

СЕЗОННІ ЗМІНИ ВМІСТУ ^{137}Cs У ДЕЯКИХ ЛІКАРСЬКИХ ТА ЯГІДНИХ РОСЛИНАХ ЗАХІДНОЇ УКРАЇНИ

В. Грабовський*, О. Дзендзелюк

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

Представлені результати дослідження сезонних змін забруднення радіоцезієм деяких лікарських і ягідних рослин західної України. Відзначено кореляцію рівня забруднення ^{137}Cs вегетативних органів і ягід рослин та біологічного циклу їх розвитку, а також вплив ступеня закріплення радіонукліда на ґрунтових комплексах на його перехід у рослини. Зроблено висновок про необхідність при розрахунках параметрів переходу радіоцезію із ґрунту в рослини враховувати глибину залягання їхніх кореневих систем, профілю розподілу вмісту радіонукліда у ґрунті з глибиною та типу ґрунту.

Ключові слова: радіоцезій, коефіцієнт переходу, щільність забруднення ґрунту, лікарські рослини.

Протягом останніх десятиліть, особливо після аварії на Чорнобильській АЕС, дослідники не лише тих країн, які найбільше постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи [13, 16–18] – України, Білорусі, Росії, – а й усього світу приділяють велику увагу дослідженням радіологічного стану рослин, зокрема, вивченню особливостей накопичення ними радіоактивних елементів із ґрунту [5–9, 11, 14, 21–24, 27, 28]. Зумовлюється це насамперед тим, що сьогодні надходження радіонуклідів через харчові ланцюжки стало визначальною ланкою в радіонуклідному забрудненні людського організму (а, отже, і у його внутрішньому опроміненні) [8, 9, 11, 14, 28]. Особливий інтерес становить стан забруднення рослинності українського Полісся, яке виявилось найзабрудненішим постчорнобильськими радіоактивними викидами [16, 18], – грибів, ягідних і лікарських рослин, котрі люди традиційно споживають у їжу або використовують як лікарську сировину в фармацевтиці. Важливим є те, що, за даними деяких дослідників [5, 9, 28], близько чверті усіх надходжень радіоцезію в організм людей, які проживають на забруднених територіях Полісся, зумовлене вживанням у їжу саме ягід [26]. Загалом внесок дикорослих ягід і грибів у внутрішнє опромінення населення цього регіону може сягати 75–80% від дози внутрішнього опромінення, що отримується населенням радіоактивно забруднених територій від вживання усіх харчових продуктів [11, 19].

Матеріали та методи

Для вивчення впливу на накопичення радіоцезію рослинами з ґрунту різних факторів та його зміни протягом сезону вегетації нами було проведено дослідження вмісту ^{137}Cs у вегетативних органах і ягодах деяких лікарських рослин із території Корецького р-ну Рівненської обл., а також Шацького (ШНПП) та Карпатського (КНПП) національних природних парків. Об'єктами дослідження були рослини, котрі активно використовуються як лікарська сировина у фармацевтиці, а також у фітотерапії: представники брусничних – чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) та брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), папоротевих – папороть чоловіча (*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott) і орляк звичайний (*Pteridium aquilinum*

(L.) Kuhn), а також плаун булавовидний (*Lycopodium clavatum* L.). Для вивчення особливостей зміни вмісту радіоцезію протягом сезону вегетації відбір проб рослин і ґрунту здійснювався на лісовій ділянці площею близько 0,25 га, розміщеній біля с. Річки Корецького р-ну Рівненської обл. (її географічні координати – 50°41'39" пн. ш. та 27°05'01" сх. д.) протягом травня-жовтня 2009 р. з інтервалом у 2–3 тижні. Із відібраних проб відділяли вегетативні органи (коріння, стебла, цьогорічні пагони, листя, а також ягоди у ягідних рослин), у папороті – стебла та листя, які висушували до повітряно-сухого стану, подрібнювали (розмельювали) та ретельно перемішували з метою гомогенізації.

Для визначення коефіцієнтів переходу та накопичення радіонукліда із ґрунту в рослини, а також профілю зміни його вмісту з глибиною проби ґрунту відбиралися пошарово (з товщиною шару 5 см) на глибину до 20 см за допомогою циліндричного пробовідбірника методом конверта [10]. Відібрані проби очищували від кам'янистих і органічних решток, висушували у сушильній шафі при 80°C, розмельювали та ретельно перемішували. Із приготованої таким чином проби відбирали наважку для гамма-аналізу і зважували з точністю до 100 мг на аналітичній вазі ASIS A500. Аналіз проводили на гамма-спектрометрі з Ge(Li)-детектором в акредитованій вимірювальній лабораторії гамма-спектрометрії Львівського національного університету імені Івана Франка.

