.

Avantages et inconvénients des engrais organiques

a) Avantages des engrais organiques

- En plus de libérer des nutriments, les engrais organiques, en se décomposant, améliorent la structure du sol et augmentent sa capacité à retenir l'eau et les nutriments. Au fil du temps, les engrais organiques rendront le sol et les plantes sains et forts.

- Comme ce sont les engrais à libération lente par excellence, il est très difficile de trop

fertiliser (et de nuire) aux plantes.

- Il y a peu ou pas de risque d'accumulation toxique de produits chimiques et de sels qui peuvent être mortels pour les plantes.

- Les engrais organiques sont renouvelables, biodégradables, durables et respectueux de l'environnement. " Bien qu'assez coûteux en emballages, il est possible de fabriquer les engrais à partir du compost ou des fermes laitières (les déchets issus des fermes laitières).

b) Inconvénients des engrais organiques

- Les micro-organismes sont nécessaires pour décomposer et libérer les nutriments dans le sol. Comme ils ont besoin de chaleur et d'humidité pour faire leur travail, l'efficacité des engrais organiques est limitée en fonction des saisons. La bonne nouvelle est que ces micro-organismes obtiennent de l'énergie à partir de matières végétales et animales en décomposition, de sorte qu'une application d'engrais organique fournit un ensemble complet de nutriments pour le sol [38–40].

- Les engrais organiques se décomposent selon les règles de la nature, de sorte qu'ils peuvent ne pas libérer les nutriments dès qu'il y a un besoin. Leur usage nécessite beaucoup de patience. L'amélioration se produit après quelques mois.

- Les ratios de nutriments sont souvent inconnus, et le pourcentage global est inférieur à celui des engrais chimiques. Cependant, certains produits biologiques sont en fait plus riches en certains nutriments.

- Parce que les nutriments sont facilement disponibles, il y a un danger de surfertilisation. Cela peut non seulement tuer les plantes mais aussi perturber l'ensemble de l'écosystème.

- Les engrais chimiques ont tendance à être lessivés, ou à filtrer loin des plantes, ce qui nécessite des applications supplémentaires.

- Des applications répétées peuvent entraîner une accumulation toxique de produits chimiques tels que l'arsenic, le cadmium et l'uranium dans le sol. Ces produits chimiques toxiques peuvent éventuellement se retrouver dans les fruits et légumes.

- L'utilisation à long terme d'engrais chimiques peut modifier le pH du sol, perturber les écosystèmes microbiens bénéfiques, augmenter les parasites et même contribuer à la libération de gaz à effet de serre [38–41].

Différents types d'engrais chimiques

Les engrais chimiques dans l'agriculture peuvent être simples ou composés.

Les engrais simples sont souvent de la famille des engrais NPK c'est-à-dire les trois symboles représentant l'azote (symbole chimique N), le phosphore (P) ou le potassium (K). Mais ils peuvent aussi être à base de calcium (symbole CA), de magnésium (M) ou de soufre (S).

Les engrais composés sont généralement des engrais NPK à deux (binaire) ou trois (ternaire) éléments. Pour des formules estampillées sur les boîtes ou conditionnements : NK, NP, PK ou NPK. Chacun de ces engrais aura des effets plus ou moins efficace selon les situations et les plantations. L'azote a un effet bénéfique pour le développement de la partie supérieure des végétaux, le phosphore fortifie les racines et favorise la résistance aux maladies, tandis que la potasse va stimuler la croissance des fleurs et des fruits. L'ajout d'oligoéléments est primordial pour compléter les effets de chacun de ces engrais chimiques [38–43].

