

**Матеріали конференції молодих вчених і аспірантів
Інституту електронної фізики НАН України
(Ужгород, 14–19 травня 2007 р.)**

**ГАММА-ВИПРОМІНЮЮЧІ РАДІОНУКЛІДИ
В ОБ'ЄКТАХ ДОВКІЛЛЯ ЧОРНОГІРСЬКОГО
МАСИВУ КАРПАТ**

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

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

Представлено результати дослідження забруднення радіоцезієм ґрунтів та деяких представників рослинності (у т. ч. лікарської сировини, грибів) Чорногірського масиву Карпат. Спостережену залежність рівня забруднення ^{137}Cs ґрунтів масиву від висоти над рівнем моря пояснено як особливостями радіоактивних осаджень у поставарійний період, так і природною специфікою масиву (насамперед – фізико-хімічними та гранулометричним складом його ґрунтів) та особливостями міграції радіонукліду в них. Порівняльний аналіз забруднення рослин з Чорногори та Шацького національного природного парку показав суттєвий вплив закріплення радіонукліду на його доступність для засвоєння рослинами.

Аварія на четвертому блоці Чорнобильської АЕС (26 квітня 1986 р.) стала найбільшою техногенною катастрофою в історії людства, в результаті якої в навколишнє середовище потрапило, згідно з проведеними розрахунками, близько 50 МКі [1] радіонуклідів – продуктів поділу та їх наступного розпаду. Викинуті в атмосферу (на висоту до понад 2000 м) аерозольні радіоактивні частинки розсіялися по величезних територіях, зумовивши їх радіонуклідне забруднення. Сильно забрудненими виявилися великі площі території України [2], Білорусі та Росії [3]. Однак, суттєві рівні постчорнобильського забруднення спостерігалися і на територіях інших європейських країн

[3], а сліди чорнобильських випадінь виявлено практично на всій Землі.

Зважаючи на аеральний шлях поширення постчорнобильських випадінь, гірські масиви стали своєрідними природними перепонами на шляху хмар з радіоактивними викидами, зумовивши радіоактивні опади безпосередньо у гірських ландшафтах та в передгір'ях. [3, 4, 5]. До них відноситься, зокрема, і найвищий в Українських Карпатах масив Чорногірського хребта (який характеризується перепадом висот від 700 м до 2061 м над рівнем моря, різноманітними ґрунтами та рослинним покривом, а також специфічними кліматичними умовами [6]).

Для дослідження особливостей забруднення постчорнобильським радіоцезієм довкілля Черногори нами в кінці червня – на початку липня 2005 р. було відібрано проби ґрунтів для визначення щільностей забруднення. Ґрунти для аналізу відбиралися як на вершинах гір Говерла (2061 м над рівнем моря) та Пожижевська (1822 м), так і на схилах Говерли (1330 м та 1880 м), в улоговинній ділянці між г. Туркул та г. Пожижевська (на березі о. Несамовите, 1750 м) і на території географічного стаціонару ЛНУ імені Івана Франка (970 м). Для визначення вмісту радіонукліду в окремих шарах ґрунту тоді ж 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 та на території геостаціонару ЛНУ. На території останнього у першій декаді вересня 2006 р. було здійснено також 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 (або ж щільність забруднення радіонуклідом відповідного шару ґрунту, у кБк/м^2) в кожному сантиметровому шарі.

Для визначення ступеня забруднення радіоцезієм представників рослинного світу та розрахунку відповідних коефіцієнтів його переходу з ґрунту в окремі види рослин та їх органи на території масиву у вищевказані періоди часу були відібрані проби ягідних (чорниці, брусниці, суниці) та лікарських (подорожника, підбілу, кінського щавлю, деревію) рослин, а також грибів (білих та польських грибів, лисичок, сирійжок, синяків, ячників).

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 у ґрунтах Чорногірського

масиву, поряд з природними радіонуклідами (^{40}K та представниками уранових та торієвого рядів – $^{212,214}\text{Pb}$, $^{212,214}\text{Bi}$, ^{208}Tl , ^{226}Ra , ^{228}Ac), ізоотопу техногенного походження ^{137}Cs . Аналогічний набір радіонуклідів було зареєстровано авторами [4] і в ґрунтах Польських Татр, де, крім них, було виявлено також і альфавипромінюючі ізоотопи плутонію чорнобильського походження $^{238,239,240}\text{Pu}$. Наявність ізоотопів плутонію можлива і в ґрунтах Черногори, однак для підтвердження чи спростування цього потрібно здійснити їх радіохімічне виділення та спектрометричний альфа-аналіз, проведення яких завданням даної роботи не передбачалося.

