

Kotsiuba Iryna – candidate of technical sciences, associate professor, Zhytomyr State Technological University, Department of ecology; Chudnivska str., 103, Zhytomyr, Ukraine, 10005; e-mail: kotsuba28@yandex.ua;

Щербатюк Анна Федорівна, Житомирський державний технологічний університет, доцент кафедри екології; вул. Чуднівська, 103, м. Житомир, Україна, 10005; e-mail: bazko80@ukr.net

Щербатюк Анна Федоровна – кандидат технических наук, Житомирский государственный технологический университет, доцент кафедры экологии; ул. Чудновская, 103, г. Житомир, Украина, 10005

Shcherbatyuk Anna – candidate of technical sciences, associate professor, Zhytomyr State Technological University, Department of ecology; Chudnivska str., 103, Zhytomyr, Ukraine, 10005; e-mail: bazko80@ukr.net

Годовська Тетяна Борисівна – кандидат технічних наук, директор, ПП «Експертний центр «Укрєкобіокон», пл. Згоди, 3/75, к. 21, м. Житомир, Україна, 10030, e-mail: godovskatetyana@gmail.com.

Годовская Татьяна Борисовна – кандидат технических наук, директор, ЧП «Экспертный центр «Укрэкобиокон», пл. Згоди, 3/75, к. 21, г. Житомир, Украина, 10030, e-mail: godovskatetyana@gmail.com.

Godovska Tetyana – candidate of technical sciences, director, Private Company "Expert Center "Ukrrekobiokon", Zgoda sq., 3/75, apt. 21, Zhytomyr, Ukraine, 10030, e-mail: godovskatetyana@gmail.com

УДК 621.039.586:614.876

В. М. ВАЩЕНКО, В. Л. СИДОРЕНКО, І. Б. КОРДУБА

МЕТОДИКА РОЗРАХУНКУ ВИДУВАННЯ ^{137}Cs У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ПІСЛЯ ПРИРОДНИХ ПОЖЕЖ

Наведено модель дефляції (вітрового переносу) радіоактивних продуктів згорання після природної пожежі у Чорнобильській зоні відчуження, що використовується для розрахунку горизонтальної міграції радіонуклідів у вигляді модуля дефляції. Запропонована методика розрахунку переносу еолового матеріалу, в якому містяться радіонукліди.

Звертається також увага на те, що вогняні смерчі, які часто утворюються в зонах пожеж, є особливим маловивченим явищем, здатним створити небезпечну радіаційно-екологічну ситуацію шляхом інтенсивного підйому радіоактивних субстанцій на значні висоти та перенесення їх із зони пожежі на значні відстані.

Ключові слова: зона відчуження, природні пожежі, радіоцезій, дефляція, видування, вогняний смерч.

Представлена модель дефляції (ветрового переносу) радиоактивных продуктов сгорания после природного пожара в Чернобыльской зоне отчуждения, которая используется для расчета горизонтальной миграции радионуклидов в виде модуля дефляции. Предложена методика расчета переноса эолового материала, в котором содержатся радионуклиды. Акцентируется также внимание на том, что огненные смерчи, которые часто образуются в зонах пожаров, являются особым малоизученным явлением, способным создать опасную радиационно-экологическую обстановку путем интенсивного подъема и переноса радиоактивных субстанций из зоны пожара на значительные высоты и расстояния.

Ключевые слова: зона отчуждения, природные пожары, радиоцезий, дефляция, выдувание, огненный смерч.

This paper presents deflation (wind blowing) model of radioactive burning products after a wildfire in Chernobyl alienation zone. This model is used to calculate horizontal migration of nuclides as a deflation module. Based on existing models and experimental study of cesium-contaminated radionuclides deflation, a method for calculating eolic material transport containing radionuclides is proposed. Atmosphere radioactive contamination after radionuclides-contaminated forest fires is estimated by model forecast of radionuclides transport after wildfire and experimental data on ^{137}Cs deflation intensity and their ratio. The development of model of radiocesium wind blowing into the air after a wildfire is based on requirement that it must disclose deflation nature, first of all, concerning ^{137}Cs specific activity, maximal wind speed, dust storms durations, etc. Insensitivity and direction of ^{137}Cs horizontal migration are linked to wind speed, its dynamic characteristics, soil susceptibility to deflation, degree of soil protection from wind, soil stability, vegetation availability, relief peculiarities, weather conditions and other factors.

It is also stressed that firestorms, which often occur in wildfire regions, are a special understudied phenomenon that can cause a hazardous radiation-ecological situation by intense uplift of radioactive substances to significant heights and transport them from wildfire area to large distances that will subsequently cause radioactive contamination of areas outside the forest fires region.

