

М. М. Талерко¹, Т. Д. Лев¹, І. В. Ковалець², Ю. В. Яценко¹

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

² Інститут проблем математичних машин та систем НАН України, просп. Академіка Глушкова, 42, Київ, 03187, Україна

Моделювання атмосферного розповсюдження радіоактивності, винесеної в повітря в результаті лісових пожеж у зоні відчуження у квітні 2020 р.

Ключові слова:

лісові пожежі,
ресуспензія,
радіонукліди,
атмосферне перенесення,
моделювання,
об'ємна активність повітря,
зона відчуження.

У квітні 2020 р. в зоні відчуження Чорнобильської АЕС сталася наймасштабніша лісова пожежа за всю історію її існування. У статті наведено результати моделювання розповсюдження радіоактивних аерозолів, які потрапили в атмосферу в результаті пожеж на ділянках лісу та трави в зоні відчуження, а також у радіоактивно забруднених лісових масивах за її межами в Київській та Житомирській областях. Для оцінки наслідків лісових пожеж було використано комплекс моделей підйому, атмосферного перенесення та осадження радіонуклідів на підстильну поверхню LEDI, розроблений в Інституті проблем безпеки АЕС НАН України. Проведено розрахунки динаміки поля концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі на регіональному масштабі (на території України) та на локальному масштабі (у межах зони відчуження). За результатами моделювання максимальні значення концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі Києва в окремі періоди протягом 4–20 квітня могли досягати 2–4 мБк/м³, а інтегральне значення активності ^{137}Cs в повітрі Києва за весь період становило близько 450 Бк · с/м³. Отримані результати в цілому узгоджуються з даними вимірювань радіоактивного забруднення приземного шару атмосфери в Києві та районах розташування АЕС України. Проведено аналіз узгодженості результатів моделювання з даними вимірювань концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі в зоні відчуження. Виділено основні шляхи вдосконалення методології оцінок наслідків лісових пожеж за допомогою моделювання атмосферного перенесення радіонуклідів.

Вступ

У квітні 2020 р. в зоні відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення (далі — ЗВ) сталася наймасштабніша пожежа за всю історію її існування. Період інтенсивного горіння лісових та лугових масивів тривав більш ніж два тижні. За цей час пожежа пройшла територію понад 40 тис. га в ЗВ, а також значні території радіоактивно забруднених лісових масивів за межами ЗВ у Київській та Житомирській областях.

Горіння лісу відбувалося в безпосередній близькості від промислового майданчика Чорнобильської АЕС (ЧАЕС). Винесення радіонуклідів у повітря під час пожеж призвело до короткочасного підвищення активності радіонуклідів у повітрі ЗВ на 1–4 порядки. Радіоактивні продукти горіння лісу були зафіксовані не тільки в Україні, але й у багатьох інших країнах, зокрема Франції, Бельгії та Норвегії [1, 2].

Навіть побіжний аналіз причин виникнення цієї пожежі свідчить, що вони є, на жаль, типовими для

© М. М. Талерко, Т. Д. Лев, І. В. Ковалець, Ю. В. Яценко, 2020

будь-яких подій, які призводять до перевищення встановлених нормативів радіаційної безпеки або погіршення радіаційного стану навколишнього середовища. По-перше, це нехтування або неповне виконання вимог діючих регламентів — у цьому випадку обсягу заходів із протипожежного облаштування території лісового фонду, про що раніше неодноразово попереджали фахівці лісового господарства [3]. Для порівняння: у Білорусі після реалізації комплексу протипожежних заходів на території Поліського державного радіаційно-екологічного заповідника за період 2004–2012 рр. трапилася 21 пожежа на території 102 га, а в той же час у ЗВ ЧАЕС сталося 297 пожеж на площі 433 га [4]. По-друге, низька культура дій і поведінки людей в умовах підвищеної пожежної та радіаційної небезпеки. Основними причинами пожеж вважаються підпали та спалювання сухого травостою. Ці фактори разом з украй несприятливими погодними умовами (аномально посушлива зима) призвели на початку весни 2020 р. до формування ситуації, коли вираз «достатньо однієї іскри» став пророчим і в прямому, і в переносному сенсі.

Варто зазначити, що служби України, відповідальні за радіаційний моніторинг, у першу чергу ДСП «Екоцентр», Національна гідрометеорологічна служба та Державний науково-технічний центр з ядерної та радіаційної безпеки, у цілому виконали свої функції з оперативного оцінювання та прогнозу наслідків пожежі як за даними вимірювань, так і за допомогою модельних інструментів [5, 6]. Сьогодні пріоритетними завданнями є детальний аналіз закономірностей формування полів радіоактивного забруднення повітря та підстильної поверхні в період лісових пожеж квітня 2020 р. на різних просторово-часових масштабах за допомогою методів моделювання атмосферного перенесення радіонуклідів з використанням наявних даних спостережень. Головна мета такого аналізу — удосконалення методів прогнозування наслідків пожеж у радіоактивно забруднених лісових масивах, перш за все за рахунок покращення параметризації характеристик джерела емісії радіонуклідів в атмосферу [7].

Визначення параметрів джерела емісії забруднюючих речовин в атмосфері під час лісових пожеж

Вплив лісових пожеж минулих років у ЗВ на навколишнє середовище та здоров'я людей досліджувався з використанням різних математичних моделей атмосферного перенесення радіоактивних аерозолів [8–10].

На сьогодні для всіх моделей головною проблемою залишається значна невизначеність оцінок приземних концентрацій радіонуклідів у повітрі, вторинних випадань на підстильну поверхню та пов'язаних з ними доз опромінення людей. Зменшення меж невизначеності модельних оцінок може бути досягнуто в першу чергу завдяки удосконаленню опису параметрів джерела радіоактивного забруднення в моделях атмосферного перенесення у разі лісових та лугових пожеж — площі пожежі, величини загальної емісії радіонуклідів в атмосферу, висоти підйому продуктів горіння в конвективному струмені (з можливістю формування об'ємного джерела з вертикально розподіленою інтенсивністю його емісії), дисперсного складу радіоактивних аерозолів.

Коротко розглянемо основні підходи до оцінки цих параметрів, в тому числі в задачі емісії нерадіоактивних аерозольних часток під час лісових пожеж.

Оцінка емісії забруднюючих речовин в атмосфері під час лісових пожеж. Загальна методика оцінки емісій забруднюючих речовин від лісових та лугових пожеж, у тому числі аерозольних часток $PM_{2.5}$ та PM_{10} , викладена в [11]. В останні два десятиліття інтенсивно розвиваються методи оцінки емісії продуктів горіння під час лісових пожеж із використанням даних супутникових спостережень. Спектрорадіометри MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), установлені на супутниках Terra (запущений у рамках програми NASA Earth Observing System у 1999 р.) і Aqua (запущений у 2002 р.), вимірюють потужність радіаційного випромінювання під час пожежі FRP (Fire Radiative Power) у діапазоні від менш 10 до понад 1 700 МВт на піксель площею 1×1 км. Величина FRP (МВт) визначається за формулою [12],

$$FRP = 4.34 \cdot 10^{-19} (T_4^8 - T_{4b}^8), \quad (1)$$

де T_4 (у кельвінах) — яскравісна температура в пікселі з пожежею в каналі радіометра MODIS з довжиною хвилі 4 мкм; T_{4b} (у кельвінах) — яскравісна температура в сусідніх пікселях без пожежі (фон).

Найпростішим методом, що ігнорує варіабельність FRP у межах двох-трьох порядків, є оцінка площі пожежі за допомогою підрахунку кількості пікселів з лісовими пожежами на супутниковому знімку. У цьому випадку маса забруднюючої речовини M (кг), що потрапляє в атмосферу під час пожежі, для кожного пікселя визначається як

$$M = EF \cdot M_{bio} \cdot S, \quad (2)$$

де EF — коефіцієнт емісії речовини (у кілограмах речовини на кілограм сухої біомаси, що згоряє); M_{bio} — по-

верхнева щільність біомаси, що згоряє (кг/м²); S — площа пікселя (м²). Величини EF і M_{bio} мають бути параметризовані заздалегідь за результатами спеціально поставлених експериментів (для оцінки EF) і даних щодо запасів горючих матеріалів у лісових масивах (для оцінки M_{bio}).

Ічоку і Кауфман [13] запропонували альтернативний метод оцінки надходження аерозольних (димових) частинок в атмосферу під час лісових пожеж, в якому емісія аерозольних часток M (кг) у межах кожного пікселя зв'язується з величиною FRP (МВт)

$$M = C_e \cdot \int_0^T FRP(t) dt, \quad (3)$$

де T — тривалість пожежі (с), а коефіцієнт C_e (кг/МДж) варіює для різних регіонів та екосистем.

Перевага такого підходу полягає в тому, що оцінка маси аерозольних часток, що надходять в атмосферу, виконується безпосередньо за даними супутникових спостережень без необхідності заздалегідь визначати кількість горючої біомаси в лісових масивах M_{bio} .

В обох підходах загальна площа пожежі та емісія продуктів горіння визначається підсумовуванням по всіх пікселях супутникового знімка, в яких зафіксовано лісові пожежі.

Порівнюючи багаторічні дані одночасних вимірювань лісових пожеж та аерозольного забруднення атмосфери Землі за допомогою супутників Terra та Aqua, у [13] було оцінено значення коефіцієнта C_e з формули (3) для визначення загальної маси аерозольних часток під час пожеж у різних екосистемах у межах від 0,018 (Східний Казахстан) до 0,127 (Філіппіни). Згідно з наведеними в [13] результатами для лісових екосистем України значення C_e дорівнює 0,10 кг/МДж. Пізніше ці ж автори в [14] на основі лабораторних експериментів отримали значення $C_e = 0,03$ кг/МДж.

В іншому варіанті аналізу даних вимірювань супутникових радіометрів MODIS автори роботи [15] отримали лінійний зв'язок між FRP (МВт) та швидкістю згоряння біомаси IM_{bio} (кг/с)

$$IM_{bio} = C_{bio} \cdot FRP, \quad (4)$$

де C_{bio} — емпіричний коефіцієнт, оцінений як 0,368 кг/МДж. Згодом у [16] було показано, що це значення занижене, і запропоновано нову оцінку 2,055 кг/МДж.

Тоді маса аерозольних часток, що потрапляє в атмосферу, може бути оцінена як

$$M = EF \cdot C_{bio} \cdot \int_0^T FRP(t) dt. \quad (5)$$

Значення коефіцієнта емісії EF для різних типів земної поверхні згідно з класифікацією MODIS Land Cover Type [17] наведено в [18]. Зокрема, значення коефіцієнта емісії для димових часток $PM_{2.5}$ оцінено рівним 13 г/кг згорілої біомаси для лісу різних типів і 5,4 г/кг для луку та сільськогосподарських угідь, змішаних з натуральною рослинністю. Таке ж значення EF для часток $PM_{2.5}$ під час пожеж у позатропічних лісах наведено в [19]. Добуток $EF \cdot C_{bio}$ в такому підході фактично є коефіцієнтом C_e з формули (3). Для лісових пожеж він дорівнює $13 \cdot 10^{-3} \cdot 2,055 = 0,0267$ кг/МДж і достатньо добре узгоджується з результатами [14] ($C_e = 0,03$ кг/МДж).

Наведені вище методи оцінки маси часток диму, що надходять в атмосферу при лісових пожежах, можуть бути адаптовані для визначення емісії радіоактивних аерозолів під час горіння лісових та лугових територій, забруднених унаслідок Чорнобильської аварії. У цьому випадку у формулі (2) величина M має зміст активності радіонукліда (Бк) в атмосфері, EF — коефіцієнт емісії нукліда (частка активності в біомасі, яка переходить в повітря під час її згоряння), M_{bio} — поверхнева щільність радіоактивного забруднення біомаси, що згоряє (Бк/м²). Додаткова обставина, що потребує дослідження, — суттєва неоднорідність розподілу запасів та питомої активності радіонуклідів у різних компонентах лісових фітоценозів [20]. Це потребує більш детального аналізу ступеня вигорання різних частин лісового масиву (підстилка, гілки, хвоя, листя тощо) залежно від типу пожежі (низової або верхової) та її інтенсивності.

Для використання методу оцінки емісії радіоактивних аерозолів на основі показника FRP (формули (3) — (5)) необхідно мати інформацію про питому активність аерозольних часток, що утворюються під час пожеж на радіоактивно забрудненій території.

