РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ТА РОСЛИН УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ

В.А. Грабовський, О.С. Дзендзелюк, А.В. Трофімук

Львівський національний університет імені Івана Франка,
вул. ген. Тарнавського, 107, Львів, 79017
e-mail: trofimuk@electronics.wups.lviv.ua

Представлено результати досліджень забруднення радіоцезієм ґрунтів та рослин регіону Українських Карпат. Відмічено, що в ґрунтах Чорногірського масиву Карпат має місце значно більший вміст радіонукліда порівняно з ґрунтами Прикарпаття та Закарпаття. Досліджено залежність зміни забруднення ^{137}Cs ґрунтів Чорногірського масиву від висоти над рівнем моря та з глибиною. Встановлено порівняно малу здатність накопичувати з ґрунтів радіоцезій рослинами та грибами регіону Карпат, яку пояснено малою доступністю до засвоєння наявного в ґрунті радіонукліда їх кореневою системою.

Радіоактивне забруднення територій, зумовлене аварійними випадіннями, залежить від багатьох факторів, зокрема – від висоти викиду радіоактивних речовин у період аварії, погодних умов під час осаджень, ландшафту місцевості, рослинного покриву, тощо. Вивчення особливостей розподілу радіоактивного забруднення, зумовленого Чорнобильською катастрофою [1], показує підвищений вміст радіонуклідів чорнобильського походження (зокрема, ^{137}Cs) у гірських масивах [2-4]. Гірські ландшафти, які є своєрідними природними перепонами на шляху руху хмар [5], впливають на переміщення повітряних потоків у регіоні і за рахунок більшої порівняно з прилеглими рівнинами кількості атмосферних опадів спричиняють їх збільшене радіоактивне забруднення.

Для дослідження особливостей забруднення постчорнобильським радіоцезієм довкілля регіону Українських Карпат нами протягом останніх років були відібрані проби ґрунтів для визначення щільностей забруднення, а також рослин та грибів з даної території. Проби для аналізу відбиралися на прикарпатських територіях Львівської та Івано-Франківської обл., Чорногірського масиву Карпат (на вершинах гір Говерла (2061 м) та Пожижевська (1822 м), Туркул (1856 м) та Данціж (1848 м), гори Кукуль (1430 м) і на схилах Говерли (1330 м та 1880 м), на березі озера Несамовите (1750 м) і на території географічного стаціонару ЛНУ імені Івана Франка (970 м)), а також на території Закарпатської обл. Для визначення вмісту ^{137}Cs в окремих шарах ґрунту Чорногори було здійснено пошаровий (для шарів на глибинах 0-5 см, 5-10 см, 10-15 см, 15-20 см) відбір проб ґрунтів на вершині г. Говерла, на березі о.Несамовите та на території геостаціонару ЛНУ, де також у першій декаді вересня 2006 р. був здійснений відбір проб на глибину до 20 см посантиметрово, що дозволило визначити як детальний вертикальний профіль розподілу питомих активностей радіонуклідів у приповерхневому шарі ґрунту, так і їхній вміст у кожному сантиметровому шарі. Для характеристики стану забруднення ґрунтів часто використовують поняття щільності його забруднення радіонуклідом, під якою розуміють сумарну

активність радіонукліда у шарі ґрунту товщиною 20 см і площею поверхні 1 м^2, у кБк/м^2. Для її визначення проби ґрунту відбирають «методом конверта» [6].

Вимірювання відібраних і попередньо підготовлених до аналізу проб здійснювались на акредитованому гамма-спектрометрі з детектором ДГДК-100В (атестат акредитації № РЛ 512/04 від 02 липня 2004 року) за стандартними методиками.

Гамма-спектрометричний аналіз показав наявність в ґрунтах регіону Карпат, поряд з природними радіонуклідами (^{40}K та представниками уранових та торієвого рядів – ^{212,214}Pb, ^{212,214}Bi, ^{208}Tl, ^{226}Ra, ^{228}Ac), ізотопу техногенного походження ^{137}Cs. Значення щільностей забруднення ^{137}Cs (у кБк/м^2) ґрунтів регіону Карпат представлені на рис. 1. Як бачимо з наведених на рис. 1 даних, вміст радіоцезію в ґрунтах Прикарпаття (Львівська та Івано-Франківська обл.) для приведених районів приблизно в 5-8 разів менший від його вмісту в ґрунтах Чорногірського хребта. Аналогічна ситуація спостерігається і для ґрунтів Закарпатської області, що підтверджує вплив гірських утворень на збільшення щільності випадінь ^{137}Cs у високогірних ландшафтах.

