

М. М. Талерко, Т. Д. Лев, В. О. Кашпур

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

Оцінка внеску пилової бурі 16 квітня 2020 р. в радіоактивне забруднення атмосфери в період лісових пожеж у зоні відчуження Чорнобильської АЕС

Ключові слова:
лісові пожежі,
пилова буря,
радіонукліди,
атмосферне перенесення,
моделювання,
об'ємна активність повітря,
зона відчуження.

Виконано оцінки активності ^{137}Cs в аерозольних частинках, що потрапили в атмосферу в результаті вітрового підйому зі згарищ на території лучних біоценозів зони відчуження Чорнобильської АЕС. Оцінка сумарної активності ^{137}Cs , яка надійшла в атмосферу протягом пилової бурі, становила близько 162 ГБк, тобто до 20 % від загальної активності, піднятої в повітря за весь період лісових пожеж 3–20 квітня 2020 р. Винос активності з території згарищ унаслідок пилової бурі протягом двох діб 16 та 17 квітня був 0,24 % від загального запасу активності ^{137}Cs на території, що вигоріла. За результатами моделювання атмосферного перенесення частинок, піднятих унаслідок пилової бурі в зоні відчуження та за її межами, отримано, що ресуспензія радіоактивних частинок зі згарищ протягом пилової бурі 16 та 17 квітня на 80–95 % визначала рівень радіоактивного забруднення ^{137}Cs приземного повітря поблизу Чорнобильської АЕС та в Чорнобилі порівнюючи з внеском природних пожеж. Зі збільшенням відстані до джерел емісії радіонуклідів це значення зменшується. У Києві внесок радіоактивних частинок, піднятих у повітря пиловою бурею в зоні відчуження, становив близько 4 % від загальної активності ^{137}Cs в повітрі.

Вступ

На півночі України (Київська та Житомирська області) та півдні Білорусі (Гомельська та Брестська області) 16 квітня 2020 р. спостерігалася сильна пилова буря, що спричинила значне погіршення видимості в нижньому шарі атмосфери. Таке природне явище є досить нечастим за останні десятиріччя для природних зон Полісся. Водночас з 3 по 20 квітня в зоні відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення (далі — ЗВ) сталася наймасштабніша лісова пожежа за всю історію її існування [1]. Унікальність ситуації, що склалася, полягала в одночасному впливі цих двох процесів на радіаційний стан довкілля як у межах ЗВ, так і на прилеглих територіях, у тому чис-

лі в Києві. При цьому відбувалася їхня взаємодія, що призвела до взаємопідсилення інтенсивності надходження радіонуклідів у повітря. З одного боку, сильний вітер у приземному шарі атмосфери ЗВ протягом 16 квітня 2020 р. сприяв поновленню лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях, які до цього часу практично припинились завдяки зусиллям пожежників та під впливом дощу 14 квітня. З іншого боку, унаслідок вигорання рослинності (насамперед на лучних територіях ЗВ) у період 3–13 квітня на поверхні землі сформувався шар дрібнодисперсних частинок ґрунту та попелу, відкритий для інтенсивного вітрового підйому.

У [2] було проведено розрахунки атмосферного розповсюдження радіоактивного аерозолю, винесе-

© М. М. Талерко, Т. Д. Лев, В. О. Кашпур, 2020

ного в повітря в результаті лісових пожеж у ЗВ з 3 по 20 квітня 2020 р. на регіональному масштабі (на території України) та на локальному масштабі (у межах ЗВ) за допомогою комплексу моделей підйому, атмосферного перенесення та осадження радіонуклідів на підстильну поверхню LEDI. Розташування окремих осередків лісових та лучних пожеж та активність викидів з них задавалися згідно з результатами аналізу розповсюдження пожежі [3]. Порівняння результатів моделювання з даними вимірювань концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі показало, зокрема, значне заниження модельних значень у межах ЗВ після поновлення пожеж із 16 квітня 2020 р. Найімовірнішим поясненням отриманих розбіжностей у [2] названо неврахування в модельних розрахунках інтенсивного підйому золи та попелу зі згарищ унаслідок пилової бурі. Тому метою цієї роботи є оцінка внеску вітрового підйому радіонуклідів з території ЗВ внаслідок пилової бурі 16 квітня в загальне радіоактивне забруднення приземного шару атмосфери в період лісових пожеж у квітні 2020 р.

Вторинне радіоактивне забруднення атмосфери внаслідок пилових бур

Вторинне забруднення атмосфери внаслідок підйому радіонуклідів із земної поверхні може відбуватися не тільки внаслідок ресуспензії за малої та помірної швидкостей вітру, але й за екстремальних погодних явищ, таких як пилові бурі, торнадо, шквали [4]. Незважаючи на відносно невелику тривалість таких явищ, їхній внесок у загальний баланс потоку пилу та пов'язаних з ним радіонуклідів із земної поверхні в атмосферу може бути значним.

Пилові бурі в пустелях Азії та Африки, забруднених глобальними випаданнями радіонуклідів унаслідок випробувань ядерної зброї, можуть призводити до короткочасного підвищення концентрації активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в повітрі на відстанях понад 1 000 км від джерела (наприклад, перенесення пилових частинок з Монголії і східного Китаю до Японії у квітні 2007 р. [5], із Сахари на південь Франції в лютому 2004 р. [6] і Грецію у квітні 1988 р. [7]).

Додатковими джерелами вторинного підйому радіоактивних аерозолів в атмосферу є території, радіоактивно забруднені в результаті аварій на радіаційно небезпечних об'єктах АЕС, на підприємствах з переробки відпрацьованого ядерного палива та радіоактивних відходів. Райони з високою щільністю поверхневого забруднення можуть забруднюва-

ти довкілля через атмосферне перенесення пилових частинок як на локальному, так і на регіональному масштабах. На цих територіях наслідки ресуспензії радіонуклідів у разі екстремальних погодних умов можуть розглядатися як серйозний радіаційний інцидент. Найбільша подія такого роду сталася навесні 1967 р. на території хімкомбінату «Маяк» (Челябінська область, Росія). З висохлих ділянок озера Карачай, яке використовувалось як сховище радіоактивних відходів, унаслідок сильних вітрів було винесено близько 22 ТБк (600 Ки) ^{137}Cs та ^{90}Sr у складі дрібнодисперсних частинок мулових відкладень [8]. У результаті територія площею 1 800 км² була додатково забруднена радіоактивними випаданнями зі щільністю понад 3,7 кБк/м² за ^{90}Sr або 11 кБк/м² за ^{137}Cs .

В Україні пилові бурі найчастіше спостерігаються в південних та південно-східних областях [9]. У [10] наведено результати аналізу аномального (у 30–70 разів) зростання концентрації атмосферних аерозолів 24 березня 2007 р. в Польщі, Словаччині та Німеччині. Показано, що його причиною була пилова буря в Херсонській області та подальше атмосферне перенесення пилових частинок у центральну Європу.

Пилові бурі спостерігалися і на території Київської області, але їхня частота значно менша, ніж у південній частині України. Виникнення пилових бур може призводити до просторового перерозподілу радіонуклідів, що випали на землю після аварії на Чорнобильській АЕС. Огляд випадків значного зростання концентрації активності ^{137}Cs в приземному повітрі у ЗВ внаслідок формування пилових бур або сильного вітру в період 1987–2010 рр. наведено в [11]. Зокрема, пилові бурі спостерігалися у квітні та липні 1987 р., липні 1988 р. та вересні 1992 р., що призводило до короткочасного зростання концентрації радіоактивних аерозолів у ЗВ до двох порядків величини. Поза ЗВ під час пилової бурі 5–7 вересня 1992 р. середньодобова концентрація активності суміші β -випромінюючих нуклідів зросла в 5 разів вище фонових значень в Остері та Сновську (Чернігівська область) та в 6–7 разів у Мінську та Мозирі (Білорусь). У Гомелі вона зросла лише в 1,5–3 рази, проте масова концентрація аерозолів збільшилась у 15–20 разів. У цей же час концентрація активності ^{137}Cs в повітрі Вільнюса (Литва) на 2–3 порядки перевищила фонові значення для цього періоду [12].

Протягом останніх років пилові бурі в районі ЗВ практично не спостерігалися. Це може бути пояснено загальним зменшенням повторюваності їх в Україні внаслідок кліматичних змін в останні

десятиріччя [9], а також залісненням земель, що вийшли з сільськогосподарського користування на території ЗВ [13].

Метеорологічні умови формування пилової бурі 16 та 17 квітня 2020 р.

