

**В. П. Краснов<sup>1</sup>, Т. В. Курбет<sup>1</sup>, В. В. Мельник<sup>1</sup>, І. В. Давидова<sup>1</sup>, О. В. Жуковський<sup>2</sup>, О. В. Зборовська<sup>2</sup>**<sup>1</sup> Державний університет "Житомирська політехніка", м. Житомир, Україна<sup>2</sup> Поліський філіал УкрНДЛГА ім. Г. М. Висоцького, с. Довжик, Україна**ЗМІНА ВМІСТУ <sup>137</sup>CS У КОРІ КРУШИНИ ЛАМКОЇ (*FRANGULA ALNUS* MILL.) У ВОЛОГИХ СУБОРАХ ЛІСІВ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ З ЧАСУ АВАРІЇ НА ЧАЕС**

Досліджено динаміку вмісту <sup>137</sup>Cs у корі крушини ламкої у лісах Житомирського Полісся з часу аварії на ЧАЕС (1991-2018 рр.). Відзначено істотне зменшення величини питомої активності <sup>137</sup>Cs у корі крушини ламкої на постійних пробних площах за період спостережень (27 років) – від 4 до 38 разів, тобто темпи зниження питомої активності <sup>137</sup>Cs у корі крушини ламкої на різних постійних пробних площах відрізняються у широких межах. Це можна пояснити особливостями екологічних умов кожної пробної площі, а також недосконалістю методичних підходів до відбору зразків. Зменшення питомої активності радіонукліда в корі крушини ламкої зумовлено: природним розпадом <sup>137</sup>Cs у ґрунті та в самій корі; жорсткішим закріпленням радіоактивного елементу у ґрунті; зменшенням активності радіонукліда у ґрунті завдяки його надходженню до чисельних компонентів лісових біогеоценозів. Також відзначено зниження рівня щільності радіоактивного забруднення ґрунту – від 2,2 до 3,8 разів, що пояснено розпадом <sup>137</sup>Cs, його жорсткішим закріпленням у ґрунті та переміщенням його частини до лісових рослин. Зазначено особливості методичних підходів до відбору зразків ґрунту для визначення величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту, – враховуючи вертикальну міграцію <sup>137</sup>Cs у нижчі шари ґрунту, тепер зразки ґрунту необхідно відбирати завглибшки 25 см (на відміну від відбору зразків ґрунту завглибшки 10 см). Виявлено сучасні рівні радіоактивного забруднення та встановлено залежність між щільністю радіоактивного забруднення ґрунту та вмістом радіонукліда в корі крушини ламкої. Простежено лінійну залежність збільшення концентрації <sup>137</sup>Cs у корі крушини із збільшенням величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Крушину ламку віднесено до рослин, які помірно накопичують <sup>137</sup>Cs.

**Ключові слова:** радіонукліди; щільність радіоактивного забруднення ґрунту; питома активність; крушина ламка; лісові екосистеми.

**Вступ.** Крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.) значно поширена у підліску соснових, листяних та мішаних лісових насаджень Полісся України. Вона є тіньовитривалою рослиною і надає перевагу відносно багатим, вологим умовам зростання, де може сягати висоти 6-7 м. Водночас вона досить часто трапляється на бідних і відносно бідних ґрунтах. Завдяки широкому екологічному ареалу її часто використовують, поряд з іншими видами, для ідентифікації умов місцезростання. При цьому враховують кількість особин на одиниці площі та ступінь їхнього розвитку (Krasnov, Orlov & Vedmid, 2009). Крушина ламка утворює розгалужену, поверхневу ко-

рениву систему, яка може сягати завглибшки до 20 см.

