

М. М. Талерко¹, Т. Д. Лев¹, Б. С. Прістер¹, О. В. Войцехович²

¹ Інститут проблем безпеки АЕС НАН України, вул. Лисогірська, 12, Київ, 03028, Україна

² Український гідрометеорологічний інститут ДСНС та НАН України, просп. Науки, 37, Київ, 03028, Україна

Радіоекологічне районування зони впливу АЕС як методична основа для організації взаємодії систем прогнозу радіаційної ситуації та мережі моніторингу агросфери у випадку можливих комунальних аварій

Ключові слова:

радіоекологічний моніторинг,
радіоекологічне районування,
радіоекологічна
критичність території,
математичне моделювання,
системи підтримки
прийняття рішень,
радіаційні аварії

Методологію радіоекологічного районування території можливого радіоактивного забруднення застосовано для аналізу наслідків гіпотетичної радіаційної аварії на Хмельницькій АЕС (ХАЕС). За допомогою Європейської системи підтримки прийняття рішень у разі радіаційної аварії RODOS, а також комплексу моделей аерального та кореневого забруднення рослинності, розробленого в Інституті проблем безпеки атомних електростанцій Національної академії наук України, виконано моделювання розповсюдження радіоактивних викидів, їхнього осадження на підстильну поверхню та радіоактивного забруднення продуктів сільськогосподарського виробництва в межах 100-км зони впливу ХАЕС. На прикладі отриманих результатів розрахунків показано, що превентивне радіоекологічне районування території впливу АЕС з виділенням найбільш радіоекологічно критичних ділянок забезпечує оптимальну взаємодію комп'ютерної системи прогнозування радіаційної обстановки та мережі радіоекологічного моніторингу. Це дає можливість у початковий період аварії зменшити інтервал невизначеності отриманих оцінок, створити оптимізовану схему радіоекологічного моніторингу територій сільськогосподарського виробництва, виділити території виробництва продукції з перевищенням нормативу на вміст радіонуклідів.

Вступ

Загальною рисою важких радіаційних аварій є радіоактивне забруднення значних територій із інтенсивним веденням сільського господарства [1, 2]. Початковий етап аварійного реагування (згідно з класифікацією етапів ядерної аварійної ситуації [3]) характеризується високим ступенем невизначеності інформації про характеристики забруднення природного середовища. Неповнота даних фактичного моніторингу пов'язана, зокрема, зі значною просторовою

варіабельністю полів радіаційних та радіологічних характеристик, яка не може бути швидко визначена обмеженими ресурсами інструментального моніторингу. З іншого боку, прогалини в даних моніторингу певною мірою можуть бути заповнені результатами моделювання розповсюдження радіонуклідів у компонентах навколишнього середовища, що проводиться з використанням комп'ютерних систем підтримки прийняття рішень (СППР) у випадку радіаційних аварій, таких як RODOS [4], ARGOS [5], SPEEDI [6]. Однак на етапі аварійного реагування достовірність

© М. М. Талерко, Т. Д. Лев, Б. С. Прістер, О. В. Войцехович, 2023

результатів модельних прогнозів обмежена насамперед відсутністю достовірних даних про параметри викиду та впливом похибок у відновленні метеорологічних полів, що визначають формування сліду радіоактивних випадань. Поступове накопичення нових даних, взаємодія систем прогнозування радіаційної ситуації та моніторингу природного середовища, обмін даними між ними (асиміляція даних) неминуче знижує невизначеність картини розвитку радіаційної аварії до прийнятних меж [7].

Проте зазначена проблема залишається актуальною за умов дефіциту часу на початковому етапі аварії для визначення необхідності вживання ранніх захисних заходів. Особливо це стосується оцінок забруднення продукції сільського господарства на радіоактивно забрудненій території. У цьому випадку просторова варіабельність забруднення сільськогосподарської продукції визначається не лише полем радіоактивних випадань на підстильну поверхню, а й екологічними властивостями території. Для врахування їхнього впливу на формування рівнів забруднення продукції сільського господарства запропоновано метод радіоекологічного районування [8]. На території радіоактивного забруднення на основі ландшафтно-басейнового принципу виділяються екологічно однорідні території, що визначаються типами елементарних ландшафтів, ґрунтів, підстильної поверхні, землекористування й рослинності, а значення щільності випадань радіонуклідів та інших характеристик дозволяють осереднити їх по території району. Такий підхід дозволяє ранжувати окремі радіоекологічні райони за ступенем радіоекологічної чутливості або радіоекологічної критичності території [9, 10], тобто здатності формувати на ній підвищені дози внутрішнього опромінення населення внаслідок споживання забруднених продуктів за однакової величини радіонуклідних випадань.

Виділення радіоекологічних районів дає змогу розглядати їх як окремі об'єкти з рівномірно розподіленими характеристиками всередині кожного з них. За такого підходу складна просторово неоднорідна картина радіоактивного забруднення території сільськогосподарського виробництва зводиться до набору обмеженої кількості окремих радіоекологічних районів. Повнота й узгодженість характеристик радіоактивного забруднення кожної такої структурної одиниці радіоекологічного районування забезпечується за рахунок взаємообміну даними модельних прогнозів СППР та мережі оперативного радіоекологічного моніторингу агросфери [11]. Превентив-

но зроблена оцінка ступеня їхньої радіоекологічної критичності дає можливість встановити пріоритети в плануванні мережі оперативного моніторингу території радіонуклідного забруднення на етапі аварійного реагування, оптимально розподілити його обсяги, розробити програму застосування контрзаходів та проконтролювати ефективність прийнятих рішень.

Метою цієї статті є демонстрація особливостей та деяких проблем взаємодії систем прогнозування радіаційної обстановки та радіоекологічного моніторингу на прикладі модельних розрахунків впливу аварійного викиду з АЕС на радіоекологічну ситуацію в 100-км зоні станції. Як приклад було обрано два гіпотетичні сценарії викидів із Хмельницької АЕС (ХАЕС). Вибір ХАЕС для моделювання обумовлений тим, що територія впливу станції вирізняється значною варіабельністю радіоекологічних характеристик території.

Модельні сценарії аварійних викидів з АЕС

Радіоекологічне районування території впливу АЕС у випадку радіаційної аварії дає можливість якісно виділити райони з найбільшим ступенем радіоекологічної критичності, тобто потенційно небезпечних для виробництва сільськогосподарської продукції з перевищенням установлених нормативів вмісту радіонуклідів. З метою кількісної оцінки впливу ступеня радіоекологічної критичності різних частин території радіоактивного забруднення на радіоекологічну ситуацію проведено моделювання наслідків радіоактивного викиду з блока № 2 ХАЕС. Розглянуто два гіпотетичні сценарії аварійних радіоактивних викидів в атмосферу.

1. Запроектна аварія, викликана зовнішнім знеструмленням блока під впливом проектного землетрусу [12]. Значення інтегрального виходу радіоактивних ізотопів у навколишнє середовище при 10 %-му оплавленні активної зони наведено в табл. 1. Для ізотопів радіойоду частка активності молекулярної форми у викиді приймалася рівною 99 %, органічної — 1 %. Внесок інших ізотопів (барій, лантан, рутеній, церій) не розглядався, оскільки їхній внесок у величини характеристик радіаційної та радіоекологічної ситуації є практично незначущим (не перевищує 1 %).

2. Оцінки реальних викидів радіонуклідів ^{137}Cs та ^{131}I під час аварії на АЕС «Фукусіма-1» у 2011 р. (див. табл. 1). Для модельних розрахунків у цій роботі

Таблиця 1. Сценарії викидів в атмосферу, використані для модельних розрахунків

Ізотоп	Сумарний вихід з оболонки, Бк	
	Запроєктна аварія на ХАЕС	Аварія на АЕС «Фукусіма-1», викид 15.03.2011 р.
^{131}I	$2,58 \cdot 10^{13}$	$2,50 \cdot 10^{16}$
^{132}I	$1,62 \cdot 10^{13}$	–
^{133}I	$5,06 \cdot 10^{13}$	–
^{134}I	$3,17 \cdot 10^{12}$	–
^{135}I	$2,79 \cdot 10^{13}$	–
^{134}Cs	$2,22 \cdot 10^{12}$	–
^{137}Cs	$1,47 \cdot 10^{12}$	$2,50 \cdot 10^{15}$
^{90}Sr	$1,06 \cdot 10^{10}$	–
^{133}Xe	$2,74 \cdot 10^{15}$	–
^{135}Xe	$4,59 \cdot 10^{14}$	–
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$2,96 \cdot 10^{14}$	–
^{87}Kr	$5,81 \cdot 10^{13}$	–
^{88}Kr	$1,07 \cdot 10^{14}$	–

вибрано відносно короткий період тривалістю 10 год, з 07 по 17 год 15 березня 2011 р., протягом якого величина емісії радіонуклідів була максимальною відносно всього періоду інтенсивних викидів зі станції з 12 березня по 1 травня 2011 р. і становила близько 15–20 % від їхньої загальної активності [13]. Весь викид ^{131}I розглядався в аерозольній формі.

В обох сценаріях тривалість викиду задавалась рівною 10 год, а ефективна висота викиду 60 м.

