

Д. М. Голяка\*, С. Є. Левчук, В. О. Кашпаров, М. А. Голяка,  
Л. В. Йощенко, Л. М. Отрешко, О. В. Косарчук, М. М. Лазарєв

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології  
Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ

\*Відповідальний автор: holiaka@nubip.edu.ua

## ВЕРТИКАЛЬНИЙ РОЗПОДІЛ $^{90}\text{Sr}$ У ҐРУНТАХ ТА ЙОГО НАКОПИЧЕННЯ В ДЕРЕВИНІ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

За результатами дослідження типових лісових соснових ділянок на 14 експериментальних майданчиках у Чорнобильській зоні відчуження представлено статистичну і графічну інтерпретацію даних по вертикальному розподілу активності  $^{90}\text{Sr}$  у мінеральному шарі ґрунту до 1,0 м. Виявлено значні відмінності між вертикальними розподілами активності цього радіонукліда для різних майданчиків. Частка активності  $^{90}\text{Sr}$  за межами 30-см верхнього шару ґрунту насаджень знаходилась у межах 15 - 71 %. Отримано коефіцієнти переходу  $^{90}\text{Sr}$  в анатомічні структури деревини стовбура на основі щільності забруднення ґрунту, яка розрахована для глибини 0,3 і 1,0 м. Статистично значущі зв'язки між коефіцієнтами переходу радіонукліда в ядро і заболонь стовбура та його вертикальними розподілами в мінеральному шарі ґрунтів не встановлено. Серед таксаційних показників соснових деревостанів найкраще корелює з коефіцієнтами переходу  $^{90}\text{Sr}$  у стовбурну деревину – середній діаметр.

*Ключові слова:* вміст  $^{90}\text{Sr}$ , питома активність, коефіцієнт переходу, ґрунтовий профіль, ядро, заболонь, соснові деревостани.

### 1. Вступ

Унаслідок аварії на ЧАЕС у 1986 р. в навколишнє середовище із зруйнованого реактора потрапило приблизно 13 ЕБк сумарної активності радіонуклідів, з яких на  $^{137}\text{Cs}$  припало близько 85 ПБк активності, а на  $^{90}\text{Sr}$  10 ПБк [1, 2]. Саме ці радіонукліди через 33 роки формують понад 95 % загальної активності чорнобильських випадань на постраждалих територіях, а також характеризуються високою біологічною доступністю у ґрунтових умовах Поліського регіону. Якщо трансуранові елементи не мають хімічних аналогів біогенних елементів та «ігноруються» біотою, то радіоізотопи цезію і стронцію швидко включилися у кругообіг речовини природних фітоценозів [3, 4].

Результати дослідження вертикального розподілу  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у мінеральній частині ґрунтів ученими держав СНД та багатьох країн Західної і Центральної Європи вже в перші десятиліття після аварії на ЧАЕС вказували на активнішу міграцію  $^{90}\text{Sr}$  в порівнянні із  $^{137(+134)}\text{Cs}$  у горизонтах слабогумусованих піщаних ґрунтів [5 - 7]. Зазначені характеристики найбільш повно відповідають дерново-підзолистим ґрунтам Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ), які зайняті сосновими насадженнями. Сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) є панівним деревним видом у складі деревостанів до 60 % вкритих лісовою рослинністю лісових ділянок регіону, причому понад половина з них

представлена чистими лісовими культурами на бідних ґрунтах за вмістом органічних речовин та макро- і мікроелементів. Такі ґрунтові умови сприяють швидкій міграції  $^{90}\text{Sr}$  у нижні горизонти ґрунту і високим значенням депонування даного радіонукліда біомасою рослин [8]. Основним ґрунтовим показником для оцінки мобільності  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті та прогнозування коефіцієнтів переходу у рослинність залишається вміст обмінного кальцію у 20-см мінеральному шарі ґрунту. Наявність оберненої залежності значень коефіцієнтів переходу  $^{90}\text{Sr}$  до компонентів біомаси хвойних і листяних лісових екосистем від вмісту обмінного кальцію у ґрунті підтверджено дослідженнями К. Ф. Шитюка, Л. М. Отрешко та ін. [8, 9].

На сучасному етапі здійснення радіологічного моніторингу забруднених територій залишається актуальним питання оцінки поверхневої щільності забруднення ґрунту  $^{90}\text{Sr}$  у соснових деревостанах із бідними типами лісорослинних умов, тому що в разі вертикального перерозподілу значної частки цього радіонукліда за межі 20 - 30-см верхнього шару ґрунту стандартна методика встановлення забруднення радіонуклідами у 20-см кореневмісному шарі ґрунту занижуватиме наявну сумарну активність  $^{90}\text{Sr}$  на одиниці площі [10]. При цьому, згодом, завищуватимуться значення й збільшуватиметься мінливість коефіцієнтів переходу  $^{90}\text{Sr}$  у деревину (коефіцієнт переходу – відношення масової питомої активності радіонукліда в

об'єкті ( $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) на щільність його забруднення ґрунту для одиниці площі ( $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}$ ), що й досі активно використовуються для прогнозування ймовірного забруднення деревної продукції [9]. У даній ситуації отримані значення коефіцієнтів переходу радіонукліда в деревину, у конкретний момент часу, не можна використовувати для прогнозних і ретроспективних оцінок. Тому основною метою даного дослідження є встановлення актуальних вертикальних розподілів  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтових профілях типових соснових насадженнях ЧЗВ та оцінка величин його депонування стовбурною деревиною. Отримані результати дозволяють сформулювати ряд рекомендацій щодо методичних підходів у проведенні подальших радіологічних обстежень для встановлення сумарної активності  $^{90}\text{Sr}$  у мінеральному шарі ґрунту та розширюють уявлення про особливості вертикальної міграції зазначеного радіонукліда на сучасному етапі в лісових екосистемах, найбільш постраждалих від аварії на ЧАЕС.

