

**original article** | UDC 630.114:574(477.42) | doi: 10.31210/visnyk2021.03.12**VERTICAL DISTRIBUTION OF ^{137}Cs IN SOILS OF FRESH AND WET SUBORS OF UKRAINIAN POLISSIA**

V. V. Melnyk-Shamrai

ORCID  [0000-0002-3551-5085](https://orcid.org/0000-0002-3551-5085)Zhytomyr State Polytechnic University
Zhytomyr, 103, Chudnivska str., Zhytomyr, 10005, Ukraine
E-mail: org_vvm@ztu.edu.ua

How to Cite

Melnyk-Shamrai, V. V. (2021). Vertical distribution of ^{137}Cs in soils of fresh and wet subors of Ukrainian Polissia. Bulletin of Poltava State Agrarian Academy, (3), 101–109. doi: 10.31210/visnyk2021.03.12

The modern vertical distribution of ^{137}Cs in forest soils of different types of forest growth conditions of Ukrainian Polissya has been analyzed. Investigations were carried out on the sampling areas which were laid down in Narodyshy Forestry. Soil profiles were laid down in typical places in compliance with the standard requirements for conducting these studies. It is possible to establish the same regularities in radionuclide distribution, when studying the ^{137}Cs specific and total activity values in the layers of forest floor of fresh and wet subors of Ukrainian Polissia. Thus, the forest floor in the studied types of forest growth conditions by the value of the analyzed parameters can be placed in the following order: decomposed layer > semi-decomposed layer > modern precipitation. The ^{137}Cs specific activity values in the soil mineral layers are characterized by significantly smaller values compared to the forest floor, and opposite patterns are observed for the total radionuclide activity. The vertical distribution of radionuclides in the soil mineral layers is exponential in nature, and the radionuclide specific and total activity is reduced with depth. It has been established that the main content of ^{137}Cs is concentrated the in 0–24 cm of the soil mineral layer for both types of forest growth conditions. The share of ^{137}Cs gross reserve in the forest floor and soil mineral layers made 18.74 % and 81.26 % in wet subors, and fresh subors – 25.83 % and 74.14 %, respectively. The ^{137}Cs total activity relative content in the forest floor and mineral layers within the limits of one trophotope was analyzed. The analysis of ^{137}Cs gross distribution in the layers of forest floor has shown that in wet subors it is 1.4 times less than in fresh subors. The maximum ^{137}Cs content in the soil mineral layers was observed in the layer of 0–4 cm: in fresh subors it made 24.0 %, and in wet subors – 27.4 %. In the 0–20 cm mineral layer of fresh subors the radionuclide share made 51.7 %, while in wet subors it was 1.3 times higher, respectively. The reliability of the obtained results is confirmed by one-way analysis of variance at 95 % confidence level. Thus, according to the obtained results, it can be maintained that in wet subors there was more intensive ^{137}Cs redistribution between forest floor and soil mineral layers than in fresh subors.

Key words: forest soils, type of forest growth conditions, ^{137}Cs specific activity, total activity, radionuclides distribution.

ВЕРТИКАЛЬНИЙ РОЗПОДІЛ ^{137}Cs У ҐРУНТАХ СВІЖОГО ТА ВОЛОГОГО СУБОРУ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

В. В. Мельник-Шамрай

Державний університет «Житомирська політехніка», м. Житомир, Україна

Проаналізовано сучасний вертикальний розподіл ^{137}Cs у лісових ґрунтах різних типів лісорослинних умов Українського Полісся. Під час вивчення величин питомої та сумарної активності ^{137}Cs у

шарах лісової підстилки свіжого та вологого субору Українського Полісся можна стверджувати про тотожні закономірності щодо розподілу радіонукліда. Шари лісової підстилки у досліджуваних типах лісорослинних умов за величиною показників, що аналізувалися, можна розмістити у такому порядку: розкладений шар > напіврозкладений шар > сучасний опад. Величини питомої активності ^{137}Cs у мінеральних шарах ґрунту характеризуються значно меншими значеннями порівняно з лісовою підстилкою, а для сумарної активності радіонукліду відмічено протилежні закономірності. Вертикальний розподіл радіонукліда в мінеральних шарах ґрунту має експоненційний характер, спостерігається зменшення величин питомої та сумарної активності радіонукліда відносно різної глибини. Встановлено, що основний вміст ^{137}Cs сконцентрований у мінеральному шарі ґрунту 0–24 см в обох типах лісорослинних умов. Частка валового запасу ^{137}Cs у лісовій підстилці та мінеральних шарах ґрунту відповідно становить у вологих суборах – 18,74 % і 81,26 % та свіжих суборах – 25,83 % і 74,14 %. Проаналізовано відносний вміст сумарної активності ^{137}Cs у лісовій підстилці та мінеральних шарах у межах одного трофотопу. При аналізі валового розподілу ^{137}Cs у шарах лісової підстилки встановлено, що у вологих суборах її в 1,4 раза менше порівняно зі свіжими суборами. Максимальний вміст ^{137}Cs відмічено у 0–4 см мінеральному шарі ґрунту: у свіжих суборах він становить 24,0 %, у вологих суборах – 27,4 %. У мінеральному шарі 0–20 см свіжих суборів частка радіонукліда становить 51,7 %, тоді як у вологих суборах – більше у 1,3 раза відповідно. Достовірність отриманих результатів підтверджується однофакторним дисперсійним аналізом на 95 %-му довірчому рівні. Отже, згідно з отриманими результатами можна стверджувати, що у вологих суборах відбувся інтенсивніший перерозподіл ^{137}Cs між лісовою підстилкою та мінеральними шарами ґрунту, ніж у свіжих суборах.

