



Full Length Research Paper

Utilisation du modèle de bilan de masse (mass balance II) pour la quantification des sédiments déplacés dans un site agricole.

Djicknack DIONE^{1,2*}, Papa Macoumba FAYE^{1,2} ; Moussa Hamady SY^{1,2}, Alassane TRAORE^{1,2}, Jean Paul Latyr FAYE^{1,2}, Ababacar Sadikhe NDAO².

¹Institut de Technologie de Nucléaire appliqué (ITNA), Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Fann, Sénégal.

²Département de physique, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Fann, Sénégal.

Received April 2024 – Accepted June 2024



*Corresponding author. Djicknack Dione

Author(s) agree that this article remain permanently open access under the terms of the Creative Commons Attribution License 4.0 International License.

Résumé:

La modélisation de l'érosion des sols par le bilan de masse est une technique nucléaire permettant d'évaluer les sédiments déplacés, un élément perceptible du phénomène d'érosion des sols. Dans ce travail, nous avons utilisé le radionucléide anthropique Cs-137 comme traceur, du fait de son affinité aux particules fines du sol, telles que l'argile et la matière organique, pour estimer les taux d'érosion et de dépôt de sol sur une période d'environ 60 ans, dans un champ de la région de Thiès dans la commune de Niankhene du département de Tivaouane.

L'activité de surface ou l'inventaire de Cs-137 correspondant à notre site de référence est de 276 ± 36 Bq/m². La méthodologie adoptée combine l'utilisation de la technique du Cs-137 et les Systèmes d'Information Géographique (SIG). Les échantillons ont été analysés par spectrométrie gamma, et les activités du Cs-137 (Bq/kg) ainsi obtenues ont été converties en taux de perte ou de gain de sol (t/ha/an) à l'aide de modèle de bilan de masse II.

Le taux d'érosion évalué sur le site d'étude varie entre 1,3 et 43,0 t/ha/an. Cette érosion couvre 79% de la surface du site agricole, étant plus importante au sommet de la pente et diminuant avec l'atténuation de celle-ci. Les 21% restants de la surface du champ agricole subissent un dépôt variant de 8,54 à 45,68 t/ha.

Les modèles de bilan de masse offrent des outils précieux pour quantifier le déplacement des sédiments dans les environnements agricoles afin de mieux comprendre la résilience de nos systèmes agricoles face aux nouveaux défis que constituent nos pratiques culturelles et l'échauffement climatique.

Mots clés: Sol, Érosion, Spectrométrie gamma, Technique du traceur au Césium-137, Mass Balance II, Inventaire, Radionucléides.

Cite this article:

Djicknack DIONE, Papa Macoumba FAYE ; Moussa Hamady SY, Alassane TRAORE, Jean Paul Latyr FAYE, Ababacar Sadikhe NDAO. (2024). Utilisation du modèle de bilan de masse (mass balance II) pour la quantification des sédiments déplacés dans un site agricole. Revue RAMReS – Sci. Appl. & de l'Ing., Vol. 6(1), pp. 43-47. ISSN 2630-1164.

1. Introduction

La préservation des sols dans les systèmes agricoles revêt une importance capitale afin de préserver leur productivité et leur durabilité à long terme. L'érosion des sols et le déplacement des sédiments sont parmi les défis les plus importants qui menacent sérieusement la qualité des terres agricoles. L'érosion des sols ne se limite pas à la perte de la couche arable, riche en nutriments, mais elle participe aussi à la détérioration des cours d'eau environnants par le transport des sédiments, ce qui peut entraîner une sédimentation excessive et la pollution de l'eau [1,2]. L'utilisation du modèle de bilan de masse, en particulier le modèle