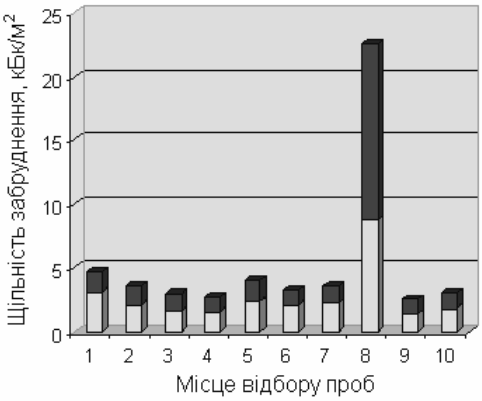

Рис. 1. Щільність забруднення ^{137}Cs в шарах ґрунтів регіону Українських Карпат

Відомо, що рельєф відіграє суттєву роль у формуванні ґрунтів у горах [7] – він впливає на ґрунтоутворення через розчленування, великі перепади висот, різноманітні форми гірських утворень. Варіації теплових і водних режимів, які є похідними рельєфу, також роблять свій вклад у характер ґрунтоутворення і впливають на міграційну здатність радіонукліда у ґрунті певного типу.

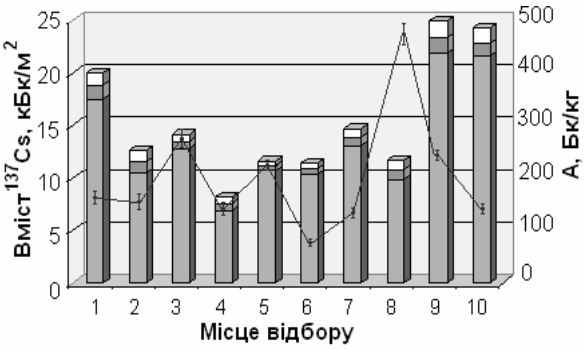

Рис. 2. Залежність вмісту ^{137}Cs в ґрунтах Чорногірського хребта (стовпчики, кБк/м^2) та активності радіоцезію (лінія, Бк/кг) від висоти над рівнем моря: **1** – 2061 м (вершина г. Говерла); **2, 8** – 1888 м, 1330 м (схил г. Говерла); 3 – 1856 м (г. Туркул); **4** – 1848 м (г. Данціж); **5** – 1822 м (вершина г. Пожижевська); **6** – 1750 м (берег оз. Несамовите); **7** – 1430 м (г. Кукуль); **9,10** – 970 м (відкрита та лісова ділянки території геостаціонару ЛНУ ім. І.Франка)

Для ґрунтів Чорногірського масиву, якому притаманне складне поєднання типів і підтипів ґрунтів і де переважно поширені різні види бурозем ів [7, 8], вміст радіонукліда у приповерхневому 20-см шарі ґрунту помітно змінюється з висотою місцевості, з якої була відібрана проба, і досягає максимальних значень на вершині г. Говерли (2061 м) та на території географічного стаціонару ЛНУ (970 м) [9]; проміжних значень вміст цезію набуває на вершині г. Пожижевська (1822 м), г. Туркул (1856 м), г. Кукуль (1430 м), на схилах г. Говерли (1888 м, 1330 м) та на березі о. Несамовите (1750 м) і набуває найменшого значення для ґрунту, відібраного на г. Данціж (1848 м) (рис. 2). У той же час, такої залежності від висоти залягання ґрунту для питомої активності цього радіонукліда не спостерігається. Причиною цього, очевидно, є те, що на значення величини питомої активності, окрім вмісту радіонукліда в шарі ґрунту, впливає ще й

щільність ґрунту – при однаковому вмісті радіонукліда у шарах ґрунтів різних типів його питома активність у кожному виді ґрунту може суттєво відрізнятися саме завдяки різниці у щільності останніх. Як видно з рис. 2, вміст радіоцезію у ґрунтах відкритої і лісової ділянок території географічного стаціонару ЛНУ, які характеризуються різними типами ґрунту (бурозем гірсько-лісовий коротко-профільний сильно-щебенюватий на лісовій ділянці і дерново-буроземний неглибокий на відкритій [9]), є майже однаковим, тоді як його питома активність у них відрізняється майже вдвічі саме завдяки різниці в щільності цих типів ґрунтів. Це ще раз підтверджує те, що саме вміст радіонукліда у поверхневому 20-см шарі ґрунту (тобто щільності забруднення ним ґрунту) дає коректнішу інформацію про стан його забруднення, ніж питома активність.

