

УДК 630.1:(504.054:546.79):477.42/.82/.1

<https://doi.org/10.33220/1026-3365.142.2023.106>

О. В. ЖУКОВСЬКИЙ¹, В. П. КРАСНОВ², Т. В. КУРБЕТ^{1,2}, З. М. ШЕЛЕСТ²
ОСОБЛИВОСТІ СУЧАСНОГО РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЛІСІВ
ВОЛИНСЬКОГО ТА ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ

¹Поліський філіал Українського науково-дослідного інституту лісового господарства та агролісомеліорації
ім. Г. М. Висоцького

²Державний університет «Житомирська політехніка»

Наведено результати досліджень рівнів радіоактивного забруднення площ лісів Волинського та Житомирського Полісся, а також вертикальний перерозподіл ¹³⁷Cs в ґрунті. Матеріали лісовпорядкування свідчать, що в регіоні досліджень необхідно обстежити 56 816,9 га лісових насаджень із метою їхньої реабілітації. Результати повторних обстежень (2020 р.) демонструють зменшення рівнів радіоактивного забруднення лісових насаджень від 1,2 до 15,6 разу. Також виявлено значну мозаїчність щільності радіоактивного забруднення ґрунту ¹³⁷Cs у межах лісових кварталів: коефіцієнт варіації сягає 52,5 %. Виявлено, що в ґрунтах вологих суборів і сугрудів відбулося суттєве заглиблення ¹³⁷Cs. Проте існують певні відмінності у цьому процесі. У вологих суборах значна кількість радіонукліда міститься у лісовій підстилці – 13,68 %, у вологих сугрудах цей показник становить лише 3,11 %; у 10-сантиметровому шарі мінеральної частини ґрунту у вологих суборах міститься 74,7 % ¹³⁷Cs, а у вологих сугрудах – 87,26 %.

К л ю ч о в і с л о в а : лісовий фонд, щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs, лісова підстилка, ЧАЕС.

Вступ. Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до радіоактивного забруднення величезних площ лісів Полісся України, що, зі свого боку, викликало необхідність заборони проведення лісогосподарських та лісозаготівельних робіт і перегляду численних положень щодо лісокористування. Запровадження різноманітних заборон та обмежень було обґрунтоване інформацією щодо рівнів радіоактивного забруднення територій (щільності радіоактивного забруднення ґрунту) та наукових даних про накопичення й розподіл радіонуклідів у лісових екосистемах та їхніх певних складових (Kaletnyk et al. 1990).

Широкомасштабне обстеження лісів щодо радіоактивного забруднення в Україні відбувалося протягом 1991–1992 рр. та охоплювало всі лісові масиви Полісся, більшу частину масивів у Лісостепу та вибірково – у Степу. Ці роботи проводили за єдиною методикою, яка враховувала результати попередніх обстежень забруднених радіонуклідами лісів і відомі на той час закономірності розподілу радіонуклідів у ґрунтах. Враховували також фінансовий ресурс: для виконання робіт було виділено певний обсяг фінансування на 100 га лісових насаджень. Перший фактор (інформація щодо розподілу радіонукліда у ґрунті) визначив глибину взяття зразків ґрунту (до 10 см), а другий (об'єми фінансування) – кількість зразків на одиницю площі. Через недостатнє фінансування цих робіт не всі лісові квартали було обстежено, оскільки значна їхня кількість мала площу, меншу за 100 га (Krasnov 1998). Втім, матеріали цього обстеження використовують донині. Також цю інформацію покладено в основу «Рекомендацій з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення» (Recommendations for forest management 1995). Численні положення цих Рекомендацій у подальшому періодично актуалізували відповідно до наявних на конкретний час уявлень щодо накопичення та розподілу радіоактивних елементів у лісових екосистемах та у певних їхніх компонентах.

Із часом радіаційна ситуація в лісах поступово змінювалася: відбувався перерозподіл радіонуклідів між складовими лісових екосистем, зниження загального радіоактивного забруднення територій унаслідок фізичного розпаду радіонуклідів тощо (Orlov et al. 2002). Ці обставини потребували перегляду не лише згаданих «Рекомендацій з ведення лісового господарства», але й баз даних щодо радіоактивного забруднення лісів. Необхідна була їхня актуалізація та деталізація. Науковцями розроблено, а Державним комітетом лісового господарства України (нині – Державне агентство лісових ресурсів) у 2005 р. затверджено «Концепцію реабілітації лісів, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС». Цей документ містив: обґрунтування необхідності реабілітації лісів; нормативну базу, основні критерії, методологію, цілі, які необхідно ставити, розробляючи

програми реабілітації лісів; основні визначення, терміни (насамперед термін «реабілітація лісів»), послідовність і умови проведення реабілітації лісів. Визначено, що реабілітація лісів – це поступове відновлення господарської діяльності та використання продукції лісового господарства на територіях, забруднених радіонуклідами. У пункті, який визначав послідовність реабілітації лісів, зазначено, що насамперед потрібно обстежувати лісові квартали, які мають щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs понад $555 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$, а потім – $260\text{--}555 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$ та $< 260 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$. Подібна послідовність була продиктована необхідністю забезпечити працівників лісового господарства на площах із високими рівнями радіоактивного забруднення. Крім того, була потреба у відновленні лісокористування в лісових насадженнях, де було заборонено проведення лісогосподарських заходів і стан яких погіршувався (Buzun & Prystupa 1999).