Mass Balance II, s'avère être une méthode méthodologique efficace pour mesurer et comprendre ces processus. Ce modèle offre la possibilité de mesurer de manière précise les sédiments déplacés dans les systèmes agricoles en tenant compte des diverses sources d'apports et de pertes de sédiments [3]. Il est crucial d'utiliser ce modèle dans les recherches agricoles afin d'évaluer l'influence des pratiques agricoles sur l'érosion des sols et de développer des stratégies pour réduire les pertes de sols [4]. Le modèle de bilan de masse est employé dans cette étude afin de mesurer la quantité de sédiments déplacés dans un site agricole particulier. L'objectif de cette étude est

d'analyser les apports et les pertes de sédiments afin de fournir des données essentielles sur la dynamique des sédiments dans le domaine agricole, en prenant en considération les diverses pratiques culturelles et les conditions environnementales locales [5]. Les conclusions tirées permettront d'approfondir notre compréhension des mécanismes de l'érosion des sols et de suggérer des actions visant à améliorer la gestion des sols dans les systèmes agricoles.

2. Matériels et méthodes

2.1 Description du site de référence et site d'étude

La localisation du site de l'étude est Niakhène, à environ 184 kilomètres de Dakar, dans le département de Tivaouane, région de Thiès. Cette zone se distingue par des sols sableux très flexibles, mais peu aptes à retenir l'eau et les nutriments, ce qui les rend sensibles à l'érosion, en particulier à cause de l'irrigation et des précipitations. La vulnérabilité de Niakhène est également due au climat, avec des températures moyennes de 27°C et une pluviométrie annuelle de 400 à 600 mm. Les précipitations et les conditions climatiques peuvent aggraver l'érosion et avoir un impact sur l'efficacité des méthodes de gestion de l'eau. Afin de garantir la comparaison et réduire les variations climatiques, le site de référence a été situé à proximité du site expérimental [6]

2.2 Stratégie d'échantillonnage

Un moteur à percussion COBRA et un carottier en tube PVC de 10 cm de diamètre ont été utilisés pour prélever les échantillons de sol. Le premier carottage a été réalisé jusqu'à une profondeur de 75 cm, tandis que les carottages suivants ont été effectués jusqu'à une profondeur de 100 cm. Des sous-échantillons ont été prélevés à des intervalles de profondeur de 0–20 cm et 20–40 cm. En tout, 94 sous-échantillons ont été collectés sur le site expérimental et 53 sur le site de référence.

2.3 Spectrométrie gamma

Les échantillons ont été préparés en les pesant, en les séparant des pierres et des racines, en les tamisant, puis en les plaçant dans des porte-échantillons à leur arrivée au laboratoire de l'Institut de Technologie Nucléaire Appliquée (ITNA). Les échantillons ont été préalablement séchés pendant 24 heures à une température de 80°C, écrasés, sciés (<2 mm) et mélangés. Un fragment de chaque échantillon a été prélevé et placé dans un récipient en plastique cylindrique. On analyse les échantillons à l'aide d'un spectromètre gamma équipé d'un détecteur de germanium de haute pureté, le modèle de CAMBERRA, qui possède une efficacité relative de 15%, une fenêtre en carbone et une résolution énergétique élevée (Germanium Pur à Haute Résolution [HPGe] de type N, avec une plage d'énergie de 10 keV à 10 MeV). La calibration du détecteur a été réalisée à l'aide d'une source multi-gamma certifiée et de deux matériaux de référence (IAEA 327, IAEA 375). Les échantillons sont analysés pendant une durée de 86,000s. L'activité des radionucléides est calculée à l'aide de la spectrométrie gamma et du logiciel GENIE-

2000. La détermination de la quantité de Césium-137 (137Cs) dans chaque échantillon a été réalisée en utilisant la ligne d'énergie gamma de 661 keV associée à ce radionucléide.