Результати і їхнє обговорення

Проведені нами дослідження показали, що щільність забруднення ^{137}Cs 20-см шару ґрунту становила 31 ± 3 кБк/м² ($0,84 \pm 0,08$ Кі/км²). Розподілявся він за глибиною так: близько 40% усього радіоцезію зосереджено у верхньому 0–5 см шарі ґрунту, близько 30% – у шарі 5–10 см; у наступних шарах (10–15 і 15–20 см) міститься по 15–16% радіоцезію. Тому всі рослини, коренева система яких розташована у 20-см шарі ґрунту, будуть забруднені радіонуклідом; ступінь цього забруднення визначатиметься доступністю наявного у ґрунті радіоцезію до засвоєння (у т. ч. формою, в якій перебуває наявний у прикореневому шарі ґрунту радіонуклід), а також здатністю конкретного виду рослин його засвоювати.

Порівняння вмісту ^{137}Cs та його питомої активності в шарах ґрунту (питома активність ^{137}Cs у вказаних шарах зменшується швидше, що зумовлено зростанням щільності ґрунту з глибиною) показує переваги використання для характеристики переходу радіонукліда в ланці ґрунт-рослина коефіцієнтів переходу K_{Π} порівняно з коефіцієнтами накопичення K_{Π} . Значення цих коефіцієнтів розраховуються як відношення питомої активності радіонукліда в рослині чи її органі (у Бк/кг) до питомої активності ґрунту (Бк/кг) для K_{Π} або до щільності забруднення ним ґрунту (у Бк/м²) для K_{Π} [1]). Тому для ґрунтів різних типів, за рахунок різної їх щільності, значення K_{Π} можуть відрізнятися у кілька разів при однаковому вмісті радіонукліда, тоді як значення коефіцієнта K_{Π} залежать тільки від вмісту радіонукліда у його відповідному шарі. Очевидно, використання коефіцієнтів K_{Π} є доцільним при порівнянні забруднення рослин, які ростуть на ґрунтах одного типу й однакової щільності, а для різних ґрунтів потрібно використовувати K_{Π} .

Значення питомої активності ^{137}Cs у вегетативних органах чорниці (корінні, стебла, цьогорічних пагонах і листі) та їх зміна з травня по жовтень 2009 р., а також розраховані для них коефіцієнти переходу K_{Π} показані на рис. 1, а, а на рис. 1, б – зміни цих параметрів для ягід чорниці в період їх формування, дозрівання та стиглості.

Протягом сезону вегетації відбуваються зміни у радіологічному стані органів чорниці. Зокрема, найбільша питома активність ^{137}Cs ягід спостерігається у період їх формування, відразу ж після цвітіння; з досяганням ягід питома активність радіонукліда в них суттєво зменшується і в стиглих ягодах майже не змінюється (рис. 1, б). Тенденцію

до аналогічних змін показують і вегетативні органи чорниць, за винятком багаторічних стебел – найбільший вміст ^{137}Cs у них спостерігається в період цвітіння (рис. 1, а), що узгоджується з відомими даними [12]. По мірі формування та досягання ягід у листі й цьогорічних пагонах спостерігається зниження вмісту радіонукліда, який досягає мінімуму в період стиглості (кінець червня-липень), зростає після закінчення плодоношення майже до значень періоду цвітіння (середина вересня) то знову швидко зменшується в період завершення сезонного метаболічного циклу і підготовки до опадання та скидання листя (жовтень). Вміст радіонукліда у стеблах майже не змінюється протягом сезону.

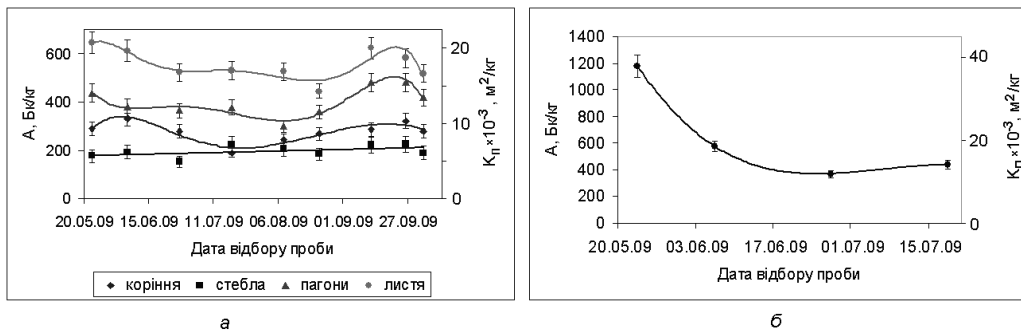


Рис. 1. Питомі активності ^{137}Cs та коефіцієнти переходу K_{Π} у вегетативних органах (а) і ягодах (б) чорниці (суха маса) та їх зміни з часом протягом сезону вегетації.

