

В. П. Краснов<sup>1,\*</sup>, О. О. Орлов<sup>2</sup>, О. В. Зборовська<sup>2</sup>, О. В. Жуковський<sup>2</sup>,  
Т. В. Курбет<sup>1</sup>, З. М. Шелест<sup>1</sup>, І. В. Давидова<sup>1</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, Житомирська обл., Україна

\*Відповідальний автор: volodkrasnov@gmail.com

## ВМІСТ <sup>137</sup>Cs У ЧОРНИЦІ ЗВИЧАЙНІЙ (VACCINIUM MYRTILLUS L.) У ЛІСАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ В РІЗНІ ПЕРІОДИ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС

Установлено, що продовжується інтенсивне надходження <sup>137</sup>Cs до надземної частини фітомаси та ягід чорниці. Дослідження проведено на дерново-середньопідзолистих, піщаних ґрунтах вологих суборів. Коефіцієнти переходу <sup>137</sup>Cs (м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>) в надземну частину чорниці (17 - 53) значно більші, ніж в ягоди (4 - 8). Виявлено зниження рівнів радіоактивного забруднення <sup>137</sup>Cs надземної фітомаси та ягід чорниці за період спостережень. Протягом 1991 - 2016 рр. питома активність <sup>137</sup>Cs в ягодах чорниці знизилася у 3,7 - 8,3 раза, у надземній частині – у 8,2 - 19,2 раза. У верхньому 0 - 10-см шарі мінеральної частини ґрунту вологих суборів міститься 69,9 % від сумарної активності радіонукліда в ґрунті. Найбільша величина цього показника встановлена для 0 - 2-см шару мінеральної частини ґрунту – 28,4 ± 2,0 %. Найбільша питома активність <sup>137</sup>Cs встановлена для розкладеної частини лісової підстилки та верхнього 0 - 2-см шару гумусово-елювіального горизонту.

*Ключові слова:* радіонукліди, чорниця, ягоди, надземна фітома, радіоактивне забруднення ґрунту, питома активність радіонукліда, дерново-підзолисті ґрунти.

### 1. Вступ

Чорниця звичайна дуже поширена ягідна рослина лісів Полісся та Карпат України, яку широко використовують як продукт харчування та лікарський засіб [1]. Це типова лісова, тіньовитривала, листопадна рослина, що надає перевагу хвойним і мішаним (з перевагою хвойних деревних порід) лісовим насадженням. Висота кущиків залежно від умов місцезростання сягає 20 - 45 см. Рослина утворює достатньо густі зарості на великих площах. Освоєння площ чорницею відбувається головним чином вегетативним шляхом – від материнського куща відходять горизонтальні підземні пагони (столони), які через 10 - 30 см набувають вертикального положення і виходять на поверхню, формуючи наступні кустики (парціальні). Таким чином, через певний проміжок часу на площі з'являється велика кількість різновікових кущиків чорниці, які зв'язані між собою підземним кореневищем. Останнє розташоване у 2 - 4-см шарі гумусово-елювіального горизонту або в нижній частині розкладеного шару лісової підстилки. Від кореневища відходять численні сисні корені, які розміщені в гумусово-елювіальному горизонті. Слід також відзначити, що на коренях і в їхніх тканинах присутня мікориза, яка відіграє значну роль у надходженні мінеральних речовин із ґрунту до кущиків. Тривалість життя парціального куща 14 - 16 років [2].

Поширення, широке використання, біологічні та екологічні особливості чорниці привернули увагу радіоекологів у багатьох країнах. Ще в 1960-ті роки, після вивчення радіоактивного забруднення чорниці, буяхів і брусниці у Карпатах, було встановлено, що в них концентрується значна кількість радіонуклідів, які надійшли в лісові екосистеми з глобальними випадіннями. Дослідники встановили ряд частин і органів ягідних рослин у порядку зменшення їхнього радіоактивного забруднення: плоди > корені > листя > стебла [3]. Дещо пізніше, але також до аварії на ЧАЕС (матеріали 1984 р.), німецькі вчені виявили в ягідних рослинах родини Ericaceae значний вміст <sup>137</sup>Cs і склали свій ряд частин і органів цих рослин у порядку зменшення вмісту радіонукліда: квіти > листя > ягоди > корені > стебла [4].

Після аварії на ЧАЕС чорницю використовували як тест-рослину для індикації радіоактивного забруднення у країнах Центральної та Північної Європи, які зазнали значного впливу аварійних викидів, а також в Україні, Білорусі та Росії. Найбільш повно і багатогранно вивчалася чорниця в лісах Полісся України. Дослідники вивчали: особливості накопичення <sup>137</sup>Cs в різних частинах і органах чорниці [5]; відмінності в радіоактивному забрудненні чорниці в різних типах лісорослинних умов [6]; акумуляцію радіонукліда в парціальних кущиках різного віку [7]; сезонну динаміку накопичення <sup>137</sup>Cs чорницею [7, 8]; біоіндикацію

інтенсивності акумуляції радіонукліда рослиною [8]; вплив мохового покриву на радіоактивне забруднення чорниці [10]; вплив агрохімічних характеристик ґрунту на перехід  $^{137}\text{Cs}$  до чорниці [2]; залежність радіоактивного забруднення чорниці від радіаційної ситуації [11]; багаторічну динаміку вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в частинах і органах чорниці [12, 13, 14]; моделювання і прогнозування рівнів вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в ягодах чорниці [15]. В останні роки кількість публікацій щодо вивчення рівнів радіоактивного забруднення чорниці в лісах Полісся України значно скоротилася.

У Білорусі встановлювалися коефіцієнти переходу в різні види ягідних рослин лісів Полісся, у тому числі й чорниці, та можливість використання ягід при певних величинах щільності радіоактивного забруднення ґрунту [16]. Частина відзначених досліджень проведена на лісотипологічній основі [17]. Схожі дослідження проведені в Росії [18, 19]. У Фінляндії після тривалих досліджень було встановлено, що коефіцієнти накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у брусниці та чорниці досить значні. У першого виду вони більші, ніж у другого, максимальні і мінімальні значення даних коефіцієнтів відрізняються на порядок [20]. Подібні результати отримали дослідники Швеції [21]. Усі вчені відзначали значні рівні радіоактивного забруднення чорниці та інших ягідних рослин хвойних лісів Полісся та Північної Європи. Це, як стверджували бельгійські дослідники, пояснюється поверхневим розташуванням їхніх кореневих систем [22]. Відзначені результати були отримані в перші 10 - 15 років після аварії на ЧАЕС.

