

**В. П. Краснов<sup>1,\*</sup>, Т. В. Курбет<sup>1</sup>, І. В. Давидова<sup>1</sup>,  
З. М. Шелест<sup>1</sup>, О. В. Жуковський<sup>2</sup>, І. Д. Іванюк<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Житомирський державний технологічний університет, Житомир, Україна

<sup>2</sup> Поліський філіал Українського науково-дослідного інституту лісового господарства і агролісомеліорації  
ім. Г. М. Висоцького, Довжик Житомирської області, Україна

<sup>3</sup> Малинський лісотехнічний коледж, Гамарня Житомирської області, Україна

\*Відповідальний автор: volodkrasnov@gmail.com

## ДИНАМІКА ВМІСТУ <sup>137</sup>Cs У КОРІ КРУШИНИ ЛАМКОЇ (FRANGULA ALNUS MILL.) У ЛІСАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Наведено результати багаторічних досліджень щодо накопичення <sup>137</sup>Cs у корі крушини ламкої (*Frangula alnus* Mill.) у вологих суборах лісів Полісся України. Показано зменшення питомої активності радіонукліда в корі даної рослини та залежність показника від щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Показано перерозподіл <sup>137</sup>Cs у дерново-середньопідзолистих ґрунтах лісів Полісся України у вологих суборах із часом. Установлено, що основна кількість <sup>137</sup>Cs у теперішній час знаходиться у верхніх шарах мінеральної частини лісового ґрунту. Нижній, розкладений шар лісової підстилки має найбільшу питому активність <sup>137</sup>Cs, але, завдяки малій щільності, малий вміст радіонукліда ( $11,7 \pm 1,3$  %).

*Ключові слова:* радіонукліди, лікарські рослини, кора крушини, радіоактивне забруднення ґрунту, питома активність радіонукліда, дерново-підзолисті ґрунти.

### 1. Вступ

Крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.) – поширена тіньовитривала рослина лісів Полісся, Лісостепу, Карпат України. Вона має вигляд невеликого деревця висотою до 5-6 м (у найбільш оптимальних екологічних умовах) або розгалуженого куща. Коренева система крушини ламкої знаходиться у верхніх шарах ґрунту (до 25 см, враховуючи лісову підстилку), головним чином у гумусово-елювіальному горизонті [1]. В офіційній медицині використовується кора крушини, а у народній – плоди, корені і кора [2].

Даний вид лісових рослин привернув увагу радіоекологів із декількох причин: він поширений у різних природних зонах і зростає в різних типах лісорослинних умов; належить до видів, що досить інтенсивно накопичують <sup>137</sup>Cs; широко використовується в лікарських цілях. Дані обставини обумовили можливість використання крушини ламкої як тестового виду в радіоекологічних дослідженнях для вирішення численних теоретичних і практичних задач.

У 1991 - 1995 рр. українські вчені досліджували інтенсивність переходу <sup>137</sup>Cs з ґрунту в лікарські рослини – вивчалися 26 трав'янистих видів, кущиків і кущів. Крушину ламку за величиною коефіцієнта переходу радіонукліда до кори було віднесено до групи помірного накопичення даного радіонукліда [3]. У подальшому українські дослідники заклали серію постійних пробних площ у вологих суборах – типі лісорос-

линних умов, в яких крушина ламка зустрічається у значній кількості. За результатами досліджень були зроблені уточнення: крушина ламка належить до рослин, що інтенсивно накопичують <sup>137</sup>Cs; на площах із більш багатими типами умов місцезростання спостерігається зменшення інтенсивності міграції <sup>137</sup>Cs у кору крушини ламкої; за період досліджень (1991 - 2002 рр.) відбулося зменшення вмісту <sup>137</sup>Cs у корі крушини ламкої; існує тісний кореляційний зв'язок між питомою активністю <sup>137</sup>Cs у корі крушини ламкої та складовими радіаційної ситуації [4].

У процесі досліджень, проведених у перші 10 років із часу аварії на ЧАЕС у республіці Білорусь, було встановлено, що з усіх видів, які утворюють підлісок у лісах республіки, крушина ламка найбільш інтенсивно поглинає <sup>137</sup>Cs [5]. Було також виявлено, що в тих типах лісорослинних умов, де разом зростають сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) та крушина ламка, вміст радіонукліда в першій завжди менший, ніж на площах, де друга відсутня [6]. На основі даних спостережень було запропоновано використовувати крушину ламку в якості фітомеліоранта радіоактивного забруднення. Необхідно відзначити, що дана пропозиція дещо суб'єктивна і ґрунтується здебільшого на припущеннях. Інші дослідники в Білорусі вивчали рівні радіоактивного забруднення найбільш поширених видів підросту та підліску в різних типах лісу, а також зміну вмісту <sup>137</sup>Cs в них через 11 років із часу

© В. П. Краснов, Т. В. Курбет, І. В. Давидова,  
З. М. Шелест, О. В. Жуковський, І. Д. Іванюк, 2018

аварії на ЧАЕС [7]. Дослідники не віднесли крушину ламку до видів, що найбільш інтенсивно накопичують даний радіонуклід. Вони також відзначили, що за вказаний період радіоактивне забруднення частин та органів даного виду зменшилося у 8 разів.

