

УДК 550.35; 539.16

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

Львівський національний університет імені Івана Франка

79017, Львів, вул. ген. Тарнавського, 107

e-mail: grabovsky@electronics.wups.lviv.ua

УКРАЇНСЬКІ КАРПАТИ: 25 РОКІВ ПІСЛЯ ЧОРНОБИЛЯ

Представлено результати досліджень забруднення ^{137}Cs ґрунтів та рослин території Українських Карпат. Відмічений підвищений вміст радіоцезію в південній частині Карпат у порівнянні зі Східними Бескидами. Використовуючи результати досліджень залежності зміни забруднення ґрунтів з глибиною, пояснено незначне забруднення ^{137}Cs плодових тіл грибів. Зроблено висновок про малий вклад міграційних процесів на зміну кількості радіонукліда в ґрунтах регіону та превалюючий вклад природного розпаду.

Ключові слова: забруднення, радіонукліди, радіоцезій, ґрунт, гриби.

Вступ

25 років назад, внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, відбувся потужний викид радіоактивних речовин у тропосферу. Радіоактивні ізотопи переміщувались з повітряними масами атмосфери на великі відстані, зумовивши радіоактивне забруднення значної частини земної поверхні. Найбільший шлях від ЧАЕС подолали $^{103,106}\text{Ru}$, $^{131,133}\text{I}$, ^{132}Te , $^{134,137}\text{Cs}$ та радіоактивні інертні гази. Ці радіоізотопи та ряд інших в різних кількостях спостерігалися у випадіннях на території більшості європейських країн [1], в Тихому та Атлантичному океанах, а також в Північній Америці та Азії [2]. Природні фізико-географічні особливості ландшафтів, а також умови осаджень визначили характер забруднення територій, над якими поширювалися повітряні маси з радіоактивними забрудненнями, та обумовили його строкатість (плямистість) [3, 4]. Важливу роль при цьому відіграли гірські масиви, географічні і кліматичні особливості яких зумовили збільшення інтенсивності радіоактивних випадіннь на їх теренах [5, 6]. Приведені результати радіологічних досліджень гірських масивів – Альп [3], Балкан [7], гір Скандинавії, Татр [6], а також Українських Карпат [6, 8] – підтверджують існування в даних гірських районах зон з підвищеним рівнем

постчорнобильського радіонуклідного забруднення.

Аналіз характеру забруднення

Згідно з метеорологічною обстановкою в регіоні аварії на ЧАЕС в період найбільших викидів [9], радіоактивне забруднення території України відбувалось у декілька етапів. На першому етапі (26-28 квітня 1986 р.) радіоактивний викид (т. з. північний слід) утворив ближню північно-західну частину забрудненої зони, що межує з Білоруссю. Тогочасна метеорологічна обстановка зумовила поширення продуктів викиду двома язиками – в західному і північному напрямках аж до Скандинавії і далі – й на території України зумовила формування зони забруднення північної частини Житомирської, Рівненської та Волинської областей – території Українського Полісся. В межах 30 км зони цей слід має складний радіонуклідний характер; за її межами продовження сліду має характерний вузький смугоподібний обрис. З 29 квітня по 2 травня напрямок руху радіоактивних повітряних мас змінився на південний, внаслідок чого радіоактивні хмари досягли Києва і продовжували переміщатися в південному і південно-західному напрямках до Черкас і Вінниці, а також Кам'янець-Подільського і Чернівців, сформувавши т. з. південний слід, який досягнув південної частини

Українських Карпат, зумовивши їхнє радіоактивне забруднення [6, 8], і поширився далі в напрямку південної Європи [1, 9]. Надалі, внаслідок чергової зміни напрямку переміщення повітряних мас на північний і північно-східний з наступним поворотом на південь, були забруднені північні і північно-західні райони Чернігівської області, значні площі білоруських і російських земель, а також схід України та Північний Кавказ.

Сформований внаслідок післячорнобильських випадів вигляд картини забруднення ^{137}Cs території України показаний на рис. 1 (станом на 1986 р., [5]).

За чверть століття, яке минуло після Чорнобильської катастрофи, за рахунок міграційних процесів, а головно природного розпаду, активність осаджених у довкіллі радіонуклідів чорнобильського походження суттєво зменшилася і зараз основну радіологічну небезпеку становлять ^{137}Cs і ^{90}Sr , а також деякі трансуранові елементи (зокрема, ізотопи плутонію та америцію [5]).