## 2. Матеріали та методи досліджень

Збір дослідного матеріалу проведено протягом серпня 2017 р. у чистих за складом соснових деревостанах у межах 10-км зони навколо ЧАЕС з високими рівнями радіаційного забруднення території (рис. 1) в інтервалі потужності амбієнт-

ного еквівалента дози гамма-випромінювання  $0,59 - 3,4 \text{ мкЗв}\cdot\text{год}^{-1}$  та щільності забруднення ґрунту за  $^{137}\text{Cs}$  (у 30-см шарі ґрунту)  $171 - 1090 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ , за  $^{90}\text{Sr}$  (у 1,0-м шарі ґрунту)  $50 - 752 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ . Вибір лісових ділянок з високими рівнями радіонуклідного забруднення обумовлений необхідністю забезпечення можливості точнішого детектування активності  $^{90}\text{Sr}$  у межах всієї досліджуваної глибини мінерального профілю ґрунту. Той факт, що завдяки низькій мобільності основна частина  $^{137}\text{Cs}$  знаходиться у верхньому 10-см шарі ґрунту, використано для контролю якості відбору пошарових проб ґрунту, а також вказувало на відсутність робіт на зазначених ділянках, які могли вплинути на формування «природного» розподілу радіонуклідів у ґрунтах: пов'язаних із дезактивацією чи іншими заходами із зменшенням радіаційного забруднення або лісогосподарською діяльністю після аварії на ЧАЕС. Якщо спостерігалось раптове (аномальне) збільшення забруднення  $^{137}\text{Cs}$  для нижніх шарів ґрунту (починаючи з 30 - 40 см) порівняно з верхніми при одночасній відсутності даної закономірності для інших точок відбору в межах експериментального майданчика, це свідчило про їхнє механічне забруднення при відборі проб. На ділянках, де у профілях було виявлено таке забруднення, у вересні 2018 р. здійснено повторний повний відбір проб ґрунту.

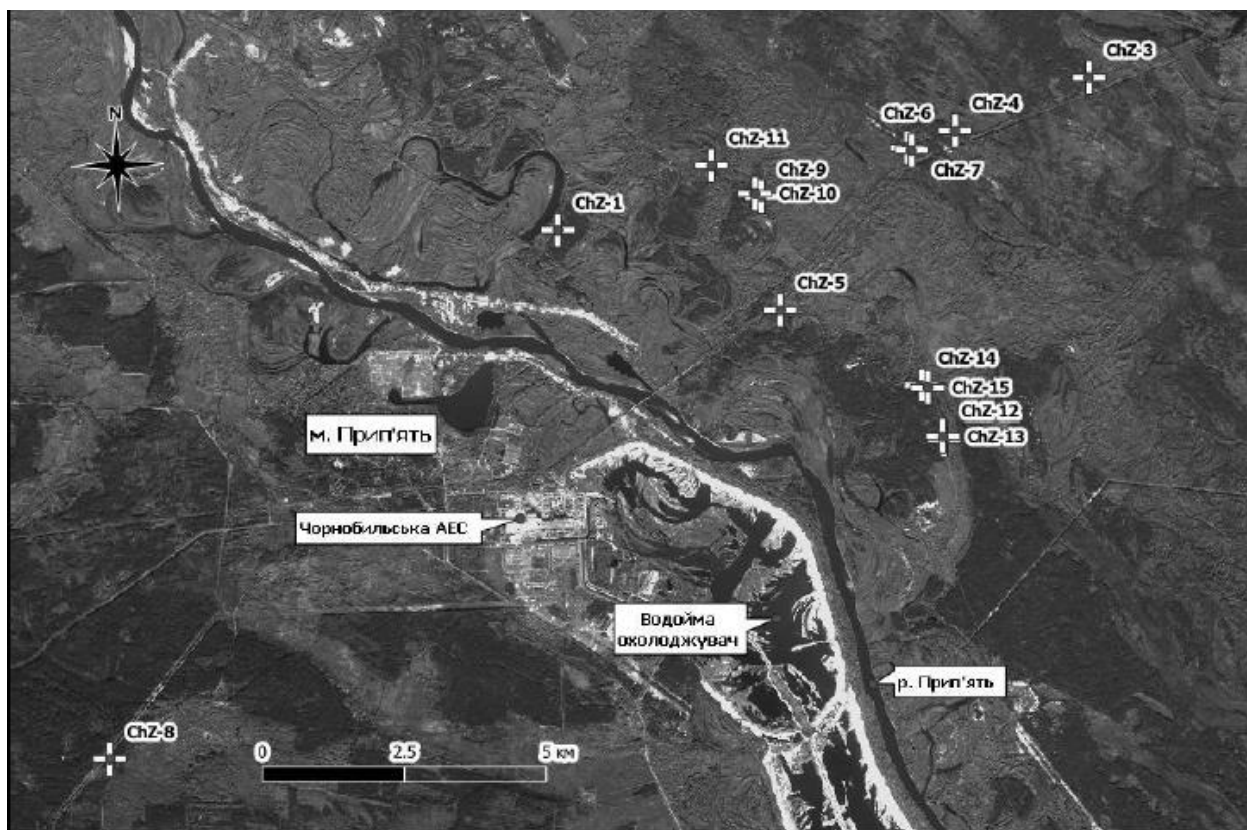


Рис. 1. Просторове розміщення експериментальних майданчиків (фонова основа мапи – супутниковий знімок Sentinel 2В (дата зйомки 26.10.2018 р.) реалізовано у ГІС QGIS 3.6).

Експериментальні майданчики закладалися у вигляді кругових пробних площ відповідно до методів лісової інвентаризації, використовуючи лазерні далекоміри *TruPulse 360B* та програмне забезпечення *MapSmart* американської компанії *Laser Technology* [11]. Географічні координати центру пробних площ визначали за допомогою GPS навігатора *Dakota 10* (*Garmin*, США). Лісотаксаційні показники обчислено за результатами суцільного обліку дерев та вимірювань висот 12 - 30 модельних дерев. Зразки деревини стовбура відбирали з дерев (7 - 12 шт.), відповідно до спо-

субу пропорційно-ступінчастого представництва [12], віковими бурами *Haglof* ( $d = 5,5$  мм,  $l = 500$  мм), які надалі в камеральних умовах розділяли на заболонь і ядро. Детально географічні координати та вихідні показники лісотаксаційного обліку експериментальних майданчиків представлені у табл. 1. Окремі соснові ділянки закладено в межах 200-м відстані в контрастних за рельєфом чи/та лісотаксаційними показниками умовах: ChZ-6 і ChZ-7, ChZ-9 і ChZ-10, ChZ-12 і ChZ-13, ChZ-14 і ChZ-15.

