

Ю. В. Хомутінін*, О. В. Косарчук, С. В. Поліщук, М. М. Лазарєв,
С. Є. Левчук, В. В. Павлюченко

*Відповідальний автор: khomutinin@gmail.com

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

ОЦІНКА МОЖЛИВОСТІ ПОВЕРНЕННЯ ДО ГОСПОДАРСЬКОГО ОБІГУ ВИВЕДЕНИХ, ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС, ПАСОВИЩ І СІНОЖАТЕЙ

На прикладі сіножатей і пасовищ Народицького району Житомирської області, що були виведені з господарського використання внаслідок аварії на ЧАЕС, проведено оцінку їхнього сучасного радіологічного стану та можливості повернення до сільськогосподарського обігу. Побудовано карти щільності забруднення ґрунту під сіножатями та пасовищами ^{137}Cs і ^{90}Sr та оцінено відповідні статистичні характеристики. Розраховано прогнозні оцінки питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr в різнотрав'ї, молоці та м'язах великої рогатої худоби та ризику їхнього перевищення встановлених нормативів. На прикладі розглянутих радіоактивно забруднених площ пасовищ показано можливість використання їх для виробництва молока і м'яса.

Ключові слова: радіоактивне забруднення, питома активність, пасовища, сіножаті, молоко, м'ясо, повернення до сільськогосподарського обігу.

1. Вступ

Унаслідок безпрецедентної Чорнобильської катастрофи на території України радіонуклідами було забруднено території 12 областей, 74 адміністративних районів, 2293 населених пунктів, що становить приблизно 54650 км² [1]. У перші роки після аварії (1986 - 1991 рр.) із господарського обігу було вилучено близько 101285 га сільськогосподарських угідь. Водночас більше половини земель було механічно вилучено не за щільністю забруднення, а через низьку родючість ґрунтів та економічну недоцільність використання окремих територій, віддалених від основного господарства, розміщених серед лісових масивів або в оточенні радіаційно небезпечних земель. Так, серед виведених за радіологічними показниками угідь лише 20 - 30 % площі становить орна земля, 3 - 5 % – луки і пасовища, 13 % – лісові масиви [2].

Зокрема, в Житомирській області площа сільськогосподарських угідь зі щільністю забруднення ^{137}Cs понад 37 кБк/м² становила 314300 га, серед яких 112200 га сіножаті і пасовища. Площа вилучених з використання земель Житомирської області становила 27900 га, серед яких 10600 га сіножаті і пасовища [3].

За час, що пройшов після аварії, радіологічна ситуація стабілізувалася. Тільки за рахунок радіоактивного розпаду, щільність забруднення території ^{137}Cs та ^{90}Sr зменшилася більше, ніж у 2 рази. Унаслідок цього, а також автореабіліта-

ційних процесів знизилася рівні радіоактивного забруднення рослин лугового різнотрав'я, що дає змогу в деяких випадках розглядати питання повернення до господарського обігу виведених внаслідок аварії на ЧАЕС сіножатей і пасовищ.

Повернення до господарського обігу забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь, зокрема сіножатей і пасовищ, є одним з найбільш актуальних і складних завдань. Критерієм можливості повернення до господарського обігу забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь є величини індивідуальних доз жителів, які будуть споживати вироблену на цих угіддях продукцію. Похідними величинами від цієї дози є допустимі рівні питомої активності радіонуклідів у продуктах харчування. В Україні вміст у продуктах харчування основних дозуютьоруючих радіонуклідів, ^{137}Cs і ^{90}Sr , регламентується гігієнічними нормативами ДР-2006 [4]. Вони не повинні перевищувати встановлених відповідних значень $C_{^{137}\text{Cs},\text{мол}}^0 = 100$ Бк/л і $C_{^{90}\text{Sr},\text{мол}}^0 = 20$ Бк/л ($C_{^{137}\text{Cs},\text{м'яз}}^0 = 200$ Бк/л і $C_{^{90}\text{Sr},\text{м'яз}}^0 = 20$ Бк/л) та задовольняти співвідношення (1)

$$^{137}\text{Cs} / C_{^{137}\text{Cs}}^0 + ^{90}\text{Sr} / C_{^{90}\text{Sr}}^0 < 1, \quad (1)$$

де ^{137}Cs (^{90}Sr) – питома активність ^{137}Cs (^{90}Sr) у продукті, що спостерігається, Бк/кг(Бк/л); $C_{^{137}\text{Cs}}^0$ ($C_{^{90}\text{Sr}}^0$) – допустимий рівень питомої активності ^{137}Cs (^{90}Sr) у продукті, Бк/кг(Бк/л).

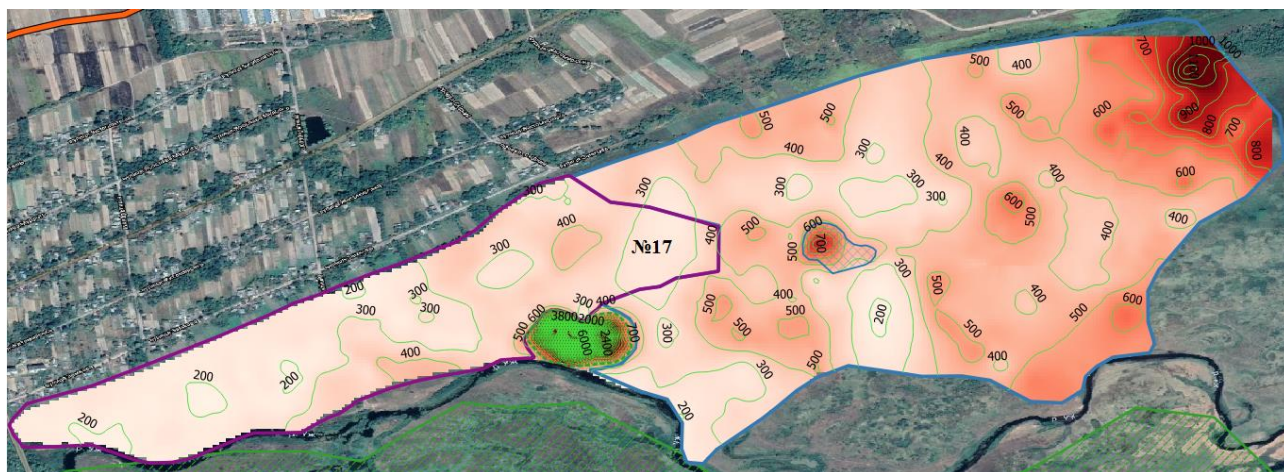
© Ю. В. Хомутінін, О. В. Косарчук, С. В. Поліщук,
М. М. Лазарєв, С. Є. Левчук, В. В. Павлюченко, 2022

