

УДК 614.876:631.416

Грабовський В.А., Дзензелюк О.С., Трофімук А.В. (Україна, Львів)

ВПЛИВ ПРИРОДНИХ ФАКТОРІВ НА РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЙ ЧОРНОГІРСЬКОГО МАСИВУ КАРПАТ ТА ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ

Велику роль у формуванні радіоактивного забруднення земної поверхні відіграють природні фактори, такі як рельєф території та рослинний покрив, різні кліматичні чинники [2], зокрема – температурний режим, тривалість літнього та зимового сезонів, вид та інтенсивність атмосферних опадів тощо. Дослідження радіологічного стану двох відмінних між собою територій, а саме: Чорногірського масиву Українських Карпат, на території якого розміщена найвища точка України – г. Говерла, та Шацького національного природного парку (ШНПП, Волинська обл.), рельєф та природні умови території якого є типовими для Волинського Полісся, – показали досить різні результати.

Рельєф відіграє суттєву роль у формуванні забруднення ґрунтів. Відомо, що гірські масиви, що є своєрідним природним бар'єром на шляху поширення повітряних мас, суттєво впливають на кількості осаджених на їх території з радіоактивних хмар радіонуклідів за рахунок збільшення тут атмосферних випадінь. 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. Для Чорногори притаманне складне поєднання типів і підтипів ґрунтів, на яке вплинули вище перераховані фактори. Найбільш поширеними для Чорногірського масиву є гірські буроземи з великим їх розмаїттям [5]. В свою чергу для ШНПП характерними є лісові піщані ґрунти та їх підтипи.

Вимірювання відібраних проб ґрунту на щільність забруднення його постчорнобильським ^{137}Cs показали в 3-5 разів більший вміст даного радіонукліда в 20-см приповерхневому шарі ґрунтів гірського масиву (8-22 кБк/м^2 на різних висотах) в порівнянні з його вмістом для ШНПП (3-5 кБк/м^2). Для Чорногори вміст радіоцезію помітно змінюється з висотою місцевості і досягає максимальних значень на вершині г. Говерли (2061 м над рівнем моря) та на території географічного стаціонару ЛНУ (970 м). 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 г. Данціж (1848 м) (рис. 1).

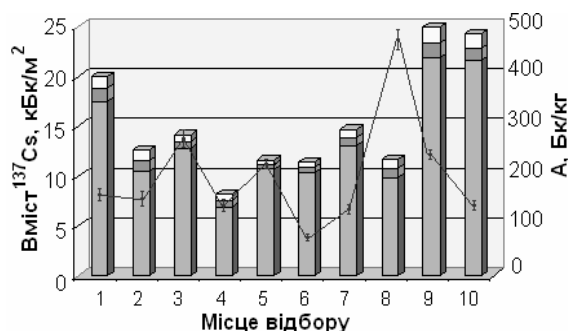


Рисунок 1 - Залежність вмісту ^{137}Cs в ґрунтах Чорногірського хребта (стовпчики, кБк/м^2) та активності радіоцезію (лінія, Бк/кг) від висоти над рівнем моря:

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 (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).

У той же час, такої залежності від висоти залягання ґрунту для питомої активності цього радіонукліда не спостерігається, оскільки величину питомої активності, окрім вмісту радіонукліда в шарі ґрунту, визначає ще й щільність ґрунту – при однаковому вмісті радіонукліда у ґрунтах різних типів його питома активність у кожному типі ґрунту може суттєво відрізнятися саме завдяки різниці у складі та щільності останнього.

Вміст радіонуклідів та їх вклад в загальну картину забруднення ґрунтів різних типів – бурозему гірсько-лісового коротко-профільного сильно-щебенюватого з Чорногірського масиву

Карпат (2,а), та сірого лісового опідзоленого з території ШНПП (2,б) – показаний на рис. 2. Щільність забруднення ^{137}Cs (активність наявного у верхньому 20-см шарі ґрунту радіонукліда) для наведених вище типів ґрунтів, відібраних на території лісової ділянки географічного стаціонару Львівського національного університету ім. І. Франка з Чорногори та біолого-географічного стаціонару ЛНУ в ШНПП, становить 21 ± 2 кБк/м² і 4 ± 1 кБк/м² відповідно, тобто відрізняється у 5-6 разів. У той же час, вклад радіоцезію в сумарну радіоактивність ґрунту з Чорногірського масиву Карпат (30,5%) лише в 2 рази більший від його вкладу у сумарну радіоактивність ґрунту з ШНПП (13,1%). Вклад присутніх радіонуклідів – членів радіоактивних рядів – у сумарну радіоактивність для даних типів ґрунтів практично сильно не відрізняється. На загальному фоні суттєво виділяється вміст природного радіонукліда ^{40}K (45,8 % і 60,1%).