2.4 Utilisation du modèle bilan de masse II

Le modèle le plus complet nécessite de considérer les effets variables dans le temps du 137Cs ainsi que le sort des effets fraîchement déposés avant leur incorporation dans la couche de labour par la culture. Ce modèle est principalement employé dans les zones d'érosion où $A(t)$ est inférieur à A_{ref} . La variation temporelle de l'inventaire total 137Cs $A(t)$ peut être représentée par : [7]

$$\frac{dA(t)}{dt} = (1 - \Gamma)I(t) - \left(\lambda + P \frac{R}{d}\right)A(t) \quad (1)$$

$A(t)$: Activité cumulative de 137Cs par unité de surface ($Bq \cdot m^{-2}$)

R : Taux d'érosion ;

d : Profondeur de masse cumulée représentant la profondeur moyenne de la charrue ($Bq \cdot m^{-2}$) ;

λ : Constante de désintégration du 137Cs ;

$I(t)$: Flux annuel de dépôt de 137Cs ($Bq \cdot m^{-2} \cdot an^{-1}$) ;

Γ : Pourcentage des retombées de 137Cs fraîchement déposées enlevées par érosion avant d'être mélangées à la couche de la charrue ;

P : Facteur de correction granulométrique ;

Le flux annuel $I(t)$ pour 137Cs est exprimé comme suit [8]:

$$I(t) = \frac{I_n A_{ref}}{A_n} \quad (2)$$

Avec

I_n Il s'agit d'un hypothétique enregistrement annuel du flux de 137Cs pour un site situé dans l'hémisphère nord, basé sur les enregistrements des 137Cs déposés dans l'hémisphère nord ($Bq \cdot m^{-2} \cdot an^{-1}$) ; A_n ($Bq \cdot m^{-2}$) est l'inventaire actuel pour le record de chute hypothétique de 137Cs ; A_{ref} ($Bq \cdot m^{-2}$) représente l'inventaire de référence 137Cs pour le site de recherche.

La distribution exponentielle des retombées de 137Cs à la surface du profil du sol permet de calculer le pourcentage Γ en se basant sur les paramètres décrits. [9]

$$\Gamma = P_\gamma (1 - e^{-R/H}) \quad (3)$$

P_γ est la proportion de l'apport annuel de 137Cs susceptible d'être enlevée par érosion ; H ($kg \cdot m^{-2}$) est la profondeur de la masse de relaxation de la distribution initiale des retombés de 137Cs dans le profil du sol.

3. Résultats et Discussion

3.1. Site de référence

La distribution verticale de la concentration en ^{137}Cs en profondeur est en constante diminution (Figure 2). Plusieurs recherches ont mis en évidence cette forme de décroissance exponentielle [11]. Le ^{137}Cs se trouvait principalement dans la partie supérieure du profil. Il y avait environ 83% du ^{137}Cs dans les 20 premiers centimètres. Ceci est en accord avec les recherches menées par Mabit et ses collègues [12] qui ont révélé que la majorité du ^{137}Cs se trouvait dans les 15 premiers centimètres du sol. On a constaté la concentration la plus élevée de ^{137}Cs , de $0,85 \text{ Bq kg}^{-1}$, entre le quatrième et le huitième centimètre du profil.

À une profondeur inférieure à 40 cm, le ^{137}Cs n'a pas été repéré. Elle est en dessous de la limite de détection de $0,09 \text{ Bq kg}^{-1}$. Selon l'étude de [13], le coefficient de variation se situe dans la plage acceptable. Avec un écart-type de 36 Bq m^{-2} , l'inventaire de référence est de 276 Bq m^{-2} , ce qui représente un coefficient de variation de 16%. La valeur de référence mesurée dans cette étude est plus faible que celle estimée par le modèle de conversion "Mass Balance II" qui s'élève à $575,84 \text{ Bq m}^{-2}$. [10],

