

**ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ЦЕЗІЮ-137  
У МОХОВОМУ ПОКРИВІ ЛІСІВ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ**

**В. В. Мельник, Т. В. Курбет**

*e-mail: melnyk\_vika91@ukr.net*

Житомирський державний технологічний університет  
вул. Чуднівська, 103, м. Житомир, 10005, Україна

Досліджено радіоактивне забруднення дикрану багатоніжкового та плевроція Шребера в умовах свіжого бору у лісах Українського Полісся за різної щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Виявлено, що величина щільності радіоактивного забруднення ґрунту в межах всіх пробних площ варіювала у широких діапазонах – від 3 до 361 кБк/м<sup>2</sup>. Встановлено, що брієві (зелені) мохи характеризуються високим вмістом <sup>137</sup>Cs навіть за незначних величин щільності радіоактивного забруднення ґрунту. У Малинському лісництві за низьких значень щільності забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs максимальні величини питомої активності <sup>137</sup>Cs для дикрана багатоніжкового становили 345±12 Бк/кг, а для плевроція Шребера – 300±14 Бк/кг. У Народицькому лісництві за значно вищої щільності радіоактивного забруднення ґрунту (до 100 разів) дані величини дорівнювали 16861±386 Бк/кг та 9327±214 Бк/кг відповідно. Виявлено, що на всіх дослідних ділянках радіоактивне забруднення верхоплідного моху – дикрану багатоніжкового – істотно перевищує таке у порівнянні з бокоплідним мохом – плевроцієм Шребера. У межах Народицького лісництва спостерігалось перевищення концентрації <sup>137</sup>Cs у дикрані багатоніжковому відносно плевроцію Шребера до 1,7 раза, а у Малинському лісництві – до 1,6 раза. Було відмічено загальну закономірність у розподілі радіоактивного забруднення по фракціям мохів досліджуваних видів. За величиною радіоактивного забруднення фракції моху можна розмістити у вигляді наступного рангованого ряду: очіс > жива частина > мертва частина. Максимальна різниця між радіоактивним забрудненням очосу та живої частини складала 1,4 раза, а між очосом та мертвою частиною – 1,6 раза. Концентрація <sup>137</sup>Cs у моховому покриві має тісний ( $r = 0,83-0,85$ ) лінійний зв'язок із величиною щільності радіоактивного забруднення ґрунту.

**Ключові слова:** радіоактивне забруднення, моховий покрив, фракції моху, питома активність, <sup>137</sup>Cs.

**Постановка проблеми**

Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до радіоактивного забруднення великих територій лісів Українського Полісся. Це зумовило первинне накопичення радіонуклідів у різних компонентах лісових біогеоценозів. З часом, відбувся перерозподіл радіоактивних елементів між ними, що, у свою чергу, сприяло до самоочищення одних і ще більшого радіоактивного забруднення других. Мохоподібні, які мають високу акумулюючу здатність до полютантів, завдяки своїм анатомо-морфологічним, фізіологічним особливостям, вже у перший період, з часу надходження радіонуклідів до лісових біогеоценозів, накопичили їх значну кількість. Завдяки великій тривалості існування покриву, який вони часто створюють, їх можна використовувати в якості біоіндикаторів радіоактивного забруднення лісових екосистем. У той же час, мохи беруть участь у перерозподілі радіонуклідів у конкретних типах лісових біогеоценозів. Тому інформація щодо їх радіоактивного забруднення у різні періоди з часу аварії на ЧАЕС

доповнюють наші уявлення про міграцію радіоактивних елементів у лісових екосистемах.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій**

З матеріалів останнього обстеження лісів на радіоактивне забруднення, яке проводилось протягом 1991–1992 рр., відомо, що у державному лісовому фонді України, з обстежених 3,2 млн га лісових площ, 1,23 млн га, або 39 %, мали щільність радіоактивного забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs понад 37 кБк/м<sup>2</sup> (1 Кі/км<sup>2</sup>) [7]. Досліджуючи біогеохімічний кругообіг радіонуклідів у різних типах екосистем, дослідники зробили висновок, що з часом відбувається перерозподіл радіоактивних елементів між їх складовими, певне їх закріплення у ґрунті та накопичення в різних видах живих організмів. Вченими було встановлено, що значна кількість рослин, яка поширена у лісах Українського Полісся, характеризується значним вмістом радіонуклідів. В цьому переліку зустрічаються численні види мохів та лишайників [5–6, 8]. Виявилось, при порівнянні вмісту радіонуклідів у біомасі мохів та трав'яно-чагарниковому покриві одного