Метою наших досліджень було вивчення сучасного стану радіоактивного забруднення чорниці, установлення динаміки вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в надземній фітомасі та ягодах чорниці з часу аварії на ЧАЕС (30 років) і визначення факторів, від яких залежить інтенсивність накопичення радіонукліда рослиною. Дані результати поглиблюють наші уявлення щодо міграції та перерозподілу  $^{137}\text{Cs}$  в лісових екосистемах і надають матеріали для визначення сучасного внеску лісових продуктів у дозу внутрішнього опромінення тієї частини місцевого населення Полісся України, яка їх вживає.

## 2. Об'єкти та методи

У 1991 р. в лісових насадженнях ДП «Лугинське ЛГ» (Липницькому лісництві – ППП-11, – 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), що знаходяться на півночі Житомирської області і

заснази значного радіоактивного забруднення, було закладено серію з восьми постійних пробних площ (ППП). У 2016 р. дослідження проведені на сімох ППП. На ППП (розміром 50 × 50 м) проводилися радіоекологічні спостереження з визначення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах і ягодах чорниці (у період дозрівання ягід – остання декада червня) та ґрунтових горизонтах і шарах. Лісові насадження, на яких розташовані ППП, мали досить близькі таксаційні характеристики (у 1991 р.): склад – 10С, вік 40 - 50 років, повнота 0,7 - 0,8, тип лісо-рослинних умов – вологий субір (В<sub>3</sub>). Підріст деревних порід був рідкий, складався з сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.), висотою 1,0 - 2,0 м. Підлісок представлений крушиною ламкою (*Frangula alnus* Mill.). Трав'яно-кущиковий ярус був густим, із проективним покриттям 55 - 60 %. У ньому домінували: чорниця – 45 - 55 %, брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) – 3 - 7 %, верес звичайний (*Calluna vulgaris*) 1 - 3 %, буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.) – 5 - 10 %, багно звичайне (*Ledum palustre* L.) – 1 - 3 %, молінія блакитна (*Molinia caerulea* (L.) Moench) – 1 - 3 %, хвощ лісовий (*Equisetum sylvaticum* L.) – до 1 %, перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.) – до 1 %. Моховий ярус, з проективним покриттям 95 - 98 %, складається з плеуроція Шребера (*Pleurozium schreberi* (Wild. ex Brid.) Mitt.) – 40 - 50 %, дикрана багатоніжкового (*Dicranum polysetum* Sw.) – 40 - 50 %, зозулиного льону звичайний (*Polytrichum commune* L.) – 1 - 3 %. Асоціація – сосновий ліс чорнично-зеленомоховий.

Ґрунт – дерново-середньопідзолистий, піщаний, на водно-льодовикових відкладах. Лісова підстилка потужністю 10 - 15 см. Під лісовою підстилкою знаходилися горизонти: гумусово-елювіальний темно-сірого кольору потужністю 10 см; елювіальний – майже білий, піщаний потужністю 8 - 10 см; ілювіальний – коричневого кольору, суглинистий потужністю 6 - 8 см. Материнська порода починалася з глибини 80 - 85 см.

Таким чином, ППП знаходилися в тотожних екологічних умовах, але мали різну щільність радіоактивного забруднення ґрунту (на період початку досліджень) – від 74 до 696 кБк/м<sup>2</sup>. Облікові роботи у 2016 р. проведено на сімох ППП. На кожній ППП проводився відбір зразків чорниці (ягід і надземної фітомаси окремо) на 10 облікових ділянках (розміром 1 × 1 м), розташованих рандомізовано в їхніх межах. Спеціальним буром (діаметром 5 см) на площі кожної облікової ділянки відбирався ґрунт методом конверта в п'яти точках (по кутах і в центрі) для визначення щільності радіоактивного забруднення ґрунту на глибину 10 см. З п'яти відібраних зразків ґрунту готувався один мішаний, який повністю вміщувався в посудину Марінеллі об'ємом 1 л. Після

визначення в ньому активності  $^{137}\text{Cs}$  багатоканальний гамма-спектроаналізатор визначав щільність радіоактивного забруднення ґрунту враховуючи площу відбору п'яти зразків ґрунту. Таким чином, на кожній ППП готувалися по 10 зразків ягід і надземної маси чорниці та 10 зразків ґрунту. На ППП-22 викопувалися три ґрунтових профіля, на яких здійснювався опис горизонтів і відбір зразків ґрунту за 2-см шарами спеціальним відбірником прямокутної форми. Відбірник мав площу  $500\text{ см}^2$  ( $25 \times 20\text{ см}$ ) з боковими захисними щитками, які перешкоджали надходженню ґрунту з верхніх шарів до зразка. Площа відбору, маса відбраного зразка (товщиною 2 см) та визначена в ньому питома активність радіонукліда використовувалися в подальшому для обчислення щільності радіоактивного забруднення ґрунту кожного його шару.

У лабораторних умовах зразки рослин і ґрунту висушувалися до повітряно-сухого стану у спеціальних сушильних шафах, а потім подрібнювалися. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  визначалася на багатоканальному гамма-спектроаналізаторі імпульсів СЕБ-01-150 із сцинтиляційним детектором БДЕБ-150-А14, що мав комбінований захист (товщина свинцевого 5 см) від фонового випромінювання. Дослідження проводилися в акредитованій лабораторії радіоекології Поліського філіалу УкрНДІЛГА, вимірювальна апаратура

в якій атестована і проходила щорічні перевірки. Середня відносна похибка вимірювання активності радіонукліда  $\pm 8\%$  (довірчий рівень 0,95). Результати досліджень оброблялися за допомогою пакета прикладних програм Microsoft Office Excel та Statistica 10. Коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  до надземної фітомаси та ягід чорниці визначалися як відношення питомої активності радіонукліда (Бк/кг) до щільності радіоактивного забруднення ґрунту ( $\text{кБк}/\text{м}^2$ ).

### 3. Результати та обговорення

Результати досліджень, проведених у 2016 р., свідчать, що донині спостерігається досить значне радіоактивне забруднення надземної частини чорниці (табл. 1). Величини питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в пагонах перевищують такі в ягодах у 3,8 - 9,0 разів залежно від ППП. Це може пояснюватися тим, що спостерігається ефект щорічного накопичення та закріплення радіонукліда в тканинах парціальних багаторічних кущиків [2]. Коефіцієнти переходу ( $\text{КП}, \text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ )  $^{137}\text{Cs}$  в надземну частину чорниці (17 - 53) також значно більші, ніж в ягоди (4 - 8). Середні величини цих показників по всіх ППП становлять 37,8 і 6,2 (відповідно для органів, що аналізуються).