Відомо, що з часом відбувся перерозподіл радіонукліда в лісових ґрунтах [8] і лісових біогеоценозах у цілому [9]. В останній публікації, що була написана за результатами досліджень у 2009 р., відзначаються невеликі рівні питомої активності листків, пагонів і стовбурів крушини ламкої при досить значній щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Необхідно відзначити, що у даній статті крушина ламка згадується лише як складова лісового біогеоценозу. Аналіз наукових публікацій, присвячених вивченню ролі крушини ламкої в накопиченні та перерозподілі  $^{137}\text{Cs}$  у лісових біогеоценозах, дав змогу зробити висновок про недостатню вивченість даного питання, досить неоднозначні результати та припинення подібних досліджень в останні 15 років.

Метою наших досліджень було вивчення динаміки радіоактивного забруднення кори крушини ламкої після аварії на ЧАЕС (1991 - 2016 рр.) та міграції  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах вологих суборів, в яких вона поширена.

## 2. Об'єкти та методи

Наші дослідження проводилися на 8 постійних пробних площах (ППП), що розташовані в ДП «Лугинське ЛГ» (Липницькому лісництві – ППП-11 у кв. 3, вид. 1; ППП-12 – кв. 3, вид. 2; ППП-13 – кв. 3, вид. 13; ППП-14 – кв. 49, вид. 4; Лугинському лісництві – ППП-15 – кв. 50, вид. 16; ППП-16 – кв. 79, вид. 1; ППП-17 – кв. 71, вид. 10; Повчанському лісництві – ППП-18 – кв. 50, вид. 12) у північній частині Житомирської області. У 2016 р. дослідження були проведені на 7 ППП. Усі ППП розташовані в одному типі лісорослинних умов – вологий субір, у насадженнях з тотожними таксаційними характеристиками, але на площах із різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунту (на час початку досліджень у 1991 р. від 74 до 696 кБк/м<sup>2</sup>). Розміри ППП 50 × 50 м. Дослідження за однією методикою проводилися у 1991 - 2002 рр. щорічно, у подальшому – через певні проміжки часу: у 2002, 2010 та 2016 рр.

Характеристика лісових насаджень на час початку досліджень: склад – 10 С, вік – 40 - 50 років, повнота – 0,7 - 0,8. На всіх ППП зростає добре розвинутий, рівномірно розміщений по площі підлісок крушини ламкої (зімкнутість 0,5 - 0,8, висота до 2,5 - 3,5 м). Підріст деревних порід

був представлений поодинокими 3-4-річними екземплярами сосни звичайної. Трав'яно-чагарничковий ярус мав проективне покриття 55 - 60 %. Основну роль у формуванні даного ярусу відігравали: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) (45 - 55 %), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) (3 - 7 %), верес звичайний (*Calluna vulgaris*) (1 - 3 %), буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.) (5 - 10 %), багно болотне (*Ledum palustre* L.) (1 - 3 %), молінія голуба (*Molinia caerulea*) (1 - 3 %), хвощ лісовий (*Equisetum sylvaticum* L.) (до 1 %), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.) (до 1 %). Моховий ярус був суцільним, рівномірним, із проективним покриттям 95 - 98 %. Співдомінували в ньому: дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.) (40 - 50 %), плеврозій Шребера (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.) (40 - 50 %), зозулин льон звичайний (*Polytrichum commune* L.) (1 - 3 %). Асоціація – сосновий ліс чорнично-зеленомошний.

Ґрунт – дерново-середньопідзолистий, піщаний, на водно-льодовикових пісках. Лісова підстилка потужністю до 10 - 15 см. Гумусово-елювіальний горизонт темно-сірий (світлішає з глибиною), потужністю до 10 см. Під ним знаходиться чітко виражений елювіальний горизонт, майже білий, піщаний, потужністю 8 - 10 см. Нижче розташовувався ілювіальний горизонт – коричневий, суглинистий, потужністю 6 - 8 см, а за ним перехідний – коричнево-жовтий, супіщаний, потужністю 30 - 40 см. Материнська порода починалася з глибини 80 - 85 см.