Питомі активності наявних у ґрунтах радіонуклідів показано в табл. 1. Там же наведено їх вміст у приповерхневому 20-см шарі ґрунту (під вмістом – щільністю забруднення ґрунту радіонуклідом – розуміють активність радіонукліда, присутнього у шарі ґрунту глибиною 0-20 см та площею поверхні 1 м^2).

З наведених у табл. 1 даних видно, що для природних радіонуклідів (як ^{40}K , так і членів радіоактивних рядів) не спостерігається залежності їх вмісту в ґрунтах масиву від висоти над рівнем моря – кількість природних радіонуклідів визначається головно фізико-хімічним (мінеральним) складом ґрунту [7], що добре узгоджується з відомими з літератури даними [3, 7, 8].

Зовсім інакше виглядає ситуація з техногенним ^{137}Cs . Вміст радіонукліду у приповерхневому 20-см шарі ґрунту помітно змінюється з висотою місцевості, з якої було відібрано пробу, і досягає максимальних значень на вершині г. Говерли (2061 м) та на території географічного стаціонару ЛНУ (970 м); проміжних значень вміст цезію набуває на вершині г. Пожижевська (1822 м), на схилах г. Говерли (1888 м, 1330 м), і набуває найменшого значення для ґрунту, відібраного на березі о. Несамовите (1750 м) (рис. 1). У той же час такої залежності від висоти залягання ґрунту для питомої активності

цього радіонукліду не спостерігається. Причиною цього, очевидно, є те, що величину питомої активності, окрім вмісту радіонукліду в шарі ґрунту, визначає ще й щільність ґрунту – при однаковому вмісті радіонукліду у шарах ґрунтів різних типів його питома активність у кожному виді ґрунту може суттєво відрізнятися саме

завдяки різниці у щільності останніх. Так, для прикладу, вміст радіоцезію у ґрунтах відкритої і лісової ділянок з географічного стаціонару ЛНУ є майже однаковим (біля 22 кБк/м²), тоді як його питома активність у них відрізняється майже у 2 рази завдяки саме різниці у щільності ґрунтів (рис. 1, позиції 6, 7).

Таблиця 1. Значення питомих активностей A (Бк/кг) та вмісту D (кБк/м²) гамма-випромінюючих радіонуклідів у ґрунтах Черногірського масиву

Місце відбору (висота над рівнем моря, м)	¹³⁷ Cs		⁴⁰ K		²¹² Bi		²¹⁴ Bi		²⁰⁸ Tl		²³² Th		²¹² Pb		²¹⁴ Pb		²²⁸ Ac	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
г. Говерла (2061 м)	231	19,2	150	4,0	-	-	4	4,3	5	1,1	-	-	41	1,0	25	0,4	16	1,9
схил г. Говерла (1880 м)	143	11,5	503	3,9	-	-	28	2,2	11	0,9	32	2,5	57	4,5	11	0,8	31	2,5
г. Пожижевська (1822 м)	209	11,1	366	2,6	71	2,0	26	2,6	4	0,8	27	1,3	42	1,5	18	0,9	27	1,7
о. Несамовите (1750 м)	125	8,10	466	3,3	-	-	36	1,8	9	1,3	36	2,0	42	2,6	19	1,3	36	1,1
схил г. Говерла (1330 м)	429	10,7	-	-	-	-	123	2,8	17	0,4	54	1,2	-	-	163	0,4	54	1,2
геостаціонар ЛНУ (970 м)	322	22,8	342	3,6	78	3,0	26	4,3	5	0,9	37	2,5	43	1,6	19	0,7	36	1,4

Отримані нами результати розподілу вмісту ¹³⁷Cs в ґрунтах Черногори за висотою їх розміщення над рівнем моря не зовсім узгоджуються з аналогічними результатами, отриманими в роботах [3, 8] при дослідженні радіоактивності ґрунтів Польських Татр. Автори [3] знайшли, що максимальний вміст радіонукліду в ґрунтах Татр припадає на висоти біля 1300 м над рівнем моря, а його підвищений вміст у долинах між горами може бути зумовлений «змиванням» ¹³⁷Cs з крутосхилів. Однак, врахуванням лише «змивання» не можна, на нашу думку, пояснити спостережувану на рис. 1 залежність вмісту радіоцезію в ґрунтах Черногірського масиву від висоти. Очевидно, свою роль тут відіграв і розподіл за висотами аерозольних частинок у радіо-