Аналогічно змінюються і відповідні показники коефіцієнтів переходу (K_{Π}) та накопичення (K_{Π}) радіоцезію органами рослин. Так, для ягід чорниці значення K_{Π} на початку формування плодів становить $(38,7 \pm 4) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$; з дозріванням ягід він зменшується майже 3 у рази і для стиглих ягід становить $(12,9 \pm 3) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Тому вживання недозрілих ягід чорниці може підвищити надходження ^{137}Cs в організм людини і зумовити додаткову дозу його внутрішнього опромінення.

Отримана нами сезонна залежність накопичення радіоцезію органами чорниці загалом узгоджується як з відомими літературними даними [4, 12], так і з отриманими нами раніше під час дослідження радіологічного стану чорниць з ШНПП [2, 25], і може бути пояснена перебігом фізіологічної активності рослини протягом сезону. Деякі відмінності між особливостями накопичення радіонукліда у стеблах чорниці, зафіксованих авторами [12] і спостережених нами, очевидно, зумовлені тим, що ми розділяли активності багаторічних стебел і цьогорічних пагонів, тоді як автори вказаної роботи визначали їхню сумарну активність.

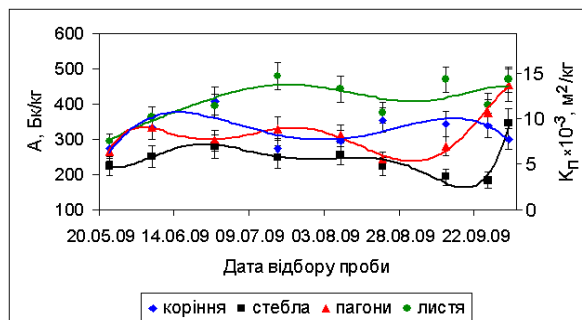


Рис. 2. Зміна питомої активності А(Бк/кг) та коефіцієнтів переходу K_{Π} ^{137}Cs в органах брусниці протягом травня-жовтня 2009 р.

Незважаючи на те, що загалом рівень вмісту радіоцезію в зеленій масі листків чорниці та брусниці порівнянний (що узгоджується з даними [8, 9]), зміни в накопиченні ^{137}Cs вегетативними органами брусниці протягом сезону весна-осінь (рис. 2) показують значну часову відмінність порівняно з чорницею. Розбіжність періодів найбільшого накопичення радіонукліда у цих представниках сімейства брусничних, очевидно, зумовлюється як різним часом фази плодоношення (у брусниці вона зазвичай починається в кінці липня – на початку серпня, тоді як у чорниці вона вже в цей час закінчується), так і тим, що брусниця, на відміну від чорниці, не є листоопадною рослиною [15]. Менше накопичення ^{137}Cs листям брусниці порівняно з чорницею зумовлене, очевидно, насамперед їхніми біологічними особливостями – завдяки наявності шару кутикули випаровування води в них значно менше, ніж у листі чорниці. Крім того, листя брусниці, на відміну від листя чорниці, має здатність засвоювати воду безпосередньо зі своєї поверхні. Ці фактори зумовлюють меншу потребу в надходженні вологи з розчиненим у ній ^{137}Cs із ґрунту в листя, та, оскільки випаровується лише вода, а мінеральні складові залишаються в клітинах листків, вони впливають на концентрування радіонукліда в них.

Дуже цікавими об'єктами є папороті, окремі представники яких відомі як концентратори мікроелементів із ґрунту [29]. Разом з тим, відомо, що ці рослини активно вбирають із ґрунту радіоцезій, причому коефіцієнти його переходу в зелену масу значно вищі, ніж у трав і мохів [8, 20].

Питомі активності ^{137}Cs у листі і стеблах папороті чоловічої та їхні часові зміни представлені на рис. 3. На відміну від даних статті [20], протягом усього періоду дослідження вміст радіоцезію в листі папороті перевищував його вміст у стеблах, причому це перевищення практично подвійне. Спостерігається також хороша кореляція змін вмісту радіонукліда в листі і стеблах рослини протягом літнього періоду вегетації.