Кора крушини ламкої відбиралася у трикратній повторності – із стовбурової частини трьох дерев, рівномірно розташованих по ППП, з яких готувалося (у наступному аналізувалося) три зразки; зразки ґрунту, також у трикратній повторності, навколо дерев, з яких відбиралася кора (у межах крон). Глибина відбору зразка ґрунту для визначення щільності радіоактивного забруднення ґрунту 10 см. У межах однієї постійної пробної площі (ППП 22, щільність радіоактивного забруднення ґрунту у 1991 р. 696 кБк/м<sup>2</sup>) викопувалися 3 ґрунтові профілі, на яких здійснювався опис горизонтів і відбір зразків ґрунту: лісової підстилки по шарах (за ступенем розкладу) – нерозкладеному, напіврозкладеному та розкладеному; у мінеральній частині ґрунту по шарах 2 см товщини. Зразки відбиралися прямокутним пробовідбірником (25 × 20 см) із площі 500 см<sup>2</sup>, до глибини 30 см.

У подальшому всі зразки ґрунту та рослинності висушували до повітряно-сухого стану, розмелювали та гомогенізували. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  визначалася на багатоканальному гамма-спектроаналізаторі імпульсів СЕГ-005-АКП із

сцинтиляційними детекторами БДЕГ-20-Р1 та БДЕГ-20-Р2. Середня відносна похибка вимірювання активності радіонукліда  $\pm 9\%$  (довірчий рівень 0,95). Результати досліджень оброблялися за допомогою пакетів прикладних програм Statistica, QPRD та СУБД.

### 3. Результати та обговорення

Як свідчать матеріали досліджень (рис. 1), радіоактивне забруднення кори крушини в 1991 р. було досить значним –  $26,8 \pm 1,9$  кБк/кг, що у 44,7 разів більше діючих нормативів (ДР-2006) – 600 Бк/кг. Це може частково пояснюватися закріпленням частини радіонуклідів у нерівностях і

тріщинах зовнішньої частини кори, після їхнього надходження до лісових екосистем та поступового переміщення з верхніх ярусів лісового фітоценозу до нижніх і ґрунту в 1986 - 1987 рр. Крім того, у цей період, імовірно, розпочалося інтенсивне надходження  $^{137}\text{Cs}$  через кореневі системи до внутрішніх шарів кори крушини ламкої. Враховуючи темпи перерозподілу радіонуклідів у ґрунті [7] після аварії на ЧАЕС, можна констатувати, що в цей період відбувалося переміщення їхньої певної частини в розкладений (гуміфікований) шар лісової підстилки та верхній шар гумусово-елювіального горизонту. Саме в останньому й розміщується коренева система даного виду.

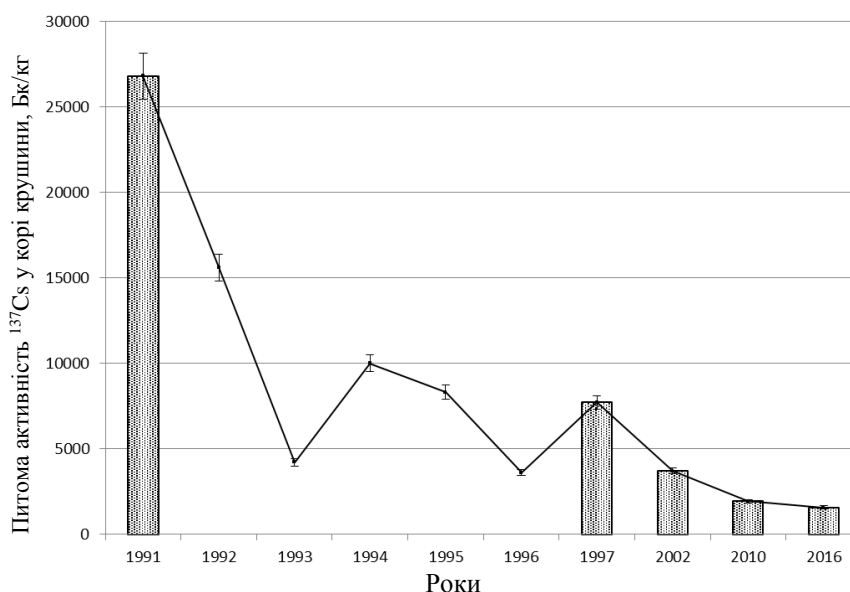


Рис. 1. Динаміка (за періоди – стовпчики та щорічна – ламана крива) питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої за роками на ППП-22.

У наступні роки відбувається зниження величини питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  кори крушини ламкої. Так, у 1997 р. вона становила  $7,7 \pm 2,1$  кБк/кг, що у 3,9 рази менше від даних 1991 р. і у 12,8 рази більше діючих нормативів (ДР-2006). Необхідно відзначити, що спостерігається достатньо значне зниження рівнів вмісту радіонуклідів у порівнянні з попереднім роком спостережень. У наступні роки спостережень тенденція зменшення показника, що вивчався, продовжувалася. У 2002 р. питома активність радіонукліда в корі крушини ламкої становила  $3,7 \pm 0,3$  кБк/кг. Це у 7,2 рази менше від даних 1991 р. і у 2,1 рази 1997 р. та у 6,2 рази більше діючих нормативів (ДР-2006). У 2016 р. величина показника, що вивчався, становила  $1,6 \pm 0,1$  кБк/кг, що у 16,8 рази менше від даних 1991 р., у 4,8 рази 1997 р., у 2,3 рази 2002 р. та у 2,7 рази більше діючих нормативів (ДР-2006).