Таблиця 1. Географічне розміщення і лісотаксаційні показники досліджуваних деревостанів соснових ділянок

ID код ділянки	Географічні координати у системі WGS84		S, м <sup>2</sup>	Лісотаксаційні показники деревостану						ТЛУ	ПАЕД <sub>1,0м</sub> , мкЗв·год <sup>-1</sup>
	Широта N	Довгота E		D, см	H, м	A, рік	P (RS)	SI	M, м <sup>3</sup> ·га <sup>-1</sup>		
ChZ-1	51.4343	30.1084	1000	14,5	16,5	52	1,09	II	408	B <sub>2</sub>	3,4
ChZ-3	51.4521	30.2341	5000	35,6	22,3	97	0,62	III	266	B <sub>2-3</sub> -A <sub>2</sub>	0,70
ChZ-4	51.4475	30.2100	1000	30,8	27,6	83	0,72	I	409	B <sub>2</sub>	0,87
ChZ-5	51.4202	30.1636	500	17,3	20,3	55	0,97	I	352	B <sub>2</sub>	1,58
ChZ-6	51.4449	30.1973	500	14,1	14,3	58	0,91	III,5	203	A <sub>1</sub>	0,88
ChZ-7	51.4445	30.1984	250	11,6	13,4	33	0,96	I	195	B <sub>2</sub>	0,59
ChZ-8	51.3541	29.9898	500	17,5	12,6	27	0,88	I <sup>A</sup>	166	B <sub>2</sub>	0,65
ChZ-9	51.4380	30.1601	1000	19,5	18,1	41	0,71	I <sup>A</sup>	226	B <sub>2</sub>	1,30
ChZ-10	51.4388	30.1593	1000	14,5	12,1	35	0,71	II	129	B <sub>2</sub>	1,39
ChZ-11	51.4434	30.1477	500	15,7	16,0	38	0,94	I	245	B <sub>2</sub>	1,51
ChZ-12	51.3989	30.2034	500	13,9	16,0	45	1,19	II	302	B <sub>2</sub> -A <sub>1</sub>	0,68
ChZ-13	51.3994	30.2032	500	12,9	13,9	44	1,07	II,5	227	B <sub>2</sub> -A <sub>2</sub>	0,71
ChZ-14	51.4074	30.1983	500	16,8	19,3	56	1,23	II	406	B <sub>2</sub>	0,77
ChZ-15	51.4071	30.1999	500	14,9	16,6	41	1,09	I	294	B <sub>2</sub>	0,64

Примітка. S – площа ділянки; D – середній діаметр; H – середня висота; A – вік; P (RS) – відносна повнота; SI – бонітет; M – запас стовбурів у корі; ТЛУ – тип лісорослинних умов; ПАЕД<sub>1,0м</sub> – потужність амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання на висоті 1,0 м.

Відбір проб мінерального ґрунту здійснювався пробовідбірником (з буром  $d = 6,8$  см,  $l = 110$  см) 10-см шарами у трьох точках: у центрі пробної площі та двох симетричних відносно центра точках на межі пробної площі (північ - південь, або захід - схід). Усі відібрані проби ґрунту і деревини висушувались до повітряно-сухого стану й механічно гомогенізувались. Загалом на 14 експериментальних майданчиках для вимірювання питомої активності <sup>90</sup>Sr відібрано 420 проб ґрунту та 28 об'єднаних проб деревини.

Вимірювання активності <sup>137</sup>Cs у підготовлених зразках деревини і ґрунту проводилось у циліндричних посудинах об'ємом 100 мл на низькофоновому гамма-спектрометрі з багатоканальним аналізатором *ASPEC-927* (програмне забезпечення *GammaVision 32*), оснащеним пасивним захистом і напівпровідниковим високочистим германієвим детектором *GEM-30185* (*EG&G ORTEC*, США). Для калібрування гамма-спектрометра

використовували сертифіковані еталони з відповідною матрицею. Радіохімічне виділення <sup>90</sup>Sr проводили після озолення зразків у муфельних печах при температурі до 550 °C [13] з подальшим вимірюванням активності бета-спектрометром СЕБ-01-70 (*АКП*, Україна). Усі значення активності радіонуклідів перераховано на січень 2019 р.

Оцінювання щільності забруднення ґрунту <sup>90</sup>Sr здійснювалося для кожного 10-см шару множення маси відібраної проби ґрунту на питому активність радіонукліда в ньому і діленням на площу пробовідбору. Щільність забруднення ґрунту радіонуклідом від його поверхні до глибини 0,3 і 1,0 м розраховувалась як сума щільності забруднення кожного 10-см шару, розташованого в цих інтервалах глибини ґрунту. Обробку всіх вихідних камеральних і лабораторних даних виконано програмними продуктами *Microsoft Excel 365*, *RStudio 1.2* (мова програмування *R 3.6*) і *Jupyter Notebook* (мова програмування *Python 3.6*).

### 3. Результати та обговорення

Отримані результати по вертикальному перерозподілу активності  $^{90}\text{Sr}$  у мінеральному шарі ґрунту до 1,0 м соснових насаджень указують на суттєві відмінності в інтенсивності міграції радіонукліда для досліджених лісових ділянок. Тільки

на одному експериментальному майданчику (ChZ-8) 95 % активності  $^{90}\text{Sr}$  знаходиться у 30-см шарі ґрунту. Для інших майданчиків частка активності досліджуваного ізотопу у шарах ґрунту нижче 30 см знаходиться в інтервалі 15 - 71 % від загальної (табл. 2), що вказує на переміщення  $^{90}\text{Sr}$  за межі кореневмісних горизонтів ґрунту.