Пилова буря в Київській, Чернігівській і Житомирській областях спостерігалася 16 та 17 квітня 2020 р. Екстремальні погодні явища були сформовані синоптичною ситуацією, що склалася в цей час на півночі Європи. Її особливості показано на рис. 1 згідно з архівними даними Метеорологічної служби Німеччини (DWD) [14]. Погодні умови визначалися двома сполученими циклонами (Zn) приблизно однакової інтенсивності із загальними замкнутими ізобарами (985 гПа). Унаслідок адвекції холодного повітря з північного заходу та утворення холодного фронту два циклони, переміщаючись один щодо одного проти годинникової стрілки в східному напрямку, утворили більш глибокий центр циклону з ізобарою 980 гПа й улоговину із замкнутою ізобарою 990 гПа. Лінія холодного фронту простяглася через всю східну Європу і переміщувалася з північного заходу на південний схід. На території України холодний фронт 16 квітня о 12 год проходив по лінії через Овруч (Житомирська область), Чорнобиль і Брагін (Білорусь), а о 15 год — через Коростень (Житомирська область), Київ, Чернігів, Ніжин і Семенівку (Чернігівська область). Проходження фронту супроводжувалося системою хмар

середнього ярусу (шаруваті, шарувато-купчасті), характерною для холодних фронтів 2-го роду [15]. Їхньою особливістю є формування передфронтальних шквалів. У таких фронтах швидкість переміщення холодної маси на висоті більше швидкості руху повітря в приземному шарі, ослабленого впливом тертя із земною поверхнею. Фронтальна поверхня набуває крутого нахилу, і частина холодного повітря опиняється над теплим. Унаслідок цього в передній частині фронту відбувається «обвалення» холодних повітряних мас та підйом теплого повітря, яке витісняється холодним. У результаті формується вихор із горизонтальною віссю, паралельною лінії фронту.

Викладена вище загальна схема формування холодного фронту, який супроводжується великими швидкостями вітру, підтверджується даними вимірювань мережі метеорологічних і аерологічних станцій національних гідрометеорологічних служб України та Білорусі 16 та 17 квітня 2020 р. [16]. На рис. 2 представлено зміни метеорологічних величин (швидкості приземного вітру, приземного тиску, температури повітря й видимості) під час проходження холодного фронту через метеорологічні станції в Чорнобилі і Києві (момент проходження фронту позначено вертикальною лінією). Перед проходженням холодного фронту в пункті метеоспостережень різко впав атмосферний тиск (зниження приземного тиску до 7–12 гПа), підвищилася температура повітря і швидкість вітру (середня швидкість до 15 м/с з поривами до 22 м/с), зменшилася відносна вологість

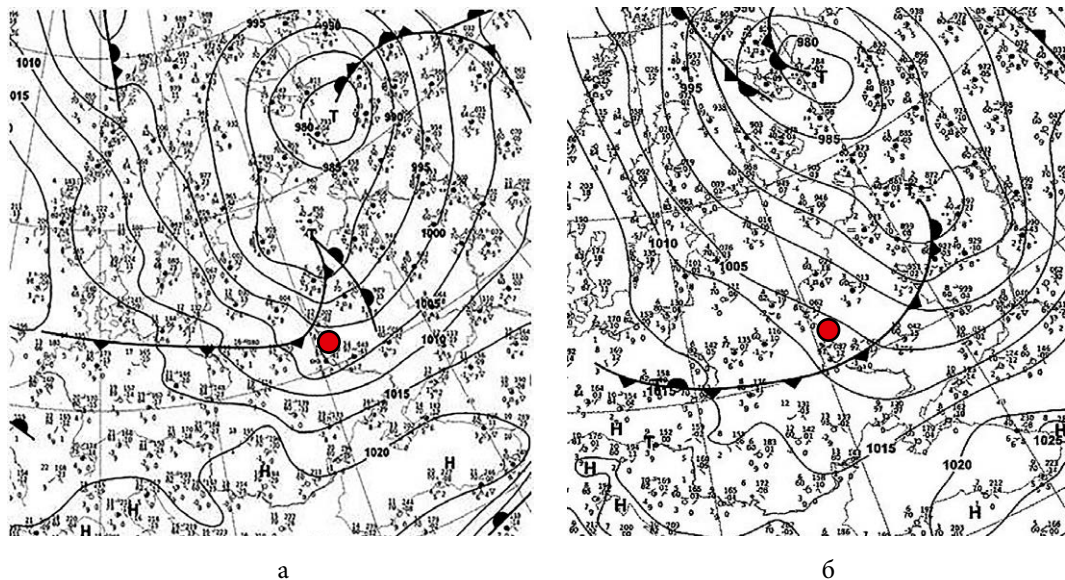
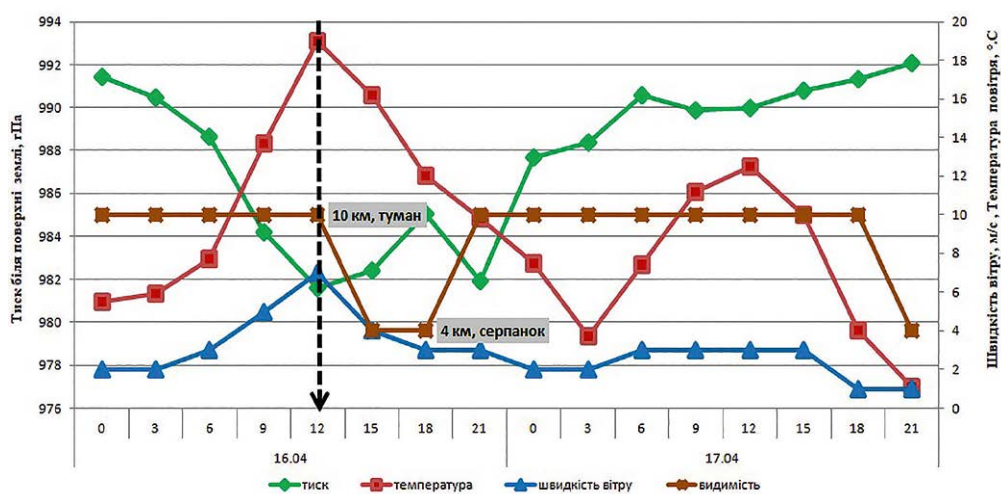
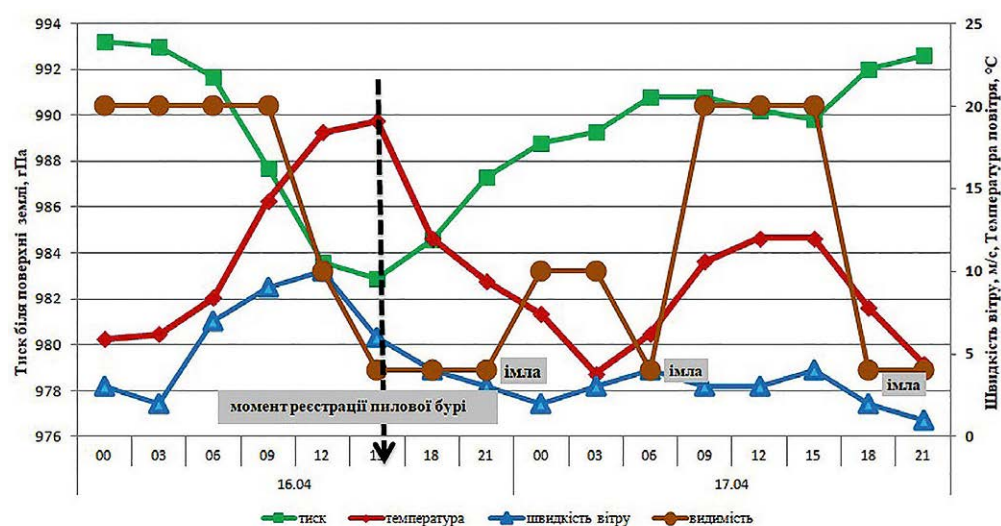


Рис. 1. Карти приземного тиску (гПа) та положення ліній фронтів за архівними даними [14]:
 — холодний фронт; ● — Чорнобильська АЕС; Т — Tief (низький тиск); Н — Hoch (високий тиск);
 а — 16.04.2020, 12 год; б — 17.04.2020, 00 год



а



б

Рис. 2. Динаміка швидкості вітру, температури повітря біля поверхні землі, приземного тиску й видимості в період пиллової бурі 16 та 17 квітня 2020 р. в Чорнобилі (а) і Києві (б)

повітря до 17–21 %, з'явилися хмари верхнього й середнього ярусів — шаруваті та шарувато-купчасті. Фронт проходив усього кілька годин, і до наступного терміну спостережень хід метеорологічних елементів відповідав погоді холодного сектора циклону — різке зниження температури, зростання тиску, підвищення відносної вологості та зменшення швидкості вітру зі збереженням північно-західного напрямку.

Висота примежевого шару атмосфери в цей період коливалася від 1 000 м у нічний час до 1 800–2 400 м удень.

Особливо потрібно відзначити, що холодний фронт 16 квітня 2020 р. проходив в умовах дуже низької вологості та великої відносної стійкості пе-

редфронтального повітря. Унаслідок цього під час його проходження не сформувалася повна система фронтальних хмар і практично були відсутні атмосферні опади. Виняток становили дані метеостанції Семенівка (Чернігівська область), де спостерігалися зливи 16 квітня протягом 2 термінів спостережень (15 і 18 год).