Необхідно також зазначити, що в 1991 - 1997 рр., періоду протягом якого проводилися

щорічні спостереження (див. рис. 1), відзначаються коливання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої за роками (при загальній тенденції до зменшення). Це можна пояснити погодними умовами конкретного року, а також певною мірою точністю визначення показника.

Протягом періоду спостережень (25 років) та 30 років із часу аварії на ЧАЕС відзначається значне зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини. Дані обставини можна пояснити перерозподілом та певним закріпленням радіонукліда у ґрунті; переміщенням у різні види рослин фітоценозу та закріпленням у деревних породах і кущах; закріпленням у різних ґрунтових живих організмах інших царств; зменшенням первинного радіоактивного забруднення поверхні кори шляхом відлущення; розпадом радіонукліда в усіх компонентах лісового біогеоценозу.

Вивчення вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті вологих суборів показує, що максимальні

величини питомої активності радіонукліда відзначаються у розкладеному шарі лісової підстилки –  $9998 \pm 966$  Бк/кг та верхньому 0 - 2 см шарі гумусово-елювіального горизонту –  $9610 \pm 870$  Бк/кг (рис. 2). Утім нерозкладена та напіврозкладена частини лісової підстилки також мають значні величини даного показника ( $4281 \pm 461$  та  $8937 \pm 954$  Бк/кг відповідно). У мінеральній частині

грунту після зазначеного вище 0 - 2 см шару спостерігається різке зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ : у шарі 2 - 4 см він становить  $2753 \pm 180$  Бк/кг, 4 - 6 см –  $1493 \pm 164$  Бк/кг, 6 - 8 см –  $857 \pm 98$  Бк/кг, 8 - 10 см –  $454 \pm 36$  Бк/кг, 10 - 12 см –  $269 \pm 13$  Бк/кг, 12 - 14 см  $183 \pm 17$  Бк/кг і т. д. Кожні 2 см заглиблення показник зменшується майже у 2 рази.

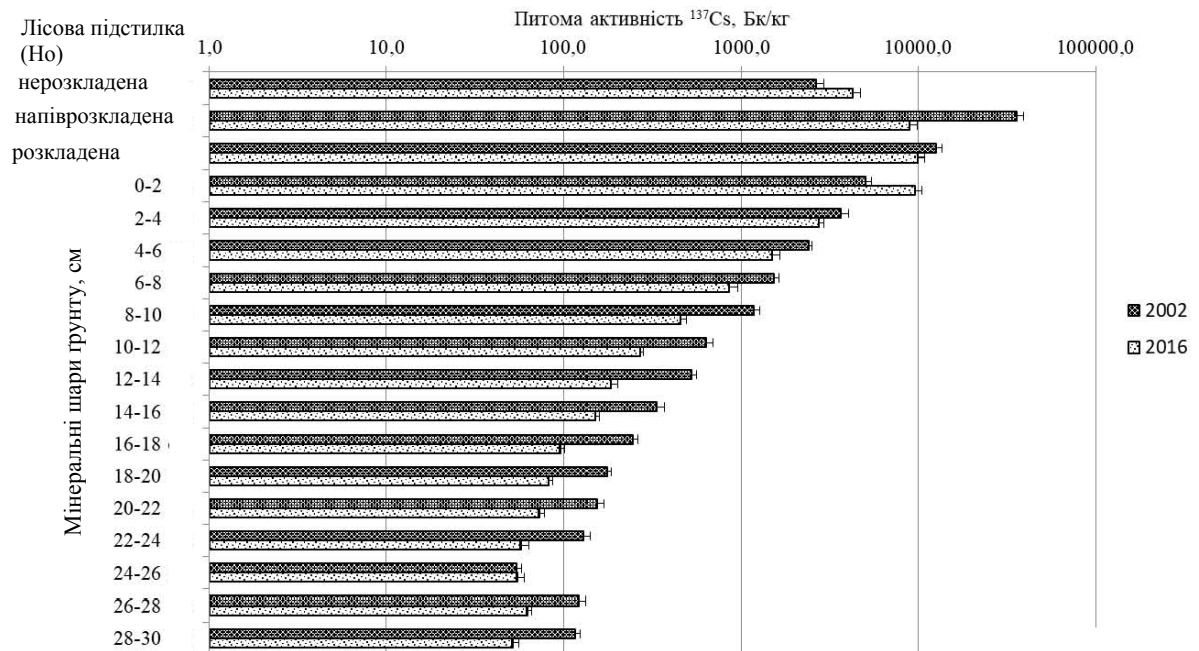


Рис. 2. Вертикальний розподіл питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у дерново-середньопідзолистому ґрунті вологих суборів у 2002 і 2016 рр.