Таблиця 1. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в надземній частині та ягодах чорниці на ППП з різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунту у 2016 р.

№ ППП	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$ , $\text{кБк}/\text{м}^2$	Радіаційні показники надземної частини фітомаси		Радіаційні показники ягід	
		питома активність $^{137}\text{Cs}$ , $\text{Бк}/\text{кг}$	КП, $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$	питома активність $^{137}\text{Cs}$ , $\text{Бк}/\text{кг}$	КП, $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$
11	$23 \pm 2,0$	$771 \pm 64,4$	$35 \pm 4,8$	$134 \pm 11,3$	$6 \pm 0,3$
12	$29 \pm 2,9$	$1143 \pm 207,2$	$43 \pm 10,0$	$174 \pm 54,9$	$6 \pm 1,9$
13	$36 \pm 0,8$	$1207 \pm 110,1$	$34 \pm 3,4$	$205 \pm 31,4$	$6 \pm 0,3$
17	$84 \pm 7,7$	$2410 \pm 288,6$	$31 \pm 6,4$	$530 \pm 101,3$	$6 \pm 1,2$
16	$132 \pm 5,1$	$2188 \pm 250,2$	$17 \pm 2,5$	$495 \pm 73,3$	$4 \pm 0,6$
15	$181 \pm 10,3$	$9199 \pm 707,5$	$53 \pm 6,9$	$1459 \pm 36,4$	$8 \pm 0,2$
18	$220 \pm 22,2$	$9999 \pm 747,1$	$51 \pm 3,5$	$1704 \pm 128,5$	$8 \pm 0,6$

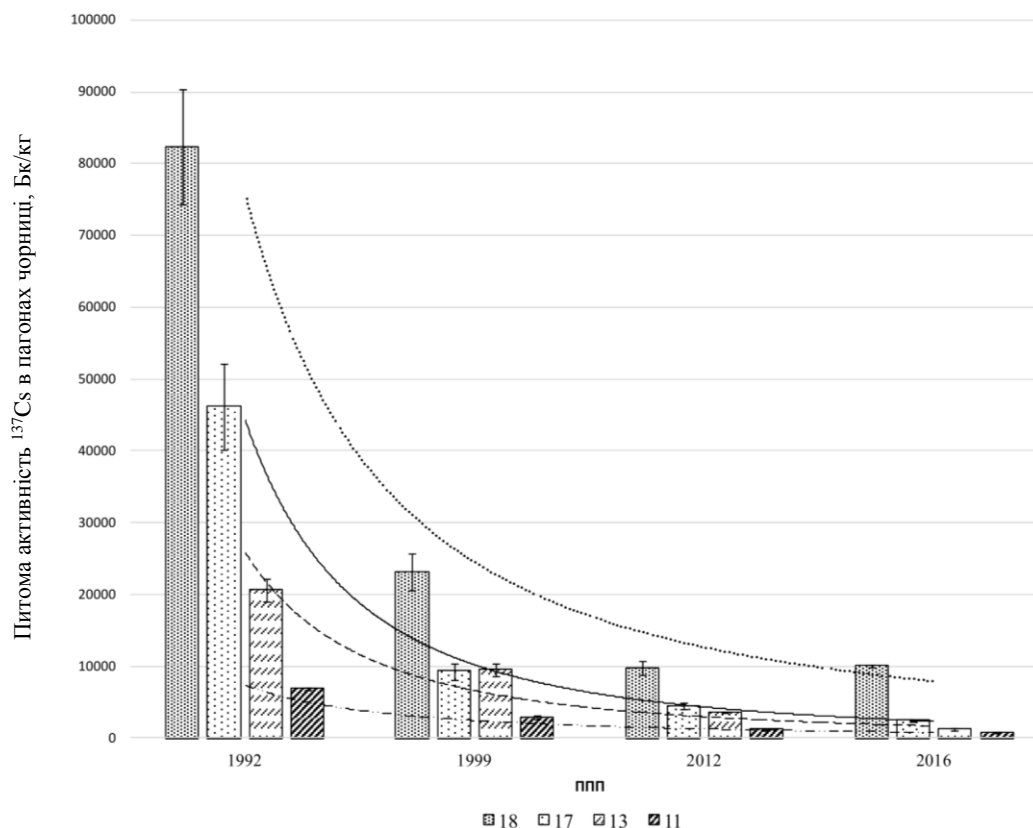
Спостерігається також збільшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в надземній частині та ягодах чорниці у зв'язку із зростанням щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Межі величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту, при яких можлива заготівля чорниці, було визначено за допомогою регресійного аналізу (отриманого рівняння лінійної прямо пропорційної залежності на 95 %-ному довірчому рівні). Достовірність залежності доводять значення коефіцієнтів кореляції, що наближаються до 1,0, та значущості, що значно менші 0,05. Отримані результати дозволили обґрунтувати можливість заготівлі ягід і лікарської сировини (пагони з

листочками) чорниці у вологих суборах (табл. 2). Зокрема, заготівля свіжих ягід чорниць можлива при щільності забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  до  $78,7\text{ кБк}/\text{м}^2$  ( $2,1\text{ Кі}/\text{км}^2$ ); сухих ягід чорниць – до  $55,0\text{ кБк}/\text{м}^2$  ( $1,5\text{ Кі}/\text{км}^2$ ); олістяних пагонів чорниць як лікарської сировини – до  $16,0\text{ кБк}/\text{м}^2$  ( $0,4\text{ Кі}/\text{км}^2$ ).

Співставлення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах чорниці, що були отримані в різні роки протягом усього часу спостережень (1992 - 2016), дало змогу встановити загальне зниження даного показника на всіх ППП, а також різні темпи цього зниження за певні періоди спостережень (рис. 1).

Таблиця 2. Максимально допустимі рівні щільності радіоактивного забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  для заготівлі ягідної та лікарської сировини чорниці у вологих суборах у 2016 р.

Вид сировини (харчова, лікарська)	Допустима питома активність $^{137}\text{Cs}$ , Бк·кг <sup>-1</sup>	Щільність забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$	
		кБк·м <sup>-2</sup>	Ки·км <sup>-2</sup>
Чорниця, ягоди свіжі	500	78,7	2,1
Чорниця, ягоди сухі	2500	55,0	1,5
Чорниця, пагони олістяні	600	16,0	0,4

Рис. 1 Динаміка питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в пагонах чорниці протягом 1992 – 2016 рр. на ППП (18, 17, 13 та 11).