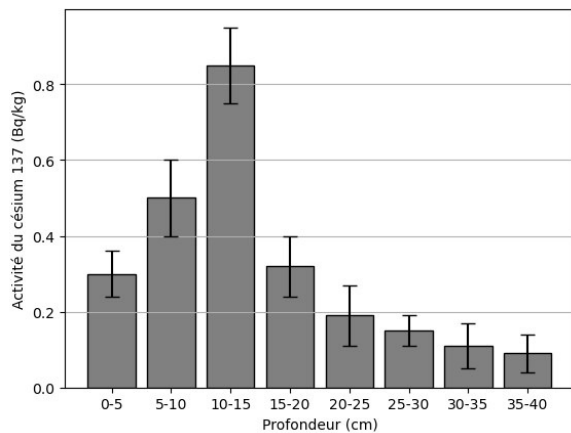


Figure 2: Distribution verticale du ^{137}Cs dans le site de référence

L'inventaire de référence de cette étude est moins important que d'autres inventaires de référence des régions du continent africain dans l'hémisphère nord [14,15], mais proche des inventaires de référence du Bénin [16]. D'une part, cette ressemblance est causée par la localisation géographique de la commune de Niankhene où l'étude est réalisée. Niankhene est une ville du Sénégal située dans le département de Tivaoune de la région de Thiès dans l'Ouest. Les dépôts de césium 137 sont à la fois secs et humides. La masse d'air se déplace habituellement d'ouest en est. Par ailleurs, les précipitations à Tivaoune, d'environ 500 mm par an, sont nettement inférieures à celles du Bénin.

3.2. Site d'étude

De l'analyse de la répartition verticale du ^{137}Cs dans le sol du champ cultivé a révélé que le radioélément se

trouve jusqu'à une profondeur de cm. Ceci est causé par l'emploi de machines agricoles qui provoquent une distribution quasiment homogène du radionucléide ^{137}Cs dans le profil de profondeur en raison de la présence fréquente de mélanges dans le sol agricole (Figure 3). Sur deux transects parallèles, on a recensé le césium 137 sur le site cultivé. Sur les 16 points échantillons pour les deux transects, 4 points présentent des niveaux d'inventaire supérieurs à la valeur de référence de 276 Bq m^{-2} . Ces quatre points de prélèvement sont donc équipés d'un dépôt supplémentaire (Figure 3). Dans votre étude, la variabilité de l'inventaire du ^{137}Cs le long des différents transects révèle l'impact de la topographie, de la pente et des pratiques agricoles sur la répartition des radionucléides. L'inventaire du ^{137}Cs pour le transect 1 oscille entre 124,06 et 690,77 Bq/m^2 , tandis que pour le transect 2 il oscille entre 123,36 et 977,61 Bq/m^2 . Les recherches précédentes, telles que celles menées par Li et al. [17] et Estrany et al. [18], confirment la tendance constatée d'une baisse de l'inventaire du ^{137}Cs , à mesure que la pente augmente. Cette diminution se manifeste notamment au sommet de la pente dans votre étude, où l'inventaire diminue de 82,1 % pour le transect 1 et de 87,4 % pour le transect 2. Par contre, en dessous de la pente, on constate des améliorations en ^{137}Cs de 69,6 % pour le transect 1 et de 77,7 % pour le transect 2, par rapport à l'inventaire moyen. Les variations locales de la pente depuis le sommet jusqu'à la base du champ semblent également avoir un impact sur la répartition du ^{137}Cs le long de la pente. Les apports latéraux de ^{137}Cs semblent être présents au point de prélèvement le plus bas sur le transect 2, ce qui laisse entendre qu'il y a un mouvement et une accumulation du sol dans cette zone. Il est probable que la perte importante de ^{137}Cs soit causée par les méthodes agricoles, le ruissellement et l'absence de mesures de préservation des sols. Le fait que le labour soit dirigé en parallèle avec le ruissellement pourrait encore perturber le sol, ce qui accentuerait la perte de ^{137}Cs .