Для аналізу особливостей забруднення постчорнобильським радіоцезієм довкілля Українських Карпат та прилеглих до них регіонів нами протягом останніх майже двох десятиліть років відбиралися та аналізувалися гамма-спектрометричним методом проби ґрунтів, а також деяких видів рослин та грибів з гірських районів Прикарпаття та Закарпаття, а також з території найвищого в Українських Карпатах Черногірського масиву та прилеглих до нього теренів. Географія місць відбору проб для досліджень показана на рис. 2. Їх розміщення та терміни відбору (відбір проб здійснювався протягом 1991-2010 рр.) дозволили зробити висновки як щодо особливостей просторового розміщення забруднення регіону Українських Карпат, так і особливостей його зміни з часом.

Проведений гамма-спектрометричний аналіз показав, що загалом у радіонуклідному складі ґрунтів регіону Карпат не помітно істотних відмінностей – усюди ідентифікуються гамма-випромінюючі радіонукліди природного походження (^{40}K та члени природних радіоактивних рядів,

вміст яких визначається типом ґрунтів), а також ^{137}Cs , щільність забруднення ґрунтів яким змінюється більше ніж на порядок у межах 2-33 кБк/м² в залежності від місця розміщення.

Результати досліджень

Результати досліджень забруднення ^{137}Cs ґрунтів з деяких місць Карпатського регіону представлені в табл. 1. Як видно з приведених тут даних, значення щільності забруднення ^{137}Cs (у кБк/м²) ґрунтів територій Прикарпаття, південної (включно з Чорногорою) та північної (Східні Besкиди) частин Українських Карпат, а також Закарпаття суттєво відрізняються. Так, для гірських районів Львівської області (Турківський, Сколівський райони), які розміщені між південним і північно-західним слідами чорнобильських випадів [5, 9], значення щільності забруднення приповерхневого 20-см шару ґрунту радіонуклідом знаходиться в межах 1,5-3 кБк/м² і значно (більше ніж на порядок) зростає при наближенні до Черногірського масиву, який знаходиться на межі Івано-Франківської та Закарпатської областей і підпав під випадіння з південного сліду. Загалом, для Черногірського хребта та прилеглих до нього гірських територій з південно-східної сторони вміст радіоцезію в ґрунтах у 5-15 разів більший у порівнянні з його вмістом на території Карпат, розміщеній на північ від масиву, а також на Прикарпатті та Закарпатті.

Представлені в табл. 1 результати підтверджують факт впливу гірських масивів та їх мікроклімату на випадіння з радіоактивних хмар, який супроводжувався збільшенням щільності випадів ^{137}Cs саме у високогірних ландшафтах з південної сторони. Так, щільність забруднення цим радіонуклідом ґрунтів Радівського району Закарпатської обл., який знаходиться з надвітренної відносно напрямку переміщення повітряних мас південного чорнобильського сліду сторони відносно Чорногори, лежить в межах 3-5 кБк/м² і значно менша у порівнянні з забрудненням ним ґрунтів Верховинського району Івано-Франківської області

(24-33 кБк/м²), яка знаходиться з підвітреної сторони цього сліду (див. рис. 1).

Таблиця 1

Щільність забруднення (A_s , кБк/м²) ¹³⁷Cs ґрунтів, відібраних на території Українських Карпат (Львівська, Івано-Франківська та Закарпатська обл.)

Область	Місце відбору	Координати місця відбору	A_s , кБк/м ²
Львівська обл.	м. Стрий	49°15'29" пн. ш.; 23°50'26" сх. д.	1,4±0,2
	с. Уличне	49°13'55" пн. ш.; 23°38'12" сх. д.	1,4±0,2
	с. Дуліби	49°13'50" пн. ш.; 23°49'00" сх. д.	2,1±0,2
	сmt. Моршин	49°09'17" пн. ш.; 23°52'07" сх. д.	2,1±0,2
	сmt. Верхне-Синьовидне	49°05'57" пн. ш.; 23°35'00" сх. д.	2,5±0,2
	м. Сколе	48°59'35" пн. ш.; 23°37'43" сх. д.	2,8±0,3
	сmt. Славське	48°50'00" пн. ш.; 23°27'03" сх. д.	3,2±0,3
	с. Вовче	49°12'40" пн. ш.; 22°54'34" сх. д.	2,5±0,2
	м. Турка	49°09'25" пн. ш.; 23°02'58" сх. д.	2,5±0,2
	с. Нижня Яблулька	49°07'10" пн. ш.; 22°57'44" сх. д.	1,4±0,2
	с. Верхня Яблулька	49°08'15" пн. ш.; 22°54'59" сх. д.	1,8±0,2
	с. Верхне	49°02'44" пн. ш.; 22°57'10" сх. д.	2,1±0,2
Івано-Франківська обл.	сmt. Яблунів	48°24'19" пн. ш.; 24°56'30" сх. д.	2,5±0,2
	сmt. Делятин	48°31'38" пн. ш.; 24°37'41" сх. д.	3,2±0,3
	м. Яремче	48°27'00" пн. ш.; 24°33'00" сх. д.	3,9±,3
	с. Акришори	48°21'39" пн. ш.; 24°49'19" сх. д.	23,8±2
	с. Кривопілля	48°11'41" пн. ш.; 24°41'46" сх. д.	24,7±2
	сmt. Верховина	48°09'06" пн. ш.; 24°48'49" сх. д.	24,5±2
	с. Зелене	48°03'03" пн. ш.; 24°45'21" сх. д.	32,9±2
	Чорногірський хребет*	48°9'38" пн. ш.; 24°30'12" сх. д.	8-25
Закарпатська обл.	сmt. Ясіня	48°16'21" пн. ш.; 24°21'40" сх. д.	5±0,4
	с. Кваси	48°09'19" пн. ш.; 24°16'50" сх. д.	4,7±0,4
	м. Рахів	48°03'00" пн. ш.; 24°13'00" сх. д.	3,8±0,3
	с. Жденієво	48°46'00" пн. ш.; 22°59'00" сх. д.	2,9±0,3
	сmt. Чинадієво	48°30'07" пн. ш.; 22°50'30" сх. д.	2,5±0,2