У даній роботі сіножаті і пасовища розглядаються як кормова база великої рогатої худоби (ВРХ) для виробництва молока і м'яса в приватних підсобних господарствах. Лугове різнотрав'я в пасовищний період і сіно в стійловий період становлять основу добового раціону ВРХ. В основному саме вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у компонентах добового раціону ВРХ визначає питому активність їх у молоці та м'ясі, а лугове різнотрав'я і

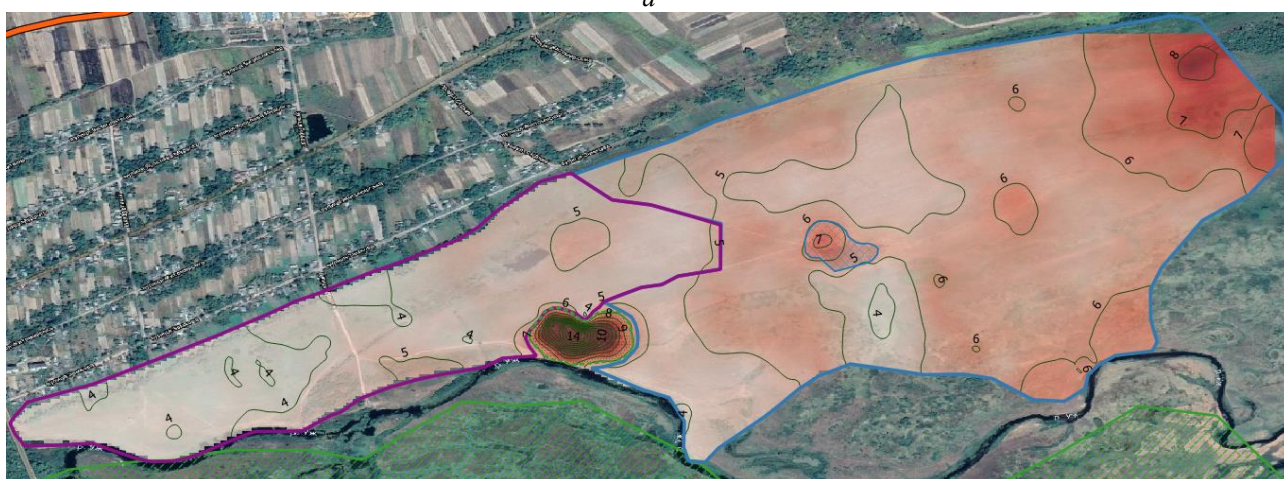
сіно є одними із головних джерел надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr до організму тварин.

2. Об'єкти, методи і початкові дані

У даній роботі об'єктами дослідження є сіножаті і пасовища, що розташовані в заплаві р. Уж поряд із смт. Народичі Народицького району Житомирської області (рис. 1) та знаходяться в зоні безумовного (обов'язкового) відселення (ЗБ(О)В – II зона).





a



б

Рис. 1. Ізолінії щільності забруднення ґрунту, виведених з використання сіножатей і пасовищ на околиці смт. Народичі станом на 2021 р., кБк/м²:

a – щільність забруднення ^{137}Cs :  – територія водопою,  – загін; б – щільність забруднення ^{90}Sr .
(Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

Ці угіддя на травень 1986 р. за щільністю забруднення ґрунту радіоактивними ізотопами цезію знаходилися в зоні від 555 кБк/м² (15 Кі/км²) та вище і у 1991 р. були виведені із сільськогосподарського використання. Вихідною інформацією для радіологічної реабілітації їх та можливості повернення до господарського обігу є результати радіологічного моніторингу щільності забруднення їх ^{137}Cs і ^{90}Sr , що був проведений у 2021 р. Вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози γ -випромінювання про-

дили за допомогою дозиметра-радіометра «Сто-ра-ТУ» (Екотест, Україна). Паралельно стандартизованим методом [5] відбирали проби ґрунту, в яких визначали вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr . Активність ^{137}Cs у попередньо підготовлених пробах ґрунту вимірювали на γ -спектрометрі з напівпровідниковим детектором із високочистого германію “GEM-30185” фірми “EG & ORTEC” США (енергетична роздільна здатність по лінії ^{60}Co 1,78 кеВ, ефективність реєстрації відносно NaI 30 %). Вимірювання проводили в посудинах Марінеллі

об'ємом 1000 см³. Калібрування спектрометра здійснювали з використанням сертифікованих еталонних матеріалів відповідно до вимог стандартизованого методу [6]. Вміст ⁹⁰Sr у пробах ґрунту визначали після його радіохімічного виділення з використанням загальноприйнятих методик [7] вимірюванням активності його дочірнього радіонукліда ⁹⁰Y на β-спектрометрі «СЕБ-70» (АКП, Україна). Для обробки і аналізу результатів вимірювань були використані методи математичної статистики та теорії ймовірностей [8]. При побудові карт забруднення і оцінки усереднених статистичних характеристик забруднення радіонуклідами угіддя в цілому використовували методологію, викладену в роботі [9]. Для просторової інтерполяції результатів вимірювань були використані методи ординарного і регресійного кригінга, реалізовані у відкритих програмних продуктах SAGA GIS QGIS. Карти забруднення угіддя ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr наведено на рис. 1. Представлений на карті просторовий розподіл радіоактивного забруднення угідь ¹³⁷Cs показує неоднорідність цього забруднення (наявність плям), обумовлену двома чинниками: неоднорідністю чорнобильських радіоактивних випадів та господарською діяльністю. З господарською діяльністю пов'язане забруднення радіонуклідами території водопоєю ≈ 2,5 га та загону ≈ 1,5 га. Загальна площа обстеженого угіддя становить 190 га. Вилучаючи територію водопоєю і загону та використовуючи мережу польових доріг, його можна розділити на дві ділянки: перша ≈ 40 га із середньою щільністю забруднень не більше 400 кБк/м² і друга ≈ 145 га із середньою щільністю забруднень більше 400 кБк/м² (див. рис. 1).