Методи і вихідна інформація для сценарію викидів № 1

Модельні розрахунки наслідків впливу аварійного викиду з ХАЕС було проведено за допомогою Європейської системи підтримки прийняття рішень у випадку радіаційних аварій RODOS, яка в Україні експлуатується, зокрема, в Центрі прогнозування наслідків радіаційних аварій Гідрометцентру України, на всіх чотирьох АЕС України, а також у Чорнобильській зоні відчуження. Наведені нижче результати було отримано з використанням системи RODOS Version 4.0, інсталюваної в Інституті проблем безпеки АЕС Національної академії наук України (далі — ІПБ АЕС).

За допомогою моделі атмосферного перенесення та осадження радіонуклідів на підстильну поверхню

RIMPUFF [14] було розраховано поля концентрації активності кожного радіонукліда зі складу викиду у приземному повітрі, а також щільність сухих та вологих випадань на підстильну поверхню. Результати розрахунків представлялись у вузлах чисельної сітки розміром 100×100 км з джерелом викиду, розташованим у її центрі. При цьому задавалась ієрархія п'яти вкладених сіток з різним просторовим кроком — 250 м на відстані до 2,5 км від джерела, 500 м — від 2,5 до 10 км, 1 км — від 10 до 26 км, 2 км — від 26 до 52 км, 4 км — від 52 до 100 км.

Отримані результати моделі атмосферного перенесення використовувались для оцінок радіоактивного забруднення продуктів сільськогосподарського виробництва та харчових продуктів, які в RODOS проводяться за допомогою моделі FDMT [15]. Параметри моделі задавались із використанням геоінформаційної бази радіоекологічних параметрів системи RODOS, які в інсталюваній версії системи відповідають типовим характеристикам, отриманим для центральної Європи (у термінах БД RODOS — радіоекологічний регіон «Центральна Європа»).

На рис. 1 наведена карта типів природокористування для 100-км зони ХАЕС, закладена в геоінформаційну базу RODOS, а на рис. 2 — відповідна карта типів ґрунтів. Як видно з рис. 2, у стандартній версії RODOS виділено лише два типи — глинистий ґрунт на півночі та суглинки в південній її частині.

Моделювання наслідків радіоактивних викидів унаслідок запроєктної аварії проводилось для метеорологічних умов розповсюдження викиду в зоні впливу ХАЕС протягом 5–6 квітня 2020 р. Поля вітру, температури повітря в нижньому шарі атмосфери та атмосферних опадів задавались згідно з результатами чисельної моделі прогнозу погоди WRF [16].

Результати розрахунків для сценарію викидів № 1

На рис. 3 наведено результати розрахунків щільності випадань ^{137}Cs та ^{131}I для викиду протягом 06–16 год 5 квітня 2020 р. станом на 06 год 6 квітня. Максимальне значення щільності отримано для найближчої до джерела комірки сітки (розміром 250 м) для ^{137}Cs 5,99 кБк/м², для ^{131}I — 198 кБк/м². Формування поля випадань відбулося в основному за рахунок механізму сухого осадження нуклідів. У південно-західній частині розрахункової області протягом доби мали місце невеликі атмосферні опади загальною кількістю



Рис. 1. Карта типів природокористування в базі даних RODOS у вузлах розрахункової сітки для 100-км зони ХАЕС (див. кольорові рисунки на сайті журналу)

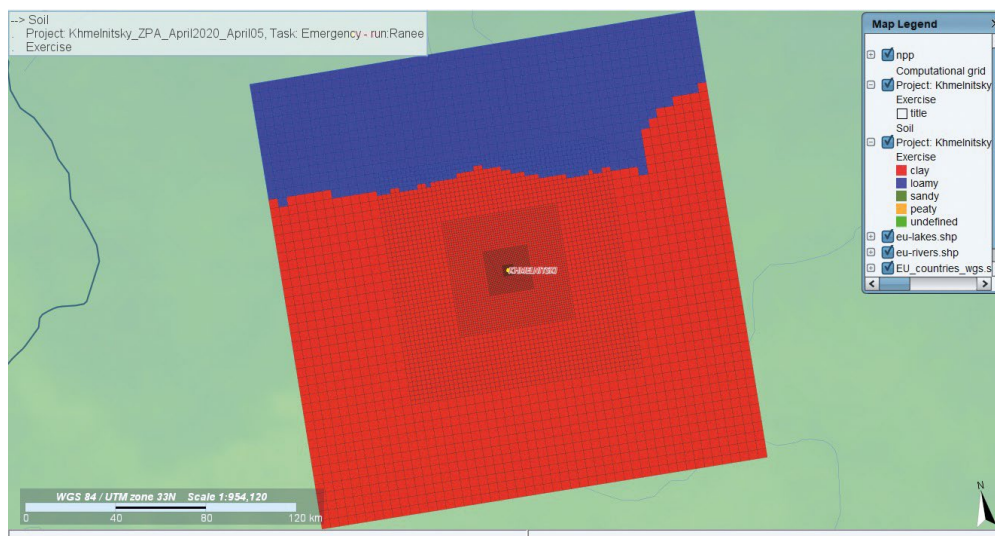


Рис. 2. Карта типів ґрунтів у базі даних RODOS для 100-км зони ХАЕС

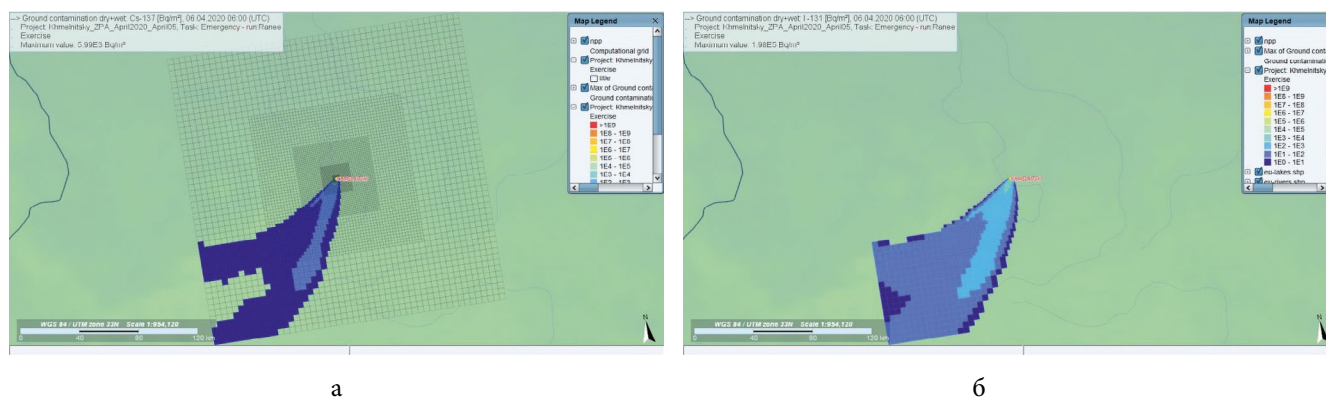


Рис. 3. Модельне поле щільності випадань ^{137}Cs (а) та ^{131}I (б) для сценарію № 1

не більше 1 мм за добу. Унаслідок вологого вимивання радіонуклідів у цій області на відстані 65–70 км від АЕС сформувалася пляма підвищених випадань і, відповідно, підвищених рівнів радіонуклідного забруднення продукції сільського господарства. Внесок механізму вологих випадань у загальне забруднення ґрунту в центрі плями до 55 %.

Результати розрахунків потужності експозиційної дози (ПЕД) наведено на рис. 4. У період проходження радіоактивної хмари над заданою точкою ПЕД підвищувалася до максимальних значень у діапазоні 0,25–1,0 мкЗв/год на відстані 3 км від джерела викиду на осі факела. Коливання значень ПЕД у цей період пов'язані із змінами метеорологічних умов розповсюдження викиду. На границі 30-км зони АЕС відповідні модельні значення ПЕД не перевищили 0,1 мкЗв/год і спадали до значень менше 0,03 мкЗв/год на відстані 100 км від АЕС.

Після закінчення періоду викидів значення ПЕД визначається випромінюванням від випадань на земну поверхню і спадає від $2 \cdot 10^{-2}$ мкЗв/год на відстані 3 км до $5 \cdot 10^{-4}$ мкЗв/год на відстані 100 км від АЕС. При цьому навіть у точці максимального значення ПЕД від ґрунту (на відстані 250 м від джерела) воно не перевищує критерій 1 мкЗв/год, установлений Міжнародним агентством з атомної енергії (МАГАТЕ) як діючий рівень втручання ДРВ3 під час реагування на аварійну ситуацію [17].

Для оцінки можливості детектування аварійного викиду датчиками мережі радіаційного моніторингу приймемо, що перевищення поточного вимірюваного значення ПЕД над середньорічним доаварійним значенням на величину $4 \cdot 10^{-2}$ мкЗв/год може бути

проінтерпретоване як реєстрація радіоактивного викиду, а не як результат стохастичних коливань природного радіаційного фону. Тоді модельні значення ПЕД будуть перевищувати цей поріг лише до відстаней 1,8 км від джерела на осі факела в період активних викидів і спадати до менших значень при зміщенні до периферії факела на відстані 400–500 м. Таким чином, для використаного сценарію аварійного викиду сектор, в якому можливе детектування самої події за даними вимірювань ПЕД, є надзвичайно обмеженим (його площа займає не більше 3 % від площі 3-км зони АЕС).