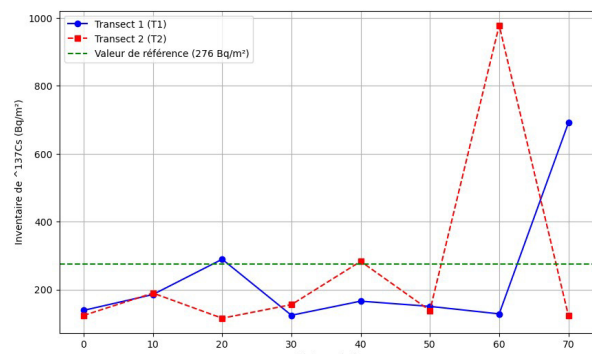


Figure 3 : Inventaires du site agricole le long des deux transects

3.3 Quantification de l'érosion

Les taux d'érosion et de dépôt sont convertis en inventaires basés sur les activités massiques. La conversion est effectuée en utilisant le modèle de conversion : « Modèle de Bilan de Masse 2 (MBM2) ».

Les conditions locales de base ont été utilisées pour déterminer certains des paramètres utilisés dans le modèle MBM2, tandis que d'autres ont été utilisés par défaut. Les paramètres du modèle sont résumés dans le tableau 1

Tableau 1: Paramètres du modèle.

Paramètres	T ₁	T ₂
Densité (kg/m ³)	734	734
Couche de labourage (m)	0,4	0,4
Année du début de culture	1963	1963
Année d'échantillonnage	2020	2020
Profondeur de relaxation	4	4
Facteur proportionnel	0.8	0.8

La densité obtenue est la moyenne des densités des nombreux échantillons collectés, les cultures du site agricole sont attendues vers 1963, le rapport de la précipitation moyenne de juillet, août et septembre (500 mm) à la précipitation annuelle moyenne (600 mm) est appelé facteur proportionnel, le résultat du calcul est de 0,8, le composant proportionnel a été ajouté et ces données sont déjà intégrées dans le programme de conversion « Radionuclides Inventories Conversion » conçu par Walling et al. (2001) [19]. Le tableau 2 présente les résultats de la balance de masse des deux transects.

Pour le transect 1, le taux d'érosion varie de 12.00 tonnes par an à 70.30 tonnes par an, avec un taux d'érosion moyen de 43.96 tonnes par an. Le taux de dépôt varie de 3.00 tonnes par an à 198,03 tonnes par an, avec un taux de dépôt moyen de 72.55 tonnes par an. Five points (T1S01, T1S58, T1S86, T1S114, and

T1S142) indiquent l'érosion, tandis que trois points (T1S10, T1S30, and T1S168) indiquent la déposition, avec une très forte déposition de 63% observée à point T1S168 pour la surface érodée et de 37% pour la surface déposée. On estime que le taux d'érosion pour transect 2 est d'environ 57,91 tonnes par an, avec une plage de 23,70 à 79,40 tonnes par an. Parmi les huit échantillons prélevés, sept présentaient une érosion. On peut utiliser la morphologie de l'agricultural site et l'existence de rochers, de racines ou d'insectes dans les échantillons de terrain collectés pour expliquer la variation des taux d'érosion observés dans le site de recherche à pente. Pour des gradients homogènes, cependant, la raison est maintenue. Obstacles tels que des changements dans la direction du flux ont eu lieu tout au long du transect. La Figure 4 schématise les résultats obtenus par le modèle utilisé.

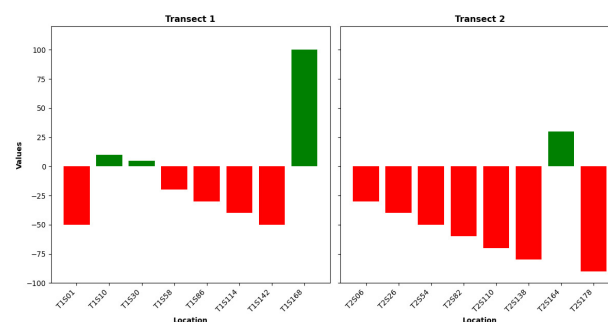


Figure 4 : Quantifications de l'érosion par le modèle

Tableau 2. Résultats obtenus avec le MBMII

Transect 1	MBMII	Observations	Transect 2	MBMII	Observations
T1S01	-56.80	Érosion	T2S06	-78,00	Érosion
T1S10	3.13	Déposition	T2S26	-23,70	Érosion
T1S30	18.02	Déposition	T2S54	-98,40	Érosion
T1S58	-12,00	Érosion	T2S82	-42,00	Érosion
T1S86	-34.80	Érosion	T2S110	-26,50	Érosion
T1S114	-45.90	Érosion	T2S138	-57,40	Érosion
T1S142	-70.30	Érosion	T2S164	435,64	Deposition
T1S168	198.03	Déposition	T2S178	-79,40	Érosion