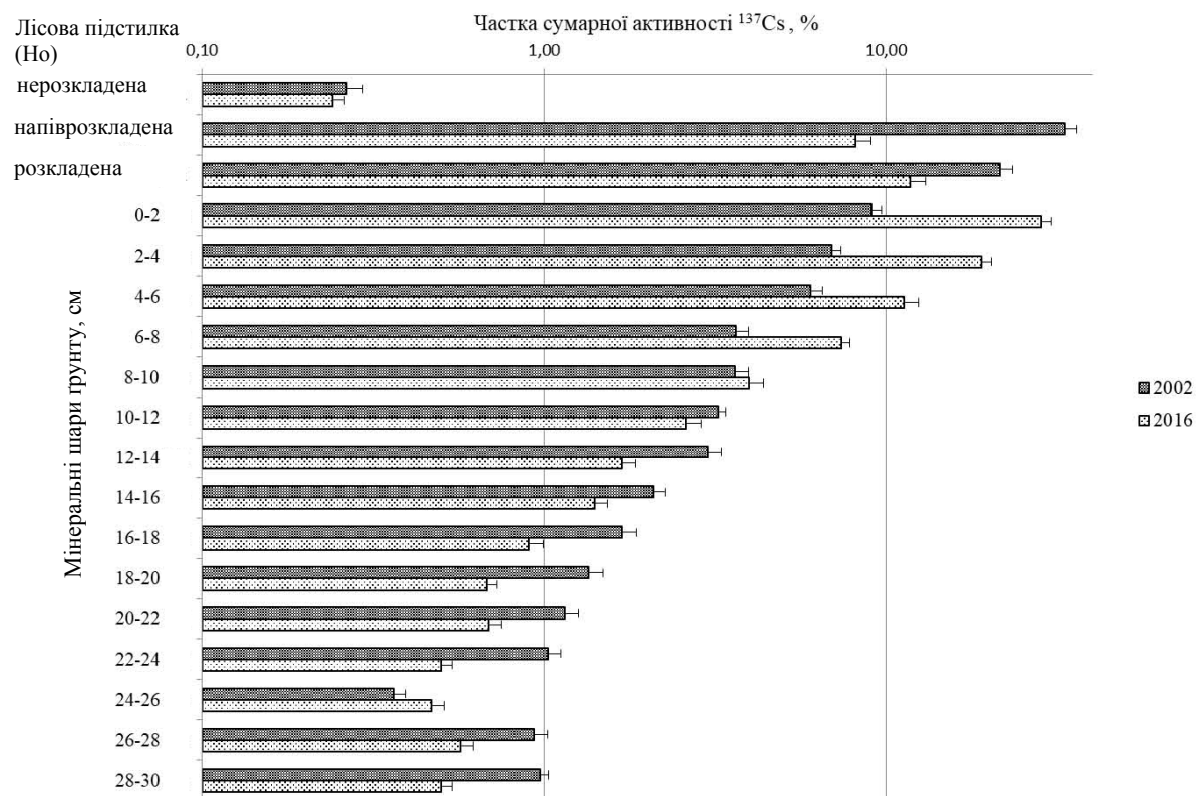


Рис. 3. Вертикальний розподіл відносного вмісту  $^{137}\text{Cs}$  (%) у різних шарах дерново-середньопідзолистого ґрунту вологих суборів у 2002 і 2016 рр.

Слід також відзначити, що протягом 14 років (2002 - 2016) відбулося значне зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у напіврозкладеній (з  $35652 \pm 3210$  до  $8937 \pm 954$  Бк/кг) та розкладеній частинах лісової підстилки (з  $12601 \pm 1021$  до  $9998 \pm 966$  Бк/кг) та переміщення максимального значення показника в нижчу її частину.

Більш повно передає розподіл радіонуклідів у ґрунті щільність радіоактивного забруднення різних шарів ґрунту та частка сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті (рис. 3) [7]. Результати досліджень показують, що у 2016 р. максимальна активність  $^{137}\text{Cs}$  відзначається у верхніх шарах гумусово-елювіального горизонту: у шарі 0 - 2 см –  $4978 \pm 502$  Бк/500 см<sup>2</sup> або  $28,4 \pm 2$  % від загальної активності радіонукліда у ґрунті; у шарі 2 - 4 см –  $3320 \pm 199$  Бк/500 см<sup>2</sup> або  $18,9 \pm 1,4$  %; у шарі 4 - 6 см –  $1974 \pm 124$  Бк/500 см<sup>2</sup> або  $11,2 \pm 1,2$  %; у шарі 6 - 8 см –  $1297 \pm 108$  Бк/500 см<sup>2</sup> або  $7,4 \pm 0,5$  %; у шарі 8 - 10 см –  $699 \pm 59$  Бк/500 см<sup>2</sup> або  $4,0 \pm 0,4$  %. Таким чином, у верхньому 10-см шарі мінеральної частини ґрунту (гумусово-елювіальний горизонт) міститься 69,9 % активності  $^{137}\text{Cs}$ , яка сконцентрована у ґрунті. У лісовій підстилці, не зважаючи на значну питому активність  $^{137}\text{Cs}$ , міститься лише 20,0 %, що пояснюється її малою питомою вагою.

