

Étude du transfert du Polonium 210 et du Plomb total du sol traité à l'herbicide aux vivriers

Béa Gouanda Thibaut^{1,*}, Dangui Diabagaté¹, Ouffoué Koffi Sébastien^{1,2},
Ngohang Franck Estimé³, Abdelmourhit Laissaoui⁴, Yapo Ossey Bernard^{2,5},
Ouattara Lassiné¹

¹Laboratoire de constitution et de réaction de la matière (LCRM), Université Félix Houphouët Boigny, Côte d'Ivoire

²Centre Ivoirien Antipollution (CIAPOL), Côte d'Ivoire

³Laboratoire Pluridisciplinaire des Sciences (LAPLUS), Ecole Normale Supérieure, Libreville, Gabon

⁴Laboratoire d'analyse Radiométrique, Centre National de l'Énergie, des Sciences et des Techniques Nucléaires (CNESTEN), Rabat, Maroc

⁵Laboratoire des Sciences de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Côte d'Ivoire

Reçu: 11 Juillet 2022 / Reçu dans sa forme révisée: 13 Septembre 2022 / Accepté: 12 Octobre 2022

Résumé:

L'objectif de cette étude est d'évaluer la possibilité de transfert du sol aux plantes des résidus d'éléments chimiques contenus dans les formulations d'herbicides. Cette étude a porté sur le Polonium 210 (²¹⁰Po) pour sa radiotoxicité et le Plomb total (Pb) pour sa toxicité pour les êtres vivants. Ces éléments ont été déterminés respectivement dans les organes des plantes de manioc (*Manihot esculenta*) et d'arachide (*Arachis hypogaea*) par les méthodes isotopiques et spectrométriques. Les teneurs les plus élevées sont mesurées dans les feuilles des vivriers: feuilles de manioc (81±5 Bq/kg; 34,0±0,1 µg/kg MS) et feuilles d'arachide (31±3 Bq/kg; 178,0±0,1 µg/kg MS). Les facteurs de transfert du ²¹⁰Po et du Pb sont respectivement de 0,336 (feuilles de manioc) et de 0,118 (feuilles d'arachide).

Mots-clés: Cultures vivrières; Herbicides; Isotopique; Plomb total; Polonium 210; Spectrométrie.

Abstract:

The objective of this study is to evaluate the possibility of transfer from the soil to the plants of the residues of chemical elements contained in the formulations of herbicides. This study focused on Polonium 210 (²¹⁰Po) for its radiotoxicity and total lead (Pb) for its toxicity to living beings. These elements were determined in the organs of cassava (*Manihot esculenta*) and peanut (*Arachis hypogaea*) plants by isotopic and spectrometric methods, respectively. The highest levels are measured in the leaves of food crops: cassava leaves (81±5 Bq/kg; 34.0±0.1 µg/kg DW) and peanut leaves (31±3Bq/kg; 178.0±0.1 µg/kg DW). The transfer factors of ²¹⁰Po and Pb are 0.336 (cassava leaves) and 0.118 (peanut leaves), respectively.

Keywords: Food crops; Herbicides; Isotopic; Total lead; Polonium 210; Spectrometry.

*Auteur correspondant:

Adresse e-mail: gouandathibautbea@yahoo.fr (G.T. Béa)

1. Introduction

Le Polonium 210 (^{210}Po) et le Plomb total (Pb) sont des éléments chimiques naturellement présents dans l'environnement sous forme de minerais pour la plupart. Généralement, leur dissémination et leur transfert dans tous les compartiments de l'environnement et les systèmes de consommation sont causés par des activités anthropiques. Ils sont susceptibles d'être accumulés dans les végétaux [1, 2].

L'utilisation des herbicides est une pratique de plus en plus développée dans de nombreux pays d'Afrique pour se débarrasser des mauvaises herbes. La composition chimique et les propriétés biocides de ces substances impactent négativement la qualité de l'environnement et la sécurité alimentaire.

En Côte d'Ivoire, le développement agricole reste le pilier de l'économie. Ce qui nécessite l'utilisation intensive et massive de pesticides et des herbicides (glyphosate) [3]. Depuis des décennies, de grande quantité d'herbicides phosphatés ont été utilisés sur les sols. Il est rapporté l'utilisation massive du N-(phosphonométhyl)-glycine (glyphosate) pour le traitement des sols agricoles et des jardins en vue d'améliorer les rendements de production agricole [4]. Le manioc (*Manihot esculenta*) et l'arachide (*Arachis hypogaea*) sont cultivés et beaucoup consommés par la population ivoirienne et celle des pays africains. Le manioc représente l'aliment de base de plus de 800 millions de personnes dans les zones tropicales,

dont 500 millions en Afrique [5]. L'arachide avec une production mondiale de 45,84 millions de tonnes, est au centre des politiques agricoles dans les grands pays producteurs ainsi que les pays africains [6].

La présente étude s'est intéressée au Polonium 210 (^{210}Po) pour sa radiotoxicité et au Plomb total (Pb) pour sa toxicité chez l'homme et sur les cultures vivrières. Il a été retrouvé des résidus d'éléments métalliques toxiques tels que : As, Pb, Co, Cr et Ni dans les produits herbicides [7]. Des travaux ont montré que les roches phosphatées contiennent de l'Uranium 238, un précurseur du ^{210}Pb , du ^{210}Po et du ^{206}Pb [8, 9]. Les roches phosphatées sont pour la plupart utilisées dans les industries minières et agrochimiques [1, 10]. L'utilisation des engrais et herbicides (glyphosate) phosphatés sur les terres agricoles seraient à l'origine des présences d'éléments chimiques tels que l'uranium, le plomb et le polonium [1].

Bien que de nombreux travaux aient révélé la présence de ces éléments dans le sol, l'eau, les végétaux et l'air au niveau international [11 - 18], il faut noter que peu de recherches ont été réalisées sur l'étude simultanée du Pb et du ^{210}Po dans les sols et les denrées alimentaires en zone tropicale africaine. Les premières études sur l'activité du ^{210}Po en Côte d'Ivoire, ont été réalisées en 1996 dans l'air de surface à Lamto par Nho et al. [19]. Les mesures rapportées varient de 0,004 à 1,100 mBq/m³. Pour le Pb, la plupart des travaux ont été effectués sur des plans d'eau avec des concentrations moyennes dans les sédiments

de l'ordre de 150,26 mg/kg [20], 118,88 µg/kg [21], 76,6 mg/kg [22] et 1,41 mg/kg [23]. Les travaux de Koffi et al. [2] réalisés sur différents organes de bœuf et de porc vendus sur le marché ivoirien ont mis en évidence la présence du Pb avec des concentrations moyennes de 235,60 µg/kg dans le rognon, 90,60 µg/kg dans le foie, 111,40 µg/kg dans le sternum et 123,90 µg/kg dans les muscles. Kouakou et al. [24] ont quantifié le Pb dans les feuilles de l'amarante (*Amaranthus paniculatus* L.) et de la laitue (*Lactuca sativa* L.) cultivées sur des sites maraîchers dans la ville d'Abidjan à des teneurs moyennes respectives de 1,51 mg/kg, 1,21 mg/kg et 1,68 mg/kg et de 0,65 mg/kg, 0,63 mg/kg et 1,02 mg/kg.

Ce présent travail se propose de déterminer à la fois l'activité de ^{210}Po et la teneur en plomb total dans des sols non traités et des sols traités par le glyphosate, dans différents organes de manioc (*Manihot esculenta*) et d'arachide (*Arachis hypogaea*) cultivés sur ces sols en Côte d'Ivoire.

2. Matériel et méthodes

2.1. Matériel

Les analyses ont été réalisées en utilisant les produits suivants: eau distillée, eau pure, acide chlorhydrique (HCl, degré de pureté 37% ; PANREAC), acide nitrique (HNO₃, degré de pureté 65%, PANREAC), acide fluorhydrique (HF, degré de pureté 20% ; PANREAC), eau oxygénée (H₂O₂, degré de pureté 20% ; PANREAC), acide ascorbique (SCHARLAU).

Le matériel technique est constitué de plaque chauffante (STUART), de disque d'argent (pour l'auto-déposition), de TASMAN 360 SL (herbicide distribué par la compagnie PhytoTop), de multi paramètre (WTW multi 3430), de pH-mètre (METTLER TOLEDO), de spectromètre alpha ORTEC (pour l'analyse du ^{210}Po) et de spectromètre d'absorption atomique avec four graphite (pour l'analyse du Pb total).