Avantages et inconvénients des engrais chimiques

a) Avantages des engrais chimiques

Les engrais minéraux agissent plus rapidement que les engrais organiques. Ils sont plus facilement assimilables par les plantes. Ces dernières décennies, ils se sont imposés dans l'agriculture intensive par leur faible coût et leur efficacité [43–46]. Au jardin d'agrément ou potager, ils sont largement présents du fait de leurs qualités :

- Puisque les nutriments sont disponibles immédiatement pour les plantes, l'amélioration se produit en quelques jours.
- Ils sont hautement analysés pour produire le ratio exact de nutriments désirés.
- Un étiquetage standardisé rend les ratios et les sources chimiques faciles à comprendre.
- Ils sont peu coûteux.
- Amélioration des rendements.
- Facilité d'utilisation.

b) Inconvénients des engrais chimiques

• Les engrais chimiques sont principalement fabriqués à partir de sources non renouvelables, notamment les combustibles fossiles.

• Ils font pousser les plantes mais ne font rien pour soutenir le sol. Les charges ne favorisent pas la vie ou la santé du sol, et même les paquets étiquetés " complets " ne comprennent pas la matière en décomposition nécessaire pour améliorer la structure du sol. En fait, les engrais chimiques ne remplacent pas de nombreux oligo-éléments qui sont progressivement épuisés par des plantations répétées, ce qui entraîne des dommages à long terme pour le sol.

• Parce que les nutriments sont facilement disponibles, il y a un danger de sur fertilisation. Cela peut non seulement tuer les plantes mais aussi perturber l'ensemble de l'écosystème.

• Les engrais chimiques ont tendance à être lessivés, ou à filtrer loin des plantes, ce qui nécessite des applications supplémentaires.

• Des applications répétées peuvent entraîner une accumulation toxique de produits chimiques tels que l'arsenic, le cadmium et l'uranium dans le sol. Ces produits chimiques toxiques

peuvent éventuellement se retrouver dans vos fruits et légumes.

- L'utilisation à long terme d'engrais chimiques peut modifier le pH du sol, perturber les écosystèmes microbiens bénéfiques, augmenter les parasites et même contribuer à la libération de gaz à effet de serre.

Différents types d'engrais potassiques

Les engrais potassiques sont :

- Le muriate de potassium ou chlorure de potassium

La plus grande part d'engrais potassiques utilisés en agriculture est sous forme de chlorure de potassium (ou muriate de potassium). Les réserves de potasse provenant de mines sont des dépôts profonds de mers préhistoriques qui se sont asséchées. Également de mers en cours d'assèchement et dans lesquelles la saumure est utilisée comme source de potasse. C'est le cas de la mer Morte, où le chlorure de potassium est associé au chlorure de sodium. La majorité du chlorure de sodium contenu dans la saumure peut être précipité et pour les minerais, le broyage et une séparation physique utilisant les techniques de flottation sont utilisées pour séparer le chlorure de sodium. Dans les deux cas, les cristaux de chlorure de potassium sont compactés puis fractionnés pour fournir un granulé qui peut être facilement réparti au sol. La forme cristal est utilisée pour la préparation d'engrais complexes, et également sous forme purifiée pour utilisation dans des engrais solubles, pour l'industrie et pour emploi comme sel de table à faible concentration en sodium.

- Le sulfate de potassium, K_2SO_4

Dans les régions semi-arides, la présence de chlore dans les engrais standards peut s'accumuler et augmenter la salinisation des sols ; dans ces situations, le sulfate de potassium est la forme d'engrais potassique préférée. Cette forme de potasse n'est pas très présente dans la nature et la plus grande part de la production est réalisée à partir du chlorure de potassium et d'acide sulfurique. Dans le cas précédent, le sulfate de potassium contient 50 % de K_2O , alors que le chlorure de potassium contient 60 % K_2O .

- Les autres engrais potassiques

Il existe bien d'autres formes de minéraux contenant du potassium, incluant la kainite, la schoenite et la polyhalite, ainsi que la sylvinite à partir de laquelle la majorité du chlorure de potassium est produite, et quelques formes naturelles de sulfate de potassium. Certains de ces minerais contiennent également d'autres éléments nutritifs tels que le magnésium et le soufre, ainsi que du chlorure de sodium [47–50]. La plupart de ces minéraux disposent d'un agrément

pour l'utilisation en agriculture biologique, où des besoins en potassium ont été identifiés.