Ключові слова: лісові ґрунти, тип лісорослинних умов, питома активність ^{137}Cs , сумарна активність, розподіл радіонуклідів.

Вступ

Радіоактивне забруднення лісових екосистем характеризується певними специфічними особливостями. Відразу після аварії на Чорнобильській АЕС найбільша кількість радіоактивних елементів затрималась у деревному ярусі рослинності, проте під дією зовнішніх та внутрішніх чинників відбулася поступова міграція радіонуклідів на поверхню ґрунту. Ґрунтовий покрив став основним утримувачем ^{137}Cs та визначив всі подальші стадії вертикальної та горизонтальної міграції радіонуклідів до інших компонентів лісових екосистем.

Ліси Українського Полісся представлені дерново-підзолистими, оторфованими та торф'яними ґрунтами. Для цих ґрунтів характерний низький лісорослинний потенціал, який обумовлюється легким механічним складом, високою кислотністю, значним запасом органічної речовини, низьким вмістом глинистих мінералів, обмінних катіонів, гумусу та малих високодисперсних частинок [10, 12–15, 18]. У соснових насадженнях формується потужний шар лісової підстилки, що підвищує утримуючу здатність радіонуклідів порівняно з листяними та мішаними насадженнями [19]. В результаті такого утримання незначна частина радіоактивних елементів мігрує до гумусово-елювіального горизонту соснових насаджень. Тому можна стверджувати, що вміст радіонуклідів у мінеральних шарах ґрунту прямо залежить від концентрації радіоактивних елементів у лісовій підстилці [10, 23]. Процес перерозподілу ^{137}Cs у лісовій підстилці та мінеральних шарах ґрунту, у різних типах лісорослинних умов проходить із неоднаковою швидкістю, на що суттєво впливає вологість та родючість ґрунту. При збільшенні вологості ґрунту зростає міграційна здатність ^{137}Cs , а за умови підвищення родючості спостерігається зменшення надходження радіонуклідів у глибші шари ґрунту [2, 3, 9].

У роботі [24] досліджено розподіл ^{137}Cs у дерново-підзолистих ґрунтах вологих борів та сугрудів Українського Полісся. Автори з'ясували, що лісова підстилка вологих сугрудів утримує вдвічі менше ^{137}Cs порівняно з вологими борами, проте в останніх відмічено більш інтенсивне переміщення радіонуклідів у глибші шари мінеральної частини ґрунту, ніж у вологих сугрудах. У результаті проведених досліджень [23] було добре описано розподіл питомої активності радіонукліда в мінеральних шарах ґрунту та лісовій підстилці різних типів лісорослинних умов. Лісова підстилка вологого субору утримує – 21,09 %, а вологого бору та сугруду відповідно – 12,41 %, та 1,70 %, а мінеральні шари ґрунту відповідно до типів лісорослинних умов сконцентровують – 78,91 %, 58,59 % та 98,30 %. Як свідчать дослідження [26], через 30 років після аварії на ЧАЕС виявлено переміщення значної кількості ^{137}Cs

до мінеральної частини ґрунту. З'ясовано, що найбільший вміст ^{137}Cs відмічається у 12-ти см шарах і у свіжих борах становить – 54,0 %, свіжих суборах – 40,0 % і вологих суборах – 52,8 % від загальної активності радіонукліду у ґрунті.

У роботі [28] вивчався вертикальний розподіл ^{137}Cs у дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах у віддалений період після Чорнобильської аварії. Найвища питома активність ^{137}Cs зосереджена у верхньому шарі, а отримані значення загального запасу радіонукліду у верхніх 20 м ґрунту на майданчиках перебували в діапазоні від 42 до 1940 кБк/м². У верхньому 10 см шарі ґрунту в середньому містили 94 % від загального запасу ^{137}Cs , а в шарі ґрунту 18–20 см було виявлено менше 1 %. У роботі [20] представлено дані щодо вмісту та вертикального розподілу ^{137}Cs у ґрунтах степової зони на півдні Росії. В результаті досліджень було виявлено, що концентрація та вертикальний розподіл радіонукліда залежить від типу ґрунту, вмісту гумусу, значення рН та регіональних кліматичних умов. Радіоактивне забруднення ґрунтів у соснових лісах Росії [25] свідчать, що для ^{241}Am , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ відмічено підвищену концентрацію у 5-ти сантиметровому шарі ґрунту, тоді як вміст ^{90}Sr рівномірно розподілений на глибину 20 см.

Дослідники з Німеччини [22] провели аналіз вертикального розподілу ^{137}Cs у забрудненому ґрунті ялинового лісу через 12 років після регенерації. Результати досліджень демонструють, що за аналізованого періоду не відбулося помітних змін у вертикальному перерозподілі ^{137}Cs , проте чітко змінилося розмежування між органічним шаром ґрунту та мінеральним ґрунтом з очікуваними ефектами на майбутню біодоступність ^{137}Cs .