Таким чином, у період проходження атмосферного фронту відбулося накладення відразу декількох факторів, що сприяли інтенсивній емісії частинок ґрунту із земної поверхні: 1) високі швидкості приземного вітру, 2) відсутність атмосферних опадів, 3) сухий ґрунт унаслідок безсніжної зими, 4) відсутність сформованого рослинного покриву в цю пору року. Усе це разом

Таблиця 1. Видимість та атмосферні явища під час проходження холодного фронту 16 та 17 квітня 2020 р. на метеостанціях півночі України

Час спостережень		Чорнобиль		Київ		Вишгород		Овруч	
Дата	UTC*, год	Видимість, км	Явище	Видимість, км	Явище	Видимість, км	Явище	Видимість, км	Явище
16.04	12	10		10	імла	2	імла	10	
	15	4	серпанок	4	пилова буря	4	імла	4	дим
	18	4	серпанок	4	імла	10	туман	4	дим
	21	10	туман	4	імла	10		10	
17.04	0	10	туман	10	пилова буря	10		10	
	3	10		10		10		10	
	6	10		4	імла	4	дим	10	
	9	10		20		4	дим	10	
	12	10		20		10		10	
	15	10		20		10		4	дим
	18	10		4	імла	10	дим	1	дим
	21	4	серпанок	4	імла	10	дим	2	дим

* UTC — Coordinated Universal Time (універсальний координований час)

з наявністю розораних сільськогосподарських угідь у Київській і Житомирській областях та територій згарищ після лісових пожеж 3–14 квітня призвело до виникнення таких атмосферних явищ, як пилова буря, імла та серпанок. У табл. 1 наведено результати спостережень на деяких метеорологічних станціях у Київській і Житомирській областях. Починаючи з 12 год 16 квітня, збільшення аерозольного забруднення атмосфери супроводжувалося погіршенням видимості до значень від 2 до 10 км (за нормальних умов дальність видимості на цих метеостанціях оцінюється як 20 км). Додатковим фактором погіршення видимості в цей період було атмосферне перенесення диму від лісових пожеж у ЗВ і Овруцькому районі Житомирської області.

Параметризація маси та активності аерозольних частинок, піднятих в атмосферу під час пилової бурі

Інтенсивність вітрового підйому аерозольних частинок із земної поверхні може бути розрахована на основі загальних підходів до параметризації процесу вітрової ерозії ґрунту [17]. При цьому потрібно враховувати, що природні пожежі в лучних біоценозах полегшують пилопідйом у післяпожежний період. Вони

знищують верхній захисний рослинний покрив, органічні речовини та кореневу систему рослин у верхньому шарі ґрунту, які є стабілізуючим фактором для вітрової ерозії. Інтенсивне прогрівання ґрунту під час пожеж призводить до руйнації ґрунтової кірки (soil crusts) на поверхні землі. Після пожеж на земній поверхні залишаються частинки золи та попелу, що легко піднімаються в повітря повітряними потоками.

Задача оцінки інтенсивності пилопідйому з територій згарищ після пожеж у природних екосистемах детально розглянута в роботах [18, 19]. У них зазначається, що післяпожежні аерозольні частинки мають оптичні, хімічні та механічні властивості, відмінні від типового мінерального пилу внаслідок того, що вони є сумішшю частинок ґрунту та попелу. Зокрема, за даними вимірювань [18], доля дрібнодисперсних частинок (діаметром < 2,5 мкм) є більшою порівнюючи зі звичайним мінеральним пилом і становить до 40% за рахунок присутності попелу на поверхні ґрунту.

У подальших розрахунках вертикальний потік маси аерозольних частинок F_v (кг/м²/с) з поверхні землі в атмосферу параметризувався за формулою [20]

$$F_v = \alpha F_h = \alpha C \frac{\rho_a}{g} u_* (u_*^2 - u_{*t}^2), \quad (1)$$

де F_h — горизонтальний потік маси аерозольних частинок унаслідок процесу сальтації; α (1/м) — ефективність сальтації, тобто відношення вертикального потоку частинок пилу до горизонтального потоку сальтуючих частинок ґрунту; C — коефіцієнт, що в загальному випадку залежить від властивостей земної поверхні; ρ_a — густина повітря, кг/м³; g — прискорення вільного падіння, м/с²; u_* — динамічна швидкість, м/с; u_{*t} — мінімальне значення динамічної швидкості, за якого починається процес сальтації.

Значення параметра α вибрано рівним 10^{-5} 1/м згідно з [21]. Для ідеалізованого випадку вільного від рослинності ґрунту, на якому відсутня тверда поверхнева кірка, коефіцієнт C отримано рівним 2,61 [22]. На практиці для врахування вказаних факторів вводяться відповідні коригуючі коефіцієнти. Зокрема, значення множника, який визначає зменшення вертикального потоку пилу з поверхні, на якій утворилася поверхнева кірка, знаходиться в межах 0,001–0,1 [21]. Для випадку, який розглядається в цій статті, — пилопідйом зі згарища, що нещодавно утворилося, стан поверхні можна вважати близьким до ідеалізованого, тому коригуючі коефіцієнти не застосовувались. Величину порогового значення динамічної швидкості u_{*t} вибрано рівною 0,55 м/с згідно з результатами [18], отриманими для весняних умов пилопідйому.

Загальна маса M (кг) аерозольних частинок, що піднімаються в атмосферу за визначений період T (с) із території площею S (м²), обчислюється за формулою

$$M = \alpha C \frac{\rho_a}{g} S \int_0^T u_* (t) \cdot [u_*^2 (t) - u_{*t}^2] dt, \quad (2)$$

Відповідне значення загальної активності A (Бк) аерозольних частинок, піднятих в атмосферу, може бути оцінене як

$$A = qM, \quad (3)$$

де q — питома активність частинок, Бк/кг.

У подальших розрахунках будемо вважати, що основна частина аерозолів, піднятих у повітря з території згарищ при проходженні пилової бурі, є частинками золи й попелу, які утворилися під час горіння радіоактивно забрудненої біомаси. На жаль, дані про величину q для частинок диму внаслідок лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях майже відсутні. Єдиною оцінкою, знайденою в доступних літературних джерелах, є значення 0,23 Бк/г для ¹³⁷Cs, отримане в [23] для продуктів горіння біомаси у лісових

пожежах на заході Росії влітку 2010 р. Очевидно, що значення питомої активності аерозольних частинок — продуктів горіння — повинно залежати від величини радіоактивного забруднення біомаси або щільності радіоактивних випадань на території, охопленої пожежею. Тому вказане значення q визначається середніми щільностями випадань ¹³⁷Cs в районі пожеж в інтервалі 1–10 кБк/м², сформованими глобальними та чорнобильськими випаданнями. Можна очікувати, що аерозольні продукти горіння під час лісових пожеж у ЗВ будуть мати суттєво вищу питому активність.

У цій роботі значення питомої активності аерозольних частинок диму в природних пожежах розраховується за допомогою параметризації величини емісії радіонуклідів в атмосферу внаслідок пожеж із використанням супутникових даних про значення потужності радіаційного випромінювання. У [24] запропоновано формулу для оцінювання активності радіоактивних аерозолів, піднятих у повітря під час пожежі

$$A = C_r \cdot D \cdot FRE, \quad (4)$$

де D — щільність випадань, Бк/м²; FRE — енергія радіаційного випромінювання під час пожежі, МДж; C_r — коефіцієнт емісії активності аерозольних частинок, значення якого для ¹³⁷Cs запропоновано рівним $9,5 \cdot 10^{-4}$ м²/МДж. Аналогічна формула для оцінки маси димових частинок [25] має вигляд

$$M = C_e \cdot FRE, \quad (5)$$

де коефіцієнт емісії $C_e = 0,075$ кг/МДж для змішаних територій (ділянки лісу та трави) [26].

Поділивши формули (4) та (5), отримаємо оцінку питомої активності q димових частинок залежно від щільності радіоактивних випадань D на території пожежі

$$q = \frac{A}{M} = \frac{C_r}{C_e} \cdot D = 0,0127 \cdot D. \quad (6)$$

Згідно з формулою (6) аерозольні частинки із вказаною вище питомою активністю $q = 0,23$ Бк/г можуть сформуватися під час природних пожеж на території зі щільністю випадань ¹³⁷Cs $D = 18$ кБк/м².

У загальному випадку питома активність частинок диму в пожежах у радіоактивно забруднених природних екосистемах залежить і від їхніх розмірів. У свою чергу, розподіл частинок диму за розмірами визначається типом згораючої біомаси (лучна рослинність, різні компоненти лісових масивів), режиму горіння, метеорологічних умов тощо. Тому більш детальні оцінки питомої активності димових части-

нок мають базуватися на результатах спеціально поставлених експериментів або натурних спостережень реальних лісових пожеж.