Так на ППП-18, на якій було встановлено найбільшу щільність радіоактивного забруднення ґрунту, за перші сім років спостережень (1992 - 1999) питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в пагонах чорниці знизилася у 3,6 рази – з  $82327 \pm 8044$  до  $23133 \pm 2536$  Бк·кг<sup>-1</sup>. На цій же ППП даний показник за наступні 13 років (1999 - 2012) знизився у 2,4 рази з  $23133 \pm 2536$  до  $9749 \pm 1023$  Бк·кг<sup>-1</sup>. У цілому протягом періоду спостережень питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в пагонах чорниці зменшилася на даній ППП у 8,2 рази. На ППП-17 зменшення питомої активності радіонукліда в пагонах чорниці становило: протягом 1992 - 1999 рр. – у 5 разів (з  $46187 \pm 5946$  до  $9274 \pm 1177$  Бк·кг<sup>-1</sup>), протягом 1999 - 2012 рр. – у 2,1 рази (з  $9274 \pm 1177$  до  $4436 \pm 410$  Бк·кг<sup>-1</sup>), протягом 2012 - 2016 рр. – в 1,8 рази (з  $4436 \pm 410$  до  $2410 \pm 84$  Бк·кг<sup>-1</sup>). На ППП-13 відзначене зменшення становило: протягом 1992 - 1999 рр. – у 2,2 рази (з  $20659 \pm 1606$  до  $9533 \pm 936$  Бк·кг<sup>-1</sup>), протягом 1999 - 2012 рр. – у 2,7 рази (з  $9533 \pm 936$  до  $3575 \pm 136$  Бк·кг<sup>-1</sup>), про-

тягом 2012 - 2016 рр. – у 3 рази (з  $3575 \pm 136$  до  $1207 \pm 110$  Бк·кг<sup>-1</sup>). На ППП-11 відзначене зменшення становило: протягом 1992 - 1999 рр. – у 2,4 рази (з  $6821 \pm 155$  до  $2880 \pm 292$  Бк·кг<sup>-1</sup>), протягом 1999 - 2012 рр. – у 2,4 рази (з  $2880 \pm 292$  до  $1203 \pm 90$  Бк·кг<sup>-1</sup>), протягом 2012 - 2016 рр. – в 1,6 рази (з  $1203 \pm 90$  до  $771 \pm 64$  Бк·кг<sup>-1</sup>).

У цілому за 24 роки спостережень зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в пагонах чорниці становило: на ППП-18 – 8,2 рази, на ППП-17 – 19,2 рази, на ППП-13 – 17,1 рази, на ППП-11 – 8,9 рази. За допомогою однофакторного дисперсійного аналізу доведено існування достовірної різниці середніх значень питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в пагонах чорниці, що отримані в різні роки спостережень, на досліджуваних пробних площах ( $F_{\text{факт.}} \gg F_{\text{теор.}}(3;23;0,95) = 3,1$ ). Фактичні значення коефіцієнтів Фішера, при порівнянні середніх величин вмісту радіонукліда в пагонах, коливалися від  $F_{\text{факт.}} = 18,2$  на ППП-17 до  $F_{\text{факт.}} = 36,2$  на ППП-13. Установлені зниження найбільш тісно описуються рівняннями  $y = ax^b$ :

$$y = 75815 \cdot x^{-1,63} \quad r^2 = 0,96 \quad (\text{ППП-18}),$$

$$y = 44292 \cdot x^{-2,12} \quad r^2 = 1,00 \quad (\text{ППП-17}),$$

$$y = 25824 \cdot x^{-1,97} \quad r^2 = 0,93 \quad (\text{ППП-13}),$$

$$y = 7342 \cdot x^{-1,60} \quad r^2 = 0,99 \quad (\text{ППП-11}).$$

Аналогічні дані отримано щодо динаміки питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в ягодах чорниці протягом періоду спостережень (рис. 2).

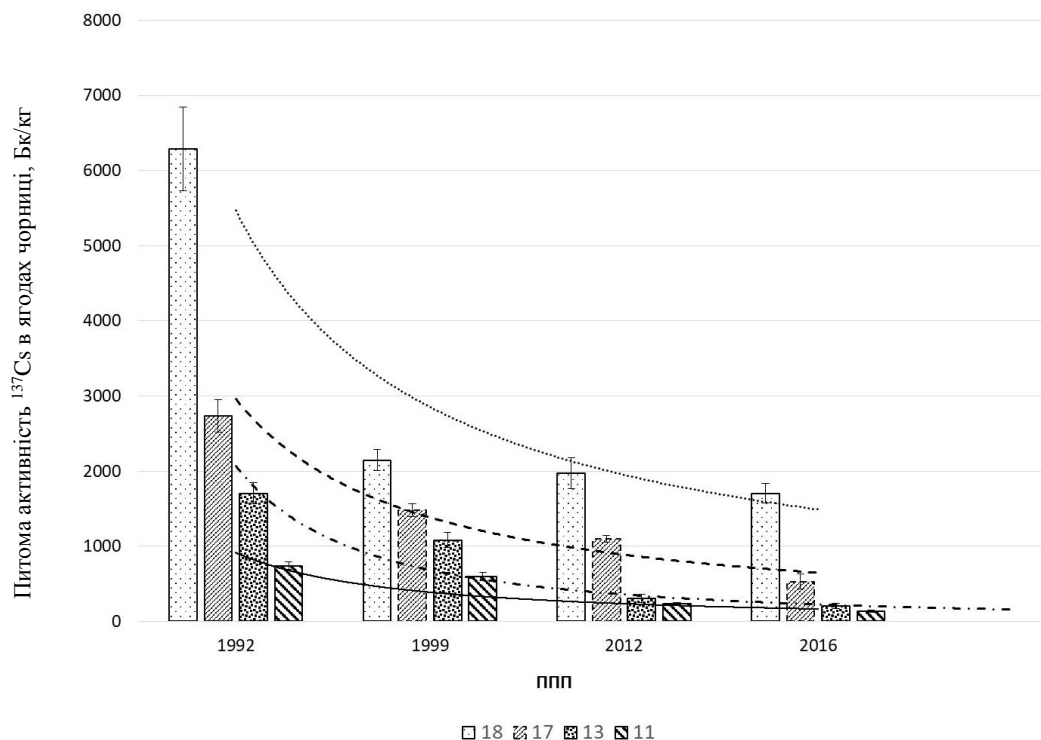


Рис. 2 Динаміка питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в ягодах чорниці протягом 1992 - 2016 рр. на ППП (18, 17, 13 та 11).