У публікації [30] досліджувався вміст ^{137}Cs у коренях різних видів рослин та мінеральних шарах ґрунту. Результати свідчать, що вміст радіонукліда в корінні, взятому на глибині 0–5 см, характеризується меншими значеннями порівняно з ґрунтом, при відборі з глибини 5–10 см відмічено протилежні закономірності. Такі дослідження свідчать про те, що загибель коренів з відносно високими концентраціями активності ^{137}Cs відіграють важливу роль у зміні вертикального розподілу ^{137}Cs у часовій шкалі десятиліть, особливо у глибших шарах ґрунту. Прогнозні моделі сорбції ^{137}Cs у мінеральній частині профілів лісових ґрунтів розглядаються в роботі [21] та свідчать про стійкість забруднення поверхні ґрунту ^{137}Cs до 2030 р.

У роботі [27] було охарактеризовано вертикальну міграцію ^{137}Cs в органічному та мінеральному шарі на ділянках з різним типом лісової рослинності. Дослідження показали, що в японських лісах міграція ^{137}Cs з органічного шару до мінерального була швидшою, ніж у європейських лісах. Розроблені прогнозні моделі показують, що через 10 років після аварії на АЕС Фукусіма, 70 % ^{137}Cs буде зосереджено в мінеральній частині ґрунту, але лише 10 % від загального запасу радіонукліда проникне на глибину 10 см. Вертикальний розподіл ^{90}Sr та ^{137}Cs у ґрунтових розрізах поблизу АЕС Фукусіма [29] показав, що найвищий вміст ^{137}Cs зосереджено в шарі до глибини 5-и см. Крім того ^{90}Sr інтенсивніше мігрував у глибші шари ґрунту порівняно зі ^{137}Cs .

Проаналізувавши літературні джерела, можна відмітити, що в наукових роботах трапляються поодинокі статті, у яких розглядають перерозподіл радіоактивних елементів у ґрунтах лісових екосистем. Вивчення сучасних особливостей вертикального перерозподілу радіонуклідів у ґрунтових профілях лісових екосистем необхідне для прогнозування радіаційної ситуації в майбутньому та обґрунтування можливості використання лісгосподарської продукції. Метою наших досліджень було з'ясувати особливості вертикального розподілу ^{137}Cs у ґрунтах свіжого та вологого субору Українського Полісся. Для досягнення поставленої мети необхідно було розв'язати такі завдання: проаналізувати вміст ^{137}Cs у лісовій підстилці та мінеральній частині ґрунту і дослідити зміну відносного вмісту сумарної активності радіонукліда по ґрунтовому профілю в одному трофотопі.

Матеріали і методи досліджень

Дослідження проводили в Житомирському Поліссі на постійних пробних площах, розташованих у Народицькому лісництві ДП «Народицьке спеціалізоване лісове господарство». Пробні площі розміщувалися згідно з чинними методиками [5, 17]. Ґрунтові профілі закладали в типових місцях з дотриманням стандартних вимог щодо проведення цих досліджень [4, 11]. Опис ґрунтового профілю здійснювали згідно із загальноприйнятими методиками з ґрунтознавства, під час якого детально вивчали морфологічні ознаки: потужність генетичних горизонтів, вологість, забарвлення, механічний (гранулометричний) склад, структура, щільність, тріщинуватість, новоутворення, включення, складення, коренева система рослин і характер переходу до наступних горизонтів (табл. 1) [1, 6, 14, 15].

СІЛЬСЬКЕ ГОСПОДАРСТВО. ЕКОЛОГІЯ

1. Морфологічні ознаки ґрунтів у різних типах лісорослинних умов

Свіжий субір (B ₂)	Вологий субір (B ₃)
H ₀ – 0...10 см – складається з шару відмерлих решток хвої сосни, сучасного опаду сосни, залишків зелених мохів та трав'янистої рослинності; пронизаний корінням рослин і дерев, перехід різкий	H ₀ – 0...13 см – складається з шару відмерлих решток хвої сосни, сучасного опаду сосни, залишків зелених мохів та трав'янистої рослинності; пронизаний корінням рослин, перехід різкий
HE – 0...12 см – темно-сірий, свіжий, піщаний, рихлий, перехід поступовий за забарвленням, пронизаний корінням рослин	HE – 0...20 см – темно-сірий, вологий, зв'язано-піщаний, рихлий, перехід поступовий за забарвленням, пронизаний корінням рослин
E – 12...24 см – світло-сірий, свіжий, рихлий, супіщаний, рідко пронизаний корінням рослин, перехід поступовий за забарвленням	I – 20...40 см – темно-бурий, зв'язано піщаний, вологий, рихлий, рідко пронизаний корінням рослин, перехід поступовий за забарвленням, наявні включення із дрібнозернистої морени
I – 24...32 см – бурувато-коричневий, рихлий, свіжий, супіщаний, перехід поступовий за забарвленням	PI – 40...84 см – біло-жовтий, піщаний, вологий, щільний, із поодинокими включеннями дрібнозернистої морени, перехід поступовий за забарвленням
PI (gl) – 32...64 см – світло-жовтий, свіжий, щільний, легкосуглинковий пісок, перехід різкий за забарвленням	P – 84... см – білий пісок, піщаний, щільний, сирий
P (gl) – 64... см – білий пісок, легкосуглинковий, щільний, свіжий	

Примітки: H₀ – лісова підстилка; HE – гумусово-елювіальний горизонт; E – елювіальний горизонт; I – ілювіальний горизонт; PI – ілювіальний пісок; PI (gl) – ілювіально-оглеєний горизонт; P – материнська порода; P (gl) – материнська порода оглеєна.