*- для Чорногірського хребта дані координати вершини г. Говерла та діапазон зміни щільності забруднення ґрунтів у масиві.

Для одного з найбільш радіоактивно забруднених на території Українських Карпат Чорногірського хребта спостерігається специфічна залежність між вмістом радіоцезію в ґрунті та положенням над рівнем моря місця відбору проб. Так, максимальних значень вміст ¹³⁷Cs досягає на вершині г. Говерли (2061 м) – 18.9 ± 1.1 кБк/м² та біля її підніжжя на території географічного стаціонару ЛНУ (970 м) – 23.3 ± 1.6 кБк/м² [8]. Перепад висоти для даних місць відбору становить більше ніж 1000 метрів. Спостережуваний більший вміст радіонукліда у районі підніжжя г. Говерла у порівнянні з її схилами, очевидно, може бути пояснений зливом як початкових випадінь [6, 8], так і пізніше

потоками, зумовленими атмосферними опадами та таненням снігового покриву гірських вершин. Важливу роль, очевидно, відіграє також і висотний розподіл радіоактивних частинок у забруднених хмарах на момент осаджень. Оскільки ж Карпати, у т. ч. і Чорногірський хребет як їх найвища частина, простяглися майже перпендикулярно до основного напрямку переміщення повітряних мас південного сліду чорнобильських випадінь (див. рис. 1), то, враховуючи їх висоти над рівнем моря та вплив на відповідні радіоактивні осадження, очевидно, саме тому в межах цієї ділянки і спостерігається найбільший вміст радіоактивного цезію в Українських Карпатах.

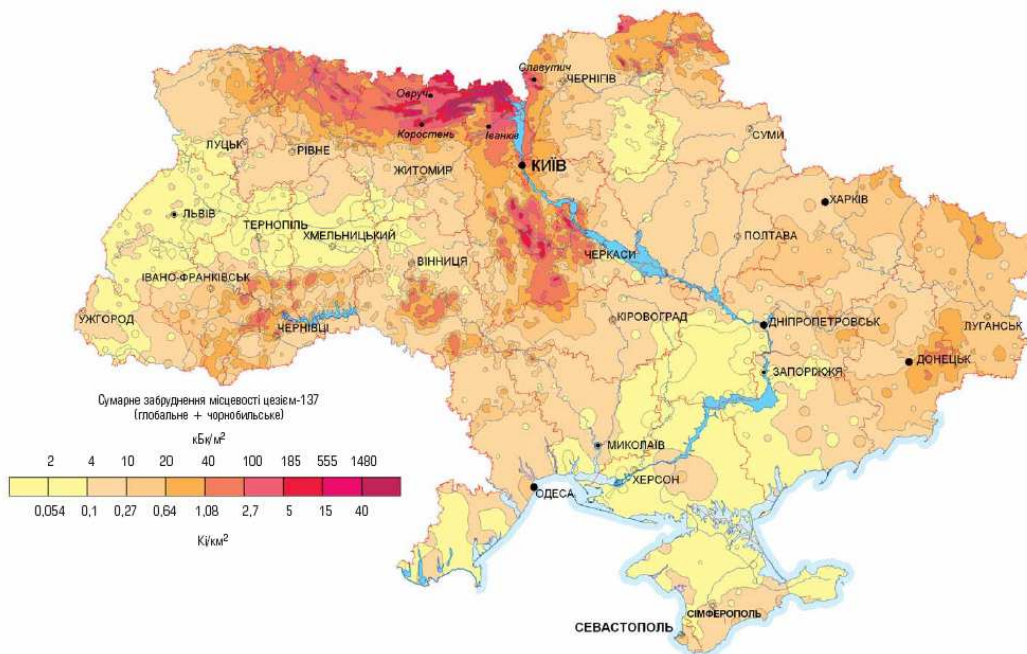


Рис. 1. Забруднення території України ¹³⁷Cs після аварії на ЧАЕС [5].