У [27] наведено результати вимірювань об'ємної активності радіоактивного аерозолю та його дисперсного складу у ЗВ в період лісових пожеж 2001–2002 рр. Вимірювання 16–21 серпня 2001 р. проводилися під час лісової пожежі, яка виникла на відстані 2 км на захід від Чорнобильської АЕС, із використанням 5-каскадного імпактора РМ-10 та фотоелектронного лічильника аерозольних частинок «CLIMET-208». При цьому характеристики аерозолю, отримані 16 та 17 серпня, стосуються активної фази горіння, а вимірювання 21 серпня проводились у період тління згарища. У табл. 2 представлено результати вимірювань, приведені до однакових інтервалів розмірів частинок, у діапазоні 0,5–10 мкм, а також зроблені за цими даними оцінки питомої активності частинок.

Як видно з табл. 2, частинки з розмірами менше 1 мкм становлять 73–76 % від їхньої загальної кількості. Радіоактивне навантаження зменшується від значень порядку 10^{-8} Бк/частинка для інтервалу 5–10 мкм до 10^{-10} – 10^{-11} Бк/частинка для субмікронних частинок. У той же час за даними вимірювань не виявлено систематичної залежності значення питомої активності аерозольних частинок ні від їхнього розміру, ні від фази пожежі (активне горіння/тління). Оцінка величини q варіює в межах 10,1–123,3 Бк/г, що

згідно з формулою (6) відповідає димовим частинкам від пожежі на території зі щільністю випадань ^{137}Cs в інтервалі 0,8–9,7 МБк/м². За даними карти території 30-км зони Чорнобильської АЕС [28], щільність забруднення ^{137}Cs території пожежі у 2001 р. була близько 10 МБк/м². Таким чином, обмежена кількість наявних даних вимірювань активності димових частинок підтверджує придатність формули (6) для оцінок інтенсивності емісії аерозольних частинок в атмосферу, сформованих унаслідок лісових та лучних пожеж у ЗВ.

Моделювання атмосферного розповсюдження радіоактивності

Розрахунки розповсюдження ^{137}Cs , піднятого в повітря в результаті пилової бурі у ЗВ 16 та 17 квітня 2020 р., проводилися за допомогою комплексу моделей підйому, атмосферного перенесення та осадження радіонуклідів на підстильну поверхню LEDI, розробленого в Інституті проблем безпеки АЕС НАН України. Вхідна метеорологічна інформація, використана для проведення модельних розрахунків, була люб'язно надана І. В. Ковальцем (Інститут проблем математичних машин та систем НАН України) у вигляді результатів моделі чисельного прогнозу погоди WRF, яка використовується для метеорологічного забезпечення роботи системи підтримки прийняття рішень при радіаційних аваріях RODOS в Україні.

Таблиця 2. Розподіли лічильної концентрації димових частинок N (1/л), об'ємної активності ^{137}Cs A (МБк/м³), активності ^{137}Cs окремої частинки A_p (Бк) та питомої активності частинок q (Бк/г) за їхніми розмірами (за даними вимірювань [27])

Час і дата вимірювань	Відстань від джерела, м	Величина	Діапазон розмірів частинок, мкм				
			> 10	5–10	3–5	1–3	0,5–1
16:00÷18:00 16.08.2001	500	N	2	253	1 050	83 556	271 912
		A	–	15,39	9,59	19,85	19,77
		A_p	–	$6,08 \cdot 10^{-8}$	$9,13 \cdot 10^{-9}$	$2,38 \cdot 10^{-10}$	$7,27 \cdot 10^{-11}$
		q	–	114,8	113,6	23,6	57,9
11:20÷14:30 17.08.2001	50	N	2	1671	19 452	412 657	1 175 889
		A	–	42,65	31,11	80,78	47,77
		A_p	–	$2,55 \cdot 10^{-8}$	$1,60 \cdot 10^{-9}$	$1,96 \cdot 10^{-10}$	$4,06 \cdot 10^{-11}$
		q	–	48,2	19,9	19,5	32,3
10:00÷13:00 21.08.2001	5	N	3	33	307	20 680	59 257
		A	–	2,16	0,92	2,09	7,33
		A_p	–	$6,54 \cdot 10^{-8}$	$3,00 \cdot 10^{-9}$	$1,01 \cdot 10^{-10}$	$1,24 \cdot 10^{-10}$
		q	–	123,3	37,3	10,1	98,5

Було використано результати прогнозу метеорологічних полів швидкості вітру, температури повітря, атмосферного тиску, кількості опадів, висоти примежевого шару атмосфери, динамічної швидкості та параметра шорсткості підстильної поверхні на період з 00 год 16 квітня по 00 год 18 квітня 2020 р. із 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 використовувались нижні 13 рівнів розрахункової сітки — до рівня 700 гПа.

Емісія радіонуклідів із земної поверхні в атмосферу під час пилової бурі параметризувалася сумою окремих модельних наземних площинних джерел кругової форми. При цьому припускалося, що основна частина радіоактивного аерозолу надходила зі згарищ, які утворилися в ЗВ після пожеж на території, покритій луговою рослинністю. Внеском вітрового підйому радіонуклідів зі згарищ лісових пожеж, а також з решти території, на якій пожежі були відсутні, нехтувалось. Розташування та площі вказаних модельних джерел вибиралися згідно з оцінками [3] та супутниковими даними радіометрів MODIS (на супутниках Terra та Aqua) і VIIRS (на супутниках S-NPP та NOAA-20) Національного управління океанічних і атмосферних досліджень США [29] (рис. 3, табл. 3). Вибрані модельні джерела задавались на ділянках лучних пожеж, які мали місце

протягом кожної доби з 4 по 14 квітня 2020 р. у трьох основних районах пожеж — Поліський район, Копачі — Чистогалівка та район водойми-охолоджувача (ВО) Чорнобильської АЕС [1, 2]. Емісія внаслідок пилової бурі задавалась протягом 2 діб 16 та 17 квітня. Крім того, додатково протягом 17 квітня задавалась емісія аерозольних частинок із двох згарищ, що утворились напередодні (модельні джерела «С16» поблизу ВО Чорнобильської АЕС та «О16» в Овруцькому районі Житомирської області, див. табл. 3).

Було проведено розрахунки атмосферного розповсюдження радіоактивного аерозолу на відстані до 100 км від ЗВ. Масова концентрація аерозольних частинок та об'ємна концентрація активності в приземному повітрі, інтегральна (у часі) об'ємна концентрація активності та щільність випадань ¹³⁷Cs обчислювалась у точках розташування аспіраційних установок ДСП «Екоцентр» у ЗВ, а також у Києві.

Неперервний викид з кожного модельного площинного наземного джерела (див. рис. 3) моделювався послідовністю окремих клубів (puffs) із кроком у часі 1 год протягом періоду з 00 год 16 квітня по 00 год 18 квітня 2020 р. Початкова дисперсія горизонтальних координат домішки в клубі в момент викиду задавалась рівною $\sigma_y(t=0) = 0.465\sqrt{S/\pi}$ [2]. Запас маси (активності) в кожному клубі обчислювався за формулами (2), (3) і (6). Значення динамічної швид-