екотопу, що у мохах значно більше їх акумульовано [6, 9, 13]. Російські дослідники [9–11] вивчали особливості міграції радіоактивних елементів у лісових біоценозах та накопичення радіонуклідів у ближніх зонах атомних електростанцій. Було встановлено, що мохи мають значні величини питомої активності радіонуклідів. Інші дослідники [13–15] пропонують використовувати мохи як тест-об'єкти для визначення радіоактивного забруднення різних компонентів екосистем. Українські вчені [1–4] досліджували вміст радіонуклідів у мохах Українського Полісся у перші роки після аварії на ЧАЕС і також відмітили значні рівні їх радіоактивного забруднення.

На основі проведених досліджень [1, 12] було встановлено, що акумуляція радіонуклідів мохами та лишайниками значною мірою залежить від виду, анатомо-морфологічних, вікових особливостей організмів та екологічних умов їх місцезростання. Розглядаючи мохи за інтенсивністю накопичення та швидкістю виведення радіонуклідів, з радіоекологічної точки зору, найбільший інтерес представляють підкласи сфагнових та брієвих (зелених) мохів. Сфагнові мохи найбільш поширені на верхових та перехідних болотах, а брієві мохи – у суходільних лісах. Вченими встановлено, що зелені мохи накопичують радіонукліди інтенсивніше, ніж сфагнові [8, 11]. Порівнюючи різні види мохів за накопичувальною здатністю, їх розмістили в наступному висхідному ряді: верхоплідні брієві мохи → бокоплідні брієві мохи → сфагнові мохи [1–2].

Аналіз літературних джерел дозволяє зробити висновок про фрагментарність вивчення проблеми щодо особливостей накопичення певних радіонуклідів у мохах лісів Полісся України.

#### **Мета, завдання та методика досліджень**

Метою наших досліджень було вивчення радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  зелених мохів, що постійно зустрічаються у соснових лісах Українського Полісся та його розподіл у їх фракціях за різної щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Нами досліджувалися види брієвих (зелених) мохів, які належать до верхоплідних, – дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.) та бокоплідних – плевроцій Шребера (*Pleurozium schreberi*).

Дослідження було проведено у 2016 р. у лісових насадженнях Житомирського Полісся на постійних пробних площах (ППП), розташованих у ДП «Народицьке СЛГ» (ППП № 1, 2, 3) та ДП «Малинське ЛГ» (ППП № 4, 5, 6) в умовах свіжого бору. Пробні площі (розміром 100×100 м) закладали за стандартною методикою. Середня величина радіоактивного забруднення ґрунту на пробних площах коливалася від  $5,6 \pm 0,15$  кБк/м<sup>2</sup> до  $283,9 \pm 14$  кБк/м<sup>2</sup>. Частка проективного покриття трав'яно-чагарникового ярусу на пробних площах становила 50–65 %. Співдомінуючими видами трав'яно-чагарничкового покриву були брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) та верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.). Моховий ярус мав проективне покриття 85–95 %. У ньому переважали дикран багатоніжковий та плевроцій Шребера. На всіх пробних площах асоціація: сосновий ліс зеленомоховий.

На кожній пробній площі, за допомогою сітки Л.Г. Раменського, закладали по три облікові ділянки площею 1 м<sup>2</sup>, на яких проводився відбір зразків мохів. У подальшому відібрані зразки розділяли на фракції: верхівкову частину (живу), середню (мертву) і нижню (очос). У межах облікових ділянок відбирались зразки ґрунту за допомогою циліндричного буру діаметром 57 мм, у 5-и точках (методом конверту), на глибину 15 см. Усі зразки висушувалися до повітряно-сухого стану, подрібнювалися та гомогенізувалися. Вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в зразках здійснювалося на сцинтиляційному гамма-спектрометричному приладі із багатоканальним аналізатором імпульсів (АІ). Всього було проаналізовано 317 зразків, з них 250 зразків фітомаси мохів та 67 зразків ґрунту. Відносна похибка вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у зразках не перевищувала 5%. Статистична обробка отриманих результатів проводилася за загальноприйнятими методами у прикладному пакеті Microsoft Word Excel та Statistica 10.0.