Документ [17] встановлює значення критерію діючого рівня втручання ДРВ6 для концентрації радіонуклідів у харчових продуктах, що виправдовують розгляд обмежень на їхнє споживання з метою збереження ефективної дози опромінення будь-якої особи на рівні нижче 10 мЗв за рік. Для ^{137}Cs значення ДРВ6 визначено рівним 2 000 Бк/кг, для ^{131}I — 3 000 Бк/кг. Згідно з розрахунками за моделлю FDMT (рис. 5), перевищення критерію ДРВ6 по ^{137}Cs для природних трав може бути лише на відстанях до 2 км від джерела, а для листових овочів — до 1 км (тобто фактично відсутнє). За ^{131}I можливе перевищення критерію ДРВ6 для листових овочів у межах сліду випадань на відстанях до 15 км від АЕС, а для трави — на відстанях до 30 км. На рис. 6 наведена динаміка концентрації ^{131}I у листових овочах для точки на осі сліду випадань на відстані 3 км від джерела викиду. Активність ^{131}I спадає від максимального значення 10,5 кБк/кг 6 квітня до 3 кБк/кг (ДРВ3 для йоду) 18 квітня, тобто перевищення допустимого рівня забруднення по ^{131}I прогнозується протягом перших 12 діб після аварії.

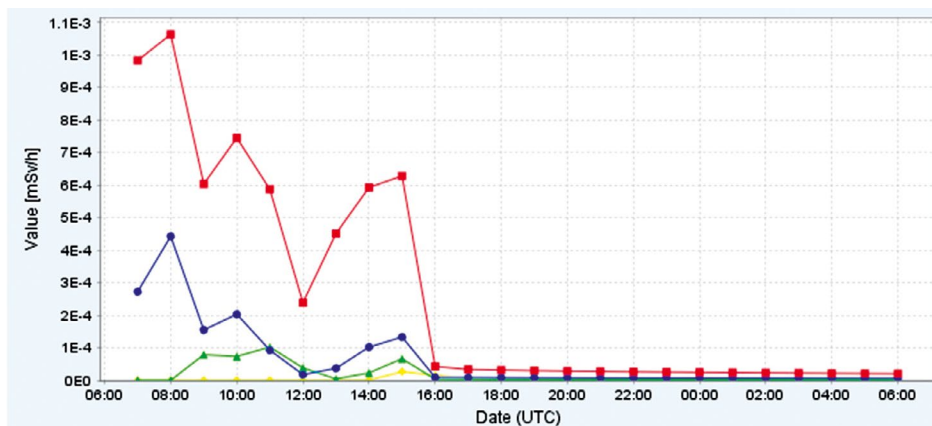


Рис. 4. Розрахункова динаміка ПЕД (сума від повітряної компоненти та випадань) протягом 24 год після початку викиду для чотирьох точок на осі сліду на відстанях 3 км (червоним), 10 км (синім), 30 км (зеленим) та 100 км (жовтим) від джерела

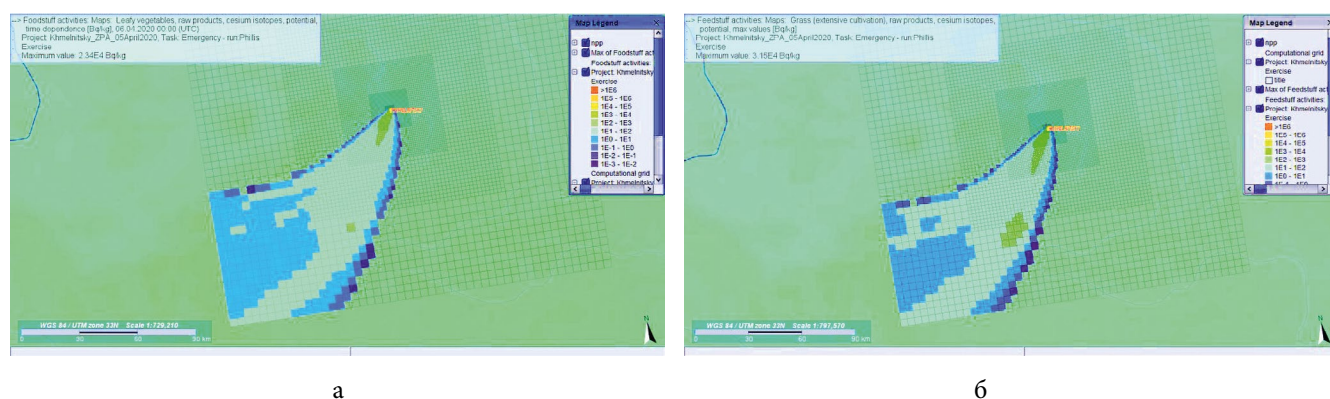


Рис. 5. Поле забруднення ^{137}Cs листових овочів (а) і трави (б) згідно з результатами моделі FDMT

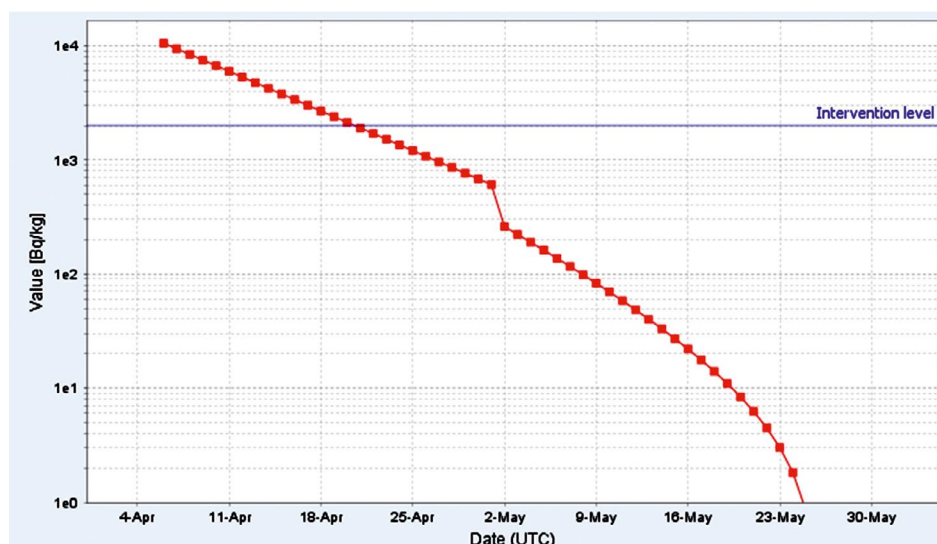


Рис. 6. Динаміка концентрації ^{131}I в листових овочах на відстані 3 км від АЕС

Згідно з моделюванням максимальне забруднення картоплі ^{137}Cs (станом на вересень 2020 р.) по всій території радіоактивного сліду не перевищує 1 Бк/кг.

Сумарна розрахункова доза опромінення за всіма шляхами, яка може бути отримана дорослою людиною, не перевищує 1 мЗв за перший рік після аварії практично в усій області (за винятком вузла розрахункової сітки, в якому знаходиться АЕС).

Таким чином, результати прогнозу наслідків за проектною аварією на ХАЕС, отримані за допомогою системи RODOS, показали:

1. Розглянутий сценарій викиду (із сумарною по всіх ізотопах йоду активністю порядку 10^{14} Бк і по ізотопах цезію 10^{12} – 10^{13} Бк) використовується під час оцінювання впливу блока ХАЕС на навколишнє середовище [12] як найтяжчий за своїми радіаційними наслідками. Проте за використаних метеорологічних умов розповсюдження радіонуклідів в атмосфері (які є типовими для цієї кліматичної зони) навіть він

практично не призводить до виникнення необхідності застосування великомасштабних контрзаходів з метою захисту населення. Єдиним винятком є перевищення ДРВЗ забруднення радіоїодом листових овочів і трави протягом перших двох тижнів після аварії в межах 30-км зони АЕС.

2. Вказане перевищення формується виключно внаслідок аерального шляху забруднення рослинності, за якого вплив радіоекологічної «критичності» території (пов'язаної насамперед із варіабельністю властивостей ґрунтів у зоні аварійних радіоактивних випадань) практично не проявляється. У [18] показано, що в стандартному варіанті модель харчових ланцюгів FDMT, яка використовується в RODOS, дає задовільні результати для забруднення трави ^{137}Cs та ^{90}Sr на строк до кількох місяців після аварії, коли аеральний механізм забруднення трави є домінуючим. Однак прогнози забруднення на пізній стадії аварії (протягом наступних років після випадань),

особливо для ґрунтів з великим вмістом органіки, з використанням стандартних параметрів моделі FDMT можуть занижувати модельний вміст ^{137}Cs у траві до 100 разів.

3. Необхідність застосування в повному обсязі методології радіоекологічного районування території зони впливу АЕС та організації мережі радіоекологічного моніторингу на території сільськогосподарського виробництва з урахуванням наявності критичних її ділянок з'являється насамперед у випадках, коли кореневий шлях стає провідним механізмом формування радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції [19]. Практична необхідність застосування вказаної методології виникає, очевидно, тоді, коли щільність радіоактивних випадань довгоживучих нуклідів (передусім цезію та стронцію) має значення порядку десятків $\text{кБк}/\text{м}^2$ і вище.