Зміна щільності забруднення радіоцезієм та відповідні питомі активності ґрунтів верхів'я хребта у напрямку від г. Говерла до г. Бребенескул пред-

ставлені на рис. 3. Діапазон зміни висот над рівнем моря точок відбору проб складає 1750-2061 м, віддаль між крайніми точками – біля 10 км.

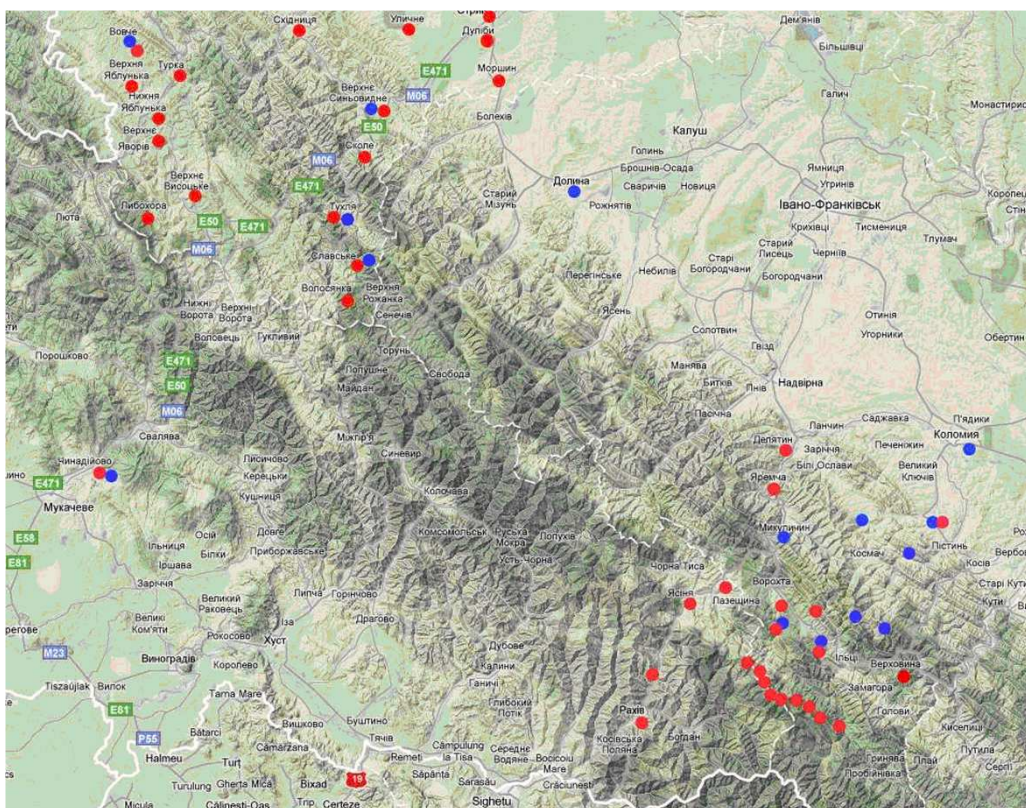


Рис. 2. Карта відбору проб: ● - місце відбору проб ґрунту; ● - місце відбору грибів.

З рис. 3 видно, що щільність забруднення радіонуклідом ґрунту специфічно залежить від місцеположення точки

відбору. Прямої залежності між вмістом радіонукліда та висотою над рівнем моря не спостерігається. Так, максимальне зна-

чення вмісту ^{137}Cs в ґрунтах масиву зафіксовано для проби, відібраної на вершині г. Говерла (2061 м) – $18,9 \pm 1,1$ кБк/м², а мінімальне, яке становить $7,5 \pm 0,6$ кБк/м² – на вершині г. Данціж (1848 м). У той же час, забруднення ґрунтів з інших місць масиву, відібраних на висотах 1800 м – 1970 м (див. рис. 3, точки 5, 7-10), суттєво не відрізняються. Загалом, якщо судити з отриманих результатів, можна зробити висновок про тенденцію до, хоч і незначного, зростання вмісту ^{137}Cs в ґрунтах високогір'я масиву в південному напрямку. Можливо, це зумовлено збільшенням кількості випадіннь по мірі переміщення від периферії до центра південного сліду. Для більш точних оцінок бажано мати результати зміни характеристик забруднення ґрунтів в ширшому географічному діапазоні.