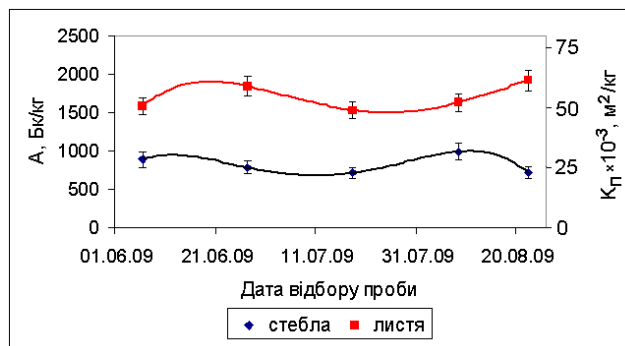


Рис. 3. Питома активність A (Бк/кг) та коефіцієнтів переходу $K_{\text{п}}$ ^{137}Cs у стеблах і листі папороті чоловічої та її зміни у червні-серпні 2009 р.

Оскільки зразки для досліджень відбирали на одній і тій самій ділянці, то, зважаючи, що вміст радіоцезію у ґрунті протягом сезону [9, 14] практично не змінювався, показники накопичення і переходу ^{137}Cs у вказані органи із ґрунту повинні мати аналогічний часовий хід змін. Стосовно ж аналітичних значень, то, на нашу думку, при відповідних розрахунках необхідно брати до уваги таке. Оскільки рослина вбирає поживні речовини (а отже, і радіонукліди) лише з шару ґрунту, в якому розміщена її коренева система, то при розрахунках $K_{\text{п}}$ слід брати до уваги їх вміст (у Бк/м²) у шарі ґрунту, в якому вона міститься, а при розрахунках $K_{\text{н}}$ – його питомої активності (Бк/кг) саме у цьому шарі. Очевидно, при однаковій щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs на значення цих коефіцієнтів визначальний

вплив матимуть вертикальний профіль забруднення ґрунту радіонуклідом і глибина залягання кореневої маси. Велику роль також має відігравати й доступність наявного у ризосфері ґрунту радіонукліда до засвоєння кореневою системою рослини, у т. ч. й ступінь його закріплення на ґрунтових комплексах. Очевидно, саме цим значною мірою можна пояснювати зафіксовані у [20] відмінності в розрахованих значеннях K_D і K_H для ґрунтів різних типів – супіщаного, суглинка та глинистого. Адже відомо [14], що через деякий час після початкових випадінь профіль розподілу ^{137}Cs із глибиною у ґрунтах різних типів і ступінь його закріплення визначається насамперед типом ґрунту.

Виходячи з того, що коренева маса папороті чоловічої розміщена у всьому поверхневому 20-см шарі ґрунту, значення K_H для неї розраховували, беручи до уваги сказане вище. Зміни значень K_H для органів цієї папороті у різні періоди вегетації показані на рис. 3. Як бачимо, значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з прикореневого шару ґрунту в надземні органи папороті у декілька разів перевищують аналогічні значення для органів чорниці та брусниці, які вважаються накопичувачами радіоцезію [8, 9].

Для вивчення особливостей переходу радіонукліда в зелену масу папороті чоловічої, а також орляка звичайного [3] – представника папоротевих, який поширений у світі та в Україні (зокрема – на Поліссі) і широко використовується з декоративною метою та у фармакопеї, а молоді пагони та кореневища орляка в багатьох країнах Сходу використовують і в їжу (зокрема, він відомий під назвою «корейського салату»), – та його залежності від умов зростання ми порівняли питомі активності й коефіцієнти переходу для рослин, що ростуть в умовах Полісся та Карпат, які відрізняються як типом ґрунтів, так і ступенем їх забруднення ^{137}Cs і кліматичними умовами, у т. ч. й розміщенням над рівнем моря.

Як показали отримані нами результати (див. таблицю), на одному і тому ж ґрунті та за однакових умов зростання (лісовий ґрунт з ШНПП) зелена маса орляка звичайного накопичує радіоцезій майже у півтора рази інтенсивніше від папороті чоловічої. Можливо, це зумовлено особливостями кореневої системи цих рослин – у орляка кореневище повзуче, розгалужене, розміщене зазвичай у шарі ґрунту глибиною 5–15 см, що допомагає засвоювати поживні речовини (а, отже, і радіонукліди) з більшої, порівняно з папороттю чоловічою, площі, коріння якої мичкувате і проникає у глибші шари. З іншого боку, як видно з таблиці, в однакових кліматичних умовах, за практично однакової щільності забруднення ґрунту (близько $3,7 \text{ kBк/м}^2$) та подібного профілю розподілу вмісту радіонукліда за глибиною (рис. 4а і 4б), питома активність радіонукліда в органах рослини одного виду (орляк звичайний із ШНПП), а також відповідні коефіцієнти переходу визначаються саме типом ґрунту – вони у 3–4 рази вищі у випадку торф'яного болотного ґрунту порівняно з лісовим. У той же час, і в різних умовах зростання (див. таблицю, папороть чоловіча, Волинське Полісся і Карпати), незважаючи на різні ступені забруднення ґрунтів радіоцезієм, спостерігається визначальний вплив саме типу ґрунту на здатність засвоювати радіонуклід рослиною (розподіл вмісту і питомої активності ^{137}Cs за глибиною у буроземному ґрунті з місця відбору папороті чоловічої в Чорногірському масиві Карпатського національного природного парку показаний на рис. 4в).