Для вимірювання питомої активності ¹³⁷Cs у окремих шарах ґрунтового профілю здійснювали відбір зразків ґрунту. Спочатку відбирали зразки із самого нижнього горизонту, потім із попереднього й так далі, знизу вгору за ґрунтовым профілем. Відбір проб по ґрунтовому профілю здійснювали у десятикратній повторності: лісову підстилку з допомогою шаблону 20 x 30 см за ступенем мінералізації (сучасний опад, напіврозкладений та розкладний шар); ґрунт пошарово за чотирисантиметровими шарами на глибину до 1 м спеціальним пробовідбірником. Підготовка зразків до спектрометричних аналізів включала такі фази: висушування до повітряно-сухого стану, подрібнення й гомогенізацію, заповнення посудин та їх зважування [7]. Вимірювання питомої активності ¹³⁷Cs у зразках ґрунту проводили в радіологічній лабораторії з використанням сцинтиляційної системи спектрометрії «GDM-20». Обробку даних здійснювали з використанням програмного забезпечення системи (WinDAS, M). Вимірювання всіх зразків здійснювали в ідентичних умовах, відносна похибка питомої активності ¹³⁷Cs у зразках не перевищувала 10 %. Статистичну обробку отриманих результатів проводили згідно із загальноприйнятими статистичними методами в пакеті прикладних програм Microsoft Excel та Statistica 10.0.

Результати досліджень та їх обговорення

У ґрунтових профілях свіжих та вологих суборів Українського Полісся спостерігали загальні закономірності щодо розподілу питомої активності ¹³⁷Cs у аналізованих шарах ґрунту (рис. 1).

Виявлено, що для лісової підстилки характерні максимальні значення вмісту радіонуклідів у обох досліджуваних типах лісорослинних умов. Середнє значення питомої активності ¹³⁷Cs у розкладеному шарі лісової підстилки свіжого субору складало 18498±582 Бк/кг, що в 1,2 раза більше, ніж у сучасному опаді та несуттєво перевищував такий (1,1 раза) в напіврозкладеному шарі. У вологих суборах середнє значення аналізованого показника в сучасному опаді становило 10101±213 Бк/кг, що у 1,5 раза менше, ніж середнє значення питомої активності ¹³⁷Cs в нижньому шарі лісової підстилки.

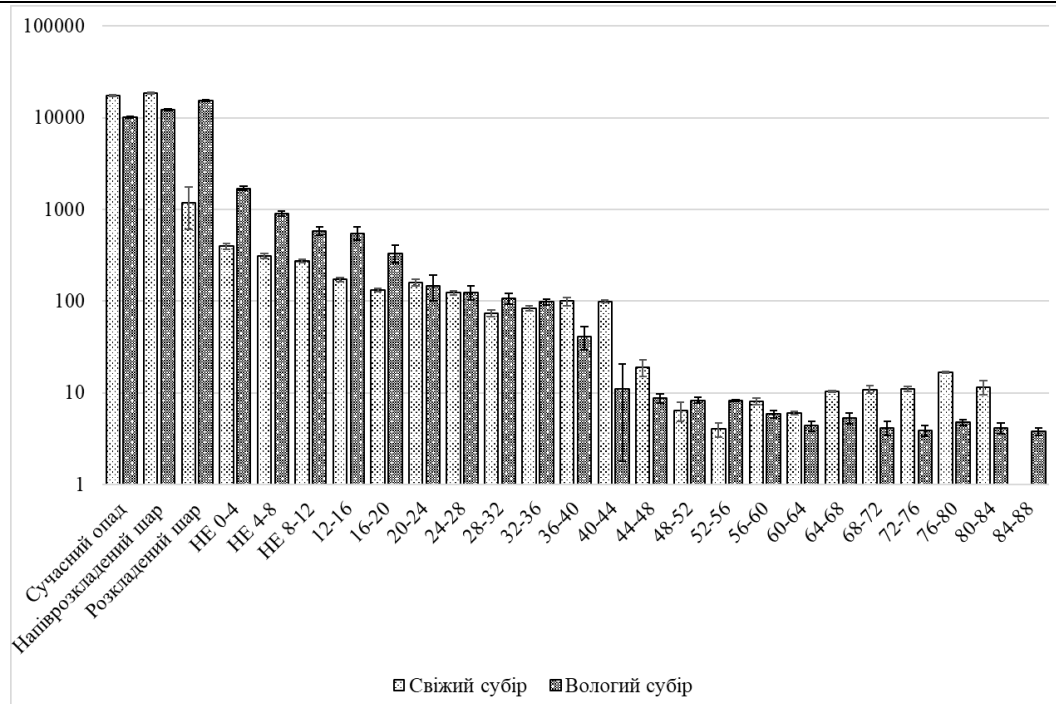


Рис. 1. Розподіл середніх значень питомої активності ¹³⁷Cs у лісовій підстилці та мінеральних шарах ґрунту свіжого та вологого субору

Вміст ¹³⁷Cs у напіврозкладеному шарі лісової підстилки був у 1,2 раза більший, ніж у сучасному опаді та в 1,2 раза менший, ніж у розкладеному шарі лісової підстилки. Існування достовірної різниці між середніми значеннями питомої активності ¹³⁷Cs у певних шарах лісової підстилки підтверджуються результатами однофакторного дисперсійного аналізу (табл. 2). Отримані результати дають можливість розмістити шари лісової підстилки в такому порядку: розкладений шар > напіврозкладений шар > сучасний опад.

