

**РОЗПОДІЛ ПОТУЖНОСТІ ДОЗИ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ В
КОТЛОВИНІ ОЗ. ГЛИБОКЕ У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС****О. Назаров*, Д. Гудков**, Х. Ганжа**, Д. Ганжа*****

**Севастопольський національний університет ядерної енергії та промисловості
вул. Курчатова, 7, Севастополь 99015, Україна
e-mail: nazarov42t@rambler.ru*

***Інститут гідробіології НАН України
просп. Героїв Сталінграду, 12, Київ 04210, Україна
e-mail: krisgan@rambler.ru*

****Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника
вул. Галицька, 201, Івано-Франківськ 76000, Україна
e-mail: dmagan@rambler.ru*

Виконано оцінку закономірностей просторового розподілу ^{137}Cs в котловині оз. Глибоке. Спостереження проведено методами польової радіометрії та лабораторної спектрометрії донних відкладень. Визначення основних гамма-випромінюючих радіонуклідів у зразках донних відкладень показали, що більше 99% дозового навантаження обумовлено ^{137}Cs , а це дає змогу в межах досліджуваного біогідроценозу використовувати дані гамма-радіометрії для оцінки стану забруднення донних відкладень ^{137}Cs . Проведені спостереження показали, що розподіл ^{137}Cs в котловині не збігається з ізобатами озера, але повторює контур первинних випадінь. Перерозподіл ^{137}Cs відбувається під впливом біогеохімічних процесів в екосистемі озера внаслідок захоплення нукліду гідробіонтами, випадання на дно, в міру відмирання організмів, та зв'язування донними відкладеннями.

Ключові слова: гамма-радіометрія, екологія, донні відкладення, цезій-137, оз. Глибоке, зона відчуження Чорнобильської АЕС.

Водні екосистеми зони відчуження Чорнобильської АЕС відзначаються високими рівнями радіонуклідного забруднення, що зумовлює актуальність подальшого вивчення розподілу та динаміки вмісту радіонуклідів, нагромаджених в акваландшафті. Об'єктивну оцінку стану озерної екосистеми в умовах радіаційної аномалії можна надати за аналізом вмісту радіонуклідів, які сконцентровані переважно в донних відкладеннях. Озеро Глибоке розташоване на території лівобережної заплави р. Прип'ять у межах зони відчуження Чорнобильської АЕС і характеризується високим вмістом радіонуклідів у всіх компонентах екосистеми [2].

Мета даної роботи – виявити закономірності розподілу потужності дози (ПД) гамма-випромінювання в котловині оз. Глибоке.

Протягом 2003–2008 рр. було проведено вимірювання розподілу ПД в котловині оз. Глибоке, розташованій на території перекритої дамбою ділянки Красненської заплави р. Прип'ять (рис. 1). Вимірювання проводили в літоральній зоні по контуру озера (близько 350 вимірювань), у товщі води та донних відкладеннях на різній глибині (близько 70 вимірювань). На 23-х випадково розподілених ключових пікетах було відібрано проби донних відкладень для вимірювань у них питомої активності гамма-випромінюючих радіонуклідів.

Для радіометричної зйомки літоральної зони використано дозиметр-радіометр ДКС-96, для зйомки донних відкладень і водної товщі – прилад сцинтиляційний геоло-