Вище ми відзначали, що за останні 14 років відбулося зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у лісовій підстилці. Подібна закономірність спостерігається і зі щільністю радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  її шарів. Так, у 2002 р. цей показник у нерозкладеній її частині становив  $42,6 \pm 4$  Бк/500 см<sup>2</sup> ( $0,3 \pm 0,03$  % від загальної активності радіонукліда у ґрунті), а у 2016 р.  $43 \pm 5$  Бк/500 см<sup>2</sup> ( $0,2 \pm 0,02$  %); у напіврозкладе-

ній частині  $5347,8 \pm 521$  Бк/500 см<sup>2</sup> ( $33,2 \pm 2,7$  %) і  $1430 \pm 125$  Бк/500 см<sup>2</sup> ( $8,1 \pm 0,9$  %); у розкладеній частині  $3452,7 \pm 246$  Бк/500 см<sup>2</sup> ( $21,5 \pm 1,9$  %) –  $2060 \pm 211$  Бк/500 см<sup>2</sup> ( $11,7 \pm 1,3$  %). Таким чином, за даний період частка активності радіонукліда у лісовій підстилці зменшилася з 55,0 до 20,0 % або у 2,8 раза. У той же час частка активності радіонукліда у верхній частині гумусово-елювіального горизонту (10 см), де знаходиться основна кількість сисних коренів крушини звичайної, становить 69,9 % активності  $^{137}\text{Cs}$ , яка сконцентрована у ґрунті. Природно очікувати збільшення інтенсивності надходження радіонукліда до кори крушини звичайної, що не спостерігається, як було вище показано (див. рис. 1). Це може пояснюватися декількома причинами: радіонукліди знаходяться у ґрунті у формах мало доступних для рослин; певна кількість радіонуклідів знаходиться в міцелії грибів, мікроорганізмах, ґрунтових тваринах і тому також не мігрує до рослин; суттєвим зменшенням щільності радіоактивного забруднення ґрунту і загальної активності радіонукліда в лісовій екосистемі внаслідок його розпаду. Так, на ППП-22 щільність радіоактивного забруднення ґрунту в 1991 р. становила  $696$  кБк/м<sup>2</sup>, а у 2016 р. цей показник був уже  $315$  кБк/м<sup>2</sup>, що у 2 рази менше.

Результати вивчення рівнів радіоактивного забруднення кори крушини ламкої та ґрунту, отримані на ППП з різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунту, дозволили встановити залежність між ними (рис. 4), а також щільність радіоактивного забруднення ґрунту, при якій можлива заготівля кори даної рослини як сировини для фармацевтичної промисловості.

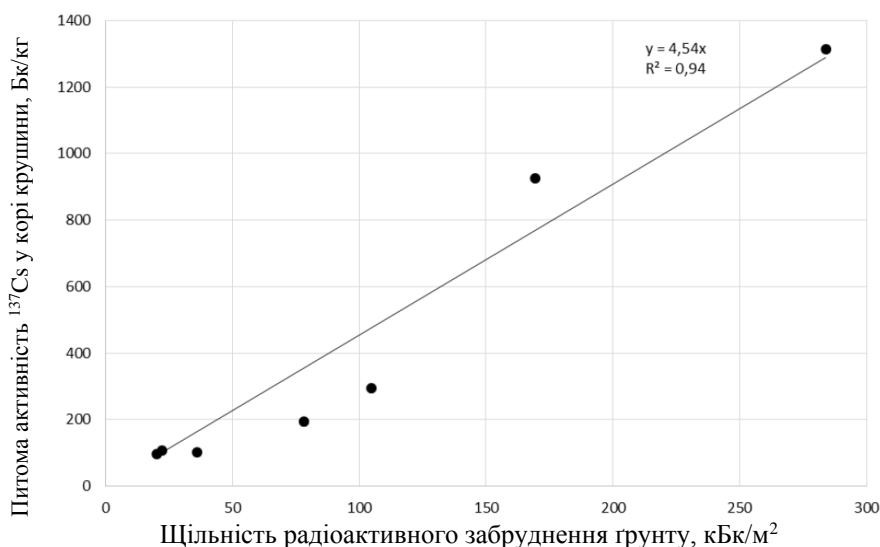


Рис. 4. Залежність радіоактивного забруднення кори крушини ламкої від щільності забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  (2015 р.)