Keywords: Exclusion Zone, wildfires, cesium, deflation, blowing out, firestorm.

Вступ. У процесі Чорнобильської катастрофи на територію 30-ти кілометрової зони ЧАЕС випало у вигляді радіоактивних опадів близько 4,4 ПБк ^{137}Cs , 4,0 ПБк ^{90}Sr та 32 ТБк $^{239,240}\text{Pu}$.

З 1986 по 2014 рік у Чорнобильській зоні сталося біля 1000 природних пожеж, якими було охоплено 16,9 тис. га лісів та 19,6 тис. га трав'яного настилу. Після природних пожеж горизонтальна міграція радіоактивних продуктів згорання (РПЗ), які містяться в ґрунтах, призводить до радіоактивного забруднення чистих територій або збільшення густини радіаційного забруднення тих ділянок, що розташовані поруч з територіями, які піддаються видуванню (дефляції).

Разом з тим, небезпека вторинного радіоактивного забруднення територій пов'язана з густиною радіоактив-

ного забруднення ґрунту, який піддається впливу вітрової ерозії, та питомою активністю радіонуклідів в еоловому матеріалі. Існуючі матеріали щодо вітрової ерозії потребують нового аналізу у зв'язку з виникненням питань оцінки поля концентрації радіонуклідів у приземному повітрі, густини випадань на земну поверхню, дози опромінення від вторинного забруднення РПЗ, а дефляція як агент горизонтальної міграції радіонуклідів набуває нового мало вивченого напрямку.

Аналіз літературних даних та постановка проблеми. Інформація про рівень дефляції РПЗ після природної пожежі (лісова, лугова, торф'яна, їх комбінації), пов'язана з розрахунками модуля дефляції. Такі розрахунки зручно виконувати, користуючись моделями дефляції. Проте існуюче різно-

© В. М. Ващенко, В. Л. Сидоренко, І. Б. Кордуба, 2016

маніття моделей дефляції радіонуклідів та їх аналіз спричиняють вибір саме тих, які дають можливість отримувати реальні дані про модуль дефляції для конкретних лісових пожеж і природних умов.

Ціль та задачі дослідження. Оцінити величину радіоактивного забруднення атмосфери після пожеж у лісах, забруднених технологічними радіонуклідами, за допомогою модельного прогнозу переносу радіонуклідів після природної пожежі, експериментальним даним щодо коефіцієнту інтенсивності дефляції ^{137}Cs та їх співвідношень.

Матеріали та методи дослідження. За своїм функціонуванням існуючі моделі дефляції радіонуклідів неоднозначні і можуть бути об'єднані у декілька груп [1–3]: прогноз дефляції, що спирається на математико-статистичні залежності факторів дефляції; прогноз дефляції, що спираються на результати досліджень фізичної природи ґрунтової аеродинаміки і кліматичних факторів; прогнозу переносу радіонуклідів при дефляції.

У наведених моделях прогнозу видування радіонуклідів у повітря звичайно використовувалися непараметричні коефіцієнти, які мають суб'єктивний характер виявлення (розрахунку) коефіцієнта інтенсивності дефляції. Дані моделі представлені як такі, що не враховують особливостей ґрунтових відмін, вони не містять інформацію про гранулометричний склад ґрунту, який є досить важливим показником.

Проведений вище аналіз існуючих моделей дає підставу стверджувати, що прийняті за базову модель розрахунку підйому й атмосферного переносу радіоактивних аерозолів як таку, що найбільш повно враховує фізичну сутність дефляції радіоактивних продуктів згорання після лісової пожежі та подає її об'єктивну параметричну оцінку у вигляді модуля неможливо. Тільки після проведення експериментальних досліджень радіоекологічного характеру, основними з яких є розподіл питомої активності радіонуклідів у структурних фракціях ґрунтів різного генетичного типу, а також спеціальних аеродинамічних досліджень, цю модель можна буде використати у прогнозних розрахунках переносу радіоактивної речовини.

Результати дослідження переносу радіонуклідів після природної пожежі. Для оцінки реальних процесів поверхневого стоку радіоцезію у травні 1994 року було проведено пошаровий відбір зразків ґрунту у горілому лісі біля с. Куповате (30-кілометрова зона ЧАЕС) [4]. Результати гамма-спектрометричного аналізу ґрунту пошарово на модельному схилі після лісової пожежі показали, що на другій частині схилу відбулося значне нагромадження радіоцезію (більше ніж 2,5 рази). Ці дані свідчать про можливість інтенсифікації процесів стоку ^{137}Cs після пожежі. Очевидно, що у результаті пожежі, коли підстилка та дернина повністю вигорають, можна очікувати значного збільшення швидкості міграції та

поверхневого стоку радіоцезію. На рис. 1 представлено гістограму розподілу фракції нелеткої золи (%) за масою, а на рис. 2 – гістограма розподілу активності ^{137}Cs у зональному залишку.