#### **Результати досліджень**

Щільність радіоактивного забруднення ґрунту в межах всіх пробних площ варіювала у широких діапазонах – від 3,24 до 361 кБк/м<sup>2</sup>. На пробних площах Народицького лісництва (ППП № 1–3) середнє значення щільності радіоактивного забруднення ґрунту становило  $238 \pm 4,7$  кБк/м<sup>2</sup>, що в 1,6 раза більше

мінімального ( $144 \pm 2,3$  кБк/м<sup>2</sup>) та в 1,5 раза менше максимального ( $361 \pm 7,0$  кБк/м<sup>2</sup>). У Малинському лісництві (ППП № 4–6) щільність радіоактивного забруднення ґрунту коливалася від  $3,24 \pm 0,07$  до  $5,57 \pm 0,14$  кБк/м<sup>2</sup>, і в середньому становила  $4,85 \pm 0,1$  кБк/м<sup>2</sup>. Показники щільності радіоактивного забруднення ґрунту свідчать про існування певної мозаїчності радіоактивного забруднення ґрунту в межах кожної пробної площі.

Також були відмічені певні коливання величин питомої активності для кожного виду моху. Так, на пробних площах у Народицькому лісництві для дикрана багатоніжкового максимальні значення питомої активності <sup>137</sup>Cs становили  $16861 \pm 386$  Бк/кг, перевищення над мінімальним показником було у 1,8 раза ( $9437 \pm 229$  Бк/кг); для плевроція Шребера мінімальне значення становило  $4067 \pm 81$  Бк/кг, що в 2,3 раза менше максимального –  $9327 \pm 214$  Бк/кг. На пробних площах в Малинському лісництві питома активність <sup>137</sup>Cs у мохах характеризується значно меншими величинами. Так, максимальна питома активність для дикрана багатоніжкового становить  $345 \pm 12,1$  Бк/кг, а мінімальна  $88 \pm 6,0$  Бк/кг; для плевроція Шребера максимальна концентрація становить  $300 \pm 14$  Бк/кг, що в 2 рази більше, ніж мінімальне значення –  $152 \pm 30$  Бк/кг. Дисперсійні пари питомої активності <sup>137</sup>Cs для мохів 2-х облікових ділянок на кожній пробній площі істотно не відрізнялися на відміну від істотної різниці середніх значень між питомою активністю на них та на 3-й обліковій ділянці. Тому величини питомої активності для мохів були об'єднані в один масив даних та відображенні як одна ділянка.

Досліджуючи радіоактивне забруднення мохів обох видів, було встановлено, що на кожній пробній площі, в межах кожного з лісництв, спостерігалось перевищення величини питомої активності радіонукліду в дикрані багатоніжковому у порівнянні з плевроцієм Шребера (рис.1). Так, у Народицькому лісництві виявлено, що перевищення вмісту <sup>137</sup>Cs у дикрані багатоніжковому у порівнянні з плевроцієм Шребера коливалось від 1,2 раза на ділянці 2.1 до 2,4 раза на ділянці 2.2.

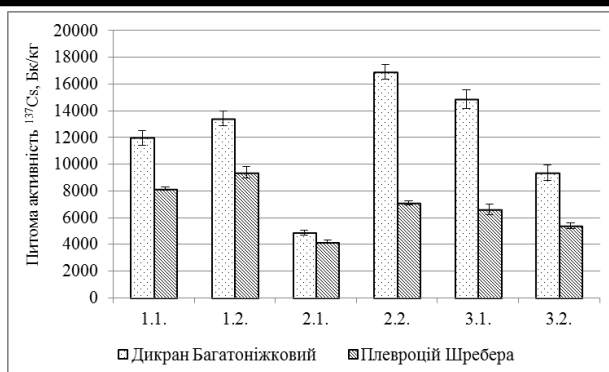


Рис. 1. Питома активність <sup>137</sup>Cs в моховому покриві на облікових ділянках Народицького лісництва

