

© 2011 Л. І. Григор'єва, К. В. Григор'єв

*Науково-методичний центр екологічної безпеки
Чорноморського державного університету імені Петра Могили, Миколаїв***РЕТРОСПЕКТИВНА ОЦІНКА СЕРЕДНІХ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ ЖИТЕЛІВ ПІВДНЯ
УКРАЇНИ ВІД РАДІОНУКЛІДІВ АВАРІЙНОГО ЧОРНОБИЛЬСЬКОГО ВИКИДУ**

Наведено результати ретроспективного визначення та оцінки середніх індивідуальних доз опромінення жителів населених пунктів південних районів України від радіонуклідів аварійного чорнобильського викиду, виконаного за даними радіометричних, спектрометричних і дозиметричних досліджень на території Миколаївської, Одеської, Кіровоградської областей та АР Крим, проведених Миколаївською науково-дослідною лабораторією “Ларані” у 1986 р. та у наступні роки.

Ключові слова: аварія на ЧАЕС, південь України, середні індивідуальні дози опромінення.

Вступ

Чорнобильська аварія спричинила безпрецедентне опромінення населення Білорусії, Росії та України. В Україні найбільші наслідки аварії мали райони, що зазнали впливу західного, південного та східного радіоактивних слідів [1, 7]. Південний слід аварійної хмари зумовив радіоактивне забруднення Кіровоградської, Одеської, Миколаївської областей та АР Крим; щільність вмісту ^{137}Cs у ґрунті досягала $100 \text{ kBк} \cdot \text{м}^2$. Інтенсивне вивчення наслідків Чорнобильської катастрофи проводилося, в основному, у центральних та західних областях України.

Радіонуклідне забруднення південних і східних районів України вивчалось набагато менше, що, на думку багатьох учених, не дає змоги провести повну оцінку післяаварійної радіаційної ситуації на території України [1]. Відсутність достовірних даних про радіаційну обстановку на півдні України не дозволяє також визначити дози опромінення для населення в перші дні після аварії, а також і в наступні роки. Тому ретроспективне відтворення доз опромінення населення, яке проживало під час аварії у південних районах України, сприятиме вирішенню цієї проблеми.

Використовуючи результати масштабних радіаційно-гігієнічних та радіоекологічних досліджень на території Миколаївської, Одеської, Кіровоградської областей та АР Крим, виконаних Миколаївською науково-дослідною лабораторією “Ларані” у 1986 р. та у наступні роки, зроблено спробу відтворення доз опромінення населення регіону в перші післяаварійні місяці та рівнів хронічного опромінення людей, які проживають на територіях із локальним радіоактивним забрудненням. При цьому враховано, що південні райони України зазнали впливу радіоактивних викидів не лише безпосередньо від аварійного викиду у квітні 1986 р., а й упродовж наступних

років – через вітрове перенесення ^{137}Cs і ^{90}Sr із забруднених територій, через стік із річковою водою за Дніпровським каскадом [4, 5].

Методи дослідження

Визначення радіаційного навантаження на людину від надходження радіонуклідів пероральним шляхом здійснено таким чином:

1) через ретроспективне відновлення вмісту радіонуклідів в об'єктах довкілля в перший післяаварійний рік і реконструкцію інгаляційного надходження ^{131}I , перорального надходження ^{131}I , радіоіотопів цезію (^{137}Cs , ^{134}Cs), інертних радіоактивних газів ($^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$), ^{106}Ru , ^{103}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{132}Te , ^{140}Ln , що здійснено за даними радіометричних і дозиметричних досліджень на території Кіровоградської, Херсонської, Одеської, Миколаївської областей та АР Крим у квітні - серпні 1986 р., проведених Миколаївською науково-дослідною лабораторією “Ларані”;

2) через ретроспективне відновлення вмісту радіонуклідів в об'єктах довкілля південного регіону за 1987 - 1999 рр. При цьому використано результати радіометрії проб ґрунту, молока, картоплі, трав'яної рослинності, культурних рослин (кукурудза, люцерна), що споживалися молочною худобою, у північно-західних районах Миколаївської області в 1987 - 1999 рр. За цими результатами досліджень реконструйовано середні індивідуальні дози опромінення мешканців у поставарійні роки.