Таблиця 2. Щільності забруднення ґрунту  $^{90}\text{Sr}$  і його вертикальний розподіл на глибину до 1 м

ID код ділянки	Щільність забруднення ґрунту, кБк·м <sup>-2</sup>				Процентиль розподілу активності $^{90}\text{Sr}$ за глибиною, см	
	$^{90}\text{Sr}$ до 0,3 м		$^{90}\text{Sr}$ до 1,0 м		50 %	95 %
	M	SD	M	SD		
ChZ-1	401	130	752	154	27	59
ChZ-3	114	18	174	20	22	95
ChZ-4	112	17	133	17	15	71
ChZ-5	252	58	626	78	43	79
ChZ-6	74	23	104	24	13	88
ChZ-7	37	5	84	9	33	88
ChZ-8	663	112	687	112	13	29
ChZ-9	262	21	621	81	41	72
ChZ-10	149	28	377	59	39	96
ChZ-11	203	29	352	55	25	67
ChZ-12	22	4	50	6	38	94
ChZ-13	71	6	103	9	19	92
ChZ-14	36	10	120	20	44	86
ChZ-15	72	23	145	32	31	96

Графічні інтерпретації більшості розподілів щільності забруднення в мінеральних горизонтах ґрунтів для вивчених експериментальних майданчиків (рис. 2, діаграми 1 - 3) узгоджуються з вихідними даними математичної моделі міграції радіонуклідів у ґрунтах ЧЗВ (MATPASS – Migration And Transfer in Plant And Soil System), що розроблена в 1999 р. УкрНДІСГР [14]. Відповідно до цієї моделі в ґрунтових умовах ЧЗВ спочатку формується один пік активності  $^{90}\text{Sr}$  у верхніх шарах ґрунту, який надалі розділяється на два піки: один залишається біля поверхні ґрунту (через наявність радіонукліда у складі паливних частинок та поновлення його вмісту внаслідок деструкції опадів й відпаду дерев) та нижній пік, обумовлений вертикальною міграцією радіонукліда: конвективним потоком води, сорбцією і його біогенним перерозподілом. Одночасно зазначена поведінка  $^{90}\text{Sr}$  може бути викликана присутністю одиничного природного сорбційного бар'єра для міграції радіонукліда в більш глибоких шарах ґрунту, що також спричинятиме утворення нижнього піка. Значні відхилення для досліджуваних ділянок від описаного вертикального розподілу активності  $^{90}\text{Sr}$  можуть бути зумовлені як просторовою гетерогенністю фізико-хімічних властивостей ґрунту у профілі конкретної ділянки, так і відмінністю ґрунтових умов між ділянками (див. рис. 2, діаграма 4).

Дендрограма ієрархічної кластеризації алгоритмом зваженого попарного середнього (WPGMA) на основі метрики близькості евклідової відстані вертикальних розподілів активності  $^{90}\text{Sr}$  у мінеральних шарах ґрунту досліджених соснових насаджень (рис. 3) підтвердила значні відмінності в інтенсивності міграції радіонукліда [15]. Однак можна виокремити три кластери, які утворені: експериментальним майданчиком ChZ-8 – уся активність  $^{90}\text{Sr}$  акумульована у 30-см верхньому шарі ґрунту; круговими площадками ChZ-3, ChZ-4, ChZ-6 і ChZ-13 – переважна більшість вмісту радіонукліда (понад 60 %) також депонована у 30-см шарі ґрунту, але виявлено «сліди»  $^{90}\text{Sr}$  на більших глибинах; іншими 9 ділянками сосни – з більш рівномірним розподілом по всій глибині ґрунтового профілю.

Проведений з використанням рангової непараметричної кореляції Спірмена аналіз даних показав відсутність кореляції між процентиллями розподілу активності  $^{90}\text{Sr}$  за глибиною ґрунту та коефіцієнтами переходу цього радіонукліда з ґрунту до анатомічних частин деревини стовбура дерев (для щільності забруднення ґрунту, що розрахована на 0,3 і 1,0 м). Коефіцієнти рангової кореляції Спірмена ( $r = 0,95$ ) змінювались у межах 0,02 - 0,46 при його критичному значенні 0,53 ( $n = 14$ ).