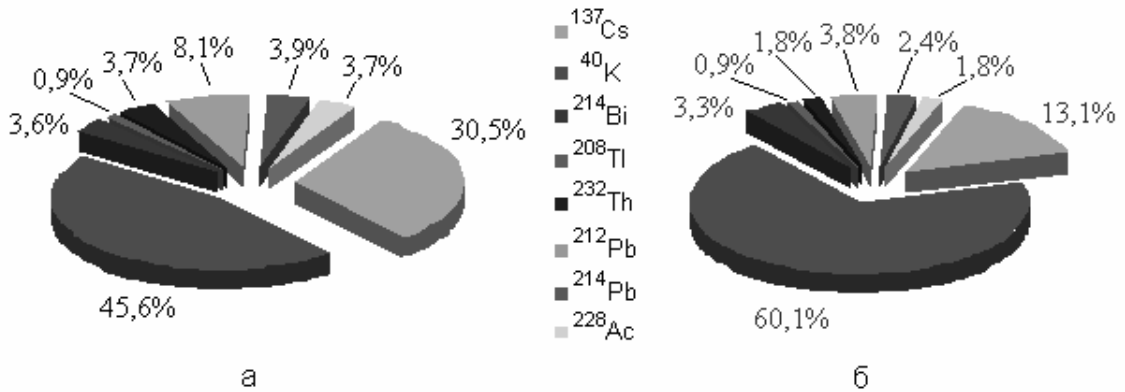


Рисунок 2 - Вклад радіонуклідів у сумарну активність ґрунтів:
а – Чорногора, б – ШНПП

Відбір проб ґрунту для даних територій для визначення щільності забруднення ґрунту радіонуклідом здійснювався згідно стандартної методики методом конверту, а для вивчення розподілу вмісту ^{137}Cs в товщі ґрунту з глибиною було здійснено пошаровий (на глибинах 0-5 см, 5-10 см, 10-15 см, 15-20 см) відбір проб ґрунтів для деяких висотних точок Чорногори (на вершині г. Говерла та на обох ділянках території геостаціонару ЛНУ, на березі о. Несамовите) та для ґрунтів різних типів з ШНПП. Проведений аналіз показав, що практично весь наявний у них радіоцезій розміщений у 5-10 см приповерхневому шарі ґрунту.

Для деталізації вертикального розподілу радіонуклідів у приповерхневому шарі ґрунту був здійснений відбір проб у них на глибину до 20 см з кроком у 1 сантиметр. Проведений аналіз показав, що для різних типів ґрунтів як Чорногори, так і ШНПП, основний вміст радіоцезію зосереджений у верхньому 5-ти сантиметровому шарі ґрунту (вертикальний розподіл ^{137}Cs в типових ґрунтах з території Чорногори та ШНПП показаний на рис.3).

Міграційні процеси, в яких головну роль відіграють фізико-хімічні властивості ґрунтів початково забруднених територій, а також притаманні цим територіям кліматичні особливості та варіації рослинного покриву зумовили часові зміни початкової картини забруднення. Однак, як видно з експериментальних даних, міграційні процеси відіграють незначну роль у зменшенні вмісту радіоцезію в ґрунтах Полісся [6, 7] і гірських масивів [8]; в основному зміни відбуваються за рахунок природного розпаду радіонуклідів.