Наведені факти дають підстави стверджувати, що саме склад ґрунту (зокрема, вміст гумусу і глини) та його кислотність і визначають ступінь засвоєння рослиною ^{137}Cs в конкретних умовах зростання – завдяки різному його закріпленню у ґрунтах різних типів [8, 9, 14]. Як видно з таблиці, на кислому торф'яному ґрунті з ШНПП папоротеві набагато (у декілька разів) інтенсивніше засвоюють наявний у ньому радіонуклід, ніж у буроземному (Чорногора) або лісовому (Корецький р-н Рівненщини та ШНПП, Полісся)

Порівняльна характеристика впливу особливостей забруднення ґрунтів різних типів на накопичення ^{137}Cs представниками папоротевих – орляком звичайним і папороттю чоловічою

Ро-сли-на	Місце відбору	Координати місця відбору	Питома активність ^{137}Cs у органах рослини, Бк/кг			Ґрунт			Коефіцієнт переходу, $\text{m}^2/\text{кг}$, $\cdot 10^{-3}$		
			Листя	Сте-бла	Ко-рені	Тип ґрунту	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг	Щільність забруднення, $\text{кБк}/\text{м}^2$	Листя	Стеб-ла	Коре-ні
Орляк звичайний	ШНПП	51°34'08" пн. ш.; 23°53'04" сх. д.	2900 ±180	1330 ±70	468± 71	Болотно-торфовий	106±10	3,6 ±0,4	805 ±50	369± 19	130 ±20
		51°34'24" пн. ш.; 23°53'49" сх. д.	845 ±110	324 ±60		Лісовий	39±4	3,7 ±0,4	228 ±30	88± 16	
Папороть чоловіча	ШНПП	51°34'08" пн. ш.; 23°53'04" сх. д.	532 ±82	285 ±76	135± 41	Лісовий	39±4	3,7 ±0,4	144 ±22	77± 20	36 ±11
		Чорногора, 48°10'44" пн. ш.;	73 ±36	54 ±27	50± 26	Бурозем	140±11	17,5 ±0,9	4,2 ±1,7	3,0± 1,3	2,9 ±1,2
	КНПП	24°34'30" сх. д.									
	с. Річки, Рівненська обл.	50°41'39" пн. ш.; 27°05'01" сх. д.	1530 ±75	712 ±52		Лісовий	133±11	31 ±2	49 ±2	23±2	

ґрунті. При цьому за майже у 4 рази меншої щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs в ШНПП порівняно з Чорногорою, коефіцієнт переходу радіонукліда з ґрунту в листя папороті чоловічої в ШНПП у понад 30 разів вищий.

Здатність сильніше за інші рослини накопичувати ^{137}Cs і широкий ареал поширення дає підстави для використання вищевказаних папоротей для очищення (фітореMediaції) верхнього шару забрудненого радіоактивними ізотопами ґрунту від цього радіонукліда. Однак, враховуючи зменшення здатності засвоювати ^{137}Cs з ґрунту по мірі його закріплення в ньому, особливо ефективним буде використання цих рослин як фітореMediaторів ґрунтів відразу після їх радіоактивного забруднення або ж на кислих ґрунтах.

Динаміка зміни вмісту радіоцезію в зеленій масі плауна булавовидного та відповідних коефіцієнтів переходу показана на рис. 5. Незважаючи на майже втричі менші порівняно з папороттю чоловічою значення питомої активності ^{137}Cs в зеленій масі плауна, коефіцієнти переходу радіонукліда з ґрунту в ці рослини у період цвітіння та формування спор порівнянні. Це обумовлено особливостями будови і життєдіяльності плауна булавовидного [3], корінці якого вбирають поживні речовини з верхнього (не глибше 5-сантиметрового) шару ґрунту, у зв'язку з чим для розрахунків $K_{\text{п}}$ треба враховувати вміст радіонукліда саме у цьому шарі.