4. Практичне застосування системи RODOS (у її стандартному варіанті під час інсталяції) для прогнозування та аналізу радіоекологічної ситуації на території радіоактивного забруднення має свої особливості. Зокрема, незважаючи на наявність карт типів підстильної поверхні та ґрунтів для регіону, що розглядається (див. рис. 1 і 2), для розрахунків радіоактивного забруднення кожного виду сільськогосподарської продукції використовуються однакові коефіцієнти переходу, які не залежать, зокрема, від типу ґрунту, на якому вони виробляються. Таким чином, просторовий розподіл забруднення кожного виду продукції виявляється пропорційним полю радіонуклідних випадань і не залежить від екологічних особливостей території. У цьому разі у випадку модельних оцінок втрачається головна ідея поняття радіоекологічної критичності — вплив екологічних особливостей території на формування величини забруднення продукції. Використання в системі більш детальних карт типів рослинності та ґрунтів для заданої території (що в принципі система дозволяє робити) ситуацію в цьому сенсі не змінює.

5. Крім того, навіть за наявності деталізованої карти просторового розподілу типів природокористування, система для кожної комірки чисельної сітки проводить розрахунки повного набору радіоекологічних характеристик, включаючи величини радіонуклідного забруднення кожного сільськогосподарського продукту та дози опромінення, пов'язані з його споживанням, незважаючи на те, чи вирощується або виробляється він реально в межах території, що прив'язана до цієї комірки. Для прикладу, розрахунки забруднення всіх продуктів харчування,

що входять до стандартного раціону, проводяться в тому числі для комірок, що на карті типів природокористування позначені як «водна поверхня». Такий підхід представлення результатів розрахунків дещо затруднює їхнє сприйняття та використання для подальшого аналізу радіоекологічної ситуації, оскільки на прогнозних картах важко одразу виділити території, де реально виробляється продукція із зазначеними рівнями забруднення. Потрібно відзначити, що способи візуалізації радіоекологічних даних у СППР протягом різних фаз радіаційної аварії мають суттєвий вплив на якість прийняття експертами контрзаходів щодо захисту населення та радіоактивно забруднених територій [20].

Методи і вихідна інформація для сценарію викидів № 2

Враховуючи вищенаведене, було проведено моделювання радіоекологічної ситуації в 100-км зоні ХАЕС для гіпотетичного сценарію аварійного викиду ^{131}I та ^{137}Cs , що за сумарною активністю відповідає реальній емісії з АЕС «Фукусіма-1» у початковий період аварії (див. табл. 1). При цьому активність викидів указаних радіонуклідів в атмосферу перевищує оцінки для першого сценарію на 3 порядки величини, що призводить до формування поля випадань з відносно високими значеннями забруднення ґрунту та рослинності на радіоактивному сліді в межах усієї 100-км зони АЕС.

Крім того, були використані такі положення та припущення:

1. Моделювання наслідків аварійного викиду проводилось для метеорологічних умов його розповсюдження в атмосфері в межах 100-км зони ХАЕС протягом 9–10 липня 2021 р. Як і в попередньому випадку, використовувались поля метеорологічних елементів згідно з результатами чисельної моделі прогнозу погоди WRF. Атмосферні опади в цей період у межах розрахункової області були відсутні.

2. Період викиду тривалістю 10 год задавався з 07 по 17 год 9 липня 2021 р.

3. Як і для першого сценарію, моделювання атмосферного перенесення радіонуклідів проводилось за допомогою системи RODOS з використанням моделі RIMPUFF.

4. Розрахункові поля концентрації активності в повітрі та випадань на підстильну поверхню використовувались для оцінок забруднення окремих видів сільськогосподарської продукції за допомогою

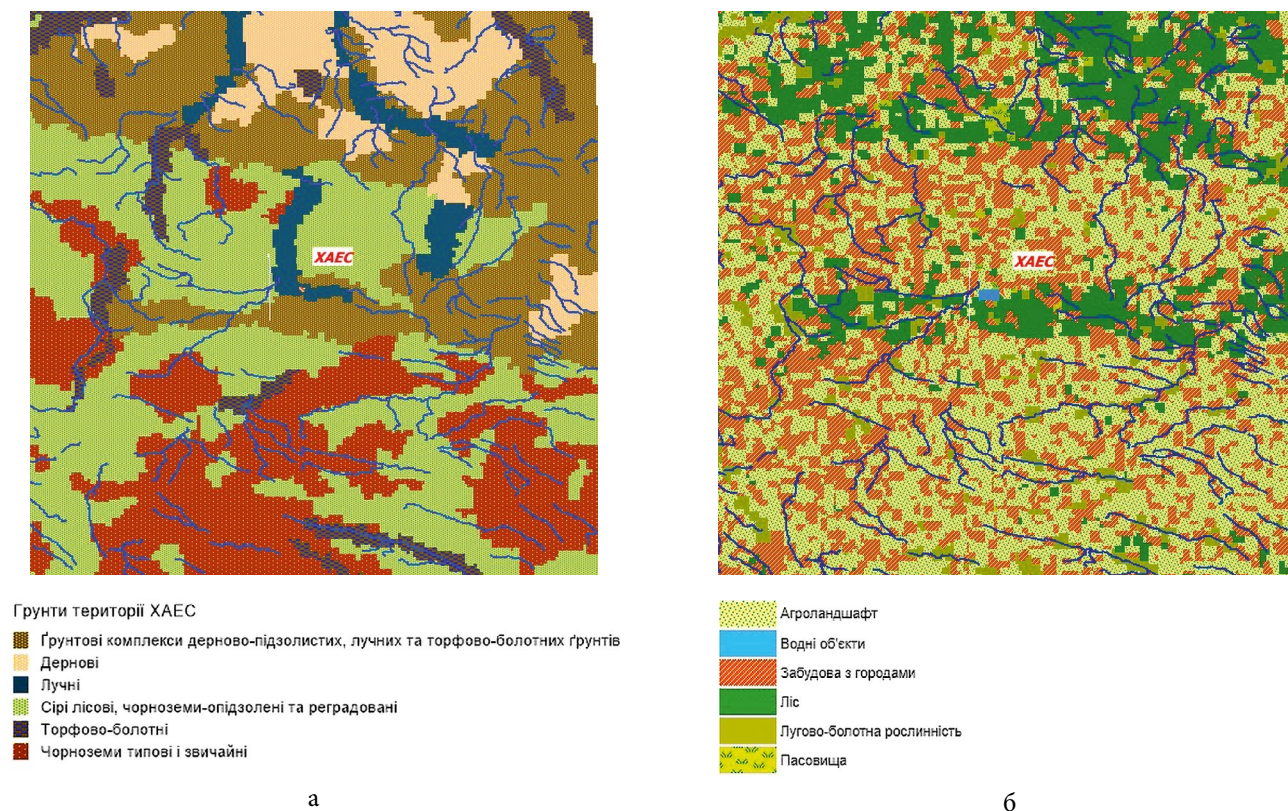


Рис. 7. Карти типів ґрунтів (а) та регіонального землекористування (б) у межах 100-км зони ХАЕС, що використовувалась для модельних оцінок за сценарієм викиду № 2

комплексу моделей аерального та кореневого забруднення, розробленого в ІПБ АЕС [21–23]. Розрахунки проводились для окремих комірок чисельної сітки, що покривала 100-км зону навколо ХАЕС.

5. Для проведення моделювання забруднення сільськогосподарської продукції використовувалися деталізовані карти типів ґрунту (рис. 7, а) та природокористування (рис. 7, б), створені в ІПБ АЕС у М 1 : 200 000 для регулярної сітки з кроком 1 000 і 500 м для ближньої зони. Для території 100-км зони ХАЕС виділено 6 основних типів ґрунтів та 6 типів землекористування.

6. На відміну від системи RODOS, у кожній комірці чисельної сітки розраховувалось радіонуклідне забруднення лише тих видів рослинної продукції, які реально виробляються за відповідних типів природокористування та ґрунту, присвоєних для цієї комірки (рис. 8). Такий підхід дає змогу одразу виділити на радіоактивному сліді ті області, де відповідна продукція виробляється в принципі, і потім проводити просторовий аналіз рівнів її радіоактивного забруднення.