Прийняття вищезгаданого документа дало змогу науковцям розробити «Методичні рекомендації з реабілітації лісів на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС» (Krasnov et al. 2006) та «Методику обстеження радіаційно забруднених лісів із метою їх реабілітації (на період 2010–2015 рр.)» (Krasnov et al. 2010). Останній нормативний документ рекомендував під час обстеження лісового кварталу з метою його реабілітації (за щільності радіоактивного забруднення ґрунту $370,1 \text{ kBк}\cdot\text{м}^{-2}$ і більше) відбирати змішані зразки як мінімум у 20 таксаційних виділах. Кожен змішаний зразок мав складатися з п'яти одинарних зразків, які відбирали по всій площі виділу відповідно до запропонованих методик. Відбирати зразки ґрунту пропонувалося на глибину 10 см. Ця методика давала можливість скласти загальне об'єктивне уявлення щодо щільності радіоактивного забруднення ґрунту в межах кожного лісового кварталу.

За період чинності вищезгаданої методики (12 років) відомчими лабораторіями радіаційного контролю на замовлення лісогосподарських підприємств було обстежено певну кількість лісових кварталів. Отримані матеріали надходили до лісовпорядних підприємств, які використовували їх для проектування лісогосподарських і лісозаготівельних робіт. Водночас дані не аналізували щодо їхньої об'єктивності та можливості вдосконалення. Деякі узагальнення було зроблено в перші роки з початку робіт з реабілітації лісів (Krasnov et al. 2015). Дослідники відзначили суттєве зниження рівнів радіоактивного забруднення лісових насаджень та запропонували створити об'єднаний електронний банк даних, куди планували внести результати обстеження лісів 1991–1992 рр. та результати, які будуть отримані під час обстеження лісів з метою їхньої реабілітації. Деяко пізніше дослідники, які вивчали перерозподіл ^{137}Cs у лісових ґрунтах, виявили, що від часу надходження радіонукліда до лісових екосистем відбулося його суттєве заглиблення в ґрунт. Ці результати свідчили про те, що методики обстеження лісів з метою їхньої реабілітації слід переглянути (Krasnov et al. 2016).

Мета дослідження – проаналізувати та узагальнити сучасні матеріали щодо радіоактивного забруднення лісів, а також сформулювати пропозиції щодо уніфікації методики обстеження лісів з метою їхньої реабілітації.

Матеріали й методи. У процесі досліджень використовували електронну базу даних із обстеження лісових насаджень Житомирського обласного управління лісового та мисливського господарства (1991–1992 рр.), створену лабораторією радіоекології Поліського філіалу УкрНДІЛГА. Із метою визначення сучасних площ лісів, забруднених радіонуклідами у Волинській, Рівненській та Житомирській областях, використовували сучасну реляційну базу даних «Лісовий фонд України».

Розподіл ^{137}Cs в лісових ґрунтах досліджували на постійних пробних площах (ППП), закладених у 1991 р. Вони розташовані у вологому сугруді (склад насадження – 5С34Ос1Бп+Дз) (ДП «Ліси України» філія «Лугинське лісове господарство», Лугинське л-во, ППП № 1) та у вологому суборі (склад насадження – 10С) (ДП «Ліси України» філія «Лугинське лісове господарство», Повчанське л-во, ППП № 15). Для радіоекологічної характеристики ґрунтів на кожній пробній площі закладали три ґрунтові профілі. Із кожного

грунтового профілю з площі 500 см² відбирали зразки лісової підстилки за шарами (фракції за ступенем розкладання – нерозкладена, напіврозкладена та розкладена). Мінеральні горизонти відбирали пробовідбірником (25 × 20 × 2 см) за шарами 2 см завтовшки, в об'ємі 1 000 см³, до глибини 40 см. Усі зразки висушували до повітряно сухого стану, гомогенізували на пробопідготовлювачі ППП-1 та зважували. Спектрометричні дослідження питомої активності ¹³⁷Cs у зразках проводили на двох гамма-спектрометрах: СЕГ-001 «АКП-С»-63 та СЕГ-001 «АКП-С»-150 із використанням еталонованого посуду: посудини Марінеллі 1 000 см³; посудини Марінеллі 500 см³ та посудина Дента 135 см³ (Program for controlling 2004). Похибка вимірювання не перевищувала 12 %. Середні величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту, а також показники їхніх відхилення й точності розраховували за загальноприйнятими методиками (Tsarenko et al. 2000).