Вміст радіонукліда в зеленій масі рослини, починаючи з весни, зростає майже у півтора рази (з 400 до 577 Бк/кг сухої маси), досягаючи свого максимуму в кінці червня – першій декаді липня, а потім спадає більш ніж удвічі 2 рази, досягаючи в кінці вересня мінімального значення (277 Бк/кг). Такі зміни вмісту ^{137}Cs у цій вічнозеленій рослині добре корелюють із циклом фізіологічного розвитку – саме на кінець червня припадає утворення спороносних колосків, а з кінця липня спори дозрівають. Проведені раніше авторами [8] дослідження свідчать, що і спори плауна булавовидного сильно накопичують радіоцезій – згідно з їхніми даними, значення коефіцієнта переходу радіонукліда з ґрунту у спори плауна булавовидного (близько 160 $\text{m}^2/\text{кг}$) більш ніж удвічі перевищує відповідні значення для листя чорниці та брусниці.

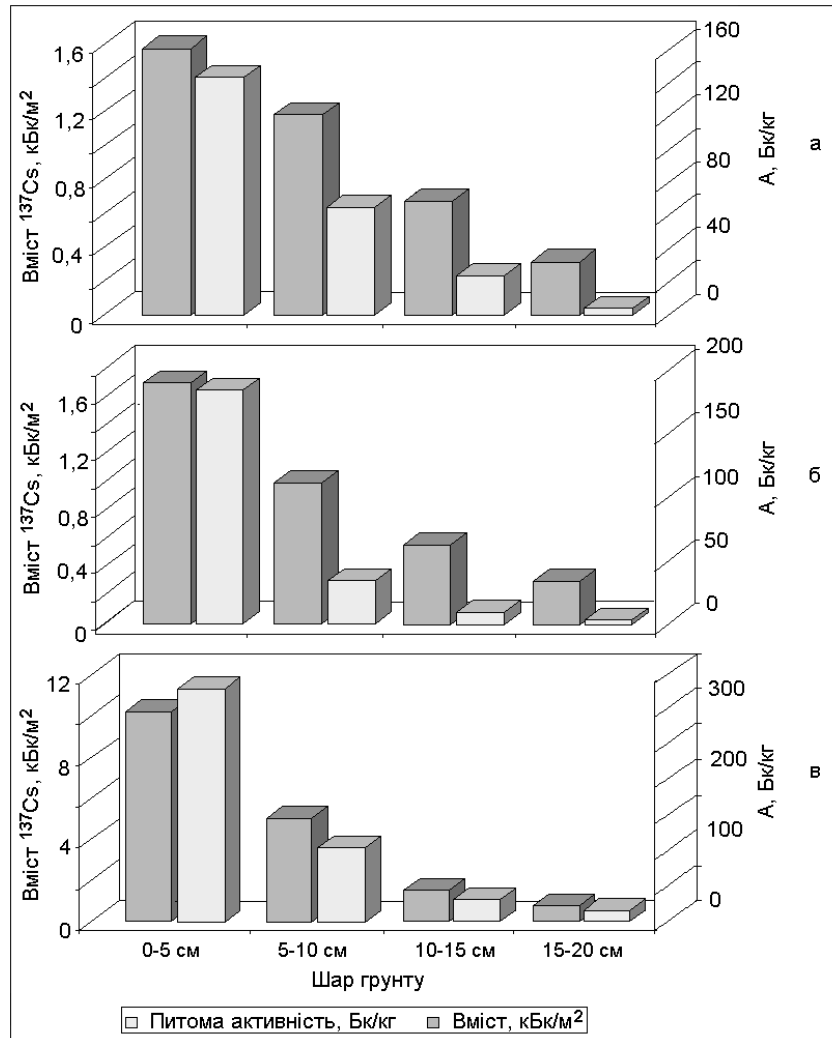


Рис. 4. Розподіл вмісту і питомої активності ^{137}Cs за глибиною у лісовому ґрунті з місця відбору папоротевих (а) та у торф'яному ґрунті з місця відбору орляка звичайного з ягідника Шацького НПП (б) і у буроземному ґрунті з місця відбору папороті чоловічої в Черногірському масиві Карпатського НПП (в).

Враховуючи вищесказане, очевидно, що на лісових ґрунтах територій, забруднення яких наближається до 37 kBq/m^2 , проводити забір зеленої маси плауна булавовидного для фармацевтики можна не раніше серпня, причому за умови обов'язкового радіологічного контролю відібраної сировини.

На вміст радіонукліда в органах рослин має визначальний вплив не лише його кількість у ризосферному шарі, а й форма, в якій він перебуває у ґрунті. Саме остання визначає доступність наявного у ризосфері радіонукліда до засвоєння кореневою системою рослин і, відповідно, забруднення їхніх органів.