Було встановлено, що концентрація <sup>137</sup>Cs для дикрану багатоніжкового на ППП №1 на ділянці 1.1 – 11982 Бк/кг та 1.2 – 13411 Бк/кг; на ППП №2 – 4896 Бк/кг та 16888 Бк/кг (ділянки 2.1 та 2.2); ППП №3 – 14862 Бк/кг та 9345 Бк/кг (відповідно ділянки 3.1 та 3.2), тоді як для плевроцію Шребера відповідні значення дорівнюють: 8175 Бк/кг та 9385 Бк/кг; 4186 Бк/кг та 7095 Бк/кг; 6607 Бк/кг та 5374 Бк/кг. Існування достовірної різниці між середніми значеннями питомої активності <sup>137</sup>Cs у двох видах мохів на кожній з ділянок пробної площі підтверджується результатами однофакторного дисперсійного аналізу: для ППП №1  $F_{\text{факт.}}=87,4 > F_{(1;27;0,95)}=4,2$  та  $F_{\text{факт.}}=34,9 > F_{(1;21;0,95)}=4,3$  (облікові ділянки 1.1 та 1.2); для ППП №2  $F_{\text{факт.}}=10,4 > F_{(1;30;0,95)}=4,2$  та  $F_{\text{факт.}}=537 > F_{(1;29;0,95)}=4,2$  (облікові ділянки 2.1 та 2.2); для ППП №3  $F_{\text{факт.}}=121,5 > F_{(1;28;0,95)}=4,2$  та  $F_{\text{факт.}}=57,0 > F_{(1;19;0,95)}=4,4$  (облікові ділянки 3.1 та 3.2). Отже, спостерігається достовірне на 95 %-ому довірчому рівні перевищення концентрації <sup>137</sup>Cs у дикрані багатоніжковому в порівнянні з плевроцієм Шребера.

Подібне порівняння проводилося також на пробних площах Малинського лісництва. Було встановлено, що концентрація <sup>137</sup>Cs в дикрані багатоніжковому на ППП №4 становила 237 Бк/кг та 308 Бк/кг (відповідно ділянки 4.1 та 4.2); на ППП №5 – 346 Бк/кг та 206 Бк/кг (5.1 та 5.2); тоді як у плевроцію Шребера відповідні значення дорівнювали 150 Бк/кг та 300 Бк/кг; 264 Бк/кг та 232 Бк/кг (рис. 2).

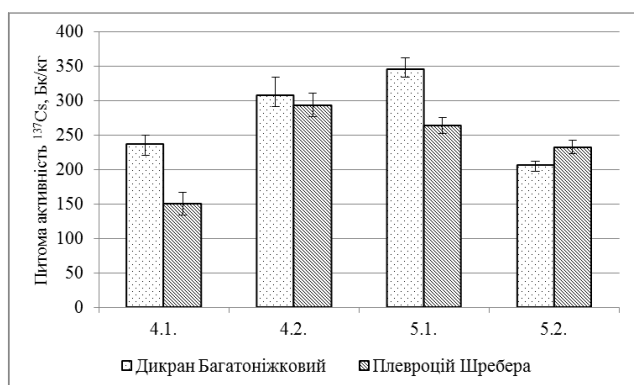


Рис. 2. Питома активність <sup>137</sup>Cs в моховому покриві на облікових ділянках Малинського лісництва

Існування достовірної різниці між середніми величинами питомої активності <sup>137</sup>Cs для двох видів мохів підтверджується результатами однофакторного дисперсійного аналізу: для ППП №4  $F_{\text{факт.}}=15,3 > F_{(1;19;0,95)}=4,4$  (ділянка 4.1); для ППП №5  $F_{\text{факт.}}=11,1 > F_{(1;17;0,95)}=4,5$  та  $F_{\text{факт.}}=6,1 > F_{(1;19;0,95)}=4,4$  (відповідно облікові ділянки 5.1 та 5.2). Отже, достовірне на 95 %-ому довірчому рівні перевищення концентрації <sup>137</sup>Cs для дикрану багатоніжкового у порівнянні з плевроцієм Шребера спостерігається для облікових ділянок 4.1 та 5.1. Хоча на ділянці 4.2 теж

спостерігається подібне перевищення, але воно незначне –  $F_{\text{факт.}}=0,22 < F_{(1;12;0,95)}=4,8$ . Виключенням є ділянка 5.2 – на ній спостерігалася протилежна картина – вміст <sup>137</sup>Cs у плевроції Шребера незначно (в 1,1 раза), але перевищував такий у дикрані багатоніжковому.