2.2. Méthodes

2.2.1. Site d'expérimentation

Le site d'étude est une parcelle expérimentale de la zone forestière à caractère agricole au sein de l'Université Nangui Abrogoua (UNA). UNA est situé dans le nord de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire) (Fig. 1). Cette zone est caractérisée par un climat sous-équatorial, chaud et humide, qui comporte une grande saison des pluies (mai-juillet), une petite saison des pluies (septembre-novembre) et deux saisons sèches. La grande saison sèche commence à partir de décembre et se termine en fin mars. La température annuelle moyenne est comprise entre 24 °C et 28 °C avec une précipitation annuelle moyenne d'environ 1544,7 mm et un taux d'humidité relative de 82,7% [25]. Une parcelle de 750 m² a été nettoyée le 02 Février 2021, période la plus favorable à la plantation de manioc (*Manihot esculenta*) et de l'arachide (*Arachis hypogaea*) en Côte d'Ivoire. Celle-ci a été subdivisée en deux blocs distants de 8 m. L'un des blocs est sans apport d'herbicide, tandis que l'autre a été enrichi par un herbicide ('Tasman

360 SL”) qui est une spécialité à base de glyphosate acide concentré à 360 g/L (28,8% m/m). Cet herbicide est distribué par la compagnie “PhytoTop”, avec pour numéro d’homologation 090871He. Le traitement s’est effectué dans un pulvérisateur à dos en diluant

l’herbicide à 1/75. Une semaine après pulvérisation, il a été procédé à la culture de l’arachide (*Arachis hypogaea*) (Fig. 2.A) et du manioc (*Manihot esculenta*) (Fig. 2.B) sur cette parcelle.

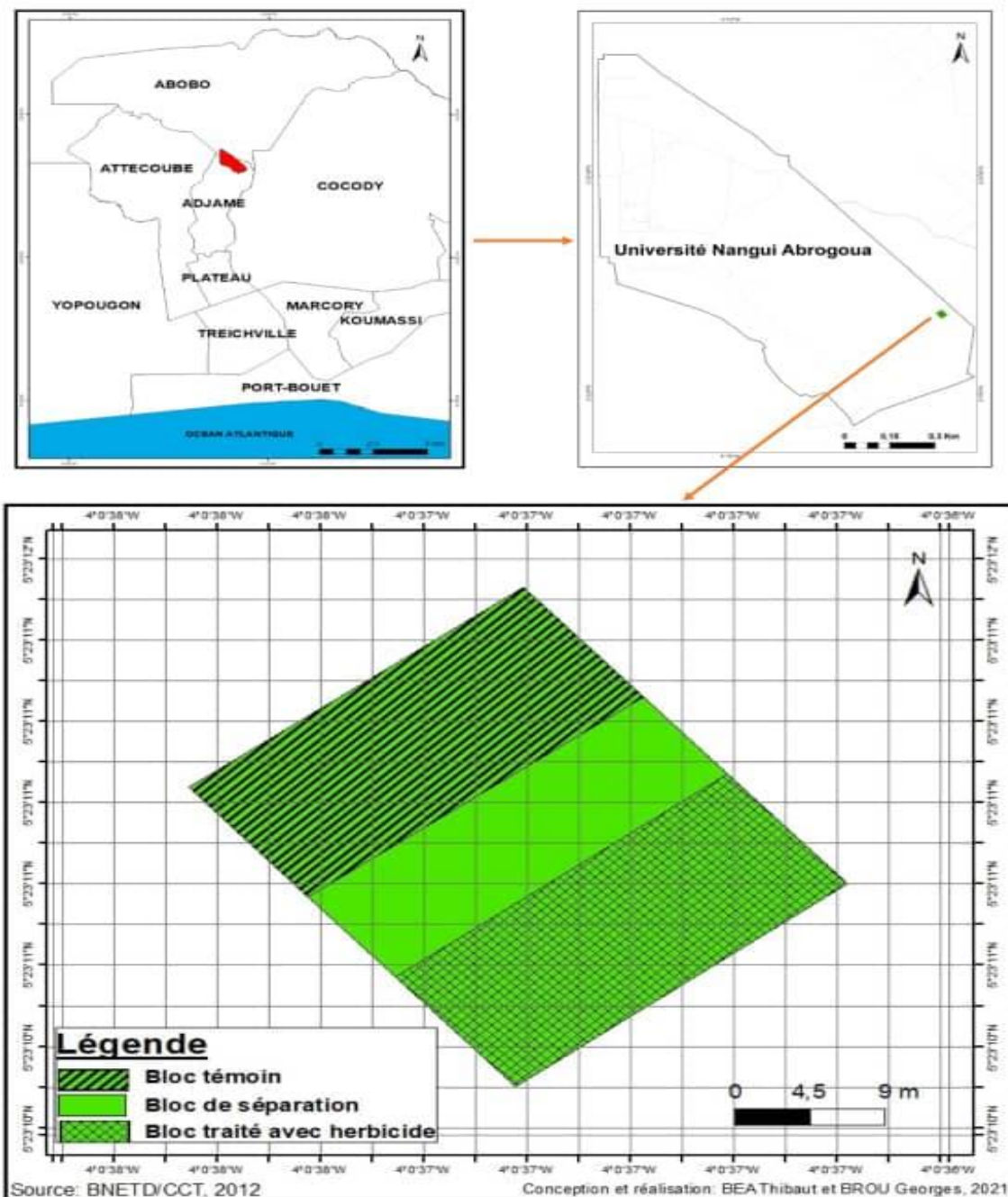


Fig. 1. Localisation de la zone d’étude.



Fig. 2.A. Photo de plantes d'arachide (*Arachis hypogaea*).



Fig. 2.B. Photo de plantes de manioc (*Manihot esculenta*).

2.2.2. Echantillonnage

Avant le traitement à l'herbicide de la parcelle expérimentale, un premier échantillonnage du sol (S_0) à une profondeur de 0 à 10 cm [26] a été réalisé, constituant ainsi l'état initial de la matrice sol. Cet échantillon a été séché, broyé puis analysé. Après traitement, le sol a été prélevé chaque mois (0-10 cm) afin de mesurer les paramètres physico – chimiques (pH, résistivité, concentration totale des substances dissoutes dans l'eau (TDS) et salinité). En outre, des prélèvements de sols ont été aussi effectués chaque trimestre pour la détermination de la teneur en ^{210}Po et en Pb total. A la récolte, les différents organes végétaux (racines, feuilles, pétioles, fruits, etc.) de chaque plante ont été séparés à l'aide d'un couteau préalablement aseptisé à l'alcool 80° pour éviter toute contamination. Chaque échantillon des végétaux et de sols destinés aux analyses ont été transportés au laboratoire en les conditionnant dans des sacs

polyéthylènes. Une partie de chaque organe végétal a été lavé à l'eau distillée en vue, d'éliminer les plus grosses particules de sols et une autre partie est restée telle que récoltée. Les échantillons de sols et des organes végétaux ont été ensuite séchés soigneusement à l'air libre, à la température ambiante (20 °C) du laboratoire afin d'éviter toutes pertes de polonium 210. Après séchage, les échantillons de sols ont été broyés à l'aide d'un mortier avec pilon en porcelaine, puis tamisés à l'aide d'un tamis de 45 μm porosité (Plastique- Tamis Nylon Din 4195) et stockés dans des flacons. Quant aux échantillons de végétaux, ils ont été broyés en poudre fine à l'aide d'un broyeur électrique de type Retsch et stockés dans les mêmes types de flacons. Une partie de ces échantillons a servi à l'analyse du Polonium 210 et l'autre a été conservée au réfrigérateur (4-5°C) pendant un mois en vue de l'analyse du plomb total. Au total, vingt-quatre (24) échantillons ont été collectés (Tableau 1).

Tableau 1

Échantillons récoltés.