Безпосередньо після аварії на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) цим видом зацікавились радіоекологи, котрі досліджували лісові екосистеми, з огляду на значне його поширення у лісах Полісся України, Білорусі та Росії, широкий екологічний ареал, а також використання у лікувальних цілях. Білоруські дослідники, які вивчали інтенсивність накопичення радіонуклідів різними видами лісових рослин у перші 10 років з часу аварії на ЧАЕС, встановили, що крушина ламка характеризується значним вмістом <sup>137</sup>Cs в її частинах і органах (Bulko, 1995). Автори дослідження,

**Інформація про авторів:**

**Краснов Володимир Павлович**, д-р с.-г. наук, професор, кафедра екології. Email: volodkrasnov@gmail.com

**Курбет Тетяна Володимирівна**, канд. с.-г. наук доцент, кафедра екології. Email: meraviglia@ukr.net

**Мельник Вікторія Вікторівна**, аспірант, кафедра екології. Email: melnyk\_vika91@ukr.net; <https://orcid.org/0000-0002-3551-5085>

**Давидова Ірина Володимирівна**, канд. с.-г. наук, доцент, кафедра екології. Email: davydvairina2@gmail.com;

<https://orcid.org/0000-0001-6535-3948>

**Жуковський Олег Валерійович**, наук. співробітник, лабораторія лісівництва. Email: zh\_oleh2183@ukr.net;

<https://orcid.org/0000-0003-3351-9856>

**Зборовська Ольга Володимирівна**, канд. с.-г. наук, ст. наук. співробітник, лабораторія радіаційної екології лісу.

Email: olga.zborovska@ukr.net; <https://orcid.org/0000-0003-1649-0297>

**Цитування за ДСТУ:** Краснов В. П., Курбет Т. В., Мельник В. В., Давидова І. В., Жуковський О. В., Зборовська О. В. Зміна вмісту <sup>137</sup>CS у корі крушини ламкої (*Frangula Alnus* Mill.) у вологих суборах лісів Полісся України з часу аварії на ЧАЕС. Науковий вісник НЛТУ України. 2019, т. 29, № 6. С. 67–70.

**Citation APA:** Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Melnyk, V. V., Davydova, I. V., Zhukovsky, O. V., & Zborovska, O. V. (2019). Change of <sup>137</sup>Cs content in the bark of *Frangula Alnus* Mill. in wet subory of Ukrainian forests after the accident at Chernobyl nuclear power plant. *Scientific Bulletin of UNFU*, 29(6), 67–70. <https://doi.org/10.15421/40290613>

спираючись на отримані результати, віднесли цей вид до тих рослин, що інтенсивно накопичують зазначений радіонуклід, і рекомендували використовувати його як фітомеліорант радіоактивного забруднення (Ipat'eva, 1999).

Українські вчені, які опублікували результати вивчення рівнів радіоактивного забруднення дикорослих лікарських рослин у той же період, віднесли крушину ламку до групи помірних накопичувачів  $^{137}\text{Cs}$  (Orlov et al., 1996; Krasnov et al., 1996). Дослідники, які вивчали особливості накопичення  $^{137}\text{Cs}$  різноманітними лікарськими рослинами лісів Полісся України, також встановили, що впродовж 10 років з часу аварії на ЧАЕС відбувається поступове зниження рівнів радіоактивного забруднення кори крушини ламкої (Krasnov, 1998). Російські вчені, які також вивчали рівні радіоактивного забруднення лікарських рослин у 30-кілометровій зоні ЧАЕС, констатували дуже значні відмінності у вмісті радіонуклідів у різних видах рослин за однакової щільності радіоактивного забруднення ґрунту (Tsvetnova, Shcheglov & Chernov, 1990). Вони також встановили такий ряд лікарської сировини (у порядку зменшення): кора деревних порід > листки деревних порід та кушків > ягоди > трава. Таким чином, кора крушини ламкої потрапила у групу лікарської сировини, у якій значно міститься  $^{137}\text{Cs}$ .