7. Параметри для оцінки аерального та кореневого забруднення рослинності задавалися відповідно до даних натурних спостережень та спеціальних



Рис. 8. Карта структури розміщення рослинної продукції в межах 100-км зони ХАЕС

Таблиця 2. Оцінювальна таблиця класів радіоекологічної критичності та комплексного коду для вибраного сценарію структури землекористування

Комплексний код	Підстильна поверхня	Сценарій рослинності	Клас критичності рослин	Клас критичності ґрунтів	Назва ґрунтів	Коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини
11	Ліс	Природні трави	1	1	Торфово-болотні	225
12	Ліс	Природні трави	1	2	Ґрунтові комплекси дерново-підзолистих, лучних та торфово-болотних ґрунтів	225
13	Ліс	Природні трави	1	3	Дернові	29
14	Пасовища	Природні трави	1	4	Лучні	10
15	Лугово-болотна рослинність	Природні трави	1	5	Сірі лісові, чорноземи — опідзолені та реградовані	10
16	Лугово-болотна рослинність	Природні трави	1	6	Чорноземи типові і звичайні	10
21	Агроландшафт	Зернові	2	1	Торфово-болотні	7,4
22	Агроландшафт	Зернові	2	2	Ґрунтові комплекси дерново-підзолистих, лучних та торфово-болотних ґрунтів	7,4
23	Агроландшафт	Природні трави	2	3	Дернові	29
24	Агроландшафт	Природні трави	2	4	Лучні	10
25	Агроландшафт	Зернові	2	5	Сірі лісові, чорноземи — опідзолені та реградовані	0,8
26	Агроландшафт	Зернові	2	6	Чорноземи типові і звичайні	0,8
31	Забудова з городами	Картопля і коренеплоди	3	1	Торфово-болотні	12
32	Забудова з городами	Картопля і коренеплоди	3	2	Ґрунтові комплекси дерново-підзолистих, лучних та торфово-болотних ґрунтів	12
33	Забудова з городами	Природні трави	3	3	Дернові	29
34	Забудова з городами	Природні трави	3	4	Лучні	10
35	Забудова з городами	Картопля і коренеплоди	3	5	Сірі лісові, чорноземи — опідзолені та реградовані	0,74
36	Забудова з городами	Картопля і коренеплоди	3	6	Чорноземи типові і звичайні	0,74

експериментів [1, 23] і, зокрема, з урахуванням залежності коефіцієнтів переходу «ґрунт — рослина» від типу ґрунту.

На основі запропонованої методології комплексного радіоекологічного районування [8] була проведена оцінка критичності території, яка визначалася комплексним кодом, що складається з класів критичності ґрунтів, типів підстильної поверхні з рослинним покривом. Клас критичності ґрунтів та рослинності визначався радіоекологічними властивостями об'єктів — коефіцієнтами переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини.

Використовувався сценарій структури землекористування, який охоплював такі поєднання підстильної поверхні і рослинного покриву:

агроландшафт — зернові та природні трави;
лучно-болотна рослинність, ліс, пасовища — природні трави;
забудова з городами — картопля, коренеплоди, природні трави.

Для запропонованого сценарію структури землекористування була підготовлена табл. 2 для оцінки класів радіоекологічної критичності підстильної по-

верхні з типом рослинності, а також групою ґрунтів з коефіцієнтами переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини. Складено комплексний код, де на першому місці розташовується клас критичності рослин, а на другому — клас критичності ґрунтів, за якими проведено класифікацію (радіоекологічне зонування) території 100-км зони ХАЕС з виділенням найбільш небезпечних районів радіоекологічної критичності. На рис. 9 наведена карта класів критичності, для створення якої були використані дані табл. 2, карти типів ґрунтів, землекористування та структури розміщення рослинної продукції (див. рис. 7 і 8).

Наведені на рис. 9 результати показують, що попередньо підготовлені карти потенційно радіоекологічних критичних територій дають змогу організувати найбільш раціональний та оптимальний моніторинг радіоекологічних параметрів — рівнів забруднення ґрунту, продуктів сільськогосподарського виробництва з розрахунком дози внутрішнього опромінення населення, яке проживає на цій території. Для вибраного найбільш реалістичного сценарію землекористування пункти метеорологічних спостережень розташовані в основному в потенційно безпечних ра-

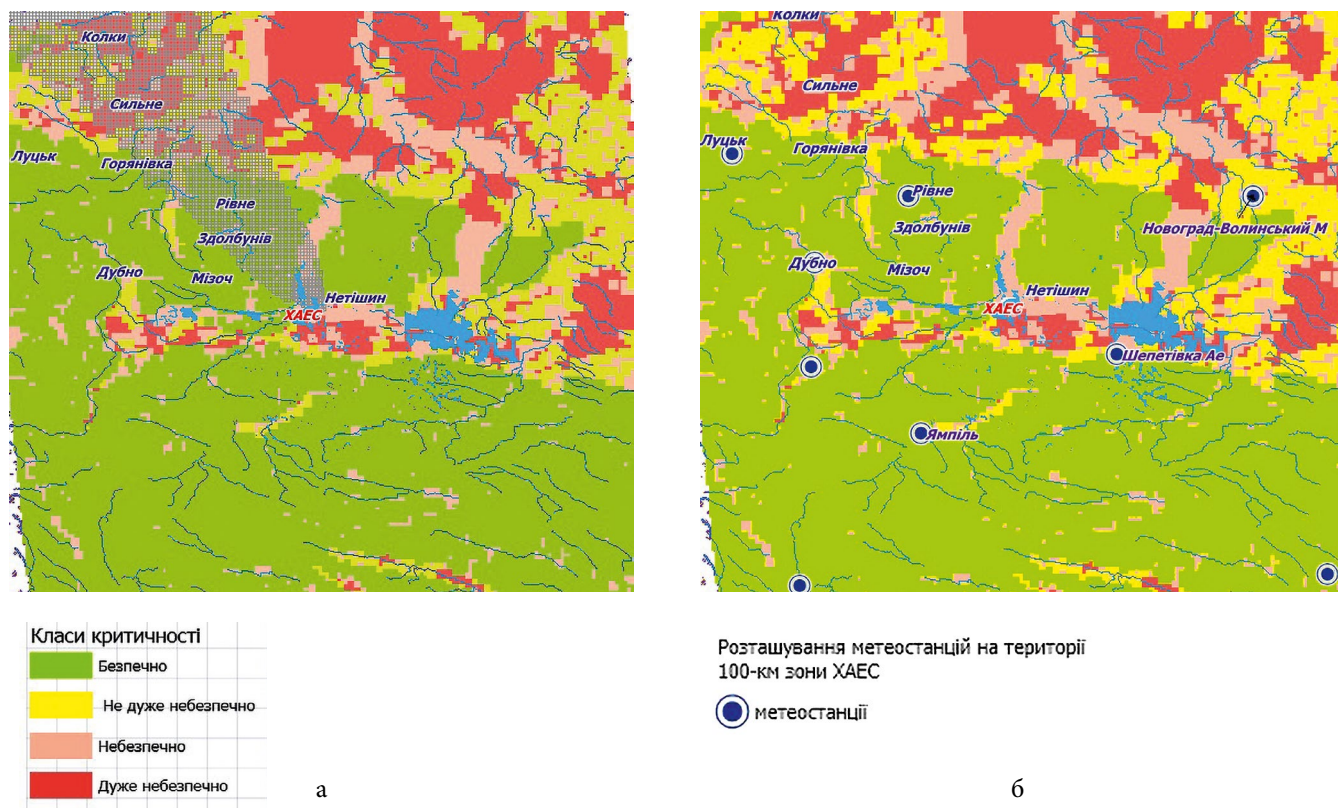


Рис. 9. Карта ступеня (класу) потенційної радіоекологічної критичності території 100-км зони ХАЕС із розрахунковим радіоактивним слідом (див. нижче) (а) та з локалізацією метеостанцій (б)

йонах і лише організація додаткових спостережень на критичних ґрунтах дасть змогу контролювати надходження радіоактивно забруднених продуктів у сферу виробництва продуктів харчування.

Результати розрахунків для сценарію викидів № 2

Моделльні результати щільності поля випадань ^{137}Cs для сценарію аварійного викиду № 2 показано на рис. 10. На границі 100-км зони її значення на осі сліду досягає 11 кБк/м², на відстані 30 км — 45,7 кБк/м², на відстані 10 км від джерела — 125 кБк/м². Відповідні значення щільності випадань ^{131}I становлять 104, 460 та 1 160 кБк/м². Максимальне розрахункове значення щільності випадань отримано для найближчої до джерела комірки сітки (розміром 250 м) для ^{137}Cs — 7,6, для ^{131}I — 71,7 МБк/м² відповідно.

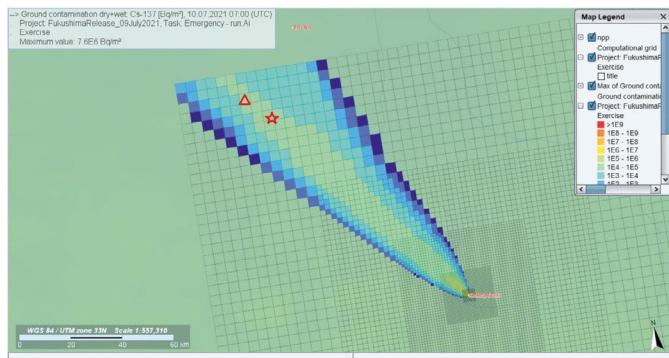


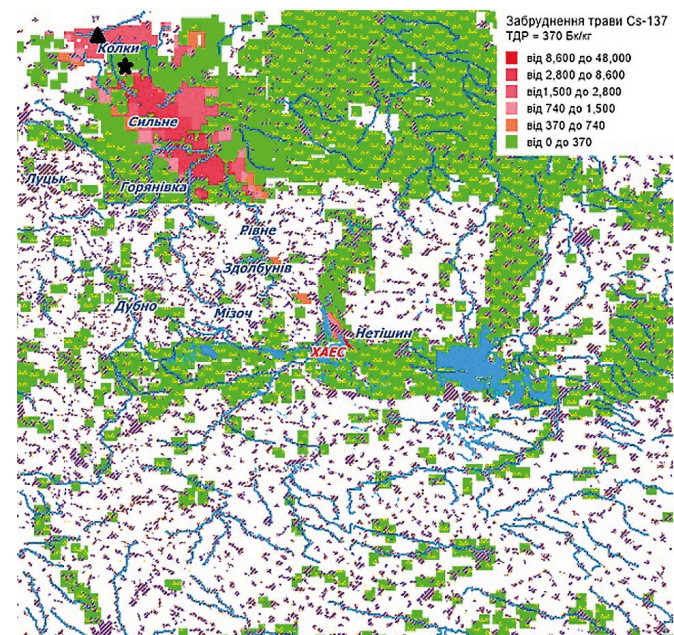
Рис. 10. Моделльне поле щільності випадань ^{137}Cs для сценарію № 2. Трикутником та зірочкою показано ділянки з торфово-болотними та дерновими ґрунтами відповідно

Розрахункове значення ПЕД у період проходження хмари викиду досягає 0,42 мкЗв/год на границі 100-км зони, на відстані 30 км — 2,2 мкЗв/год, на відстані 10 км від джерела — 30 мкЗв/год. Після закінчення періоду викидів (через 10 год після початку аварії) значення ПЕД від випадань перевищує встановлений ДРВЗ 1 мкЗв/год на радіоактивному сліді в межах 10-км зони АЕС. Це означає, що на цій території має бути припинено споживання нежиттєво важливих вироблених на місці продуктів і молока тварин, які пасуться на цій території, доки не буде проведено їхній скринінг і рівні забруднення не будуть оцінені з використанням ДРВ5 і ДРВ6 [17].