Густина забруднення згорілої підстилки становила $70\text{--}900\text{ кБк/м}^2$ і була покрита радіоактивним зольними частками розміром $10\text{--}20\text{ мкм}$ з питомою активністю по ^{137}Cs $0,6\text{--}1,5\text{ кБк/кг}$, які можуть стати вторинним джерелом радіаційного забруднення навколишнього середовища за рахунок дефляції.

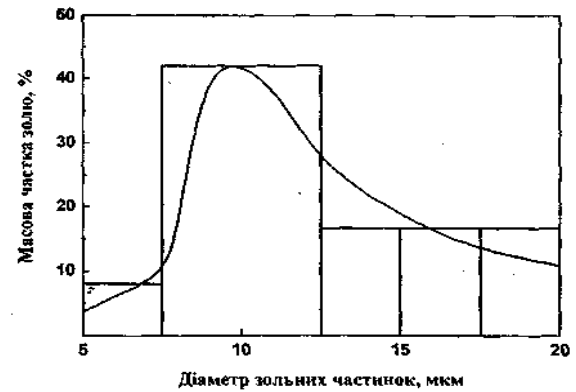


Рис. 1 – Розподіл фракцій нелеткої золи у лісовій підстилці

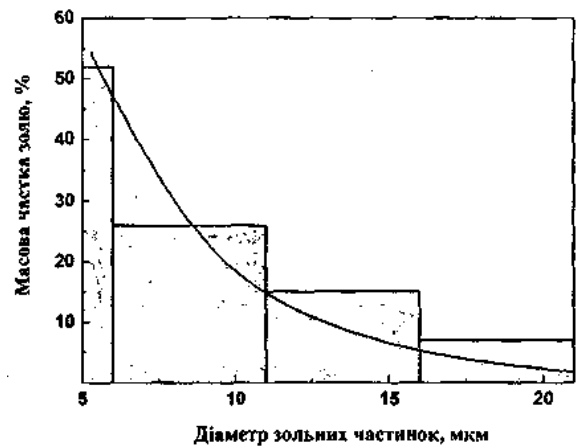


Рис. 2 – Розподіл активності ^{137}Cs у зольному залишку лісової підстилки

У табл. 1 наведено розподіл активності ^{137}Cs у зольному залишку залежно від дисперсності зольних часток. Зміна активності ^{137}Cs в зольному залишку проводили на напівпровідниковому γ -спектрометрі з використанням багатоканального аналізатора з похибкою $\leq 15\%$. З даних, наведених у табл. 1 видно, що максимум розподілу фракції золи за розміром і активності ^{137}Cs складає $\sim 70\%$ для лісової підстилки, для хвої та гілок сосни – $> 60\%$ та припадає на частки розміром $1\text{--}5\text{ мкм}$ і це значення зменшується зі збільшенням розміру часток золи. Отримані дані дозволили розрахувати швидкість вільного осадження крупних часток золи розміром $< 20\text{ мкм}$ за законом Стокса.

Таблиця 1 – Розподіл активності ^{137}Cs в зольному залишку в залежності від їх дисперсності для різного виду паливного матеріалу, %

Тип рослинної біомаси	Діаметр зольних часток, мкм				
	< 2,0	< 4,0	< 6,0	< 8,0	< 10,0
Лісова підстилка	45	30	15	12	8
Гілки і хвоя сосни	40	25	17	8	10

$$V_{\text{пс}} = \frac{g d_3}{18 \eta_e} (\rho_3 - \rho_e), \quad (1)$$

де g – прискорення вільного падіння частки золи, м²/с; d_3 – аеродинамічний еквівалент діаметру часток золи, мкм; η_e – динамічний коефіцієнт в'язкості повітря, Па/с; ρ_3 – густина часток золи, кг/м³; ρ_e – густина повітря, кг/м³.