L'écoulement annuel moyen est de 40,75 tonnes par hectare, mais il peut varier de 12.00 tonnes par hectare par an à 70.30 tonnes par hectare par an. Une différence de 27,2 tonnes par hectare par an est observée entre l'érosion grossière et l'érosion nette. Le taux de dépôt moyen est de 9,58 tonnes par ha par an, avec une plage de 2.84 tonnes par ha par an à 16.31 tonnes par ha par an. Four des points du transect, qui représentent 34 % de la surface déposée et 66 % de la surface érodée, sont érodés. Il y a vingt-cinq pour cent du sédiment fourni.

4. Conclusion

Cette étude a contribué à notre compréhension des dynamiques de l'érosion et du dépôt des sols sur le site agricole de Niankhene, dans la région de Thiès, au Sénégal, grâce à l'utilisation de Cesium-137 (137Cs) et du Modèle de Balance de Masses II (MBMII). Ce nouveau procédé propose un cadre solide pour évaluer le mouvement et l'accumulation du sol, offrant ainsi de nouvelles informations essentielles sur la gestion du sol dans les régions aride et semi-aride. Selon l'analyse, les taux moyens d'érosion et de déposition sont de 43.96 tonnes par hectare par an et de 72.55 tonnes par hectare par an respectivement. Cette étude met en évidence une importante répartition du sol dans l'aire étudiée. De plus, on constate une variation de la répartition de

cerium-137, avec des différences significatives entre les profils qui indiquent des niveaux différents de couverture végétale et de perturbation du sol. L'étude intègre avec succès le modèle MBMII et les observations ^{137}Cs , offrant un outil complet pour évaluer l'érosion et le dépôt du sol. Cette combinaison avance les méthodes nucléaires dans la recherche sur le sol et améliore l'exactitude des estimations d'érosion. Pour prendre des décisions informées sur la gestion des terres, les données quantitatives complètes donnent une vision claire des taux d'érosion et de dépôt du sol. Afin de suivre les évolutions de la dynamique du sol et d'améliorer les stratégies de préservation du sol, il est nécessaire de mettre en place des surveillances régulières en utilisant ^{137}Cs et d'autres techniques complémentaires. Utiliser des méthodes de gestion des sols intégrées, telles que des stratégies de contrôle de l'érosion et une planification de l'utilisation durable des terres, qui prennent en compte les taux d'érosion et de dépôt. Optimiser l'exactitude du MBMII dans l'estimation des taux d'érosion et de dépôt du sol en intégrant des facteurs spécifiques à chaque site. Assurez-vous que les lois et réglementations concernant la gestion du sol et la préservation du sol sont basées sur des données fiables et des modèles prédictifs en utilisant les résultats comme référence. Afin d'améliorer la généralisation des résultats, il est nécessaire de mener davantage d'études pour étudier les conséquences de l'utilisation du sol, de la variabilité climatique et d'autres facteurs sur l'érosion et le dépôt du sol.

Acknowledgements

Les auteurs souhaitent exprimer leur gratitude envers les membres du Laboratoire Atomes Lasers et de l'Institut pour Technologie nucléaire appliquée pour leurs commentaires et leurs échanges.