Характер залежності питомої активності ^{137}Cs в ґрунтах масиву (рис. 3, лінія) відрізняється від щільності їх забруднення радіонуклідом, для деяких ґрунтів – суттєво. Так, щільність забруднення ^{137}Cs ґрунтів, відібраних на проміжку Черногірського хребта між

розгалуженням хребта г. Ребра – г. Шпиці до оз. Бребенескул дещо зростає, тоді як його питома активність у них зменшується майже у 2 рази (рис. 3, точки 7-10). Це обумовлено тим, що питома активність ґрунту зв'язана з вмістом у ньому радіонукліда опосередковано, через щільність ґрунту. Тому, навіть при незначних відмінностях у щільності забруднення, питома активність радіонукліда у різних типах ґрунтів може суттєво відрізнятися завдяки різному складу останніх і певним чином спотворювати відображення реальної картини забруднення. Очевидно, що для характеристики радіоактивного забруднення ґрунтів (а також коефіцієнтів, що характеризують забруднення рослин, що зростають на них) доцільніше використовувати саме щільність їхнього забруднення радіонуклідом. Питома активність може бути використана для порівняльної характеристики вмісту радіонуклідів у ґрунтах однакової щільності або при дослідженні часових змін забруднення на одному місці.

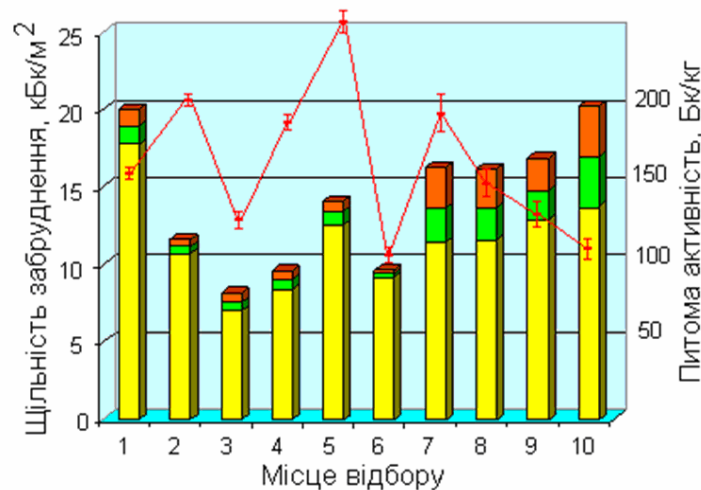


Рис. 3. Залежність щільності забруднення (стовпчики) та питомої активності (лінія) радіоцезію від місця відбору (координат та висоти над рівнем моря) проб ґрунту на території Черногірського хребта: 1 – вершина г. Говерла (48°09'38" пн. ш., 24°30'12" сх. д.; 2061 м), 2 – схил г. Пожижевська (48°08'39" пн. ш., 24°31'25" сх. д.; 1822 м), 3 – г. Данціж (48°08'06" пн. ш., 24°31'52" сх. д.; 18 м), 4 – між г. Туркул і Данціж (48°07'54" пн. ш., 24°31'48" сх. д.; 1824 м), 5 – г. Туркул, схил (48°07'26" пн. ш., 24°31'52" сх. д.; 1856 м), 6 – берег оз. Несамовите (48°07'27" пн. ш., 24°32'05" сх. д.; 1750 м), 7 – розгалуження хребта г. Ребра – г. Шпиці (48°07'08" пн. ш., 24°33'06" сх. д.; 1911 м), 8 – г. Ребра (48°06'41" пн. ш., 24°33'36" сх. д.; 1968 м), 9 – розгалуження хребта г. Бребенескул – г. Гутин-Томнатик (48°06'07" пн. ш., 24°34'30" сх. д.; 1952 м), 10 – берег оз. Бребенескул (48°06'06" пн. ш., 24°33'44" сх. д.; 1801 м).

Особливості радіонуклідного забруднення ґрунтів, а також переходу радіонуклідів з ґрунтів у рослини характери-

зуються не лише їх вмістом у шарі ґрунту, а й профілем розподілу за глибиною [10-14]. Останній визначається не лише часом,

який минув від моменту осадження, але і природними умовами, а також фізико-хімічними властивостями конкретних ґрунтів, в яких мігрують радіонукліди [13, 14], і відіграє винятково важливу роль у

переміщенні радіонуклідів трофічними ланцюжками і, відповідно, у формуванні додаткової дози внутрішнього опромінення живих організмів, у т. ч. і людей.