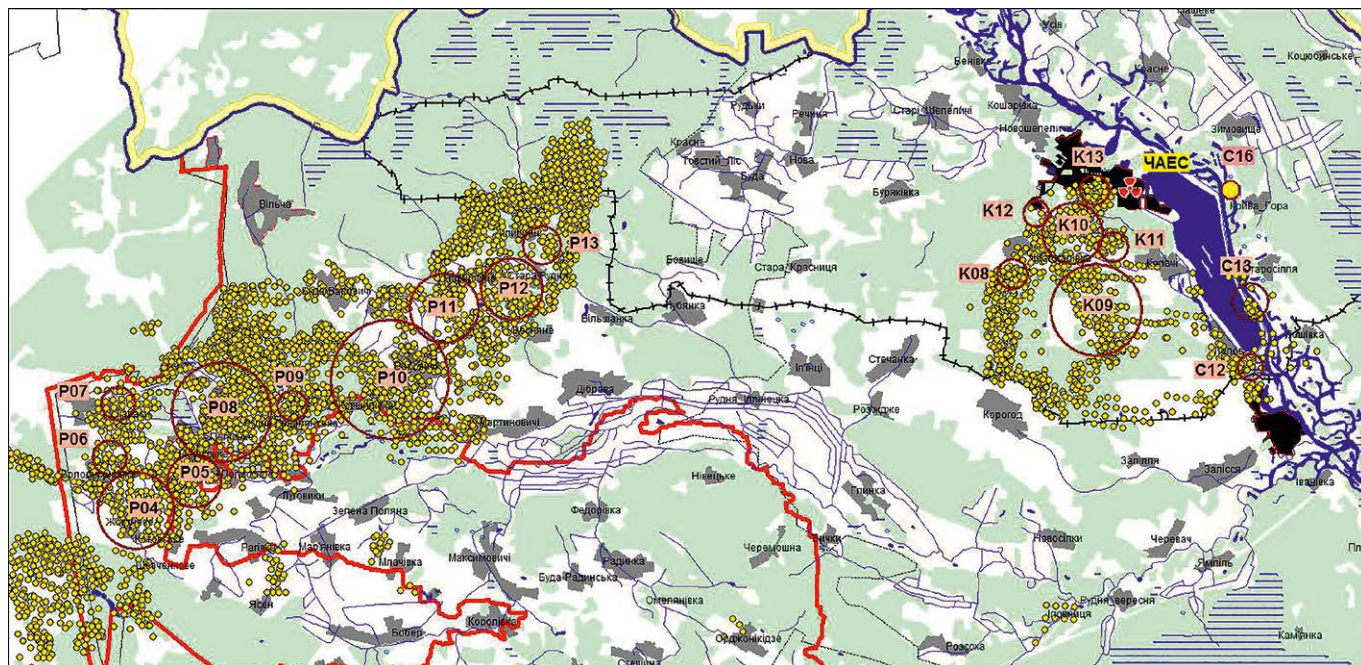


Рис. 3. Параметризація джерел емісії аерозольних частинок із територій вигорілих лучних ділянок у ЗВ під час пилової бурі у квітні 2020 р. (позначено колами, характеристики наведено в табл. 3). Трикутниками показано загальну територію пожеж у природних біоценозах (ліс та луки) ЗВ за період з 4 по 16 квітня 2020 р.

Таблиця 3. Характеристики окремих модельних джерел емісії радіонуклідів із земної поверхні (ділянки лучних ландшафтів) в атмосфері під час пилової бурі, включаючи оцінку емісії активності

Дата вигорання ділянки	Район пожежі	№ джерела (див. рис. 3)	Площа згарища, км ²	Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, кБк/м ²	Емісія активності ¹³⁷ Cs, ГБк
04.04	Поліське	P04	12	700	20,5
05.04	Поліське	P05	6	1 000	14,7
06.04	Поліське	P06	2,5	1 000	6,1
07.04	Поліське	P07	2,5	250	1,5
08.04	Поліське	P08	22	250	13,4
	Копачі — Чистогалівка	K08	2	220	1,1
09.04	Поліське	P09	2	250	1,2
	Копачі — Чистогалівка	K09	18	700	30,8
10.04	Поліське	P10	30	250	18,3
	Копачі — Чистогалівка	K10	8	700	13,7
11.04	Поліське	P11	10	300	7,3
	Копачі — Чистогалівка	K11	2	400	2,0
12.04	Поліське	P12	8	600	11,7
	Копачі — Чистогалівка	K12	1,5	1 200	4,4
	ВО Чорнобильської АЕС	C12	1,6	450	1,8
13.04	Поліське	P13	3	280	2,1
	Копачі — Чистогалівка	K13	2	1 300	6,4
	ВО Чорнобильської АЕС	C13	3	350	2,6
16.04	ВО Чорнобильської АЕС	C16	6	300	0,5
	Овруцький р-н	O16	70	90	2,0
Сума			212		162,1

кості u_t задавалось за результатами моделі прогнозу погоди WRF у вузлі чисельної сітки, найближчому до джерела у відповідний момент часу.

Розподіл активності частинок за розмірами задавався за результатами [18], які є більш статистично обґрунтованими порівнюючи з результатами, наведеними в табл. 2. Задавалось, що 40 % активності переноситься на аерозольних частинках діаметром 1 мкм, а 60 % — на частинках розміром 10 мкм. Швидкість сухого осадження аерозольних частинок на підстильну поверхню в моделі LEDI розраховувалася згідно з [30] як функція розміру частинки, характеристик підстильної поверхні та метеорологічних умов.

Результати моделювання

На рис. 4 наведено приклад результатів розрахунків значення динамічної швидкості за допомогою

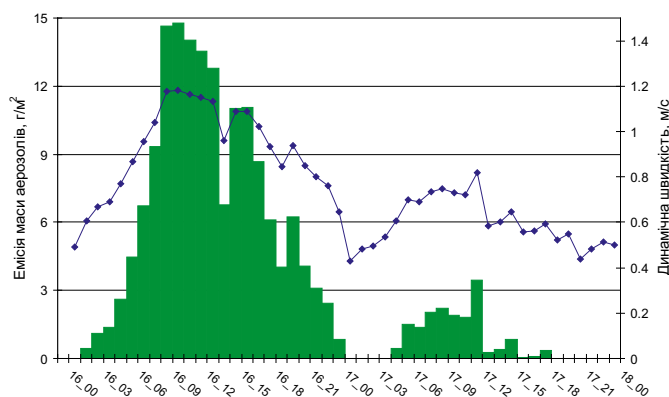


Рис. 4. Результати розрахунків динамічної швидкості u_t за моделлю WRF (лінія) та оцінок інтенсивності емісії маси аерозолю з одиниці площі земної поверхні за кожну годину (стовпчики) як функції часу протягом 16 та 17 квітня 2020 р. для вузла чисельної сітки 51,25° пн. ш., 29,40° сх. д. По осі абсцис — час у форматі (дата_година)

моделі WRF та оцінок інтенсивності емісії маси аерозолію з одиниці площі поверхневого джерела для вузла чисельної сітки, найближчого до смт Поліське (району розташування джерел емісії аерозолів «P04» — «P13», див. рис. 3). Максимальне значення $u_{*t} = 1,18$ м/с отримано о 10 год 16 квітня за київським часом. Швидкість вітру на висоті 10 м у цей час зросла до 10,6 м/с. Відповідну інтенсивність емісії частинок золи з території згарища в цей час оцінено рівною 14,8 г протягом 1 год з 1 м² поверхні землі. За отриманими результатами, інтенсивна емісія в атмосферу тривала протягом двох періодів: з 02 год до 24 год 16 квітня та з 05 год до 18 год 17 квітня 2020 р. Уночі 17 квітня значення динамічної швидкості зменшились нижче порогового рівня $u_{*t} = 0,55$ м/с. За формулою (2), у цей період емісія радіоактивно забруднених частинок з поверхні землі вважалась відсутньою. Значення сумарної емісії маси аерозолію з одиниці площі згарища протягом двох діб отримано рівним 177 г/м², у тому числі 160 г/м² 16 квітня та 17 г/м² 17 квітня.

Для кожного модельного джерела (див. табл. 3), за даними про площу згарища, щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs в ньому та результатами розрахунків значень динамічної швидкості, у районі розташування вибраного джерела були розраховані інтенсивності емісії маси та активності аерозольних частинок в атмосферу як функції часу з кроком 1 год протягом двох діб 16 та 17 квітня 2020 р. Як видно з табл. 3, унаслідок вітрового підйому протягом пилової бурі найбільша активність — 30,8 ГБк ¹³⁷Cs — надійшла зі згарища на території лучного біоценозу, яке утворилось унаслідок пожежі протягом 9 квітня в районі Копачів — Чистогалівки. Часова динаміка емісії маси й активності з поверхні кожного згарища подібна до залежності, наведеної на рис. 4.

Значення питомої активності аерозольних частинок, отримані з використанням формули (6) та даних про щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs для окремих ділянок (див. табл. 3), варіюють у межах від 1,14 Бк/г для джерела «O16» зі щільністю випадань 90 кБк/м² (в Овруцькому районі Житомирської області) до 16,5 Бк/г для джерела «K13» зі щільністю випадань 1 300 кБк/м². Оцінка загальної маси аерозольних частинок, що надійшли в атмосферу протягом пилової бурі від усіх згарищ у ЗВ, становила $2,81 \cdot 10^7$ кг, а відповідна сумарна активність ¹³⁷Cs — 162,1 ГБк.

Сумарна емісія ¹³⁷Cs внаслідок горіння біомаси в лучних біоценозах у ЗВ та Овруцькому районі протягом 3–20 квітня 2020 р. в [3] оцінена як 91,1 ГБк, а в лісових — 599,1 ГБк. Зазначимо, що у [2], за результатами моделювання атмосферного перенесен-

ня продуктів горіння, ці значення скориговано до 101,5 та 542,4 ГБк відповідно. Таким чином, емісія ¹³⁷Cs зі згарищ у лучних масивах у пиловій бурі 16 та 17 квітня в 1,6–1,8 раза перевищила відповідне значення підйому активності з цих же ділянок унаслідок горіння трави протягом 3–20 квітня. Загалом, з урахуванням емісії радіоактивного аерозолію під час горіння лісових масивів, внесок ресуспензії радіоактивного аерозолію в пиловій бурі оцінено як 19–20 % від загальної активності, що надійшла в атмосферу за весь період 3–20 квітня 2020 р.