Type Échantillon	Sols	Feuilles de manioc	Pétioles de manioc	Tubercules de manioc	Feuilles d'arachide	Coques d'arachide	Graines d'arachide
Nombre	08	04	02	02	04	02	02

2.2.3. Détermination des teneurs en matière organique et en carbonate

Les mesures des paramètres chimiques ont été effectuées à l'aide de sondes électrochimiques (un multi paramètre de marque WTW multi 3430 et un pH mètre de marque METTLER TOLEDO). 5 g d'échantillons de sol sec ont été solubilisés avec 15 mL d'eau distillée puis agités énergiquement à la main. La détermination de la teneur en matière organique et en carbonates dans les sols s'est réalisée grâce à la méthode de la perte au feu. 1 g de sol sec a été calciné à 550 °C pendant 5 heures à l'aide d'un four à moufle (Thermolyne). Après calcination, les échantillons sont refroidis au dessiccateur et pesés afin de calculer la teneur en matière organique. Les mêmes échantillons après pesée ont été chauffés à 950 °C pendant 2 heures pour détruire les carbonates. Les teneurs en matière organique (%MO) et en carbonate (%CO₃²⁻) ont été calculées selon les équations (1) et (2).

$$\%MO = \frac{M_i - M(550)}{M_i} \quad (1)$$

$$\%CO_3^{2-} = \frac{M(550) - M(950)}{M_i} \times 100 \times 1,36 \quad (2)$$

M_i: masse sèche de l'échantillon avant combustion ;

M(550): masse sèche de l'échantillon après chauffage à 550 °C (en gramme) ;

M(950): masse sèche de l'échantillon après chauffage à 950 °C (en gramme).

1,36: rapport de la masse de carbonate CO₃²⁻ et de dioxyde de carbone CO₂.

La perte de masse à 950 °C multipliée par 1,36 représente la masse de carbonate dans l'échantillon initial.

2.2.4. Détermination des concentrations en ²¹⁰Po

2.2.4.1. Traitement chimique

Le traitement chimique pour la détermination de l'activité totale en ²¹⁰Po (taux de pureté 99,99%) des échantillons a été réalisé par minéralisation avec des acides concentrés.

Pour chaque série d'analyses, un blanc d'échantillons (eau minéralisée) et les échantillons naturels sont pesés avec précision: 0,5 g de blancs; 0,5 g pour les végétaux et 0,25 g pour les sols. Les pesées ont été faites soigneusement en portant des gants jetables. 300 µL de solution de ²⁰⁹Po (0,188 ± 0,004 Bq/g) sont ajoutés comme traceur dans chaque échantillon pesé. Après manipulation, les déchets ont été déposés dans des poubelles radioactives pour une destruction ultérieure en respectant la procédure environnementale.

L'échantillon et le traceur sont introduit dans un bêcher en verre (en téflon pour le sol). Sous une hotte, il a été procédé à l'ajout de 10 mL de HCl; le tout recouvert avec un verre de montre, puis chauffé pendant 3 heures et évaporé presque à sec sur une plaque chauffante de 150 °C à 180 °C. Ensuite, un mélange de 10 mL de HNO₃ et de

1 mL d'eau oxygénée (H₂O₂) a été ajouté et évaporé presque à sec. Pour les échantillons de sol, de façon spécifique, un volume de 10 mL de HF a été ajouté et évaporé presque à sec.

Les résidus de l'échantillon ont été ensuite traités avec deux volumes de 5 mL de HCl et évaporés.

Les résidus de l'échantillon ont été récupérés avec 80 mL de HCl (0,5N). Pour procéder au dépôt, 5 mg d'acide ascorbique ont été ajoutés à la solution pour réduire les interférences.

2.2.4.2. Auto-déposition

Afin d'isoler le ²¹⁰Po des autres éléments, sa propriété électrochimique de se déposer spontanément sur l'argent par électrolyse est utilisée.

Un disque d'argent (taux de pureté 100%) certifié par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) dépourvu de toutes contaminations au polonium et au plomb a été découpé (diamètre 2-3 cm), immergé dans la solution et laissé pour le dépôt pendant 6 heures sur une plaque chauffante à 90 °C en agitant constamment. Après 6 heures d'auto-déposition, le disque a été retiré, puis lavé avec de l'eau distillée et séché à l'air libre. La verrerie a été décontaminée dans de l'eau acidifiée après usage.

2.2.4.3. Comptage

Le disque a ensuite été compté dans un détecteur alpha à barrière de surface. La concentration d'activité a été calculée comme suit:

$$A_e = \frac{(S_e - S_{BdFe}) \times m_t \times A_t}{(S_t - S_{BdFt}) \times m_e} \quad (3)$$

Avec,

A_e: Activité de l'échantillon (Bq/g)

A_t : Activité du traceur (Bq/g)

S_e : Surface du pic du radioélément considéré contenu dans l'échantillon

S_t : Surface du pic du traceur

S_{BdFe} : Surface du pic du bruit de fond corrigé par rapport au temps de comptage, correspondant à la plage d'énergie d'émission du radioélément de l'échantillon

S_{BdFt} : Surface du pic du brut de fond corrigé par rapport au temps de comptage, correspondant à la plage d'énergie d'émission du traceur

m_e: Masse d'échantillon (g)

m_t: Masse du traceur (g)

Les eaux et réactifs utilisées sont récupérés et éliminés par une procédure respectant l'environnement.

2.2.5. Détermination des concentrations en Pb total

La minéralisation par voie humide pour le dosage du plomb dans les échantillons a été utilisée. A partir d'un homogénat de l'échantillon de sol ou d'organe végétal, les fractions de 100 mg ont été prélevées et attaquées par 6 mL de HNO₃ (degré de pureté 65%) et 2 mL d'eau oxygénée (degré de pureté 20%) (Pour les échantillons de sol, 3 mL de HF pur ont été ajoutés) puis placées dans des réacteurs en téflon dans le four à micro-ondes à 200 °C pendant 45 minutes selon le programme thermique illustré dans le tableau 2. Après cette attaque, le minéralisat a été récupéré dans un flacon de 50 mL et complété au trait de jauge avec de l'eau distillée. Le dosage du plomb dans nos échantillons a été réalisé à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique (Thermo scientific iCE 3000) avec four graphite.

Les concentrations massiques en plomb total dans les échantillons analysés sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de matière sèche selon l'équation suivante:

$$\text{Pb } (\mu\text{g}/\text{kg}) = \frac{(\text{C.V.F})}{\text{Pe}} \quad (4)$$

Avec,

C: concentration de plomb mesurée par SAA ($\mu\text{g}/\text{L}$);

V: volume de dilution de l'échantillon en litre;

F: facteur de dilution;

Pe: prise d'essai de l'échantillon exprimé en kg.

Les limites de détection et de quantification ont été calculées à partir des résultats d'analyse de blancs analytiques constitués uniquement d'acide nitrique, d'acide fluorhydrique et de peroxyde d'hydrogène traités de la même façon que les échantillons de plantes et de sol. LD = 0,3 $\mu\text{g}/\text{L}$ et LQ = 0,9 $\mu\text{g}/\text{L}$.

La méthode de notre analyse a été acceptée puisque le taux de recouvrement était de 90%.

Tableau 2

Programme thermique de la minéralisation.

Temps (min)	Puissance (W)	Température (°C)
25	1800	150
15	1800	200
5	Refroidissement	

2.2.6. Détermination des facteurs de transfert du ^{210}Po et du Pb total du sol aux plantes

Le facteur de transfert (TF) représente la proportion de polluant radioactif ou métallique qui passe du sol vers la plante. Il est calculé à partir des concentrations en ^{210}Po ou en Pb total mesurées dans chaque organe végétal [27, 28] à partir des équations (5) et (6).

$$\text{TF } (^{210}\text{Po}) = \frac{A_{\text{plantes}}}{A_{\text{sol}}} \quad (5)$$

$$\text{TF } (\text{Pb}) = \frac{C_{\text{plantes}}}{C_{\text{sol}}} \quad (6)$$

A_{plantes} est l'activité du ^{210}Po dans les plantes et A_{sol} est l'activité du ^{210}Po dans le sol.

C_{plantes} et C_{sol} sont respectivement la concentration de l'ETM dans les plantes et la concentration de l'ETM dans le sol.

2.2.7. Analyse statistique

L'analyse de variance à un critère de classification (ANOVA) a été utilisée pour comparer les activités en ^{210}Po et en Pb total à l'aide du logiciel Graph Pad Prism version 5. Lorsque la comparaison a montré une différence significative entre les activités en ^{210}Po et en Pb total déterminées, le test de comparaison multiple des moyennes est effectué (test de Turkey) pour déterminer le niveau de différence entre les différents échantillons [29]. Si $P < 0,05$, la différence est significative.