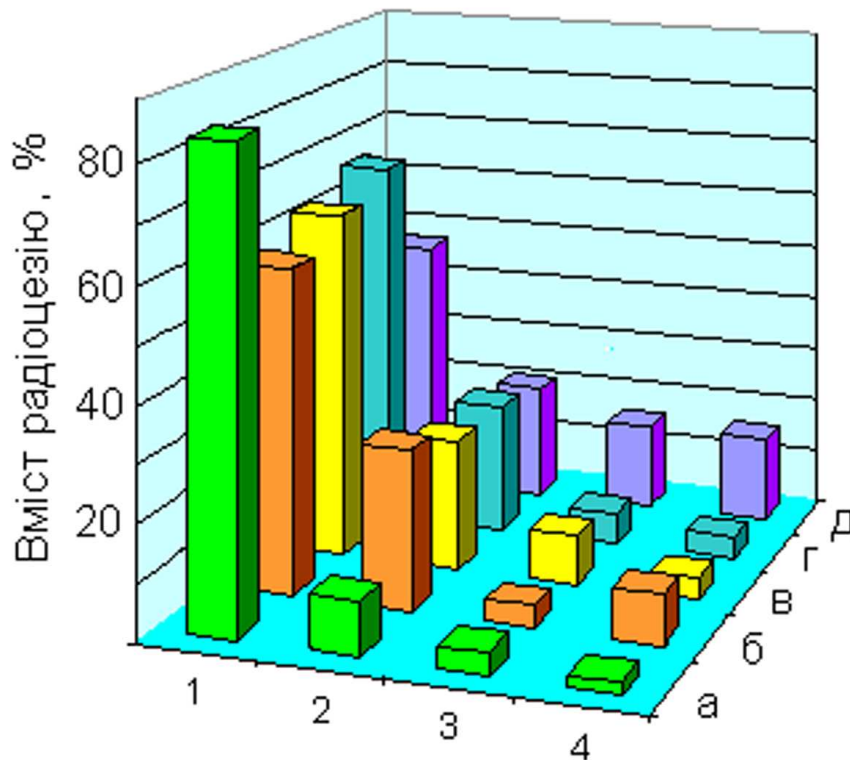


Рис. 4. Відсотковий вміст радіоцезію в шарах ґрунту (1 – 0-5 см, 2– 5-10 см, 3 – 10-15 см, 4 – 15-20 см) регіону Карпат (в дужках – координати місць відбору та щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs):
 а - г. Говерла (48°09'38" пн. ш., 24°30'12" сх. д.; 2061 м над р. м.; $A_S=18,8$ кБк/м²),
 б – с. Акришори (48°21'39" пн. ш., 24°49'19" сх. д.; 550 м над р. м.; $A_S=23,8$ кБк/м²),
 в – с. Кривопілля (48°10'31" пн. ш., 24°48'49" сх. д.; 850 м над р. м.; $A_S=24,7$ кБк/м²),
 г – смт. Верховина (48°09'06" пн.ш., 24°53'48" сх.д.; 690 м над р. м.; $A_S=24,5$ кБк/м²),
 д – с. Зелене (48°03'03" пн.ш. 24°45'21" сх.д.; 810 м над р. м.; $A_S=32,8$ кБк/м²).

Проведені протягом останніх понад 10 років дослідження вертикального розподілу вмісту ^{137}Cs в ґрунтах різних регіонів Українських Карпат показали, що, незалежно від щільності забруднення та висоти над рівнем моря, основна частина наявного на даний час в ґрунтах Карпат радіоцезію (від 70 до 90 %) зосереджена у їх верхніх 5-10 см шарах (рис. 4). Очевидно, це зумовлено тим, що основним типом ґрунтів Карпат є буроземи [15] з відповідними фізико-хімічним та гранулометричним складом, які й визначають характер міграції радіонукліда в ньому з часом [13, 14]. Спостережувані відмінності у профілях розподілів для різних місць регіону зв'язані, очевидно, з різними

підтипами ґрунтів, які зумовлюють деякі варіації їх складу.

Отримані результати показують, що профіль вертикального розподілу вмісту ^{137}Cs мало залежить від висоти над рівнем моря, а також, відповідно, і від відмінностей температурного та кліматичного режимів, а визначається головно типом ґрунту.

Таким чином, характер розподілу радіоцезію за глибиною залягання для ґрунтів різних частин Українських Карпат, незважаючи на різницю в перепаді висоти понад 1500 м над рівнем моря та різну щільність забруднення, суттєво не відрізняється. Тому, очевидно, можна припустити, що не існує й принципових відмінностей в особливостях міграції

даного радіонукліда, яка залежить від багатьох фізико-географічних факторів і

відіграє важливу роль у часовій зміні забруднення довкілля.