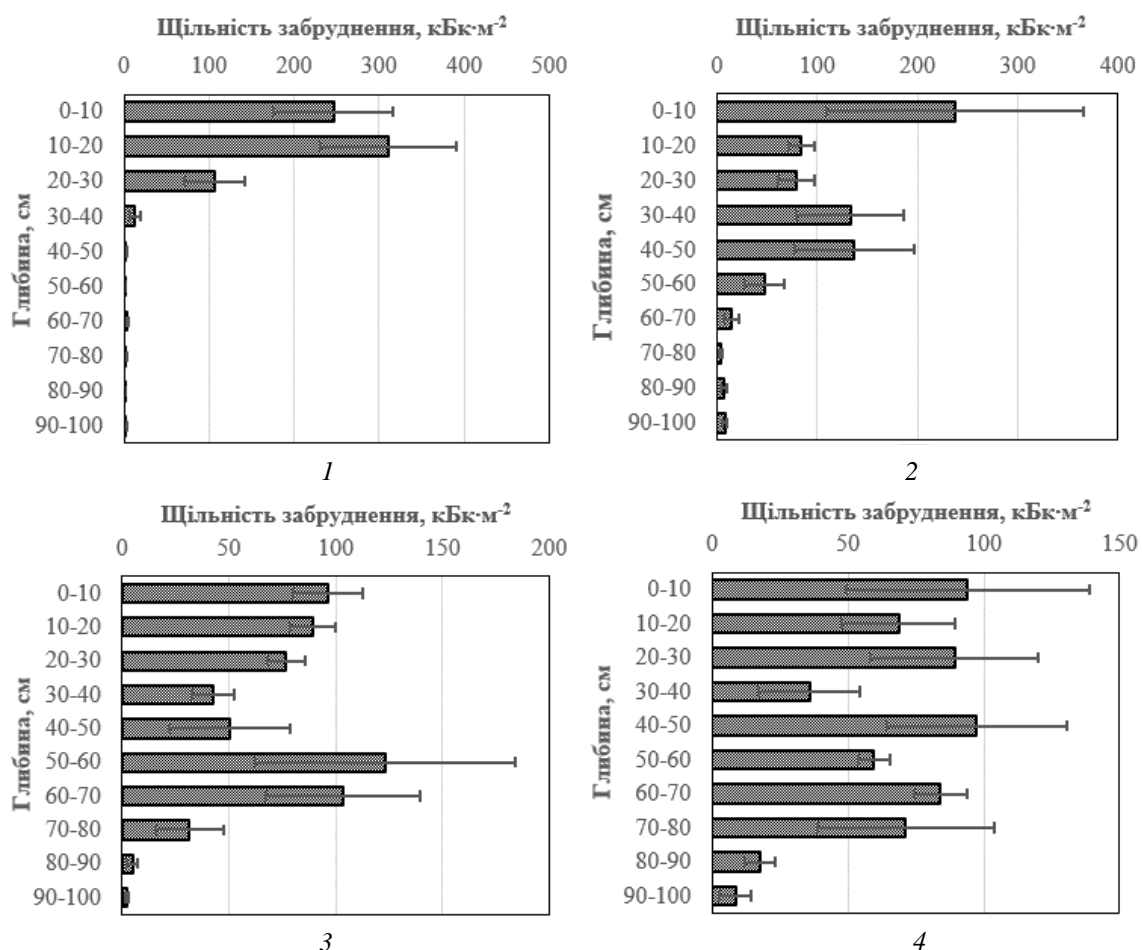


Рис. 2. Вертикальний розподіл активності  $^{90}\text{Sr}$  у мінеральній частині ґрунту пробних площ: 1 – ChZ-8; 2 – ChZ-1; 3 – ChZ-9; 4 – ChZ-5.

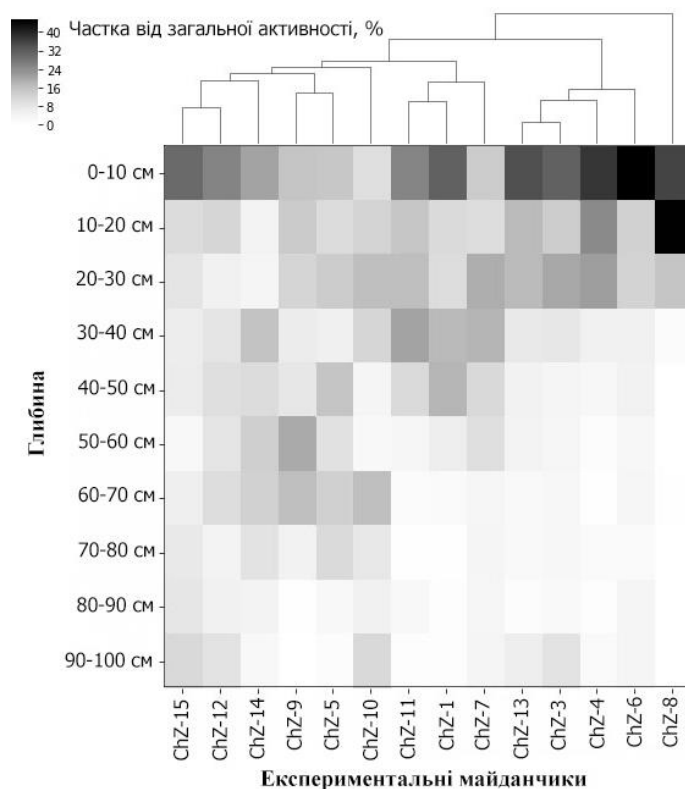


Рис. 3. Порівняння рядів вертикального розподілу активності  $^{90}\text{Sr}$  у мінеральній частині ґрунту експериментальних майданчиків.

Значення коефіцієнтів переходу, розраховані на основі даних щільності забруднення  $^{90}\text{Sr}$  на 0,3 м глибини ґрунту, можуть перевищувати такі ж величини, розраховані з урахуванням активності цього радіонукліда у профілі глибиною 1,0 м у понад 2 рази. Це характерно для половини досліджених експериментальних майданчиків (табл. 3). Також слід зазначити, що єдині карти забруднення ґрунту  $^{90}\text{Sr}$  української частини ЧЗВ побудовані на основі польового матеріалу 1997 р. [16].

З того часу, як показують наші дослідження, значна частина  $^{90}\text{Sr}$  перемістилась у профілі піщаного ґрунту нижче 0,3 м. Таким чином, цілком зрозуміло, що зараз для створення більш адекватних прогнозів і ретроспективних оцінок забруднення деревини цим радіонуклідом у межах даного регіону треба використовувати коефіцієнти переходу, отримані на базі запасу активності радіонукліда у профілі ґрунту глибиною 1,0 м.

Таблиця 3. Коефіцієнти переходу  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту в деревину стовбурів сосни звичайної

ID код ділянки	Питома активність деревини, Бк·кг <sup>-1</sup>				Коефіцієнт переходу, (Бк·кг <sup>-1</sup> ):(кБк·м <sup>-2</sup> ) <sup>-1</sup>							
	заболонь		ядро		заболонь, м				ядро, м			
					0,3		1,0		0,3		1,0	
	М	SD	М	SD	М	SD	М	SD	М	SD	М	SD
ChZ-1	22000	7480	31900	7980	54,8	36,3	29,2	15,9	79,5	45,5	42,4	19,3
ChZ-3	2230	669	917	119	19,5	5,0	12,8	2,7	8,0	2,3	5,3	1,3
ChZ-4	2950	1062	1770	266	26,3	7,2	22,1	5,5	15,8	4,8	13,3	3,7
ChZ-5	7780	2100	6900	621	30,9	9,9	12,4	2,7	27,4	8,8	11,0	2,4
ChZ-6	5440	1630	10980	878	73,2	30,2	52,4	17,1	148	58	106	32
ChZ-7	3390	1020	5230	523	91,9	20,7	40,6	8,2	142	32	62,6	12,7
ChZ-8	922	304	780	94	1,39	0,39	1,34	0,37	1,18	0,34	1,14	0,32
ChZ-9	9120	1640	10080	907	34,8	4,9	14,7	2,8	38,4	6,6	16,2	3,6
ChZ-10	5710	1540	17900	1430	38,4	10,7	15,1	3,7	120	32	47,5	11,3
ChZ-11	9340	2240	19400	1550	45,9	10,1	26,5	6,2	95,4	21,0	55,1	13,0
ChZ-12	3970	953	7570	681	182,8	50,8	78,9	15,2	349	100	151	31
ChZ-13	5410	1620	9260	833	76,0	14,2	52,7	10,1	130	23	90,3	16,3
ChZ-14	2100	567	3540	319	58,9	22,1	17,4	4,5	99,3	37,3	29,4	7,5
ChZ-15	3140	942	6240	562	43,7	18,3	21,7	6,9	86,9	35,4	43,0	13,3