3. Résultats et discussion

3.1. Paramètres physico-chimiques des sols

Les paramètres physico-chimiques des sols étudiés sont présentés dans le tableau 3. Trois mesures ont été effectuées ($n=3$). Les résultats révèlent que le pH des sols varie de $5,2 \pm 0,3$ à $6,2 \pm 0,1$. Ces données indiquent que les sols étudiés peuvent être classés comme faiblement acide ($5,5 < \text{pH} < 6,5$) conformément à ce qu'indique l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) de France [30]. On constate que le pH du sol varie de façon croissante

du mois de Février (pH = $5,2 \pm 0,3$; S₀: sol avant le traitement de la parcelle en herbicide) au mois d'Août (pH = $6,2 \pm 0,1$; S₆ : sol après six mois d'aspersion de l'herbicide). Cette variation est tout de même inférieure à l'unité et reste dans la gamme de pH des milieux d'acide faible [30].

Concernant la résistivité des sols (Tableau 3), les données montrent une augmentation des valeurs, en partant du sol non traité à l'herbicide (S₀: 16 ± 3 kΩ cm) au sol traité après six mois (S₆: 61 ± 10 kΩ cm). Cette observation est contraire aux variations de la concentration totale des substances dissoutes dans l'eau (TDS) qui diminue fortement après l'application de l'herbicide. L'augmentation ou la diminution de ces paramètres (pH, résistivité, TDS) pourrait être due soit à l'effet de la variation saisonnière, soit à

l'utilisation de l'herbicide. De façon générale, les valeurs de la concentration totale des substances dissoutes dans l'eau (TDS) varient en sens inverse du pH et de la résistivité des sols traités. Cependant, pendant la grande saison des pluies (Mai à juillet), les variations relevées sont d'amplitudes plus faibles, probablement du fait du lessivage du sol par les pluies. Enfin, la salinité dans tous les échantillons de terre exprimée en ‰ est égale à zéro quel que soit le mois de prélèvement et en dépit de l'aspersion de l'herbicide. Ce qui pourrait s'expliquer par l'absence de sels hydrosolubles sur la parcelle. Toutes ces observations permettent de dire que l'utilisation de l'herbicide «Tasman 360 SL» a une incidence au niveau du sol sur la résistivité, le pH et les TDS.

Tableau 3

Moyenne des paramètres physico–chimiques des sols traités analysés.

Mois	Échantillon	pH	Résistivité	TDS
		n=3	(kΩ cm) n=3	(mg/L) n=3
Février	S ₀	$5,2 \pm 0,3$	16 ± 3	68 ± 8
Mars	S ₁	$5,4 \pm 0,4$	31 ± 5	57 ± 7
Avril	S ₂	$5,6 \pm 0,3$	32 ± 5	33 ± 5
Mai	S ₃	$5,7 \pm 0,6$	46 ± 7	22 ± 3
Juin	S ₄	$5,7 \pm 0,2$	51 ± 7	20 ± 5
Juillet	S ₅	$5,9 \pm 0,0$	53 ± 8	19 ± 4
Août	S ₆	$6,2 \pm 0,1$	61 ± 10	19 ± 4
Août*	S ₀₆ *	$5,3 \pm 0,7$	35 ± 3	47 ± 2

*S₀₆ : Sol non traité

3.2. Teneur des sols en matières organiques

Les histogrammes de la figure 3 montrent les teneurs des sols en matières organiques et en carbonate durant la période des expériences qui va de 0 à 10 mois. Les résultats montrent que les teneurs en matières organiques et en carbonate varient respectivement de 14,71% à 18,67% et de 1,33% à 3,75%. Ainsi, le sol prélevé au bout de 10 mois (S₁₀) après le traitement à l'herbicide est caractérisé par des teneurs plus élevées en MO (18,67%) et en CO₃²⁻(3,75%). Ces paramètres évoluent de façon croissante avec le temps. Pour un même sol, les teneurs en matières organiques et en carbonate augmentent chaque trois mois. Ce qui peut s'expliquer d'une part, par le fait que l'herbicide a entraîné la disparition de certains microorganismes capables de décomposer les débris végétaux et d'autre part, par le fait que les échantillons contiendraient une quantité importante de racines et de débris végétaux.

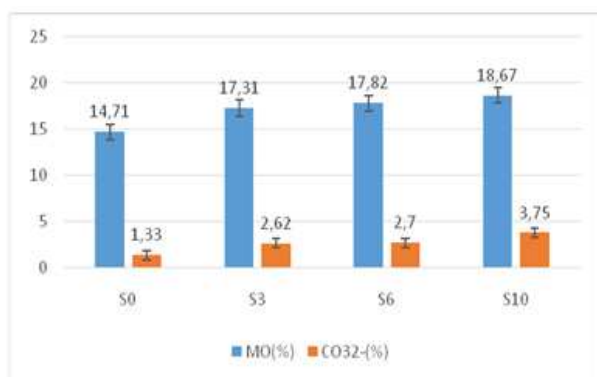


Fig. 3. Evolution de la teneur en matière organique et du carbonate des sols S₀, S₃, S₆ et S₁₀.

3.3. Concentrations des sols en ²¹⁰Po et en Pb total

La méthode de détermination de l'activité en ²¹⁰Po des échantillons est validée avec un

échantillon de référence sol IAEA-RTC-2017 (Figure 5) avant l'application aux échantillons prélevés dans les deux sites étudiés. L'activité totale moyenne de ²¹⁰Po obtenue est de 438 ± 22 Bq/kg. Cette valeur est dans l'intervalle de confiance indiquée par l'AIEA. Les activités en ²¹⁰Po et les teneurs en Pb total de matière sèche (MS) mesurées dans les échantillons de sols prélevés sont présentées dans le tableau 4. De même, les spectres d'émission alpha des isotopes 209 et 210 du Polonium du sol non traité (S₀) et du sol de référence sont présentés dans la figure 4.

Tableau 4

Activités en ²¹⁰Po et en Pb des sols avant et après traitement avec l'herbicide.

Echantillons de sol	Activité ²¹⁰ Po (Bq/kg)	Pb total (µg/kg MS)
S ₀ (sans traitement)	528±41	1200±0,2
S ₃ (3 mois après traitement)	420±27	1510±0,5
S ₆ (6 mois après traitement)	241±16	3461±0,5
S ₁₀ (10 mois après traitement)	138± 8	4201± 0,3

Les résultats du tableau 4 montrent une diminution de l'activité en ²¹⁰Po du sol non traité (S₀: 528±41 Bq/kg) au sol dix mois après traitement (S₁₀: 138±8 Bq/kg); c'est-à-dire à la récolte. En outre, on relève que les résultats trouvés dans le cadre de cette étude sont supérieurs à ceux trouvés au Cameroun (130 Bq/kg, masse sèche) [8], un pays avec un climat et un relief similaires à ceux de la Côte d'Ivoire. Selon les résultats de la figure 4 et du tableau 4, le sol non traité à l'herbicide (S₀) est moins riche en matière organique (1,33%) mais possède l'activité la plus significative (P<0,001) en ²¹⁰Po (528±41 Bq/kg) comparativement aux sols S₆ et S₁₀.

Quant au sol dix mois après traitement (S_{10}), il enregistre la plus forte teneur en matière organique (18,67%) et une activité en ^{210}Po inférieure (138 ± 8 Bq/kg) à celles des sols non traités (S_0) et ceux ayant été traités 3 et 6 mois auparavant (S_3 et S_6). Il convient de signaler que les activités de ^{210}Po dans S_0 , S_3 et S_6 sont au-dessus de l'activité massique de ^{210}Po des sols en général; qui est estimée à environ 10 à 200 Bq/kg sol sec [31, 32]. Ces résultats sont en accord avec ceux de Prakash et al. [32] mais en désaccord avec ceux de Avadhani et al. [16], Narayana et al. [33] et Özden et al. [11]. Pour les premiers auteurs, plus le pourcentage de matière organique dans les échantillons est faible et plus l'activité en ^{210}Po est importante. Par contre, les derniers auteurs estiment que plus la teneur en matière organique d'un échantillon de sol est élevée et plus son activité en ^{210}Po devient plus importante. En ce qui concerne le plomb total, selon les résultats du tableau 4, les concentrations varient de $1200 \pm 0,2$ $\mu\text{g/kg MS}$ (S_0) à $4201 \pm 0,3$ $\mu\text{g/kg MS}$ (S_{10}). En comparant ces valeurs entre elles, nous remarquons que le sol S_{10} enregistre la teneur la

plus significative ($P < 0,001$) en Pb total par rapport à S_0 et S_3 avec une valeur moyenne de $4201 \pm 0,3$ $\mu\text{g/kg MS}$. La teneur élevée en Pb total dans le sol S_{10} pourrait être consécutive à l'utilisation antérieure d'herbicide. Ces résultats nous montrent que l'utilisation des herbicides à base du N-(phosphonométhyl)-glycine (glyphosate) serait la source de contamination en Pb des sols agricoles [34, 35]. Aussi, Kabata et Pendias [36] ont-ils rapporté que le Pb a une affinité très élevée pour les carbonates; ce résultat est donc en accord avec la tendance en carbonates que nous avons précédemment mise en lumière dans cette étude. En outre, ces carbonates pourraient inhiber le transfert des métaux lourds tels que le Pb total du sol aux plantes [37].