Таблиця 2

Активність ^{137}Cs А у шапках та ніжках білих грибів (суха маса), відібраних в регіоні Карпат, щільності забруднення відповідних ґрунтів $S_{\text{гр}}$ та значення коефіцієнтів переходу $K_{\text{п}}$

Місце відбору	Координати	$S_{\text{гр}}$, кБк/м ²	Шапки		Ніжки		
			А, Бк/кг	$K_{\text{п}}, 10^{-3}$ м ² /кг	А, Бк/кг	$K_{\text{п}}, 10^{-3}$ м ² /кг	
Львівська обл.	с. В. Синьовидне, Сколівський р-н	49°05'57" пн. ш.; 23°35'00" сх. д.	2,6	42-75	16-28	49-66	18-25
	с. Вовче, Турківський р-н	49°12'40" пн. ш.; 22°54'34" сх. д.	2,6	106	41	92	35
Івано-Франківська обл.	сmt. Яблунів, Косівський р-н	48°24'19" пн. ш.; 24°56'30" сх. д.	1,9	95	50	20	10
	сmt. Верховина, Верховинський р-н	48°09'06" пн. ш.; 24°48'49" сх. д.	24,5	236	10	163	6
	с. Акришори, Косівський р-н	48°21'39" пн. ш.; 24°49'19" сх. д.	23,8	103	4	51	2
	с. Зелене, Верховинський р-н	48°03'03" пн. ш.; 24°45'21" сх. д.	33,8	209-589	6-17	145-221	4-6
	Чорногірський хребет*	48°09'38" пн. ш.; 24°30'12" сх. д.	8-23	778-907	34-39	147-339	6-15
Закарпатська обл.	сmt. Чинадієво, Мукачівський р-н	48°30'07" пн. ш.; 22°50'30" сх. д.	2,8	233	83	91	32
	с. Жденієво, Воловецький р-н	48°46'00" пн. ш.; 22°59'00" сх. д.	2,9	80	27	71	24

* – для Чорногірського хребта дані координати вершини г. Говерла та діапазон зміни щільності забруднення ґрунтів у масиві.

Спираючись на особливість вертикальних профілів розподілу вмісту ^{137}Cs в ґрунтах Карпатського регіону, можна було б очікувати суттєвого забруднення рослин та грибів, коренева система (міцелій) яких розміщені переважно в верхньому 10-см шарі ґрунту, в Чорногірському масиві та прилеглих до нього територіях. Однак такого не спостерігається. Проведені дослідження забруднення ^{137}Cs деяких видів ягідних рослин як для Чорногірського масиву, так і інших районів Українських Карпат показали порівняно мале накопичення ними радіонукліда. Є відмінності у здатності накопичувати радіоцезій різними органами ягідних рослин. Так, для прикладу, питома активність ^{137}Cs для чорниці, відібраної на різних висотах Чорногірського масиву, становить для листя 188 ± 56 Бк/кг, для стебел 145 ± 54 Бк/кг (для 1440 м над р. м.),

940 ± 131 Бк/кг, 606 ± 60 Бк/кг (для 1330 м) і 99 ± 19 Бк/кг, 55 ± 28 Бк/кг (для 970 м). Розраховані значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослину (відношення питомої активності радіонукліда в рослині до щільності забруднення ним ґрунту [13]) $K_{\text{п}}$ змінюються для рослин з регіону в межах $(2-87) \times 10^{-3}$ м²/кг і дали змогу судити про малу доступність наявного в ґрунтах ^{137}Cs для засвоєння біологічними об'єктами.

До аналогічного висновку привели і дослідження забруднення радіоцезієм грибів Українських Карпат. Результати досліджень показали, що чи не найбільшу здатність накопичувати радіоцезій серед часто вживаних у їжу грибів мають польські гриби, а чи не найменшу – опеньки. Оскільки найчастіше в харчових цілях використовуються білі гриби, то, очевидно, саме за ступенем їх забруднення

найдоцільніше судити про забруднення території радіоцезієм.

Результати забруднення білих грибів, відібраних з різних районів Карпат на території Львівської, Івано-Франківської та Закарпатської областей наведені в табл. 2.

З даних, приведених у цій таблиці, видно, що забруднення ^{137}Cs білих грибів Карпат є невеликим і значно менше від граничних допусків (2500 Бк/кг сухої маси) діючих в Україні санітарних норм [16]. Для переважної більшості місць в Карпатах коефіцієнт переходу радіонукліда з ґрунту в гриби порівняно незначний і лежить в основному межах $(2-50) \times 10^{-3}$ м²/кг. Така порівняно незначна здатність радіонукліда переходити з ґрунту в гриби зумовлена, очевидно, формою перебування його в ґрунті та закріпленням на певних фракціях (насамперед, глинистих) [13] і, відповідно, малою доступністю для засвоєння грибницею. Оскільки основним типом ґрунтів у Карпатах в основному є буроземи (з певним підтипами) [15], то зрозуміла така подібність здатності засвоювати радіонуклід грибами і рослинами на їх теренах. Можна також відмітити, що шапки грибів здатні накопичувати радіонуклід у більшій кількості в порівнянні з їх ніжками, що зумовлено біологічними особливостями будови цих частин плодових тіл грибів.