Окремої уваги заслуговують надзвичайно високі значення коефіцієнтів переходів  $^{90}\text{Sr}$  навіть з 1,0 м шару ґрунту до анатомічних частин стовбура дерев (див. табл. 3) для більшості експериментальних майданчиків, де значення для заболоні знаходяться в інтервалі 1,3 - 78,1 (Бк·кг<sup>-1</sup>):(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup> (GM = 20,7 (Бк·кг<sup>-1</sup>):(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup>; GSD = 2,6; n = 14), та ядра - 1,1 - 150 (Бк·кг<sup>-1</sup>):(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup> (GM = 28,0 (Бк·кг<sup>-1</sup>):(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup>; GSD = 3,7; n = 14), агреговані значення яких значно вищі за рекомендовані МАГАТЕ для стовбурної деревини сосни звичайної (GM = 1,6 (Бк·кг<sup>-1</sup>):(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup>) [17] та інших більш пізніх досліджень М. М. Давидова (M = 11,2 - 17,9 (Бк·кг<sup>-1</sup>):(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup>) [18], хоча не суперечать результатам А. Н. Переволоцького (M = 39,1 ± 5,9 (Бк·кг<sup>-1</sup>):(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup>) [19].

Біопродуктивність лісових деревостанів (класи бонітету) напряму приурочена до едафічних факторів існування насадження, тому параметри ґрунту, що визначають його багатство й мобільність у ньому  $^{90}\text{Sr}$ , повинні також корелювати з лісотаксаційними ознаками деревостанів. Усі розраховані коефіцієнти переходу  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту у деревину (див. табл. 3) тісно пов'язані між собою ( $r_s$  знаходиться в (0,81; 0,96)), а найсильніше вони корелюють, для зібраного експериментального масиву даних, поміж лісотаксаційних показників

із середнім діаметром деревостану ( $r_s = (-0,79; -0,89)$ ) (рис. 4). З іншими показниками деревостану хоча не виявлено статистично значущих кореляцій при рівні значущості 5 %, однак імовірно вони будуть установлені при більшій кількості спостережень з бонітетом деревостану ( $r_s = (0,41; 0,46)$  при  $p = (0,09; 0,14)$ ) та середньою висотою деревостану ( $r_s = (-0,28; -0,50)$  при  $p = (0,07; 0,32)$ ). Залежності коефіцієнта переходу  $^{90}\text{Sr}$  з мінерального шару ґрунту в заболонь стовбура від середнього діаметра деревостану (див. рис. 4) має подібність із закономірністю збільшення величини коефіцієнта переходу при зменшенні вмісту обмінного кальцію у ґрунтах [8, 9].

На пострадянському просторі, зазвичай для диференціації прогнозованих оцінок коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту до компонентів біомаси лісів певних деревних видів, використовується їхня кореляція з типами лісорослинних умов [18 - 20]. Навіть за незначних обсягів спостережень у роботі підтверджено спроможність зазначеного підходу: найбільші значення коефіцієнтів переходу  $^{90}\text{Sr}$  відзначено для борових і перехідних із суборових у борові типи лісорослинних умов (окрім ділянки ChZ-3, див. табл. 1). Одночасно навіть в одному типі лісорослинних умов коефіцієнти переходу характеризується значною мінливістю (понад 20 %) [19].

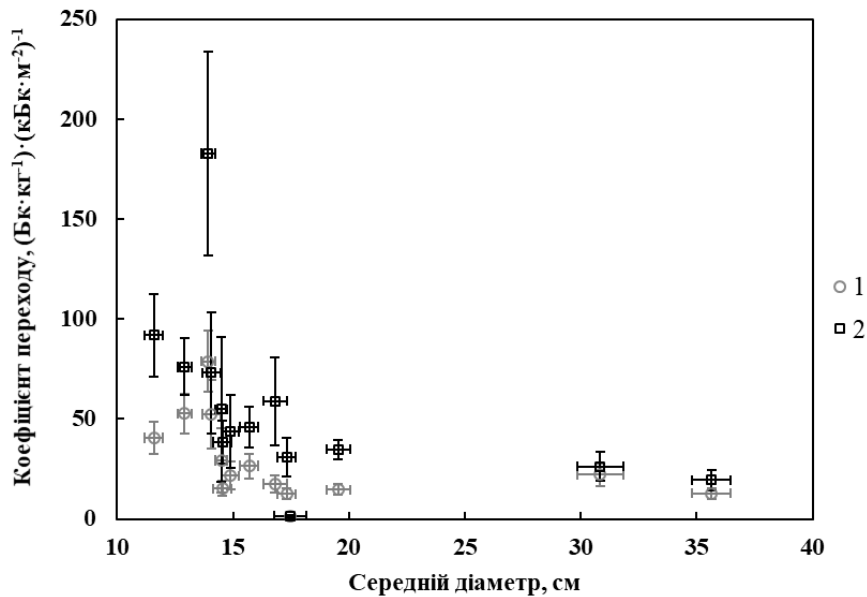


Рис. 4. Залежність коефіцієнта переходу  $^{90}\text{Sr}$  у деревину заболоні сосни звичайної, розрахованого при щільності забруднення ґрунту радіонуклідом на глибину: 1,0 м (1); 0,3 м (2) від середнього діаметра деревостану.

**4. Висновки**

1. Протягом 33 років від аварії на ЧАЕС за рахунок різної динаміки міграції  $^{90}\text{Sr}$  у мінеральному ґрунтовому профілі соснових лісів вертикальний перерозподіл радіонукліда характеризується значними варіаціями, але для більшості досліджених ділянок частка загальної активності радіонукліда у ґрунтах за межами 30-см верхнього шару була 15 - 71 %, що необхідно враховувати при прогнозуванні забруднення компонентів лісових екосистем на основі наявних геоданих поверхневої щільності  $^{90}\text{Sr}$  ґрунту у ЧЗВ. Нам не вдалося виявити чіткі закономірності сучасного розподілу  $^{90}\text{Sr}$  у мінеральній частині ґрунту, однак зазвичай у ґрунтових профілях ідентифікувався верхній пік активності радіонукліда та часто й нижній пік, чим проявляє схожість з вихідними результатами математичної моделі міграції радіонуклідів у ґрунтах зони відчуження МАТРАСС.