активних хмарах під час постчорнобильських випадень, і кліматичні особливості регіону масиву, і фізико-хімічний та гранулометричний склад ґрунтів, їх рослинний покрив, які й зумовили специфіку наступної міграції осаджених радіонуклідів.

Міграція осаджених радіонуклідів у ґрунті з часом зумовила відповідну часову зміну вертикального профілю їх вмісту в ґрунтах. На неї, як відомо, впливає низка чинників, найвпливовішими серед яких є дифузія та напрямлене перенесення [9, 10]. Суттєво впливають і кліматичні чинники [10, 11], зокрема температурний режим території, тривалість літнього та зимового сезонів, вид і інтенсивність атмосферних опадів тощо.

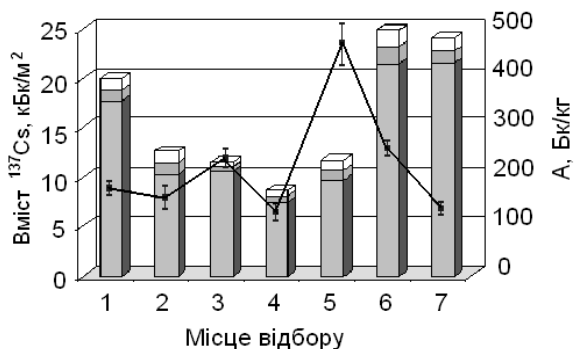


Рис. 1. Залежність вмісту ¹³⁷Cs в ґрунтах Чорногірського хребта (стовпчики, kBq/m²) та активності радіоцезію (лінія, Bq/kg) від висоти над рівнем моря: 1 – 2061 м (вершина г. Говерла); 2, 5 – 1888 м, 1330 м (схил г. Говерла); 3 – 1822 м (вершина г. Пожижевська); 4 – 1750 м (берег о. Несамовите); 6, 7 – 970 м (відкрита та лісова ділянки території географічного стаціонару ЛНУ ім. І.Франка).

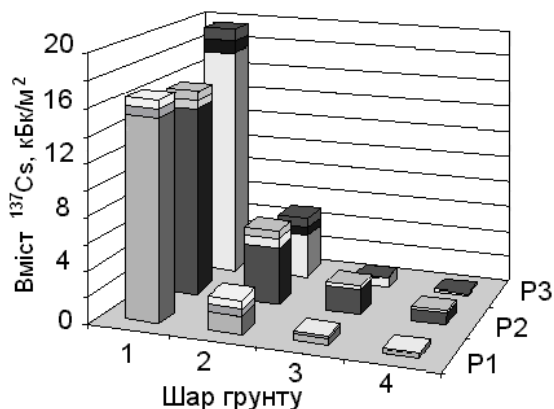


Рис. 2. Залежність щільності забруднення ¹³⁷Cs в шарах ґрунту з вершини г. Говерли (P1), з відкритої та лісової ділянок географічного стаціонару ЛНУ (P2 і P3): глибина шарів: 1 – 0–5 см; 2 – 5–10 см; 3 – 10–15 см; 4 – 15–20 см

Розподіл вмісту радіоцезію в п'ятисантиметрових шарах ґрунтів на глибину до 20 см на вершині г. Говерла та на території геостаціонару ЛНУ станом на 2006 р. показано на рис. 2. На рис. 3 представлено посантиметровий розподіл вмісту ¹³⁷Cs у ґрунті лісової ділянки з території геостаціонару. З цих розподілів можна зробити наступні висновки:

- біля 80 % усього запасу радіонуклідів в розглянутих ґрунтах зосереджено у їх верхніх п'ятисантиметрових шарах;
- сумарний вміст (щільність забруднення) ¹³⁷Cs в приповерхневому 20-см шарі ґрунту на вершині г. Говерли та біля її підніжжя практично однаковий і становить біля 21±2 kBq/m² (0,56±0,5 Ки/км²), а розподіл його вмісту з глибиною в цих ґрунтах суттєво не відрізняється;
- незважаючи на значний (понад 1000 м) перепад висот та відповідні відмінності в температурному та кліматичному режимах вершини Говерли та її підніжжя, не спостерігається значного впливу останніх на профілі вертикального розподілу (а, отже, і особливості міграції) радіоцезію у відповідних ґрунтах.