- Le nitrate de potassium, KNO_3 , Phosphate mono-potassique (MKP), KH_2PO_4

Ces engrais sont en général produits à partir de chlorure de potassium et d'acide nitrique ou phosphorique, et sont des formes spécifiques d'éléments nutritifs. Ils sont communément utilisés en application avec l'eau d'irrigation (fertigation), par exemple en horticulture.

Différents types des amendements

◇ Amendements organiques

Les amendements organiques ont une origine animale ou végétale. Ils apportent de la matière organique au sol et permettent la formation de l'humus [52, 53]. Les amendements organiques ont une minéralisation progressive, c'est à dire que les nutriments et minéraux sont libérés progressivement sous l'action des organismes du sol. Ils deviennent alors assimilables par les plantes. Les différents amendements organiques sont :

- Le compost

Issu du processus de décomposition de débris organiques, le compost est une excellente source de matière organique, de nutriments et de minéraux. Il est aussi riche en micro-organismes. Il constitue un amendement de premier choix pour les sols pauvres, car il améliore la structure et le bilan global du sol sur la majorité de ses constituants [52]. Sa porosité importante lui permet de retenir une grande quantité d'eau et d'air. Quant au pH, il varie entre 5 et 8 selon les matériaux qui le constituent.

- Le fumier

Le fumier est composé majoritairement de déjections animales et de litière d'élevage, tels le bran de scie et la paille. Sa composition en matière organique, en nutriment et en minéraux est très variable et dépendante de plusieurs facteurs, tels la race animal qui en est la source (le contenu des déjections varie selon les races), l'âge du troupeau, l'alimentation des bêtes, le type de litière, etc. Il est donc préférable d'effectuer une analyse du fumier et du sol à amender avant d'arrêter son choix sur un fumier particulier [52].

- Tourbe de sphaigne

La tourbe de sphaigne est constituée principalement de mousse de sphaigne décomposée. Elle est idéale pour alléger les sols lourds et compacts. Toutefois, étant donné son effet acidifiant, elle doit être utilisée à bon escient. La morphologie des fibres et des cellules de la sphaigne lui permet d'absorber de 10 à 15 fois son poids en eau. La capacité impressionnante de la mousse de sphaigne à retenir l'eau en fait un amendement de choix pour augmenter la rétention d'eau des sols. Difficilement dégradée, elle subsiste longtemps dans le sol, fournit par conséquent peu d'éléments nutritifs aux plantes et possède une petite capacité de rétention envers ces éléments.

La tourbe possède un pouvoir tampon élevé qui lui permet de résister aux variations du pH. La tourbe de sphaigne lorsqu'elle s'assèche est très difficile à ré-humecter. Les sols qui en contiennent nécessitent donc un approvisionnement en eau adéquat.

- La tourbe

La terre noire provient principalement de deux sources d'approvisionnement ; soit de terre agricole constituée de terre noire sur lesquelles on prélève la couche supérieure, d'où la mention " top soil ", soit elle provient de tourbe de sphaigne décomposée. La terre noire ne constitue pas un amendement de choix puisqu'elle est souvent contaminée par des graines de plantes adventices. Une terre noire à privilégier est exempte de semences de plantes adventices, possède une teneur en matière organique supérieure à 30 % et un niveau de décomposition avancé afin de limiter la consommation d'azote par le processus de décomposition. Un signe de sa décomposition avancée est l'absence d'une odeur de putréfaction et de morceaux grossiers de matière organique.

- Paillis organique

Les paillis végétaux composés habituellement de feuilles mortes déchiquetées, d'écales de cacao ou de sarrasin, de paille, d'écorce ou de bois raméal fragmenté peuvent servir d'amendement de sol autant que de paillis de surface. La vitesse de décomposition d'un paillis est très variable d'un type à l'autre. La rapidité de la mise en disponibilité aux plantes des éléments nutritifs et de la matière organique sera influencée conséquemment. La taille (granulométrie) des éléments qui composent les paillis permet aussi d'améliorer la structure du sol et sa porosité. Ce type d'amendement est particulièrement indiqué pour les sols sablonneux. Il est à noter que le processus de décomposition d'un paillis utilise une grande quantité d'azote. Sans apport exogène d'azote, il peut s'installer une compétition, pour l'azote disponible dans le sol, entre le processus de décomposition et les plantes, et ce, au détriment des ces dernières.