Au regard de ces résultats, nous pouvons noter qu'après traitement du site d'étude avec l'herbicide «Tasman 360 SL», l'activité en ^{210}Po a considérablement diminué tandis que celles de Pb total augmentent. Ces situations entraînent une contamination plus marquée du sol et un grand danger de contamination des végétaux cultivés sur ce type de sol.

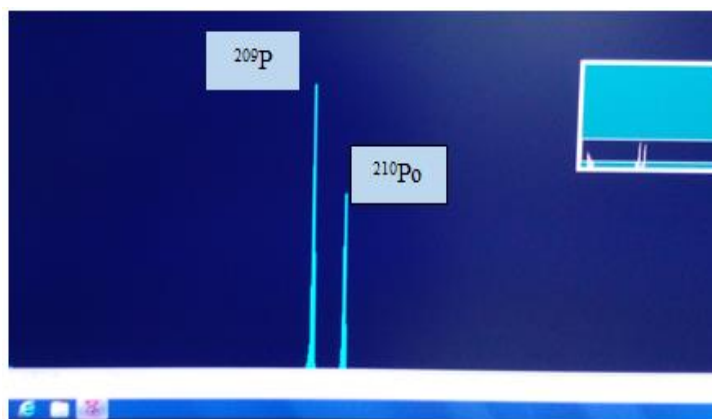


Fig. 4. Spectres d'émission alpha du ^{209}Po et ^{210}Po dans le sol S_0 .

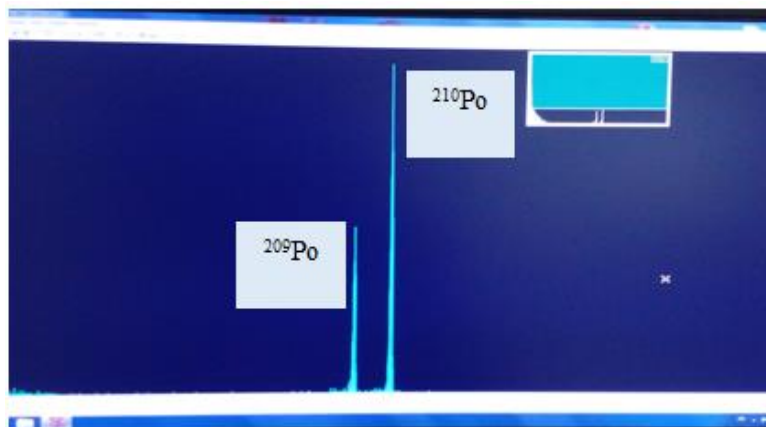


Fig. 5. Spectres d'émission alpha du ^{209}Po et ^{210}Po dans l'échantillon de référence (B).

3.4. Concentrations en ^{210}Po et en Pb total dans les plantes

Le tableau 5 indique les activités en ^{210}Po et les concentrations totales en Pb avec leurs incertitudes dans les organes des plantes analysés.

En outre, les figures 6 et 7 représentent les spectres d'émission alpha des isotopes 209 et 210 du Polonium dans les feuilles d'arachide et de manioc à titre d'illustration.

Tableau 5

Activité en ^{210}Po et concentrations en Pb total des différents organes des plantes étudiées.

Échantillons	Activité ^{210}Po (Bq/kg)	Concentration Pb ($\mu\text{g}/\text{kg}$ MS)	Échantillons	Activité ^{210}Po (Bq/kg)	Concentration Pb ($\mu\text{g}/\text{kg}$ MS)
FMN _N	41±3	29,9±0,1	FAN _L	10±1	15,8±nd ^(*)
FMN _L	29±3	17,0±0,1	FAN _N	13±2	18,3±nd ^(*)
FMT _N	81±5	34,0±0,1	FAT _L	18±2	170,3±0,1
FMT _L	42±4	23,9±0,1	FAT _N	31±3	177,6±0,1
PT	14±2	18,0±0,1	CAT	12±2	32,0±0,1
PN	8±1	14,5±0,1	CAN	3±1	17,3±0,2
TM _T	5,5±0,9	21,1±0,1	GAT	2,5±0,7	18,0±0,2
TM _N	2,7±0,9	9,5±0,3	GAN	0,9±0,5	7,1±0,2

FMN_N : Feuilles de Manioc non lavé du site non traité, FMN_L: Feuilles de Manioc lavé du site non traité, FMT_N: Feuilles de Manioc non lavé du site traité, FMT_L: Feuilles de Manioc lavé du site traité, PT: Pétioles de manioc issus du site traité, PN: Pétioles de manioc issus du site non traité, FAN_L: Feuilles d'arachide lavées issues du site non traité, FAN_N: Feuilles d'arachide non lavées issues du site non traité, FAT_L: Feuilles d'arachide lavées issues du site traité, FAT_N: Feuilles d'arachide non lavées issues du site traité, CAT: Coques d'arachide issues du site traité, GAT: Graines d'arachide issues du site traité, GAN: Graines d'arachide issues du site non traité, TM_T: Tubercules de manioc issues du site traité, TM_N: Tubercules de manioc issues du site non traité.

(*)nd : non déterminée.

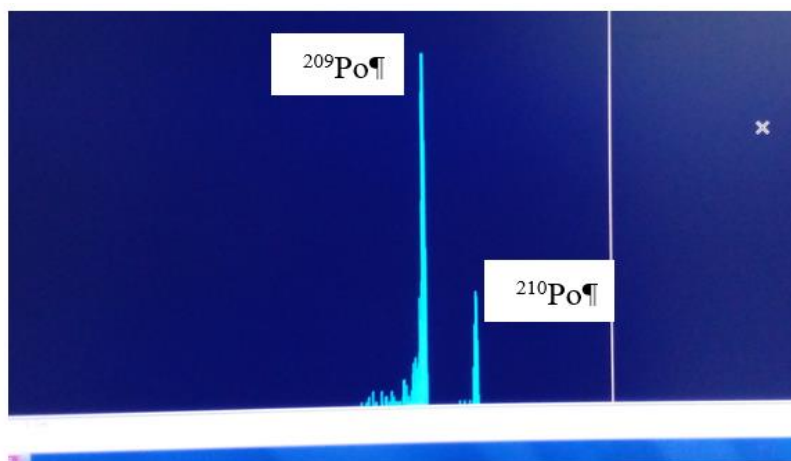


Fig. 6. Spectre d'émission alpha du ^{209}Po et ^{210}Po dans les feuilles de manioc (FMT_N).

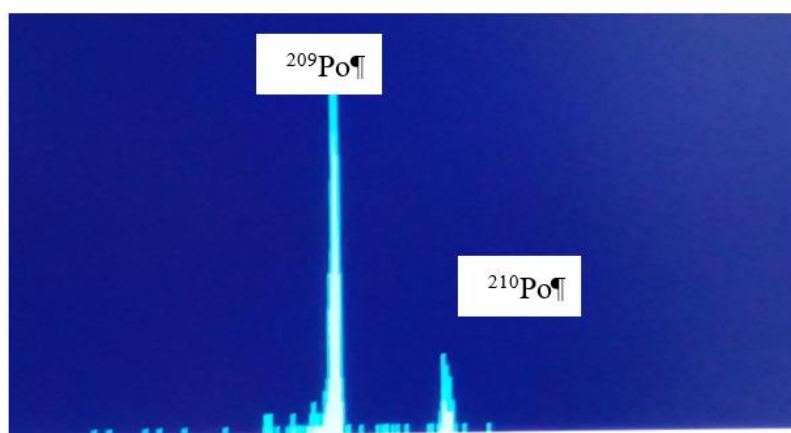


Fig. 7. Spectre d'émission alpha du ^{209}Po et ^{210}Po dans les feuilles d'arachide (FAT_N).