2. Значення критеріїв Фішера ($F_{\text{факт.}}$) при порівнянні середніх значень питомої активності ¹³⁷Cs у різних шарах лісової підстилки*

Досліджувані фракції	Тип лісорослинних умов	
	Свіжий субір	Вологий субір
Сучасний опад та напіврозкладений шар	2,5	56
Напіврозкладений шар та розкладений шар	47	39
Сучасний опад та розкладений шар	40	113

*Примітки: $F_{(1;19;0,95)} = 4,4$.

Для мінеральної частини ґрунту відмічено значно менші величини питомої активності ¹³⁷Cs порівняно з лісовою підстилкою. Найвищі значення аналізованого показника відмічені у верхньому (0–4 см) шарі гумусово-елювіального горизонту з подальшим поступовим зменшенням в інших, більш глибоко розташованих шарах. У 0–4 см шарі гумусово-елювіального горизонту свіжих суборів питома активність радіонукліда була в 15,6 раза менша, ніж у розкладеному шарі лісової підстилки, а для вологих суборів – 9,1 раза. Подальший аналіз величин питомої активності ¹³⁷Cs по мінеральних шарах ґрунтового профілю відображає коливання досліджуваного показника між різними шарами.

Порівнюючи величини вмісту ¹³⁷Cs у гумусово-елювіальному горизонті свіжого субору (0–4 см і 4–8 см та 4–8 і 8–12 см) перевищення значень вище розташованих шарів складало 3 та 1,3 раза відповідно, а між 8–12 см та верхньому 12–16 см шаром перевищення першого було несуттєве та становило –1,1 рази. У шарі 12–16 см питома активність радіонукліда в 1,6 раза більша, ніж у 16–20 см шарі,

а 20–24 см шарі в 1,3 раза менша, ніж у 16–20 см. У шарах ілювіально-оглеєного горизонту (32–36 см і 36–40 см, 36–40 см і 40–44 см та 40–44 см і 44–48 см) середні значення питомої активності ^{137}Cs майже однакові, що підтверджується результатами однофакторного дисперсійного аналізу на 95 %-у довірчому рівні: $F_{\text{факт.}} = 0,7 < F_{(1;19;0,95)} = 4,4$, $F_{\text{факт.}} = 1,9 < F_{(1;19;0,95)} = 4,4$ та $F_{\text{факт.}} = 0,007 < F_{(1;19;0,95)} = 4,4$ відповідно. При аналізі розподілу ^{137}Cs між 44–48 см та 48–52 см відмічене суттєве (у 5,3 раза) зменшення вмісту ^{137}Cs . У наступних глибинних шарах (материнська порода) середні значення концентрації радіонуклідів продовжують зменшуватися.

У ґрунтах вологих суборів також відмічається поступове зменшення питомої активності ^{137}Cs з глибиною. У шарі ґрунту на глибині 0–4 см цей показник у 1,9 раза більший, ніж у 4–8 см шарі, який, своєю чергою, перевищує вміст ^{137}Cs у 8–12 см шарі в 1,5 раза, а в шарі 12–16 см майже однакова концентрація ^{137}Cs з попереднім, але в 1,6 раза більша, ніж у 16–20 см шарі. Під час зіставлення результатів досліджень, отриманих у 16–20 см гумусово-елювіальному шарі та 20–24 см ілювіальному шарі, спостерігається зменшення питомої активності ^{137}Cs у 2,3 раза від верхнього до нижнього шару. При аналізі нижче розташованих ілювіальних шарів ґрунту спостерігається поступове зменшення середніх величин концентрації ^{137}Cs (від 145 до 98 Бк/кг). Питома активність радіонукліду на глибині 32–36 см у 2,4 раза вища, ніж на глибині 36–40 см, а на глибині 36–40 см у 3,7 раза вища, ніж на глибині 40–44 см шарі. Починаючи з глибини відбору 40–44 см і до глибини 84–88 см цей показник коливається від 3,7 до 11,1 Бк/кг, що свідчить про низьку концентрацію ^{137}Cs у материнській породі.

Проведено зіставлення відносного вмісту сумарної активності ^{137}Cs у шарах лісової підстилки (в одному трофотопі), але за різної вологості ґрунту по всьому ґрунтовому профілю (рис. 2). При аналізі валового розподілу ^{137}Cs у шарах лісової підстилки встановлено, що у вологих суборах вона становить 18,74 %, що в 1,4 раза менше порівняно зі свіжими суборами. У вологих суборах частка від загального розподілу в сучасному опаді становить – 3,83 %, тоді як у свіжих у 1,5 раза більше (5,92 %).