Таким чином, спостережуваний підвищений вміст ^{137}Cs у високогірній південній частині Карпат у порівнянні зі Східними

Бескидами та Закарпаттям добре узгоджується з відомими даними [9] щодо переміщення радіоактивних Чорнобильських хмар, а також підтверджує факт збільшення інтенсивності радіоактивних випадінь в гірських масивах [1, 5], які виявилися на шляху постчорнобильських радіоактивно забруднених повітряних мас. Формування картини початкових осаджень ^{137}Cs в районі руху радіоактивних хмар пов'язане з особливостями випадінь радіонукліда в післяаварійний період, зумовленими насамперед вертикальним розподілом радіоактивних частинок в цих хмарах та висотою розміщення над рівнем моря місцевості, на якій він випадав. За час, що минув після Чорнобильської катастрофи, внаслідок міграційних процесів в ґрунтах (карпатських буроземах [15]) та природного розпаду радіоцезію виникла ситуація, яка характеризується специфічним розподілом щільності радіоактивного забруднення ґрунтів за висотою над рівнем моря, профілем зміни його вмісту в ґрунтах з їх глибиною та незначною здатністю переходити з ґрунту в рослини. Враховуючи значне закріплення ^{137}Cs у буроземному ґрунті і незначний внаслідок цього вклад міграційних процесів у зміну вмісту радіонукліда у приповерхневому його шарі, можна прогнозувати подальшу зміну радіоактивного забруднення довкілля Карпат головним чином шляхом природного розпаду радіонукліда.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident (Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 1998).
2. Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів) (За редакцією В.І. Холоші, Київ, 2008)
3. Pourcelot L., Louvat D., Gauthier-Lafaye F. et al., J. Environ. Radioactivity 68, Is. 3, 215 (2003).
4. Sigurgeirsson M.A., Arnalds O., Pals-son S.E. et al., J. Environ. Radioactivity 79, 39 (2005).
5. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України (Атіка, Київ, 2006)
6. Skiba S., Kubica B., Skiba M. et al., Polish journal of soils science, V. XXXVIII/2, 119 (2005).
7. Zhiyanski M., Bech J., Sokolovska M. et al., J. Geochemical Exploration 96, 256 (2008).
8. Грабовський В.А., Дзендзелюк О.С., Трофімук А.В., Науковий вісник

- Ужгородського університету. Серія Фізика. 24, 202 (2009).
9. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В.Г.Барьяхтара. (Наукова думка, Киев, 1995).
 10. Kruyts N., Delvaux B., Environ J. Radioactivity 58, Is. 2-3, 175 (2002).
 11. Quinto F., Sabbarese C., Visciano L. et al., J. Environ. Radioactivity, V. 100, Is. 8, 607 (2009).
 12. Poreba G., Bluszcz A., Oenieszko Z., Geochronometria 22, 67 (2003).
 13. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах (РНИУП "Институт радиологии", Гомель, 2006).
 14. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование (Энергоиздат, Москва, 1981).
 15. Біорізноманіття Карпатського біосферного заповідника (Київ, 1997).
 16. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (Київ, 2006).

Стаття надійшла до редакції 28.05.2011

V.A. Grabovskyi, O.S. Dzendzelyuk, A.V. Trofimuk
Lviv Ivan Franko National University, 79017, Lviv, gen. Tarnavsky Str., 107

UKRAINIAN CARPATHIAN: 25 YEARS AFTER CHERNOBYL

We present the results for radiocaesium contamination of the soils and some plants and mushrooms of the Ukrainian Carpathians. The increased content of ^{137}Cs is noted in the southern part of the mountains, when compared with the Eastern Beskydy. Basing on the studies for the soil contamination changes occurring with depth, an insignificant ^{137}Cs -contamination of the fruit bodies of mushrooms and plants is associated with low accessibility level of the radionuclide present in the soil. We conclude that, in the present conditions, the migration processes contribute little to the changes of the radionuclide amounts in the soils of the region.

Key words: radiocaesium, radionuclide, fruit bodies, ^{137}Cs , soil.

В. А. Грабовский, А.С. Дзендзелюк, А.В. Трофимук
Львовский национальный университет имени Ивана Франко,
79017, Львов ул. ген. Тарнавского, 107

УКРАИНСКИЕ КАРПАТЫ: 25 ЛЕТ ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЯ

Представлены результаты исследований загрязнения ^{137}Cs почвы и растений территории Украинских Карпат. Отмечено повышенное содержание радиоцезия в южной части Карпат по сравнению с Восточными Бескидами. Используя результаты исследований зависимости изменения загрязнения почв с глубиной, объяснено незначительное загрязнение ^{137}Cs съедобных грибов. Сделан вывод о малом вкладе миграционных процессов в изменение количества радионуклида в почвах региона и превалирующем вкладе естественного распада.

Ключевые слова: загрязнение, радионуклиды, радиоцезий, грунт, грибы.