Les résultats montrent que tous les échantillons analysés contiennent du ^{210}Po avec des activités variables suivant la culture vivrière, l'organe analysé et le type de sol. Pour les échantillons de feuilles de manioc et d'arachide issus du site non traité, les activités varient de 10 ± 1 Bq/kg à 41 ± 3 Bq/kg. En comparant les activités dans les organes des deux plantes, l'activité la plus significative ($P < 0,001$) est enregistrée dans les feuilles de manioc issues du site non traité (FMN_N: 41 ± 3 Bq/kg). Quant aux

échantillons de feuilles de manioc et d'arachide issus du site traité, une variation des activités en ^{210}Po de 18 ± 2 Bq/kg à 81 ± 5 Bq/kg est observée. L'activité la plus significative ($P < 0,001$) est encore observée dans les feuilles de manioc issues de ce site (FMT_N: 81 ± 5 Bq/kg). Pour les tubercules de manioc, l'activité est significative ($P < 0,01$) au niveau des échantillons issus du site traité (TM_T: $5,5 \pm 0,9$ Bq/kg) par rapport à ceux issus du site non traité (TM_N: $2,7 \pm 0,9$ Bq/kg). L'analyse des pétioles de manioc issus des deux

sites a montré une activité élevée dans les pétioles de manioc issus du site traité (PT: 14 ± 2 Bq/kg). Pour les coques d'arachide, une activité plus significative ($P < 0,001$) est obtenue dans les coques issues du site traité (CAT: 12 ± 2 Bq/kg). Pour les graines d'arachide, l'activité la plus élevée a été enregistrée dans les graines issues du site traité (GAT: $2,5 \pm 0,7$ Bq/kg). Il est intéressant de noter que le lavage des échantillons est une étape qui entraîne une diminution des activités en ^{210}Po dans les échantillons analysés. Les résultats de cette étude sont en accord avec ceux de Ekdal et al. [1]. Les activités relatives aux organes végétaux analysés sont dans la gamme mondiale des activités massiques (0,1- 160 Bq/kg) [38]. Les activités les plus importantes mesurées dans les feuilles de ces plantes pourraient aussi être attribuées à la déposition atmosphérique [38] et à la potentielle sorption à partir du sol [1]. En effet, les études de Bunzl et Kracke [39] ont montré que les concentrations en ^{210}Po étaient plus élevées dans les feuilles les plus anciennes que les jeunes feuilles. Plusieurs études ont rapporté des résultats similaires chez différentes espèces végétales [1, 39, 40, 41].

Pour les résultats d'analyse du Pb total, les concentrations en Pb total varient de $7,1 \pm 0,2$ $\mu\text{g/kg MS}$ à $177,6 \pm 0,1$ $\mu\text{g/kg MS}$.

Les résultats enregistrés au niveau des feuilles des végétaux étudiés montrent des concentrations significativement ($P < 0,001$) plus élevées en Pb total au niveau des feuilles d'arachide issues du sol traité (FAT_N : $177,6 \pm 0,1$ $\mu\text{g/kg MS}$). Les pétioles de manioc enregistrent la plus forte

valeur en Pb total au niveau du sol traité (PT: $18,0 \pm 0,1$ $\mu\text{g/kg MS}$). Au niveau des coques d'arachide, les résultats révèlent une teneur plus significative ($P < 0,001$) en Pb total dans les coques d'arachide issues du sol traité (CAT: $32,0 \pm 0,1$ $\mu\text{g/kg MS}$). De même, pour les graines d'arachide, les concentrations les plus significatives ($P < 0,001$) sont observées dans les graines d'arachide issues du sol traité (GAT: $18,3 \pm 0,2$ $\mu\text{g/kg MS}$). Pour les tubercules de manioc, les teneurs les plus significatives ($P < 0,001$) sont enregistrées dans les échantillons issus du site traité (TM_T: $21,1 \pm 0,1$ $\mu\text{g/kg MS}$).

Les résultats issus de cette étude montrent bien que tous les échantillons présentent des concentrations en Pb total qui pourraient être liées à l'utilisation antérieure des produits phytosanitaires; ce qui confirme les résultats de Baise et al. [35].

Au regard de ces résultats, il est à noter une présence importante du ^{210}Po et du Pb dans les échantillons issus de la parcelle traitée quels que soient les types de plante. Ces résultats mettent en évidence une plus forte exposition des plantes cultivées dans les zones traitées avec de l'herbicide à la pollution en ^{210}Po et en Pb.

3.5. Facteurs de transfert (TF) du ^{210}Po et du Pb total du sol aux plantes

Les facteurs de transfert ont été calculés à partir des stocks en ^{210}Po et en Pb total pour les différents organes des plantes. Les facteurs de transfert de ^{210}Po et de Pb total du sol aux plantes calculés sont présentés dans le tableau 6.

Tableau 6Valeurs des facteurs de transfert de ^{210}Po et de Pb pour les différents organes de plantes.

Échantillons	Facteur de transfert ^{210}Po	Facteur de transfert Pb total	Échantillons	Facteur de transfert ^{210}Po	Facteur de transfert Pb total
FMN _N	0,077	0,025	FAN _L	0,018	0,013
FMN _L	0,060	0,014	FAN _N	0,025	0,015
FMT _N	0,336	0,010	FAT _L	0,044	0,113
FMT _L	0,172	0,001	FAT _N	0,073	0,118
PT	0,056	0,005	CAT	0,051	0,021
PN	0,014	0,012	CAN	0,006	0,014
TM _T	0,040	0,005	GAT	0,010	0,012
TM _N	0,005	0,002	GAN	0,002	0,006

FMN_N : Feuilles de Manioc non lavé du site non traité, FMN_L: Feuilles de Manioc lavé du site non traité, FMT_N: Feuilles de Manioc non lavé du site traité, FMT_L: Feuilles de Manioc lavé du site traité, PT: Pétioles de manioc issus du site traité, PN: Pétioles de manioc issus du site non traité, FAN_L: Feuilles d'arachide lavées issues du site non traité, FAN_N: Feuilles d'arachide non lavées issues du site non traité, FAT_L: Feuilles d'arachide lavées issues du site traité, FAT_N: Feuilles d'arachide non lavées issues du site traité, CAT: Coques d'arachide issues du site traité, GAT: Graines d'arachide issues du site traité, GAN: Graines d'arachide issues du site non traité, TM_T: Tubercules de manioc issu du site traité, TM_N: Tubercules de manioc issu du site non traité.

Les facteurs de transfert de ^{210}Po des parties aériennes varient de 0,014 à 0,336 (Tableau 6). Ces facteurs de transfert sont supérieurs à la valeur générique (respectivement 0,002 et 0,003) établie par l'IAEA [42] et Baes et al. [28]. Au niveau des feuilles, le TF le plus élevé a été enregistré dans les feuilles de manioc non lavées provenant du site traité (FMT_N: 0,336). En comparant les TF des pétioles, il s'en suit que les pétioles de manioc plantés sur le site traité enregistrent le TF (PT: 0,056) le plus élevé. En ce qui concerne les coques d'arachide, le TF le plus élevé a été trouvé dans celles issues du site traité (CAT: 0,051). Les graines d'arachide issues du site traité avec l'herbicide (GAT: 0,010) présentent un TF élevé. Quant aux tubercules de manioc, le TF le plus élevé est obtenu dans les échantillons issus du site traité (TM_T: 0,040). Il

faut noter que les feuilles de manioc accumulent plus le ^{210}Po que les autres organes. Cette étude concorde avec celle menée par Kannan et al. [43] sur l'épinard. Pour le Pb total, les facteurs de transfert varient de 0,001 à 0,118. Le TF le plus élevé a été calculé dans les feuilles d'arachide (site traité). Les facteurs de transfert dans ces différents organes sont moins importants pour le Pb total. Les facteurs de transfert sol-plante de Pb total très faibles dans certains organes de ces plantes signifieraient un faible transfert du Pb total du sol vers ces organes [44, 45].