Усереднені по угіддю статистичні характеристики щільності забруднення для ¹³⁷Cs становлять $GM = 392$ кБк/м², $GSD = 1,8$; для ⁹⁰Sr $GM = 5,2$ кБк/м², $GSD = 1,8$. Перша ділянка ¹³⁷Cs $GM = 275$ кБк/м², $GSD = 1,7$; ⁹⁰Sr $GM = 4,3$ кБк/м², $GSD = 1,6$. Друга ділянка ¹³⁷Cs $GM = 419$ кБк/м², $GSD = 1,7$; ⁹⁰Sr $GM = 5,5$ кБк/м², $GSD = 1,7$.

Для статистичного моделювання забруднення радіонуклідами ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr молока і м'яса було використано метод Монте-Карло [10].

3. Основні положення та початкові дані

Математичну модель надходження ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr з ґрунту у молоко (м'язи) ВРХ можна розділити на дві частини: перехід ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у компоненти добового раціону ВРХ і перехід цих радіонуклідів з добового раціону у молоко (м'язи). Розглянемо ці частини окремо.

Головною особливістю цієї роботи є той факт, що щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr (A_n),

коефіцієнти переходу (КП) ґрунт - рослини, раціон - молоко ($F_{\text{мол}}$) і раціон - м'язи ($F_{\text{м'яз}}$) є випадковими величинами, що підпорядковуються логнормальному закону розподілу ймовірностей.

Для ймовірнісного прогнозування надходження ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у компонентах рослинного раціону ВРХ використовуватимемо відомі співвідношення, що добре зарекомендували себе

$$C_p = \text{КП} \cdot A_n, \quad (2)$$

де КП – коефіцієнт переходу ¹³⁷Cs (⁹⁰Sr) у рослину (чи її частини), узятий для повітряно-сухої маси або для природної вологості, (Бк/кг)/(кБк/м²); A_n – щільність забруднення ¹³⁷Cs (⁹⁰Sr) ґрунту, кБк/м².

У разі ймовірнісного прогнозування питомої активності ¹³⁷Cs (⁹⁰Sr) в рослинних компонентах добового раціону тварин, з використанням співвідношення (2), розподіл можливих значень питомої активності ¹³⁷Cs (⁹⁰Sr) C_p також можна описати логнормальним законом. Знання цього розподілу дає змогу оцінити для можливих значень C_p медіану GM_{C_p} , геометричне стандартне відхилення GSD_{C_p} , а також інтервал (верхню C_p^e і нижню межу C_p^n), у якому із заданою ймовірністю P знаходиться істинне значення C_p : $C_p^n \leq C_p \leq C_p^e$, а також оцінити ймовірність перевищення (не перевищення) встановлених значень.

Питома активність ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у молоці і м'язах ВРХ ($C_{\text{мол}}$, $C_{\text{м'яз}}$) залежить від умов утримання тварин (пасовищне чи стійлове). У загальному вигляді в першому наближенні ці величини залежно від добового раціону кожного періоду утримання характеризуються динамічними процесами

$$\begin{aligned} C_{\text{мол}}(t) &= F_{\text{мол}} \cdot \sum_{j=1} m_j \cdot C_j(t), \\ C_{\text{м'яз}}(t) &= F_{\text{м'яз}} \cdot \sum_{j=1} m_j \cdot C_j(t), \end{aligned} \quad (3)$$

де m_j – добове споживання j -ої компоненти раціону твариною, кг/доба; $C_j(t)$ – значення питомої активності ¹³⁷Cs (⁹⁰Sr) у j -й компоненті раціону тварини в момент часу t , Бк/кг; $F_{\text{мол}}(F_{\text{м'яз}})$ – значення КП ¹³⁷Cs(⁹⁰Sr) з добового раціону в молоко (м'язи) ВРХ, доба/л (доба/кг).

При стабільному раціоні годування ВРХ з фіксованим добовим вмістом ¹³⁷Cs (⁹⁰Sr) вже через два - три дні встановлюється їхня рівноважна концентрація між раціоном і молоком (м'язами) [11]. У цьому випадку питома актив-

ність ^{137}Cs (^{90}Sr) у молоці (м'язах) ВРХ у першому наближенні може бути розрахована за формулами

$$C_{\text{мол}} = F_{\text{мол}} \cdot \sum_{j=1} m_j \cdot C_j,$$

$$C_{\text{м'яз}} = F_{\text{м'яз}} \cdot \sum_{j=1} m_j \cdot C_j. \quad (4)$$

У даній роботі прийнято спрощений добовий раціон ВРХ для приватних підсобних селянських господарств у пасовищний і стійловий періоди з урахуванням довідкових матеріалів, основу якого становить лучне різноотрав'я (влітку) та сіно (взимку). Також прийнято, що протягом часу випасання корова молочної породи (молочного напрямку) споживає 50 кг різноотрав'я (12 кг повітряно-сухої маси), разом з яким надходить ґрунт. У літературі його кількість має різні оцінки. За даними [12, 13] на території зони відчуження добове надходження ґрунту пероральним шляхом з травою становить 1,0 - 1,5 кг на тварину. За даними [14] у Житомирській області ця величина становить 0,5 - 1,0 кг. У цій роботі для моделювання питомої активності ^{137}Cs (^{90}Sr) в молоці (м'язах) ВРХ це значення прийнято рівним 0,8 кг. Корова м'ясної породи (м'ясного напрямку) споживає 40 кг різноотрав'я.

За даними [12] у шлунковий та кишковий соки від «запасу» сумарної активності у твердій фазі з ґрунту переходить від 2,0 до 7,4 % ^{90}Sr та

1,3 - 3,7 % ^{137}Cs . У цій роботі для моделювання питомої активності ^{137}Cs (^{90}Sr) в молоці (м'язах) ВРХ було прийнято, що з ґрунту в соки шлунково-кишкового тракту переходить до 3 % ^{137}Cs і до 8 % ^{90}Sr .