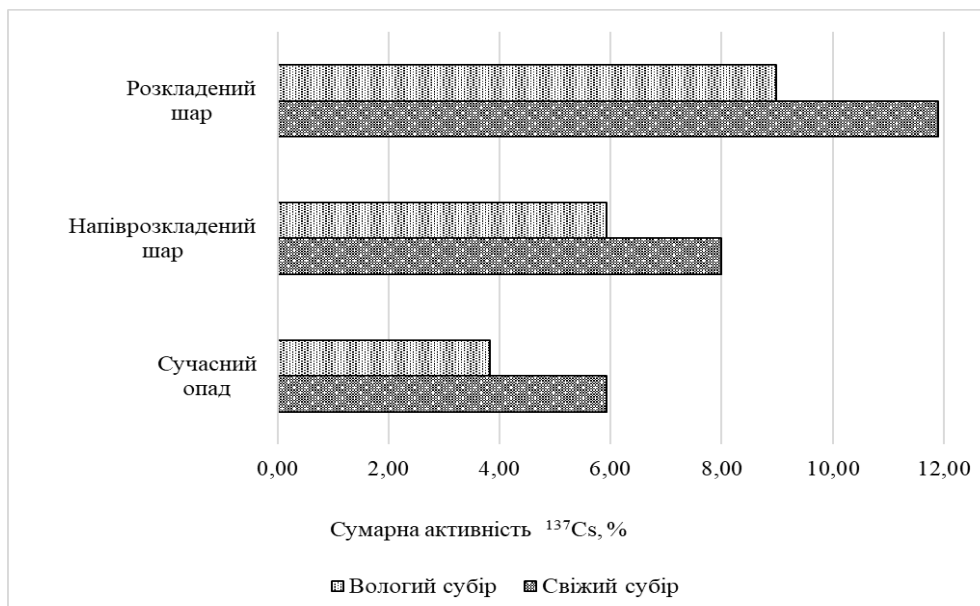


Рис. 2. Відносний розподіл сумарної активності ^{137}Cs у шарах лісової підстилки вологих та свіжих суборів, %

Напіврозкладений та розкладений шар вологих суборів уміщає в 1,3 раза менше радіонуклідів, ніж свіжі субори та характеризується такими показниками відповідно: 5,93 % і 8,98 % та 8,0 % і 11,91 %. Результати аналізу свідчать, що у вологих суборах відбулося інтенсивніше переміщення ^{137}Cs з лісової підстилки до мінеральної частини ґрунту, ніж у свіжих.

Проведено аналіз зміни відносного вмісту сумарної активності радіонукліда в мінеральних шарах ґрунту в одному трофотопі, але за різної вологості ґрунту (рис. 3) від загального розподілу по ґрунтовому профілю. Найвищий вміст ^{137}Cs відмічено у 0–4 см шарі ґрунту, який у вологих суборах становить 27,4 %, що в 1,1 раза більше порівняно зі свіжим субором (24,0 %).

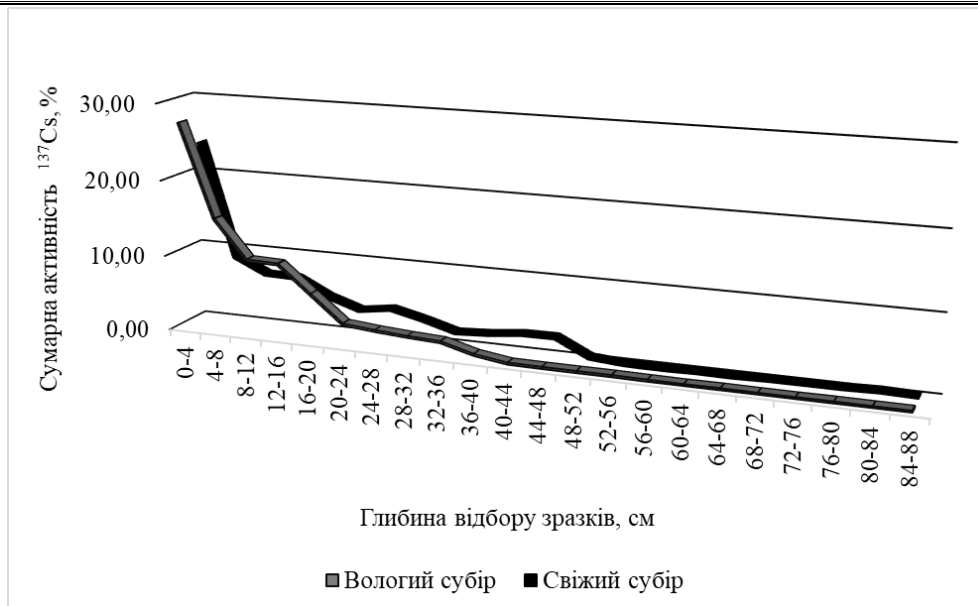


Рис. 3. Відносний розподіл сумарної активності ¹³⁷Cs у мінеральних шарах ґрунту вологих та свіжих суборів, %

Подальший аналіз відносного розподілу сумарної активності радіонукліда в шарах ґрунту показав, що для свіжих суборів характерний значно менший вміст досліджуваного показника порівняно з вологими суборами: 4–8 см у 1,7 раза, 8–12 см – 1,3 раза, 12–16 см – 1,4 раза та 16–20 см – 1,4 раза відповідно. Достовірність отриманих результатів підтверджується однофакторним дисперсійним аналізом на 95 %-у довірчому рівні. Досліджуючи вмісту ¹³⁷Cs у шарах 20–24 см, 24–28 см та 28–32 см, було відмічено, що для вологих суборів характерні менші відсоткові значення, ніж для свіжих у 1,2, 1,6 та 1,4 раза відповідно, а між валовим розподілом радіонукліда в шарі 32–36 см не виявлено суттєвої різниці. Починаючи з шару 36–40 см і нижче за ґрунтовим профілем, виявлено, що частка сумарної активності ¹³⁷Cs у мінеральних шарах свіжих суборів є вищою порівняно з вологими та коливається від 1,4 до 13,8 разів.

У роботах [8–10, 23, 24, 26] приділено значну увагу особливостям розподілу ¹³⁷Cs у лісових ґрунтах різних типів лісорослинних умов Українського Полісся. Дослідники встановили, що основну частку сумарної активності ¹³⁷Cs одразу після аварії утримувала лісова підстилка (до 80 %) [19], у подальшому її роль змінилася. Внаслідок вертикальної та горизонтальної міграції радіонуклідів відбувся перерозподіл валового запасу між ліською підстилкою та мінеральною частиною ґрунту, тому зараз основним депо радіонуклідів є мінеральні шари ґрунту. Крім того дослідники відмітили, що для різних типів лісорослинних умов характерні свої специфічні риси [2, 20, 22]. У публікаціях [21, 27, 29] здійснюється аналіз вертикального розподілу радіонуклідів між органічною та мінеральною частиною ґрунту після аварії на АЕС Фукусіма.