3.6. Corrélation entre l'activité en ^{210}Po et la concentration en Pb total dans les plantes

La relation entre l'activité totale en ^{210}Po et la concentration en Pb dans les organes végétaux a été déterminée (Figures 8 et 9).

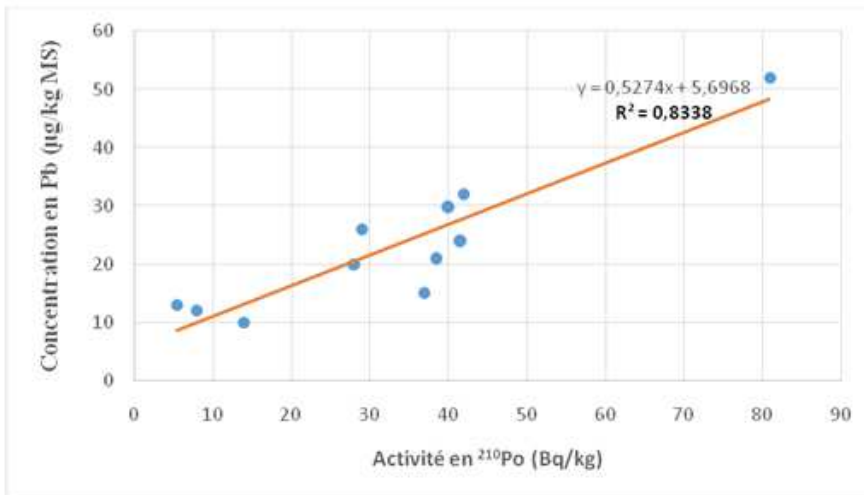


Fig. 8. Corrélation entre l'activité en ²¹⁰Po et la concentration en Pb total dans les plantes de manioc.

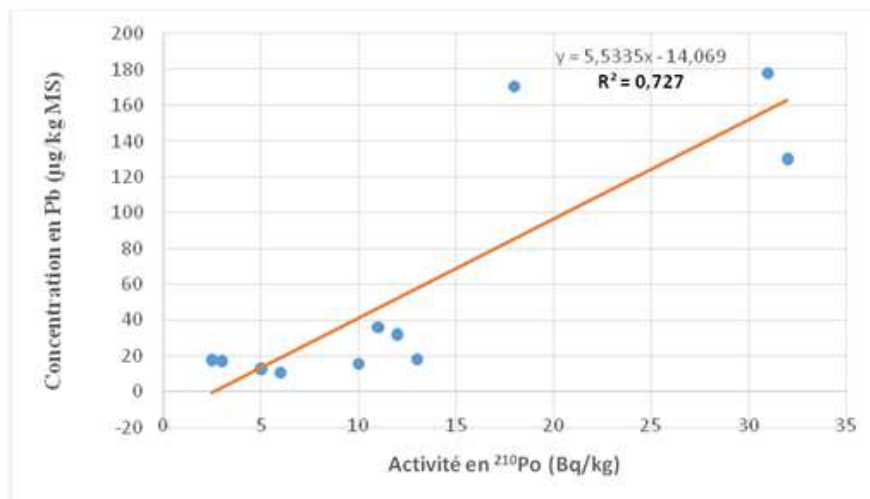


Fig. 9. Corrélation entre l'activité en ²¹⁰Po et la concentration en Pb total dans les plantes d'arachide.

On note une corrélation positive et significative ($R = 0,91$) entre l'activité en ²¹⁰Po et la concentration en Pb total dans les organes de manioc (Figure 8). De même, la corrélation dans le cas du plomb total avec le polonium 210 est positive et significative ($R = 0,85$) dans les organes d'arachide (Figure 9). Les corrélations significatives obtenues entre les activités en polonium 210 et les concentrations en plomb total supposent que ces éléments évoluent de façon

dépendante les uns par rapport aux autres ou qu'ils proviennent des mêmes sources dans ces plantes [46]. Cette corrélation significative entre le polonium 210 et le plomb total laisse voir la relation entre les deux éléments chimiques dans la chaîne de désintégration de l'Uranium 238. En effet, il faut noter que la désintégration du polonium 210 entraîne une augmentation de la teneur en plomb (²⁰⁶Pb stable) [26].

4. Conclusion

Cette étude avait pour objectif d'évaluer la possibilité de contamination des vivriers et du sol par un métal lourd (Pb total) et un radioélément (^{210}Po) à partir de l'utilisation d'herbicide contenant ces éléments chimiques. L'étude a été réalisée sur le manioc et l'arachide des vivriers fortement présents dans l'alimentation des populations africaines.

L'étude montre que le sol conserve une partie des métaux lourds contenus dans l'herbicide dix mois après son utilisation. Parmi les deux éléments chimiques étudiés, on note un transfert important du Polonium 210 et du plomb total du sol aux plantes. Les organes qui accumulent le plus de métaux lourds sont les feuilles. Ces résultats montrent que la consommation de feuilles issues de sols traités à l'herbicide doit se faire avec une très forte modération à cause du taux élevé de contaminants possibles.

Remerciements

Nous tenons à remercier le Laboratoire central de l'environnement (LCE) du Centre Ivoirien Antipollution (CIAPOL) pour son aide dans la réalisation de ce travail. Nous remercions aussi l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) Vienne et le Centre National de l'Energie, des Sciences et des Techniques Nucléaires (CNESTEN) de Rabat (Maroc) de leur aide dans le cadre du projet FS-IVC9008-2101214.

Références bibliographiques

- [1] E. Ekdal, T. Karali, M.M. Saç, ^{210}Po and ^{210}Pb in soils and vegetables in Kucuk Menderes basin of Turkey, *Radiation Measurements* 41 (2006) 72–77.
- [2] M.K. Koffi, Y.A. Assi, J.S. Saki, H.M.G.A. Biego, *Evaluation de l'exposition de la population aux métaux traces (cadmium, mercure, plomb) à travers la consommation des viandes et abats de bœuf et de porc importés*, *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 8(4) (2014) 1594-1603.
- [3] B.R. N'Guessan, Y.C. Amani, A. Toure, *Exploitation agricole à l'ère des herbicides dans le canton zabouo (issia): Vers une agriculture durable?* *Agronomie Africaine* 28(3) (2016) 11-19.
- [4] D. Stéphanie, *Contribution à l'étude de la biodégradation et de la biodisponibilité dans les sols de la mésotrynie et du glyphosate*, Thèse de Doctorat, Université BLAISE Pascal, Clermont-Ferrand 2 (France) (2007).
- [5] agritrop.cirad.fr/587188/1/9782759227082.pdf (consulté le 05/05/2022).
- [6] FAOSTAT: <http://www.fao.org/faostat/fr/> (consulté le 05/05/2022).
- [7] N. Defargea, J. Spiroux de Vendômois, G.E. Séralini, *Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides*, *Toxicology Reports* 5 (2018) 156–163.
- [8] S. Mvondo, G.H. Ben-Bolie, J.M.E. Ema'a, P.O. Ateba, P. Ele Abiama, J.F.B. Ateba, *Study of soil-fern transfer of naturally occurring alpha emitting radionuclides in the Southern Region of Cameroon*, *Journal of Environmental Radioactivity* 180 (2017) 114–119. doi:10.1016/j.jenvrad.2017.10.007
- [9] I.M. Yamazaki, L.P. Geraldo, *Uranium content in phosphate fertilizers commercially produced in Brazil*, *Applied Radiation and Isotopes* 59 (2003) 133–136.