На ППП-18 у 1992 - 1999 рр. даний показник зменшився з  $6290 \pm 555$  до  $2146 \pm 141$  Бк·кг $^{-1}$  (у 2,9 раза). У наступні роки це зменшення було: у 1999 - 2012 рр. в 1,1 раза (з  $2146 \pm 141$  до  $1704 \pm 129$  Бк·кг $^{-1}$ ); у 2012 - 2016 рр. в 1,2 раза (з  $1704 \pm 129$  до  $1704 \pm 129$  Бк·кг $^{-1}$ ). На ППП-17 темпи зменшення даного показника були такими: у 1992 - 1999 рр. - в 1,9 раза (з  $2738 \pm 215$  до  $1480 \pm 82$  Бк·кг $^{-1}$ ), у 1999 - 2012 рр. - в 1,4 раза (з  $1480 \pm 82$  до  $1095 \pm 45$  Бк·кг $^{-1}$ ); у 2012 - 2016 рр. - у 2,1 раза (з  $1095 \pm 45$  до  $530 \pm 101$  Бк·кг $^{-1}$ ). На ППП-13 також відбувалося зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  протягом часу спостережень: у 1992 - 1999 рр. - в 1,6 раза (з  $1702 \pm 141$  до  $1083 \pm 104$  Бк·кг $^{-1}$ ), у 1999 - 2012 рр. у 3,6 раза (з  $1083 \pm 104$  до  $303 \pm 53$  Бк·кг $^{-1}$ ); у 2012 - 2016 рр. - в 1,5 раза (з  $303 \pm 53$  до  $205 \pm 31$  Бк·кг $^{-1}$ ). На ППП-11 темпи зменшення даного показника були такими: у 1992 - 1999 рр. - в 1,3 раза (з  $741 \pm 53$  до  $592 \pm 56$  Бк·кг $^{-1}$ ), у 1999 - 2012 рр. - у 2,5 раза (з  $592 \pm 56$  до  $233 \pm 17$  Бк·кг $^{-1}$ ); у 2012 - 2016 рр. - в 1,7 раза (з  $233 \pm 17$  до  $134 \pm 11$  Бк·кг $^{-1}$ ).

За період спостережень зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в ягодах чорниці становило: на ППП-18 - 3,7 раза, на ППП-17 - 5,2 раза, на ППП-13 - 8,3 раза і на ППП-11 - 5,5 раза. За до-

помогою однофакторного дисперсійного аналізу доведено існування достовірної різниці середніх значень питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в ягодах чорниці, що отримані в різні роки спостережень, на досліджуваних пробних площах ( $F_{\text{факт.}} \gg \gg F_{\text{теор.}}(3;23;0,95) = 3,1$ ). Виявлені зниження питомої активності радіонукліда в ягодах чорниці також найбільш тісно описуються рівняннями  $y = ax^b$ :

$$y = 5466 \cdot x^{-0,94} \quad r^2 = 0,89 \quad (\text{ППП-18}),$$

$$y = 2958 \cdot x^{-1,1} \quad r^2 = 0,93 \quad (\text{ППП-17}),$$

$$y = 2069 \cdot x^{-1,60} \quad r^2 = 0,91 \quad (\text{ППП-13}),$$

$$y = 914 \cdot x^{-1,24} \quad r^2 = 0,86 \quad (\text{ППП-11}).$$

Аналіз результатів, отриманих у 2016 р., та їхнє співставлення з матеріалами минулих років указують на загальне зниження вмісту радіонукліда в ягодах та надземній частині чорниці. Це, у свою чергу, вимагає пояснення отриманих закономірностей. З цією метою ми вивчили розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах вологих суборів на ППП-15. Визначалися питома активність і щільність радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  шарів лісової підстилки та 2-см шарів мінеральної частини ґрунту на площі 500 см $^2$  (табл. 3).

Таблиця 3. Питома активність та щільність радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  шарів ґрунту (площа відбору 500  $\text{cm}^2$ ) вологих суборів у 2016 р.

Шари ґрунту, см	Маса зразка, кг	Щільність радіоактивного забруднення шарів ґрунту $^{137}\text{Cs}$ , Бк	Частка від загальної активності $^{137}\text{Cs}$ у ґрунті, %
Но нерозкладена	0,010 ± 0,001	43 ± 5	0,24 ± 0,02
Но напіврозкладена	0,160 ± 0,014	1430 ± 125	8,14 ± 0,88
Но розкладена	0,116 ± 0,009	2060 ± 211	11,73 ± 1,30
0 - 2	0,518 ± 0,031	4978 ± 502	28,35 ± 1,99
2 - 4	1,206 ± 0,042	3320 ± 199	18,91 ± 1,40
4 - 6	1,322 ± 0,051	1974 ± 124	11,24 ± 1,20
6 - 8	1,514 ± 0,063	1297 ± 108	7,39 ± 0,45
8 - 10	1,540 ± 0,086	699 ± 59	3,98 ± 0,41
10 - 12	1,700 ± 0,089	457 ± 42	2,60 ± 0,28
12 - 14	1,608 ± 0,067	294 ± 18	1,68 ± 0,17
14 - 16	1,638 ± 0,088	246 ± 19	1,40 ± 0,13
16 - 18	1,640 ± 0,114	157 ± 17	0,90 ± 0,09
18 - 20	1,448 ± 0,111	120 ± 11	0,68 ± 0,05
20 - 22	1,654 ± 0,070	121 ± 7	0,69 ± 0,06
22 - 24	1,524 ± 0,092	88 ± 6	0,50 ± 0,04
24 - 26	1,504 ± 0,061	83 ± 5	0,47 ± 0,04
26 - 28	1,582 ± 0,089	100 ± 8	0,57 ± 0,05
28 - 30	1,700 ± 0,067	88 ± 8	0,50 ± 0,04
Усього	–	17556	100,00

Найбільші величини питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  встановлені для розкладеної частини лісової підстилки ( $9998 \pm 966 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ), верхнього 0 - 2 см шару гумусово-елювіального горизонту ( $9610 \pm 870 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ) та напіврозкладеної частини лісової підстилки ( $8937 \pm 954 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ). Із заглибленням у нижчі горизонти мінеральної частини ґрунту (від відміченого вище 0 - 2 см) відбувається різке зменшення показника. Так, у 2 - 4-см шарі питома активність  $^{137}\text{Cs}$  становить лише  $2753 \pm 180 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ , що у 3,5 раза менше. У подальшому відбувається монотонне зменшення показника, що аналізується, до  $52 \pm 4 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у шарі ґрунту на глибині 28 - 30 см.