За останні 10 років ми не бачили публікацій, які б стосувалися радіоекологічних аспектів вивчення крушини ламкої. Метою наших досліджень було встановлення динаміки вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої за період спостережень (1991-2018 рр.), виявлення сучасної залежності між щільністю радіоактивного забруднення ґрунту та вмістом радіонуклідів у корі.

**Матеріал і методи дослідження.** Ми проводили дослідження на постійних пробних площах (ППП), які було закладено у 1991 р. Усі ППП розташовані у вологих суборах, умовах, у яких крушина ламка досить поширена. Таксаційні характеристики лісових насаджень пробних площ були дуже близькими. Це були чисті соснові, середньовікові (40-50 років) насадження з добре розвиненим підліском крушини ламкої (зімкнутість 0,5-0,8, висота 2,5-3,5 м) (Hetmanchuk, Krasnov & Orlov, 2003). Ґрунт – дерново-середньопідзолистий, піщаний, на водно-льодовикових пісках. Лісова підстилка потужністю до 10-15 см. Гумусово-елювіальний горизонт був темно-сірим і світлішав із глибиною, потужністю до 10 см. Під ним є 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 завглибшки 80-85 см. Кору крушини відбирали рівномірно за пробною площею (50×50 м) у трьохкратній повторності. У межах пробної площі відбирали зразки ґрунту з метою визначення щільності його радіоактивного забруднення ґрунту, пробовідбір здійснювали у трьохкратній повторності навколо особин крушини ламкої, з яких відбирали кору. Глибина відбору зразка ґрунту – 10 см.

Надалі зразки висушували, подрібнювали та аналізували на вміст радіонуклідів за допомогою багатоканального аналізатора "AFORA" LP-4900B з напівпровідниковим детектором ДГДК-80В-3 (перші 10 років). У наступні роки питому активність  $^{137}\text{Cs}$  визначали 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 обробляли за допомогою пакетів прикладних програм Statistica, QPRD та СУБД.

**Результати дослідження та їх обговорення.** Дослідження, проведені у 2018 р. на частині ППП з метою визначення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої (табл. 1), дали змогу продовжити моніторингові спостереження за динамікою радіаційних показників у лісових екосистемах. Значення щільності радіоактивного забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на постійних пробних площах продовжують знаходитися у достатньо широкому діапазоні – від  $19,4^{\pm 0,98}$  кБк·м<sup>-2</sup> на ППП-11 до  $208,8^{\pm 19,85}$  кБк·м<sup>-2</sup> на ППП-15, що допомагає знаходити залежність між вмістом радіонукліда у ґрунті та в корі крушини ламкої. Зіставлення щільності радіоактивного забруднення ґрунту в різні роки спостережень на одних і тих самих ППП свідчить про значне зниження цього показника. Так, діапазон щільності радіоактивного забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  у 1991 р. на ППП змінювався від  $74,^{\pm 0,91}$  кБк·м<sup>-2</sup> до  $521,7^{\pm 13,31}$  кБк·м<sup>-2</sup>.

Табл. 1. Статистики ряду розподілу середніх величин щільності радіоактивного забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на ППП у 2018 р., кБк·м<sup>-2</sup>

№ ППП	Статистики ряду розподілу					
	$M^{\pm m}$	Std	V, %	P, %	Min	Max
11	$19,4^{\pm 0,98}$	1,7	8,7	5,0	17,5	20,7
12	$23,1^{\pm 4,76}$	8,2	35,7	20,6	14,4	30,8
13	$28,1^{\pm 3,86}$	6,7	23,8	13,7	20,6	33,4
17	$64,3^{\pm 5,41}$	9,4	14,6	8,4	55,1	73,8
16	$109,4^{\pm 3,76}$	9,9	9,1	5,3	99,4	119,4
18	$202,7^{\pm 30,50}$	52,8	26,1	15,1	151,8	257,3
15	$208,8^{\pm 19,85}$	34,4	16,5	9,5	170,7	237,5