Оцінка висоти підйому конвективного струменя над територією лісової пожежі. У більшості моделей атмосферного перенесення продуктів горіння лісових пожеж використовується припущення про рівномірний розподіл інтенсивності емісії продуктів горіння по висоті від поверхні землі до деякої максимальної висоти підйому конвективного струменя над територією пожежі H_p . На основі аналізу даних спостережень у [21] зроблено висновок, що конвективні струмені над лісовими пожежами невеликої та середньої площі не підіймаються вище висоти граничного шару атмосфери (ГША), тобто до 1–1,5 км для типових умов існування пожеж. Тому в цій роботі для лісових пожеж в Європі припуска-

лось, що 50 % продуктів горіння потрапляє в нижній шар висотою 200 м, а решта рівномірно розподілена від 200 м до 1 км.

Для більш точної оцінки висоти підйому конвективного струменя можуть використовуватися спеціальні моделі (наприклад, [22, 23]), які враховують характеристики конкретної пожежі та наявні метеорологічні умови. Софієв [24] запропонував напівемпіричну формулу для H_p як функцію висоти ГША, частоти Брента — Вайсяля для вільної тропосфери та значення FRP, що дає змогу проводити оцінки з використанням даних супутникових спостережень.

Оцінка дисперсності аерозольних часток. Згідно з даними численних вимірювань нерадіоактивних аерозольних часток, що утворюються внаслідок лісових та трав'яних пожеж, їхній розподіл за розмірами містить три моди: 1) нуклеаційна мода (з радіусом $r < 0,1$ мкм); 2) акумуляційна мода ($r = 0,1-1,0$ мкм); 3) мода великих часток ($r > 1,0$ мкм). У безпосередній близькості від осередка горіння розподіл лічильної концентрації часток має два максимуми — у діапазонах 0,04–0,07 мкм та 0,1–0,3 мкм [25]. У разі віддалення від джерела розподіл аерозольних часток за розмірами істотно змінюється. За рахунок коагуляції концентрація частинок, нормалізована з урахуванням розбавлення димового факела, швидко знижується в нуклеаційній моді та збільшується у двох інших [26]. З іншого боку, великі частинки поступово осаджуються на підстильну поверхню внаслідок гравітаційної седиментації. Відповідно в [25] для об'ємного розподілу часток за розмірами запропонована апроксимація у вигляді суми двох логнормальних функцій: акумуляційна мода з середнім радіусом $r = 0,11$ мкм і $\sigma = 0,60$ та мода великих часток із середнім радіусом $r = 11,5$ мкм і $\sigma = 1,26$ (в інтервалі 6–40 мкм).

Даних вимірювань активності аерозолів під час лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях під час лісових та лугових пожеж значно менше. Указані вище закономірності можуть суттєво змінюватися для радіоактивних аерозолів залежно від особливостей формування радіоактивного забруднення різних частин лісових екосистем та міграційних особливостей конкретного радіонукліда. За даними спеціально поставлених експериментів [27] найбільший внесок в активність ^{137}Cs в повітрі безпосередньо біля території трав'яної пожежі вносять частки розмірами $< 0,7$ та > 25 мкм (частинки попелу). У разі віддалення від пожежі внесок гігантських частинок зменшувався. Для лісової пожежі максимальна частка в сумарній активності повітря визначалась частинками в інтервалі 5,5–13 мкм. У той же час, згід-

но з даними спостережень за реальними лісовими пожежами в ЗВ у 2001 р. [28], параметри логнормального розподілу активності ^{137}Cs за розмірами часток були $d = 1,4$ мкм і $\sigma = 1,4$ для активної фази пожежі та $d = 0,37$ мкм та $\sigma = 2,49$ для періоду тління.

Нова експериментальна інформація про розподіл аерозольних часток за розмірами як у зоні пожежі, так і на різних відстанях від неї може суттєво уточнити модельні оцінки наслідків пожеж, насамперед величини щільності вторинних випадань на підстильну поверхню та доз внутрішнього опромінення за рахунок інгаляційного надходження в організм людини.

Метеорологічні умови в період лісових пожеж

Протягом першої половини квітня 2020 р. на території ЗВ спостерігались екстремальні погодні умови, обумовлені впливом потужного антициклону. Суха та сонячна погода з температурою повітря до 20 °С вдень чергувалася з інтенсивними заморозками до -7 °С вночі (рис. 1). Відносна вологість повітря коливалася в межах від 75 вночі до 20 % удень, а дефіцит точки роси в денні періоди досягав 23,5 °С. Згідно з даними метеостанції в Чорнобилі останні опади помірної інтенсивності (більше 3 мм за добу) у ЗВ до початку лісових пожеж спостерігались 10 березня 2020 р. За цей час за нашими оцінками значення комплексного показника пожежної небезпеки В. Г. Нестерова досягло значень 4 270 (3 квітня) — 7 580 (14 квітня), що відповідає IV класу пожежної небезпеки (висока), а за новими, переглянутими для України методиками [29], — до найвищого V класу (надзвичайна пожежна небезпека).

У середині квітня через територію України пройшов холодний атмосферний фронт, який приніс практично єдиний за весь місяць дощ у ЗВ — 6 мм опадів протягом 14.04 (див. рис. 1), що сприяло значному зменшенню площ пожеж. Максимальні денні температури знизились до 10–15 °С, а швидкість приземного вітру підвищилась до 3–7 м/с (рис. 2). Зростання вітру дало імпульс до повторного інтенсивного поширення площі лісових пожеж.

У цей період 16 квітня на території Київської області спостерігались пилові бурі. За даними метеостанції в Чорнобилі, о 14 год швидкість приземного вітру була 7 м/с. Відзначимо, що метеостанція в Києві в цей час зафіксувала швидкість вітру 9 м/с з поривами до 19 м/с, а за даними радіозондування атмосфери в Києві на рівні 850 ГПа (приблизно на висоті 1,5 км) середня швидкість вітру була 16–17 м/с.

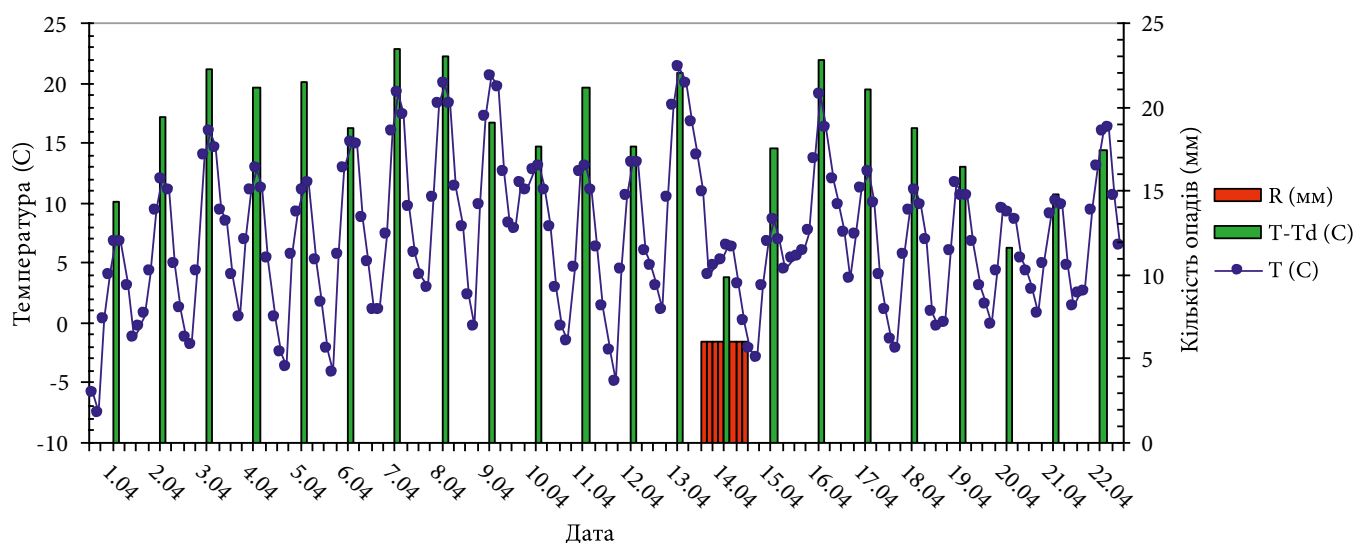


Рис. 1. Температура приземного повітря T (синя лінія), дефіцит точки роси $T-T_d$ о 14 год за київським часом (зелені стовпчики) та кількість атмосферних опадів за добу (червоний стовпчик) за період 1–22 квітня 2020 р. за даними вимірювань метеорологічної станції Чорнобиль Центральної геофізичної обсерваторії (ЦГО)

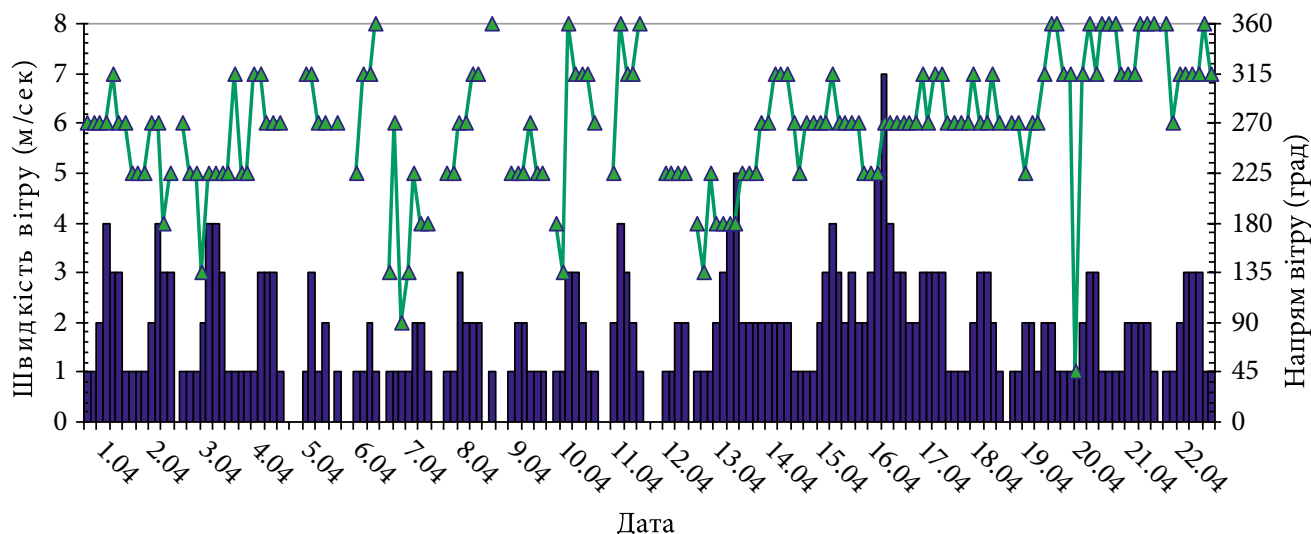


Рис. 2. Швидкість (сині стовпчики) та напрямок (зелені лінії) приземного вітру за період 1–22 квітня 2020 р. за даними вимірювань метеорологічної станції Чорнобиль ЦГО

Формування модельного сценарію для параметризації джерел емісії радіонуклідів у повітря під час пожеж

Детальний опис динаміки розвитку лісових пожеж у часі та просторі наведено в [30, 31]. Період найінтенсивніших пожеж можна поділити на дві частини — 3–13 та 16–21 квітня 2020 р. Протягом першого періоду сформувалося три основних осередка лісових пожеж (рис. 3): 1) 3 квітня розпочалася пожежа поблизу с. Народичі, надалі вона рухалася в західній частині ЗВ на північний схід і 13 квітня наблизилася до кордону

з Білоруссю; 2) 8 квітня розпочалася пожежа в 10-кілометровій зоні поблизу с. Чистогалівка на території Корогодського лісництва, північний фронт якої пройшов по території «Рудого лісу» і 12 і 13 квітня підійшов упритул до промислового майданчика ЧАЕС; 3) 9 квітня південна частина цієї пожежі розповсюдилася до південно-західного берега водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС, відділилася від «материнської» і протягом 11–13 квітня обігнула його південний край, перейшовши на південно-східний берег.

14 квітня внаслідок зусиль пожежних та під впливом дощу в ЗВ (див. рис. 1) інтенсивне горіння

лісових ділянок у ЗВ практично припинилось. Однак 16 і 17 квітня в деяких областях України та Києві спостерігалися пилові бурі. Велика швидкість вітру сприяла поновленню пожеж у північно-західній частині ЗВ (продовження Поліського осередку пожежі) та на лівому березі р. Прип'ять. Крім того, протягом другого періоду пожеж 17–20 квітня значно інтенсифікувалися пожежі на забруднених територіях півночі Житомирської області, сформувавши два вели-

ких осередка в Овруцькому районі (рис. 4). 3 21 квітня спостерігалось суттєве зменшення кількості та інтенсивності осередків пожеж у ЗВ та біля її меж.