Результати моделювання об'ємної концентрації активності ¹³⁷Cs, обумовленої вітровим підйомом радіоактивних частинок зі згарищ у ЗВ внаслідок пилової бурі, для 3 пунктів у ЗВ та в Києві (просп. Науки, район розташування аспіраційної установки Українського гідрометеорологічного інституту (УкрГМІ) та об'єднаної гідрометеорологічної станції (ОГМС) Київ) наведено на рис. 5. Для порівняння на ньому також показано значення активності ¹³⁷Cs, отримані в [2] при моделюванні забруднення приземного повітря внаслідок атмосферного розповсюдження радіоактивних аерозолів, що надходили в повітря безпосередньо під час пожеж у природних біоценозах ЗВ. Як видно з рисунка, відносний внесок природних пожеж та вітрового підйому внаслідок пилової бурі 16 та 17 квітня суттєво залежить від відстані до джерел емісії. У районі розташування Чорнобильської АЕС та в Чорнобилі радіоактивне забруднення повітря на 80–95 % визначалося ресуспензією зі згарищ лучних біоценозів, насамперед у районі Копачів — Чистогалівки. Протилежні співвідношення отримано для Києва, де радіоактивні частинки, підняті в повітря пиловою бурею зі згарищ у ЗВ (16 та 17 квітня) та Овруцькому районі (17 квітня) додало лише близько 4 % до загальної активності ¹³⁷Cs в повітрі. У Дитятках внесок природних пожеж та ресуспензії під час пилової бурі в загальну активність ¹³⁷Cs в повітрі протягом цих двох діб виявився майже однаковим — 45 та 55 % відповідно.

Відзначимо, що відносний внесок емісії радіоактивних частинок у концентрацію радіонуклідів у приземному повітрі безпосередньо під час природних пожеж та внаслідок вітрового підйому зі згарищ визначається не лише співвідношенням їхньої інтенсивності, але й різними значеннями ефективної висоти джерела $h_{\text{еф}}$. При моделюванні ресуспензії радіонуклідів з поверхні землі під час пилової бурі $h_{\text{еф}} = 0$, у той час як в умовах природних пожеж значна частка активності піднімається в атмосферу за рахунок конвекції. Зокрема, у [2] активність у викиді рівномірно

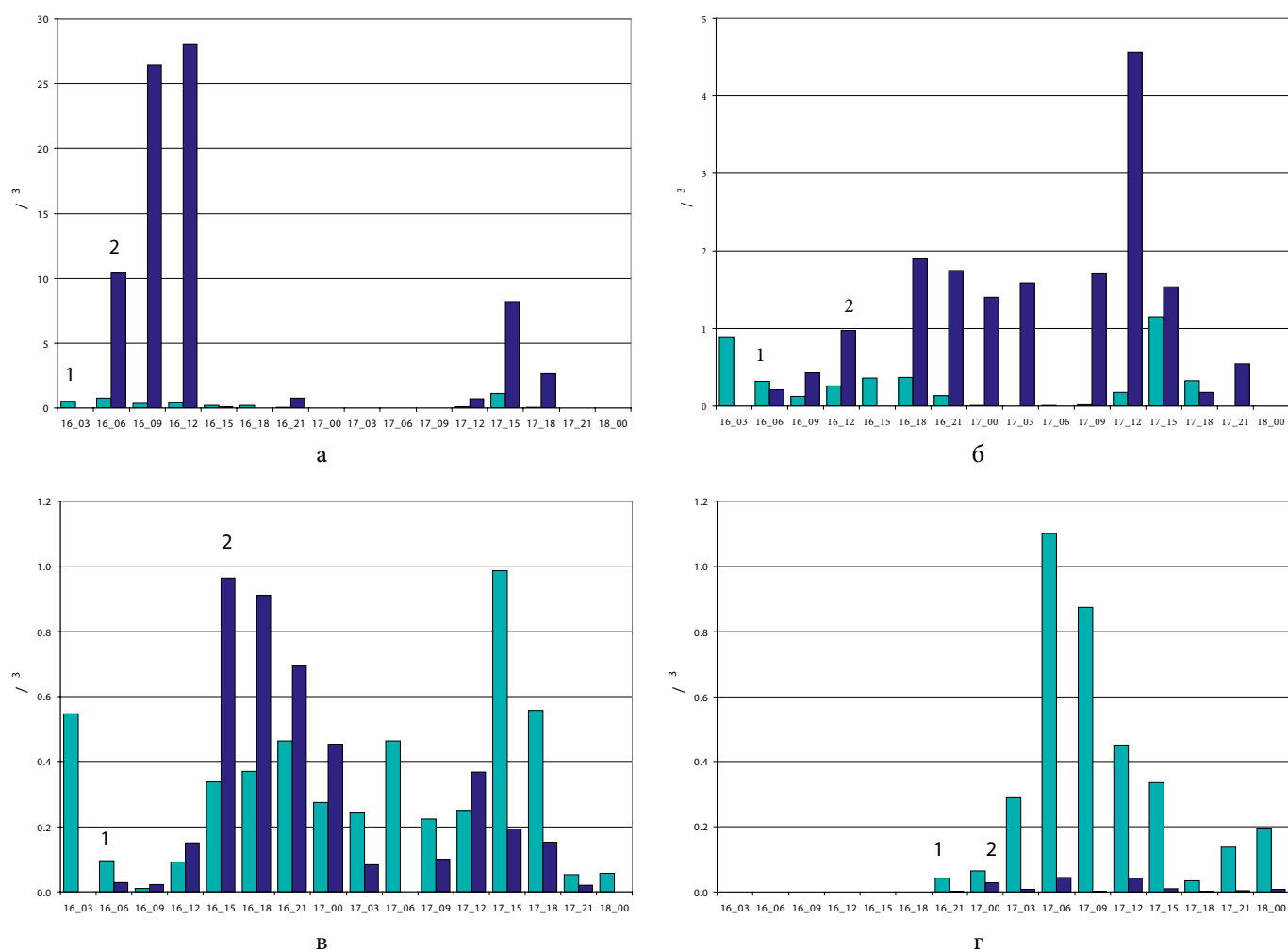


Рис. 5. Модельна динаміка усередненої за 3 год об'ємної концентрації активності ^{137}Cs (мБк/м³) у районі розташування ЧАЕС (ВРП-750) (а), Чорнобилі (б), Дитятках (в) та Києві (просп. Науки) (г), обумовленої пожежами в природних біоценозах (1) та вітровим підйомом радіоактивних частинок зі згарищ унаслідок пилової бурі (2) у ЗВ протягом 16 та 17 квітня 2020 р. По осі абсцис — час у форматі (дата_година)

Таблиця 4. Порівняння даних вимірювань активності атмосферних аерозолів у повітрі ЗВ та Києва з результатами моделювання, усередненими за відповідні періоди

Місце вимірювання	Організація, що проводила вимірювання	Період відбору	Вимірювання, мкБк/м ³	Моделювання, мкБк/м ³		
				Пожежа	Пилова буря	Сума
ВРП-750	ДСП «Екоцентр»	13–20.04	10000	239	4518	4757
Чорнобиль	ДСП «Екоцентр»	13–20.04	400	320	222	542
Чорнобиль	ДСП «Екоцентр»	17.04	2400	210	1055	1265
Дитятки	ДСП «Екоцентр»	13–20.04	200	391	74	465
Київ	УкрГМІ	16–17.04	236	187	4	191
Київ	Центральна геофізична обсерваторія	16–17.04	114			
Київ	Центральна геофізична обсерваторія	17–18.04	124	514	15	529

розподілялася в нижньому шарі атмосфери висотою 200 м. Тому, якщо порівняти значення емісії від пожеж та вітрового підйому зі згарищ, внесок другого механізму в забруднення приземного повітря буде переважати в ближній зоні. За подальшого атмосферного перенесення домішки внаслідок її турбулентного перемішування по вертикалі вплив значення висоти джерела на приземну концентрацію зменшується.

Для внеску ресуспензії під час пилової бурі в забруднення приземного повітря максимальні значення отримано для місцезнаходження поста моніторингу ВРП-750 ДСП «Екоцентр» — близько 28 мБк/м³ для періоду 09–12 год 16 квітня. Відповідне значення масової концентрації аерозольних частинок оцінено рівним 2,28 мг/м³. Максимальні модельні значення об'ємної концентрації активності ¹³⁷Cs, усереднені за 3 год, для Чорнобиля та Дитяток були 10,4 та 0,96 мБк/м³ у період 12–15 год 16 квітня відповідно. У Києві середня за 3-годинні періоди розрахункова активність ¹³⁷Cs була 44 мкБк/м³, а масова концентрація аерозолю 14 мкг/м³ у період 09–12 год 17 квітня 2020 р.

У табл. 4 порівнюються дані вимірювань концентрації активності ¹³⁷Cs у приземному повітрі та результати моделювання, усереднені за відповідні періоди пробовідбору, у 3 пунктах вимірювань у ЗВ та Києві (просп. Науки). Результати вимірювань наведено згідно з [31]. Урахування внеску ресуспензії радіоактивних частинок унаслідок пилової бурі значно покращило узгодження модельних результатів з даними вимірювань насамперед у ближній зоні Чорнобильської АЕС із найбільшими абсолютними значеннями об'ємної активності ¹³⁷Cs (ВРП-750 та вимірювання 17 квітня в Чорнобилі), де за даними моделювання впливу лісових пожеж [2] було отримано найбільші розбіжності.