Необхідно зазначити, що величина питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  не відображає дійсний розподіл радіонукліда у ґрунті. Це пояснюється різною щільністю його шарів (див. табл. 3). Навіть у межах лісової підстилки встановлено досить суттєве її збільшення в нижчих шарах. Подібна закономірність властива й для мінеральної частини ґрунту – щільність нижчих її шарів вища від верхніх. Враховуючи це, дещо інші закономірності встановлені при аналізі щільності радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  шарів ґрунту. Найбільша величина даного показника встановлена для 0 - 2-см шару ґрунту –  $4978 \pm 502 \text{ Бк}$  або  $28,35 \pm 1,99 \%$  сумарної активності радіонукліда ґрунтового профілю. А в розкладеній частині лісової підстилки, яка мала найвищу питому активність радіонукліда, лише  $2060 \pm 211 \text{ Бк}$  або  $11,73 \pm 1,30 \%$ . Ще менший вміст  $^{137}\text{Cs}$  встановлено для напіврозкладеної

частини лісової підстилки –  $1430 \pm 125 \text{ Бк}$  або  $8,14 \pm 0,88 \%$ . Загалом у лісовій підстилці знаходиться лише 20,11 % від загальної активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті. У той же час у верхньому 0 - 10-см шарі мінеральної частини ґрунту міститься 69,87 % радіонуклідів. У більш глибоких шарах цей показник значно нижчий: у 10 - 20-см шарі знаходиться лише 7,26 %, у 20 - 30-см шарі – 2,73 %. Дослідники вже відзначали, що лісова підстилка вже не містить основної кількості  $^{137}\text{Cs}$  і в різних типах лісорослинних умов це відбулося в різний час після аварії на ЧАЕС [20]. Незважаючи на те, що основна кількість радіонукліда міститься в мінеральній частині ґрунту, слід відзначити, що в лісовій підстилці все ще сконцентрована значна кількість  $^{137}\text{Cs}$ , що, у свою чергу, указує на його рухливість за малим кругообігом речовин у лісових біогеоценозах. Відзначене також указує на те, що коренева система чорниці знаходиться, як і раніше, у тих шарах ґрунту, де сконцентрована найбільша кількість радіонукліда. Враховуючи й ті обставини, що чорниця має симбіотичні відносини з грибами, а ті також розташовані в лісовій підстилці та верхніх шарах гумусово-елювіального горизонту, слід очікувати значне надходження  $^{137}\text{Cs}$  до парціальних кущів і ягід чорниці. Таким чином, чорниця може давати значний внесок у перерозподіл радіонукліда в лісових екосистемах, а при використанні її для харчових і лікувальних цілей – у збільшення дозових навантажень людей.

#### 4. Висновки

1. У теперішній час продовжується інтенсивне надходження  $^{137}\text{Cs}$  до надземної частини фітомаси та ягід чорниці, яка в багатьох типах лісорослинних умов є одним із головних компонентів лісових біогеоценозів і найбільш поширеною ягідною рослиною лісів Полісся України. Значення коефіцієнтів переходу  $^{137}\text{Cs}$  в надземну частину чорниці ( $17 - 53 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ ) значно вищі, ніж в ягоди ( $4 - 8 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ ).

2. Спостерігається зниження рівнів радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  надземної фітомаси та

ягід чорниці за період спостережень. Протягом 1991 - 2016 рр. питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в ягодах чорниці знизилася у 3,7 - 8,3 раза, у надземній частині – у 8,2 - 19,2 раза.

3. У верхньому 0 - 10-см шарі мінеральної частини ґрунту вологих суборів міститься 69,87 % від сумарної активності радіонукліда у ґрунті. Найбільша величина цього показника встановлена для 0 - 2-см шару ґрунту –  $28,35 \pm 1,99$  %. Максимальна питома активність  $^{137}\text{Cs}$  властива розкладеній частині лісової підстилки та верхньому 0 - 2-см шару гумусово-елювіального горизонту.

#### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. В.И. Чопик, Л.Г. Дудченко, А.Н. Краснова. *Дикорастущие полезные растения Украины*. Справочник (К.: Наук. думка, 1983) 400 с.
2. В.П. Краснов, А.А. Орлов. *Радиоэкология ягодных растений* (Житомир: Волинь, 2004) 264 с.
3. О.Т. Демків Деякі закономірності розподілу радіоактивних ізотопів в органах високогірних рослин Карпат. Укр. ботан. журн. 6 (1967) 50.
4. K. Bunzl, W. Kracke. Accumulation of fallout Cs-137 in some plants and berries of the family Ericaceae. *Health Phys.* 50 (1986) 540.
5. В.П. Краснов, С.П. Ірклієнко. Накопичення цезію-137 у чорниці в західному напрямку від Чорнобильської АЕС. Лісівництво і агролісомеліорація 88 (1994) 2.
6. В.П. Краснов, А.А. Орлов, Е.З. Короткова. Коэффициент перехода цезия-137 в системе «почва - фитомасса черники» в различных экологических условиях. В сб.: Проблемы сельскохозяйственной радиологии – десять лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС (Житомир, 1996) с. 60.
7. О.З. Короткова, О.О. Орлов. Перерозподіл  $^{137}\text{Cs}$  по органах ягідних рослин родини Vacciniaceae S.F. Gray в залежності від віку. Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. Наук. праці Поліської ЛНДС. Вип. 6 (Житомир: Волинь, 1999) с. 62.
8. В. Грабовський, О. Дзєндзелюк. Сезонні зміни вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у деяких лікарських та ягідних рослинах Західної України. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна* 58 (2012) 175.
9. О.О. Орлов, Я.П. Дідух. Фітоіндикація радіоактивного забруднення лісових екосистем. Укр. ботан. журн. 55(5) (1998) 536.
10. А.А. Орлов, А.Б. Калиш. Оценка биологической составляющей эффективного экологического периода полураспада мохового покрова от  $^{137}\text{Cs}$ . *Зб. наук. праць Ін-ту ядерних дослідж.* 3(5) (2001) 162.
11. В.П. Краснов, А.А. Орлов. Перспективы использования ягодных ресурсов Украинского Полесья после аварии на Чернобыльской АЭС. В кн.: Тр первой Всерос. конф. по ботанич. ресурсоведению (СПб, 2-30.10.1996 г.) (Санкт-Петербург, 1996) с. 47.
12. А.А. Орлов и др. Закономерности многолетней динамики содержания  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах основных биогеоценозов в Полесье Украины. Проблемы лесоведения и лесоводства: Сб. научн. тр. Ин-та леса НАН Беларуси. Вып. 52 (Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2001) с. 180.
13. М. Вінічук, І. Ніколова. Динаміка накопичення  $^{137}\text{Cs}$  окремими видами макроміцетів і рослин бореальних лісових екосистем. *Вісн. Львів. ун-ту. Серія біологічна* 55 (2011) 134.
14. В.А. Грабовський, О.С. Дзєндзелюк. Часові зміни забруднення  $^{137}\text{Cs}$  деяких складових екосистем Шацького поозер'я. В кн.: VI наукової конференції «Фізичні методи в екології, біології та медицині». Тези доповідей (Львів - Ворохта, 2015) с. 50.
15. А.М. Ковальчук та ін. Метематичне моделювання міграції  $^{137}\text{Cs}$  у лісових екосистемах Українського Полісся. Бюл. екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення 2(20) (2002) 59.
16. И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий, В.М. Сурта. Накопление радионуклидов в пищевой продукции леса. В кн.: Пятая междунар. науч.-практ. конф. Чернобыль-96. «Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС». Сб. тезисов (Зеленый мыс, 1996) с. 256.
17. В.А. Ипатьев, И.М. Булавик, А.М. Дворник. Радиоактивное загрязнение продукции лесного хозяйства в Беларуси. Экспресс-информация. Вып. 5 (Москва: ВНИИЦлесресурс, 1997) 1.
18. О.Б. Цветнова, А.И. Щеглов, С.А. Чернов. Содержание радионуклидов в лекарственном сырье лесов, подвергшихся радиоактивному загрязнению. В кн.: Тез. докл. Всесоюз. науч.-практ. конф. «Основы организации и ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения» (Гомель, 1990) с. 27.
19. К.Д. Мухамедшин и др. Радиоактивное загрязнение недревесной продукции леса. Лесное хозяйство в условиях радиации (М.: ВНИИЦлесресурс, 1995) с. 31.
20. А.Н. Rantavaara. Transfer of Radiocaesium through Natural Ecosystems to Foodstuffs of Terrestrial