Результати та обговорення. Погодні умови під час гострого періоду аварії на Чорнобильській АЕС і надходження радіонуклідів в атмосферу зумовили особливості просторового розподілу площ найбільшого радіоактивного забруднення взагалі та лісових масивів безпосередньо. До таких територій належать ті, що знаходяться в західному напрямку від джерела радіоактивних викидів, – лісові насадження Волинського та Житомирського Полісся. Матеріали останнього обстеження лісів (табл. 1) свідчать, що найбільші площі з високими рівнями радіоактивного забруднення лісів розташовані в ближчій до ЧАЕС області – Житомирській. У міру збільшення відстані до зруйнованого реактора ці площі й рівні забруднення зменшуються. Згідно з чинними нормативними документами, які регламентують проведення лісогосподарських і лісозаготівельних робіт та лісокористування взагалі, у регіоні на площі 32 400 га лісів було заборонено проведення будь яких робіт, окрім гасіння пожеж. Крім того, на площі 77 000 га було запроваджено деякі обмеження щодо використання деревини. Зазначені обмеження стосувалися переважно лісів Житомирської області. У Рівненській області існували обмеження щодо використання деревини для певних цілей на площі 11 000 га. У Волинській області не було виявлено лісових насаджень зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту понад 185 кБк·м⁻², і обмеження стосувалися лише використання недеревної продукції лісу.

Таблиця 1

Розподіл площ лісів Волинської, Рівненської та Житомирської областей за зонами радіоактивного забруднення ¹³⁷Cs+¹³⁴Cs (Krasnov 1998)

Область	Розподіл забруднених радіонуклідами лісів (тис. га) за щільністю радіоактивного забруднення, кБк·м ⁻²					разом
	до 37,0	37,1–74,0	74,1–185,0	185,1–555,0	понад 555,0	
Волинська	136,2	36,9	5,3	–	–	178,4
Рівненська	293,6	215,3	151,6	11,0	–	671,5
Житомирська	292,4	182,5	158,3	66,7	32,4	732,3
Разом	722,2	424,7	315,2	77,7	32,4	1 582,2

Відповідно до рівнів радіоактивного забруднення лісів, нормативними документами Державного комітету лісового господарства обласним управлінням лісового господарства пропонувалося визначити масштаби й темпи проведення повторного обстеження лісів із метою їхньої реабілітації (табл. 2). Насамперед було заплановано проведення подібних робіт у лісових кварталах зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту понад 555,0 кБк·м⁻² та від 185,1 до 555,0 кБк·м⁻², тобто у тих, де існували заборона або обмеження проведення лісогосподарських і лісозаготівельних робіт. Закономірно, що найбільші об'єми обстеження заплановано в Житомирській області, й вони зменшувались у міру віддалення від ЧАЕС. У лісогосподарських підприємствах східного Полісся ці обстеження були більш інтенсивними, ніж у Волинському та Житомирському Поліссі.

Аналіз сучасних матеріалів лісовпорядкування дав змогу визначити, що в них окремо обліковують площі тих лісових кварталів, які мають щільність радіоактивного забруднення понад 370,0 кБк·м⁻². Це, напевно, пов'язане з тим, що в нормативних документах із

реабілітації лісів рекомендовано саме в цих лісових кварталах проводити повидільне обстеження. Узагальнення цих матеріалів свідчить, що в Житомирській області потребують обстеження 56 816,9 га лісових насаджень із метою їхньої реабілітації. Слід зазначити, що за даними обстеження 1991–1992 рр. таких площ у Житомирській області виявлено менше – 48 800 га. Це може свідчити про поповнення території лісгосподарських підприємств сільськогосподарськими угіддями й лісами з високими рівнями радіоактивного забруднення.

Таблиця 2

Площі лісів, які підлягають обстеженню з метою їхньої реабілітації, за областями, тис. га

Область	Площа лісів, рекомендована до обстеження	Площі обстеження за роками						
		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016-2020
Волинська	19,62	4,20	4,10	4,80	3,17	3,35	–	–
Рівненська	194,12	28,25	51,29	31,57	44,06	8,70	30,25	–
Житомирська	291,25	3,00	9,00	9,00	13,90	14,60	3,10	238,65
Разом	640,37	58,26	90,05	76,59	89,04	41,98	45,80	238,65

Для визначення можливих змін рівнів радіоактивного забруднення лісів у регіоні досліджень із часом нами проведено обстеження лісових кварталів у частині лісництв державних підприємств «Лугинське лісове господарство», «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» та «Народицьке спеціалізоване лісове господарство» Житомирської області, у яких було заборонено проведення лісгосподарських і лісозаготівельних робіт (табл. 3).