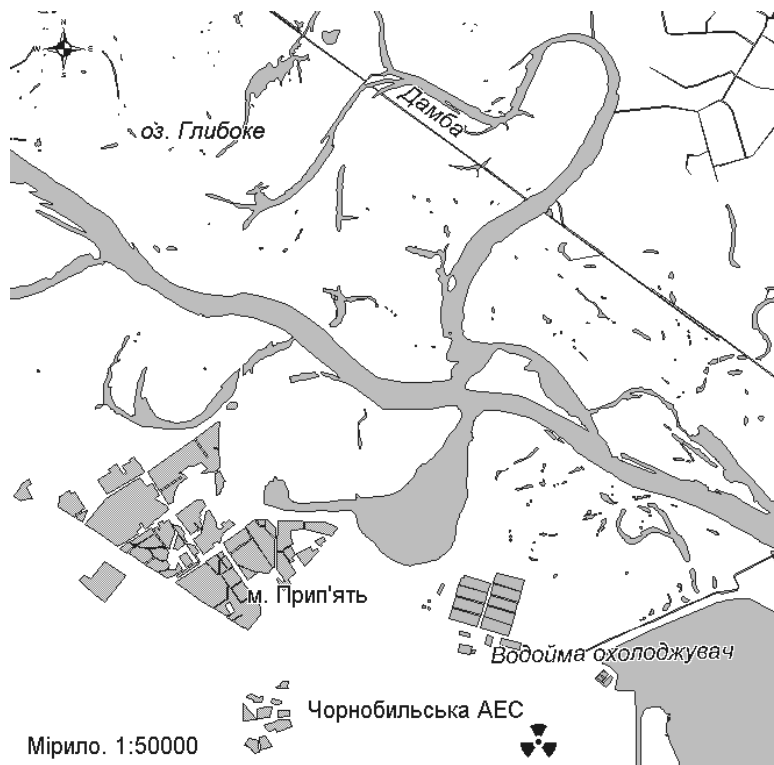


Рис. 1. Схема основних водойм зони відчуження ЧАЕС.

горозвідувальний СРП-68-02 із блоком детектування каротажним БДГ4-03. Географічні координати місць спостереження визначали за допомогою GPS-приймача. При проведенні всіх видів спостережень основна та додаткова похибки не перевищували $\pm 30\%$. У місцях відбору донних проб визначали запаси донних відкладень. Розрахунок запасів проводили за рівнянням:

$$M = \frac{H \cdot S}{\rho},$$

де M – запаси донних осадів, $\text{кг} \cdot \text{м}^2$; H – товщина шару донних осадів, м; S – площа пробовідбірника, м^2 ; ρ – щільність донних відкладень, $\text{кг} \cdot \text{м}^3$.

Для встановлення контурів дзеркала води в озері у різні поаварійні періоди використано матеріали дистанційної зйомки, зокрема, інтернет-ресурси (<http://earth.google.com>).

Визначення основних гамма-випромінюючих радіонуклідів у зразках донних відкладень показало, що більше 99,9% ПД забезпечується ^{137}Cs . Частка сумарної активності природних радіонуклідів, порівняно з активністю ^{137}Cs , настільки мала, що нею можна знехтувати. Інших гамма-випромінюючих нуклідів чорнобильського типу у пробах виявлено не було. Проведене порівняння активності донних відкладень за ^{137}Cs та ПД безпосередньо над поверхнею котловини показало позитивний кореляційний зв'язок порівнюваних параметрів, який описується рівнянням:

$$y = 5961,4x + 4306,7 \quad (\text{при } n=23, R^2=0,89 \text{ та } P=0,95),$$

де y – питома активність ^{137}Cs у донних відкладеннях, Бк/кг; x – значення ПД, мкЗв/год.

Основні статистичні параметри радіаційного забруднення котловини озера наведено в таблиці. Вони свідчать, що в межах котловини оз. Глибоке дані гамма-радіометрії відображають стан забруднення донних відкладень ^{137}Cs .

При проведенні вимірювань значення ПД озерного дна вираховували похибку, що виникає під впливом радіонуклідного забруднення водної товщі. За результатами спостережень встановлено, що сумарна активність ^{137}Cs у стовпі води в місцях вимірювань становила в середньому 5% від активності донних відкладень і не перевищувала 10%.

Для комплексної оцінки радіаційного забруднення котловини озера досліджували вертикальний і горизонтальний розподіл значення ПД. Варіабельність співвідношення значень ПД між шарами водної товщі та донних відкладень у різних місцях спостереження не перевищувала 50%. Приклад вертикального розподілу ПД в котловині озера наведено на рис. 2.

Із рис. 2 видно, що основні запаси ^{137}Cs зосереджено у верхніх 10–15 см донних відкладень. За межами цього шару активність швидко зменшується вниз, по профілю донних відкладень, і вгору – у товщі води. Друга зона підвищеної активності пов'язана з приповерхневим шаром води. За рівнем ПД приповерхнева вода не може бути порівнювана з донними відкладеннями, але вона на два порядки більш забруднена, порівняно зі серединою водного стовпа.