- Origin in Finland. In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments*. Ed. G. Desmet et al. (London - New York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 202.
21. В.Н. Fawaris, K.J. Johanson. Radiocaesium in soil and plants in a forest in Central Sweden. Seminar on the Dynamics Behaviour of Radionuclides in Forest. Book of Abstracts (Stockholm, 1992) p. 18.
22. O. Guillette, J. Melin, L. Wallberg. Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in boreal forest ecosystem. *Science of the Total Environment* 157 (1994) 207.
23. В.П. Краснов та ін. Розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у дерново-підзолистих ґрунтах лісів Полісся України. *Ядерна фізика та енергетика* 16(3) (2015) 247.

**В. П. Краснов<sup>1,\*</sup>, А. А. Орлов<sup>2</sup>, О. В. Зборовская<sup>2</sup>, О. В. Жуковский<sup>2</sup>,  
Т. В. Курбет<sup>1</sup>, З. М. Шелест<sup>1</sup>, И. В. Давыдова<sup>1</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, Житомирская обл., Украина

\*Ответственный автор: volodkrasnov@gmail.com

### **СОДЕРЖАНИЕ $^{137}\text{Cs}$ В ЧЕРНИКЕ ОБЫКНОВЕННОЙ (VACCINIUM MYRTILLUS L.) В ЛЕСАХ ПОЛЕСЬЯ УКРАИНЫ В РАЗНЫЕ ПЕРИОДЫ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС**

Установлено, что в настоящее время продолжается интенсивное поступление  $^{137}\text{Cs}$  в надземную часть фитомассы и ягод черники. Исследования проведены на дерново-среднеподзолистых, песчаных почвах влажных суборей. Коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 10^{-3}$ ) в надземную часть черники (17 - 53) значительно больше чем в ягоды (4 - 8). Выявлено снижение уровней радиоактивного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  надземной фитомассы и ягод черники за период наблюдений. В течение 1991 - 2016 гг. удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в ягодах черники снизилась в 3,7 - 8,3 раза, в надземной части фитомассы - в 8,2 - 19,2 раза. В верхнем 0 - 10-см слое минеральной части почвы влажных суборей содержится 69,9 % от суммарной активности радионуклида в почве. Наибольшая величина этого показателя установлена для 0 - 2-см слоя минеральной части почвы -  $28,4 \pm 2,0$  %. Наибольшая удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  установлена для разложившейся части лесной подстилки и верхнего 0 - 2-см слоя гумусово-элювиального горизонта.

*Ключевые слова:* радионуклиды, черника, ягоды, надземная фитомасса, радиоактивное загрязнение почвы, удельная активность радионуклидов, дерново-подзолистые почвы.

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

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

<sup>2</sup> G. M. Vysotskyi Polissia Branch of Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration, Dovzhyk, Zhytomyr region, Ukraine

\*Corresponding author: volodkrasnov@gmail.com

### **$^{137}\text{Cs}$ CONTENT IN EUROPEAN BLUEBERRY (VACCINIUM MYRTILLUS L.) IN FORESTS OF UKRAINIAN POLISSIA IN DIFFERENT PERIODS AFTER THE ACCIDENT AT ChNPP**

It has been established that intensive penetration of  $^{137}\text{Cs}$  both into the above-ground part of phytomass and blueberry is continuing at present. The transition coefficients of  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 10^{-3}$ ) in the above-ground part of European blueberry (17 - 53) are significantly higher than in berries (4 - 8). The decrease of the levels of  $^{137}\text{Cs}$  radioactive contamination in above-ground phytomass and European blueberry during the observation period was revealed.  $^{137}\text{Cs}$  specific activity in European blueberry decreased by 3.7 - 8.3 times, and the same indicator in the above-ground part of the phytomass decreased by 8.2 - 19.2 times during 1991 - 2016. The upper 0 - 10 cm layer of soil mineral part of moist subrory contains 69.9 % of the radionuclide total activity in soil. The highest value of this indicator was observed in 0 - 2 cm soil layer -  $28.4 \pm 2.0$  %. The highest  $^{137}\text{Cs}$  specific activity was observed in the decomposed part of the forest litter and the upper 0-2 cm layer of the humus-eluvial horizon.

*Keywords:* radionuclides, European blueberry, berries, above-ground phytomass, soil radiation contamination, specific activity of radionuclides, soddy-podzolic soils.