Вода також розглядається як компонент раціону ВРХ. Для моделювання надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоко і м'язи ВРХ було також прийнято, що добове споживання води однією твариною становить 60 л, як у стійловий так і в пасовищний періоди. З метою отримання консервативних оцінок питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці та м'ясі було зроблено припущення, що тварини цілий рік споживають воду з р. Уж. Оскільки в доступних джерелах сучасних даних по питомому вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді р. Уж поруч із смт. Народичі знайти не вдалося, то для розрахунків медіанного значення цих характеристик нами були взяті дані роботи [15] на ділянці р. Уж у Київській області станом на 2015 р., а в якості значень GSD максимальне значення статистичної варіабельності радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді р. Уж з роботи [16]. Це призводить до отримання консервативних оцінок питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці (молочна порода) та м'ясі (м'ясна порода).

У табл. 1 наведено прийняті в цій роботі добові раціони ВРХ, яка утримується в приватних підсобних господарствах у пасовищний (літній) і стійловий (зимовий) періоди з урахуванням довідкових матеріалів [17].

Таблиця 1. Добові раціони ВРХ

Компонент раціону	Пасовищний період		Стойловий період	
	Молоко (молочна порода)	М'ясо (м'ясна порода)	Молоко (молочна порода)	М'ясо (м'ясна порода).
Вода, л	60 ± 10	50 ± 5	60 ± 10	50 ± 5
Різноотрав'я, сіно (повітряно-суха маса), кг	12 ± 2	10 ± 1	12 ± 2	10 ± 1
Комбікорм (повітряно-суха маса), кг	1 ± 0,2	2 ± 0,2	2 ± 0,2	3 ± 0,2
Ґрунт (повітряно-суха маса), кг	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,1	–	–
Картопля (природна вологість), кг			5 ± 1	5 ± 1

Статистичні характеристики питомої активності ^{137}Cs (^{90}Sr) у добовому раціоні та молоці визначалися методом Монте-Карло [10] на основі виразу (4). При цьому у різноотрав'ї (повітряно-суха маса) для визначення питомої активності ^{137}Cs (^{90}Sr) використане співвідношення (2). Відповідні КП ^{137}Cs і ^{90}Sr отримані нами безпосередньо для розглянутого угіддя. Статистичні характеристики різноотрав'я дорівнюють для ^{137}Cs $GM = 5,0$ (Бк/кг)/(кБк/м²), $GSD = 2,2$; для ^{90}Sr $GM = 6,0$ (Бк/кг)/(кБк/м²), $GSD = 1,8$. Статистичні характеристики питомої активності ^{137}Cs (^{90}Sr) у інших компонентах добового раціону наведено

у табл. 2. Середні значення питомої активності ^{137}Cs в комбікормі (зерні) та картоплі для смт. Народичі взяті з роботи [18].

У доступних нам джерелах відсутні дані щодо питомої активності ^{90}Sr у зерні та картоплі у смт. Народичі. Ймовірно, це пов'язано з тим фактом, що цей населений пункт розташований на західному цезієвому сліді чорнобильських радіоактивних випадів. У зв'язку з цим, при радіологічному моніторингу сільськогосподарської продукції на даній території в основному визначалась питома активність ^{137}Cs . Тому питомої активності ^{90}Sr у зазначених компонентах

Таблиця 2. Статистичні характеристики питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у компонентах добового раціону ВРХ у смт. Народичі

Компонент раціону	^{137}Cs		^{90}Sr	
	<i>GM</i> , Бк/кг	<i>GSD</i>	<i>GM</i> , Бк/кг	<i>GSD</i>
Вода з р. Уж, Бк/л	0,006	1,34	0,016	1,57
Комбікорм (зерно місцевого виробництва) – повітряно-суха маса	13,8	1,80*	4,8**	1,80*
Картопля – природна вологість	18,0	1,80*	7,0**	1,80*
Поверхневий шар ґрунту (середній за ділянкою). Перша ділянка	738	1,7	12,3	1,6
Поверхневий шар ґрунту (середній за ділянкою). Друга ділянка	1201	1,7	15,8	1,7

* Усереднені дані для урожаю рослин на безградієнтних за забрудненням майданчиках, узяті з урахуванням похибки на рівні двох стандартних відхилень [19].

** Значення, отримані розрахунковим шляхом для полів навколо смт. Народичі та співвідношення (2) для ^{137}Cs і ^{90}Sr .

раціону нами було оцінено на основі відношення $C_{\text{Sr}_p} / C_{\text{Cs}_p}$ для одного й того ж угіддя. Відповідно до виразу (2) це відношення має вигляд $C_{\text{Sr}_p} / C_{\text{Cs}_p} = (КП_{\text{Sr}} / КП_{\text{Cs}}) \cdot (A_{\text{Sr}} / A_{\text{Cs}})$. За результатами проведених нами обстежень середнє значення відношення $A_{\text{Sr}} / A_{\text{Cs}}$ на природних кормових угіддях (луках) на околицях смт. Народичі дорівнює 0,0156. Відношення $КП_{\text{Sr}} / КП_{\text{Cs}}$ визначалося нами на основі КП для дерново-підзолистих супіщаних ґрунтів, наведених у рекомендаціях МАГАТЕ [20]. Прогнозовані значення питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці і м'ясі ВРХ будуть випадковими величинами, як функції випадкових величин. Однак вони, в загальному випадку, не будуть описуватися логнормальними законами розподілу ймовірностей, оскільки не є мультиплікативними функціями випадкових величин з логнормальними законами розподілу ймовірностей (див. (4)). Тому для оцінки законів розподілу ймовірностей питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці і м'ясі в роботі був використаний метод Монте-Карло [10]. Це дало змогу оцінити для можливого значення $C_{\text{мол}}(C_{\text{м'яз}})$ медіану $GM_{C_{\text{мол}}}$ ($GM_{C_{\text{м'яз}}}$), геометричне стандартне відхилення $GSD_{C_{\text{мол}}}$ ($GSD_{C_{\text{м'яз}}}$), а також інтервал $C^h \leq C_{C_{\text{мол}}}(C_{C_{\text{м'яз}}}) \leq C^6$, в якому із заданою ймовірністю P знаходиться істинне значення $C_{\text{мол}}(C_{\text{м'яз}})$. Такий підхід дає можливість оцінювати ймовірність перевищення (не перевищення) встановлених значень забруднення продукції. При отриманні цих оцінок одними із основних параметрів є КП ^{137}Cs і ^{90}Sr з добового раціону у молоко ($F_{\text{мол}}$) та м'ясо ($F_{\text{м'яз}}$). Відповідно до довідкових матеріалів [20] вони є випадковими величинами і описуються логнормальними законами розподілу ймовірностей. Їхні характерис-

тики без використання сорбуючих радіонукліди домішок наведено в табл. 3. Використання кормосумішей з фероцином знижує середнє значення КП ^{137}Cs з добового раціону в молоко в 4,1 раза, а у м'язи – в 5 разів [3]. На надходження ^{90}Sr в організм тварин застосування фероцину не впливає.