Bienfaits des amendements organiques

On les utilise sur des sols argileux, lourds, mais également en entretien du sol puisque cette couche nutritive s'épuise en nourrissant vos plantations.

- Ils améliorent l'état physique du sol, c'est à dire sa structure et texture. Ils donnent du corps aux terres sableuses et décompactent les sols lourds, et ils modifient avantageusement la perméabilité et la capacité de rétention en eau d'un sol [52–54].

- Ils modifient la structure du sol : l'amendement organique va améliorer le drainage pour les sols trop compacts et la retenue de l'eau pour les terres sableuses.

- Ils font baisser le pH du sol : un sol trop calcaire va être acidifié par un apport de fumier bien décomposé.

- Ils fertilisent le sol : les composés organiques présents dans ces amendements vont enrichir

un sol pauvre. Riche en phosphore, azote et potasse, entre autres, le compost apporte des éléments nutritifs essentiels et son processus de décomposition le rend riche en micro-organismes [52, 54].

- Ils favorisent la vie microbienne : des déchets végétaux broyés, installés par-dessus le sol, vont limiter les déperditions de température d'une terre argileuse qui se refroidit vite. La vie microbienne est ainsi protégée et peut se développer.

- Ils permettent la production d'humus : un sol sableux, qui ne retient pas l'eau et qui est généralement pauvre, peut être enrichi en semant des légumineuses. Une fois adultes, elles sont enfouies dans le sol et y relancent la production d'humus.

◇ Amendements inorganiques

Les amendements inorganiques sont composés d'éléments minéraux tels le gypse, la chaux, la cendre de bois, le soufre et le sable. Alors que les amendements organiques fournissent généralement une certaine quantité de matière organique au sol ce n'est pas le cas des amendements inorganiques [54, 55].

- Gypse

Le gypse, est constitué de sulfate de calcium, un minéral qui contient du calcium et du soufre. Il est extrait de mines ou peut provenir de sources industrielles comme sous-produits de fabrication. Son rôle comme amendement est de contribuer à améliorer la structure du sol et de neutraliser la conductivité électrique des sols, causés par la présence excessive de sodium en particulier dans les sols argileux. Il est donc particulièrement utile pour les sols inondés par de l'eau salée (eau de mer) ou qui reçoivent beaucoup de sel de déglacage près des routes.

- Chaux

La chaux est principalement utilisée en horticulture pour réduire l'acidité du sol, donc augmenter le pH, afin de favoriser l'assimilation des éléments nutritifs par les racines des plantes ainsi que pour éliminer les micro-organismes pathogènes du sol. On retrouve sur le marché plusieurs types de chaux. En horticulture, on utilise principalement de la chaux de type dolomitique. Ce type de chaux offre entre autres l'avantage d'avoir un mode d'action plus rapide que les autres types. Toutefois, la quantité nécessaire est très difficile à évaluer et il vaut mieux l'ajouter en plusieurs petites doses. Il suffit de prendre un volume de substrat témoin, auquel on ajoute une petite quantité de chaux, puis on arrose. Il faut ensuite attendre de 24 à 48 heures avant de prendre la mesure du pH. Répéter ces étapes jusqu'à l'obtention du pH désiré. Une fois cela accompli, on effectue les rajustements en fonction du volume total de substrat à traiter. Il est inutile de tenter de modifier le pH d'un substrat inerte chimiquement ; seuls les substrats organiques valent la peine d'être modifiés.