Висновки

1. Вітровий підйом радіоактивно забруднених частинок на згарищах, що утворилися після пожеж у лучних біоценозах ЗВ, може бути потужним джерелом забруднення повітря в самій зоні, а також збільшувати винесення радіонуклідів за її межі. Емісію аерозольних частинок зі згарищ у ЗВ під час пилової бурі 16 та 17 квітня 2020 р. порівняно з інтенсивністю емісії внаслідок природних пожеж у цей період. Оцінка сумарної активності ¹³⁷Cs, яка надійшла в атмосферу протягом пилової бурі, становила близько 162 ГБк, тобто до 20 % від загальної активності, піднятої в повітря за весь період лісових пожеж 3–20 квітня 2020 р. Емісія ¹³⁷Cs зі згарищ у лучних масивах унаслідок пилової бурі

в 1,6–1,8 раза перевищила відповідне значення підйому активності з цих же ділянок унаслідок горіння трави.

2. Оцінка загальної маси аерозольних частинок, що надійшли в атмосферу протягом пилової бурі від усіх згарищ у ЗВ, становила $2,81 \cdot 10^7$ кг.

3. За модельними оцінками, підйом аерозольних частинок зі згарищ лучних біоценозів протягом періоду існування пилової бурі 16 та 17 квітня на 80–95 % визначав рівень радіоактивного забруднення приземного повітря поблизу Чорнобильської АЕС та в Чорнобилі порівнюючи із внеском природних пожеж. Зі збільшенням відстані до джерел емісії радіонуклідів це значення зменшується. У Києві внесок радіоактивних частинок, піднятих у повітря пиловою бурею у ЗВ, був лише близько 4 % від загальної активності ¹³⁷Cs в повітрі.

4. За модельними оцінками, винос активності з території згарищ у лучних біоценозах унаслідок пилової бурі становив 0,24 % від загального запасу активності ¹³⁷Cs на території, що вигоріла, протягом двох діб 16 та 17 квітня, у тому числі 0,03 % протягом 17 квітня 2020 р. Для порівняння — за оцінками [2] безпосередньо під час горіння трави в атмосферу було винесено 0,075 %, а під час пожеж у лісових масивах 0,55 % від загального запасу активності ¹³⁷Cs в ґрунті території пожеж.

5. Наведені вище результати значною мірою базуються на використаних оцінках питомої активності аерозольних частинок, які потрапляють у повітря під час ресуспензії зі згарищ пожеж у природних біоценозах на радіоактивно забрудненій території. Для уточнення цих оцінок необхідне проведення спеціально організованих натурних експериментів з метою вимірювання характеристик димових частинок, що утворюються внаслідок природних пожеж.

Список використаної літератури

1. Зібцев С. В. Прес реліз Регіонального Східноєвропейського центру моніторингу пожеж щодо площ пожеж у зоні відчуження, 29.03–16.04.2020 / С. В. Зібцев, В. В. Миронюк. — Режим доступу: <https://nubip.edu.ua/node/75436>.
2. Моделювання атмосферного розповсюдження радіоактивності, винесеної в повітря в результаті лісових пожеж у зоні відчуження у квітні 2020 р. / М. М. Талерко, Т. Д. Лев, І. В. Ковалець, Ю. В. Яценко // Ядерна енергетика та довкілля. — 2020. — Вип. 3 (18). — С. 86–104.
3. 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://www.uhmi.org.ua/msg/fire2020/analytical.pdf>.
4. Garger E. Re-entrainment of the Chernobyl-Derived Radionuclides in Air: Experimental Data and Modeling. Chapter 2 / E. Garger, M. Talerko // Behavior of Radionuclides in the Environment II. Chernobyl. / Eds. A. Konoplev, K. Kato, S. Kalmykov. — Singapore : Springer, 2020. — P. 75–154.
 5. Possible change in Asian dust source suggested by atmospheric anthropogenic radionuclides during the 2000s / Y. Igarashi, Y. Inomata, M. Aoyama [et al.] // Atmospheric Environ. — 2009. — Vol. 43. — P. 2971–2980.
 6. Contribution of Saharan dust on radionuclide aerosol activity levels in Europe? The 21–22 February 2004 case study / L. Menut, O. Masson, B. Bessagnet // J. Geophys. Res. — 2009. — Vol. 114. — P. D16202.
 7. Prezerakos N. G. Diagnosis of the Relationship between Dust Storms over the Sahara Desert and Dust Deposit or Coloured Rain in the South Balkans / N. G. Prezerakos, A. G. Paliatsos, K. V. Koukouletsos // Advances in Meteorology. — 2010. — Vol. 2010. — ID760546.
 8. Sources contributing to radioactive contamination of the Techa river and areas surrounding the “Mayak” production association, Urals, Russia / Joint Norwegian-Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas. — Osteras: Norwegian Radiation Protection Authority, 1997. — 134 p.
 9. Стихійні метеорологічні явища на території України за останнє двадцятиріччя (1986–2005 рр.) / за ред. В. М. Ліпінського, В. І. Осадчого, В. М. Бабіченко. — Київ : Ніка-Центр, 2006. — 312 с.
 10. A case of extreme particulate matter concentrations over Central Europe caused by dust emitted over the southern Ukraine / W. Birmili, K. Schepanski, A. Ansmann [et al.] // Atmos. Chem. Phys. — 2008. — Vol. 8. — P. 997–1016.
 11. Огородников Б. И. Пыльная буря на территории Украины и Беларуси, загрязненной радионуклидами после Чернобыльской аварии / Б. И. Огородников // Метеорология и гидрология. — 2011. — № 9. — С. 64–77.
 12. Artificial radionuclides in the atmosphere over Lithuania / G. Lujaniene, V. Aninkevicius, V. Lujanas // J. Env. Rad. — 2009. — Vol. 100. — P. 108–119.
 13. Зібцев С. В. Динаміка лісового покриву Чорнобильської зони відчуження за даними глобальної карти лісових екосистем високого розрізнення / С. В. Зібцев, В. В. Миронюк, Д. В. Гілітуха // Лісове і садово-паркове господарство. — 2015. — № 6.
 14. The World in Weather Charts / Weather3.com. — Available at: http://www1.wetter3.de/archiv_dwd_en.html.
 15. Зверев А. С. Синоптическая метеорология / А. С. Зверев. — Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. — 436 с.
 16. Архивы погоды / Справочно-информационный портал «Погода и климат». — Режим доступа: <http://www.pogodaiklimat.ru/archive.php>.
 17. Kok J. F. The physics of wind-blown sand and dust / J. F. Kok, E. J. R. Parteli, T. I. Michaels, D. Bou Karam / Rep. Prog. Phys. — 2012. — Vol. 75. — P. 106901.
 18. Wind erosion from a sagebrush steppe burned by wildfire: measurements of PM10 and total horizontal sediment flux / N. S. Wagenbrenner, M. J. Germino, B. K. Lamb [et al.] // Aeol. Res. — 2013. — Vol. 10. — P. 25–36.
 19. A large source of dust missing in Particulate Matter emission inventories? Wind erosion of post-fire landscapes / N. S. Wagenbrenner, S. H. Chung, B. K. Lamb // Elem. Sci. Anth. — 2017. — Vol. 5. — P. 2.
 20. On the contribution of natural Aeolian sources to particulate matter concentrations in Europe: Testing hypotheses with a modelling approach / R. Vautard, B. Bessagnet, M. Chin, L. Menut // Atmospheric Environ. — 2005. — Vol. 39. — P. 3291–3303.
 21. Validation of a dust production model from measurements performed in semi-arid agricultural areas of Spain and Niger / L. Gomes, J. L. Rajot, S. C. Alfaro, A. Gaudichet // Catena. — 2003. — Vol. 52. — P. 257–271.
 22. Mineral dust entrainment and deposition (DEAD) model. Description and 1990s dust climatology / C. Zender, H. Bian, D. Newman // J. Geophys. Res. — 2003. — Vol. 108 (D14). — P. 4416.
 23. Emission and transport of cesium-137 from boreal biomass burning in the summer of 2010 / S. A. Strode, L. E. Ott, S. Pawson, T. W. Bowyer // J. Geophys. Res. — 2012. — Vol. 117. — P. D09302.
 24. Талерко М. М. Застосування величини FRP (Fire Radiative Power) для оцінки емісії радіонуклідів в атмосферу внаслідок лісових пожеж у зоні відчуження у квітні 2020 р. / М. М. Талерко // Ядерна енергетика та довкілля. — 2020. — Вип. 4 (19). — С. 66–74.
 25. 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.
 26. 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. — № 9. — P. 6833–6847.
 27. 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.
28. Kashparov V. Chernobyl: 30 Years of Radioactive Contamination Legacy / V. Kashparov, S. Levchuk, I. Khomutynyn, V. Morozova. Kyiv : Ukrainian Institute of Agricultural Radiology of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, 2016. — 59 p.
 29. Fire Information for Resource Management System. — Available at: <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>.
 30. Underwood B. Y. Review of deposition velocity and washout coefficient / B. Y. Underwood. — Harwell : AEA Technology, 2001. — 52 p.
 31. 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, 05 May 2020. — Available at: www.irsn.fr/EN/newsroom/News/Pages/20200505_Fires-in-Ukraine-in-the-Exclusion-Zone-around-chernobyl-latest-news-and-consequences.aspx.