2. Коефіцієнти переходу  $^{90}\text{Sr}$  до анатомічних частин деревини стовбура, отриманих на основі щільності забруднення радіонукліда до 1,0 м шару мінерального ґрунту, характеризуються значною мінливістю та є значно вищими за рекомендовані МАГАТЕ значення. Так, коефіцієнт переходу в заболонь знаходиться в інтервалі

1,3 - 78,1 (Бк·кг<sup>-1</sup>)·(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup> (GM = 20,7 (Бк·кг<sup>-1</sup>)·(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup>), а для ядра – 1,1 - 150 (Бк·кг<sup>-1</sup>)·(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup> (GM = 28,0 (Бк·кг<sup>-1</sup>)·(кБк·м<sup>-2</sup>)<sup>-1</sup>). Кореляційний аналіз не встановив наявності статистично значущого зв'язку коефіцієнтів переходу із особливостями вертикального розподілу  $^{90}\text{Sr}$  у мінеральній частині ґрунту.

3. У лісовій науці найважливішим показником для встановлення продуктивності деревостану прийнято вважати бонітет, що тісно пов'язаний із ґрунтовими умовами насадження (трофотоп і гігротоп) [12, 21] і розглядався авторами роботи як найімовірніший лісотаксаційний показник для прогнозування мобільності та оцінки депонувальної здатності деревними рослинами  $^{90}\text{Sr}$  у соснових насадженнях. Проте отриманий експериментальний матеріал показує, що середній діаметр деревостану краще прогнозує коефіцієнти переходу  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту в деревину. Це свідчить про обмеженість наших знань про певні важливі аспекти кругообігу та акумуляції радіонукліда за різних ґрунтових умов у лісових екосистемах, які на пряму пов'язані з біопродуктивністю їхніх компонентів, та вказує на необхідність продовження більш детальних досліджень у цьому напрямку за більшого масиву експериментальних даних.

**СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ**

1. V.A. Kashparov et al. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. *Science of the Total Environment* 317(1-3) (2003) 105.
2. *Екологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: Двадцатилетний опыт. Доклад экспертной группы «Экология» Чернобыльского форума* (Вена: МАГАТЭ, 2008) 180 с.



3. V.A. Kashparov et al. Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions. *Journal of Environmental Radioactivity* 72(3) (2004) 335.
4. Ю.О. Иванов та ін. Імобілізація  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у контрастних за властивостями ґрунтах. *Ядерна фізика та енергетика* 15(3) (2014) 277.
5. Y.A. Ivanov et al. Migration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  from Chernobyl fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 35(1) (1997) 1.
6. G. Arapis et al. Effective migration velocity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  as a function of the type of soils in Belarus. *Journal of Environmental Radioactivity* 34(2) (1997) 171.
7. S. Forsberg et al. Migration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions. *Journal of Environmental Radioactivity* 50(3) (2000) 235.
8. К.Ф. Шитюк, В.О. Кашпаров, В.П. Процак. Особливості перерозподілу  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в системі «ґрунт - сосна звичайна» лісових біогеоценозів Зони відчуження ЧАЕС. *Ядерна фізика та енергетика* 3(16) (2005) 122.
9. Л.Н. Отрешко. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в древесине на южном топливном следе чернобыльских радиоактивных выпадений. *Ядерна фізика та енергетика* 16(2) (2015) 183.
10. *СОУ 74.14-37-425:2006 Якість ґрунту. Методи відбору проб ґрунту для радіаційного контролю* (К., Мінагрополітики України, 2006) 15 с.
11. В. Сторожук, Г. Поллей. *Інвентаризація лісів – статус кво в Україні, досвід Німеччини та вказівки від FAO. Звіт з аграрної політики АРД/АРВ/07/2017.* (К., Нім.-укр. агрополітичний діалог, 2017) 52 с.
12. Н.П. Анучин *Лесная таксация.* 5-е изд., доп. (Москва, Лесная промышленность, 1982) 550 с.
13. *Методические указания по определению стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях* (Москва, ЦИНАО, 1985) 46 с.
14. В.А. Кашпаров. Оценка и прогнозирование радиологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС). Дис. д-ра биол. наук. (К., Украинский НИИ сельскохозяйственной радиологии, 1999) 391 с.
15. *SciPy Reference Guide. Release 1.3.0.*
16. V.A. Kashparov et al. Soil contamination with  $^{90}\text{Sr}$  in the near zone of the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 56(3) (2001) 285.
17. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series No. 472 (Vienna, IAEA, 2010) 194 p.*
18. М.М. Давидов, Т.І. Протас, М.П. Савущик. Накоплення радіонуклідів в основних компонентах лісових екосистем Київських Полісся та Лісостепу. *Ядерна енергетика та доквілля* 2(4) (2014) 25.
19. А.Н. Переволоцкий. *Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных биогеоценозах.* (Гомель, РНИУП «Ин-т радиологии», 2006) 255 с.
20. С.В. Зібцев. Теоретичне і методологічне обґрунтування моніторингу лісів у зонах радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Дис. д-ра с.-г. наук. (К.,: Нац. ун-т біоресурсів і природокористування України, 2012) 463 с.
21. П.С. Погребняк. *Основы лесной типологии* (К., Изд-во АН УССР, 1955) 456 с.

Д. Н. Голяка\*, С. Е. Левчук, В. А. Кашпаров, М. А. Голяка,  
Л. В. Йощенко, Л. Н. Отрешко, О. В. Косарчук, Н. М. Лазарев

Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии НУБиП Украины,  
Киев, Украина

\*Ответственный автор: holiaka@nubip.edu.ua

## ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ $^{90}\text{Sr}$ В ПОЧВАХ И ЕГО НАКОПЛЕНИЕ В ДРЕВЕСИНЕ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

По результатам исследования типичных лесных сосновых участков на 14 экспериментальных площадках в Чернобыльской зоне отчуждения представлено статистическую и графическую интерпретацию данных по вертикальному распределению активности  $^{90}\text{Sr}$  в минеральном слое почвы до 1 м. Выявлены значительные различия между вертикальными распределениями активности этого радионуклида для различных площадок. Доля активности  $^{90}\text{Sr}$  за пределами 30-см верхнего слоя почвы насаждений находилась в пределах 15 - 71 %. Получены коэффициенты перехода  $^{90}\text{Sr}$  в анатомические структуры древесины ствола на основе плотности загрязнения почвы, которая рассчитана для глубины 0,3 и 1,0 м. Статистически значимые связи между коэффициентами перехода радионуклида в древесину ствола (ядро, заболонь) и его вертикальными распределениями в минеральном слое почв не установлены. Среди таксационных показателей сосновых древостоев лучше всего коррелирует с коэффициентами перехода  $^{90}\text{Sr}$  в стволую древесину средний диаметр.