- Cendre de bois

Les cendres de bois sont riches en plusieurs nutriments, particulièrement le calcium, le po-

tassium, le phosphore et le magnésium. Elles doivent toutefois être utilisées parcimonieusement, car l'utilisation d'une quantité trop élevée de cendre de bois peut être nocive pour la croissance des plantes. En effet, les cendres de bois ont un effet alcalinisant très important sur le pH du sol et peuvent brûler les racines. Étant donné qu'elles sont un sous-produit de la combustion du bois et que leur teneur en minéraux peut varier grandement d'une essence de bois à l'autre, il est essentiel d'effectuer une analyse minérale complète des cendres avant de les utiliser afin d'établir le taux d'application approprié. D'ailleurs, les cendres de bois sont généralement très riches en potasse qui favorise le développement des fleurs et des fruits mais très pauvre en azote nécessaire à la croissance des plantes.

- Soufre

Principalement utilisé pour acidifier un sol trop alcalin, le soufre ne permet pas un effet immédiat et nécessite, par conséquent, un délai plus ou moins long pour agir. Pour les cultures en pleine terre, il est préférable d'incorporer le soufre dans les premiers 8 à 15 cm d'épaisseur de sol environ un an avant la plantation pour lui laisser le temps d'agir. Lorsque l'application d'une grande quantité de soufre est nécessaire, il est préférable de diviser la dose et d'effectuer deux applications, soit une au printemps et l'autre à l'automne. Le taux d'application devra tenir compte de la teneur en soufre du produit utilisé (généralement 90%) et des résultats de l'analyse du sol.

- Sable

D'origine minérale variable, le sable utilisé en horticulture contient principalement de la silice. On retrouve plusieurs grosseurs de particules de sable, allant de 0,05 mm pour un sable très fin à 2 mm pour un sable grossier. Il est important d'utiliser un mélange de particules de dimensions uniformes, car les particules fines peuvent obstruer les espaces entre les plus grosses particules et ainsi limiter l'aération et le drainage du substrat. Le sable présente plusieurs avantages. Il peut améliorer le drainage du sol et il n'interfère pas avec les amendements d'engrais permettant de contrôler plus précisément la fertilisation. Toutefois, en trop grande quantité dans un mélange, le sable augmente les besoins en eau, à cause de sa capacité de drainage élevé. Le pH du sable se situe normalement entre 6 et 8.

- Perlite et vermiculite

Principalement utilisées pour la culture en pot, la perlite et la vermiculite sont produites à partir de minéraux qui sont chauffés à très haute température afin de leur faire prendre du volume. Elles sont souvent utilisées en mélange avec de la tourbe afin d'améliorer la dispersion de l'eau. La perlite est très légère, offre une porosité très élevée et son pH est presque neutre à 6,9. Dans le cas de la vermiculite, le pH peut varier habituellement de 7,5 pour une vermiculite grossière à 8,7 pour une vermiculite fine. La vermiculite quant à elle libère, en se dégradant,

du potassium, du calcium et du magnésium qui peuvent interférer avec la précision de votre dosage d'engrais. En outre, malgré leur porosité très élevée respectivement 96 et 95%, la perlite et la vermiculite retiennent l'eau très fortement et ne la rendent que très peu disponible pour absorption par les plantes.

Bienfaits des amendements minéraux

Ils s'utilisent sur des sols acides, sableux, humifères, argileux, neutres.

- Ils rendent le sol neutre : ces amendements riches en calcium alcalinisent les sols trop acides, donc ils font remonter leur pH.

- Ils améliorent l'état chimique du sol. Ceci s'explique par l'apport de nombreux minéraux et éléments nutritifs aux organismes du sol et aux plantes. De plus, ils permettent la formation de complexes argilo-humiques qui sont indispensables à la rétention des minéraux dans le sol [52–55]. Ils jouent également sur le pH du sol, en abaissant celui des terres alcalines et en augmentant celui des terres acides (tout dépend de l'amendement utilisé).

- Ils favorisent la production d'humus : la vie microbienne étant favorisée, les matières organiques sont dégradées plus rapidement en humus.

- Ils améliorent la structure du sol : leur apport donne un sol plus aéré en agglomérant les particules d'argile. Ajouter du sable (d'au moins 4 mm) dans une terre collante, argileuse, va l'alléger.

- Le sol sera plus fertile : un sol trop acide ou manquant de calcium est pauvre, il demande à être rééquilibré.