Середня швидкість сухого осадження радіоактивної золи склала 0,008 м/с. Поверхня лісової підстилки після пожежі буде покрита радіоактивними зольними частками розміром 5–20 мкм з активністю по ¹³⁷Cs більше 60 %, які можуть стати вторинним джерелом забруднення навколишнього середовища за рахунок дефляції. Причому поширення радіоактивного золи залежатиме від коефіцієнта вітрового захоплення, який є усередненою характеристикою від геометричних розмірів і форм часток золи, їх фізико-хімічних властивостей, від структури і стану поверхні землі, наявності та виду рослинного покриву. Розподіл зольних часток ¹³⁷Cs за розмірами задовільно апроксимувати логнормальною функцією виду:

$$n(r) = \frac{n_0}{\sqrt{2\pi} \cdot \lg \sigma_g} \exp \left[-\frac{\lg(r/r_0)}{2 \lg^2 \sigma_g} \right], \quad (2)$$

де $n(r)$ – число зольних часток ¹³⁷Cs в інтервалі $r, r + dr$; n_0 – інтегральна концентрація зольних часток ¹³⁷Cs, що визначена з логнормального розподілу;

r_0 – медіанний радіус зольних часток ¹³⁷Cs, мкм; σ_g – стандартне геометричне відхилення.

Розподіл питомої активності радіоцезію у структурних фракціях ґрунтів після природний пожежі залежить від їх генетичного типу. Не пояснюючи в межах даної роботи природу цього явища, що було предметом спеціальних досліджень [5, 6], зазначимо, що в торф'яних і дерново-підзолистих суглинкових ґрунтах питома активність ¹³⁷Cs збільшується зі зменшенням діаметра структурних фракцій. Інтенсивність видування ґрунту з осадженнями ¹³⁷Cs значною мірою залежать від його гранулометричного складу і вмісту в ньому гумусу: на ґрунтах супіщаного гранулометричного складу вітрова ерозія починає проявлятися при швидкості вітру 3–4 м/с; на легкосуглинкових – 4–6 м/с; на важкосуглинкових – 5–7 м/с; на глинистих – 7–8 м/с.

Зольні частки розміром 0,05–0,10 мм переміщуються при швидкості вітру 3–3,5 м/с на висоті 0,15 м. Частки золи розмірами 0,25 мм переносяться вітром у повітрі, якщо збільшується сила вітру – зростає інтенсивність вітрової ерозії ¹³⁷Cs.

З метою виявлення закономірностей розподілу активності ¹³⁷Cs у структурних фракціях ґрунтів та визначення її в тій частині ґрунту, що транспортується вітром (мова йде про структурні фракції розміром до 1 мм у діаметрі, про еоловий матеріал), були проведені спеціальні аеродинамічні експериментальні дослідження, результати яких наведені в табл. 2.

Таблиця 2 – Питома активність радіоцезію в ґрунтах та їх ерозійній фракції

Статистичний показник	Дерново-підзолистий суглинковий		Дерново-підзолистий суглинковий		Торфовий	
	ґрунт	еоловий матеріал	ґрунт	еоловий матеріал	ґрунт	Еоловий матеріал
Питома активність ¹³⁷ Cs, Бк/кг	770	550	760	780	540	990
Стандартна похибка, Бк/кг	214,7	219,3	150,4	143,2	115,8	175,1
Стандартне відхилення	607,2	620,4	425,5	405,1	463,0	700,2
Дисперсія вибірки	368691	384882	181053	164100	214375	490327
Ексцес	4,68	6,84	0,84	0,21	3,98	0,74
Мінімум	200	70	270	250	113	187
Максимум	2150	2045	1575	1505	1810	2470
Коефіцієнт варіації	79,0	113,0	56,3	51,8	86,3	71,1

З приведених в табл. 2 даних бачимо, що активність ¹³⁷Cs у еоловому матеріалі трьох типів ґрунтів, що аналізувалися, коливалася у межах від 540 на мінеральних до 990 Бк/кг на органогенних ґрунтах. Причому активність еолового матеріалу торфовищ перевищувала в 1,8 рази питому активність еолового матеріалу 0–5 см шару ґрунту. Коефіцієнт інтенсивності дефляції ¹³⁷Cs після природний пожежі визначали за даними натурних спостережень:

$$\left(K(t) = \frac{0,1 P_i m b V_2}{S a t V_1} \right), \quad (3)$$

де $K(t)$ – коефіцієнт інтенсивності дефляції, кг/га-год.;

P_i – коефіцієнт, що характеризує тип природний пожежі (лісова, лугова, торф'яна, їх комбінація);

m – середня вага шару ґрунту, забрудненого ¹³⁷Cs після природної пожежі, що вловлюється пилозбірником під час інтенсивного вітру, кг;

t – час дефляції, год.;

V_1, V_2 – середня та базисна (10,5 м·с⁻¹) швидкість вітру на висоті 0,5 м, м·с⁻¹;

a – ширина приймальної частини пиловловлювача, см;

b – ширина природний пожежі, м;

S – площа природний пожежі, га.