У сучасний період заготівля можлива при щільності радіоактивного забруднення ґрунту  $132 \text{ kBк/м}^2$  ( $4 \text{ Ки/км}^2$ ). Необхідно зазначити, що в рекомендаціях із ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення [10], виданих у 2008 р., науковці рекомендують заготівлю кори крушини ламкої в суборах при щільності радіоактивного забруднення ґрунту нижче  $13 \text{ kBк/м}^2$  ( $0,3 \text{ Ки/км}^2$ ).

#### 4. Висновки

1. Установлено зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої з 1991 по 2016 р. у 16,8 раза, що пояснюється природним розпадом

радіонукліда; переміщенням і закріпленням у рослинах (особливо багаторічних), міцелії грибів; знаходженням у ґрунті в малорухливих формах.

2. За 30 років після аварії на ЧАЕС відбулося переміщення основної кількості  $^{137}\text{Cs}$  з лісової підстилки в гумусово-елювіальний горизонт. Основна кількість радіонукліда  $69,9\%$  (від його загальної кількості у ґрунті) у вологих суборах лісів Полісся України знаходиться у верхньому 10-см шарі мінеральної частини ґрунту. Нижній, розкладений шар лісової підстилки має найбільшу питому активність  $^{137}\text{Cs}$ , але, завдяки малій щільності, малий вміст радіонукліда ( $11,7 \pm 1,3\%$ ).

#### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. В.П. Краснов, О.О. Орлов, М.М. Ведмідь. *Атлас рослин-індикаторів і типів лісорослинних умов Українського Полісся* (Новоград-Волинський, 2009) 490 с.
2. В.И. Чопик, Л.Г. Дудченко, А.Н. Краснова. *Дикорастущие полезные растения Украины*. Справочник (К.: Наук. думка, 1983) 400 с.
3. О.О. Орлов та ін. Вивчення радіоактивного забруднення лікарських рослин лісів Українського Полісся. Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. Вип. 3 (Житомир: Волинь, 1996) с. 55.
4. А.І. Гетьманчук, В.П. Краснов, О.О. Орлов. Накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в корі крушини ламкої в Поліссі України. *Наук. вісн. УДЛУ* 13(3) (2003) 127.
5. Н.И. Булко. Накопление радионуклидов деревьями основного яруса и подлесочными породами. *Проблемы лесоведения и лесоводства*. Сб. науч. тр. ИЛ АНБ 43 (1995) 60.
6. *Лес. Человек. Чернобыль*. Под ред. В.А. Ипатьева (Гомель, 1999) 452 с.
7. V.P. Krasnov et al.  $^{137}\text{Cs}$  redistribution in time in wet bory and sugrudy soils in Forests of Ukrainian Polissia. *Nucl. Phys. At. Energy* 17(1) (2016) 63.
8. Г.И. Кабашникова, Т.Н. Болотских. Миграция радионуклидов растениями подроста и подлеска в лесных фитоценозах. Докл. 3-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Т. IV, ч. I. Под ред. Е.В. Сенина (Зеленый Мыс, 1992) с. 154.
9. К.М. Шитюк, О.О. Орлов, С.Д. Мельничук. Порівняльна оцінка розподілу  $^{137}\text{Cs}$  в екосистемах соснових та сосново-дубових лісів Українського Полісся. *Ядерна фізика та енергетика* 11(1) (2010) 74.
10. В.П. Краснов та ін. *Рекомендації з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення* (К.: Держкомлісгосп України, 2008) 82 с.

**В. П. Краснов<sup>1,\*</sup>, Т. В. Курбет<sup>1</sup>, И. В. Давыдова<sup>1</sup>,  
З. М. Шелест<sup>1</sup>, О. В. Жуковский<sup>2</sup>, И. Д. Иванюк<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Житомирский государственный технологический университет, Житомир, Украина

<sup>2</sup> Полесский филиал Украинского научно-исследовательского института лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого, Довжик Житомирской области, Украина

<sup>3</sup> Малинский лесотехнический колледж, Гамарня Житомирской области, Украина

\*Ответственный автор: volodkrasnov@gmail.com

#### ДИНАМІКА СОДЕРЖАННЯ $^{137}\text{Cs}$ В КОРЕ КРУШИНИ ЛАМКОЇ (FRANGULA ALNUS MILL.) В ЛЕСАХ ПОЛЕСЬЯ УКРАЇНИ

Приведены результаты многолетних исследований по накоплению  $^{137}\text{Cs}$  в коре крушини ламкої (Frangula alnus Mill.) во влажных суборах лесов Полесья Украины. Показано уменьшение удельной активности радионуклида в коре данного растения и зависимость показателя от плотности радиоактивного загрязнения почвы. Показано перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  в дерново-среднеподзолистых почвах лесов Полесья Украины во влажных суборах со временем. Установлено, что основное количество  $^{137}\text{Cs}$  в настоящее время находится в верхних слоях минеральной части лесной почвы. Нижний, разложенный слой лесной подстилки имеет наибольшую удельную активность  $^{137}\text{Cs}$ , но, благодаря малой плотности, низкое содержание радионуклида ( $11,7 \pm 1,3\%$ ).