Відомо, що геохімічна рухливість мобільних форм ^{137}Cs залежить від вмісту глинистих мінералів і їх органо-мінеральних форм, які активно поглинають ^{137}Cs [3]. Завдяки цим властивостям ^{137}Cs має незначну міграційну здатність, і його хімічний обмін з озерною водою також є незначним. Разом з тим, у різних шарах донних відкладень не тільки накопичені різні запаси ^{137}Cs , але спостерігається і різна його геохімічна рухливість, про що свідчить збільшення варіабельності вмісту нукліда. За нашими даними, найбільша варіабельність при утворенні ^{137}Cs різних фізико-хімічних форм властива

Параметри радіаційного забруднення котловини оз. Глибоке

Параметр	Мінімум	Середнє	Максимум	Коефіцієнт варіації, %
Питома активність ^{137}Cs у донних відкладеннях, Бк/кг	31	66000	1100000	210
Значення ПД над поверхнею дна, мкЗв/год	0,12	9,8	110	160

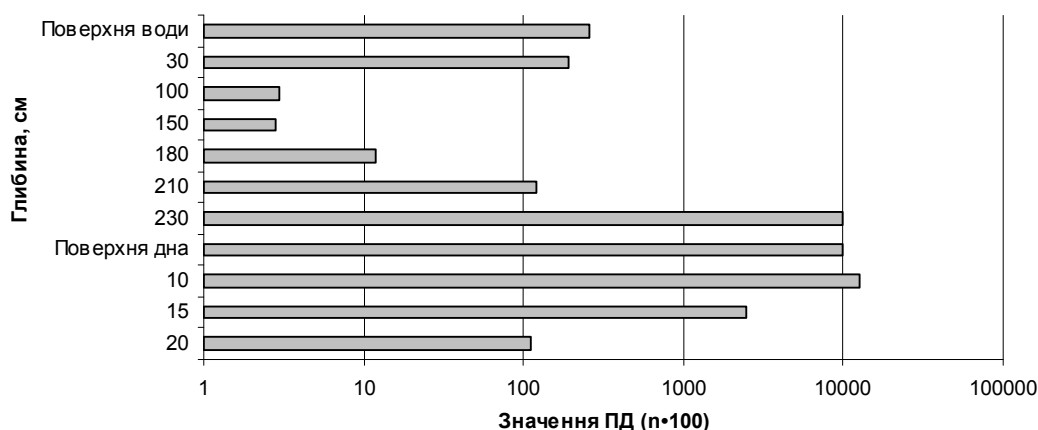


Рис. 2. Приклад вертикального розподілу ПД (мкЗв/год) у воді та донних відкладеннях оз. Глибоке (шкала логарифмічна).

шару донних відкладень 5–10 см і становить у значенні коефіцієнта варіації 80% [1]. Найменшу варіабельність в утворенні фізико-хімічних форм ^{137}Cs має у верхньому шарі донних відкладень – 0–5 см. Більші активність і варіабельність в утворенні фізико-хімічних форм ^{137}Cs , у шарі донних відкладень 5–10 см можуть бути пов'язані з тим, що відкладення цього шару утворились у процесі мулонакопичення в період 1986 р.

Латеральний розподіл радіаційного забруднення котловини озера сформувався внаслідок складного поєднання первинного забруднення, що відбулося під впливом первинних аварійних викидів на Чорнобильській АЕС в 1986 р. та у процесі геохімічного і біогеохімічного перерозподілу первинного забруднення. Розташування озера щодо північного сліду Чорнобильського забруднення показує, що котловина озера стала бар'єром на шляху повітряної маси, забрудненої радіонуклідами (рис. 3).

Порівняння розподілу ПД в котловині озера (рис. 4) показує, що максимуми первинної седиментації радіоактивних аерозолів склалися на фізичних бар'єрах, які були представлені заростями повітряно-водяних і наземних рослин на поверхні заплави вздовж низького південно-східного берега озера та високим північно-західним берегом.