Виходячи з отриманих даних, можна стверджувати, що загалом моховий покрив характеризується високим вмістом <sup>137</sup>Cs навіть за незначних величин щільності радіоактивного забруднення ґрунту. У порівнянні з плевроцієм Шребера дикран багатоніжковий достовірно інтенсивніше накопичує даний радіонуклід (до 1,7 раза більше в межах Народицького лісництва та до 1,6 раза в Малинському лісництві).

Також нами здійснювався аналіз концентрації <sup>137</sup>Cs у різних фракціях обох досліджуваних видів моху на всіх пробних площах (табл.1). На всіх облікових ділянках максимальні значення питомої активності <sup>137</sup>Cs відмічаються в очосі, а мінімальні – в мертвій частині моху. Перевищення середніх величин питомої активності <sup>137</sup>Cs у очосі дикрана багатоніжкового коливається від 1,1 до 1,3 у порівнянні з живою фракцією; від 1,2 до 1,4 раза – у порівнянні з мертвою частиною. У живій фракції моху в порівнянні з мертвою накопичено радіонукліду в середньому в 1,2–1,4 раза більше.

Таблиця 1. Радіоактивне забруднення фракцій мохового покриву на пробних площах

ППП*	Облікова ділянка	Питома активність фракцій моху, Бк/кг		
		жива	мертва	очос
Дикран Багатоніжковий (n = 10)**				
ППП№1	1.1.	12180±141	10061±304	13324±514
	1.2.	13271±335	11465±125	15025±409
ППП№2	2.1.	5393±21,5	4200±109	5253±167
	2.2.	17718±247	14912±422	17955±436
ППП№3	3.1.	14265±263	12448±448	17033±583
	3.2.	10173±3	7475±273	10663±411
ППП№4	4.1.	189±2,5	232±3,7	274±4,4
	4.2.	270±4,5	271±4,1	383±1,0
ППП№5	5.1.	383±17,6	276±8,4	378±10,64
	5.2.	191±6,8	210±4,1	214±11,8
ППП№6	6.1.	140±4,0	81±6,78	146±9,2
	6.2.	56±3,95	61±3,3	147,5±10,5
Плевроції Шребера (n = 12)**				
ППП№1	1.1.	8328±156	7658±151	8424±161
	1.2.	8690±169	8251±241	11040±233
ППП№2	2.1.	4073±102	3465±73	4665±70
	2.2.	7576±69	6633±94	7257±260
ППП№3	3.1.	5204±130	5049±196	8114±241
	3.2.	5543±260	4736±234	5744±262
ППП№4	4.1.	176±6	92,8±3,5	186±20,7
	4.2.	307±19	254±12	341±13
ППП№5	5.1.	244±4	247±2,5	300±4,5
	5.2.	212±2,5	209±4,0	261±8,3

\* ППП№1,2,3 – Народицьке лісництво; ППП№4,5,6 – Малинське лісництво;

\*\* n – кількість досліджувальних зразків фітомаси мохів на кожній обліковій ділянці.

Для плевроція Шребера спостерігається схожа ситуація: на всіх облікових ділянках максимальні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  із трьох фракцій моху спостерігаються в очосі, а значення цього показника у живій і мертвій частинах моху майже однакове. Перевищення значень питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  для живої фракції над мертвою частиною коливається в межах 1,03–1,17 раза і є незначним; що стосується перевищення питомої активності радіонукліду у очосі над живою фракцією, то воно коливається від 1,1 до 1,5 раза, а над мертвою – від 1,1 до 1,6 раза. Також було проведено детальний аналіз накопичення  $^{137}\text{Cs}$  різними фракціями моху кожного виду моху на ШП № 4, 5, 6 Малинського лісництва. Можна відмітити, що для дикрану багатоніжкового на всіх облікових ділянках максимальні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у фракціях моху спостерігаються в очосі (перевищення над живою та мертвою фракціями становить від 1,1 до 2,6 раза). Концентрація  $^{137}\text{Cs}$  в живій частині дикрану коливається від 56 Бк/кг до 383 Бк/кг; мертвій частині – від 60 Бк/кг до 275 Бк/кг. В середньому перевищення величини питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у живій фракції над мертвою варіюють від 1,2 до 1,7 раза. Для плевроція Шребера було встановлено, що на всіх облікових ділянках максимальні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  відмічаються в очосі – від 261 Бк/кг до 341 Бк/кг. Перевищення значень питомої активності радіонукліду живої фракції над мертвою незначне і коливається частіше від 1,1 до 1,2 раза.