Дослідження особливостей накопичення ^{137}Cs органами лікарських рослин із досліджуваних територій показують чітку кореляцію між фізіологічними особливостями

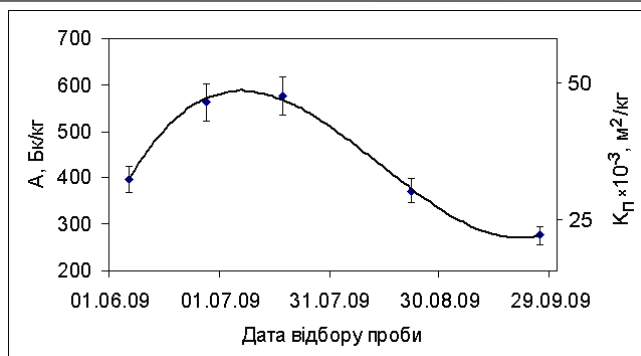


Рис. 5. Зміна питомої активності ^{137}Cs А(Бк/кг) у зеленій масі плауна булавовидного та коефіцієнтів переходу K_p у червні – вересні 2009 р.

сезонного розвитку рослин і відповідним вмістом радіонукліда в їхніх органах і дають підстави рекомендувати терміни збору лікарської сировини, особливо на радіоактивно забруднених територіях, з метою зменшення їхнього забруднення.

Висока здатність представників папоротевих (поширених в Україні папороті чоловічої та орляка звичайного) засвоювати ^{137}Cs з кореневого шару ґрунту дає підстави для пропозиції щодо використання цих рослин для очищення ґрунту від радіоцезію (фіторе mediaції ґрунтів).

При прогнозуванні зміни вмісту радіонуклідів у рослині та її органах з часом треба враховувати особливості різних типів ґрунтів у закріпленні радіонукліда, що потребує зонування територій не лише за щільністю їх забруднення радіоцезієм, а й за типами ґрунтів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Алексахин Р. М., Васильев А. В., Дикарев В. Г. и др. Сельскохозяйственная радиоэкология. М.: Экология, 1992. 400 с.
2. Баранов В., Грабовський В., Дзендзелюк О., Дуцяк Г. Радіонуклідне забруднення рослин Шацького національного природного парку // Фізіологія рослин: проблеми та перспективи розвитку: У 2 т. К.: Логос, 2009. С. 310–317.
3. Губанов И. А., Киселёва К. В., Новиков В. С., Тихомиров В. Н. Иллюстрированный определитель растений Средней России. М., 2002. Т. 1. 526 с.
4. Демків О. Т. Деякі закономірності розподілу радіоактивних ізотопів в органах високогірних рослин Карпат // Укр. ботан. журн. 1967. № 6. С. 50–54.
5. Ипатьев В. А., Багинский В. Ф., Булавик И. М. и др. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1999. 454 с.
6. Калетник М., Ландін В., Пастернак П. Радіоекологічна обстановка у лісах Українського Полісся // Ойкумена. 1991. №2. С. 61–66.
7. Кравець О. П. Радіоекологічні аспекти формування потоків радіонуклідів в системі "ґрунт-рослина": Автореф. дис. ... д-ра біол. наук. К., 2001. 33 с.
8. Краснов В. П., Орлов О. О., Бузун В. О. та ін. Прикладна радіоекологія лісу / За ред. В.П. Краснова. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.
9. Краснов В. П. Радіоекологія лісів Українського Полісся. Житомир: Волинь, 1998. 112 с.

10. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком зони відчуження). К.: Атіка – Н, 2007. 60 с.
11. Орлов А. А. Аккумуляция техногенных радионуклидов дикорастущими ягодными растениями лесов. Чернобыль Дайджест 98–2000. Вып. 6. Минск, 2001. 189 с.
12. Орлов О. О., Короткова О. З. Особливості сезонної динаміки акумуляції ^{137}Cs фітосою чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) та брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) // Наук. вісн. Львів: УкрДЛТУ. 2000. Вип.10.2. С. 34–43.
13. Охорона навколишнього природного середовища в Україні. 1994–1995. К.: Вид-во Раєвського, 1997. 95 с.
14. Переволоцкий А. Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. 255 с.
15. Полевой В. В. Физиология растений. М.: Высшая школа, 1989. 464 с.
16. Пристер Б. С., Омеляненко Н. П., Перепелятникова Л. В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 51–60.
17. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В. Г. Барьяхтара. К.: Наук. думка, 1995. 560 с.
18. Atlas of radiocaesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Luxembourg. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 1998. 63 p.
19. Balonov M. I., Travnikova I. G. The role of agricultural and natural ecosystems in the internal dose formation in the inhabitants of controlled area // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Appl. Sci. 1990. P. 419–430.
20. Butkus D., Konstantinova V. Studies of ^{137}Cs transfer in soil-fern system // J. Environ. Engineering and Landscape Management. 2005. XIII. N 3. P. 97–102.
21. Ciuffo L., Velasco H., Belli M., Sansone U. ^{137}Cs Soil-to-plant Transfer for Individual Species in a Semi-natural Grassland. Influence of Potassium Soil Content // J. Radiat. Res. 2003. N 44. P. 277–283.
22. Djingova R., Kovacheva P., Todorov B. et al. On the influence of soil properties on the transfer of ^{137}Cs from two soils (Chromic Luvisol and Eutric Fluvisol) to wheat and cabbage // J. Environ. Radioactiv. 2005. N 82. P. 63–79.
23. Ehlken S., Kirchner G. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace. 2002. P. 7–112.
24. Handl J., Sachse R., Jakob D. et al. Accumulation of ^{137}Cs in Brazilian soils and its transfer to plants under different climatic conditions // J. Environ. Radioactiv. 2009. N 99. P. 271–287.
25. Hrabovskyy V. A., Dzendzelyuk O. S., Kushnir O. S. Monitoring of radionuclide contamination of plants in the western part of Volyn Polissya (Ukraine) during 1994–2007 // Radio-protection. 2009. N 44. 5. P. 639–647.
26. Kenigsberg Y. E., Buglova E. E. Dose formation of internal exposure according to peculiarities of cesium radionuclides transfer by food chain and efficiencies of countermeasures // Belarus–Japan Symposium “Acute and Late Consequences of Nuclear Catastrophes: Hiroshima – Nagasaki and Chernobyl”: Proceedings. Minsk, 1994. P. 82–96
27. Rahman M. M., Rahman M., Rahman M. M. et al. Transfer of Radiocesium from Soil-to-Plant by Field Experiment // J. Biolog. Sci. 2007. N 7. 4. P. 673–676.
28. Strand P., Howard B., Averin V. Intake of radionuclides to man: Final Report of ECP-9 / Luxembourg, 1996. P. 157–193.
29. United States Patent No US 6,280,500 B1. Methods for removing pollutants from contaminated soil materials with a fern plant. Aug. 28, 2001.

Стаття: надійшла до редакції 18.11.11

доопрацьована 18.01.12

прийнята до друку 06.02.12

SEASONAL CHANGES OF ^{137}Cs CONTENT IN SOME MEDICAL HERBS AND BERRY PLANTS FROM WESTERN UKRAINE

V. Grabovskyi, O. Dzendzelyuk

*Ivan Franko National University of Lviv
107, gen. Tarnavskiy St., Lviv 79017, Ukraine
e-mail: grabovskyi@electronics.wups.lviv.ua*

The results for studies of seasonal changes of radiocaesium content in some medical herbs and berry plants from western Ukraine are presented. Correlation between ^{137}Cs content level in vegetative and generative organs of plants and their biological cycle is marked. The influence of radionuclide fixing degree on the soil complexes on ones transfer to the plants is considered. A conclusion is done about a necessity at the calculations of parameters of transition of radiocaesium from soil in plants to take into account the depth of bedding of them rootages, to the type of distributing of maintenance of radionuclide in soil with a depth and as soil.

Keywords: radiocaesium, radioactive contamination, transfer factor, medical herbs.

СЕЗОННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ^{137}Cs В НЕКОТОРЫХ ЛЕКАРСТВЕННЫХ И ЯГОДНЫХ РАСТЕНИЯХ ЗАПАДНОЙ УКРАИНЫ

В. Грабовский, О. Дзєндзєлюк

*Львовский национальный университет имени Ивана Франко
ул. ген. Тарнавского, 107, Львов 79017, Украина
e-mail: grabovskyi@electronics.wups.lviv.ua*

Представлены результаты исследования сезонных изменений загрязнения радиоцезием некоторых лекарственных и ягодных растений западной Украины. Отмечена корреляция уровня загрязнения ^{137}Cs вегетативных и генеративных органов растений и биологического цикла их развития, а также влияние степени закрепления радионуклида на почвенных комплексах на его переход в растения. Сделан вывод о необходимости при расчетах параметров перехода радиоцезия из почвы в растения учитывать глубину залегания их корневых систем, профиль распределения содержания радионуклида в почве с глубиной и ее тип.

Ключевые слова: радиоцезий, коэффициент перехода, плотность загрязнения почвы, лекарственные растения.