Для подальших модельних розрахунків підйом радіонуклідів в атмосферу від лісових пожеж протягом кожної доби з 4 по 20 квітня 2020 р. параметризувався сумою окремих модельних джерел круглої форми. Для кожної дати за даними супутникових радіометрів MODIS (на супутниках Terra та Aqua)

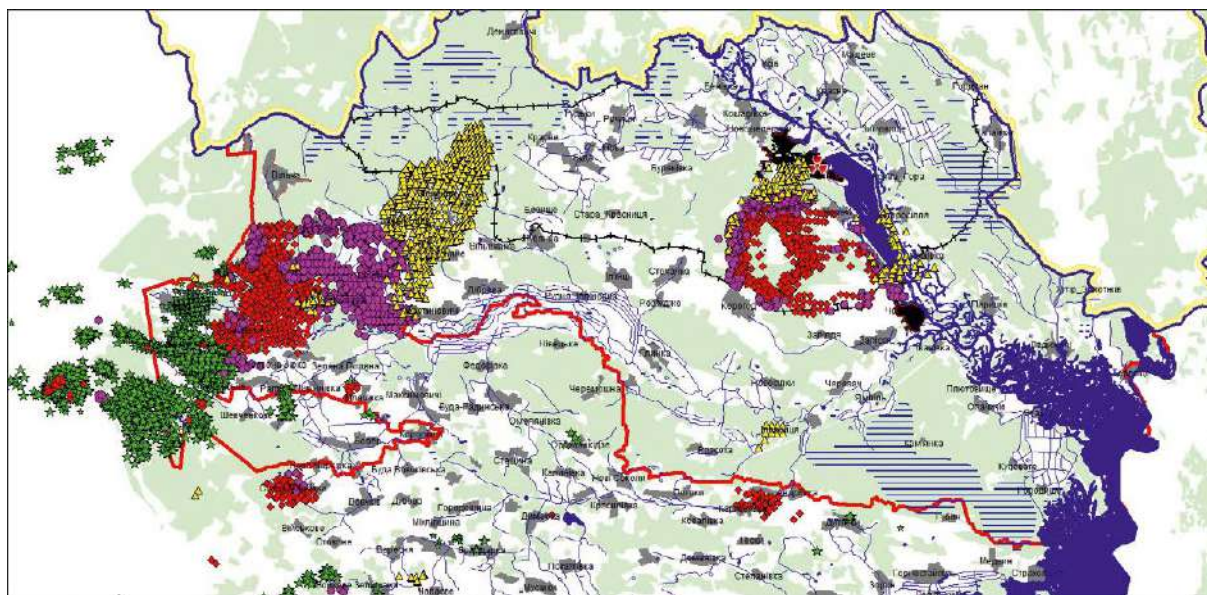


Рис. 3. Розташування окремих джерел горіння протягом 3–13 квітня 2020 р. за даними супутникових вимірювань MODIS та VIIRS (★ — 3–7 квітня, ◆ — 8 і 9 квітня, ● — 10 і 11 квітня, ▲ — 12 і 13 квітня)

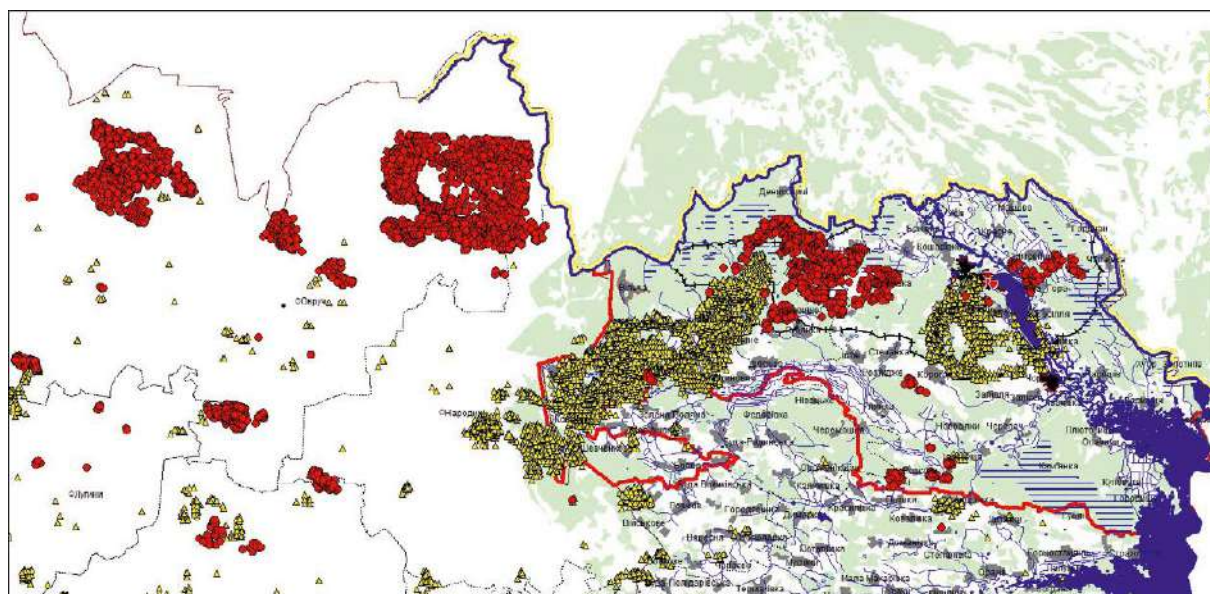


Рис. 4. Розташування окремих джерел горіння протягом 16–20 квітня 2020 р. (● за даними супутникових вимірювань MODIS та VIIRS (▲ — розташування джерел горіння за попередні дні)

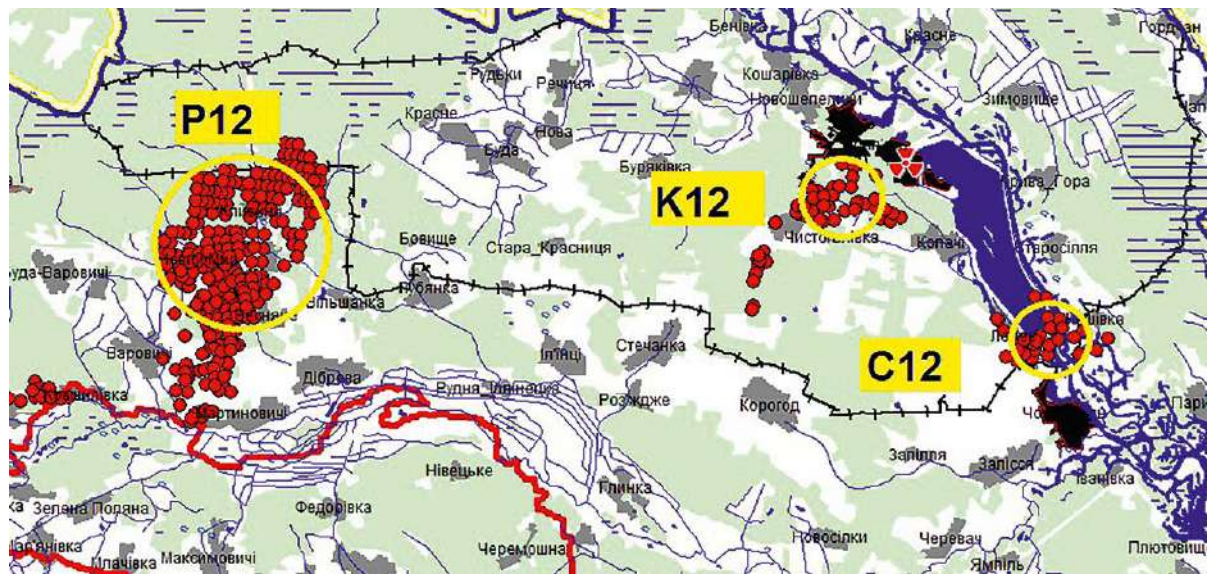


Рис. 5. Приклад параметризації джерел емісії радіонуклідів у модельних розрахунках для 12 квітня 2020 р.

і VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite, установлених на супутниках S-NPP та NOAA-20 Національного управління океанічних і атмосферних досліджень США) [32] було вибрано найбільші за площею компактно розташовані території горіння, оцінено їхні площі й приблизно визначено координати їхніх центрів та ефективний радіус джерела R_{ef} . На рис. 5 наведено приклад параметризації для 12 квітня з трьома модельними джерелами в західній частині

(джерело Поліське), у районі Копачів — Чистоголівки та ВО ЧАЕС. Для деяких діб, коли території пожеж мали суттєво неправильну (витягнуту) форму або розпадалися на декілька окремих частин, кількість модельних джерел збільшувалась до 4–6.

Активність добових викидів з кожного модельного джерела визначалася за результатами детального аналізу розповсюдження пожежі 2020 р. у ЗВ, проведеного співробітниками відділу радіаційного моніторин-

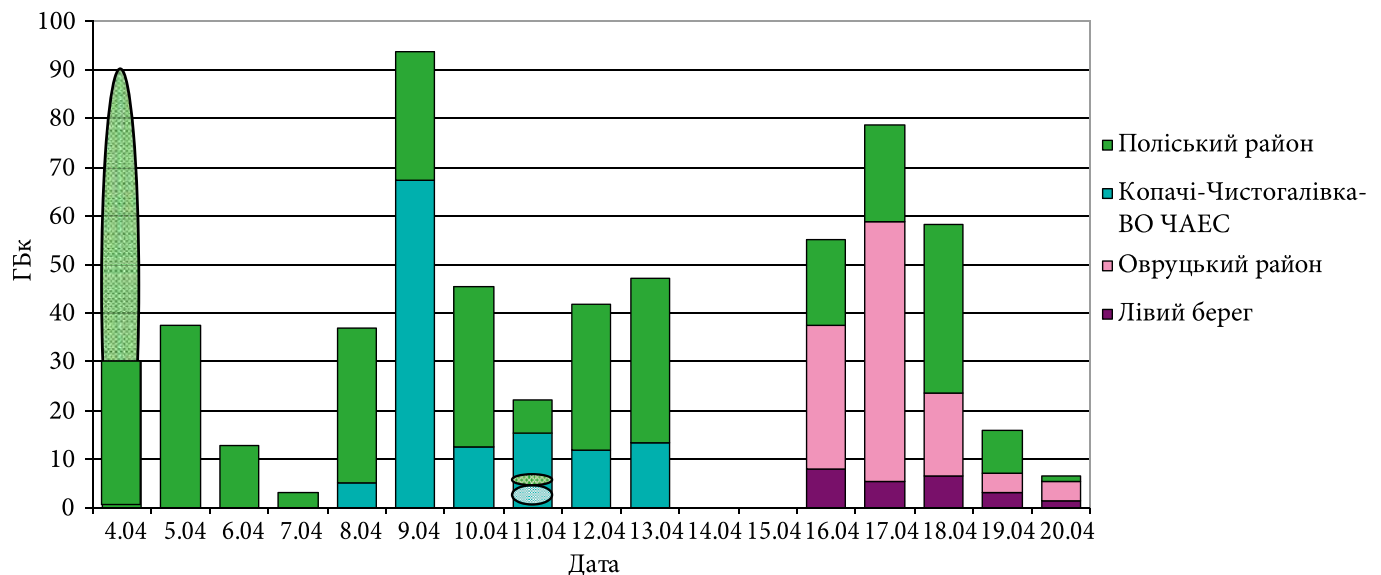


Рис. 6. Оцінки добової емісії ^{137}Cs внаслідок пожеж у ЗВ, що використовувалися для моделювання атмосферного перенесення продуктів горіння (стовпчики). Овалами показано оцінки емісії протягом 4 та 11 квітня з роботи [31], які було відкориговано за результатами моделювання

гу природного середовища УкрГМІ [31] (рис. 6). Розташування та конфігурація вибраних модельних джерел повністю узгоджувалися з результатами [31]. Наведені в цій роботі емісії ^{137}Cs в повітря для окремих районів пожеж протягом 5–10 та 12 і 13 квітня було використано без змін під час формування модельного сценарію.

За результатами порівняння модельних розрахунків об'ємної активності ^{137}Cs з даними вимірювань було проведено коригування оцінок активності, винесеної в повітря під час пожеж 4 та 11 квітня (див. далі). Подальші результати модельних розрахунків наведено з використанням скоригованих значень активності у викидах.