Отже, на всіх пробних площах, за різної щільності радіоактивного забруднення спостерігається загальна закономірність щодо вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у різних частинах моху. Було встановлено, що фракції моху за величиною питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  можна розмістити у такому рангованому порядку: очос > жива частина > мертва частина. Різниця середніх значень питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у кожній з фракцій мохового покриву підтверджується результатами однофакторного дисперсійного аналізу на 95% довірчому рівні, де  $F_{\text{теор.}} > F_{\text{прак.}}$ .

Для практичних цілей у межах всього масиву даних було проведено регресійний аналіз між величинами питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у моховому покриві та значеннями щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Результати регресійного аналізу свідчать про існування

тісного лінійного прямо пропорційного зв'язку між даними показниками для обох досліджуваних видів – величини коефіцієнтів кореляції ( $r$ ) становили 0,83-0,85, а коефіцієнти значущості  $p=0,0000$ , що свідчить про високу достовірність зв'язку на 95% довірчому рівні. Рівняння залежності питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  від щільності радіоактивного забруднення ґрунту для дикрану багатоніжкового має наступний вигляд  $y=769,8+51,8x$ ; для плевроція Шребера  $y=863,8+27,2x$ . Використовуючи результати регресійного аналізу, можна розрахувати очікуваний вміст  $^{137}\text{Cs}$  при певних значеннях щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Так, наприклад за щільності радіоактивного забруднення ґрунту  $37 \text{ кБк/м}^2$  розрахункове значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  для плевроція Шребера 1870 Бк/кг, а для дикрану багатоніжкового у 1,5 раза більше – 2686 Бк/кг. Отже, навіть за незначних рівнів радіоактивного забруднення території, моховий покрив характеризується значною концентрацією  $^{137}\text{Cs}$ .

#### Висновки та перспективи подальших досліджень

На основі проведених досліджень можна зробити наступні висновки:

1. Відмічено значні коливання як щільності радіоактивного забруднення ґрунту, так і величин питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у досліджуваних видах мохів. Щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  коливалася від 3 до  $361 \text{ кБк/м}^2$ , величини питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  для дикрану багатоніжкового – від 345 до  $16861 \text{ Бк/кг}$ , для плевроцію Шребера – від 290 до  $9327 \text{ Бк/кг}$ .

2. Встановлено, що в одному типі лісорослинних умов за різної щільності радіоактивного забруднення ґрунту дикран багатоніжковий характеризується достовірно більшими величинами питомої активності у порівнянні з плевроцієм Шребера: перевищення становило від 1,5 до 2,4 раза.

3. Спостерігаються значні відмінності вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у різних фракціях мохів: мінімальна концентрація відмічена у мертвій частині обох досліджуваних видів мохів, а максимальна – в очосі. Максимальна різниця між радіоактивним забрудненням очосу та живої частини складала 1,4 раза, а між очосом та мертвою частинами – 1,6 раза.

4. За результатами регресійного аналізу розрахункове значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  при  $37 \text{ кБк/м}^2$  становить для плевроція Шребера  $1870 \text{ Бк/кг}$ , а для дикрана багатоніжкового –  $2686 \text{ Бк/кг}$ .

### References

1. Boljuh, V. O., & Virchenko, V. M. (1994). Nakopychennja radionuklidiv mohamy Ukrainського Polissja [Accumulation of radionuclides by the bryophytes of Ukrainian Polesye]. *Ukrainskyi botanichnyi zhurnal*, 51 (4), 39–45 [in Ukrainian].

2. Boljuh, V. O. (1994). Radioekologichnyj monitoring mohopodibnyh [Радиоэкологичний моніторинг мохових]. *Ukrainskyi botanichnyi zhurnal*, 51 (2/3), 172–178 [in Ukrainian].