Висновки

На основі проведених досліджень було встановлено, що питома активність ¹³⁷Cs найвища у лісовій підстилці і поступово зменшується в мінеральних шарах ґрунту з глибиною. Аналіз сумарної активності радіонукліда свідчить, що у вологих суборах відбувся швидкий перерозподіл ¹³⁷Cs з ліскової підстилочки до мінеральних шарів ґрунту, ніж у свіжих суборах. Частка валового запасу ¹³⁷Cs у ліскової підстилочки та мінеральних шарах ґрунту відповідно становить: у вологих суборах – 18,74 % і 81,26 % та свіжих суборах – 25,83 % і 74,14 %. Крім того з'ясовано, що основний вміст ¹³⁷Cs сконцентрований у 0–24 см мінеральному шарі ґрунту. Саме тому необхідно здійснювати постійний радіологічний контроль продукції лісового господарства, яка росте на радіоактивно забрудненій території та має неглибоку кореневу систему.

Перспективи подальших досліджень – отримані результати досліджень дають можливість прогнозувати подальший вертикальний розподіл ¹³⁷Cs по ґрунтовому профілю в різних типах лісорослинних умов, а також представляють значний інтерес для з'ясування поведінки радіонукліда в лісових екосистемах.

References

1. Krupskij, N. K., & Polupan, N. I. (1979). *Atlas pochv Ukrainskoj SSR*. Kiev: Urozhaj [In Russian].
2. Bulko, N. I., Shabaleva, M. A., & Kozlov, A. K. (2009). Osobennosti povedeniya ^{137}Cs v sosnovyh nasazhdeniyah razlichnyh tipov lesa na territorii sleda avarii na ChAES. *Vesnik Mazyrskaga Dzyarzhaynaga Pedagogichnaga Źniversiteta imya I. P. Shamyakina*, 2 (23), 3–14 [In Russian].
3. Bulko, N. K., Shabaleva, M. A., Tolkacheva, N. V., & Kozlov, A. K. (2009). Fiziko-himicheskoe sostoyaniya ^{137}Cs v pochvah sosnovoj formacii regionov s razlichnymi tipami chernobylskih vypadenij spustya 20 let posle avarii na ChAES. *Problemy lesovedeniya i lesovodstva*, 69, 516–534 [In Russian].
4. Vedmid, M. M., & Raspopina, S. P. (2010). *Otsinka lisoroslynnoho potentsialu zemel: metodychni posibnyk*. Kyiv: EKO-inform [In Ukrainian].
5. DSTU 3534-97. (1998). *Znaky naturalni lisovporiadni i lisohospodarski. Zahalni vymohy*. (vidpovidno do nakazu № 161 vid 1997-03-31) [In Ukrainian].
6. DSTU ISO 10381-1:2004. *Yakist gruntu vidbir prob. Chastyna I. Nastanovy shchodo skladannia proqram vidbyrannia prob. Chynnyi vid 2004-11-30*. (2004). Kyiv: derzhspozhyvstandart Ukrainy [In Ukrainian].
7. Kaletnyk, M. M., Savushchuk, M. P., Krasnov, V. P. & ta in. (1998). *Instruktsiia z vidboru ta pidhotovky zrazkiv dlia radiometrychnoho kontroliu produktsii lisovoho gospodarstva*. Kyiv: Derzhkomlshosp Ukrainy [In Ukrainian].
8. Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Davydova, I. V., Shelest, Z. M., & Boyko, O. L. (2015). Vertykalnyi rozpodil sumarnoi aktyvnosti ^{137}Cs u gruntakh lisiv Polissia Ukrainy. *Naukovyi visnyk NLTU*, 25 (5), 123–129. [In Ukrainian].
9. Krasnov, V. P. (1998). *Radioekolohiia lisiv Polissia Ukrainy*. Zhytomyr: Volyn [In Ukrainian].
10. Krasnov, V. P., Orlov, A. A., Buzun, V. A., Landin, V. P., & Shelest, Z. M. (2007). *Prikladnaya radioekologiya lesa. Monografiya*. Zhitomir: Polissya [In Russian].
11. Krasnov, V. P., Orlov, O. O., & Vedmid, M. M. (2009). *Atlas roslyn-indykatoriv i typiv lisoroslynnykh umov Ukrainskoho Polissia*. Monohrafiia. Novohrad-Volynskyyi [In Ukrainian].
12. Molchanova, I. V., Mihajlovskaya, L. N., & Kapavaeva, E. N. (1991). Podvizhnost padionuklidov v pochvenno-pastitelnom pokrove avapijnoj zony Chepnobylskoj AES. *Ekologiya*, 3, 89–91. [In Russian].
13. Naryshkin, M. A., Aleksahin, R. M., Molchanov, A. A., & i dr. (1975). Zakonomernosti raspredeleniya radioaktivnyh produktov deleniya globalnyh vypadenij v lesah severa Evropejskoj chasti SSSR. *Lesovedenie*, 4, 104–107. [In Russian].
14. Pozniak, S. P. (2010). *Gruntoznavstvo i heohrafiia gruntiv*. Lviv: LNU imeni Ivana Franka [In Ukrainian].
15. Polupan, N. I., Nosko, B. S., & Kuzmicheva, V. P. (1981). *Polevoj opredelitel pochv*. Kiev:Urozhaj [In Ukrainian].
16. SOU 74.14-37-425:2006. *Metod vidboru prob gruntu dlia radiatsiinoho kontroliu. Chynnyi vid 2006-01-01*. (2006). Kyiv: Ukrainskyyi naukovo-doslidnyi instytut silskohospodarskoi radiolohii Natsionalnogo ahrarnoho universytetu [In Ukrainian].
17. SOU 02.02-37-476:2006. *Ploshchi probni lisovporiadni. Metod zakladannia. Chynnyi vid 2007-05-01*. (2006). Kyiv: Ministerstvo ahrarnoi polityky Ukrainy [In Ukrainian].
18. Tihomirov, F. A., Sanzharova, N. I., & Shpazhnikov, A. A. (1979). Migraciya antropogenykh radionuklidov v sisteme pochva-rastenie v lesnom biogeocenoze. *Problemy Lesnoj Radioekologii*, 38, 83–96. [In Russian].
19. Sheglov, A. I., Cvetnova, O. B., & Bogatyrev, L. G. (2004). Rol lesnyh podstilok razlichnogo genezisa v migracii tehnogenykh radionuklidov. *Vestnik Moskovskogo Universiteta. Seriya: Pochvovedenie*, 4, 1–9 [In Russian].
20. Buraevaa, E. A., Bezuglovab, O. S., Stasova, V. V., Nefedova, V. S., Dergachevac, E. V., Goncharenkod, A. A., Martynenkoa, S. V., Goncharovab, L. Yu., Gorbobv, S. N., Malyshevskyc, V. S., & Vardunyb, T. V. (2015). Features of ^{137}Cs distribution and dynamics in the main soils of the steppe zone in the southern European Russia. *Geoderma*, 259-260, 259–270. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.06.014
21. Chaif, H., Coppin, F., Bahi, A., & Garcia-Sanchez, L. (2021). Influence of non-equilibrium sorption on the vertical migration of ^{137}Cs in forest mineral soils of Fukushima Prefecture. *Journal of Environmental Radioactivity*, 232, 106567. doi: 10.1016/j.jenvrad.2021.106567
22. Eden, M., Felbermeier, B., Mosandl, R., & Völkel, J. (2017). Vertical distribution of ^{137}Cs in the contaminated soil of a spruce forest in Southern Germany 12 years after regeneration cutting. *Forest Ecology and Management*, 406, 402–409. doi: 10.1016/j.foreco.2017.09.060

23. Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Shelest, Z. M., & Boyko, A. L. (2015). ^{137}Cs distribution in sod-podzol forest soil of Ukrainian Polissia. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 16 (3), 247–253. doi: 10.15407/jnpae2015.03.247
24. Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Shelest, Z. M., & Boiko, O. L. (2016). ^{137}Cs redistribution in time in wet bory and sugrudyy soils in forests of Ukrainian Polissia. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 17 (1), 63–68. doi: 10.15407/jnpae2016.01.063
25. Larionova, N. V., Panitskiy, A. V., Kunduzbayeva, A. Ye., Kabdyrakova, A. M., Ivanova, A. R., & Aidarkhanov, A. O. (2021). Nature of radioactive contamination in soils of the pine forest in the territory adjacent to Semipalatinsk test site. *International Journal of Radiation Research*. 19 (1), 113–120.
26. Melnyk, V., & Kurbet, T. (2018). Current distribution of ^{137}Cs in sod-podzolic soils of different types of forest conditions. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5 (10 (95)), 65–71. doi: 10.15587/1729-4061.2018.142613
27. Muto, K., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., & Koarashi, J. (2019). Characterizing vertical migration of ^{137}Cs in organic layer and mineral soil in Japanese forests: Four-year observation and model analysis. *Journal of Environmental Radioactivity*, 208-209, 106040. doi: 10.1016/j.jenvrad.2019.106040
28. Ramzaev, V. P., Barkovsky, A. N., & Varfolomeeva, K. V. (2019). Vertical distribution of ^{137}Cs in soddy-podzolic sandy soil in grasslands and forests of the Bryansk region in 2015–2016. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 12 (3), 27–41. doi: 10.21514/1998-426x-2019-12-3-27-41
29. Sasaki, T., Matoba, D., Dohi, T., Fujiwara, K., Kobayashi, T., & Iijima, K. (2020). Vertical distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in soils near the Fukushima Daiichi nuclear power station. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 326 (1), 303–314. doi: 10.1007/s10967-020-07294-3
30. Sakashita, W., Miura, S., Akama, A., Ohashi, S., Ikeda, S., Saitoh, T., Tomoyuki, S., Masabumi, K., Yoshiki, S., & Kaneko, S. (2020). Assessment of vertical radiocesium transfer in soil via roots. *Journal of Environmental Radioactivity*, 222, 106369. doi: 10.1016/j.jenvrad.2020.106369

Стаття надійшла до редакції 12.08.2021 р.

Бібліографічний опис для цитування:

Мельник-Шамрай В. В. Вертикальний розподіл ^{137}Cs у ґрунтах свіжого та вологого субору Українського Полісся. *Вісник ПДАА*. 2021. № 3. С. 101–109.

© Мельник-Шамрай Вікторія Вікторівна, 2021