Моделювання атмосферного розповсюдження радіоактивності

Розрахунки розповсюдження ^{137}Cs , піднятого в повітря в результаті лісових пожеж у ЗВ протягом 4–20 квітня 2020 р. проводились за допомогою комплексу моделей підйому, атмосферного перенесення та осадження радіонуклідів на підстильну поверхню LEDI, розробленого в Інституті проблем безпеки АЕС НАН України [9]. Як вхідну метеорологічну інформацію використовували результати моделі чисельного прогнозу погоди WRF, яка функціонує в оперативному режимі для метеорологічного забезпечення роботи СППР RODOS в Україні. Було вибрано результати прогнозу метеорологічних полів швидкості вітру, температури повітря, атмосферного тиску, кількості опадів, висоти ГША, динамічної швидкості та параметра шорсткості підстильної поверхні на період з 00 год 4 квітня по 00 год 22 квітня 2020 р. з кроком у часі 1 год. Чисельна сітка моделі WRF мала розміри 153 Н 66 вузлів у горизонтальній площині (границі сітки 49,15–52,40° пн. ш., 24,25–31,85° сх. д., крок сітки 0,05°). По вертикалі використовувалось нижні 13 рівнів розрахункової сітки — до рівня 700 гПа.

Було проведено два цикли розрахунків: 1) атмосферне розповсюдження радіоактивного аерозолу на регіональному масштабі (на території України); 2) розрахунки атмосферного перенесення на локальному масштабі (у межах ЗВ).

Неперервний викид з кожного модельного джерела моделювався послідовністю окремих клубів (puffs) із кроком у часі 3 год, активності в кожному з них розподілялися рівномірно в межах однієї доби.

Початкові горизонтальні розміри кожного джерела викиду задавалися згідно з даними про площу території горіння для кожного джерела та доби, що

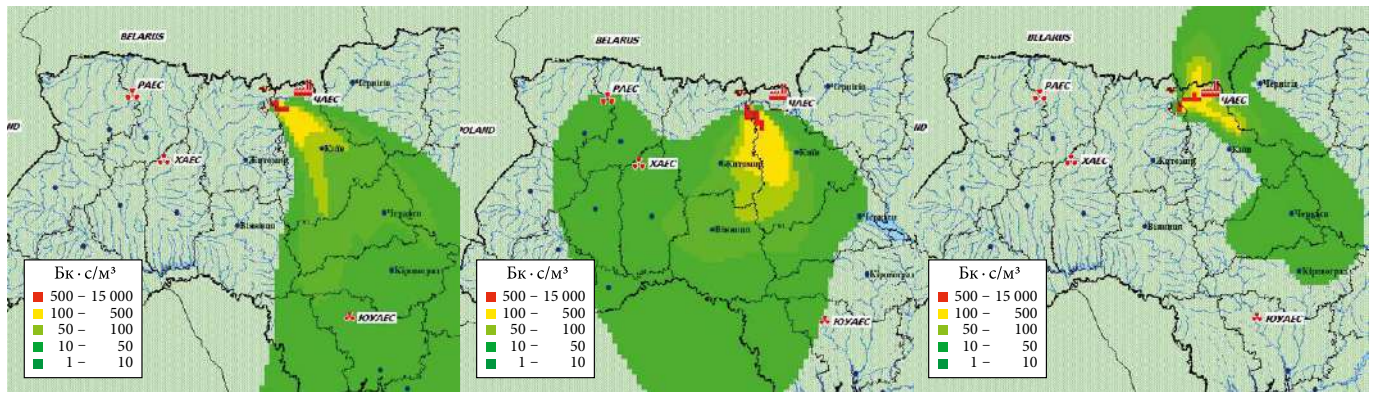
розглядаються, а саме дисперсія горизонтальних координат домішки в клубі в момент викиду задавалася рівною $\sigma_y(t=0) = R_{\text{эф}}/2,15$ [33]. Для врахування вертикального (конвективного) підйому продуктів горіння над територією пожежі активність кожного 3-годинного викиду в момент $t=0$ рівномірно розподілялася в нижньому шарі атмосфери висотою 200 м. У порівнянні з підходом [21] таке припущення є більш консервативною оцінкою для задач розповсюдження домішки насамперед на локальному масштабі. Потрібно зазначити, що такий підхід до параметризації інтенсивності об'ємного джерела, сформованого конвективними рухами нагрітого повітря над територією пожежі, для подальшого моделювання розповсюдження радіоактивного аерозолу в дифузійному режимі є максимально спрощеним. Для більш точних оцінок забруднення повітря необхідно проводити окреме моделювання формування об'ємного джерела (включаючи оцінку максимальної висоти підйому факела) за допомогою спеціальних моделей.

Консервативно (для оцінок розповсюдження радіоактивності на відстані порядку кілометрів і більше) приймалося, що активність переноситься на аерозольних частках діаметром 1 мкм. Швидкість їхнього сухого осадження на підстильну поверхню задавалася рівною 1 мм/с.

На регіональному масштабі проводилися розрахунки об'ємної концентрації активності в приземному повітрі, інтегральної (у часі) об'ємної концентрації активності та щільності випадань ^{137}Cs у вузлах розрахункової сітки розмірами 49–53° пн. ш., 24–34° сх. д. (кількість вузлів 101 Н 101), а також для трьох районів у Києві — Святошин, Жуляни, просп. Науки (місце розташування УкрГМІ та метеомайданчика ОГМС, Київ) та Хмельницької, Рівненської та Южно-Української АЕС (далі — ХАЕС, РАЕС, ЮУАЕС). На локальному масштабі вказані величини обчислювалися в точках розташування аспіраційних установок ДСП «Екоцентр» у ЗВ.

Результати моделювання на регіональному масштабі (територія України)

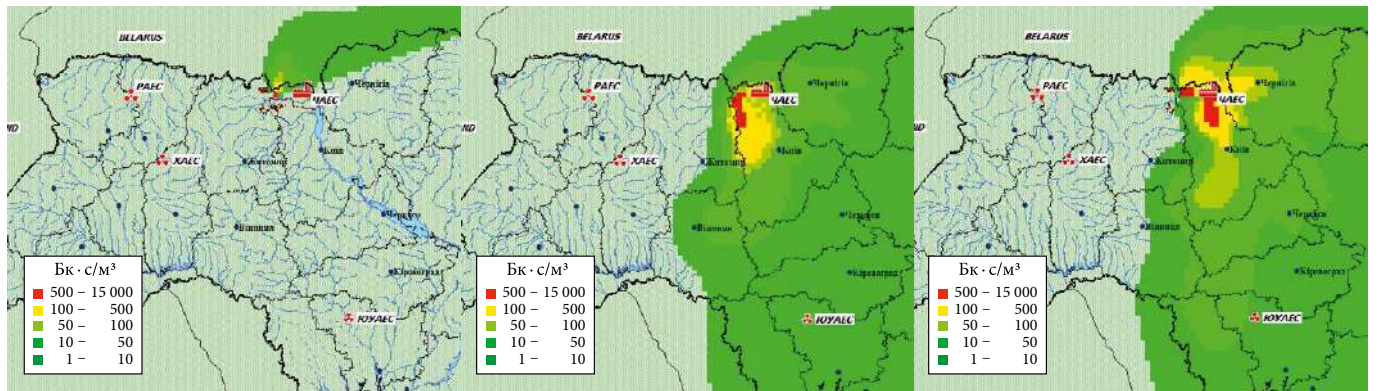
На рис. 7 наведено результати модельних розрахунків полів інтегральної у часі концентрації активності ^{137}Cs у приземному шарі повітря (мБк·с/м³), обумовлені підйомом продуктів горіння протягом кожної доби за період 4–20 квітня 2020 р., а на рис. 8 — сумарні результати за весь розглянутий період. Згідно з моделюванням південний та південно-східний напрямки перенесення радіоактивності (у тому числі на Київ) від-



04.04

05.04

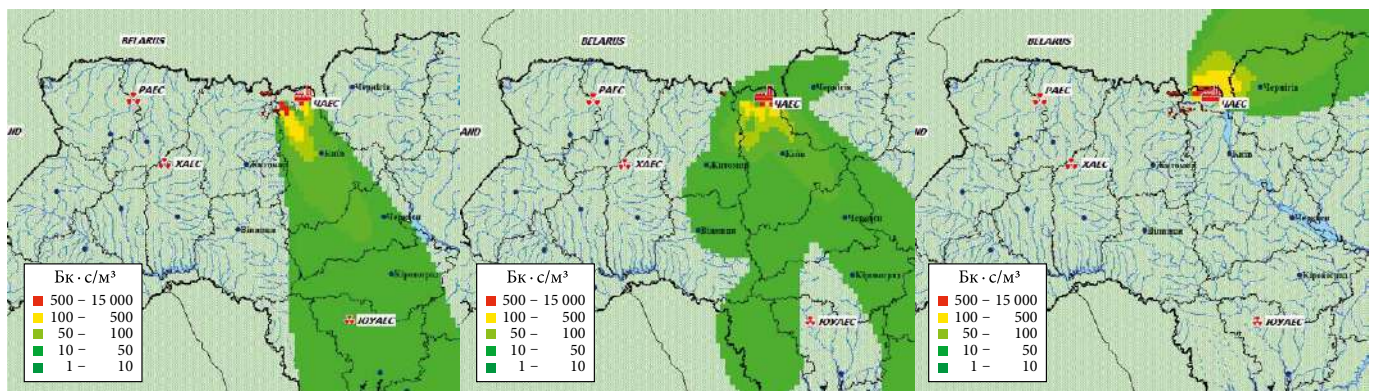
06.04



07.04

08.04

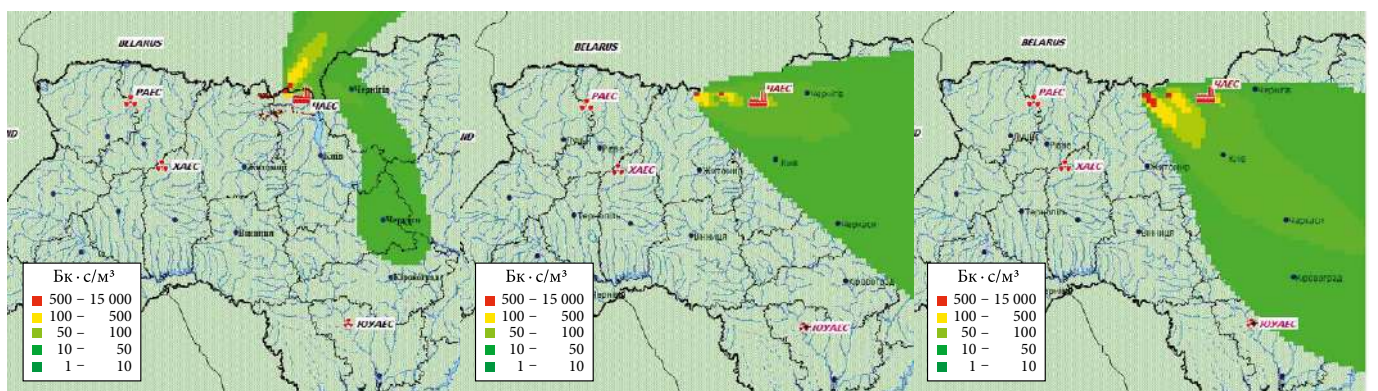
09.04



10.04

11.04

12.04



13.04

14.04

15.04

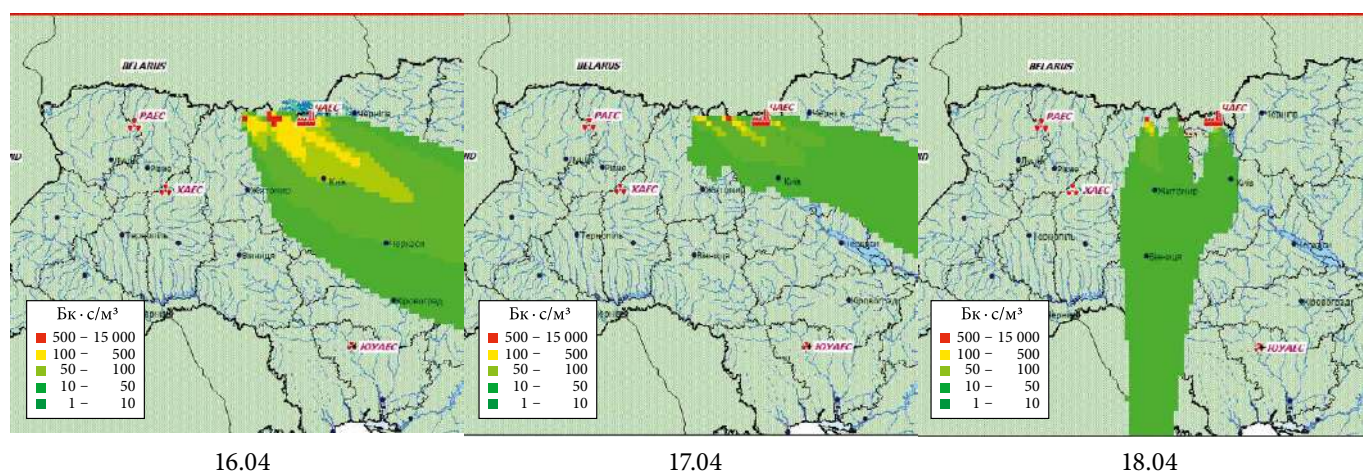


Рис. 7. Результати розрахунків поля інтегральної в часі концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі ($\text{Bq} \cdot \text{с}/\text{м}^3$), обумовленої підйомом продуктів горіння протягом кожної окремої доби за періоди 4–13 та 16–20 квітня 2020 р.