Таблиця 3. Статистичні характеристики КП ^{137}Cs і ^{90}Sr з добового раціону в молоко і м'язи ВРХ [20]

КП з добового раціону	^{137}Cs		^{90}Sr	
	<i>GM</i>	<i>GSD</i>	<i>GM</i>	<i>GSD</i>
У молоко $F_{\text{мол}}$	0,0046	2,0	0,0013	1,7
У м'язи $F_{\text{м'яз}}$	0,022	2,4	0,0013	2,9

Знання законів розподілу можливих значень питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці і у м'ясі дає змогу оцінити ризики (ймовірності) q перевищення питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у даній продукції відповідно до встановлених нормативів як для кожного радіонукліда $q = 1 - \Phi((Ln(C^0) - Ln(GM)) / Ln(GSD))$ так і за їхньою сукупністю $q_{\Sigma} = Ver\{(^{137}\text{Cs} / C_{^{137}\text{Cs}}^0 + ^{90}\text{Sr} / C_{^{90}\text{Sr}}^0) \geq 1\}$, де $\Phi(\dots)$ – функція розподілу Гауса.

4. Результати та обговорення

У 2021 р. було здійснено радіологічне обстеження сіножатей і пасовищ, що розташовані в заплаві р. Уж біля смт. Народичі Народицького району Житомирської області (див. рис. 1), які відповідно до Закону України [21] були виведені з сільськогосподарського використання. За результатами радіологічного обстеження було побудовано карти забруднення цих угідь радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr станом на 2021 р. На їхній ос-

нові, а також з використанням відомостей з інших джерел щодо характерних добових раціонів ВРХ у приватних підсобних господарствах методом Монте-Карло було змодельовано можливі значення питомої активності радіонуклідів у молоці та м'ясі ВРХ у пасовищний та стійловий періоди. При цьому передбачалося, що влітку тварини випасаються на обстежених угіддях і сіно для них заготовлюється там же. У табл. 4

наведено результати цього моделювання: значення GM , GSD і $C_{0,9}$ – верхня межа питомої активності радіонуклідів у молоці та м'ясі ВРХ на рівні 90 %. У табл. 5 наведено ризики перевищення вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr відповідно до встановлених нормативів: q_{Cs} , q_{Sr} і q_{Σ} . У табл. 6 наведено частки вмісту цих радіонуклідів у молоці (м'ясі), що обумовлені споживанням компонентів раціону.

Таблиця 4. Статистичні характеристики вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці і м'ясі ВРХ

№ ділянки	Пасовищний період						Стойловий період					
	GM , Бк/кг(л)		GSD		$C_{0,9}$, Бк/кг(л)		GM , Бк/кг(л)		GSD		$C_{0,9}$, Бк/кг(л)	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Молоко без фероцину												
I	72	0,4	3,2	2,4	312	1,4	76	0,6	3,1	2,1	326	1,6
II	118	0,5	3,2	2,5	522	1,8	122	0,7	3,1	2,2	513	1,9
Молоко з фероцином												
I	20	0,4	3,2	2,4	89	1,4	18	0,6	3,2	2,1	82	1,6
II	28	0,5	3,2	2,5	123	1,8	29	0,7	3,2	2,2	132	1,9
М'ясо без фероцину												
I	64	0,4	3,1	2,3	292	1,1	65	0,5	3,2	2,1	283	1,4
II	95	0,5	3,2	2,4	405	1,6	102	0,7	3,1	2,2	432	1,9
М'ясо з фероцином												
I	13	0,4	2,4	2,3	55	1,1	13	0,6	3,1	2,1	54	1,4
II	19	0,5	3,2	2,4	84	1,4	18	0,7	3,2	2,2	78	1,9

Таблиця 5. Ризики перевищення нормативів вмістом ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці і м'ясі ВРХ

№ ділянки	Пасовищний період						Стойловий період					
	без фероцину			з фероцином			без фероцину			з фероцином		
	q_{Cs}	q_{Sr}	q_{Σ}	q_{Cs}	q_{Sr}	q_{Σ}	q_{Cs}	q_{Sr}	q_{Σ}	q_{Cs}	q_{Sr}	q_{Σ}
Молоко												
I	0,40	0	0,40	0,08	0	0,08	0,41	0	0,41	0,07	0	0,07
II	0,55	0	0,55	0,13	0	0,13	0,57	0	0,57	0,15	0	0,16
М'ясо												
I	0,35	0	0,35	0,04	0	0,04	0,36	0	0,36	0,03	0	0,03
II	0,48	0	0,48	0,08	0	0,08	0,51	0	0,51	0,07	0	0,07

Таблиця 6. Частки вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці і м'ясі ВРХ, що обумовлені споживанням компонентів раціону, %

№ ділянки	Пасовищний період								Стойловий період							
	без фероцину				з фероцином				без фероцину				з фероцином			
	Вода	Сіно	Комбикорм	Ґрунт	Вода	Сіно	Комбикорм	Ґрунт	Вода	Сіно	Картопля	Комбикорм	Вода	Сіно	Картопля	Комбикорм
Молоко – ^{137}Cs																
I	0,003	99,65	0,15	0,20	0,003	99,65	0,15	0,20	0,004	98,7	1,0	0,3	0,003	98,7	1,0	0,3
II	0,002	99,7	0,1	0,2	0,002	99,7	0,1	0,2	0,002	99,2	0,6	0,2	0,002	99,1	0,7	0,2
Молоко – ^{90}Sr																
I	0,15	93,7	5,85	0,3	0,15	93,7	5,85	0,3	0,1	68,8	23,6	7,5	0,1	68,8	23,6	7,5
II	0,1	94,7	4,8	0,4	0,1	94,7	4,8	0,4	0,1	72,5	20,7	6,7	0,1	72,5	20,7	6,7
М'ясо – ^{137}Cs																
I	0,003	99,4	0,4	0,2	0,003	99,4	0,4	0,2	0,003	98,3	1,2	0,5	0,003	98,3	1,2	0,5
II	0,002	99,5	0,24	0,24	0,002	99,5	0,3	0,2	0,002	98,9	0,8	0,3	0,002	98,7	0,9	0,4
М'ясо – ^{90}Sr																
I	0,1	86,8	12,7	0,4	0,1	86,8	12,7	0,4	0,1	62,3	25,5	12,1	0,1	62,3	25,5	12,1
II	0,1	89,0	10,5	0,4	0,1	89,0	10,5	0,4	0,1	68,2	21,2	10,5	0,1	68,2	21,2	10,5