*Ключевые слова:* содержание  $^{90}\text{Sr}$ , удельная активность, коэффициент перехода, почвенный профиль, ядро, заболонь, сосновые древостои.



D. M. Holiaka\*, S. E. Levchuk, V. A. Kashparov, M. A. Holiaka,  
L. V. Yoschenko, L. N. Otreshko, O. V. Kosarchuk, N. M. Lazarev

*Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, NULES of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

\*Corresponding author: holiaka@nubip.edu.ua

### VERTICAL DISTRIBUTION OF $^{90}\text{Sr}$ IN SOIL PROFILES AND ITS UPTAKE BY SCOTS PINE (*PINUS SYLVESTRIS* L.) WOOD GROWING WITHIN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

Statistical and graphical interpretation of  $^{90}\text{Sr}$  vertical distributions in soil profiles up to a depth of 1.0 m was presented based on the study of the typical Scots pine stands forest at 14 experimental sites within the Chernobyl exclusion zone. Significant differences were found between  $^{90}\text{Sr}$  activity distribution in soil profiles collected at different sites. The part of  $^{90}\text{Sr}$  activity below of a depth of 30 cm varied from 15 to 71 %.  $^{90}\text{Sr}$  transfer factors from soil to anatomical structures of the stem wood were estimated based on values of soil contamination density, which were calculated for the depth of 0.3 and 1.0 m. The statistically significant correlation between the transfer factors of  $^{90}\text{Sr}$  to stem wood (heartwood, sapwood) and its vertical distributions in soil profiles have not been observed. Among the forest inventory parameters for pine stands only the average diameter of trees significantly correlated with  $^{90}\text{Sr}$  transfer factors to stem wood.

**Keywords:**  $^{90}\text{Sr}$  content, activity concentration, transfer factor, soil profile, heartwood, sapwood, forest inventory parameters, pine stand, forest ecosystems.

#### REFERENCES

- V.A. Kashparov et al. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. *Science of the Total Environment* 317(1-3) (2003) 105.
- Ecological Consequences of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident and Their Overcoming: Twenty Years of Experience. Report of the expert group "Ecology" of the Chernobyl Forum (Vienna, IAEA, 2008) 180 p. (Rus)*
- V.A. Kashparov et al. Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions. *Journal of Environmental Radioactivity* 72(3) (2004) 335.
- Yu.O. Ivanov et al. Immobilization of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in soils, contrasted by properties. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 15 (2014) 277. (Ukr)
- Y.A. Ivanov et al. Migration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  from Chernobyl fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 35(1) (1997) 1.
- G. Arapis et al. Effective migration velocity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  as a function of the type of soils in Belarus. *Journal of Environmental Radioactivity* 34(2) (1997) 171.
- S. Forsberg et al. Migration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions. *Journal of Environmental Radioactivity* 50(3) (2000) 235.
- K.F. Shytyuk, V.O. Kashparov, V.P. Protsak. Main peculiarities of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  redistribution in "soil - pines" system of the forest biogeocenose in the Chernobyl exclusion zone. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 3(16) (2005) 122. (Ukr)
- L.M. Otreshko.  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  content in a wood along the southern fuel trace of Chernobyl radioactive fallout. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 16(2) (2015) 183. (Rus)
- Standard of Organization 74.14-37-425:2006 Soil Quality. Methods for Sampling Soil for Radiation Monitoring* (Kyiv, Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 2006) 15 p. (Ukr)
- V. Storozhuk, G. Polley. *Forest inventory – status quo in Ukraine, Germany's experience and guidance from the FAO. Agrarian Policy Report APD/APB/07/2017. (Kyiv, German-Ukrainian Agricultural Policy Dialogue, 2017) 52 p. (Ukr)*
- N.P. Anuchin. *Forest Mensuration. 5-th ed., ext. (Moskva: Lesnaya Promyshlennost', 1982) 550 p. (Rus)*
- Methodical Instructions for the Determination of Strontium-90 and Cesium-137 in Soils and Plants* (Moskva, Central Research Institute of Agrochemical Service, 1985) 46 p. (Rus)
- V.A. Kashparov. Assessment and prediction of the radioecological situation during radiation accidents with the emission of particles of irradiated nuclear fuel (for example, the Chernobyl Nuclear Power Plant accident). Thesis of doctor biol. science (Kyiv, Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, 1999) 391 p. (Rus)
- SciPy Reference Guide. Release 1.3.0.*
- V.A. Kashparov et al. Soil contamination with  $^{90}\text{Sr}$  in the near zone of the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 56(3) (2001) 285.
- Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series No. 472 (Vienna, IAEA, 2010) 194 p.*
- M.M. Davydov, T.I. Protas, M.P. Savuschik. Accumulation of radionuclides in main forest ecosystems in the zones of Polissya and Forest-steppe within Kyiv region. *Nuclear Energy and the Environment* 2(4) (2014) 25. (Ukr)
- A.N. Perevolotskij. *Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in Forest Biogeocenoses. (Gomel', RSRUE "Institute of Radiology", 2006) 255 p. (Rus)*
- S.V. Zibtsev. Theoretical and methodological substantiation of monitoring of forests in zones of radioactive contamination as a result of the accident at the Chornobyl NPP. Thesis of doctor agr. science (Kyiv, National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, 2012) 463 p. (Ukr)
- P.S. Pogrebnyak. *Basics of Forest Typology* (Kyiv, AN USSR Publishing, 1955) 456 p. (Rus)

Надійшла/Received 10.07.2019