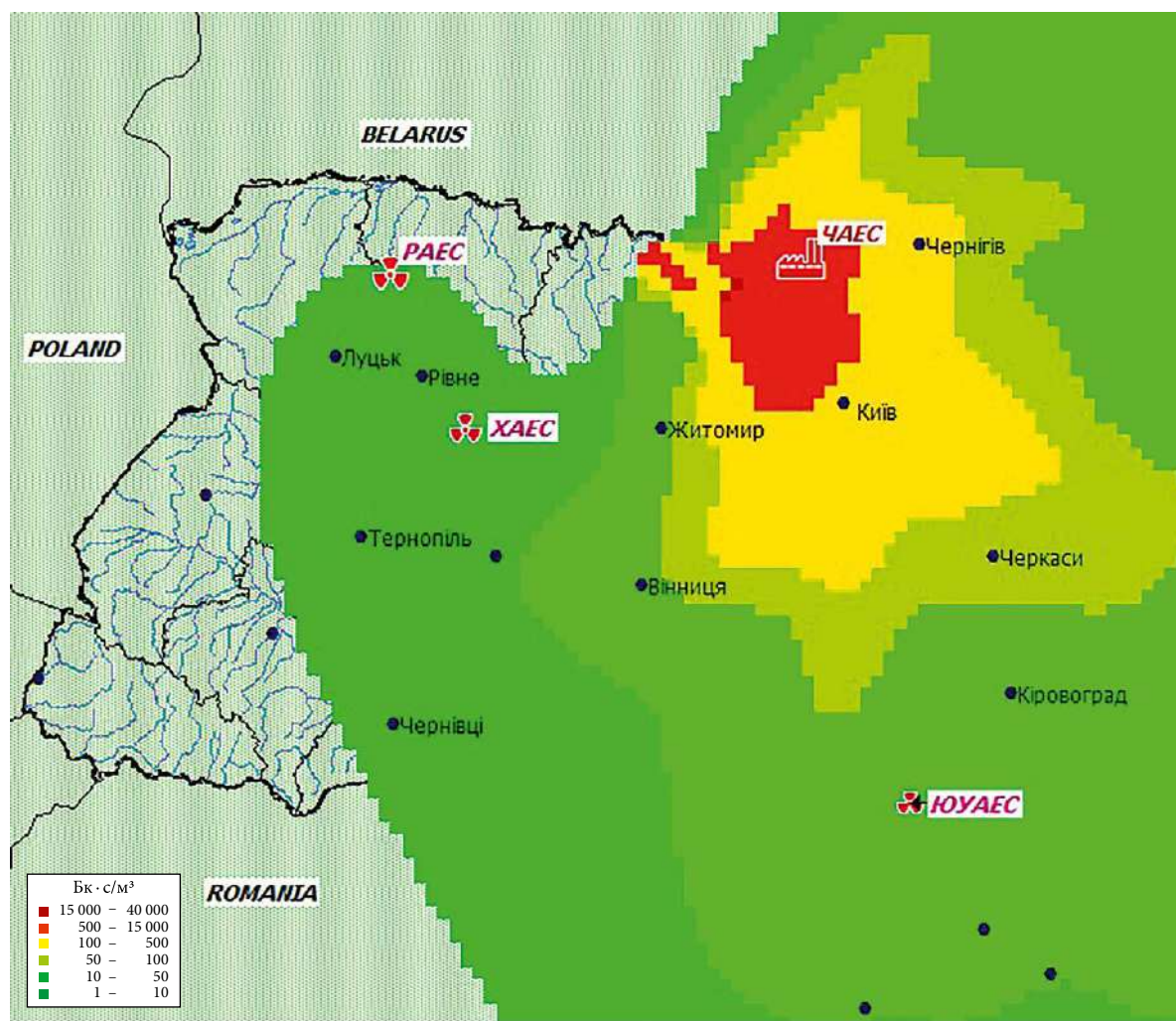


Рис. 8. Результати розрахунків поля інтегральної в часі концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі ($\text{Bq} \cdot \text{с}/\text{м}^3$), обумовленої підйомом продуктів горіння за весь період 4–20 квітня 2020 р.

бувалися в періоди 4–6, 9–11 та 17–19 квітня. Підвищення радіоактивного забруднення приземного повітря в західній частині України мало місце 6 квітня внаслідок приходу сюди радіоактивних аерозолів, піднятих в атмосферу протягом 5 травня. Інтенсивне винесення продуктів горіння за межі України на територію Білорусі відбувалося протягом 6 і 7 та 12 і 13 квітня 2020 р.

Значення інтегральної концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі в Києві отримано в межах $350 \text{ Бк}\cdot\text{с}/\text{м}^3$ (просп. Науки) — $450 \text{ Бк}\cdot\text{с}/\text{м}^3$ (Святошин), у тому числі $250\text{--}350 \text{ Бк}\cdot\text{с}/\text{м}^3$ відповідно протягом 4–13 квітня та близько $100 \text{ Бк}\cdot\text{с}/\text{м}^3$ для всіх районів Києва за 16–20 квітня 2020 р.

На рис. 9 наведено результати моделювання об'ємної концентрації активності ^{137}Cs , осередненої за 3-годинними інтервалами для трьох районів Києва за період 4–21 квітня 2020 р. Максимальні значення $4,1 \text{ мБк}/\text{м}^3$ отримано для району Святошина о 6 год 5 квітня. Відповідне значення для просп. Науки вдвічі менше — $2,1 \text{ мБк}/\text{м}^3$. Наступні періоди підйому активності в повітрі, обумовлені поворотом напрямку переносу із ЗВ на Київ, з 18 год 8 квітня до 12 год 9 квітня (максимальне значення $1,2 \text{ мБк}/\text{м}^3$) та близько 9 год 10 квітня — $2,6 \text{ мБк}/\text{м}^3$. У другий період пожежі максимальне значення досягло $2,2 \text{ мБк}/\text{м}^3$ о 6 год 18 квітня (Святошин).

У табл. 1 наведено результати порівняння даних вимірювань об'ємної активності ^{137}Cs у приземному

шарі атмосфери [6] в Києві, проведених ЦГО на метео-майданчику ОГМС, Київ (просп. Науки), з результатами моделювання, осередненими в часі за відповідні періоди.

Таблиця 1. Порівняння даних вимірювань активності атмосферних аерозолів [6] з результатами моделювання для Києва (просп. Науки)

Дата відбору	Об'ємна активність ^{137}Cs , мБк/м ³	
	Дані вимірювань ЦГО	Результати моделювання
2–5.04.20	<0,03	0,20
5–6.04.20	<0,095	0,33
6–7.04.20	<0,11	0,088
7–8.04.20	<0,14	0
8–9.04.20	0,29	0,23
9–10.04.20	<0,14	0,096
10–11.04.20	0,70	0,46
11–12.04.20	0,17	0,15
12–13.04.20	<0,18	0,0045

Отримані модельні результати також достатньо добре узгоджуються і з даними вимірювань концентрації активності ^{137}Cs , що виконувались у Києві співробітниками УкрГМІ (рис. 7.1 з [31]).

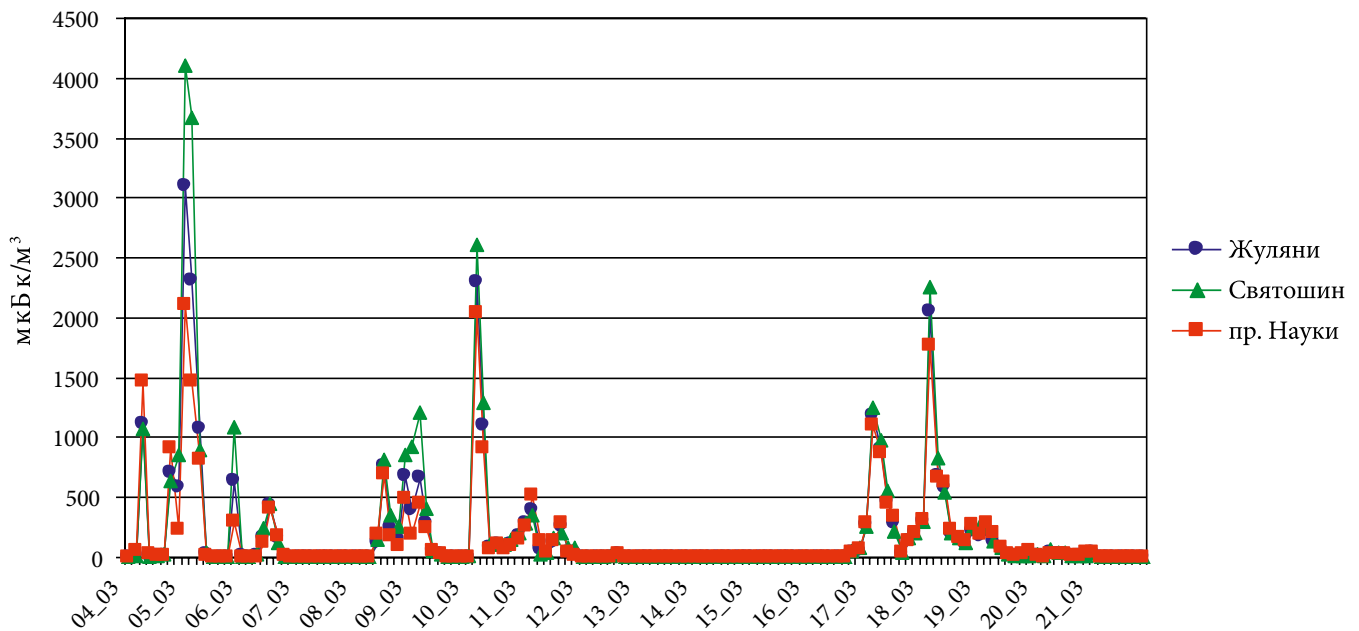


Рис. 9. Модельна динаміка об'ємної концентрації активності ^{137}Cs (мкБк/м³) для трьох районів Києва. По осі абсцис — час у форматі (дата — година)

Результати розрахунків об'ємної активності ^{137}Cs у приземному повітрі (осереднені за 3-годинними інтервалами) для районів розташування РАЕС, ХАЕС, ЮУАЕС унаслідок перенесення з територій ЗВ, охоплених лісовими пожежами, наведено на рис. 10. Згідно з результатами моделювання підвищення активності в повітрі в районах розташування РАЕС та ХАЕС могло відбуватися протягом 6 квітня — першої половини 7 квітня внаслідок приходу повітряних мас, радіоактивно забруднених під час лісових пожеж у ЗВ напередодні 5 квітня. Максимальні значення осередненої за 3 год об'ємної активності ^{137}Cs для РАЕС та ХАЕС не перевищували 100 мкБк/м³.

Для району розташування ЮУАЕС модельні розрахунки дають підвищення осередненої за 3 год об'ємної активності ^{137}Cs до максимального значення 230 мкБк/м³ протягом другої половини 5 квітня, а також декілька локальних максимумів протягом 9–12 квітня 2020 р.

Результати модельних розрахунків було порівняно з даними радіаційного моніторингу, що проводився в цей період на АЕС України (опубліковані в звіті IRSN [1]) (Табл. 2).