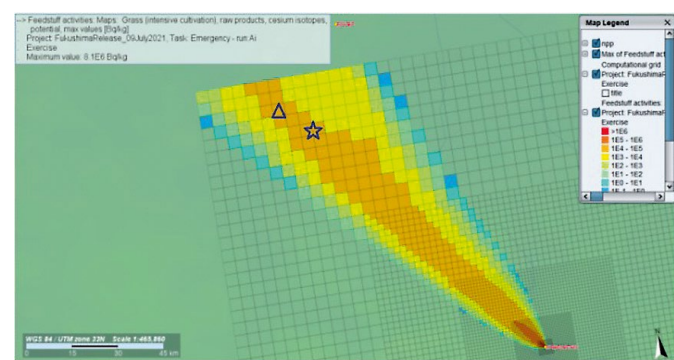
Карта забруднення трави ^{137}Cs , розрахованого для сценарію викиду № 2 за допомогою комплексу моделей забруднення рослинності, розробленого

в ПІБ АЕС, наведена на рис. 11. Забруднення трави розраховувалось на липень 2022 р., тобто через 1 рік після випадань, коли кореневий шлях забруднення рослинності є превалюючим. Для порівняння поруч представлено результат аналогічних розрахунків, виконаних із використанням системи RODOS.

Як видно з рис. 11, а, просторовий розподіл концентрації ^{137}Cs в траві, забрудненій кореневим шляхом через 1 рік після випадань, суттєво відрізняється від результатів забруднення трави, отриманих з використанням RODOS. На відміну від «класичної» модельної форми сліду (майже осесиметричної та



а



б

Рис. 11. Концентрація ^{137}Cs в траві для сценарію викиду № 2: а — розрахунки за допомогою комплексу моделей ПІБ АЕС; б — з використанням RODOS. Трикутником та зірочкою показано ті самі ділянки, що й на рис. 10

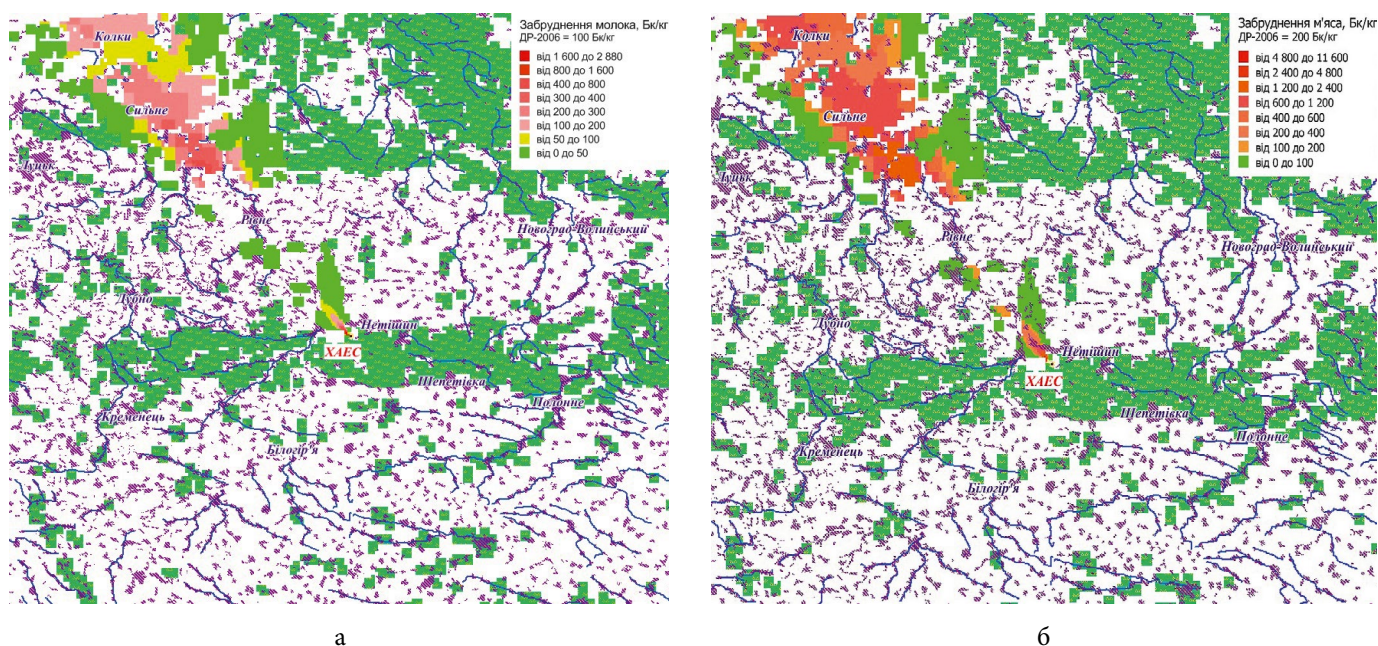


Рис. 12. Карти забруднення ^{137}Cs молока (а) і м'яса (б), розрахованого за сценарієм № 2 за допомогою комплексу моделей ІПБ АЕС

з монотонно спадаючим забрудненням за збільшення відстані від джерела, рис. 11, б), у північно-західній частині карти на рис. 11, а чітко виділяються області підвищених рівнів забруднення трави, розділених територіями з відносно невеликими концентраціями. Наявність плями з високими рівнями концентрації ^{137}Cs в траві в районі села Колки пояснюється тим, що ця територія з торфово-болотними ґрунтами характеризується найвищим ступенем потенційної критичності (див. рис. 9). Ще раз підкреслимо, що обидва поля було розраховано за однаковими даними щільності випадань ^{137}Cs на підстильну поверхню, наведеними на рис. 10.

Для прикладу, на рис. 10 і 11 виділено дві ділянки території з різним класом критичності (позначена трикутником, знаходиться на ділянці з найбільш критичним класом 1, зірочкою — з класом критичності 3). Згідно з результатами моделювання атмосферного транспорту радіоактивного викиду, щільність випадань ^{137}Cs в першій точці, розташованій на відстані 115 км від джерела, дорівнює $27,6 \text{ кБк/м}^2$. Щільність випадань у другій, розташованій ближче — на відстані 105 км, становить $33,7 \text{ кБк/м}^2$. Однак при цьому за рахунок впливу різних радіоекологічних властивостей ділянок, насамперед різних типів ґрунтів, забруднення трави для них, оцінене за допомогою комплексу моделей, розробленого в ІПБ АЕС, становить 2 160 і 343 Бк/кг відповідно.

Крім того, потрібно відзначити, що розрахунки концентрації ^{137}Cs в траві проводяться лише в тих комірках розрахункової сітки, де згідно з картою структури розміщення рослинної продукції (див. рис. 8) можливе її виробництво та використання в товарних кількостях, і які мають бути враховані під час оцінювання доз внутрішнього опромінення населення.

За цими ж даними розраховано концентрації ^{137}Cs у молоці та м'ясі, що виробляється в умовах споживання забрудненої трави (рис. 12). Просторовий розподіл продуктів тваринництва в цілому повторює особливості поля забруднення трави, отримані з урахуванням екологічних особливостей території.

Відзначимо, що така форма представлення результатів розрахунків дає можливість одразу виділити на карті території з перевищенням допустимих норм забруднення продуктів сільського господарства й оптимізувати планування поставарійного радіоекологічного моніторингу на радіоактивно забруднених територіях.

Висновки

1. Системи прогнозування та оцінки наслідків радіаційних аварій є важливою складовою схеми організації радіоекологічного моніторингу на території сільськогосподарського виробництва, яка зазнала

радіоактивного забруднення в результаті радіаційної аварії на АЕС. Перші модельні оцінки концентрацій радіонуклідів та доз опромінення населення в зоні радіоактивного забруднення можуть слугувати орієнтиром для визначення територій, на яких у першу чергу мають бути організовані вимірювання параметрів радіоактивного забруднення. Так само дані перших вимірювань можуть бути використані для переоцінки параметрів джерела аварійного викиду, які, як правило, у початковий період аварії мають значний ступінь невизначеності. Повторне моделювання з уточненим джерелом викиду дає можливість також покращити модельний прогноз. Таким чином, ітеративний процес отримання розрахункових даних та результатів інструментального моніторингу дозволяє поступово уточнити та деталізувати характеристики полів радіоактивного забруднення різних компонент навколишнього середовища і на цій основі оптимізувати в просторі і часі схеми радіаційного та радіоекологічного моніторингу [24, 25].