- [10] M.S. Al-Masri, A. Nashawati, Y. Amin, B. Al-Akel, *Determination of ^{210}Po in tea, maté and their infusions and its annual intake by Syrians*, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 260 (2004) 27–34.
- [11] B. Özden, A. Uğur, T. Esetlili, B.Ç. Esetlili, Y. Kurucu, *Assessment of the effects of physical-chemical parameters on ^{210}Po and ^{210}Pb concentrations in cultivated and uncultivated soil from different areas*, Geoderma 192 (2013) 7–11.
- [12] M. Aoun, A.G. Samrani El, B.S. Lartiges, V. Kazpard, Z. Saad, *Releases of phosphate fertilizer industry in the surrounding environment: Investigation on heavy metals and polonium-210 in soil*, Journal of Environmental Sciences 22 (2010) 1387–1397.
doi: 10.1016/S1001-0742(09)60247-3
- [13] A.K. Sam, M.M.O. Ahamed, F.A. El Khang, Y.O. El Nigumi, E. Holm, *Radiological and chemical assessment of Uro and Kurun rock phosphates*, Journal of Environmental Radioactivity 42 (1999) 65–75.
- [14] R. Saifeddine, *Etude de polonium-210 dans le tabac consommé en Tunisie*, Mémoire de Master, Université Tunis El Manar (Tunisie) (2013).
- [15] D.M. Kalonda, A.K. Tshikongo, F.K.K. Koto, C.K. Busambwa, Y.K. Bwalya, H.M. Cansa, J.-L. K. Tambwe, ZIB4 Kalala, A.L. Otshudi, *Profil des métaux lourds contenus dans les plantes vivrières consommées couramment dans quelques zones minières de la province du Katanga*, Journal of Applied Biosciences 96 (2015) 9049-9054.
- [16] D.N. Avadhani, H.M. Mahesh, N. Karunakara, Y. Narayana, H.M. Somashekarappa, K. Siddappa, *Distribution and behaviour of natural radionuclides in soil samples of Goa on the southwest coast of India*, Radioactivity in the environment 7 (2005) 1131-1140.
- [17] J.C. Leblanc, V. Sirot, J.L. Volatier, N.B. Aouachria, *Etude des Consommations Alimentaires de produits de la mer et Imprégnations aux éléments traces, Polluants et Oméga 3 (CALIPSO)*, Afssa, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, INRA (2011).
- [18] D. Diabagaté, S.K. Ouffoué, M.Y. Koffi, V.H. Mel, L. Ouattara, *Effet des paramètres physiques sur la teneur du mercure total (HgT) dans la colonne d'eau d'un système aquatique tropical : Bassin central de lagune Ebrié (Côte d'Ivoire)*, RAMReS Sciences des Structures et de la Matière 5 (2021) 27-39.
- [19] E.-Y. Nho, B. Ardouin, M.F. Le Cloarec, M. Raiiionei, *Origins of ^{210}Po in the atmosphere at Lamto, Ivory Coast: bionias burning and Saharan dusts*, Afin, Environ 30(22) (1996) 3705-3714.
- [20] K.D. Kouamé, O.B. Yapo, L. Méité, *Contamination des Sédiments d'une Lagune tropicale urbaine par les éléments traces métalliques (As, Cd, Cr, Pb, Zn): Cas des baies lagunaires de la ville d'Abidjan (Côte D'ivoire)*, International journal of pure and applied bioscience 4(6) (2016) 204-217.
- [21] T.J.-G. Irié Bi, N. Aka, A. M.-L. Kando, A.S. Coulibaly, S. Monde, *Enrichissement des sédiments de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) en éléments traces métalliques (ETM): influence sur la qualité des sédiments et les organismes benthiques*, Journal of Applied Biosciences 142 (2019) 14448-14463.
- [22] C.A. Guin, N. Aka, B. Adiaffi, B.S. Bamba, N. Soro, *Pollution saisonnière des sédiments de lagune par des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) en zone tropicale humide : cas de la lagune Mondoukou (Sud-Est de la Côte d'Ivoire)*, International Journal of Biological and Chemical Sciences 10(2) (2016) 835-845.
- [23] A. Traore, G. Soro, K. Ahoussi, B. Bamba, N. Soro, J. Biemi, *Niveau de contamination en métaux lourds des sédiments d'une lagune tropicale : la lagune Aghien (Sud-Est de la Côte d'Ivoire)*, Journal Afrique Science 10(3) (2014) 73-88.

- [24] K.J. Kouakou, A.E. Sika, S.J. Gogbeu, K.B. Yao, M. Bounakhla, F. Zahry, M. Tahri, D.O. Dogbo, Y.A. Bekro, D. Baize, *Niveau d'exposition aux éléments traces métalliques (Cd, Cu, Pb, Zn, Ni) de l'amarante (Amaranthus paniculatus L.) et de la laitue (Lactuca sativa L.) cultivées sur des sites maraîchers dans la ville d'Abidjan (Abidjan/Côte d'Ivoire)*, International Journal of Innovation and Applied Studies 10(1) (2015) 21-29.
- [25] weatherbase.com, données climatiques d'Abidjan et d'Abobo (consulté le 20/03/2022).
- [26] F. Coppin, S. Roussel-Debet, *Comportement du ^{210}Po en milieu terrestre: revue bibliographique*, Radioprotection 39 (2004) 39-58.
- [27] A. Samira El, B. Ayoub, B. Azzouz, M. Nezha, E. Toth-Bodrogi, K. Tibor, L. Abdelmourhit, *Transfer of ^{40}K , ^{226}Ra and ^{210}Pb from soil to plants in various locations of El-Jadida agricultural area (north-western Morocco)*, E3S Web of Conferences 314 (2021) 01004.
<https://doi.org/10.1051/e3sconf/202131401004> WMAD21
- [28] C.F. Baes III, R. Sharp, A.L. Sjoreen, R.W. Shor, *A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture*, Oak Ridge National Laboratory, Tenn. (USA), ORNL-5786, September (1984).
- [29] W.J. Westlale, *A one-sided version of the Turkey-Duckworth test*, Technometrics 13(4) (1971)901-903.
- [30] Référentiel pédologique, Association française d'étude des sols, INRA (2008).
- [31] S.C. Lapham, J.B. Millard, J.M. Samet, *Health implications of radionuclide levels in cattle raised near U mining and milling facilities in Ambrosia Lake, New Mexico*, Health Physics 56(3) (1989) 327-340.
- [32] M.M. Prakash, C.S. Kaliprasad, Y. Narayana, *Distribution of ^{210}Po in soils of Virajpet taluk, Coorg District, Karnataka*, Journal of Radiation Research and Applied Sciences 10 (2017) 57-62.
- [33] Y. Narayana, P.K. Shetty, K. Siddappa, *Behavior of ^{210}Po and ^{210}Pb in high background areas of coastal Kerala on the south west coast of India*, Applied Radiation and Isotopes 64 (2006) 396-401.
- [34] D. Baise, *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*, Editions Quae, (1997) 408.
- [35] D. Baise, H. Paquereau, *Teneurs totales en éléments traces dans les sols agricoles de Seine-et-Marne*, Etude et Gestion des sols 4(2) (1997) 77-94.
- [36] A. Kabata-Pendias, H. Pendias, *Trace elements in soils and plants*, Boca Raton (Floride, Etats Unis), CRC Press (1992).
- [37] C. Li W. Wang, Z. Yang, Y. Chen, W. Shao, J. Ji, *An invisible soil acidification: Critical role of soil carbonate and its impact on heavy metal bioavailability*, Scientific Reports 5 (2015) 1-9.
- [38] D.A. Atwood, *Radionuclides in the Environment*, John Wiley & Sons (2013).
- [39] K. Bunzl, W. Kracke, *Distribution of Pb-210, Po-210, stable lead and fallout Cs-137 in soil, plants and moorland sheep of a heath*, Science of the Total Environment 39 (1984) 143-159.
- [40] K.S. Din, *Determination of Po-210 in various foodstuffs and its annual effective dose to inhabitants of Qena City, Egypt*, Science of the Total Environment 409 (2011) 5301-5304.
- [41] R. Bhat, K.R. Sridhar, K.M. Rajashekara, Y. Narayana, *Po-210 bioaccumulation in coastal sand dune wild legumes - Canavalia spp. of southwest coast of India*, Journal of Environmental Monitoring 7 (2005) 856-860.

[42] IAEA, Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. International Atomic Energy Agency, IAEA Safety (2001), Reports Series N°19, Vienne.

[43] V. Kannan, M.A.R. Iyengar, R. Ramesh, *Dose estimates to the public from Po-210 ingestion via dietary sources at Kalpakkam (India)*, Applied Radiation and Isotopes 54 (2001) 663-674.

[44] J. Park, J.-Y. Kim, K.-W. Kim, *Phytoremediation of soil contaminated with heavy metals using Brassica napus*, Geosystems engineering 15 (2012) 9-17.

[45] V.V. Athalye, V. Ramachandran, T.J. D'Souza, *Influence of chelating agents on plant uptake of ^{51}Cr , ^{210}Pb and ^{210}Po* , Environmental Pollution 89(1-2) (1995) 47-53.

[46] H.H. LE Thi, *Distribution et comportement du polonium dans deux anciens sites miniers français*, Thèse de Doctorat 3ème cycle, Université Côte d'Azur (France) (2020).