Таблиця 3

Значення щільності забруднення ґрунту ¹³⁷Cs у лісових кварталах, визначені у 2020 та 1991–1992 роках, кБк·м⁻²

Лісництво	№ кварталу	Кількість зразків, шт.	Статистичні параметри показника щільності радіоактивного забруднення, станом на 2020 р.							Щільність радіоактивного забруднення, визначена у 1992 р.
			M	±m	±σ	max	min	V, %	P, %	
Філія «Лугинське лісове господарство» ДП «Ліси України» (ДП «Лугинський лісгосп»)										
Липницьке	36	11	93,5	10,14	33,6	161,0	60,3	36,0	10,8	777,0
	37	15	84,8	7,73	29,9	128,0	25,2	35,3	9,1	–
Лугинське	43	8	124,6	14,03	39,7	190,2	83,6	31,9	11,3	621,6
	48	6	58,0	7,83	19,2	95,8	43,3	33,1	13,5	921,3
	50	20	109,9	4,92	22,0	156,9	55,5	20,0	4,5	488,4
	76	19	98,4	3,63	15,8	140,6	66,6	16,1	3,7	828,8
	79	30	99,9	5,94	32,5	162,4	33,7	32,6	5,9	418,1
	82	35	133,5	10,55	62,4	355,9	36,6	46,8	7,9	–
	84	20	250,6	10,62	47,5	340,4	175,4	19,0	4,2	1 061,9
	85	36	242,9	19,17	115,0	465,1	61,8	47,3	7,9	599,4
	86	26	212,2	11,33	57,8	335,2	92,9	27,2	5,3	995,3
	87	10	191,3	20,64	65,3	305,3	47,0	34,1	10,8	865,8
	91	32	77,9	6,99	39,6	148,7	21,5	50,8	9,0	643,8
Повчанське	50	20	186,9	13,43	60,0	341,5	82,1	32,1	7,2	658,6
	94	20	207,0	12,90	57,7	332,3	96,6	27,9	6,2	747,4
Повчанське	50	20	187,9	14,81	66,2	352,6	88,1	35,3	7,9	647,5
	52	20	95,5	11,22	50,2	175,4	12,2	52,5	11,7	451,4

Продовж. табл. 3

Лісництво	№ кварталу	Кількість зразків, шт.	Статистичні параметри показника щільності радіоактивного забруднення, станом на 2020 р.							Щільність радіоактивного забруднення, визначена у 1992 р.
			<i>M</i>	$\pm m$	$\pm\sigma$	max	min	<i>V</i> , %	<i>P</i> , %	
Філія «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» (ДП «Овруцький спецлісгосп»)										
Виступовицьке	17	19	87,7	6,87	29,9	130,2	40,7	34,2	7,8	373,7
	25	20	106,3	8,88	39,7	174,3	60,3	37,4	8,4	506,9
	48	19	79,9	2,99	13,0	102,5	52,5	16,3	3,7	366,3
	51	20	46,5	2,40	10,7	73,3	28,9	23,1	5,2	432,9
	52	20	68,6	4,41	19,7	116,9	38,1	28,8	6,4	658,6
	73	20	136,0	4,41	19,7	168,4	95,5	14,5	3,2	399,6
Журбенське	17	20	85,5	8,18	36,6	167,2	25,2	42,8	9,6	636,4
	18	20	73,8	6,94	31,0	123,6	20,0	42,0	9,4	170,2
Ситовецьке	8	20	105,9	4,84	21,7	146,2	76,6	20,5	4,6	347,8
Філія «Народицьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» (ДП «Народицький спецлісгосп»)										
Базарське	31	5	233,7	34,41	76,9	290,5	109,2	32,9	14,7	858,4
	33	18	292,1	14,58	61,9	359,3	152,4	21,2	5,0	–
	78	14	105,6	9,06	33,9	170,2	56,2	32,1	8,6	769,6
	79	15	135,0	14,70	56,9	260,5	89,2	42,2	10,9	625,3
Закусилівське	21	9	76,2	11,49	34,5	125,1	43,7	45,2	15,1	–
	22	20	92,5	8,27	37,0	175,0	34,4	40,0	8,9	506,9
	23	12	128,7	7,32	25,4	159,5	89,9	19,7	5,7	–
Кліщівське	62	16	187,6	11,99	47,9	278,2	83,3	25,6	6,4	1 635,4
	65	20	245,3	15,28	68,3	360,4	125,8	27,9	6,2	–
	66	20	210,3	12,68	56,7	358,9	98,4	27,0	6,0	832,5

Закінчення табл. 3

Лісництво	№ кварталу	Кількість зразків, шт.	Статистичні параметри показника щільності радіоактивного забруднення, станом на 2020 р.							Щільність радіоактивного забруднення, визначена в 1992 р.
			<i>M</i>	$\pm m$	$\pm\sigma$	max	min	<i>V</i> , %	<i>P</i> , %	
Філія «Народицьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» (ДП «Народицький спецлісгосп»)										
Кліщівське	67	20	226,2	17,51	78,3	354,1	115,1	34,6	7,7	–
Радчанське	33	20	119,0	5,72	25,6	167,2	75,5	21,5	4,8	144,3
	34	20	86,2	7,38	33,0	168,7	47,7	38,3	8,6	–

Примітка. *M* – середнє значення; $\pm m$ – похибка середнього значення; $\pm\sigma$ – стандартне відхилення; max – максимальне значення; min – мінімальне значення; *V* – коефіцієнт варіації, %; *P* – коефіцієнт точності дослідження, %.