Таблиця 2. Порівняння даних вимірювань активності атмосферних аерозолів на АЕС України [1] з результатами моделювання, осередненими за відповідні періоди

Дата відбору	Об'ємна активність ^{137}Cs , мкБк/м ³	
	Вимірювання	Модель
ЮАЕС		
31.03–7.04	8,27	9,72
2–9.04	17,5	14,2
6–10.04	14,5	9,58
РАЕС		
5–6.04	13,5	3,21
6–7.04	61,1	8,95
7–8.04	15,8	0
8–9.04	12,7	0
9–10.04	4,73	0
ХАЕС		
5–6.04	14,5	17,0
6–7.04	42,5	8,75
7–8.04	<3,2	0

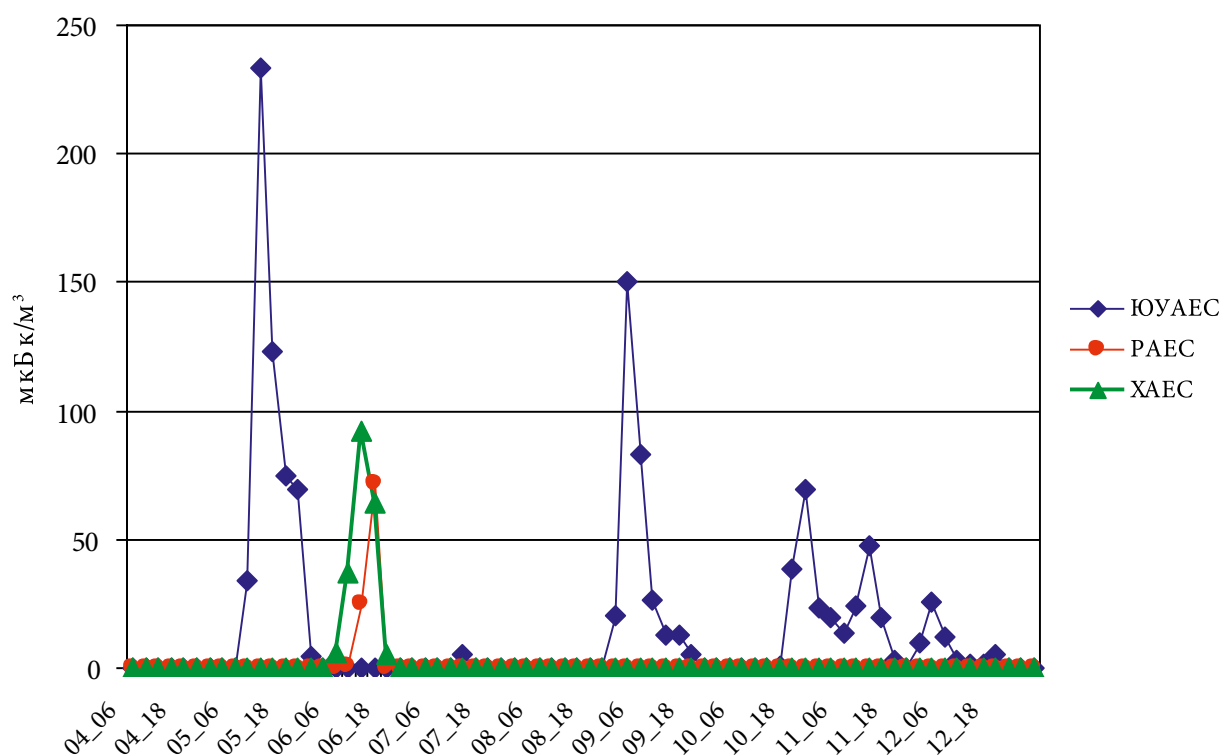


Рис. 10. Модельна динаміка об'ємної концентрації активності ^{137}Cs (мкБк/м³), осередненої за 3-годинними інтервалами для РАЕС, ХАЕС та ЮУАЕС за період 4–13 квітня 2020 р. По осі абсцис — час у форматі (дата — година)

Необхідно зазначити, що всі наведені вище результати моделювання атмосферного перенесення радіоактивності, піднятої в повітря лісовими пожежами 4–13 квітня, отримано з використанням оцінок добових викидів з різних ділянок пожеж (див. рис. 6). Як було зазначено вище, вони відрізняються від відповідних оцінок [31] для 4 та 11 квітня. Доцільність коригування оцінок викидів в атмосферу за ці періоди обумовлена результатами порівняння даних першої ітерації модельних розрахунків, виконаних виключно з використанням результатів відповідних оцінок [31], з даними вимірювань у Києві та на майданчиках АЕС України. З метою більшої узгодженості модельних результатів та даних спостережень загальна активність підйому радіоактивних аерозолів 4 квітня під час пожежі в районі Поліського була зменшена з 91 ГБк [31] до 30 ГБк (див. рис. 6). З тієї ж причини оцінка підйому ^{137}Cs протягом 11 квітня була збільшена для пожежі в районі Поліського — від 2,25 до 12 ГБк, у районі Копачів — Чистогалівки — від 5 до 10 ГБк. Крім того, за результатами аналізу супутникових даних MODIS для 11 квітня додатково визначено джерело в районі розташування ВО ЧАЕС (у [31] воно визначається на добу пізніше — з 12 квітня).

За результатами порівняння модельних результатів та даних вимірювань для всіх інших діб протягом періоду 4–20 квітня 2020 р. необхідності коригування оцінок винесення в повітря ^{137}Cs не виникало.

Результати моделювання в ЗВ

Результати модельних розрахунків середньодобових концентрацій активності ^{137}Cs в приземному повітрі в Чорнобилі та на постах моніторингу ДСП «Екоцентр» Дитятки та ВРП-750 (близько 1 км на південь від ЧАЕС) наведено на рис. 11. Динаміка змін активності в кожному пункті визначалась внесками від основних п'яти районів пожеж залежно від їхнього відносного розташування, інтенсивності емісії та поточних метеорологічних умов. Протягом 4–7 квітня радіоактивне забруднення приземного повітря в усіх трьох точках визначалось перенесенням з території пожежі в Поліському районі. Унаслідок виникнення пожежі в районі Чистогалівки 8 квітня та повороту напрямку перенесення на південний схід внесок емісії від пожеж у 10-кілометровій зоні для цих трьох пунктів стає значним протягом 8–12 квітня. У другий період пожеж 16–20 квітня відносний внесок пожеж в Овруцькому районі, на лівому березі р. Прип'ять та в північно-західній частині ЗВ швидко змінюється залежно від змін напрямку вітру (див. рис. 11).

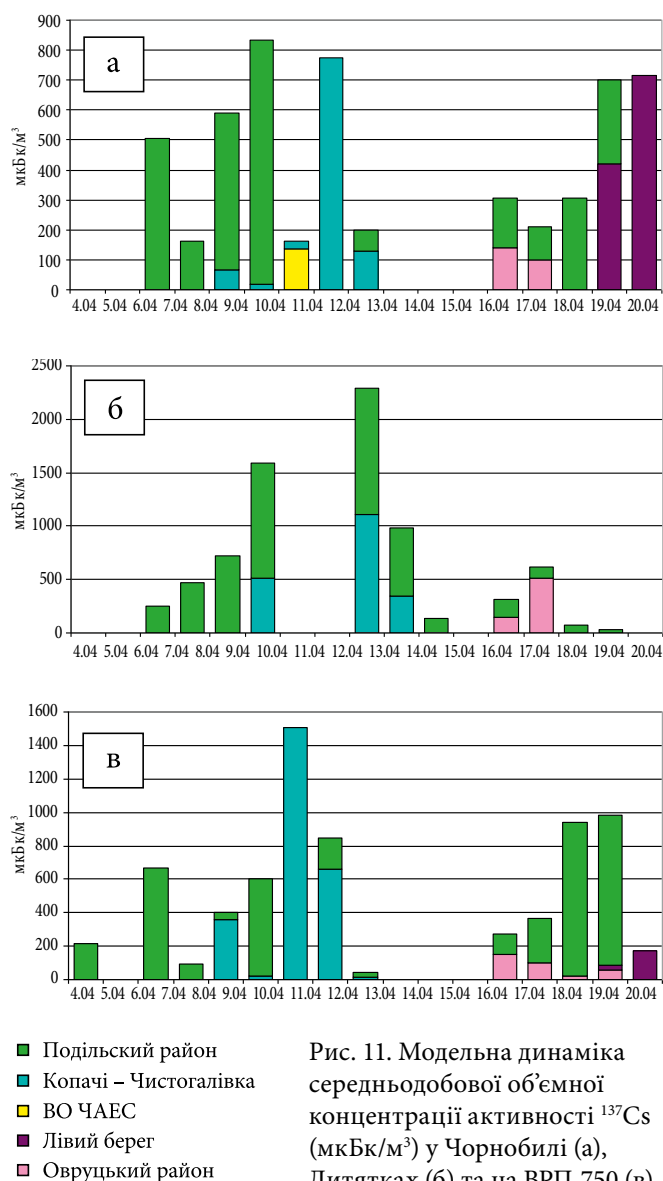


Рис. 11. Модельна динаміка середньодобової об'ємної концентрації активності ^{137}Cs (мкБк/м³) у Чорнобилі (а), Дитятках (б) та на ВРП-750 (в) за період 4–20 квітня 2020 р.

На рис. 12 наведено результати порівняння даних вимірювань концентрації активності ^{137}Cs в приземному повітрі на п'яти пунктах вимірювань у ЗВ — метеорологічній станції Чорнобиль ЦГО та чотирьох постах моніторингу ДСП «Екоцентр» (Чорнобиль, Дитятки, ВРП-750 та Нафтобаза, близько 1 км на північ від ЧАЕС) з результатами моделювання, осередненими за відповідні періоди пробовідбору (від однієї до восьми діб).

Для початкового періоду пожеж 4–7 квітня 2020 р. модель дає оцінки забруднення повітря, завищені в 4–5 разів для Чорнобиля та Дитяток, розташованих на південний схід від території пожеж у Поліському районі. Для цього ж періоду модельні оцінки

виявились заниженими у 2–3 рази для ВРП-750 та Нафтобази (північно-східний напрямок від пожежі). Очевидно, що модифікацією параметрів джерела емісії радіонуклідів (значень загальної активності, висоти підйому тощо) у цей період неможливо досягти кращого узгодження модельних та фактичних результатів по всьому набору даних. Найвірогіднішим поясненням отриманих розбіжностей є висока чутливість результатів моделювання атмосферного перенесення домішок на локальному масштабі до вхідної метеорологічної інформації — насамперед від напрямку вітру. Як було зазначено вище, для розрахунків перенесення використовувались дані моделі чисельного прогнозу погоди WRF, отримані у вузлах горизонтальної сітки з кроком $0,05^\circ$, тобто для ЗВ близько 5,5 км уздовж меридіана та 3,6 км уздовж паралелі. Уточнення поля вітру у граничному шарі атмосфери в межах ЗВ може бути проведено двома шляхами: 1) розрахунки за допомогою WRF на більш дрібній сітці (порядку $0,01^\circ$) та 2) асиміляція наявних даних метеорологічних вимірювань у ЗВ (метеостанція Чорнобиль ЦГО, метеорологічні станції та содар ДСП «Екоцентр») при розрахунках у WRF.

Найкраще узгодження модельних результатів та даних вимірювань активності ^{137}Cs в повітрі отримано для періоду 7–13 квітня: їхні відношення для різних постів вимірювань знаходяться в межах від 0,74 до 1,23 (див. рис. 12). Єдиний виняток — Дитятки, де модельні результати виявилися завищеними в 7 разів.

Для другого періоду пожеж з 16 по 20 квітня достатньо хорошу справджуваність результатів моделі отримано лише для Дитяток (завищення в 1,9 раза), а також для посту Чорнобиль ДСП «Екоцентр» з періодом пробовідбору 7 діб — завищення в 1,2 раза. Для постів у районі розташування ЧАЕС моделювання дало значне заниження результатів: ВРП-750 у 42 рази та Нафтобаза у 17 разів. Крім того, майже в 8 разів занижені результати модельних оцінок для вимірювань на метеостанції Чорнобиль з коротким періодом пробовідбору 17 квітня. Такі результати свідчать про значну недооцінку використаних у моделі оцінок загальної активності, що надходили в повітря в цей період. Відзначимо, що ця проблема не виникає за модельних оцінок перенесення радіонуклідів на регіональному масштабі. Пояснення заниження результатів для району розташування ЧАЕС може бути в неврахуванні в модельних розрахунках інтенсивного підйому золи та попелу зі згаріщ у цьому районі в період пилової бурі 16 квітня, а також недооцінки емісії радіонуклідів з територій пожеж унаслідок тління біомаси.

Висновки

Проведене моделювання атмосферного перенесення радіоактивних аерозолів, піднятих у повітря внаслідок лісових пожеж у ЗВ з використанням оцінок емісії ^{137}Cs , зроблених у [31], показало, що в цілому (за винятком двох діб — 4 та 11 квітня 2020 р.)