3. Vasser, S. P., & Boljuh, V. O. (1995). Nakopychennja radionuklidiv sporovymy roslynamy i vyshhymy grybamy Ukrainy [Accumulation of radionuclides by spore plants and higher mushrooms of Ukraine]. Kyiv: Naukova dumka [in Ukrainian].

4. Vyrchenko, V. M., & Boljuh, V. A. (1993). Nakoplenye radionuklydov mhamy v fytoценозах Ukrainського Polesja [An accumulation of radionuclides bryophytes is in фитоценозах of Ukrainian Polesye]. *Tezisy dokladov radiobiologicheskogo IX Syezda* (pp. 183–184). Pushchino [in Russian].

5. Golubeva, E. I., Markelov, A. V., & Mineeva, N. A. (1984). Nekotorye osobennosti migracii radionuklidov v komponentah biogeocенозов [Some features of migration of radionuclides are in the components of биогеоценозов]. *Vlianiye promyshlennykh predpriyatij na okruzhayushchuyu sredu: tezisy dokladov* (pp. 42–44). Pushchino [in Russian].

6. Evsievich, K. M. (1990). O zagryaznenii lesnoj rastitelnosti radioaktivnym veshhestvom [About contamination of sylvia a radioactive substance]. *Problemy lesovedeniya i lesnoj ekologii: tezisy dokladov* (ch. 2, pp. 373–374). Minsk [in Russian].

7. Krasnov, V. P. [Ed.] (2007). Prykladna radioekologija lisu [Applied radioekologiya of the forest]. Zhytomyr: Polissja [in Ukrainian].

8. Molchanova, I. V., & Bochenina, N. V. (1980). Mhi kak nakopiteli radionuklidov. [Bryophytes as stores of radionuclides]. *Jekologija*, 3, 42–47 [in Russian].

9. Nifontova, M. G. (1997). Dinamika sodержanija dolgozhivushhih radionuklidov v mohovo-lishajnikovej rastitelnosti [Dynamics of the

content of long-lived radionuclides in mosses and lichens]. *Jekologija*, 4, 273–277 [in Russian].

10. Nifontova, M. G. (1983). Nakoplenie Sr i Cs nekotorymi vidami mhov v rajone Belojarskoj atomnoj jelektrostantsii im. I. V. Kurchatova [The accumulation of Sr and Cs by some species of mosses in the area of the Beloyarsk nuclear power plant named after I. V. Kurchatov]. *Povedenie radioizotopov v vodoemah i pochvah* (pp. 41–48). Sverdlovsk [in Russian].

11. Nifontova, M. G., & Aleksashenko, V. N. (1992). Soderzhanie  $^{90}\text{Sr}$  i  $^{137}\text{Cs}$  v gribah, lishajnikah i mham iz blizhnej zony Chernobyl'skoj AjeS [The contents of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in the mushrooms, lichens and mosses from the near zone of the Chernobyl NPP]. *Jekologija*, 3, 26–30 [in Russian].

12. Nifontova, M. G. (1995). Soderzhanie dolgozhivushhih radionuklidov v mohovom pokrove zony Vostochno-Ural'skogo radioaktivnogo sleda [The content of long-lived radionuclides in the moss cover zone of Eastern-Ural radioactive trace]. *Jekologija*, 4, 326–329 [in Russian].

13. Answorth, F. M., Prime, D., & Clark, J. S. (1989). The concentration and movement of Chernobyl radionuclides in North Wales. *Radiat. Prot. Theory and Pract: Proc. 4th Int Symp. Soc. Radiol. Prot* (pp. 197–200). Bristol, New York.

14. Daroczy, S., Bolyos, A., & Dezso, Z. (1988). Could mosses be used for the subsequent mapping of the Chernobyl fallout? *Naturwissenschaften*, 75 (11), 569–570.

15. Kwapulinski, I., & Sarosiek, Y. (1987). Radioecotoxicological influence of a power station of mosses. *Proc. IAB Conf. Bryoecoi* (pp. 815–826). Budapest.