Отримані результати демонструють зменшення рівнів радіоактивного забруднення лісових насаджень в усіх обстежених лісових кварталах, але показники дуже різняться. Так, у ДП «Лугинське лісове господарство» це зменшення становить від 2,5 до 15,9 разу, в ДП «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» – від 2,3 до 9,3 разу, у ДП «Народицьке спеціалізоване лісове господарство» – від 1,2 до 8,7 разу. Необхідно зазначити, що об'єктивне зменшення щільності радіоактивного забруднення ґрунту може відбуватися внаслідок фізичного розпаду радіонукліда, переміщення радіонуклідів до компонентів

лісових екосистем (насамперед до рослин), а також часткового винесення за їхні межі. Для більшості обстежених лісових кварталів фактично визначені сучасні значення щільності радіоактивного забруднення ґрунту виявилися набагато меншими, ніж ті, які були визначені у 1991–1992 рр. Ці зниження не можна пояснити лише зазначеними вище об'єктивними причинами. Втім, існують також суб'єктивні причини і, певно, саме вони пояснюють виявлені розходження. Насамперед необхідно констатувати, що під час проведення обстеження лісів у 1991–1992 рр. відповідно до методики відбирали лише один зразок на лісовий квартал розміром 1×1 км. Зразок був змішаним, його готували з п'яти менших зразків, які відбирали по кутах і в центрі лісового кварталу. Враховуючи значну мозаїчність радіоактивного забруднення лісів, сформований таким чином зразок не міг об'єктивно відображати дійсні радіаційні умови в таксаційних виділах. Крім того, зразки могли відбирати в найбільш забруднених радіонуклідами частинах кварталу після вимірювання експозиційної дози гамма-випромінювання, оскільки в ті часи так намагалися убезпечити працівників лісового господарства від переопромінення.

Матеріали, отримані нами тепер, свідчать також про значну мозаїчність щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs в межах лісових кварталів. Так, у філії «Лугинське лісове господарство» ДП «Ліси України» величина коефіцієнта варіації сягала 52,5 %, у філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» – 42,8 %, у філії «Народицьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» – 45,2 %. Конкретніше демонструють виявлену мозаїчність значення щільності радіоактивного забруднення ґрунту в окремих таксаційних виділах. Так, наприклад, у лісовому кварталі № 85 Лугинського лісництва філії «Лугинське лісове господарство» ДП «Ліси України» є таксаційні виділи, в яких цей показник становив від 62,9 до 466,2 $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$. У першому випадку це дає змогу використовувати деревину без обмежень, зокрема вільхи чорної, а в другому – вимагає обмежень для певного використання деревини. Подібні тенденції властиві й іншим лісовим кварталам. Ці обставини потребують дієвого радіаційного контролю продукції лісового господарства, а також відбору великої кількості зразків ґрунту для визначення величини його радіоактивного забруднення під час радіоекологічних досліджень у лісових насадженнях.

Обстеження в лісових кварталах, перелічених вище, проводили шляхом відбору зразків ґрунту в більшій частині таксаційних виділів. Тому кількість зразків була різною. Після опрацювання результатів аналізів із використанням методів варіаційної статистики виявилось, що точність результатів становила від 15,08 до 3,25 %, що є достатнім для подібних робіт. Вона була вищою в тих лісових кварталах, в яких відбирали більшу кількість зразків ґрунту. З метою обґрунтування кількості необхідних зразків ґрунту для досягнення результатів з необхідною точністю нами проведено розрахунки для частини обстежених лісових кварталів (табл. 4). Відбирали квартали, в яких була найбільша кількість таксаційних виділів, що в підсумку дало можливість відібрати найбільшу кількість зразків ґрунту. Природньо, що в усіх лісових кварталах точність досліджень збільшується в разі збільшення кількості спостережень. Ці результати можуть бути використані для проведення наукових досліджень і обстеження лісів на радіоактивне забруднення.

Аналіз отриманих статистичних показників щодо середньої щільності радіоактивного забруднення ^{137}Cs лісових кварталів за різної кількості спостережень дає змогу також зробити деякі узагальнення. По-перше, високі величини коефіцієнтів варіації означають, що донині зберігається значна мозаїчність радіоактивного забруднення лісових кварталів. По-друге, про високу мозаїчність радіоактивного забруднення лісів також свідчить низька точність визначення середньої щільності радіоактивного забруднення навіть за значної кількості спостережень (до 36 визначень). Крім того, це доводить необхідність подальшого радіаційного контролю продукції лісового господарства.

Статистичні показники значення щільності забруднення ґрунту ¹³⁷Cs лісових кварталів за різної кількості спостережень у Лугинському лісництві ДП «Лугинський лісгосп» (2020 р.)