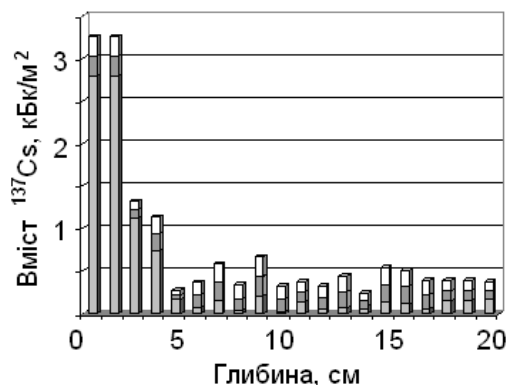


Рис. 3. Залежність від глибини щільності забруднення ¹³⁷Cs ґрунту, відібраного на лісовій ділянці території стаціонару ЛНУ імені Івана Франка

Враховуючи таку особливість вертикальних профілів розподілу вмісту ¹³⁷Cs у ґрунтах Чорногірського масиву, слід було б очікувати помітного забруднення ним деяких представників рослинного світу, коренева система яких розміщена переважно у приповерхневому шарі ґрунту. До останніх, зокрема, належать гриби, міцелій більшості видів яких розміщений переважно саме у 5–10-сантиметровому шарі ґрунту [12], а також багато видів лікарських рослин, у т. ч. деякі ягідні.

Таблиця 2. Активність ^{137}Cs A (Бк/кг) у зеленій масі деяких рослин Чорногірського хребта та Шацького національного природного парку (ШНПП) і коефіцієнт переходу K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$).

Вид рослин	Чорногора				ШНПП			
	Листя		Стебла		Листя		Стебла	
	A (Бк/кг)	K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}	A (Бк/кг)	K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}	A (Бк/кг)	K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}	A (Бк/кг)	K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}
Чорниця	100-940	4-41	55-606	2,4-26	222-389	54-96	175-215	43-53
Брусниця	82±49	3,6±2,1	87±44	3,7±2	176-321	43-79	113-185	27-45
	A (Бк/кг)		K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}		A (Бк/кг)		K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}	
Суниця	130±78		5,6±3,4					
Подорожник	88±45		3,8±2		81±11		21±2,7	
Деревій	64±51		2,7±2,2		25±14		7±3,4	
Підбіл	73±67		3,1±2,9					
Кінський щавель	19±15		0,8±0,6					

Таблиця 3. Активність ^{137}Cs A (Бк/кг) у грибах з території Чорногірського хребта та Шацького національного природного парку (ШНПП) і коефіцієнти переходу K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$)

Вид грибів	Чорногірський масив				ШНПП			
	Шапки		Ніжки		Шапки		Ніжки	
	A (Бк/кг)	K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}	A (Бк/кг)	K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}	A (Бк/кг)	K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}	A (Бк/кг)	K_p ($\text{м}^2/\text{кг}$), 10^{-3}
Синяк	360±72	16±3	170±68	7±3	2811±120	690±30	1032±88	253±21
Білий гриб	907±73	39±3	237±47	10±2	180-1210	44-297	117-766	73-188
Лисички	598±119	26±5	256±94	11±4	1380-3127	334-768	1317-2367	323-582
Польський гриб	252±35	11±2	255±59	11±2	1560- 4180	383- 1027	1691- 3370	415-828
Сироїжка зелена	51±26	2,2±1,1	30±24	1,3±1	1860- 4580	457- 1125	657-1420	161-349
Ячник	159±64	7±3	199±80	9±3,5				

Результати аналізу питомої активності ^{137}Cs у зеленій масі та окремих органах деяких видів рослин (в повітряно-сухому стані) та розрахованих коефіцієнтів переходу радіонукліду з ґрунту в рослини K_p (значення K_p розраховується як відношення питомої активності радіонукліду в рослині A_p (Бк/кг) до щільності забруднення ним ґрунту A_s (Бк/м²) [10]) з території Чорногори показано у табл. 2, а грибів – у табл. 3; для порівняння там же наведено дані щодо забруднення відповідних рослин та грибів Шацького національного природного парку (ШНПП), отримані нами на протязі останніх 5 років. Аналіз представлених у табл. 2 і 3 результатів дозволяє стверджувати, що питомі актив-