2. Інтервал невизначеності результатів модельного прогнозу наслідків радіаційної аварії визначається, у першу чергу, імовірною відсутністю достовірних даних про параметри радіоактивного викиду, а також можливою неповнотою даних про екологічні та радіоекологічні характеристики території радіоактивного забруднення. Вплив першої проблеми є практично неминучим у початковий період аварії [26]. Однак внесок частини похибок прогнозних оцінок, пов'язаних із параметризацією властивостей території можливого впливу радіаційно небезпечного об'єкта, може бути мінімізований за рахунок превентивної (до можливої аварії) підготовки відповідної радіоекологічної інформації.

3. Етап превентивної підготовки радіоекологічної інформації про територію можливого радіоактивного забруднення повинен включати, зокрема, формування геоінформаційних баз даних щодо характеру рельєфу, типів ґрунтів, підстильної поверхні, структури розміщення рослинної продукції тощо з необхідною для моделювання просторовою роздільністю. На основі створених таким чином геоінформаційних баз даних має бути проведено радіоекологічне районування території потенційного радіонуклідного забруднення з оцінкою потенційної критичності виділених радіоекологічних районів.

4. Кожен виділений радіоекологічний район має бути забезпечений надійними даними щодо характеристик міграції радіонуклідів у ґрунті, рослинності та харчових ланцюгах, які необхідні для параметри-

зації відповідних моделей міграції з урахуванням екологічних особливостей цього регіону. Як показують наведені вище результати, використання осереднених параметрів моделей міграції нуклідів може призвести до значних похибок в оцінці радіонуклідного забруднення сільськогосподарської продукції. Необхідні дані мають бути отримані за результатами проведення фонових (доаварійного) моніторингу, який є важливим компонентом у створенні загальної схеми радіоекологічного моніторингу території потенційного впливу радіаційно небезпечних об'єктів. Вибір місць організації фонових моніторингу має бути узгоджений з результатами радіоекологічного районування території й охоплювати основні радіоекологічні райони за їхнім внеском у формування індивідуальних та колективних доз опромінення населення внаслідок споживання продуктів харчування. Особливу увагу слід приділити вивченню характеристик найбільш критичних радіоекологічних районів.

5. Моделі розрахунку міграції радіонуклідів у харчових ланцюгах, які використовуються в системах прогнозування наслідків радіаційних аварій, таких як RODOS, повинні бути забезпечені вищезгаданою інформацією [19]. Це дасть можливість прогнозувати радіонуклідне забруднення продуктів сільськогосподарського виробництва та пов'язаних із ними доз внутрішнього опромінення населення з необхідною деталізацією у просторі. Також отримання таких даних дасть змогу створити оптимізовану схему радіоекологічного моніторингу територій сільськогосподарського виробництва на різних етапах радіаційної аварії.

6. Радіоекологічне районування дозволяє поєднати мережі прогнозу, відбору проб моніторингу та оцінки радіоекологічних характеристик середовища у просторі та використовувати як єдиний об'єкт системи прогнозу та моніторингу всіх середовищ, контролю якості продукції та проведення контрзаходів для конкретних елементів ландшафту в разі аварії на радіаційно небезпечних об'єктах. Такий підхід зумовлює універсальність методу та можливість використання його практично на будь-яких територіях.

Список використаної літератури

1. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля : монография / Б. С. Пристер, А. А. Ключников, В. Г. Баряхтар [и др.]. — 2-е изд., доп. — Чернобыль : ИПБ АЭС, 2016. — 356 с.

2. Nakanishi T. M. Agricultural aspects of radiocontamination induced by the Fukushima nuclear accident — A survey of studies by the Univ. of Tokyo Agricultural Dept. (2011–2016) / T. M. Nakanishi // *Proc. Jpn. Acad. Ser B. Phys. Biol. Sci.* — 2018. — Vol. 94 (1). — P. 20–34.
3. Arrangements for the Termination of a Nuclear or Radiological Emergency. General Safety Guide No. GSG-11. — Vienna : IAEA. — 2018. — 189 p.
4. RODOS reengineering: aims and implementation details / I. Ievdin, D. Trybushnyi, M. Zheleznyak, W. Raskob // *Radioprotection.* — 2010. — Vol. 45. — P. S181–S189.
5. ARGOS Decision Support System for Emergency Management / S. Hoe, P. McGinnity, T. Charnock [et al.] // *Proceedings (online) of the Argentine Radiation Protection Society.* — 2009. — Available at: https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/3924948/Hoe_paper.pdf.
6. Chino M. SPEEDI and WSPEEDI: Japanese Emergency Response Systems to Predict Radiological Impacts in Local and Workplace Areas due to a Nuclear Accident / M. Chino, H. Ishikawa, H. Yamazawa // *Radiation Protection Dosimetry.* — 1993. — Vol. 50 (2–3). — P. 145–152.
7. Role of modelling in monitoring soil and food during different stages of a nuclear emergency / L. Sweeck, J. Camps, R. Mikailova, T. Almahayni // *Journal of Environmental Radioactivity.* — 2020. — Vol. 225. — Art. 106444.
8. Comprehensive radioecological monitoring for objects of radioactively contaminated areas / B. S. Prister, T. D. Lev, A. V. Nosovskyi, M. M. Talerko. — Kyiv : Akademperiodyka, 2022. — 286 p.
9. Estimation of radioecological sensitivity / B. Howard, P. Strand, P. Assimakopoulos [et al.] // *Radioprotection.* — 2002. — Vol. 37. — P. 1167–1173.
10. Preventive radioecological assessment of territory for optimization of monitoring and countermeasures after radiation accidents / B. S. Prister, V. D. Vinogradskaya, T. D. Lev [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity.* — 2018. — Vol. 184–185. — P. 140–151.
11. Uncertainties confronting stakeholders and decision-makers in planning intervention in urban and agricultural scenarios in the transition phase of a radiological emergency / T. Charnock, K. Andersson, C. Trueba, M. Montero // *Radioprotection.* — 2020. — Vol. 55. — P. S119–S125.
12. 43-915.201.012.OB03.02. Хмельницькая АЭС. Енергоблок № 2. Оценка воздействия на окружающую среду. Т. 3. Кн. 2. Разд. 3. Общая характеристика энергоблока и хозяйственной деятельности в зоне его влияния. — 2000. — 134 с.
13. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Part II: Verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion / H. Terada, G. Katata, M. Chino, H. Nagai // *Journal of Environmental Radioactivity.* — 2012. — Vol. 112. — P. 141–154.
14. Thykier-Nielsen S. Description of the Atmospheric Dispersion Module RIMPUFF. RODOS(WG2)-TN(98)-02 / S. Thykier-Nielsen, S. Deme, T. Mikkelsen. — Risø National Laboratory, Denmark. — 1999. — 58 p.
15. Müller H. Model Description of the Terrestrial Food Chain and Dose Module FDMT in RODOS PV4.0. RODOS(WG3)-TN(99)17 / Müller H., Gering F., Pröhl G. — GSF — Institut für Strahlenschutz, Germany. — 1999. — 57 p.
16. The Weather Research and Forecast Model: Software Architecture and Performance / J. Michalakes, J. Dudhia, D. Gill [et al.] // *Use of High Performance Computing in Meteorology.* — 2004. — P. 156–168.
17. Критерии для использования при обеспечении готовности и реагирования в случае ядерной или радиологической аварийной ситуации. Руководство по безопасности. IAEA № GSG-2. — 2012.
18. Applying process-based models to the Borssele scenario / J. E. Brown, N. A. Beresford, A. Hosseini, C. L. Barnett // *Radioprotection.* — 2020. — Vol. 55. — P. S109–S117.
19. CONFIDENCE overview of improvements in radioecological human food chain models and future needs / N. A. Beresford, C. L. Barnett, J. Chaplow [et al.] // *Radioprotection.* — 2020. — Vol. 55. — P. S101–S108.
20. Uncertainty visualization using maps for nuclear and radiological emergencies / A. Nagy, T. Perko, T. Müller [et al.] // *Radioprotection.* — 2020. — Vol. 55. — P. S197–S203.
21. Experimental Substantiation and Parameterization of the Model Describing ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr Behavior in a Soil-Plant System / B. S. Prister, V. G. Barjakhtar, L. V. Perepelyatnikova [et al.] // *Environ. Sci. & Pollut. Res.* — 2003. — Special Issue 1. — P. 126–136.
22. Основы сельскохозяйственной радиологии: монография / Б. С. Пристер, Н. А. Лощилов, О. Ф. Немец, В. А. Поярков. — 2-е изд., переработ. и доп. — Киев : Урожай, 1991. — 472 с.
23. Пристер Б. С. Проблемы сельскохозяйственной радиологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления: монография / Б. С. Пристер. — Чернобыль : ИПБ АЭС, 2008. — 320 с.
24. Reduction of uncertainties in exposure assessment based on environmental monitoring data / M. Bleher, F. Gering, U. Stöhlker [et al.] // *Radioprotection.* — 2020. — Vol. 55. — P. S81–S88.
25. Zähringer M. The interaction between off-site decision making, decision support systems, modelling and mon-

itoring in a nuclear emergency situation / M. Zähringer, E. Wirth // Int. J. Emergency Management. — 2007. — Vol. 4, No. 3. — P. 564–572.