№ кварталу	Кількість спостережень, шт.	Статистичні параметри значення щільності радіоактивного забруднення, кБк·м ⁻²						
		<i>M</i>	$\pm m$	$\pm\sigma$	max	min	V, %	P, %
82	35	133,3	10,52	62,2	355,2	37,0	46,7	7,9
	30	119,0	8,26	45,2	229,4	37,0	38,0	6,9
	25	118,5	9,36	46,8	229,4	37,0	39,5	7,9
	20	119,9	9,28	41,5	181,3	37,0	34,6	7,7
	15	117,9	11,49	44,5	181,3	37,0	37,7	9,7
	10	122,8	14,48	45,8	181,3	62,9	37,3	11,8
	5	99,2	20,51	45,9	173,9	62,9	46,3	20,7
85	36	243,3	19,16	114,9	466,2	62,9	47,2	7,9
	30	242,7	21,16	115,9	466,2	62,9	47,8	8,7
	25	216,5	21,03	105,2	466,2	62,9	48,6	9,7
	20	198,7	24,12	107,9	466,2	62,9	54,3	12,1
	15	214,1	30,86	119,5	466,2	62,9	55,8	14,4
	10	207,2	33,92	107,3	444,0	74,0	51,8	16,4
	5	237,5	63,36	141,7	444,0	74,0	59,6	26,7
91	32	77,8	7,02	39,7	148,0	22,2	51,0	9,0
	30	80,7	7,18	39,3	148,0	22,2	48,7	8,9
	25	88,7	7,54	37,7	148,0	25,9	42,5	8,5
	20	96,9	8,24	36,9	148,0	44,4	38,0	8,5
	15	91,8	9,55	37,0	148,0	44,4	40,3	10,4
	10	96,9	12,50	39,5	148,0	44,4	40,8	12,9
	5	110,3	20,85	46,6	148,0	44,4	42,3	18,9
79	30	99,9	5,92	32,4	162,8	33,3	32,4	5,9
	25	92,9	6,03	30,1	155,4	33,3	32,4	6,5
	20	88,1	6,43	28,8	151,7	33,3	32,7	7,3
	15	86,1	8,30	32,1	151,7	33,3	37,3	9,6
	10	84,7	8,26	26,1	144,3	44,4	30,8	9,8
	5	80,7	9,89	22,1	99,9	44,4	27,4	12,3
84	20	250,7	10,66	47,7	340,4	173,9	19,0	4,3
	15	260,7	13,23	51,2	340,4	173,9	19,6	5,1
	10	261,6	17,11	54,1	333,0	173,9	20,7	6,5
	5	242,7	18,37	41,1	296,0	188,7	16,9	7,6

Вище ми відзначали, що радіаційна ситуація в лісових екосистемах змінилася також унаслідок перерозподілу радіонуклідів у них, і насамперед у ґрунті. Саме знаходження радіонуклідів у коренезаселеному шарі ґрунту визначає інтенсивність їхнього надходження до рослин. Крім того, у зв'язку з вертикальною міграцією радіоактивних елементів у ґрунті (заглиблення) необхідний контроль наявних методичних підходів щодо глибини відбору зразків ґрунту. Ми вже зазначали, що в методиці з реабілітації лісів запропоновано відбирати зразки на глибину 10 см. Для обґрунтування цієї пропозиції ми проаналізували розподіл ¹³⁷Cs у різних шарах ґрунту у вологих суборах і сугрудах (табл. 5).

**Вміст ^{137}Cs в шарах ґрунту у вологих суборах (ППП № 15)
та вологих сугрудах (ППП № 1) у 2020 р.**

Ґрунтовий шар	Частка сумарної активності шарів ґрунту у типах лісорослинних умов, %	
	Вологий субір	Вологий сугруд
H_0^1 нерозкладена	0,15	0,21
H_0^2 напіврозкладена	5,53	1,15
H_0^3 розкладена	8,00	1,75
0–2 см	32,76	31,00
2–4 см	21,79	28,70
4–6 см	9,83	18,24
6–8 см	6,55	6,65
8–10 см	3,77	2,67
10–12 см	2,85	1,91
12–14 см	2,14	1,40
14–16 см	1,37	1,25
16–18 см	0,95	0,82
18–20 см	0,90	0,68
20–22 см	0,80	0,57
22–24 см	0,61	0,56
24–26 см	0,46	0,52
26–28 см	0,35	0,49
28–30 см	0,39	0,30
30–32 см	0,20	0,25
32–34 см	0,19	0,23
34–36 см	0,20	0,22
36–38 см	0,12	0,23
38–40 см	0,09	0,20
Разом у лісовій підстилці	13,68	3,11
Разом у мінеральних шарах	86,32	96,89