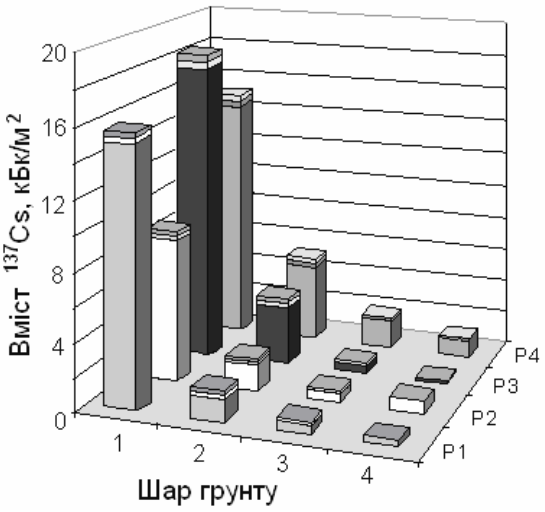

Рис. 3. Залежність щільності забруднення ^{137}Cs в шарах ґрунту з вершини г. Говерли (Р1), берегу о. Несамовите (Р2) та з відкритої та лісової ділянок геостаціонарну ЛНУ (Р3 і Р4): глибина шарів: **1** – 0-5 см; **2** – 5-10 см; **3** – 10-15 см; **4** – 15-20 см.

Міграція осаджених радіонуклідів у ґрунті відіграє важливу роль у часовій зміні забруднення довкілля. На неї впливають різноманітні фактори, найвпливовішими серед яких є процеси дифузії та направленого переносу [10, 11]. Значну роль при цьому відіграють фізико-хімічний та гранулометричний склад ґрунтів і характер рослинного покриву. Важливими є і кліматичні чинники, насамперед – температурний режим території, тривалість літнього та зимового сезонів, вид і інтенсивність атмосферних опадів тощо. Усе це приводить до змін профілю вертикального розподілу вмісту радіонуклідів у ґрунті з часом.

Розподіл вмісту радіоцезію в п’ятисантиметрових шарах ґрунтів на глибину до 20 см на вершині г. Говерла, на території геостаціонару ЛНУ, а також на березі о. Несамовите показаний на рис. 3. З цього рисунка видно, що практично весь запас радіонукліда в розглянутих ґрунтах, незалежно від їх типу і висоти над рівнем моря, зосереджено у верхніх п’ятисантиметрових шарах. Щільність забруднення ^{137}Cs в приповерхневому 20-см шарі ґрунту на вершині г. Говерли та біля її підніжжя практично однакова і становить біля 21±2 кБк/м^2 (0,56±0,5 Кі/км^2); для ґрунту з берега о. Несамовите її значення майже в два рази менше. Однак, розподіл його вмісту з глибиною в цих ґрунтах не відрізняється суттєво, незважаючи на значний перепад висот та відповідні відмінності в температурному та кліматичному режимах вершини Говерли та її підніжжя, а також улоговинної ділянки біля г. Туркул. Конкретизацію розподілу вмісту ^{137}Cs в ґрунті за глибиною для лісової ділянки географічного стаціонару ЛНУ ім. І. Франка було досягнуто шляхом посантиметрового відбору проб [12].

Оскільки розподіл радіоцезію за глибиною залягання в різних типах ґрунтів Чорногори, які знаходяться в інтервалі висот 970-2061 м над рівнем моря, не відрізняється суттєво, то очевидно, що не існує й принципових відмінностей в особливостях міграції даного радіонукліда у цих ґрунтах. Враховуючи те, що коренева система представників рослинності розміщена переважно в верхньому 20-см шарі ґрунту, та спираючись на відмічену особливість верти-

кальних профілів розподілу вмісту ^{137}Cs в ґрунтах Чорногірського масиву, можна було б очікувати помітного забруднення ним деяких видів рослин, зокрема ягідних, а також грибів, міцелій більшості яких розміщений переважно у 5-10 сантиметровому шарі ґрунту [13].