26. Ranking uncertainties in atmospheric dispersion modeling following the accidental release of radioactive material / S. J. Leadbetter, S. Andronopoulos, P. Bedwell [et al.] // Radioprotection. — 2020. — Vol. 55. — P. S51–S55.

**M. M. Talerko¹, T. D. Lev¹, B. S. Prister¹,
O. V. Voitsekhovych²**

¹ Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants,
NAS of Ukraine, 12, Lysogirska st., Kyiv, 03028, Ukraine

² Ukrainian Hydrometeorological Institute, State Emergency
Service of Ukraine, NAS of Ukraine, 37, Nauky Ave, Kyiv,
03028, Ukraine

Radioecological Zoning as a Methodical Basis for the Organization of Interaction of Systems for Forecasting the Radiation Situation and the Monitoring Network of the Agrosphere in Case of Radiation Emergencies

The methodology of radioecological zoning of the territory of possible radioactive contamination was applied to analyze the consequences of a hypothetical radiation accident at the Khmelnytskyi NPP (KhNPP). With the help of the European decision support system in the event of a radiation accident RODOS, as well as a set of models of aerial and root contamination of vegetation, developed at the Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants of the National Academy of Sciences of Ukraine (ISP NPP NASU), modeling of the transport of radioactive emissions, their deposition on the underlying surface and radioactive contamination of agricultural products within the 100-kilometer zone of the KhNPP influence. Using the obtained calculation results as an example, it is shown that preventive radioecological zoning of the territory of influence of a nuclear power plant, with following highlighting the most radioecologically critical areas, ensures the most optimal interaction between a computer system for forecasting the radiation situation and a radioecological monitoring network. This makes it possible, in the initial period of the accident, to reduce the uncertainty interval of the resulting estimates, to create an optimized scheme for radioecological monitoring of the territory of the agricultural production, and to allocate areas for the production of products with exceeded standards of radionuclides concentration.

Keywords: radioecological monitoring, radioecological zoning, radiological criticality of the territory, mathematical modeling, decision support systems, radiation accidents.

References

1. Prister B. S., Klyuchnikov A. A., Baryakhtar V. G. [et al.] (2016). *Problemy bezopasnosti atomnoy energetiki. Uroki Chernobylya* [The safety problems of the nuclear power. The lessons of Chernobyl]. 2nd edition. Chornobyl: ISP NPP, NAS of Ukraine, 356 p. (in Rus.)
2. Nakanishi T. M. (2018). Agricultural aspects of radiocontamination induced by the Fukushima nuclear accident — A survey of studies by the Univ. of Tokyo Agricultural Dept. (2011–2016). *Proceedings of the Japan Academy. Series B, Physical and Biological Sciences*, vol. 94 (1), pp. 20–34.
3. International Atomic Energy Agency (2018). *Arrangements for the Termination of a Nuclear or Radiological Emergency*. IAEA Safety Standards Series No. GSG-11. Vienna: IAEA, 189 p.
4. Ievdin I., Trybushnyi D., Zheleznyak M., Raskob W. (2010). RODOS reengineering: aims and implementation details. *Radioprotection*, vol. 45, pp. S181–S189.
5. Hoe S., McGinnity P., Charnock T., Gering F., Schou J., Lars H., Havskov S., Jens A., Kasper G., Astrup P. (2009). ARGOS Decision Support System for Emergency Management. *Proceedings (online) of the Argentine Radiation Protection Society*. Available at: https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/3924948/Hoe_paper.pdf.
6. Chino M., Ishikawa H., Yamazawa H. (1993). SPEEDI and WSPEEDI: Japanese Emergency Response Systems to Predict Radiological Impacts in Local and Workplace Areas due to a Nuclear Accident. *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 50 (2–3), pp. 145–152.
7. Sweeck L., Camps J., Mikailova R., Almahayni T. (2020). Role of modelling in monitoring soil and food during different stages of a nuclear emergency. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 225, art. 106444.
8. Prister B. S., Lev T. D., Nosovskyi A. V., Talerko M. M. (2022). *Comprehensive radioecological monitoring for objects of radioactively contaminated areas*. Kyiv: Akademperiodyka, 286 p.
9. Howard B., Strand P., Assimakopoulos P., [et al.] (2002). Estimation of radioecological sensitivity. *Radioprotection*, vol. 37, pp. 1167–1173.
10. Prister B. S., Vinogradskaya V. D., Lev T. D., Talerko M. M., Garger E. K., Onishi Y., Tischenko O. G. (2018). Preventive radioecological assessment of territory for optimization of monitoring and countermeasures after radiation accidents. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 184–185, pp. 140–151.

11. Charnock T., Andersson K., Trueba C., Montero M. (2020). Uncertainties confronting stakeholders and decision-makers in planning intervention in urban and agricultural scenarios in the transition phase of a radiological emergency. *Radioprotection*, vol. 55, pp. S119–S125.
12. 43-915.201.012.OB03.02. *General characteristics of the power unit and economic activities in the zone of its influence*. Khmelnytskyi Nuclear Power Plant. Nuclear unit No. 2. Environmental impact assessment. Volume 3. Book 2. Chapter 3. 2000, 134 p. (in Rus.)
13. Terada H., Katata G., Chino M., Nagai H. (2012). Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 112, pp. 141–154.
14. Thykier-Nielsen S., Deme S., Mikkelsen T. (1999). *Description of the Atmospheric Dispersion Module RIMPUFF*. RODOS(WG2)-TN(98)-02. Risø National Laboratory, Denmark, 58 p.
15. Müller H., Gering F., Pröhl G. (1999). *Model Description of the Terrestrial Food Chain and Dose Module FDMT in RODOS PV4.0*. RODOS(WG3)-TN(99)17. GSF — Institut für Strahlenschutz, Germany, 57 p.
16. Michalakes J., Dudhia J., Gill D., Henderson T., Klemp J., Skamarock W., Wang W. (2004). The Weather Research and Forecast Model: Software Architecture and Performance. *Use of High Performance Computing in Meteorology*, pp. 156–168.
17. International Atomic Energy Agency (2011). *Criteria for Use in Preparedness and Response for a Nuclear or Radiological Emergency*, IAEA Safety Standards Series No. GSG-2. Vienna: IAEA, 91 p.
18. Brown J. E., Beresford N. A., Hosseini A., Barnett C. L. (2020). Applying process-based models to the Borssele scenario. *Radioprotection*, vol. 55, pp. S109–S117.
19. Beresford N. A., Barnett C. L., Chaplow J., Lofts S., Wells C., Brown J. E., Hosseini A., Thørring H., Almahayni T., Sweeck L., Guillén J., Lind O.-C., Oughton D. H., Salbu B., Teien H.-C., Perez- Sánchez D., Real A. (2020). CONFIDENCE overview of improvements in radioecological human food chain models and future needs. *Radioprotection*, vol. 55, pp. S101–S108.
20. Nagy A., Perko T., Müller T., Raskob W., Benighaus L. (2020). Uncertainty visualization using maps for nuclear and radiological emergencies. *Radioprotection*, vol. 55, pp. S197–S203.
21. Prister B. S., Baryakhtar V. G., Perepelyatnikova L. V., [et al.] (2003). Experimental substantiation and parameterization of the model describing ^{137}Cs and ^{90}Sr behavior in a soil-plant system. *Environ. Sci. & Pollut. Res.*, special issue 1, pp. 126–136.
22. Prister B. S., Loshchilov N. A., Nemets O. F., Poyarkov V. A. (1991). *Osnovy sel'skohozyastvennoy radiologii* [Fundamentals of agricultural radiology]. 2nd edition. Kyiv: Urozhay, 472 p. (in Rus.)
23. Prister B. S. (2008). *Problemy sel'skohozyastvennoy radioekologii i radiobiologii pri zagryaznenii okruzhayushchey sredy molodoi smesyu produktov yadernogo deleniya* [Problems of agricultural radioecology and radiobiology under the environmental pollution with a young mixture of nuclear fission products]. Chornobyl: ISP NPP, NAS of Ukraine, 320 p. (in Rus.)
24. Bleher M., Gering F., Stöhlker U., Karhunen T., Nalbandyan-Schwarz A., Woda C., Mafodda A. (2020). Reduction of uncertainties in exposure assessment based on environmental monitoring data. *Radioprotection*, vol. 55, pp. S81–S88.
25. Zähringer M., Wirth E. (2007). The interaction between off-site decision making, decision support systems, modelling and monitoring in a nuclear emergency situation. *Int. J. Emergency Management*, vol. 4, no. 3, pp. 564–572.
26. Leadbetter S. J., Andronopoulos S., Bedwell P., [et al.] (2020). Ranking uncertainties in atmospheric dispersion modelling following the accidental release of radioactive material. *Radioprotection*, vol. 55, pp. S51–S55.

Надійшла 17.11.2023

Received 17.11.2023