### FEATURES ACCUMULATION OF CESIUM-137 BY MOSS LAYER OF UKRAINIAN POLISSIA

V. Melnyk, T. Kurbet

e-mail: melnyk\_vika91@ukr.net

Zhytomyr State Technological University  
Chudnivska str., 103, Zhytomyr, 10005, Ukraine

*The radioactive contamination of the Dicranum polysetum Sw. and Pleurozium schreberi in fresh pine forests of Ukrainian Polissia at different density of radioactive contamination of soil is investigated. It was found that the density of radioactive soil contamination in all sample plots varied in wide ranges from 3 to 361 kBq/m<sup>2</sup>. It was established that btyidea (green) mosses are characterized by a high content of  $^{137}\text{Cs}$  even with insignificant values of the*

density of radioactive contamination of the soil. In Malin forestry, at low values of soil pollution density  $^{137}\text{Cs}$ , the maximum values of the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  for *Dicranum polysetum* Sw. were  $345 \pm 12$  Bq/kg, and for *Pleurozium schreberi* –  $300 \pm 14$  Bq/kg. In Narodychi forestry at significantly higher density of soil radioactive contamination (up to 100 times) these values were  $16861 \pm 386$  Bq/kg and  $9327 \pm 214$  Bq/kg, respectively. It has been determined that the radioactive contamination of the vergopulo moss (*Dicranum polysetum* Sw.) significantly exceeds the contamination of the bokoblin moss (*Pleurozium schreberi*). Within the Narodychi forestry was observed by significantly higher levels the concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in *Dicranum polysetum* Sw. relatively the *Pleurozium schreberi* was 1.7 times, in Malin forestry up to 1.6 times. General regularity in the distribution of radioactive contamination by moss fractions has been noted. The moss fractions can be placed in the following ascending order: combings > live part > dead part by the magnitude of radioactive contamination. The concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in the moss layer has a close ( $r = 0,83-0,85$ ) linear relationship with the density of soil radioactive contamination.

**Keywords:** radioactive contamination, moss layer, moss fraction, specific activity,  $^{137}\text{Cs}$ .

#### ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 В МОХОВОМ ПОКРОВЕ ЛЕСОВ УКРАИНСКОГО ПОЛЕСЬЯ

**В. В. Мельник, Т. В. Курбет**

e-mail: melnyk\_vika91@ukr.net

Житомирский государственный  
технологический университет

ул. Чудновская, 103, г. Житомир, 10005, Украина

Исследовано радиоактивное загрязнение дикрана многоножкового и плевроция Шребера в условиях свежего бора в лесах Украинского Полесья при различной плотности радиоактивного загрязнения почвы. Выявлено, что величина плотности радиоактивного загрязнения почвы в пределах всех пробных площадей колебалась в широких диапазонах – от

3 до  $361$  кБк/м<sup>2</sup>. Установлено, что бриевые (зеленые) мхи характеризуются высоким содержанием  $^{137}\text{Cs}$  даже при незначительных величинах плотности радиоактивного загрязнения почвы. В Малинском лесничестве при низких значениях плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  максимальные величины удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  для дикрана многоножкового составляли  $345 \pm 12$  Бк/кг, а для плевроция Шребера –  $300 \pm 14$  Бк/кг. В Народичском лесничестве при значительно более высокой плотности радиоактивного загрязнения почвы (до 100 раз) данные величины составили  $16861 \pm 386$  Бк/кг и  $9327 \pm 214$  Бк/кг соответственно. Установлено, что радиоактивное загрязнение верхлодного мха – дикрана многоножкового существенно превышает это же по сравнению с бокоплодным мхом – плевроция Шребера. В пределах Народичского лесничества наблюдалось превышение концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в дикране многоножковом относительно плевроция Шребера до 1,7 раза, а в Малинском лесничестве – до 1,6 раза. Была отмечена общая закономерность в распределении радиоактивного загрязнения по фракциям мха. По уровню радиоактивного загрязнения фракции мха можно разместить в виде следующего ранжированного ряда: очес > живая часть > мертвая часть. Максимальная разница между радиоактивным загрязнением очеса и живой части составляла 1,4 раза, а между очесом и мертвой частью – 1,6 раза. Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в моховом покрове имеет тесную ( $r = 0,83-0,85$ ) линейную связь с величиной плотности радиоактивного загрязнения почвы.

**Ключевые слова:** радиоактивное загрязнение, моховой покров, фракции мха, удельная активность,  $^{137}\text{Cs}$ .