Для ґрунтів, що досліджувалися, були розраховані коефіцієнти інтенсивності дефляції (табл. 3).

Таблиця 3 – Агрохімічні показники ґрунтів і коефіцієнт інтенсивності дефляції ґрунтів за ^{137}Cs при швидкості вітру більше 10 м/с на висоті флюгеру за параметром шорсткості 0,01 м

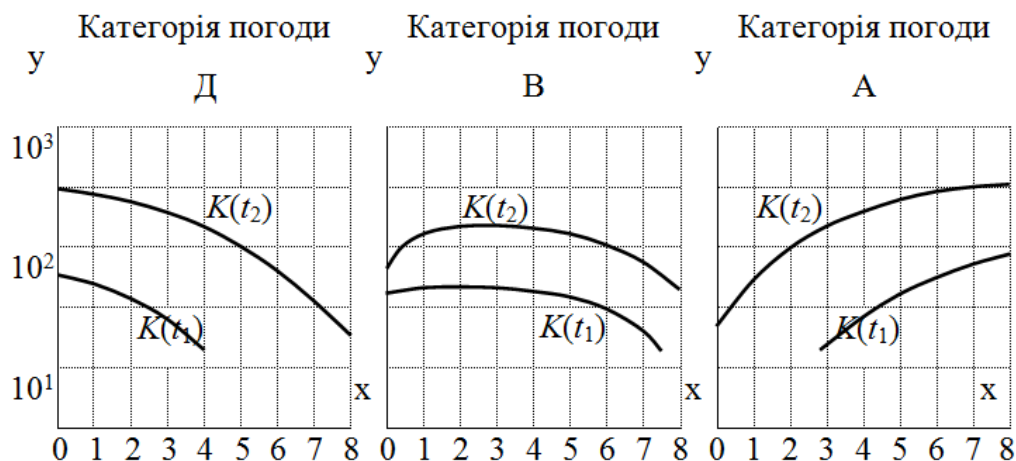
Ґрунт	pH _{KCl}	Гумус, %	Коефіцієнт дефляції, кг/га · год.
Дерново-підзолистий піщаний	5,6	2,1	1,5
Дерново-підзолистий супіщаний	5,4	1,6	0,6
Дерново-підзолистий суглинковий	5,9	3,7	0,007
Торфволице осушене	5,7	6,8	0,14

Обговорення результатів дослідження. Розробка моделі прогнозу видування радіоцезію у повітря після природної пожежі спирається передусім на те, що вона повинна істотно розкривати природу дефляції, насамперед таку, як питома активність ^{137}Cs , максимальна швидкість вітру, тривалість пилових бур тощо. Інтенсивність і напрямки горизонтальної міграції ^{137}Cs пов'язані зі швидкістю вітру, його динамічними характеристиками, сприйнятливістю ґрунту до дефляції, ступенем захищеності його від впливу вітру, стійкості ґрунту, наявності рослинного покриву, особливостей рельєфу, погод-

них умов та інших чинників.

На рис. 3 приведено залежність коефіцієнту інтенсивності дефляції $K(t)$ після торф'яної пожежі для різних метеорологічних умов (швидкості вітру та категорії погоди):

- Д – нестійка стратифікація атмосфери, що характерна для сонячної літньої погоди (конвекція);
- В – нейтральна стратифікація для літньої погоди з перемінною хмарністю (ізотермія);
- А – стійка стратифікація атмосфери, що характерна для морозного зимового дня (інверсія).

Рис. 3 – Залежність коефіцієнту інтенсивності дефляції $K(t)$ після торф'яної пожежі від метеорологічних умов (вісь x – швидкість вітру, м/с; вісь y – площа зони забруднення ^{137}Cs , м²), де $K(t_1) > 1$; $K(t_2) < 1$

Вогняні смерчі як особливий вид радіаційно-екологічної небезпеки. Вогняні смерчі утворюються в зонах сильних лісових пожеж, масивних пожеж в містах, в результаті аварій та пожеж на нафтобазах та на нафтохімічних об'єктах [10–13] і несуть в собі потенціал екологічних катастроф [7–9]. Вони наносять величезну шкоду навколишньому середовищу, залишають масові руйнування та людські жертви. Особливу радіаційну екологічну небезпеку вогняні смерчі можуть створити під час сильних пожеж в радіаційно забруднених лісових масивах.

Лісові пожежі є катастрофічними стихійними лихами. Однак, не дивлячись на те, що вогняні смерчі найпогужнішим чином підсилюють та прискорюють процеси видування та перенесення радіоактивних субстанцій із зон лісових пожеж на великі висоти і на значні відстані, цей феномен з точки зору радіаційної екологічної безпеки, все ще залишається мало дослідженим.