- Ils améliorent l'état biologique du sol. En effet, certains amendements contiennent des organismes bénéfiques pour la vie du sol et apportent de la nourriture (sous forme de minéraux ou de matières organiques) à toute la faune du sol.

3.3.4 Dynamique du potassium dans le sol

Elle est régie par l'ensemble des processus qui commandent le passage du potassium d'un compartiment à un autre (dissolution, échange, fixation, libération), par son transfert d'un horizon à un autre et par l'absorption racinaire. C'est le bilan de l'ensemble de ces processus qui détermine, à un instant donné, le statut du potassium dans un sol.

3.3.4.1 Concepts de pouvoir tampon, d'intensité et de capacité potassiques des sols

Le pouvoir tampon potassique du sol est son aptitude à maintenir constante, de façon plus ou moins rapide, la richesse de la solution du sol en potassium. Il est fonction de la teneur du sol en substances colloïdales et est donc beaucoup plus élevé dans les sols argileux que dans les sols sableux.

L'intensité potassique du sol est la concentration des ions K^+ dans la solution du sol. La capacité potassique du sol est la rapidité avec laquelle les réserves du sol en potassium non assimilable passent dans le compartiment du potassium échangeable lors d'un apport ou d'un prélèvement de potassium. Cette capacité dépend de la texture du sol, le volume du sol exploité par les racines d'une culture, la nature des argiles ; la Capacité d'Echange Cationique (C.E.C), le pouvoir tampon du sol et le taux de saturation du complexe par le potassium.

3.3.4.2 Facteurs directement liés au potassium échangeable

En plus des lois régissant les teneurs en potassium favorables au bon développement des plantes, il est nécessaire de prendre en compte : La vitesse de passage du potassium du complexe absorbant vers la solution du sol lorsque celle-ci est appauvrie par les prélèvements des racines ; la teneur du sol en éléments fins qui est un facteur influant non seulement la vitesse de transfert du potassium, mais aussi sur la détermination du nombre de sites d'échange de cet élément dans le sol [63]. Elle peut être à l'origine d'une carence aiguë en potassium quand elle est en dessous des teneurs limites [66]. La nature des cations présents dans le sol dont certains sont susceptibles d'inhiber les mouvements : du potassium échangeable sur le complexe absorbant. C'est le cas de l'ammonium rapporté par Felipe-Morales et *et al.* (1971) et Weleh et *et al.* (1961) qui ont constaté une diminution du potassium échangeable après une fumure au sulfate d'ammoniac d'une bananeraie en Guinée [67, 68]. Aussi Barbier (1962) précise que les hydroxydes de fer et d'aluminium sont à mesure d'occuper les sites d'échange du potassium. La présence de l'aluminium surtout dans les sols acides ($pH < 1$) sous forme échangeable occupe les sites potentiels du potassium en plus de diminuer sa mobilité. Cette action s'avère importante dans les sols tropicaux souvent affectés d'une réaction fort acide si bien que Stephens (1969) et Forster (1972) s'accordent qu'en présence d'aluminium échangeable, certains sols de $pH < 5,2$ sont considérés comme "potentiellement" déficients en potassium pour une teneur en K^+ inférieure à $0,46 \text{ cmol}^+/\text{kg}$ de sol [69, 70]. Le calcium peut jouer un rôle analogue à celui de l'aluminium, lorsque le sol est alcalin même si ce cas est assez rare pour les sols tropicaux.

- Les équilibres fondamentaux entre le potassium et les autres bases échangeables sont im-

portants pour assurer une bonne disponibilité du potassium échangeable pour la plante, il est important de veiller au respect de ces équilibres en particulier pour ce qui concerne les rapports qui varient selon les plantes et les types de sol. Cependant, sur un sol pauvre en hases échangeables, ces équilibres n'ont pas une grande signification et tout apport extérieur (cendres végétales, engrais, ...) modifie la proportion des éléments présents dans le sol. La physiologie de la plante cultivée notamment la forme du système racinaire influe sur l'absorption du K. Pour certaines plantes s'approvisionnant en potassium de préférence à partir des horizons profonds (vers 50 cm) d'après Farina et Graven (1972), il est évident que la détermination du potassium échangeable sur la partie supérieure n'ait plus aucune signification dans ce cas [71].