Отримані результати свідчать, що в ґрунтах обох типів лісорослинних умов відбулося суттєве заглиблення ^{137}Cs , але існують певні відмінності у цьому процесі. Так, у вологих суборах значна кількість радіонукліда міститься в лісовій підстилці – 13,68 %, тоді як у вологих сугрудах – лише 3,11 %. Це пояснюється тим, що у вологих суборах опад соснового насадження доволі повільно мінералізується, внаслідок чого накопичується, а радіонукліди утримуються в лісовій підстилці. У вологих сугрудах росте переважно листяне насадження, щорічний опад якого доволі швидко мінералізується, і радіонукліди переміщуються до мінеральної частини ґрунту. У 10-сантиметровому шарі мінеральної частини ґрунту у вологих суборах міститься 74,7 %, а у вологих сугрудах – 87,26 % радіонуклідів. Напевно, менша частка у вологих суборах пояснюється повільнішою мінералізацією лісової підстилки. Аналіз результатів дослідження щодо акумуляції ^{137}Cs в шарах ґрунту на різній глибині свідчить, що під час обстеження лісів на радіоактивне забруднення необхідно відбирати зразки на глибину більшу ніж 10 см (рис. 1). У зв'язку з вертикальною міграцією нуклеотидів за понад тридцять років, необхідно змінити методичні підходи.

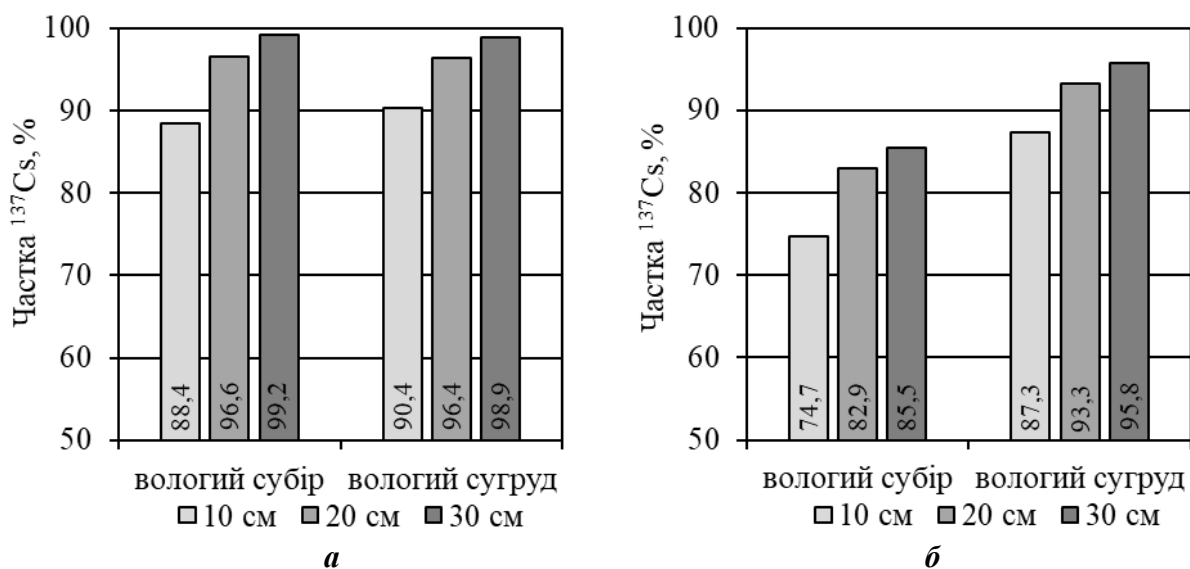


Рис. 1 – Акумуляція ^{137}Cs у шарах ґрунту (10, 20 і 30 см) з урахуванням лісової підстилки (а) та без лісової підстилки (б) у вологому суборі й сугруді

Висновки. У лісовому фонді підприємств, які розташовані у Волинському та Житомирському Поліссі, здійснюють поступове обстеження лісів на радіоактивне забруднення з метою їхньої реабілітації, але його темпи не відповідають запланованим. Матеріали лісовпорядкування свідчать, що додаткове обстеження необхідно провести на 56 816,9 га лісових насаджень, які знаходяться переважно в Житомирській області на території 11 лісгосподарських філій/підприємств.

У процесі досліджень виявлено, що й донині зберігається значна мозаїчність радіоактивного забруднення лісових кварталів, й є необхідним детальне (повидільне) обстеження. Від часу аварії на ЧАЕС щільність радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs зменшилася, що зумовлено як його фізичним розпадом, так і іншими причинами.

Після надходження радіонуклідів до лісових екосистем відбулася вертикальна міграція ^{137}Cs в ґрунті. Найбільшу частку сумарної активності цього радіонукліда виявлено в мінеральній частині ґрунту. У лісовій підстилці вологих суборів міститься 13,68 % від сумарної активності ^{137}Cs в ґрунті і значно менше – 3,11 % – у вологих сугрудах. Це пояснюється більшою потужністю й особливістю походження лісової підстилки у суборах. У вологих сугрудах, завдяки наявності у складі насаджень листяних деревних порід, відбувається інтенсивніша мінералізація лісової підстилки, а відтак швидке переміщення радіонукліду до мінеральної частини ґрунту. Матеріали сучасного розподілу радіонукліду в ґрунті свідчать, що необхідно зробити доповнення до «Методики обстеження радіаційно забруднених лісів з метою їх реабілітації (на період 2010–2015 рр.)», а відбір ґрунту здійснювати на глибину не меншу 20–30 см.