Таблиця 1. Активність ^{137}Cs (*A,* Бк/кг) у органах деяких ягідних рослин Чорногірського хребта та визначені для них коефіцієнти накопичення $K_н$ і переходу $K_п$

Досліджуваний об'єкт			*A*, Бк/кг	$K_н$	$K_п$, м^2/кг, ×10^{-3}
Рослини	Чорниці (г. Пожижевська, 1446 м)	Листя	188±28	0,4±0,06	8,1±1,2
		Пагони	145±19	0,31±0,04	13,8±1,8
	Чорниці (г. Говерла, 1330 м)	Листя	940±122	2±0,26	89,1±11,5
		Стебла	606±60	1,29±0,13	57,5±5,7
		Ягоди	754±158	1,61±0,34	71,5±15
	Чорниці (970 м)	Листя	99±25	0,21±0,05	4,3±1,1
		Стебла	55±27	0,12±0,06	2,4±1,2
	Брусниця (1630 м)	Листя	55±15	0,36±0,09	4,5±1,2
		Стебла	32±16	0,21±0,1	2,6±1,3
		Пагони	56±20	0,37±0,13	4,6±1,6

Результати досліджень забруднення деяких видів ягідних рослин для Чорногори наведено в таблиці 1. Там представлені питомі активності рослин (у Бк/кг сухої маси), а також розраховані коефіцієнти переходу $K_П$ (відношення питомої активності рослини та щільності забруднення ґрунту, у м^2/кг) та $K_Н$ (відношення питомої активності рослини та ґрунту). Відмічені відмінності у здатності накопичувати радіоцезій різними органами чорниці та брусниці. Найбільшою здатністю накопичувати радіонуклід володіє листя чорниці, що узгоджується з відомими раніше даними [14, 15].

Таблиця 2. Активність ^{137}Cs (*A,* Бк/кг) у білих грибах з регіону Карпат та коефіцієнти переходу $K_п$ з ґрунту в гриби

Місце відбору		*A*, Бк/кг		$K_п$, м^2/кг, ×10^{-3}	
		Шапки	Ніжки	Шапки	Ніжки
Львівська обл.	с. Верхнє Синьовидне Сколівський р-н	42-75	49-66	20,6	13,6
	с. Вовче Турківський р-н	106	92	22,5	19,6
Івано-Франківська обл.	с. Вишнів Долинський р-н	55-60	55-106	22,2	39
	с. Березів Косовський р-н	317	192	77,8	46,8
	с. Підмихайля Калушський р-н	78	57	23,7	17,8
	Чорногора	778-907	147-339	40	10
	с. Шешори Коломийський р-н	129	95	35,8	26,4
Закарпатська обл.	смт. Чинадієво Мукачівський р-н	233-333	91	89	35
	с. Жденієво Воловецький р-н	80	71	26,2	23,4

Залежність забруднення ^{137}Cs зеленої маси чорниці на різних висотах відрізняється майже на порядок, що, очевидно, зумовлене як різницею у забрудненні ґрунту радіонуклідом, так і його складом та фізико-хімічними властивостями, зокрема, доступністю наявного в ґрунті радіоцезію до засвоєння рослиною [12, 14, 15].

Про малу доступність наявного в ґрунтах Чорногори ^{137}Cs для засвоєння біологічними об'єктами свідчать малі коефіцієнти переходу в рослини та гриби, які є набагато нижчими від аналогічних для умов Полісся з його піщаними кислими грунтами [12]. Також невеликою є доступність радіонукліда і на Прикарпатті. Так, для прикладу, питома активність ^{137}Cs для чорниці, відібраної на території Чорногірського масиву, становить для листя – в межах 99-940 Бк/кг, для стебел – 55-606 Бк/кг на різних висотах, тоді як для листя та стебла чорниці, відібраної в околі с. Славське Сколівського р-ну Львівської області, – 64 Бк/кг та 32 Бк/кг, відповідно.