На кожній з ППП це зниження було різним. Так, на ППП-11 щільність радіоактивного забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  знизилась у 3,8 раза, на ППП-12 – у 4,3 раза, ППП-13 – у 3,6 раза, ППП-17 – у 2,5 раза, ППП-16 – у 2,2 раза, ППП-18 – у 2,6 раза і ППП-15 – у 2,5 раза. Значне зниження цього показника пояснюємо розпадом радіонукліда, переміщенням його частини до лісових рослин, а також особливостями методичних підходів до відбору зразків для визначення щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Річ у тому, що протягом періоду спостережень ці зразки відбирали завглибшки 10 см. У перший період, після початку досліджень, саме у цьому шарі ґрунту перебувала основна кількість радіонукліда і цілком природно, що зразки відбирали на цю глибину. Як показали подальші наші дослідження (Krasnov et al., 2015) з часом відбулося заглиблення  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті, тому для визначення щільності радіоактивного забруднення ґрунту сьогодні необхідно відбирати зразки завглибшки до 25 см.

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої (табл. 2) на ППП у 2018 р. змінювалась у досить значних межах – від  $68^{\pm 11,8}$  (ППП-11) до  $1892^{\pm 650,9}$  кБк·м<sup>-2</sup> (ППП-15). Простежуємо збільшення цього показника через зростання величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту на ППП. Між двома величинами встановили лінійну залежність, яку описуємо рівнянням  $-y = 8,2497x - 166,17 (R^2 = 0,86)$  (рисунок).

Табл. 2. Статистики ряду розподілу середніх величин питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої на ППП у 2018 р., Бк·кг<sup>-1</sup>

№ ППП	Статистики ряду розподілу					
	$M^m$	$Std$	$V, \%$	$P, \%$	Min	Max
11	68 <sup>±11,8</sup>	20,4	30,0	17,3	45	84
12	193 <sup>±80,4</sup>	139,3	72,2	41,7	63	340
13	206 <sup>±67,4</sup>	116,8	56,6	32,7	85	318
17	219 <sup>±68,5</sup>	118,7	54,3	31,4	96	333
16	241 <sup>±24,2</sup>	41,9	17,4	10,0	193	267
18	1428 <sup>±776,7</sup>	1345,3	94,2	54,4	588	2980
15	1892 <sup>±650,9</sup>	1127,3	59,6	34,4	1096	3182



Рисунок. Залежність питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої від щільності забруднення ґрунту радіонуклідом у 2018 р.

Як і в минулі роки, спостерігаємо поступове зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в корі крушини ламкої на всіх постійних пробних площах (табл. 3). За період спостережень (27 років) це зниження було дуже істотним. На ППП–11 з 1991 р. величина цього показника зменшилась від 1,9<sup>±0,26</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> до 0,1<sup>±0,01</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> (у 19 разів); на ППП–12 – від 3,0<sup>±0,17</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> до 0,2<sup>±0,08</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> (у 15 разів); на ППП–13 – від 1,3<sup>±0,09</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> до 0,2<sup>±0,07</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> (у 7 разів); на ППП–17 – від 7,6<sup>±0,62</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> до 0,2<sup>±0,07</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> (у 38 разів); на ППП–16 – від 6,1<sup>±0,6</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> до 0,3<sup>±0,02</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> (у 20 разів); на ППП–18 – від 7,5<sup>±0,57</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> до 1,8<sup>±0,78</sup> кБк·кг<sup>-1</sup> (у 4рази).

Табл. 3. Динаміка питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої на постійних пробних площах за роками (1991-2018 рр.)