*Ключевые слова:* радионуклиды, лекарственные растения, кора крушини, радиоактивное загрязнение почвы, удельная активность радионуклидов, дерново-подзолистые почвы.



V. P. Krasnov<sup>1,\*</sup>, T. V. Kurbet<sup>1</sup>, I. V. Davydova<sup>1</sup>,  
Z. M. Shelest<sup>1</sup>, O. V. Zhukovsky<sup>2</sup>, I. D. Ivanyuk<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Zhytomyr State Technological University, Zhytomyr, Ukraine

<sup>2</sup> G. M. Vysotsky Polissia Branch of the Ukrainian Research Institute of Forestry and Agroforestry,  
Dovzhyk, Zhytomyr region, Ukraine

<sup>3</sup> Malyn Forestry College, Gamarnia, Zhytomyr Region, Ukraine

\*Corresponding author: volodkrasnov@gmail.com

## DYNAMICS OF <sup>137</sup>Cs CONTENT IN THE BARK OF FRANGULA ALNUS Mill. IN THE FORESTS OF UKRAINIAN POLISSIA

Results of long-term studies of <sup>137</sup>Cs accumulation in the Frangula alnus Mill. bark in wet subory in forests of Ukrainian Polissia are presented. The reduction of specific activity of the radionuclide in the bark of this plant and the dependence of the indicator on the density of soil radioactive contamination is shown. The redistribution of <sup>137</sup>Cs in sod-middle-podzolic soils of Ukrainian Polissia forests in wet subory eventually is shown. It is determined that the main amount of <sup>137</sup>Cs is currently located in the upper layers of the mineral part of the forest soil. The lower decomposed layer of the forest litter has the highest <sup>137</sup>Cs specific activity, but due to its low density, it has the low content of the radionuclide ( $11.7 \pm 1.3$  %).

**Keywords:** radionuclides, medicinal plants, frangula alnus bark, soil contamination, specific activity of the radionuclide, sod-podzolic soils.

### REFERENCES

1. V.P. Krasnov, O.O. Orlov, M.M. Vedmid. *Atlas of Plant Indicator and Types of Forest Conditions in Ukrainian Polissya* (Novograd-Volynskiy, 2009) 490 p. (Ukr)
2. V.I. Chopik, L.G. Dudchenko, A.N. Krasnova. *Wild Plants of Ukraine* (Kyiv: Naukova dumka, 1983) 400 p. (Rus)
3. O.O. Orlov et al. Study of radioactive contamination of medicinal plants in forests of Ukrainian Polissia. *Problemy Ekologiyi Lisiv i Lisokorystuvannya na Polissi Ukrayiny*. Iss. 3 (Zhytomyr: Volyn, 1996) p. 55. (Ukr)
4. A.I. Getmanchuk, V.P. Krasnov, O.O. Orlov. Accumulation of <sup>137</sup>Cs in the bark of Frangula alnus Mill. in the Ukrainian Polissia. *Naukovyi Visnyk Ukrayinskogo Derzhavnogo Lisotekhnichnogo Universytetu* 13(3) (2003) 127. (Ukr)
5. N.I. Bulko. Accumulation of radionuclides by the trees of the main tier and undergrowth rocks. *Problemy Lesovedeniya i Lesovodstva*. Sbornik Nauchnykh Trudov Instituta Lesa AN Belarusi 43 (1995) 60. (Rus)
6. *Forest. Human. Chernobyl*. Ed. V.A. Ipatov (Gomel, 1999) 452 p. (Rus)
7. V.P. Krasnov et al. <sup>137</sup>Cs redistribution in time in wet bory and sugrudy soils in Forests of Ukrainian Polissia. *Nucl. Phys. At. Energy* 17(1) (2016) 63.
8. G.I. Kabashnikova, T.N. Bolotskikh. Migration of radionuclides by undergrowth plants in the forest phytocenoses. Reports of the 3rd All-Union Scientific and Technical Meeting on the results of the liquidation of the consequences of the Chernobyl accident. Vol. IV, ch. I. Ed. E.V. Senin (Zelenyj Mys, 1992) p. 154. (Rus)
9. K.M. Shytyuk, O.O. Orlov, S.D. Melnychuk. Comparative evaluation of the <sup>137</sup>Cs distribution in the pine and pine-oak forest ecosystems of Ukrainian Polissia. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 11(1) (2010) 74. (Ukr)
10. V.P. Krasnov et al. *Recommendations on Forest Management in Conditions of Radioactive Contamination* (Kyiv: Derzhkomlisgosp Ukrayiny, 2008) 82 p. (Ukr)

Надійшла 15.03.2018

Received 15.03.2018