На основі використання методу теорії подібності і розмірностей, і даних незалежних лабораторних та

натурних експериментів, в яких незалежними способами були утворені вогняні смерчі, отримані чисельні значення критеріїв подібності для процесів протікання і теплообміну у вогняних смерчах. В результаті було виявлено, що формування і еволюція вогняних смерчів не залежить від способу їх утворення та від типу горючих матеріалів, а визначається значеннями щільності теплового потоку, силами Архімеда та гравітації, тертя і сили яка закручує газ. Горіння у вогняному смерчі носить дифузійний характер і залежить від швидкості радіального притоку окислювача із простору навколо смерчу. На сьогодні фізичні теоретичні та експериментальні дослідження вогняних смерчів значно просунулись в сторону їх поглибленого розуміння й дали велику кількість принципово нових результатів. Проте дослідження проблеми видування та перенесення вогняними смерчами радіоактивних продуктів горіння і їх перенесення із зон лісових пожеж на радіаційно забруднених лісових територіях відсутні. Однак, виходячи з пожежної ситуації в Чорнобильській зоні відчуження в останні роки [14],

такі дослідження як на сьогодні, так і в перспективі, є вкрай актуальними.

Найчастіше в зонах пожеж спостерігаються великі вогняні смерчі з діаметрами приблизно в 1 метр і більше. Проте в Каліфорнії, під час недавніх пожеж в серпні 2016 року, на пагорбах поряд з Сан-Бернардино в 96 км на схід від Лос-Анджелеса, утворювалися незвичайно потужні смерчі з діаметром понад 150 метрів. Ці смерчі втягували в себе вогонь, який по вузькій воронці піднімався до димних хмар. Каліфорнійські вогняні смерчі швидко поширювати лісові пожежі, високо піднімали продукти горіння, розносячи їх на десятки кілометрів, виривали із землі дерева, руйнували та вщент спалювали будівлі.

У 1936 році в СРСР в населеному пункті Курша-2 відбулась страшна трагедія, яка за кількістю жертв перевищувала Чорнобильську. В перших числах серпня в центрі Мещерського краю, в районі Чаруса, виникла пожежа. Сильний південний вітер погнав вогонь на північ і над зоною пожежі утворилися смерчі які швидко перетворили низову пожежу в найстрашнішу верхову лісову пожежу. В цій трагедії 3 серпня 1936 року загинуло більше 1200 людей. Із всього населення Курші-2, поселень на лісосіках, а також особового складу військових частин, кинутих на вогонь, вижили трохи більше 20 людей.

Спеціальні експерименти по створенню штучних смерчів за допомогою ста досить потужних нафтових пальників (метеотронів), розташованих на площі 100 м², показали що при спалюванні 15 тон нафти на протязі 15 хвилин спостерігалось утворення густих хмар, з яких починали звішуватись воронки смерчів з висотою більше 100 м. Ці експерименти також показали що для ініціювання смерчу пальне вигідніше спалювати не на поверхні землі, а попередньо розпилити його по висоті ініційованого смерчу і неперервно підживлювати його. Кількість нафти, необхідної для ініціювання штучного смерчу, була оцінена в 500 т що еквівалентно згоранню приблизно 1500 тон деревини.

Висновки

1. Використовуючи викладену вище модель прогнозу переносу радіонуклідів після природної лісової пожежі, а також експериментальні дані по коефіцієнту інтенсивності дефляції ¹³⁷Cs та їх співвідношення у повітрі, можна оцінити величину радіоактивно забрудненості атмосфери.

2. Радіаційно-екологічна небезпека вогняного смерчу полягає в тому, що безпосередньо під час пожежі в радіоактивно забрудненій зоні, смерч може піднімати на значні висоти будь які радіоактивні речовини та субстанції і швидко переносити їх на великі відстані, спричинюючи тим самим радіоактивне забруднення територій шляхом перенесення радіації.