M. M. Talerko, T. D. Lev, V. O. Kashpur

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

Estimation of the Contribution of Dust Storm on April 16, 2020 to Radioactive Contamination of the Atmosphere During Forest Fires in the Exclusion Zone

On April 16, 2020, a strong dust storm was observed in the northern regions of Ukraine, which coincided with the period of intense wildland fires in the Chernobyl exclusion zone. The activity of ^{137}Cs in aerosol particles released into the atmosphere as a result of resuspension from burned areas in the meadow biocenoses in the exclusion zone is evaluated in the article. Resuspension of radioactively contaminated particles from burned areas formed after fires in meadow biocenoses of the exclusion zone can be a powerful source of air contamination in the zone itself, as well as increase of the radionuclides transport outside it. The total ^{137}Cs activity that entered the atmosphere during the dust storm was estimated to be about 162 GBq, i. e. up to 20 % of the total activity emitted in the air during the entire period of forest fires on April 3–20, 2020. The ^{137}Cs emission from burned areas during the dust storm on April 16 and 17 amounted to 0.24 % of the total stock of ^{137}Cs activity in this territory. According to the results of modeling, the relative contribution of wildland fires and resuspen-

sion due to the dust storm on April 16 and 17 significantly depends on the distance to the emission sources. It was found that the resuspension of radioactive particles from burned areas during the dust storm determined 80–95 % of the ^{137}Cs activity concentration in the surface air near Chornobyl nuclear power plant and in Chornobyl city and the rest was due to the continuing forest fires in neighboring territories. The maximum 3-hour averaged value of the ^{137}Cs activity concentration in the air due to resuspension from the burned areas was obtained for the location of the monitoring post VRP-750 of SSE “EcoCenter” to be about 28 mBq/m³ for the period 9–12 hours on April 16. In Kyiv, the 3-hour averaged ^{137}Cs activity concentration due to the dust storm in the Exclusion Zone was calculated as 44 μBq/m³ in the period from 9 to 12 hours on April 17, 2020. This value was only about 4 % of the total ^{137}Cs activity in the air in this period.

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

References

1. 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.)
2. Talerko M. M., Lev T. D., Kovalets I. V., Yatsenko Yu. V. (2020). [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]. *Yaderna enerhetyka ta dovkillya* [Nuclear Power and the Environment], vol. 3 (18), pp. 86–104. (in Ukr.)
3. 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 02–20 April 2020*. *Ukrainian Hydrometeorological Institute*. Available at: <https://uhmi.org.ua/msg/fire2020/analytical.pdf>. (in Ukr.)
4. Garger E., Talerko M. (2020). Re-entrainment of the Chernobyl-Derived Radionuclides in Air: Experimental Data and Modeling. Chapter 2. In: *Behavior of Radionuclides in the Environment II*. Chernobyl, A. Konoplev, K. Kato, S. Kalmykov (eds). Singapore: Springer, pp. 75–154.
5. Igarashi Y., Inomata Y., Aoyama M., Hirose K., Takahashi H., Shinoda Y., Sugimoto N., Shimizu A., Chiba M. (2009). Possible change in Asian dust source suggested by atmospheric anthropogenic radionuclides during the 2000s. *Atmospheric Environ.*, vol. 43, pp. 2971–2980.
6. Menut L., Masson O., Bessagnet B. (2009). Contribution of Sa-

- haran dust on radionuclide aerosol activity levels in Europe? The 21–22 February 2004 case study. *J. Geophys. Res.*, vol. 114, pp. D16202.
7. Prezerakos N. G., Paliatsos A. G., Koukouletsos K. V. (2010). Diagnosis of the relationship between dust storms over the Sahara desert and dust deposit or coloured rain in the South Balkans. *Adv. Meteorol.*, vol. 2010, art. ID760546, 14 p.
 8. Joint Norwegian-Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas (1997). *Sources contributing to radioactive contamination of the Techa river and areas surrounding the "Mayak" production association, Urals, Russia*. Osteras: Norwegian Radiation Protection Authority, 134 p.
 9. Lipinskiy V. M., Osadchiy V. I., Babichenko V. M. (et al.) (2006). *Natural meteorological phenomena in Ukraine over the past twenty years (1986–2005)*. Nika-Center, Kyiv, 312 p. (in Ukr.)
 10. Birmili W., Schepanski K., Ansmann A. et al., (2008). A case of extreme particulate matter concentrations over Central Europe caused by dust emitted over the southern Ukraine. *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 8, pp. 997–1016.
 11. Ogorodnikov B. I. (2011). A dust storm over the Ukraine and Belarus territory contaminated by radionuclides after the Chernobyl accident. *Russ. Meteorol. Hydrol.*, vol. 36, p. 613.
 12. Lujanienė G., Aninkevicius V., Lujanas V. (2009). Artificial radionuclides in the atmosphere over Lithuania. *J. Env. Rad.*, vol. 100, pp. 108–119.
 13. Zibtsev S. V., Myroniuk V. V., Gilitukha D. V. (2015). [Dynamics of the forest cover of the Chernobyl Exclusion Zone according to the high-resolution global map of forest ecosystems]. *Lisove ta sadovo-parkove gospodarstvo* [Forestry And Landscape Gardening], № 6. (in Ukr.)
 14. *The World in Weather Charts*. Available at: http://www1.wetter3.de/archiv_dwd_en.html.
 15. Zverev A. S. (1977). *Synoptic meteorology*. Leningrad: Gigrometeoizdat, 436 p. (in Russ.)
 16. *Weather archive*. Available at: <http://www.pogodaiklimat.ru/archive.php>.
 17. Kok J. F., Parteli E. J. R., Michaels T. I., Bou Karam D. (2012). The physics of wind-blown sand and dust. *Rep. Prog. Phys.*, vol. 75, p. 106901.
 18. Wagenbrenner N. S., Germino M. J., Lamb B. K., Robichaud P. R., Foltz R. B. (2013). Wind erosion from a sagebrush steppe burned by wildfire: measurements of PM10 and total horizontal sediment flux. *Aeol Res.*, vol. 10, pp. 25–36.
 19. Wagenbrenner N. S., Chung S. H., Lamb B. K. (2017). A large source of dust missing in Particulate Matter emission inventories? Wind erosion of post-fire landscapes. *Elem. Sci. Anth.*, vol. 5, p. 2.
 20. Vautard R., Bessagnet B., Chin M., Menut L. (2005). On the contribution of natural Aeolian sources to particulate matter concentrations in Europe: Testing hypotheses with a modelling approach. *Atmospheric Environ.*, vol. 39, pp. 3291–3303.
 21. Gomes L., Rajot J. L., Alfaro S. C., Gaudichet A. (2003). Validation of a dust production model from measurements performed in semi-arid agricultural areas of Spain and Niger. *Catena*, vol. 52, pp. 257–271.
 22. Zender C., Bian H., Newman D. (2003). Mineral dust entrainment and deposition (DEAD) model. Description and 1990s dust climatology. *J. Geophys. Res.*, vol. 108 (D14), pp. 4416.
 23. Strode S. A., Ott L. E., Pawson S., Bowyer T. W. (2012). Emission and transport of cesium-137 from boreal biomass burning in the summer of 2010. *J. Geophys. Res.*, vol. 117, pp. D09302.
 24. Talerko M. M. (2020). [Application of FRP (Fire Radiative Power) to estimate the emission of radionuclides into the atmosphere due to forest fires in the Exclusion Zone in April 2020]. *Yaderna enerhetyka ta dovkillya* [Nuclear Power and the Environment], vol. 4 (19), pp. 66–74. (in Ukr.)
 25. 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 (11), pp. 2636–2649.
 26. 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 wildland fires for the needs of air quality modelling and forecasting. *Atmos. Chem. Phys.*, no. 9, pp. 6833–6847.
 27. 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.)
 28. Kashparov V., Levchuk S., Khomutynyn I., Morozova V. (2016). *Chernobyl: 30 Years of Radioactive Contamination Legacy*. Report of Ukrainian Institute of Agricultural Radiology of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. Kyiv, 59 p.
 29. *Fire Information for Resource Management System*. Available at: <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>.
 30. Underwood B. Y. (2001). *Review of deposition velocity and washout coefficient*. AEA Technology, Harwell, 52 p.
 31. IRSN (2020). *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, 05 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.

Надійшла 10.12.2020

Received 10.12.2020