Наведені в табл. 6 результати свідчать, що у пасовищний і стійловий періоди частка вмісту ^{137}Cs , що обумовлена споживанням тваринами різнотрав'я з ділянок I і II як з використанням фероцину так і без нього становить: у молоці корів 98,7 - 99,7 %, у м'ясі ВРХ 98,3 - 99,5 %. Відповідно, частка вмісту ^{90}Sr , що обумовлена споживанням тваринами різнотрав'я становить: молоко – пасовищний період 93,7 - 94,7 %, стійловий період 68,8 - 72,5 %; м'ясо – пасовищний період 86,8 - 89,0 %, стійловий період 62,3 - 68,2 %.

Можливі значення питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці і м'ясі ВРХ, що отримані методом Монте-Карло, мають велику варіабельність: для ^{137}Cs GSD у середньому дорівнює $\approx 3,2$; для ^{90}Sr $\approx 2,2$. Це насамперед обумовлено консервативними оцінками варіабельності питомої активності радіонуклідів у компонентах добового раціону тварин (див. табл. 2) та варіабельністю КП з раціону в молоко та м'ясо (див. табл. 3). Це призводить до завищених оцінок верхніх прогнозованих меж (значень $C_{0,9}$) питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці та м'ясі, а також до підвищених оцінок ризиків перевищення встановлених нормативів

вмісту даних радіонуклідів у розглянутій продукції. У роботі [22] наведено параметри варіабельності питомої активності ^{137}Cs в молоці корів у населених пунктах України для пасовищного та стійлового періодів утримання тварин для однорідної за умовами випасу (утримання) групи тварин, що були отримані на основі статистичної обробки результатів радіологічного моніторингу. З урахуванням похибок їхнього визначення відповідні значення GSD дорівнюють для пасовищного періоду 1,72; для стійлового періоду 2,2. Ці значення значно менше величин, наведених у табл. 4 - 6. Слід зазначити, що ці значення враховують варіабельність, обумовлену неоднорідністю забруднення пасовищ та сіножатей, відмінністю біологічного стану та особливостями тварин, сезонними змінами стану пасовищ, відмінністю добових раціонів корів у стійловий період. У табл. 7 наведено значення верхніх меж питомої активності ^{137}Cs в молоці корів та відповідні ризики q_{cs} перевищення встановленого нормативу, отриманих у результаті моделювання (див. табл. 4 - 5) і при тому ж середньому значенні, але з варіабельністю, яка взята з роботи [22].

Таблиця 7. Верхні оцінки питомої активності ^{137}Cs в молоці корів та ризики перевищення встановлених нормативів за різних оцінок варіабельності

№ ділянки	Пасовищний період					Стойловий період				
	GM, Бк/л	$C_{0,9}$, Бк/л		q_{cs}		GM, Бк/л	$C_{0,9}$, Бк/л		q_{cs}	
		Моделювання	Моніторинг	Моделювання	Моніторинг		Моделювання	Моніторинг	Моделювання	Моніторинг
Без використання фероцину										
I	72	312	144	0,40	0,27	76	326	215,8	0,41	0,33
II	118	522	220	0,55	0,54	122	513	334,3	0,57	0,58
З використанням фероцину										
I	20	84	36	0,08	0,00	18	82	47,6	0,07	0,00
II	28	123	55	0,13	0,05	29	132	75,6	0,16	0,05

З наведеної таблиці видно, що комбінація методу Монте-Карло з оцінками варіабельності питомої активності радіонуклідів у молоці, отриманими на основі результатів радіологічного моніторингу, дає змогу суттєво знизити консервативність верхніх оцінок їхньої питомої активності у продукції тваринництва та ризиків перевищення встановлених нормативів питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці та м'ясі ВРХ.

У 2018 р. співробітниками кафедри радіобіології та радіоекології НУБіП України під керівництвом М. М. Лазарева в смт. Народичі було ще раз підтверджено отримані раніше результати [23, 24] про високу ефективність впливу фероцину на зниження вмісту ^{137}Cs у молоці корів у

пасовищний період. Характерною особливістю даного експерименту є те, що корови (30 тварин) випасалися на обстежуваному пасовищі (див. рис. 1, ділянка I). Починаючи з травня по жовтень у добовий раціон корів було включено 2 кг комбікорму з 4 г фероцину. Отримані результати наведено на рис. 2.

Дані, представлені на рисунку, дають змогу стверджувати, що результати статистичного моделювання методом Монте-Карло питомої активності ^{137}Cs у молоці корів добре узгоджуються з результатами, отриманими у натурному експерименті з випасом корів на забрудненому радіонуклідами пасовищі з добавкою в добовий раціон комбікорму з фероцином.