Для порівняння особливостей забруднення радіоцезієм грибів Українських Карпат нами було досліджено вміст радіоцезію у білих грибах, відібраних у Прикарпатті, Закарпатті та на території Чорногірського масиву; результати досліджень приведені в табл. 2. Загалом, відмічається майже у півтора рази більша здатність накопичувати радіонуклід у шапках грибів, ніж у їх ніжках. Значення коефіцієнтів переходу радіоцезію для білих грибів і у Прикарпатті, і на Закарпатті мало відрізняються, що свідчить про приблизно однакову доступність наявного у ґрунті радіонукліда до засвоєння грибом. Відмічені відхилення значень $K_{\text{П}}$ для деяких місць, очевидно, можуть бути пояснені як відмінностями у доступності радіонукліда, яка залежить від фази його знаходження у ґрунті (розчинної чи нерозчинної) і значною мірою визначається складом ґрунту, його фізико-хімічними властивостями (зокрема, кислотністю), а також сезонними особливостями накопичення ^{137}Cs плодовим тілом грибів. Так, у [16] відмічається, що, в залежності від вегетаційного періоду, кількість накопиченого радіоцезію плодовим тілом гриба, який зростає на одній і тій же ділянці, може відрізнятися майже на порядок.

Література

1. Барьяхтар В.Г. Чернобыльская катастрофа (К.: Наукова думка, 1995).
2. L. Pourcelota, D. Louvata, F. Gauthier-Lafayeb and P. Stilleb, J. of Environ. Radioactivity, V. 68, Is. 3, 215 (2003).
3. B. Kubica, J.W.Mietelski, J.Golas, S.Skiba et al., Polish Journal of Environmental Studies 11, No.5, 537 (2002).
4. M.A. Sigurgeirsson, O. Arnalds, S.E. Palsson, B.J. Howard et al., Journal of Environmental Radioactivity 79, 39 (2005).
5. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України (Атіка, Київ, 2006).
6. Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах в зоне радиоактивного заражения со средней плотностью до 5 Ku/кв.км цезия-137 (УМКРК, Киев, 1991).
7. Афанасьева Т.В., Василенко В.И. Почвы СССР (Мысль, Москва, 1979).
8. Позняк С.П. та ін. В кн.: Біорізноманіття Карпатського біосферного заповідника (Київ, 1997), с. 80-95.
9. Грабовский В.А., Дзендзелюк О.С., Трофимук А.В. В кн.: Радиация и экосистемы: Материалы международной научной конференции, Под общ. ред.

Е. Ф. Конопли (Гомель, 2008), с. 97 – 101.
10. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. Под ред. Р.М. Алексахина (Энергоиздат, Москва, 1981).
11. Сельскохозяйственная радиоэкология Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. (Экология, Москва, 1992).
12. Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С., Трофімук А.В., Науковий вісник Ужгородського університету, Серія Фізика, Вип. 21, 11 (2007).
13. Л.Г.Бурова, Загадочный мир грибов (Наука, Москва,1991).
14. Орлов О.О., Короткова О.З. Науковий вісник УДЛУ, вип. 10.2, 34 (2000)
15. А.Н. Переволоцкий. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах (РНИУП "Институт радиологии", Гомель, 2006).
16. Зарубина Н.Е. В кн.: Радиация и экосистемы: Материалы международной научной конференции, Под общ. ред. Е. Ф. Конопли (Гомель, 2008), с.24-28.

RADIONUCLIDE CONTAMINATION OF SOILS AND PLANTS OF THE UKRAINIAN CARPATHIANS

V.A.Hrabovskyy, O.S. Dzendzelyuk, A.V.Trofimuk

Lviv Ivan Franko National University, gen. Tarnavskyy Str. 107, Lviv, 79017
e-mail: trofimuk@electronics.wups.lviv.ua I

Contamination of soils and plants, originating from the Ukrainian Carpathians area, by radiocaesium is analyzed. A considerably higher content of the radionuclide is noted for the soils of the Chornohora mountainous area in comparison with the fore- and trans-Carpathian soils. The dependence of variation of the ^{137}Cs contamination in the soils of the Chornohora are on the altitude and depth is studied. A relatively low radiocaesium accumulation by Carpathian plants and mushrooms is explained by its low accessibility for digesting by the plant rootage..