Список літератури:

1. Пристер, Б. С. Ветроэрозийные процессы и особенности создания оптимальных комплексных решений охраны почв в зоне загрязнения радионуклидами [Текст]: сб. научн. тр. / Б. С. Пристер, Н. П. Омеляненко, Л. В. Перепелятнікова, А. Б. Лавровський // Проблемы сельскохозяйственной радиэкологии. – 1991. – С. 64–74.
2. Васенков, Г. І. Горизонтальна міграція цезію-137 при ерозійних процесах [Текст] / Г. І. Васенков, О. С. Полищук // Вісник

- аграрної науки. – 1999. – № 9. – С. 37–39.
3. Долгилевич, М. И. Функции органического вещества, определяющие поведение радиоцезия в системе почва-растение [Текст] / М. И. Долгилевич, К. Йохансон, Г. И. Васенков // Вестник аграрной науки. – 1997. – № 3. – С. 19–25.
4. Азаров, С. І. Дослідження надходження ¹³⁷Cs в повітря при лісових пожежах в Чорнобильській зоні [Текст] / С. І. Азаров, В. Л. Сидоренко, О. В. Руденко, А. В. Пруський // Пожежна безпека: теорія і практика. – 2011. – Вип. 9. – С. 5–10.
5. Борисюк, Б. В. Агроекологічна оцінка радіоактивно забрудненого ґрунтового покриву виведеного із сільськогосподарського обігу [Текст]: зб. наук. пр. / Б. В. Борисюк, В. А. Трємбіцький, О. М. Лукомський // Сучасні проблеми збалансованого природокористування. – 2009. – С. 131–136.
6. Гаргер, Е. К. Вторичный подъем радиоактивного аэрозоля в приземном слое атмосферы [Текст]: монография / Е. К. Гаргер. – Чернобыль: Институт проблем безопасности АЭС, 2008. – 192 с.
7. Наливкин, Д. В. Ураганы, бури, смерчи. Географические особенности и геологическая деятельность [Текст] / Д. В. Наливкин. – Москва: Наука, 1969. – 487 с.
8. Наливкин, Д. В. Смерчи [Текст] / Д. В. Наливкин. – Москва: Наука, 1984. – 111 с.
9. Меркулов, В. И. Гидродинамика знакомая и незнакомая [Текст] / В. И. Меркулов. – Москва: Наука, 1989. – 133 с.
10. Кэрвер, Г. Ф. Огненные смерчи [Текст] / Г. Ф. Кэрвер, Ф. Е. Фендел, П. С. Фелдман // Теплопередача. – 1985. – Т. 107, № 1. – С. 16–26.
11. Brunswing, H. Feuersturm uber Hamburg [Text] / H. Brunswing. – Stuttgart: Motorbuch Verlag, 2003. – 470 p.
12. Schubert, R. Examination of the Building Density and Fuel Loading in the Districts Eimsbittel and Hammerbrook in the City of Hamburg as of July 1943 [Text] / R. Schubert. – California: Menlo Park, 1969. – 114 p.
13. Ebert, C. H. V. The Meteorological Factor in the Hamburg Fire Storm [Text] / C. H. V. Ebert // Weatherwise. – 1963. – № 16 (2). – P. 70–75.
14. Бондар, О. І. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу [Текст] / О. І. Бондар, С. І. Азаров, В. М. Ващенко, В. І. Паламарчук, В. Л. Сидоренко. – Херсон: Гринь Д. С., 2016. – 298 с.

Bibliography (transliterated):

1. Prister, B. S., Omel'janenko, N. P., Perepljatnikova, L. V., Lavrovskij, A. B. (1991). Vetrojerozionnye processy i osobennosti sozdaniya optimal'nyh kompleksnyh reshenij ohrany pochv v zone zagrjaznenja radionuklidami. Problemy sel'skhozjajstvennoj radiojologii, 64–74.
2. Vasenkov, G. I., Polishchuk, O. Ye. (1999). Gory`zontal` na migracija cезіу-137 pry` erozійny`x procesax. Visny`k agrarnoy nauky, 9, 37–39.
3. Dolgilevich, M. I., Johanson, K., Vasenkov, G. I. (1997). Funkcii organicheskogo veshhestva, opredelajushhie povedenie radiocезіу v sisteme pochva-rastenie. Vestnik agrarnoj nauki, 3, 19–25.
4. Azarov, S. I., Sy`dorenko, V. L., Rudenko, O. V., Prus`kyj, A. V. (2011). Doslidzhennya nadhodzhennya ¹³⁷Ss v povіtrya pry` lіsovy`x pozhezhaх v Chornobylskij zoni. Pozhezha bezpeka: teoriya i prakty`ka, 9, 5–10.
5. Borysyuk, B. V., Trembiczkyj, V. A., Lukomskyj, O. M. (2009). Agroekologichna ocinka radioakty`vno zabrudnenogo g`runtovogo pokry`vu v`vedenogo iz sil`s`kogospodars`kogo obіgu. Suchasni problemy` zbalansovanogo pry`rodokory`stuvannya, 131–136.
6. Garger, E. K. (2008). Vtorichnyj podem radioaktivnogo ajerozolja v prizemnom sloe atmosfery. Chernobyl: Institut problem bezopasnosti AJeS, 192.
7. Nalivkin, D. V. (1969). Uragany, buri, smerchi. Geograficheskie osobennosti i geologicheskaja dejatel`nost. Moscow: Nauka, 487.
8. Nalivkin, D. V. (1984). Smerchi. Moscow: Nauka, 111.
9. Merkulov, V. I. (1989). Gidrodinamika znakomaja i neznakomaja. Moscow: Nauka, 133.
10. Kjerer, G. F., Fendel, F. E., Feldman, P. S. (1985). Ognennye smerchi. Teploperedacha, 107 (1), 16–26.
11. Brunswing, H. (2003). Feuersturm uber Hamburg. Stuttgart: Motorbuch Verlag, 470.
12. Schubert, R. (1969). Examination of the Building Density and Fuel Loading in the Districts Eimsbittel and Hammerbrook in the