3.3.4.3 Facteurs jouant sur les phénomènes de rétrogradation et de libération du potassium

Ces deux phénomènes occupent une place importante dans la disponibilité du potassium échangeable pour la plante. La nature des minéraux argileux influe la rétrogradation du K qui est nulle pour les micas et les kaolinites, relativement faible pour les montmorillonites, variable pour les illites et très forte pour les vermiculites. C'est pour cela que plusieurs auteurs rapportent que dans la plupart de ces sols, la rétrogradation et la libération du potassium sont presque nulles [71–76]. La nature des cations à l'instar de l'aluminium et de l'ammonium peut provoquer la fermeture des réseaux argileux et empêcher ultérieurement la pénétration du potassium. Par contre le calcium favorise cette pénétration car il déplace l'aluminium du complexe absorbant et le précipite [77]. Par ailleurs, il est établi que les sols tropicaux, dans les régions humides en particulier, sont souvent très acides avec un complexe absorbant riche en aluminium et pauvre en calcium ; ce qui justifie une faiblesse du taux de rétrogradation. Les alternances de dessiccation et d'humectation ont pour effet la modification de la répartition du potassium entre les espaces inter-foliaires et les surfaces externes à l'équilibre, mais aussi accélèrent l'établissement de cet équilibre. Les dessiccations, alternant ou non avec les ré-humectations peuvent aussi bien favoriser la fixation dans les sols récemment enrichis en K que la libération dans les sols pauvres ou appauvris.

3.3.5 Altération des minéraux du sol et pouvoir de régénération du sol sur le potassium échangeable

L'un des réservoirs du potassium est constitué par les minéraux en voie d'altération présents dans le sol. En France, un granite concassé riche en quartz (42,6%) mis dans des cases Iysimétriques, a cédé à l'eau de drainage, chaque année l'équivalent de 32 kg de K_2O/ha , soit environ

1 pour 10.000 de son potassium total sur 30 ans [59]. Dans la mesure où le climat est particulièrement agressif dans les régions tropicales, il est possible qu'un tel phénomène se manifeste avec intensité pour fournir du potassium directement utilisable par les cultures.

Le sol possède la propriété de reconstituer au moins partiellement son stock de potassium échangeable à partir des réserves. Cette récupération à partir des réserves du sol se produit après épuisement du sol en potasse. Toutefois, cette faculté du sol peut être entravée et on assiste, dans les sols, à une baisse lente du taux de potassium échangeable. Les déficiences peuvent apparaître au bout de quelques années de culture où la lixiviation et l'érosion accentuent les prélèvements par les cultures [75, 78, 79]. Les facteurs en cause sont essentiellement le système de culture, le type de sol et la nature de la culture

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.

Annexe 1 : Grandeurs et unités d'exposition

Activité

C'est le nombre de désintégrations par seconde. La désintégration correspond à une transformation spontanée d'un atome (et en particulier son noyau) radioactif. L'unité d'activité est le becquerel (symbole Bq) : 1 Becquerel = 1 désintégration par seconde. On utilise plus fréquemment les multiples du becquerel : kBq (1000 fois plus), MBq (1 000 000 de fois plus), GBq (1 000 000 000 de fois plus). A l'issue de la désintégration et, s'il y a lieu, de la désexcitation, des rayonnements énergétiques particuliers (alpha, bêta) et électromagnétiques (X et gamma) peuvent être émis. Le pouvoir de pénétration de ces rayonnements est donné par la figure suivante. A noter que les neutrons sont issus, soit de la fission d'atomes lourds (uranium, plutonium, californium), soit de l'interaction d'un rayonnement avec la matière.