Велику роль у радіоактивному забрудненні територій відіграє рослинний покрив, який впливає на міграцію радіонукліда у трофічних ланцюжках екосистеми. Результати аналізу питомої активності ^{137}Cs в зеленій масі та окремих органах деяких видів рослин (в повітряно-сухому стані) та розраховані значення коефіцієнтів переходу радіонукліда з ґрунту в рослини K_p (значення K_p розраховується як відношення питомої активності радіонукліда в рослині (у Бк/кг) до щільності забруднення ним ґрунту (у Бк/м²)) та коефіцієнта накопичення K_n (відношення питомої активності радіонукліда в рослині до питомої активності ґрунту) з території Чорногори та ШНПП показані у табл. 1. Аналогічні результати вимірювань для різних видів грибів приведені у табл. 2.

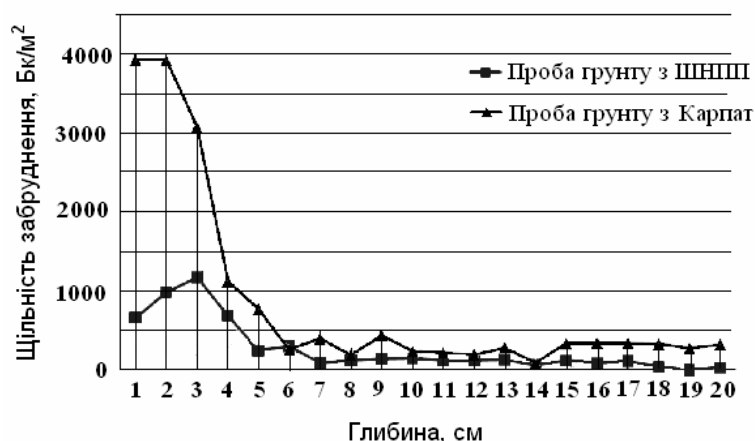


Рисунок 3 - Вміст ^{137}Cs в 20-см шарі ґрунту з лісової ділянки геостационару (Чорногора) та з території біо-геостационару (ШНПП) Лівівського національного університету імені Івана Франка

Таблиця 1

Активність $A(\text{Бк/кг})$ ^{137}Cs та значення коефіцієнтів $K_p(\text{м}^2/\text{кг})$ і K_n для деяких рослин з Чорногірського хребта та ШНПП

Вид рослин	Чорногора						ШНПП					
	Листя			Стебла			Листя			Стебла		
	A Бк/кг	K_p $\text{м}^2/\text{кг}$ 10^{-3}	K_n	A Бк/кг	K_p $\text{м}^2/\text{кг}$ 10^{-3}	K_n	A Бк/кг	K_p $\text{м}^2/\text{кг}$ 10^{-3}	K_n	A Бк/кг	K_p $\text{м}^2/\text{кг}$ 10^{-3}	K_n
Чорниця	100-940	4-41	1-4	55-606	2,4-26	0,5-3	222-389	54-96	16-19	175-215	43-53	9-15
Брусниця	55-82	2,1-3,6	0,4-0,5	31-87	2-3,7	0,3-0,4	176-321	43-79	15-13	113-185	27-45	11-2
	A Бк/кг		$K_p \text{ м}^2/\text{кг} 10^{-3}$	K_n		A Бк/кг		$K_p \text{ м}^2/\text{кг} 10^{-3}$		K_n		
Подорожник	88±45		3,8±2	0,7		81±11		21±2,7		5		
Деревій	64±51		2,7±2,2	0,5		25±14		7±3,4		1		

Таблиця 2

Активність ^{137}Cs $A(\text{Бк/кг})$ у грибах з території Чорногірського хребта і ШНПП та значення коефіцієнтів $K_p(\text{м}^2/\text{кг})$ і K_n для них

Вид грибів	Чорногора						ШНПП					
	Шапки			Ніжки			Шапки			Ніжки		
	A Бк/кг	K_p $\text{м}^2/\text{кг}$ 10^{-3}	K_n	A Бк/кг	K_p $\text{м}^2/\text{кг}$ 10^{-3}	K_n	A Бк/кг	K_p $\text{м}^2/\text{кг}$ 10^{-3}	K_n	A Бк/кг	K_p $\text{м}^2/\text{кг}$ 10^{-3}	K_n
Синяк	360±72	16±3	3	170±68	7±3	1,4	2811±120	690±30	118,6	1032±88	253±21	43,5
Білий гриб	907±73	39±3	7,5	237±47	10±2	2	180-1210	44-297	15,6-51	117-766	73-188	10,2-32,3
Лисички	598±119	26±5	5	256±94	11±4	2,1	1380-3127	334-768	120-132	1317-2367	323-582	114-99
Польський гриб	252±35	11±2	2,1	255±59	11±2	2,1	1560-4180	383-1027	135-176	1691-3370	415-828	147-142
Сироїжка зелена	51±26	2±1	0,4	30±24	1,3±1	0,2	1860-4580	457-1125	162-193	657-1420	161-349	57-59