RÉFÉRENCES

- [1] Borrelli P, Robinson DA, Panagos P, et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Earth-Science Reviews*. 2020;201:102219. doi:10.1016/j.earscirev.2019.102219.
- [2] De Baets S, Poesen J, Knapen A, et al. Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Soil and Tillage Research*. 2011;117:1-7. doi:10.1016/j.still.2019.104482.
- [3] Cerdà A, Rodrigo-Comino J. Controlling and reversing soil degradation by sustainable land management in agroforestry and agriculture: A review. *Science of The Total Environment*.2020;702:134724.doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137073.
- [4] Govers G, Vandaele K, Desmet P. The importance of land use change and terrain structure in the development of gully systems. *Journal of Environmental Management*. 2020;267:109686. doi:10.1016/j.jenvman.2019.109686
- [5] Pagliari M, Marsili A, Servadio P, et al. Changes in some physical properties of a clay soil in central Italy following the use of different implement types. *Environmental Geotechnics*. 2022;9(5):270-282. doi:10.1007/s10064-022-02653-3.
- [6] Djicknack D, Oumar N, Papa MF, Modou M, Alassane T et al. Convert fallout Cs-137 radionuclide inventories into soil erosion deposition rates in Senegal sites. *Int J Environ*

Sci Nat Res. 2022;30(1):556276. <http://doi.org/10.19080/IJESNR.2022.30.556276>.

- [7] Walling D. E., and Webb, B. W. (1996). Erosion and sediment yield: a global overview. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences*, 236, 3-20.
- [8] Zhang, H., Wang, G., Hu, Y., and Zuo, Q. (2017). Global patterns of erosion and sediment yield in river basins and their driving factors: A review. *Earth-Science Reviews*, 170, 85-97.
- [9] Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., and Panagos, P. (2020). An assessment of the global impact of 21st-century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, 11(1), 1-13
- [10] Walling ED, He Q, Zhang Y (2014) Conversion models and related software. In: *Guidelines for Using Fallout Radionuclides To Assess Erosion and Effectiveness of Soil Conservation Strategies*. IAEA-TECDOC-1741. IAEA Publication, Vienna, Austria, pp. 125-148.
- [11] He Q, Walling DE (1997) The distribution of fallout ^{137}Cs and ^{210}Pb in undisturbed and cultivated soils. *Applied Radiation and Isotopes* 48(5): 677-690.
- [12] Mabit L, Benmansour M, Walling DE (2008) Comparative advantages and limitations of fallout radionuclides (^{137}Cs , ^{210}Pb and ^7Be) to assess soil erosion and sedimentation. *Journal of Environmental Radioactivity* 99(12): 1799-1807.
- [13] Sutherland RA (1996) Caesium-137 soil sampling and inventory variability in reference locations: a literature review. *Hydrological Proceedings* 10(1): 43-53.
- [14] Junge B, Mabit L, Dercon G, Walling D E, Abaidoo R, et al. (2010) First use of the ^{137}Cs technique in Nigeria for estimating medium-term soil redistribution rates on cultivated farmland. *Soil Til Res* 110(2): 211- 220.
- [15] Nouira A, Sayouty EH, Benmansour M (2003) Use of ^{137}Cs technique for soil erosion study in the agricultural region of Casablanca in Morocco. *J Environ Radioact* 68(1): 11-26.
- [16] Kouelo AF, Hounngandan P, Azontondé HA, Benmansour M, Rabesiranana N, et al. (2015) Assessment of the level of soil degradation three watersheds affected by intensive farming practices in Benin. *Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences* 3(6): 529-540.
- [17] Li M, Yao W, Li Z, Liu P, Shen Z (2010) Effects of landforms on the erosion rate in a small watershed by the ^{137}Cs tracing method. *Journal of Environmental Radioactivity* 101(5): 380-384.
- [18] Estrany J, Garcia C, Walling DE (2010) An investigation of soil erosion an redistribution in a Mediterranean lowland agricultural catchment using Caesium-137. *International Journal of Sediment Research* 25(1): 1-16.
- [19] IAEA. Updated handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer. *Technical Reports Series No. 472*. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2021. . <https://doi.org/10.2172/965267>.