

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

Азаров С.І.¹, Сидоренко В.Л.², Демків А.М.²

¹Інститут ядерних досліджень НАН України,
просп. Науки, 47, 03680, м. Київ
azarovsi@i.ua;

²Інституту державного управління у сфері цивільного захисту,
вул. Вишгородська, 21, 04074, м. Київ
generals2007@i.ua

Наведено модель дефляції (вітрового переносу радіоактивних продуктів згоряння 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. *Ключові слова:* зона відчуження, природні пожежі, радіоцезій, дефляція, видування.

Методика расчета выдувания ^{137}Cs в Чернобыльской зоне отчуждения после природных пожаров. Азаров С.И., Сидоренко В.Л., Демкив А.Н. Приведена модель дефляции (ветрового переноса радиоактивных продуктов сгорания после природного пожара) в Чернобыльской зоне отчуждения, используемая для расчета горизонтальной миграции радионуклидов в виде модуля дефляции. Предложена методика расчета переноса эолового материала, в котором содержатся радионуклиды. *Ключевые слова:* зона отчуждения, природные пожары, радиоцезий, дефляция, выдувание.

Method of calculation blowing ^{137}Cs in the Chernobyl zone the exclusion after wildfires. Azarov S., Sydorenko V., Demkiv A. The analysis of radioactive contamination of territories as a result of forest fires, technological contaminated with radionuclides. Carried scenario description formation and propagation plume of smoke and loss of volatile particles of radioactive products of combustion. The evaluation of the collective radiation risk of the population in areas affected by secondary contamination with radionuclides. *Keywords:* exclusion zone, wildfires, cesium, deflation, blowing out.

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 радіоактив-

них продуктів згоряння (РПЗ), які містяться в ґрунтах, призводить до радіоактивного забруднення чистих територій або збільшення густини радіаційного забруднення ділянок, що розташовані поруч з територіями і піддаються видуванню (дефляції).

Разом з тим, небезпека вторинного радіоактивного забруднення територій пов'язана з густиною радіоактивного 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 необхідністю 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.

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 різноманіття 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 умовах.

Мета досліджень – 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.

Виклад основного матеріалу

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, за результатами досліджень фізичної природи ґрунтової аеродинаміки і кліматичних факторів;

- прогноз 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. Ці моделі представлені як такі, що не враховують особливості ґрунтових відмін, не містить інформацію про гранулометричний склад ґрунту, який є досить важливим показником.

Проведений аналіз існуючих моделей дає підставу стверджувати, що прийнята за базову модель розрахунку підйому й атмосферного переносу радіоактивних аерозолів є такою, що найбільш повно враховує фізичну сутність дефляції радіоактивних продуктів згоряння після лісовій пожежі, але вона не дає об'єктивну параметричну оцінку у вигляді модуля. 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.

Для оцінки реальних процесів поверхневого стоку радіоцезію у травні 1994 року 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 70–900 кБк/м² і була покрита радіоактивним зольними частками розміром 10–20 мкм з питомою активністю по ^{137}Cs 0,6–1,5 кБк/кг, які можуть стати вторинним дже-

релом радіаційного забруднення навколишнього середовища за рахунок дефляції.

У табл. 1 наведено розподіл активності ^{137}Cs у зольному залишку залежно від дисперсності зольних часток.

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

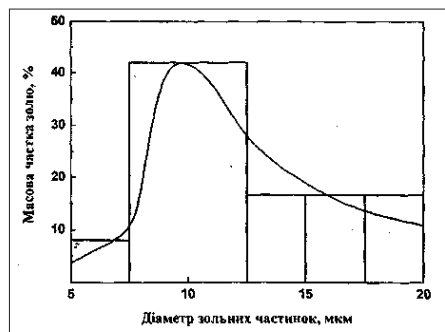


Рис. 1. Розподіл фракцій нелеткої золи у лісовій підстилці

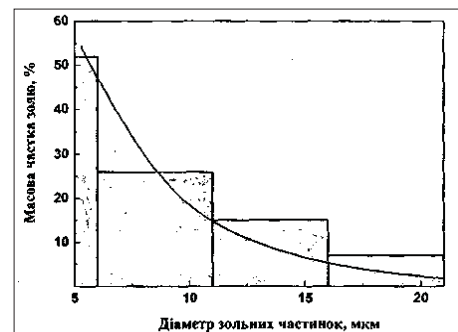


Рис. 2. Розподіл активності ^{137}Cs у зольному залишку лісової підстилки

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

$$V_{\text{лс}} = \frac{g d_z}{18 \eta_e} (\rho_z - \rho_e), \quad (1)$$

де g – прискорення вільного падіння частки золи, $\text{м}^2/\text{с}$;

d_z – аеродинамічний еквівалент діаметру часток золи, мкм ;

η_e – динамічний коефіцієнт в'язкості повітря, $\text{Па}\cdot\text{с}$;

ρ_z – густина часток золи, $\text{кг}/\text{м}^3$;

ρ_e – густина повітря, $\text{кг}/\text{м}^3$.