№ ППП	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$ , Ки/км <sup>2</sup>	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ за роками, кБк/кг		
		1991	1996	2018
11	2,0	1,9 <sup>±0,26</sup>	0,8 <sup>±0,05</sup>	0,1 <sup>±0,01</sup>
12	2,7	3,0 <sup>±0,17</sup>	1,0 <sup>±0,13</sup>	0,2 <sup>±0,08</sup>
13	2,7	1,3 <sup>±0,09</sup>	1,2 <sup>±0,02</sup>	0,2 <sup>±0,07</sup>
17	4,3	7,6 <sup>±0,62</sup>	2,4 <sup>±0,08</sup>	0,2 <sup>±0,07</sup>
16	6,5	6,1 <sup>±0,63</sup>	2,4 <sup>±1,01</sup>	0,3 <sup>±0,02</sup>
18	14,0	7,5 <sup>±0,57</sup>	2,3 <sup>±0,10</sup>	1,8 <sup>±0,78</sup>

Зменшення питомої активності радіонукліда в корі крушини ламкої пояснюємо кількома обставинами: природним розпадом  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті та в самій корі; жорсткішим закріпленням радіоактивного елементу у ґрунті; зменшенням активності радіонукліда у ґрунті завдяки його надходженню до чисельних компонентів лісових біогеоценозів. Необхідно також відзначити, що темпи зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої на різних постійних пробних площах відрізняються у широких межах. Це можна пояснити особли-

востями екологічних умов кожної ППП, а також недосконалістю методичних підходів до відбору зразків.

На зазначені останні обставини вказують також результати визначення величин коефіцієнтів переходу радіонукліда до кори крушини ламкої на кожній з ППП. Середні значення коефіцієнта переходу в кору крушини на пробних площах також змінювались у широких межах: від 2,0<sup>±0,60</sup> м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup> на ППП–16 до 10,7<sup>±3,32</sup> м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup> на ППП–11, за середнього значення цього показника у всьому масиві даних – 6,43<sup>±1,169</sup> м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>. За інтенсивністю акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту корою крушини ламкої постійні пробні площі можна розмістити у такому ряду: ППП–11 > ППП–15 > ППП–12 > ППП–18 > ППП–13 > ППП–16.

**Висновки.** Результати моніторингових досліджень (27 років) з вивчення рівнів радіоактивного забруднення та інтенсивності накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у кору крушини ламкої дають змогу зробити такі узагальнення:

1. Спостерігаємо зменшення питомої активності радіонукліда в корі крушини ламкої, що пояснюємо розпадом  $^{137}\text{Cs}$ , його жорсткішим закріпленням у ґрунті та знаходженням у інших компонентах лісових біогеоценозів. Крушину ламку можна віднести до рослин, які помірно накопичують  $^{137}\text{Cs}$ .
2. Існує тісний кореляційний зв'язок між питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  у корі крушини ламкої та щільністю радіоактивного забруднення ґрунту.