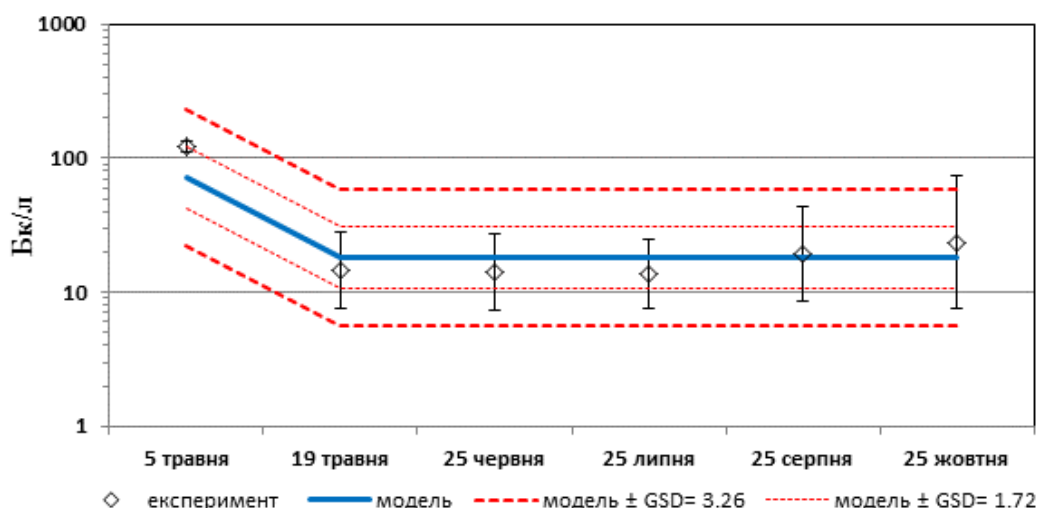


Рис. 2. Співвідношення між результатами статистичного моделювання та експериментом у реальних умовах. (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

5. Висновки

Дана робота присвячена оцінці та аналізу актуального радіологічного стану виведених з господарського обігу сіножатей і пасовищ та можливості повернення їх до сільськогосподарського виробництва для заготівлі грубих кормів (сіна) та випасу ВРХ. На основі проведеного радіологічного обстеження сіножатей і пасовищ, віднесених до II зони радіоактивного забруднення, побудовано детальні карти їхнього сучасного забруднення ізотопами ^{137}Cs і ^{90}Sr та оцінено статистичні характеристики величин забруднення. Методом Монте-Карло оцінено розподіл можливих значень питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в молоці та м'ясі при використанні цих угідь для випасу та заготівлі сіна. Отримані результати показали, що через 35 років після аварії на ЧАЕС

обстежені угіддя можуть бути повернені до господарського обігу для виробництва молока і м'яса. Без застосування протирадіаційних заходів дані угіддя можна використовувати частково (обмежені площі), а з використанням фероцину, як добавки до добового раціону, – всю обстежену територію.

Прогнозування можливих значень питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у молоці та м'ясі методом Монте-Карло дає змогу оцінити середні значення, верхні межі із заданим рівнем довіри та ризики перевищення встановлених нормативів питомої активності цих радіонуклідів у продукції тваринництва. Одержані результати добре узгоджуються з результатами, отриманими у натурному експерименті з випасу корів на забрудненому радіонуклідами пасовищі.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. *Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів)*. За ред. В.І. Холоші (К.: Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи України, 2008) 49 с.
2. *Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999 - 2002 рр.* Метод. рекомендації (К., 1998) 103 с.
3. П.П. Надточій та ін. *Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове господарство)* (К.: Світ, 2003) 372 с.
4. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. Державні гігієнічні нормативи. ГН 6.6.1.1-130-2006. Офіційний вісник України 29 (2006) 142.
5. Yu. Khomutinin et al. Optimising sampling strategies for emergency response: Soil sampling. *Journal of Environmental Radioactivity* 222 (2020) 106344.
6. Якість ґрунту. Визначення щільності забруднення території сільськогосподарських угідь радіонуклідами техногенного походження. СОУ 74.14-37-424:2006 (К.: Мін-во аграрної політики України, 2006) 12 с.
7. Ф.И. Павлоцкая. Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов. *Журнал аналитической химии* 52(2) (1997) 126.
8. Е.М. Четыркин, И.Л. Калихан. *Вероятность и статистика* (Москва: Финансы и статистика, 1982) 319 с.
9. Ю.В. Хомутінін, С.С. Левчук, В.В. Павлюченко. Методологія оперативної оцінки радіоактивного забруднення земель сільськогосподарського призначення з метою повернення їх у господарське використання. *Ядерна фізика та енергетика* 21(1) (2021) 74.

10. И.М. Соболев. *Метод Монте-Карло* (Москва: Наука, 1968) 64 с.
11. Б.Н. Анненков, Е.В. Юдинцева. *Основы сельскохозяйственной радиологии* (Москва: Агропромиздат, 1991) 287 с.
12. І.В. Чижевський. Оцінка параметрів переходу ^{90}Sr і ^{137}Cs до організму та продукції великої рогатої худоби при пасовищному утриманні тварин (на прикладі зони відчуження Чорнобильської АЕС). Автореф. дис. канд. біол. наук (К., 2004) 20 с.
13. И.В. Чижевский. Оценка количественных показателей перехода ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{241}Am из загрязненной почвы с желудочным и кишечным соками коров. *Радиационная биология. Радиоэкология* 41(4) (2001) 431.
14. В.П. Славов и др. Особенности метаболизма ^{137}Cs в рубце овец в зависимости от условий кормления и содержания. *Таврический науч. обозреватель* 5(10) (2016) 203.
15. І.В. Шумигай. Радіоекологічна та токсикологічна характеристика води річки Уж. *Агроекологічний журнал* 1 (2016) 152.
16. Ю.В. Хомутінін. Оцінка радіоекологічної безпеки прісноводних водойм України на пізній стадії аварії на ЧАЕС. *Ядерна фізика та енергетика* 15(4) (2014) 389.
17. *Деталізована поживність кормів та раціони годівлі корів у зоні радіоактивного забруднення Полісся України* (Житомир: Тетерів, 1994) 283 с.
18. О.В. Лопатюк. Оцінка екологічних та соціально-економічних умов проживання сільського населення Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС. Дис. канд. с.-г. наук (Житомир, 2020) 226 с.
19. Ю.В. Хомутінін, С.Є. Левчук, В.В. Павлюченко. Оптимізація радіаційного моніторингу сільськогосподарської продукції та угідь. *Ядерна фізика та енергетика* 17(3) (2016) 259.
20. *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.*
21. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Закон України № 791а-ХІІ від 27.02.91 р. Відомості Верховної Ради України (ВВР) 16 (1991) ст. 198.
22. Ю.В. Хомутінін, С.М. Лундін, М.М. Лазарєв. Прогнозування вмісту ^{137}Cs в молоці корів на основі використання випадкових процесів. *Наук. вісн. НАУ* 109 (2007) 225.
23. S.V. Fesenko et al. Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: Lessons learned. *Journal of Radiological Protection* 26(4) (2006) 351.
24. I. Labunska et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 1. Human dietary exposure to Caesium-137 and possible mitigation measures. *Environment International* 117 (2018) 250.