ПОСИЛАННЯ – REFERENCES

Buzun, V. O. and Prystupa, H. K. 1999. Some peculiarities of self-weeding out and state of Scotch pine plantations in the zone of absolute settling out. Problems of ecology of forests and forest use on Polissya of Ukraine, 6: 108–113 (in Ukrainian).

Kaletnyk, M. M., Landin, V. P., Krasnov, V. P., Tereshchenko, V. M., Los, I. P. 1990. Problems of organization of forest management in conditions of radiation pollution. Forestry, forest, paper and woodworking industry, 2: 4–7 (in Ukrainian).

Krasnov, V. P. 1998. Radioecology of forests of Polesye of Ukraine. Zhytomyr, Volyn, 112 p. (in Ukrainian).

Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Shelest, Z. M. 2015. The problems of rehabilitation of the forests contaminated by radionuclides in Ukrainian Polissya. [Electronic resource]. Scientific Bulletin of UNFU, 25(2): 103–109 (in Ukrainian). Available at: <https://nv.nltu.edu.ua/index.php/journal/article/view/993> (accessed 01.03.2023).

Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Sukhovetska, S. V. 2016. The development of the methods of forests examination for their further rehabilitation on the territory contaminated by radionuclides. Scientific Bulletin of UNFU, 26(1): 152–157 (in Ukrainian). <https://doi.org/10.15421/40260122>

Krasnov, V. P., Orlov, O. O., Kurbet, T. V., Landin, V. P. 2010. Methodology for surveying radiation-contaminated forests for the purpose of their rehabilitation (for the period 2010-2015). Zhytomyr, Polisky Branch of URIFFM, 16 p. (in Ukrainian).

Krasnov, V. P., Orlov, O. O., Vedmid, M. M., Landin, V. P. 2006. Methodological recommendations for the rehabilitation of forests in the territories contaminated by radionuclides as a result of the accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. Zhytomyr, Volyn, 20 p. (in Ukrainian).

Orlov, O. O., Krasnov, V. P., Pryshchepa, O. L. 2002. Radioactively contaminated forests as critical landscapes: food radioactivity and influence on formation of internal dose of population. Analytical review. Zhytomyr, ZHYTY, 202 p. (in Russian).

Program for controlling the analyzer and processing spectrometric information. User guide “AkWin”. 2004. Kyiv, AtomKompleksPrylad, 152 p. (in Russian).

Recommendations for forest management in conditions of radioactive contamination. 1995. Krasnov, V. P. (Ed.). Kyiv, Ahrarna nauka, 64 p. (in Russian).

Tsarenko, O. M., Zlobin, Y. A., Sklyar, V. G., Panchenko, S. M. 2000. Computer methods in agriculture and biology. [Electronic resource]. Sumy, University Book, 203 p. (in Ukrainian). Available at: <http://repo.snau.edu.ua/xmlui/handle/123456789/1492?locale-attribute> (accessed 01.03.2023).

Zhukovskyi O. V.¹, Krasnov V. P.², Kurbet T. V.^{1,2}, Shelest Z. M.²

CURRENT SITUATION WITH FOREST RADIOACTIVE CONTAMINATION IN VOLYN AND ZHYTOMYR POLISSIA

¹ Polissia Branch of Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky, Zhytomyr, Ukraine

² Zhytomyr Polytechnic State University, Zhytomyr, Ukraine

The article outlines the findings on both radioactive contamination levels in forest areas in Volyn and Zhytomyr Polissia, and the ¹³⁷Cs vertical redistribution in soil. Forest surveying materials point at the fact that in the study regions, 56,816.9 hectares of forest stands have to be surveyed to rehabilitate them in the future. The results of repeated surveys (2020) demonstrate a decrease in the levels of radioactive contamination of forest stands in the range of 1.2 to 15.6 times. A significant mosaic density of radioactive soil contamination with ¹³⁷Cs within the forest compartments was also found: the coefficient of variation reached 52.5 %. The study showed that there was a significant penetration of ¹³⁷Cs in soils in moist fairly infertile pine site types and fairly fertile site types. However, there are certain differences in this process. In moist fairly infertile pine site types, a significant amount of radionuclide is contained in forest litter – 13.68 % while in moist fairly fertile site types, the value is only 3.11 %; in a 10-cm layer of the mineral part of the soil, there are 74.7 % of the radionuclide, and in moist fairly fertile site types 87.26 %.

Key words: forest fund, ¹³⁷Cs soil contamination density, forest litter, Chernobyl Nuclear Power Plant.

E-mail: zh_oleh2183@ukr.net; volodkrasnov@gmail.com

Одержано редколегією 09.03.2023