#### REFERENCES

1. V.I. Chopik, L.G. Dudchenko, A.N. Krasnova. *Wild Useful Plants of Ukraine. Handbook* (Kyiv: Naukova Dumka, 1983) 400 p. (Rus)
2. V.P. Krasnov, A.A. Orlov. *Radioecology of Berry Plants* (Zhytomyr: Volyn, 2004) 264 p. (Rus)
3. O.T. Demkiv. Some regularities of the distribution of radioactive isotopes in the organs of high-altitude plants of the Carpathians. *Ukrayins'kyi Bota-*



- nichnyy Zhurnal 6 (1967) 50. (Ukr)
4. K. Bunzl, W. Kracke. Accumulation of fallout Cs-137 in some plants and berries of the family Ericaceae. *Health Phys.* 50 (1986) 540.
  5. V.P. Krasnov, S.P. Irklienko. Accumulation of cesium-137 in blueberries in the western direction from the Chernobyl Nuclear Power Plant. *Lisivnytstvo i Ahrolisomeliioratsiya* 88 (1994) 2. (Ukr)
  6. V.P. Krasnov, A.A. Orlov, E.Z. Korotkova. Cesium-137 transition coefficient in the “blueberry soil – phytomass” system in various environmental conditions. In: *Problems of Agricultural Radioecology – Ten Years After the Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant* (Zhitomir, 1996) p. 60 (Rus)
  7. O.Z. Korotkova, O.O. Orlov. Redistribution of <sup>137</sup>Cs by the organs of berry plants of Vacciniaceae S.F. Gray the family depending on age. *Problems of Forest Ecology and Forest Use in Ukrainian Polissya. Naukovi Pratsi Polis'koyi Lisovoyi naukovo-doslidnyts'koyi stantsiyi. Iss. 6* (Zhytomyr: Volyn, 1999) p. 62 (Ukr)
  8. V. Hrabovs'kyu, O. Dzdzelyuk. Seasonal changes in the <sup>137</sup>Cs content in some medicinal and berry plants of Western Ukraine. *Visnyk L'vivs'koho Universytetu. Seriya Biolohichna* 58 (2012) 175. (Ukr)
  9. O.O. Orlov, Ya.P. Didukh. Phytoindication of radioactive contamination of forest ecosystems. *Ukrayins'kyy Botanichnyy Zhurnal* 55 (5) (1998) 536. (Ukr)
  10. A.A. Orlov, A.B. Kalish. Evaluation of biological component of effective environmental half-life of <sup>137</sup>Cs in moss cover. *Zbirnyk Naukovykh Prats' Instytutu Yadernykh Doslidzhen' (Scientific Papers of the Institute for Nuclear Research)* 3(5) (2001) 162. (Rus)
  11. V.P. Krasnov, A.A. Orlov. Prospects for the use of berry resources of the Ukrainian Polesie after the accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. In: *Proc. of the First All-Russia Conf. on Botanic Resource Management* (St. Petersburg, 2-30.10.1996) (St. Petersburg, 1996) p. 47. (Rus)
  12. A.A. Orlov et al. Regularities of the long-term dynamics of <sup>137</sup>Cs content in the components of pine biogeocenoses in Ukrainian Polissya. *Problemy Lesovedeniya i Lesovodstva. Sbornik Nauchnykh Trudov Instituta Lesa NAN Belarusi. Iss. 52* (Gomel': Institut Lesa NAN Belarusi, 2001) p. 180. (Rus)
  13. M. Vinichuk, I. Nikolova. The dynamics of <sup>137</sup>Cs accumulation by separate species of macromycetes and plants of boreal forest ecosystems. *Visnyk L'vivs'koho Universytetu. Seriya Biolohichna* 55 (2011) 134. (Ukr)
  14. V.A. Hrabovs'kyu, O.S. Dzdzelyuk. Temporal changes of <sup>137</sup>Cs contamination of some components of the Shatsky lake ecosystems. In: *VI Scientific Conference “Physical methods in ecology, biology and medicine”*. Book of Abstracts (Lviv - Vorokhta, 2015) p. 50 (Ukr)
  15. A.M. Kovalchuk et al. Mathematical modeling of <sup>137</sup>Cs migration in forest ecosystems of Ukrainian Polissya. *Byuletyn' ekolohichnoho stanu zony vidchuzhennya ta zony bezumovnoho (obov'yazkovoho) vidseleennya* 2(20) (2002) 59. (Ukr)
  16. I.M. Bulavik, A.N. Perevolotsky, V.M. Surta. Accumulation of radionuclides in food products of the forest. In: *Fifth Intern. Scientific-Practical Conf. Chernobyl-96. “The results of 10 years of work in the aftermath of the Chernobyl accident”*. Book of Abstracts (Zelenyy mys, 1996) p. 256. (Rus)
  17. V.A. Ipat'yev, I.M. Bulavik, A.M. Dvornik. Radioactive contamination of forest products in Belarus. *Express information. Iss. 5* (Moskva: Vserossiyskiy Nauchno-Issledovatel'skiy Informatsionnyy Tsentr po Lesnym Resursam, 1997) 1. (Rus)
  18. O.B. Tsvetnova, A.I. Shcheglov, S.A. Chernov. The content of radionuclides in medicinal raw materials of forests subjected to radioactive contamination. In: *Book of Abstracts of the All-Union Scientific-Practical Conf. “Fundamentals of organization and management of forestry under conditions of radioactive contamination”* (Gomel, 1990) p. 27. (Rus)
  19. K.D. Mukhamedshin et al. Radioactive pollution of non-wood forest products. In: *Forestry in Terms of Radiation* (Moskva: Vserossiyskiy Nauchno-Issledovatel'skiy Informatsionnyy Tsentr po Lesnym Resursam, 1995) p. 31. (Rus)
  20. A.H. Rantavaara. Transfer of Radiocaesium through Natural Ecosystems to Foodstuffs of Terrestrial Origin in Finland. In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments*. Ed. G. Desmet et al. (London - New York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 202.
  21. B.H. Fawaris, K.J. Johanson. Radiocaesium in soil and plants in a forest in Central Sweden. *Seminar on the Dynamics Behaviour of Radionuclides in Forest*. Book of Abstracts (Stokholm, 1992) p. 18.
  22. O. Guilitte, J. Melin, L. Wallberg. Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in boreal forest ecosystem. *Science of the Total Environment* 157 (1994) 207.
  23. V.P. Krasnov et al. <sup>137</sup>Cs distribution in sod-podzol forest soil of Ukrainian Polissya. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 16(3) (2015) 247. (Ukr)

Надійшла 12.07.2018  
Received 12.07.2018