Відносний перепад висоти між низьким південно-східним і високим північно-західним берегами – 2,5 м. Частина ландшафту оз. Глибоке, покрита водою в весняне водопілля 1986 р., навпаки, піддалася порівняно меншому забрудненню, оскільки водяна поверхня меншою мірою сприяла седиментації радіоактивних аерозолів. Вказана обставина має підтвердження в рисунку, що утворює розподіл ПД над поверхнею котловини озера.

У 1986 р. об'єм води в котловині озера був більшим, ніж сьогодні. Внаслідок будівництва в післяаварійний період огорожувальної дамби в заплаві р. Прип'ять (рис. 1) та порушення гідрологічного режиму частини заплави, об'єм води в котловині озера зменшився. Порівняння значень площі дзеркала води озера за матеріалами дистанційних спостережень, зроблених у весняне водопілля 1986, 1994, 1998, 1999 та 2006 рр., показало, що за цим параметром, до будівництва дамби, озеро перевищувало показники 1994–2006 рр. на 55%. Сучасне усереднене значення площі дзеркала води в озері можна оцінити в 0,18 км². Протягом весняного водопілля поверхня дзеркала води в озері збільшується на третину. Проведене порівняння просторового розподілу ПД в котловині оз. Глибоке з контуром дзеркала води весняного водопілля 1986 р. показало, що сучасний розподіл значень ПД у котловині озера близький до контуру дзеркала води весняного водопілля 1986 р. за ізолінією 10 мкЗв/год.

Сучасне заростання озера сприяє накопиченню донних осадів, збіднених за вмістом ^{137}Cs . Коефіцієнт переходу цього нукліду в росли-

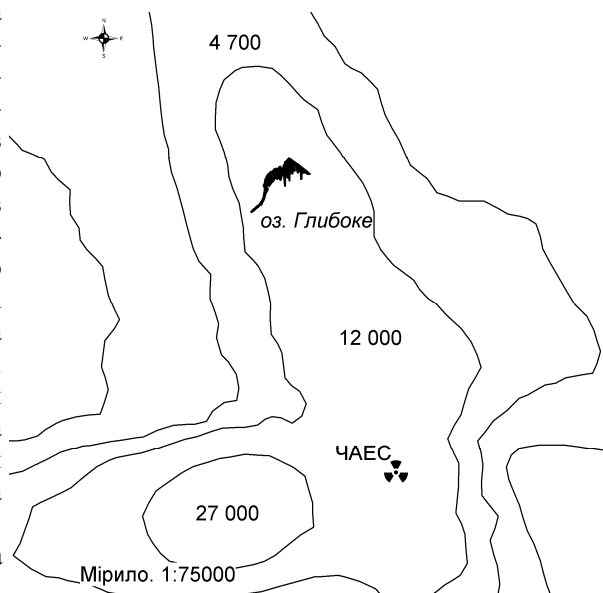


Рис. 3. Розташування оз. Глибоке щодо північного сліду (числами позначено щільність аварійного забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк/м²).

ні організми, в міру віддалення в часі від моменту надходження в екосистему первинних випадів, як уже було відзначено, зменшується. Порівняння просторового розподілу сучасних значень ПД в котловині озера зі схемою заростання [2] показало, що з місцями, де поверхню озера перекрито вищою водяною рослинністю, переважно на мілководді, збігаються поля зниженого рівня ПД. Аналіз розподілу донних відкладень у котловині озера показав, що їх запаси обернено пропорційні глибині. Параметри мають експоненційну залежність (рис. 5).

Наведені дані показують, що поглинання ^{137}Cs органомінеральною фракцією донних відкладень заважає хімічному обмінові цього нукліда та його переходові у воду та водну рослинність. Відповідно, мортмаси, які беруть участь у подальшому нашаруванні мулу, є збідненими щодо вмісту ^{137}Cs . Це призводить до розсіювання гамма-випромінення й утворення зон зниженого значення ПД на мілководді в місцях активного мулоутворення.