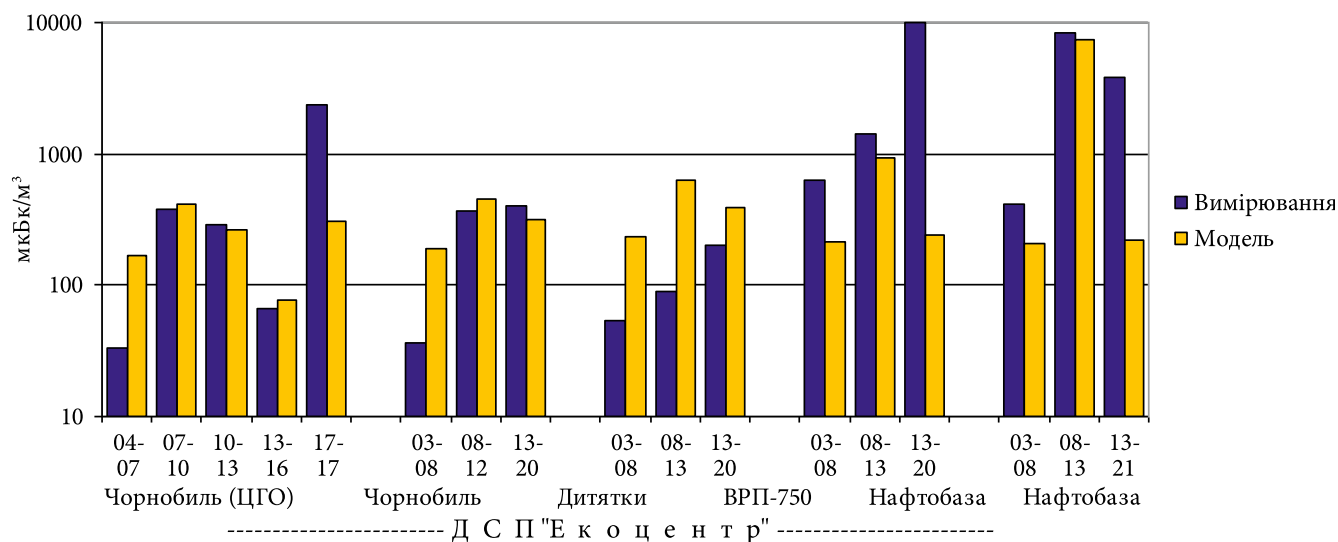


Рис. 12. Порівняння даних вимірювань концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі на метеостанції Чорнобиль ЦГО та на постах моніторингу ДСП «Екоцентр» з результатами моделювання, осередненими за відповідні періоди пробовідбору

отримані результати достатньо добре описують картину формування поля радіоактивного забруднення на регіональному масштабі та узгоджуються з даними вимірювань радіоактивного забруднення приземного шару атмосфери в Києві та районах розташування АЕС України.

За результатами моделювання атмосферного перенесення зроблено переоцінку емісії активності радіонуклідів на аерозолях в порівнянні з оцінками в [31]: загальна активність підйому ^{137}Cs 4 квітня під час пожежі в районі Поліського зменшена з 91 ГБк [31] до 30 ГБк; активність емісії протягом 11 квітня збільшена для пожежі в районі Поліського — від 2,25 до 12 ГБк, а в районі Копачів — Чистогалівки — від 5 до 10 ГБк.

За результатами моделювання максимальні значення концентрації активності ^{137}Cs , осередненими за 3-годинними інтервалами, у приземному повітрі Києва становило 4,1 мБк/м³ 5 квітня, 2,6 мБк/м³ 10 квітня та 2,2 мБк/м³ 18 квітня. За весь розглянутий період 4–20 квітня 2020 р. інтегральне значення активності ^{137}Cs в повітрі Києва було близько 450 Бк·с/м³.

На відміну від результатів для регіонального масштабу моделювання атмосферного розповсюдження продуктів горіння на локальному масштабі показало необхідність удосконалення методології оцінок наслідків лісових пожеж у межах ЗВ за такими напрямками:

1) уточнення оцінок загальної емісії радіонуклідів із території пожеж за даними супутникових спостережень з використанням показника FRP;

2) розрахунки висоти підйому конвективно-го струменя над територією пожежі за допомогою спеціальних моделей;

3) параметризація впливу поточних метеорологічних умов та часу доби на інтенсивність емісії від лісової пожежі;

4) удосконалення розрахунків метеорологічних полів за допомогою моделі чисельного прогнозу погоди WRF, що використовуються як вхідна інформація при моделюванні атмосферного розповсюдження, шляхом використання більш дрібної розрахункової сітки (порядку 0,01° по горизонталі) та асиміляції наявних даних метеорологічних вимірювань у ЗВ;

5) удосконалення параметризації інтенсивності емісії з території пожежі на стадії тління лісової підстилки та торфовищ.

З метою уточнення параметрів моделей доцільним є проведення спеціально організованих натурних експериментів для визначення характеристик

радіоактивних аерозолів, що утворюються за лісових та лугових пожеж, насамперед розподілу кількості часток за розмірами, їхньої лічильної та масової концентрації в повітрі та питомої активності.

Список використаної літератури

1. Fires in Ukraine in the exclusion zone around the Chernobyl power plant: Latest measurement results and assessment of environmental and health consequences. Information note no. 5 // IRSN. — 5 May 2020. — Available at: https://www.irsn.fr/EN/newsroom/News/Pages/20200505_Fires-in-Ukraine-in-the-Exclusion-Zone-around-chernobyl-latest-news-and-consequences.aspx.
2. NERIS Webinar on Chernobyl Wildfires, 28 May 2020. — Available at: <https://www.eu-neris.net/home/newsletters/228-neris-webinar-on-chernobyl-wildfires-28-may-2020-15-00-16-32.html>.
3. Голдаммер Й. Передовой опыт борьбы с природными пожарами на загрязненных территориях и рекомендации по безопасности пожарных при пожарах на территориях с радиоактивным загрязнением / Й. Голдаммер, В. Кашпаров, С. Зибцев, С. Робинсон // Глобальный центр мониторинга пожаров (GFMC). — Фрайбург, Базель, Киев, 2015. — 59 с.
4. Кудин М. В. Горимость лесов белорусского и украинского секторов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / М. В. Кудин // Проблемы лесоведения и лесоводства. — 2014. — Вып. 74. — С. 539–551.
5. Підсумки щодо радіаційної ситуації у Києві, пов'язаної із лісовими пожежами у Зоні відчуження // ДП «ДНТЦ ЯРБ»: офіційний веб. сайт. — Режим доступу: <https://sstc.ua/news/pidsumki-shodo-radiacijnoyi-situaciyi-u-kiyevi-pov-yazanoyi-iz-lisovimi-pozhezhami-u-zoni-vidchuzhennya>. — Назва з екрана.
6. Табачний Л. Я. Інформаційна довідка «Про реагування національної гідрометеорологічної служби на радіаційні загрози, обумовлені поширенням в атмосфері радіоактивних речовин внаслідок лісових пожеж на території зони відчуження Чорнобильської АЕС та зони безумовного (обов'язкового) відселення в період з 9 по 13 квітня 2020 року» / Л. Я. Табачний // Центр прогнозування наслідків радіаційних аварій УкрГМЦ. — Режим доступу: <https://meteo.gov.ua/ua/33345/zmi/news/read/67>.
7. Radionuclide atmospheric transport after the forest fires in the Chernobyl Exclusion zone in 2015–2018: An impact of the source term parameterization and input meteorological data on modeling results / М. Talerko, I. Kovalets, S. Hirao [et al.] // EGU General Assembly 2020 (Vienna, May 3–8,

- 2020). — Available at: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-10066>.
8. Resuspension and atmospheric transport of radionuclides due to wildfires near the Chernobyl Nuclear Power Plant in 2015: An impact assessment / N. Evangeliou, S. Zibtsev, V. Myroniuk [et al.] // *Sci Rep.* — 2016. — Vol. 6. — P. 26062.
 9. Evaluation of Radioactive Air Contamination due to a Forest Fire within the Exclusion Zone on June 5–8, 2018 / M. M. Talerko, T. D. Lev, S. I. Kireev [et al.] // *Ядерна енергетика та довкілля.* — 2019. — Вип. 2 (14). — С. 47–57.
 10. Прогноз наслідків пожежі в зоні відчуження Чорнобильської АЕС: поєднання апаратних засобів мобільної лабораторії RanidSONNI та комп'ютерних технологій СППР RODOS / В. І. Богорад, Я. Ю. Белов, Ю. О. Кириленко [та ін.] // *Ядерна та радіаційна безпека.* — 2018. — № 3 (79). — С. 10–15.
 11. Battye W. Development of emissions inventory methods for wildland fire. Final report / W. Battye, R. Battye. — Research Triangle Park, NC: U. S. Environmental Protection Agency, 2002. — 82 p.
 12. Potential global fire monitoring from EOS-MODIS / Y. J. Kaufman, C. O. Justice, L. P. Flynn [et al.] // *J. Geophys. Res.* — 1998. — Vol. 103. — P. 32215–32238.
 13. Ichoku C. A Method to derive smoke emission rates from MODIS fire radiative energy measurements / C. Ichoku, J. Y. Kaufman // *IEEE T. Geosci. Remote.* — 2005. — Vol. 43 (11). — P. 2636–2649.
 14. Laboratory investigation of fire radiative energy and smoke aerosol emissions / C. Ichoku, J. V. Martins, Y. J. Kaufman [et al.] // *J. Geophys. Res.* — 2008. — Vol. 113. — P. D14S09.
 15. Wooster M. J. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release / M. J. Wooster, G. Roberts, G. L. W. Perry, Y. J. Kaufman // *J. Geophys. Res.* — 2005. — № 110. — 24 p.
 16. The MACC Global Fire Assimilation System: First Emission Products (GFASv0). Technical Memorandum № 596 / J. W. Kaiser, J. Flemming, M. G. Schultz [et al.]. — Reading, UK: ECMWF, 2009. — 18 p.
 17. Sulla-Menashe D. User Guide to Collection 6 MODIS Land Cover (MCD12Q1 and MCD12C1) Product / D. Sulla-Menashe, M. A. Friedl. — 2018. — 18 p. — Режим доступу: https://modis.ornl.gov/documentation/guides/MCD12_User_Guide_V6.pdf.
 18. The Fire INventory from NCAR (FINN): a high resolution global model to estimate the emissions from open burning / C. Wiedinmyer, S. K. Akagi, R. J. Yokelson [et al.] // *Geosci. Model Dev.* — 2011. — № 4. — P. 625–641.
 19. Andreae M. O. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning / M. O. Andreae, P. Merlet // *Global Biogeochem. Cycles.* — 2001. — № 15. — P. 955–966.
 20. Переволоцкий А. Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах / А. Н. Переволоцкий. — Гомель : РНИУП «Институт радиологии», 2006. — 255 с.
 21. An operational system for the assimilation of the satellite information on wild-land fires for the needs of air quality modelling and forecasting / M. Sofiev, R. Vankevich, M. Lotjonen [et al.] // *Atmos. Chem. Phys.* — 2009. — Vol. 9. — P. 6833–6847.
 22. Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters / V. A. Kashparov, S. M. Lundin, A. M. Kadygrib [et al.] // *J. Environ. Radioact.* — 2000. — Vol. 51. — P. 281–298.
 23. Two global data sets of daily fire emission injection heights since 2003 / S. Rémy, A. Veira, R. Paugam [et al.] // *Atmos. Chem. Phys.* — 2017. — Vol. 17. — P. 2921–2942.
 24. Global mapping of maximum emission heights and resulting vertical profiles of wildfire emissions / M. Sofiev, R. Vankevich, T. Ermakova, J. Hakkarainen // *Atmos. Chem. Phys.* — 2013. — Vol. 13. — P. 7039–7052.
 25. Biomass burning aerosol size distribution and modeled optical properties / L. A. Remer, Y. J. Kaufman, B. N. Holben [et al.] // *J. Geophys. Res.* — 1998. — Vol. 103 (D24). — P. 31879–31891.
 26. Effects of aging on smoke from a large forest fire / L. F. Radke, A. S. Hegg, P. V. Hobbs, J. E. Penner // *Atmos. Res.* — 1995. — № 38. — P. 315–332.
 27. Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments / V. I. Yoschenko, V. A. Kashparov, V. P. Protsak [et al.] // *J. Environ. Radioact.* — 2006. — Vol. 86. — P. 143–163.
 28. Радиоактивность аэрозоля и его дисперсный состав на промплощадке ЧАЭС в период лесных пожаров 2001–2002 гг. / Е. К. Гаргер, В. А. Кашпур, Г. Г. Скоряк [та ін.] // *Агроекологічний журнал.* — 2004. — № 3. — С. 6–12.
 29. Балабух В. О. Сучасний стан прогнозування природної пожежної небезпеки за умовами погоди в Україні // *Матеріали 19 Всеукраїнської науково-практичної конференції «Сучасний стан цивільного захисту України та перспективи розвитку» (Київ, Україна 10–11 жовтня 2017 р.).* — Режим доступу: https://www.researchgate.net/publication/326301301_SUCASNIJ_STAN_PROGNOZUVANNA_PRIRODNOI_POZEZNOI_NEBEZPEKI_ZA_UMOVAMI_POGODI_V_UKRAINI.
 30. Зібцев С. В. Прес реліз Регіонального Східноєвропейського центру моніторингу пожеж щодо площ по-

жеж у зоні відчуження, 29.03–16.04.2020 / С. В. Зібцев, В. В. Миронюк. — Режим доступу: <https://nubip.edu.ua/node/75436>.