Аналіз представлених у табл. 1 і 2 результатів дозволяє стверджувати, що питомі активності ^{137}Cs в рослинах з Чорногірського масиву порівнянні, а для більшості грибів – набагато менші за аналогічні показники для рослин і грибів з ШНПП, а коефіцієнти переходу ^{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 8-22 кБк/м², а в ШНПП – 3-5 кБк/м², можна стверджувати, що спостережувані відмінності у здатності представників рослинності накопичувати радіонуклід на цих територіях зумовлені різною доступністю радіоцезію до засвоєння кореневими системами рослин та грибів. Адже відомо, що найдоступнішою для засвоєння рослинами фазою перебування радіонукліда в ґрунті є водорозчинна [7, 9]. У той же час, кількість цієї фази суттєво залежить від виду ґрунту – в збіднених на гумус ґрунтах її частка у понад 2 рази більша, ніж у багатих. Очевидно, на перехід радіонукліда з ґрунту в рослину суттєво впливає його закріплення на ґрунтових (глинистих та гумусових) комплексах, яке перешкоджає надходженню наявного у прикореневому шарі ґрунту радіонукліда у органи рослини та грибів. Оскільки ґрунти ШНПП набагато бідніші на гумус, ніж ґрунти Чорногори [5], і є кислішими, то саме це може спричинювати зазначену вище відмінність у накопиченні радіонукліда рослинами і грибами.

Таким чином, природні фактори суттєво впливають на особливості формування та зміни з часом радіоактивного забруднення територій після радіаційних аварій. Гірські ґрунти, внаслідок впливу високогірних масивів на поширення повітряних мас з радіоактивними викидами та притаманних їм гідрокліматичним умовам [1], які зумовлюють більш інтенсивні радіоактивні осадження в горах, є більш радіоактивно забрудненими в порівнянні з ґрунтами рівнин. Разом з тим, фізико-хімічні властивості ґрунтів, своєю чергою, своєрідно «регулюють» надходження радіонукліда з ґрунту в рослини та гриби через закріплення його на ґрунтових комплексах, внаслідок чого радіоцезій стає менш доступний до засвоєння кореневими системами рослин та міцелієм грибів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України.– К.: Атіка, 2006.– 224 с
2. Алексахин Р. М., Васильев А. В., Дикарев В. Г. и др. Сельскохозяйственная радиэкология / Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. – М.: Экология, 1992. – 400 с
3. Kubica B., Mietelski J. W., Golas J. et al. Concentration of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}Pu and $^{139+240}\text{Pu}$ Radionuclides and Some Heavy Metals in Soil Samples from Two Main Valleys from Tatra National Park // Polish Journal of Environmental Studies. – 2002, Vol. 11, No.5. – P. 537-545.
4. Sigurgeirsson M. A., Arnalds O., Palsson S.E. et al. Radiocaesium fallout behaviour in volcanic soils in Iceland. Journal of Environmental Radioactivity.– 2005, 79.– P. 39-53.
5. Позняк С.П., та ін. В кн.: Біорізноманіття Карпатського біосферного заповідника – Київ, 1997. – с. 80-95.
6. Краснов В.П., Радіоекологія лісів Полісся України. – Житомир: Волинь, 1998. – с. 98
7. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. – Гомель: РНИУП "Институт радиологии", 2006. – 255 с.
8. L. Pourcelota, D. Louvata, F. Gauthier-Lafayeb and P. Stilleb. Formation of radioactivity enriched soils in mountain areas //J. of Environ. Radioactivity. – 2003, V. 68, Is. 3. – P. 215-233.
9. Кравець О. П. Радіоекологічні аспекти формування потоків радіонуклідів в системі “ґрунт-рослина”. Автореф. дис. докт. біол. наук. Київ. 2001.33 с.