Показано, що сучасний розподіл значень ПД у котловині озера значною мірою зберігає контури первинного випадіння радіонуклідно-забруднених аерозолів. Просторовий розподіл первинних випадів був зумовлений контуром дзеркала води весняного водопілля 1986 р. та мезорельєфом території. Сучасні максимуми ПД на поверхні озера пов'язані з високим північно-західним берегом озера, який слугував бар'єром для атмосфер-

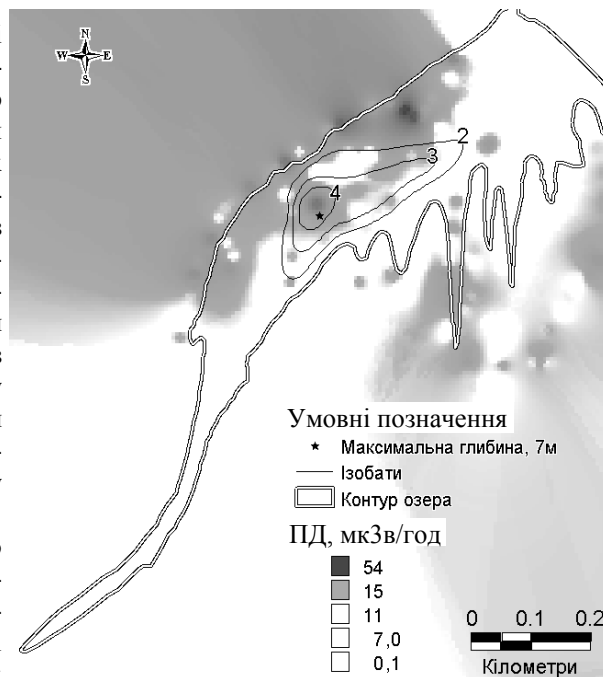


Рис. 4. Просторовий розподіл сучасного значення ПД в котловині озера.

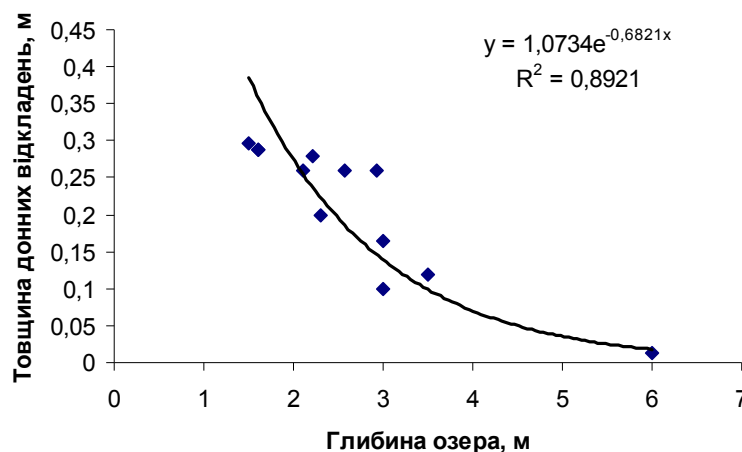


Рис. 5. Залежність накопичення донних осадів від глибини озера.

них мас, збагачених ^{137}Cs . Друге поле підвищеного рівня ПД пов'язане з пологим південно-східним берегом, зарослим водно-болотяною та деревно-кущовою рослинністю, яка також слугувала фізичним бар'єром для радіонуклідно-забруднених аерозолів. Мінімальні значення забруднення приурочені до дзеркала води весняного водопілля 1986 р.

У сучасних умовах відбувається латеральний перерозподіл рівнів ПД на поверхні озерної котловини, внаслідок особливостей геохімічної міграції ^{137}Cs та біоценотичних процесів. Більша частина ^{137}Cs лишається зв'язаною в шарі донних відкладень, який був відкритим на момент надходження забруднення в 1986 р. та незначною мірою хімічно обмінюється з придонною водою і переходить у сучасну водну рослинність. Переважання біопродуктивності озера на мілководді приводить до відповідного збільшення накопичення донних осадів, збіднених ^{137}Cs , які, у свою чергу, розсіюють випромінювання нижчих шарів мулу та зумовлюють зменшення значення ПД в мілководній зоні озерної котловини.