Dose absorbée

La dose absorbée caractérise la quantité d'énergie déposée localement à un endroit donné dans la matière. L'unité de dose absorbée est le Gray (symbole Gy), 1 Gray = 1 joule par kilogramme. On utilise plus fréquemment les sous-multiples du Gray : mGy (1000 fois moins), Gy (1 000 000 de fois moins). La dose est fonction du débit de dose absorbée et du temps d'exposition. Elle est

donnée par la formule suivante :

$$D = \frac{dE}{dm}, \quad (3.20)$$

Où, dE est l'énergie déposée et dm la masse cette grandeur peut être définie pour n'importe quel type de rayonnement qu'il soit directement ou indirectement ionisant. Pour minimiser la dose absorbée on pourra donc agir sur ces deux paramètres.

Dose équivalente

Dans les tissus humains et dans le domaine des faibles doses, (valeurs inférieures à 0,5 Gray pour une exposition globale) on est amené à tenir compte des effets biologiques qui diffèrent selon les rayonnements. Pour traduire cette nuisance en termes d'effets stochastiques on a affecté aux rayonnements un facteur de pondération, noté W_R . On a une relation entre la dose équivalente et la dose absorbée qui est donnée par la formule suivante :

$$H_T = \sum_R W_R D_R \quad (3.21)$$

Où, H_T (Sv) est la dose équivalente dans un organe ou tissu T. En réalité, on ne devrait utiliser que les sous-multiples du Sievert : mSv ; $D_{T,R}$ (Gy) est la dose absorbée moyenne dans cet organe ou tissu T due à un rayonnement incident de type R et W_R le facteur de pondération du rayonnement. Cette grandeur n'est que calculable. Le tableau 1.3 donne les valeurs du facteur de pondération du rayonnement.

Dose efficace

La dose efficace E (que l'on retrouve mentionnée au niveau réglementaire) est la dose fictive qui, administrée de façon homogène au corps entier, entraînerait les mêmes dommages tardifs que l'ensemble des doses reçues par le même individu au niveau des différents organes et à des moments différents. C'est la somme des doses équivalentes pondérées délivrées par exposition interne et externe aux différents tissus et organes du corps. La dose efficace est définie par la formule :

$$E = \sum_T W_T H_T \quad (3.22)$$

où : $D_{T,R}$ (Gy) est la moyenne pour l'organe ou le tissu T, de la dose absorbée du rayonnement R. W_R est le facteur de pondération pour le rayonnement R ; W_T est le facteur de pondération

Tableau 3.15 – Facteurs de pondération pour les rayonnement.

Type de rayonnements	Facteurs de pondération pour les rayonnement W_r
photons	1
électrons et muons de toutes les energies	1
Neutrons d'énergies	-
10 Kev	5
10 Kev - 100 Kev	10
100 Kev - 2 Mev	20
2 Mev - 20 Mev	10
20 Mev	5
particules alpha, fragment de fission, noyaux lourds	20

pour le tissu ou l'organe T. L'unité de dose efficace est le sievert (Sv) Dans le cas de contamination interne, on parle de dose efficace engagée $E(t)$. C'est la somme des doses équivalentes engagées dans les divers tissus ou organes H_T par suite d'une incorporation, multipliées chacune par le facteur de pondération W_T approprié.

Tableau 3.16 – Facteur de pondération pour le rayonnement.

Tissu	W_T	$\sum W_T$
Moelle osseuse (rouge), Colons, Poumon, Estomac, Sein, Tissus <i>restant</i> *	0,12	0,72
Gonades	0,08	0,08
Vessie, Oesophage, Foie, Thyroïde	0,04	0,16
Surface osseuse, Cerveau, Glandes salivaires, Peau	0,01	0,04
-	Total	1,00

Limite annuelle de dose

Tableau 3.17 – Limites de dose recommandée dans les situations d'exposition planifiée^a [8]

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 par 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 par 1 mSv par an.

Liste des Publications

1. **Awe Richard**, Koyang François, Bineng Guillaume Samuel, Ndimantchi Ayoba, Takoukam Soh Serge Didier, Saïdou. *Contribution of ^{40}K arising from agropastoral activities to the total effective dose by plant ingestion in the Far-North, Cameroon*. AIMS Environmental Science, 2022, 9(4) : 444-460. doi : 10.3934/environsci.2022027