## Перелік використаних джерел

- Bulko, N. I. (1995). Nakoplenie radionuklidov derevyami osnovnogo yarusu i podlesochnymi porodami. *Problemy lesovedeniya i lesovodstva: sborn. nauch. trudov IL ANB. Gomel*, 43, 60–66. [In Russian].
- Hetmanchuk, A. I., Krasnov, V. P., & Orlov, O. O. (2003). Nakopychennia  $^{137}\text{Cs}$  u kori krushyny lamkoi u Polissi Ukrainy. *Scientific Bulletin of UkrSFU*, 13(3), 127–131. [In Ukrainian].
- Ipatava, V. A. (Ed.). (1999). *Les. Chelovek. Chernobyl. Lesnye ekosistemy posle avarii na Chernobylskoi AES: sostoianie, prognoz, reaktiia naseleniia, puti rehabilitatsii*. Belarus: Institut lesa NAN Belarusi, 452 p. [In Russian].
- Krasnov, V. P. (1998). *Radioekolohiia lisiv Polissia Ukrainy*. Zhytomyr: Volyn, 112 p. [In Ukrainian].
- Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Davydova, I. V., Shelest, Z. M., & Boko, O. L. (2015). Vertykalnyi rozpodil sumarnoi aktyvnosti  $^{137}\text{Cs}$  u hruntakh Polissia Ukrainy. *Scientific Bulletin of UNFU*, 25(5), 123–129. [In Ukrainian].
- Krasnov, V. P., Orlov, A. A., Irklienko, S. P., Turko, V. N., Shelest, Z. M., & Korotkova, E. Z. (1996). Zagryaznenie tseziem-137 lekarstvennykh rastenii lesov Ukrainского Polesya. *Rastitelnye resursy*, 32(3), 36–43. [In Russian].
- Krasnov, V. P., Orlov, O. O., & Vedmid, M. M. (2009). *Atlas roshlyndikatoriv i typiv lisoroslynykh umov Ukrainskoho Polissia*. Novohrad-Volynsky: NOVohrad, 488 p. [In Ukrainian].
- Orlov, O. O., Krasnov, V. P., Irklienko, S. P., Turko, V. M., Shelest, Z. M., & Korotkova, O. Z. (1996). Vychennia radioaktyvnoho zabrudnennia likarskykh roshly lisiv Ukrainskoho Polissia. *Problemy ekolohii lisiv i lisokorystuvannia na Polissi Ukrainy*, 3, 55–64. [In Ukrainian].
- Tsvetnova, O. B., Shcheglov, A. I., & Chernov, S. A. (1990). Soderzhanie radionuklidov v lekarstvennom syre lesov, podvergshikhsya radioaktivnomu zagryazneniyu. *Osnovy organizatsii i vedeniya lesnogo khozyaistva v usloviyakh radioaktivnogo zagryazneniya: Tez. dokl. Vsesoyuzn. nauch.-prakt. konf. Gomel*, 27. [In Russian].

## CHANGE OF <sup>137</sup>CS CONTENT IN THE BARK OF *FRANGULA ALNUS* MILL. IN WET SUBORY OF UKRAINIAN FORESTS AFTER THE ACCIDENT AT CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT

The dynamics of <sup>137</sup>Cs content in the bark of *Frangula alnus* in forests of Zhytomyr Polissya after the accident at Chernobyl NPP (1991-2018) was investigated. Significant decrease of the values of <sup>137</sup>Cs specific activity in *Frangula alnus* Mill. bark (from 4 to 38 times) on permanent test plots during the period of observations (27 years) was determined. Thus, the rate of decrease of <sup>137</sup>Cs specific activity in *Frangula alnus* Mill. bark on different permanent test plots (PTP) differs widely. This can be explained by the peculiarities of the environmental conditions of each PTP, as well as by the immaturity of the methodological approaches to sampling. Reduction of specific activity of the radionuclide in *Frangula alnus* Mill. bark is due to the following factors: the natural decay of <sup>137</sup>Cs in soil and in the bark; more rigid fastening of a radioactive element in soil; the decrease of the radionuclide activity in soil due to its penetration to the numerous components of forest biogeocoenoses. The decrease in the density of soil radioactive contamination from 2.2 to 3.8 times is also observed. It can be explained by <sup>137</sup>Cs decay, its more rigid fastening in soil and penetration of its parts into forest plants. The peculiarities of methodological approaches to soil sampling for determining the density of soil radioactive contamination were identified as follows: taking into consideration the vertical <sup>137</sup>Cs migration into the lower layers of soil, at present, soil samples should be taken at a depth of 25 cm (unlike soil sampling at a depth of 10 cm). Current levels of radioactive contamination were detected and the relationship between the density of soil radioactive contamination and the content of radionuclide in the bark of *Frangula alnus* Mill. was determined. The linear dependence of <sup>137</sup>Cs concentration increase in the bark of *Frangula alnus* Mill. on the increase of soil radioactive contamination density is observed. *Frangula alnus* Mill. is attributed to the plants that moderately accumulate <sup>137</sup>Cs.

**Keywords:** radionuclides; density of radioactive contamination of soil; specific activity; *Frangula alnus* Mill.; forest ecosystems.