- City of Hamburg as of July 1943. California: Menlo Park, 114.
13. Ebert, C. H. V. (1963). The Meteorological Factor in the Hamburg Fire Storm. *Weatherwise*, 16 (2), 70–75.
14. Bondar, O. I., Azarov, S. I., Vashchenko, V. M., Palamarchuk, V.

I., Sy`dorenko, V. L. (2016). Minimizaciya radiacijny`x naslidkiv lisovy`x pozhezh pislya chornoby`l`s`koyi katastrofy` na osnovi ekologo-informacijnogo monitory`ngu, Herson: Grin` D. S., 298.

Поступила (received) 18.02.2016

Бібліографічні описи / Библиографические описания / Bibliographic descriptions

Методика розрахунку видування ^{137}CS у чорнобильській зоні відчуження після природних пожеж/ В. М. Ващенко, В. Л. Сидоренко, І. Б. Кордуба// Вісник НТУ «ХПІ». Серія: Механіко-технологічні системи та комплекси. – Харків : НТУ «ХПІ», 2016. – № 7(1179). – С. 100–105.– Бібліогр.: 14 назв. – ISSN 2079-5459.

Методика расчета выдувания ^{137}CS в чернобыльской зоне отчуждения после природных пожаров/ В. Н. Ващенко, В. Л. Сидоренко, И. Б. Кордуба// Вісник НТУ «ХПІ». Серія: Механіко-технологічні системи та комплекси. – Харків : НТУ «ХПІ», 2016. – № 7(1179). – С.100–105. – Бібліогр.: 14 назв. – ISSN 2079-5459.

The method of calculation blowing ^{137}CS in Chernobyl alienation zone after wildfires/ V. M. Vashchenko, V. L. Sidorenko, I. B. Korduba//Bulletin of NTU “KhPI”. Series: Mechanical-technological systems and complexes. – Kharkov: NTU “KhPI”, 2016. – № 7 (1179).– P.100 –105. – Bibliogr.: 14. – ISSN 2079-5459.

Відомості про авторів / Сведения об авторах / About the Authors

Ващенко Володимир Миколайович – доктор фізико-математичних наук, професор, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, м. Київ, Україна, 03035.

Ващенко Владимир Николаевич – доктор фізико-математических наук, професор, Государственная экологическая академия последиplomного образования и управления, ул. Митрополита Василя Липковського, 35, корпус 2, г. Киев, Украина, 03035.

Vashchenko Volodymyr Mykolayovych – Dr. of Sci., professor, State Ecological Academy of Post-Graduate Education and Management, V.Lypkivskogo str., 35, bldg.2, Kyiv, Ukraine, 03035.

Сидоренко Володимир Леонідович – кандидат технічних наук, начальник відділу, Інститут державного управління у сфері цивільного захисту ДСНС України, вул. Вишгородська, 21, м. Київ, Україна, 04074

Сидоренко Владимир Леонидович – кандидат технических наук, доцент, начальник отдела, Институт государственного управления в сфере гражданской защиты ДСНС Украины, ул. Вышгородская, 21, г. Киев, Украина, 04074

Sidorenko Vladimir Leonidovich – Ph.D., Associate Professor, Head of the Institute of Public Administration for Civil Protection DSNS Ukraine st. Vyshgorodskaya, 21, Kyiv, Ukraine, 04074

Кордуба Ірина Богданова – аспірант, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, м. Київ, Україна, 03035

Кордуба Ирина Богданова – аспірант, Государственная экологическая академия последиplomного образования и управления, ул. Митрополита Василя Липковського, 35, корпус 2, г. Киев, Украина, 03035

Korduba Irina Bogdanova – graduate student, State Ecological Academy of Post-Graduate Education and Management, V.Lypkivskogo str., 35, bldg.2, Kyiv, Ukraine, 03035.