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

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

де $n(r)$ – число зольних часток ^{137}Cs в інтервалі r ; $r + dr$;

n_0 – інтегральна концентрація зольних часток ^{137}Cs , що визначена з логнормального розподілу;

r_0 – медіанний радіус зольних часток ^{137}Cs , мкм ;

σ_g – стандартне геометричне відхилення.

Розподіл питомої активності радіоцезію у структурних фракціях ґрунтів після природної 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 ^{137}Cs збільшується зі зменшенням діаметра структурних фракцій. Інтенсивність видування ґрунту з осадженими ^{137}Cs значною мірою залежить від його гранулометричного складу і вмісту в ньому гумусу:

- на ґрунтах супіщаного гранулометричного складу вітрова ерозія починає проявлятися за швидкості вітру $3\text{--}4$ $\text{м}/\text{с}$;
- на легкосуглинкових – $4\text{--}6$ $\text{м}/\text{с}$;
- на важкосуглинкових – $5\text{--}7$ $\text{м}/\text{с}$;
- на глинистих – $7\text{--}8$ $\text{м}/\text{с}$.

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

З метою виявлення закономірностей розподілу активності ^{137}Cs 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), проведено спеціальні аеродинамічні експериментальні дослідження, результати яких наведені в табл. 2.

З наведених у табл. 2 даних бачимо, що активність ^{137}Cs у еоловому матеріалі трьох типів ґрунтів, що аналізувалися, коливалася у межах від 540 $\text{Бк}/\text{кг}$ на мінеральних до 990 на органічних ґрунтах. Причому активність еолового матеріалу торфовищ перевищувала в $1,8$ рази питому активність еолового матеріалу $0\text{--}5$ см шару

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

ґрунту. Коефіцієнт інтенсивності дефляції ^{137}Cs після природної пожежі визначали за даними натурних спостережень:

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

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

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

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

t – час дефляції, год.;

V_1, V_2 – середня та базисна ($10,5 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$) швидкість вітру на висоті 0,5 м, $\text{м} \cdot \text{с}^{-1}$;

a – ширина приймальної частини пиловловлювача, см;

b – ширина природної пожежі, м;

S – площа природної 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 за швидкості вітру понад 10 м/с на висоті флюгера за параметром шорсткості 0,01 м

Ґрунт	pH _{ксі}	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
Торфовище осушене	5,7	6,8	0,14

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, погодних умов та інших чинників.

На рис. 3 наведено 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 зимнього дня (інверсія).

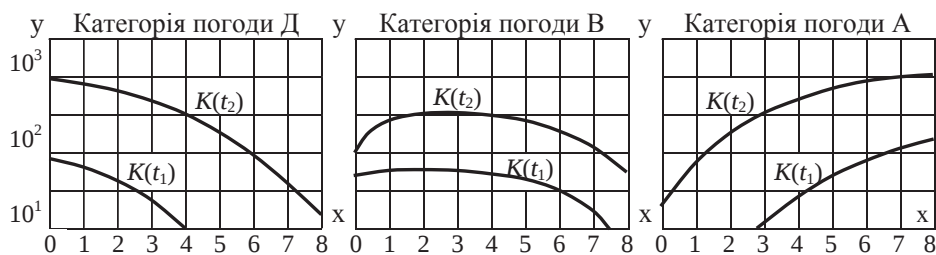


Рис. 3. Залежність коефіцієнта інтенсивності дефляції $K(t)$ після торф'яної пожежі від метеорологічних умов (вісь x – швидкість вітру, м/с; вісь y – площа зони забруднення ^{137}Cs , м^2), де $K(t_1) > 1$; $K(t_2) < 1$

Висновки

Використання наведеної моделі прогнозу переносу радіонуклідів після природної лісової пожежі, а також експериментальних даних

щодо коефіцієнта інтенсивності дефляції ^{137}Cs та їх співвідношення у повітрі, можна оцінити величину радіоактивної забрудненості атмосфери.

Література

1. Ветроэрозионные процессы и особенности создания оптимальных комплексных решений охраны почв в зоне загрязнения радионуклидами / Б.С. Пристер и др. // Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии: // Сб. научн. трудов Укр. НИИ сельскохозяйств. радиологии. – 1991. – С. 64–74.
2. Васенков Г.І. Горизонтальна міграція цезію-137 при ерозійних процесах / Г.І. Васенков, О.Є. Поліщук // Вісник аграрної науки. – 1999. – № 9. – С. 37–39.
3. Долгилевич М.И. Функции органического вещества, определяющие поведение радиоцезия в системе почва-растение / М.И. Долгилевич, К. Йохансон, Г.И. Васенков // Вісник аграрної науки. – 1997. – № 3. – С. 19–25.
4. Азаров С.І. Дослідження надходження ^{137}Cs в повітря при лісових пожежах у Чорнобильській зоні / 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 / Б.В. Борисюк, В.А. Трембіцький, О.М. Лукомський // Зб. наук. праць Подільського ДАТУ. – 2009. – С. 131–136.
6. Вторичный подъем радиоактивного аэрозоля в приземном слое атмосферы: Монография / Е.К. Гаргер; НАН Украины, Ин-т проблем безопасности атом. электростанций. – Чернобыль: Ин-т проблем безопасности АЭС, 2008. – 192 с.