**Yu. V. Khomutinin*, O. V. Kosarchuk, S. V. Polishchuk, M. M. Lazarev,
S. E. Levchuk, V. V. Pavliuchenko**

*Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Kyiv, Ukraine*

*Corresponding author: khomutinin@gmail.com

ASSESSMENT OF THE POSSIBILITY OF A RETURN TO THE ORIGINAL USE OF PASTURES AND HAYFIELDS ABANDONED AFTER THE CHORNOBYL ACCIDENT

A radiological assessment of hayfields and pastures (Narodychi district, Zhytomyr region), which were taken out of economic use due to contamination after the Chernobyl accident, was performed. The possibility and ways of returning the lands to original use were considered. Maps of ^{137}Cs and ^{90}Sr soil contamination densities for the field were made and the corresponding statistical characteristics of the contamination were estimated. Estimates of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity concentration in natural grasses, cow milk, and meat as well as the risks of exceeding by the values the permissible levels have been calculated. The possibility of using the land for the production of milk and meat has been shown in the example of the considered radioactively contaminated pastures.

Keywords: radioactive contamination, forecast, pastures, hayfields, milk, meat, return to agricultural circulation.

REFERENCES

1. *Radiological Condition of the Territories Referred to the Zones of Radioactive Contamination (in terms of districts)*. V.I. Kholosha (Ed.) (Kyiv: Ministry of Emergencies and Protection of the Population from the Consequences of the Chernobyl Accident of Ukraine, 2008) 49 p. (Ukr)
2. *Agriculture in the Conditions of Radioactive Contamination of the Territory of Ukraine as a Result of the Chernobyl Accident for the Period 1999 - 2002. Methodical Recommendations* (Kyiv, 1998) 103 p. (Ukr)
3. P.P. Nadtochiy et al. *Experience of Overcoming the Consequences of the Chernobyl Accident (Agriculture and Forestry)* (Kyiv: Svit, 2003) 372 p. (Ukr)
4. Permissible Levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr Radionuclides in Food and Drinking Water. State Hygienic Stan-

- dards. HS 6.6.1.1-130-2006. Ofitsiynny Visnyk Ukrainy 29 (2006) 142. (Ukr)
5. Yu. Khomutinin et al. Optimising sampling strategies for emergency response: Soil sampling. *Journal of Environmental Radioactivity* 222 (2020) 106344.
 6. Soil Quality. Determination of the Agricultural Lands Contamination Density by the Technogenic Origin Radionuclides. Standard of Organization of Ukraine 74.14-37-424:2006 (Kyiv: Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 2006) 12 p. (Ukr)
 7. F.I. Pavlotskaya. Basic principles of radiochemical analysis of environmental objects and methods for determining radionuclides of strontium and transuranium elements. *Zhurnal Analiticheskoy Khimii* 52(2) (1997) 126. (Rus)
 8. E.M. Chetyrkin, I.L. Kalikhan. *Probability and Statistics* (Moskva: Finansy i Statistika, 1982) 319 p. (Rus)
 9. Yu.V. Khomutinin, S.E. Levchuk, V.V. Pavlyuchenko. Operative assessment of radioactive contamination of agricultural land for their return to use. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 21(1) (2021) 74. (Ukr)
 10. I.M. Sobol. *Monte Carlo Method* (Moskva: Nauka, 1968) 64 p. (Rus)
 11. B.N. Annenkov, E.V. Yudinseva. *Fundamentals of Agricultural Radiology* (Moskva: Agropromizdat, 1991) 287 p. (Rus)
 12. I.V. Chizhevskiy. Estimation of parameters of transition of ^{90}Sr and ^{137}Cs to an organism and production of cattle on pasture keeping of animals (on an example of the Chernobyl NPP Exclusion Zone). Thesis Abstract of Candidate of Biol. Sci. (Kyiv, 2004) 20 p. (Ukr)
 13. I.V. Chizhevskiy. Evaluation of quantitative indicators of the transition of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{241}Am from contaminated soil with gastric and intestinal juices of cows. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya* 41(4) (2001) 431. (Rus)
 14. V.P. Slavov et al. Features of ^{137}Cs metabolism in sheep rumen depending on feeding and maintenance conditions. *Tavrisheskiy Nauchnyy Obozrevatel* 5(10) (2016) 203. (Rus)
 15. I.V. Shumigay. Radioecological and toxicological characteristics of Uzh river water. *Ahroekologichnyy Zhurnal* 1 (2016) 152. (Ukr)
 16. Yu. V. Khomutinin. Evaluation of radioecological safety of freshwater reservoirs of Ukraine during late phase of ChNPP accident. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 15(4) (2014) 389. (Ukr)
 17. *Detailed Nutrient Content of Feeds and Feeding Rations of Cows in the Zone of Radioactive Contamination of Polissya of Ukraine* (Zhytomyr: Teteriv, 1994) 283 p. (Ukr)
 18. O.V. Lopatyuk. Assessment of ecological and socio-economic living conditions of the rural population of Polissya of Ukraine in the remote period after the Chernobyl accident. Thesis of Candidate of Agricultural Sci. (Zhytomyr, 2020) 226 p. (Ukr)
 19. Yu.V. Khomutinin, S.E. Levchuk, V.V. Pavliuchenko. Optimization of radiation monitoring of agricultural products and lands. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 17(3) (2016) 259. (Ukr)
 20. *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.
 21. On the legal regime of the territory affected by radioactive contamination because of the Chernobyl accident. Law of Ukraine No. 791a-XII of February 27, 1991. *Vidomosti Verkhovnoyi Rady Ukrainy (VVR)* 16 (1991) art. 198. (Ukr)
 22. Yu.V. Khomutinin, S.M. Lundin, M.M. Lazarev. Prediction of ^{137}Cs content in cow's milk based on the use of stochastic processes. *Naukovyy Visnyk Natsional'noho Ahrarnoho Universytetu* 109 (2007) 225. (Ukr)
 23. S.V. Fesenko et al. Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: Lessons learned. *Journal of Radiological Protection* 26(4) (2006) 351.
 24. I. Labunska et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 1. Human dietary exposure to Caesium-137 and possible mitigation measures. *Environment International* 117 (2018) 250.

Надійшла/Received 26.01.2022