ності ^{137}Cs в рослинах Чорногори порівнянні, а для більшості грибів – набагато менші за аналогічні показники для рослин і грибів з ШНПП, а коефіцієнти накопичення ^{137}Cs у рослинах Чорногірського масиву на порядок, а для деяких видів грибів – і на понад два порядки менші за аналогічні для відповідних рослин та грибів з ШНПП. Враховуючи те, що вміст ^{137}Cs у ґрунтах Чорногори становить в межах 10-22 кБк/м², а в ШНПП – 3,7-5 кБк/м² [13], можна припустити, що зазначені відмінності у коефіцієнтах накопичення радіонукліду на їх території зумовлені різною доступністю радіоцезію до засвоєння рослинами. Адже відомо, що найдоступнішою для засвоєння рослинами

фазою перебування радіонукліду в ґрунті є водорозчинна [11, 14, 15]. У той же час кількість цієї фази суттєво залежить від виду ґрунту – як показано у [15], у збіднених на гумус ґрунтах її частка у понад 2 рази більша, ніж у збагачених.

Оскільки ґрунти ШНПП набагато бідніші на гумус, ніж ґрунти Чорногори, саме це може спричинювати спостережувану відмінність значень коефіцієнтів переходу радіоцезію в ланці ґрунт-рослина на вказаних територіях.

Література

1. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В.Г. Барьяхтара. (Наукова думка, К., 1995).
2. Охорона навколишнього природного середовища в Україні. 1994-1995. (В-во Раєвського, К., 1997).
3. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident (Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 1998).
4. В.Кубика, J.W.Mietelski, J.Golas, S.Skiba et al., Polish J. Environmental Studies 11, No.5, 537 (2002).
5. M.A. Sigurgeirsson, O. Arnalds, S.E. Palsson, B.J. Howard et al., J. Environmental Radioactivity 79, 39 (2005)
6. Чорногірський географічний стаціонар. Навчальний посібник (Львів, 2003)
7. В.И. Баранов, Н.А. Титаева, Радиогеоология (Изд-во Моск. ун-та, Москва, 1973).
8. В. Kubica, Kosmos – Problemy nauk biologicznych 51, Nr. 4, 407 (2002).
9. В.М. Прохоров, Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование./ Под ред. Р.М. Алексахина (Энергоиздат, Москва, 1981).
10. Сельскохозяйственная радиозкология / Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. (Экология, Москва, 1992).
11. А.Н. Переволоцкий, Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах (РНИУП "Институт радиологии", Гомель, 2006).
12. Л.Г. Бурова, Загадочный мир грибов (Наука, Москва, 1991).
13. V.Hrabovskyu, O. Dzendzelyuk, I. Katerynchuk, Yu. Furgala, J. Environmental Radioactivity 72, 25 (2004).
14. M.Vinichuk, K.Johanson, I.Nilsson, J. Environmental Radioactivity 78, 77 (2005).
15. М.М.Винничук, К.Йохансон, М.И.Долгилевич, Доп. НАН України 4, 172 (2003).

GAMMA-EMITTING RADIONUCLIDES IN THE ENVIRONMENTAL OBJECTS OF THE CARPATHIAN CHORNOHORA MASSIF

V.Hrabovskyu, O.Dzendzelyuk, A.Trofimuk

Ivan Franko Lviv National University,
Gen. Tarnavskyu str. 107, Lviv, 79017
e-mail: grabovsky@electronics.wups.lviv.ua

Radiocaesium concentration in the soils and some representatives of vegetation (including medical herbs and mushrooms) in the Chornohora massif of the Ukrainian Carpathians is studied. The altitude dependence of ^{137}Cs content in the soils observed is explained by the features of radioactive fallouts in the post-Chernobyl period, a natural specific character of the massif (mainly the physical and chemical properties and grading of the soils) and the features of radionuclide migration in the soils. A comparative analysis for the contaminations of plants taken from the Chornohora and the Shatsk National Natural Park has testified an essential influence of the radionuclide fixing in the soils upon its assimilation by plants.