31. Процак В. П. Оцінка динаміки виносу радіонуклідів за межі зони відчуження повітряним шляхом під час пожежі 02–20.04. 2020 р. / В. П. Процак, О. В. Войцехович, Г. В. Лаптев // Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України. — Режим доступу: <https://uhmi.org.ua/msg/fire2020/analytical.pdf>.
32. Fire Information for Resource Management System (FIRMS). <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>.
33. User's guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion models. Vol. 1. EPA-454/B-95-003a / Research Triangle Park, NC: U. S. Environmental Protection Agency, 1995.

М. М. Talerko¹, T. D. Lev¹, I. V. Kovalets², Yu. V. Yatsenko¹

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

² Institute of Mathematical Machines and Systems Problems, NAS of Ukraine, 42, Academician Glushkov ave, Kyiv, 03187, Ukraine

Modeling Study of the Atmospheric Transport of Radioactivity Released into the Air as a Result of Forest Fires in the Exclusion Zone in April 2020

In April 2020, the largest forest fire occurred in the Chornobyl Exclusion zone in its history. The results of modeling the atmospheric transport of radioactive aerosols raised into the atmosphere as a result of fires in forest and grass areas in the Exclusion zone, as well as in radioactively contaminated forests outside it in Kyiv and Zhytomyr regions are presented in the paper. To assess the consequences of forest fires, a set of models of lifting, atmospheric transport and deposition of radionuclides on the underlying surface LEDI, developed at the Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants of the National Academy of Sciences of Ukraine, was used. Calculations of the dynamics of the ¹³⁷Cs activity concentration field in the surface air on a regional scale (in Ukraine) and on a local scale (within the Exclusion zone) were performed. According to the simulation results, the maximum values of the ¹³⁷Cs activity in the surface air of Kyiv in some periods during April 4–20 could reach 2–4 mBq/m³, and the integral value of ¹³⁷Cs activity in the air of Kyiv for the whole period was about 450 mBq·s/m³. The obtained results are generally consistent with the data of

measurements of radioactive contamination of the near-ground air in Kyiv and areas of the nuclear power plants in Ukraine. The analysis of the consistency of the simulation results with the data of measurements of the ¹³⁷Cs activity concentration in the air in the Exclusion zone was performed. The main ways to improve the methodology for assessing the consequences of forest fires by modeling the atmospheric transport of radionuclides are identified.

Keywords: wildland fires, resuspension, radionuclide, atmospheric transport, modeling, air volume activity, Exclusion zone.

References

1. *Fires in Ukraine in the exclusion zone around the Chernobyl power plant: Latest measurement results and assessment of environmental and health consequences. Information note no. 5.* IRSN, May 5, 2020. Available at: https://www.irsn.fr/EN/newsroom/News/Pages/20200505_Fires-in-Ukraine-in-the-Exclusion-Zone-around-chernobyl-latest-news-and-consequences.aspx.
2. NERIS Webinar on Chernobyl Wildfires, May 28, 2020. Available at: <https://www.eu-neris.net/home/newsletters/228-neris-webinar-on-chernobyl-wildfires-28-may-2020-15-00-16-32.html>.
3. Goldammer J. G., Kashparov V., Zibtsev S., Robinson S. (2015). *Best practices and recommendations for wildfire suppression in contaminated areas, with focus on radioactive terrain.* Global Fire Monitoring Center (GFMC). Freiburg, Basel, Kyiv, 45 p.
4. Kudin M. V. (2014). [The burning of forests of the Belarusian and Ukrainian sectors of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant]. *Problemy lesovedeniya i lesovodstva* [Problems of forest science and forestry], vol. 74, pp. 539–551. (in Russ.)
5. *Results of the radiation situation in Kyiv related to forest fires in the Exclusion zone:* SSTC NRS official website. Available at: <https://sstc.ua/news/pidsumki-shodo-radiacijnoyi-situaciyi-u-kiyevi-pov-yazanoyi-iz-lisovimi-pozhezhami-u-zoni-vidchuzhennya>. (in Ukr.)
6. Tabachny L. Ya. (2020). [On the response of the National Hydrometeorological Service to radiation threats caused by the spread of radioactive substances in the atmosphere due to forest fires in the exclusion zone of the Chornobyl NPP and the zone of unconditional (mandatory) resettlement in the period from 9 to 13 April 2020]. The center of forecasting consequences of radiation accidents of Ukrainian Hydrometeorological Center. Available at: <https://meteo.gov.ua/ua/33345/zmi/news/read/67>. (in Ukr.)

7. Talerko M., Kovalets I., Hirao S., Zheleznyak M., Kyrylenko Yu., Lev T., Bogorad V., Kireev S. (2020). Radionuclide atmospheric transport after the forest fires in the Chernobyl Exclusion zone in 2015–2018: An impact of the source term parameterization and input meteorological data on modeling results. *Proceedings of the EGU General Assembly 2020 (Vienna, Austria, May 3–8, 2020)*. DOI: 10.5194/egusphere-egu2020-10066.
8. Evangelidou N., Zibtsev S., Myroniuk V., Zhurba M., Hamburger T., Stohl A., Balkanski Y., Paugam R., Mousseau T. A., Möller A. P., Kireev S. I. (2016). Resuspension and atmospheric transport of radionuclides due to wildfires near the Chernobyl Nuclear Power Plant in 2015: An impact assessment. *Sci Rep.*, vol. 6, p. 26062.
9. Talerko M. M., Lev T. D., Kireev S. I., Kashpur V. O., Kuzmenko G. G. (2019). Evaluation of Radioactive Air Contamination due to a Forest Fire within the Exclusion Zone on June 5–8, 2018. *Yaderna enerhetyka ta dovkillya* [Nuclear Power and the Environment], vol. 14, no. 2, pp. 47–57.
10. Bogorad V., Bielov Y., Kyrylenko Y., Lytvynska T., Poludnenko V., Slepchenko O. (2018). [Forecast of the Consequences of a Fire in the Chornobyl Exclusion Zone: a Combination of the Hardware of the Mobile Laboratory RanidSONNI and Computer Technologies DSS RODOS]. *Yaderna ta radiatsiyna bezpeka* [Nuclear and Radiation Safety], vol. 79, no. 3, pp. 10–15. (in Ukr.)
11. Battye W., Battye R. (2002). *Development of emissions inventory methods for wildland fire. Final report*. Research Triangle Park, NC: U. S. Environmental Protection Agency, 82 p.
12. Kaufman Y. J., Justice C. O., Flynn L. P., Kendall J. D., Prins E. M., Giglio L., Ward D. E., Menzel W. P., Setzer A. W. (1998). Potential global fire monitoring from EOS-MODIS. *J. Geophys. Res.*, vol. 103, pp. 32215–32238. Available at: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1029/98JD01644>.
13. Ichoku C., Kaufman J. Y. (2005). A Method to Derive Smoke Emission Rates From MODIS Fire Radiative Energy Measurements. *IEEE T. Geosci. Remote.*, vol. 43, no. 11, pp. 2636–2649.
14. Ichoku C., Martins J. V., Kaufman Y. J., Wooster M. J., Freeborn P. H., Hao W. M., Baker S., Ryan C. A., Nordgren B. L. (2008). Laboratory investigation of fire radiative energy and smoke aerosol emissions. *J. Geophys. Res.*, vol. 113, D14S09. Available at: https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2008_ichoku_c001.pdf.
15. Wooster M. J., Roberts G., Perry G. L. W., Kaufman Y. J. (2005). Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. *J. Geophys. Res.*, vol. 110, 24 p.
16. Kaiser J., Flemming J., Schultz M. G., Suttie M., Wooster M. J. (2009). *The MACC Global Fire Assimilation System: First Emission Products (GFASv0). Technical Memorandum no. 596*. Reading, UK: ECMWF, 18 p.
17. Sulla-Menashe D., Friedl M. A. (2018). *User Guide to Collection 6 MODIS Land Cover (MCD12Q1 and MCD12C1) Product*, 18 p. Available at: https://modis.ornl.gov/documentation/guides/MCD12_User_Guide_V6.pdf.
18. Wiedinmyer C., Akagi S. K., Yokelson R. J., Emmons L. K., Al-Saadi J. A., Orlando J. J., Soja A. J. (2011). The Fire Inventory from NCAR (FINN): a high resolution global model to estimate the emissions from open burning. *Geosci. Model Dev.*, no. 4, pp. 625–641.
19. Andreae M. O., Merlet P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochem. Cycles.*, vol. 15, pp. 955–966.
20. Perevolotsky A. N. (2006). *Raspredelenie ¹³⁷Cs i ⁹⁰Sr v lesnykh biogeotsenozakh* [Distribution of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in forest biogeocenoses]. Gomel: RIIPE “Institute of Radiology”, 255 p. (in Russ.)
21. Sofiev M., Vankevich R., Lotjonen M., Prank M., Petukhov V., Ermakova T., Koskinen J., Kukkonen J. (2009). An operational system for the assimilation of the satellite information on wild-land fires for the needs of air quality modelling and forecasting. *Atmos. Chem. Phys.*, no. 9, pp. 6833–6847. DOI: 10.5194/acp-9-6833-2009.
22. Kashparov V. A., Lundin S. M., Kadygrib A. M., Protsak V. P., Levtchuk S. E., Yoschenko V. I., Kashpur V. A., Talerko M. M. (2000). Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters. *J. Environ. Radioact.*, vol. 51, pp. 281–298.
23. Rémy S., Veira A., Paugam R., Sofiev M., Kaiser J. W., Marengo F., Burton S. P., Benedetti A., Engelen R. J., Ferrare R., Hair J. W. (2017). Two global data sets of daily fire emission injection heights since 2003. *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 17, pp. 2921–2942. DOI: 10.5194/acp-17-2921-2017.
24. Sofiev M., Vankevich R., Ermakova T., Hakkarainen J. (2013). Global mapping of maximum emission heights and resulting vertical profiles of wildfire emissions. *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 13, pp. 7039–7052.
25. Remer L. A., Kaufman Y. J., Holben B. N., Thompson A. M., McNamara D. (1998). Biomass burning aerosol size distribution and modeled optical properties. *J. Geophys. Res.*, vol. 103 (D24), pp. 31879–31891.
26. Radke L. F., Hegg A. S., Hobbs P. V., Penner J. E. (1995). Effects of aging on smoke from a large forest fire. *Atmos. Res.*, vol. 38, pp. 315–332.
27. Yoschenko V. I., Kashparov V. A., Protsak V. P., Lundin S. M., Levchuk S. E., Kadygrib A. M., Zvarich S. I.,

- Khomutinin Y. V., Maloshtan I. M., Lanshin V. P., Kovtun M. V., Tschiersch, J. (2006). Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments. *J. Environ. Radioact.*, vol. 86, no. 2, pp. 143–163. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2005.08.003.
28. Garger E. K., Kashpur V. A., Skoryak G. G., Gora A. D., Kurochkin A. A., Lisnichenko V. A. (2004). [Aerosol radioactivity and disperse structure at the Chernobyl NPP during the period of forest fires]. *Agroekologichnyi Jurnal* [Agroecol. J.], vol. 3, pp. 6–12. (in Russ.)
29. Balabukh V. O. (2017). [The current state of forecasting the natural fire hazard by weather conditions in Ukraine]. Proceedings of the 19th All-Ukrainian scientific-practical conference “The current state of civil defense of Ukraine and prospects for development” (Kyiv, Ukraine, October 10–11, 2017). Available at: https://www.researchgate.net/publication/326301301_SUCASNIJ_STAN_PROGNOZUVANNA_PRIRODNOI_POZEZNOI_NEBEZPEKI_ZA_UMOVAMI_POGODI_V_UKRAINI. (in Ukr.)
30. Zibtsev S. V., Myroniuk V. V. (2020). [Press release of the Regional Eastern Europe Fire Monitoring Center for fire areas in the exclusion zone, March 29 — April 16, 2020]. Available at: <https://nubip.edu.ua/node/75436>. (in Ukr.)
31. Protsak V. P., Voitsekhovich O. V., Laptev G. V. (2020). Assessment of the dynamics of radionuclide transport outside the exclusion zone by air during a fire April 2–20, 2020. Ukrainian Hydrometeorological Institute, 33 p. Available at: <https://uhmi.org.ua/msg/fire2020/analytical.pdf>. (in Ukr.)
32. Fire Information for Resource Management System (FIRMS). <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov>.
33. User’s guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion models. Vol. 1. EPA-454/B-95-003a. Research Triangle Park, NC, U. S. Environmental Protection Agency, 1995.

Надійшла 29.06.2020

Received 29.06.2020