1. Ганжа Х. Д., Кленус В. Г., Гудков Д. І. *Форми знаходження ^{90}Sr та ^{137}Cs в донних відкладеннях оз. Глибоке в зоні відчуження ЧАЕС // Наук. записки Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. 2008. № 3 (37). С. 36–40.*
2. Гудков Д. И., Деревец В. В., Зуб Л. Н. и др. *Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в компонентах водных экосистем Красненской поймы р. Припяти // Гидробиол. журн. 2005. Т. 41. № 1. С. 76–91.*
3. Соботович Е. В., Ольховик Ю. О., Коромисличенко Т. І., Соколик Г. А. *Порівняльна характеристика міграційної здатності радіонуклідів у донних відкладах водоймищ ближньої зони Чорнобильської АЕС // Доп. АН УРСР. Сер. Б. Геол., хім. та біол. науки. 1990. № 8. С. 12–16.*

DISTRIBUTION OF GAMMA-RADIATION DOSE RATE IN GLYBOKE LAKE HOLLOW (CHORNOBYL EXCLUSION ZONE)

O. Nazarov*, D. Gudkov, Ch. Ganzha**, D. Ganzha*****

**Sevastopol National University of Nuclear Energy and Industry
7, Kurchatov St., Sevastopol 99015, Ukraine
e-mail: nazarov42t@rambler.ru*

***Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine
12, Geroyiv Stalingrada Ave., Kyiv 04210, Ukraine
e-mail: krisgan@rambler.ru*

****Vasyl Stefanyk Precarpathian National University
201, Galytska St., Ivano-Frankivsk 76000, Ukraine
e-mail: dmagan@rambler.ru*

^{137}Cs lateral and vertical distribution regularities for Glyboke Lake hollow was executed. An investigation point was conducted by field radiometry and laboratory spectrometry of the lake sediments. Determinations of basic gamma-active radionuclides in the samples of the lake sediments showed that more than 99% dose-rate is formed by ^{137}Cs . Information of gamma-radiometry can be used for the estimation of bottom sediment contamination by cesium for biocenosis research. The conducted investigation showed that the distribution of ^{137}Cs in a hollow did not correspond to lake isobaths, but repeats the contour of primary nuclear fall-out. The redistribution of ^{137}Cs takes place under act of exchange of matters in ecological system of lake as a result of radionuclides accumulation by hydrobionts, fall to the bottom sediment as a result of organisms dying.

Key words: cesium-137, Chernobyl NPP exclusive zone, dose rate, ecology, gamma-radiometry, soil.

**РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МОЩНОСТИ ДОЗЫ В КОТЛОВИНЕ ОЗ. ГЛУБОКОГО В
ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС****О. Назаров*, Д. Гудков**, К. Ганжа**, Д. Ганжа*****

**Севастопольский национальный университет ядерной энергии и промышленности
ул. Курчатова, 7, Севастополь 99015, Украина
e-mail: nazarov42t@rambler.ru*

***Институт гидробиологии НАН Украины
просп. Героев Сталинграда, 12, Киев 04210, Украина
e-mail: krisgan@rambler.ru*

****Национальный Прикарпатский университет имени Василия Стефанюка
ул. Галицкая, 201, Ивано-Франковск 76000, Украина
e-mail: dmgan@rambler.ru*

Выполнена оценка закономерностей пространственного распределения ^{137}Cs в котловине оз. Глубокого. Приведены данные о параметрах латерального и вертикального содержания радионуклида в донных отложениях. Наблюдение проведено методами полевой радиометрии и лабораторной спектрометрии донных отложений. Измерение основных гамма-излучающих радионуклидов в образцах донных отложений показали, что больше 99% дозовой нагрузки обеспечивается ^{137}Cs . Приведенная закономерность позволяет, в пределах исследуемого биогеоценоза, использовать данные гамма-радиометрии для оценки состояния загрязнения донных отложений ^{137}Cs . Проведенные наблюдения показали, что распределение ^{137}Cs в котловине не совпадает с изобатами озера, но повторяет контур первичных выпадений. Перераспределение ^{137}Cs происходит под воздействием обмена веществ в экосистеме озера в результате захвата нуклида гидробионтами, выпадения на дно, по мере отмирания организмов, и связывания донными отложениями.

Ключевые слова: гамма-радиометрия, донные отложения, зона отчуждения Чернобыльской АЭС, оз. Глубокое, цезий-137, экология.

Стаття надійшла до редколегії 23.10.08

Прийнята до друку 16.12.08