Визначення ефективної дози внутрішнього опромінення людини від штучних радіонуклідів здійснювали за математичними моделями та дозовими коефіцієнтами, рекомендованими МКРЗ [8 - 13].

Підготовка проб води та продуктів (молоко, м'ясо, хліб, овочі) для радіохімічного аналізу та гамма-спектрометрії здійснювалася за затвердженими методиками. Вміст ^{90}Sr у пробах визна-

чали радіохімічним методом. Вимірювання гамма-випромінюючих радіонуклідів проводили за допомогою спектрометрів АМА-03Ф, АІ-1024-95 та SBS-30-50М з напівпровідниковими детекторами ДГДК-125В, -175, -180. Мініміально-детектована активність ^{137}Cs становила $1 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$, інших гамма-випромінюючих радіонуклідів – $1 - 3 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ при експозиції 18000 с. Радіометрію ^{90}Sr виконували на установці УМФ-1500 через визначення ^{90}Sr за зрівноваженим вмістом дочірнього ^{90}Y , мініміально-детектована активність ^{90}Sr становила $4 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ при експозиції 1000 с. Похибка вимірювань при радіометрії ^{90}Sr , ^{137}Cs та інших радіонуклідів була 5 - 15 %.

Результати та їхнє обговорення

Ретроспективне відновлення радіаційної ситуації в 1986 р.

Одержання об'єктивної інформації про радіаційні навантаження неможливе без повного відтворення радіаційної обстановки в перші дні після аварії. У цьому питанні першочерговим завданням є вивчення й аналіз складу і форм радіоактивних випадінь із радіоактивної хмари; ретроспективний аналіз вмісту радіонуклідів у повітрі в місцях перебування людей тощо.

Ретроспективний аналіз гамма-спектрометричних досліджень проб атмосферного повітря, проведених Миколаївською науково-дослідною лабораторією “Ларані” у 1986 р. [2], показав, що в перші дні травня 1986 р. в повітрі над територією регіону були присутні радіоактивні речовини: ^{131}I , радіоізотопи цезію (^{137}Cs , ^{134}Cs), інертні радіоактивні гази ($^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$), ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{124}Su , $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{132}Te , ^{140}Ln .

За результатами гамма-спектрометричних досліджень проб атмосферного повітря з різних населених пунктів розповсюдження цих радіоактивних речовин у регіоні характеризувалося поступовим зниженням активності з півночі на південь: найбільші рівні вмісту радіонуклідів у повітрі спостерігалися в Кіровограді, Первомайську, смт. Арбузинці (Миколаївська область); менші приблизно в 1,5 - 2 рази – у Миколаєві та Одесі. Так, в останні числа квітня 1986 р. у приземному шарі атмосферного повітря над територією Кіровограда і Первомайська Миколаївської області вміст ^{131}I дорівнював $15 \pm 5 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, вміст $^{85\text{m}}\text{Kr}$ становив $15 \pm 2 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$ – $20 \pm 3 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, вміст радіоізоотопів цезію (^{137}Cs і ^{134}Cs) знаходився в межах $10 - 18 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, вміст ^{141}Ce дорівнював $20 \pm 5 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, ^{144}Ce – $15 \pm 5 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$. На початку травня такі рівні цих радіонуклідів було зареєстровано у Вознесенську

Миколаївської області, Миколаєві та Одесі.

Вміст цих радіонуклідів у приземному шарі атмосферного повітря зростав, починаючи з останніх чисел квітня до першої декади травня. Максимальний вміст радіоактивного йоду у повітрі був $95 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (3 - 4 травня) у Первомайську, $60 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ у Миколаєві. Надалі відбулося поступове зниження вмісту ^{131}I у повітрі: 5 травня він не перевищував гранично-допустимої концентрації у повітрі ($5,55 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$), а після 10 травня знизився до доаварійних величин. Результати апроксимації даних вмісту ^{131}I у повітрі цих населених пунктів наведено на рис. 1.

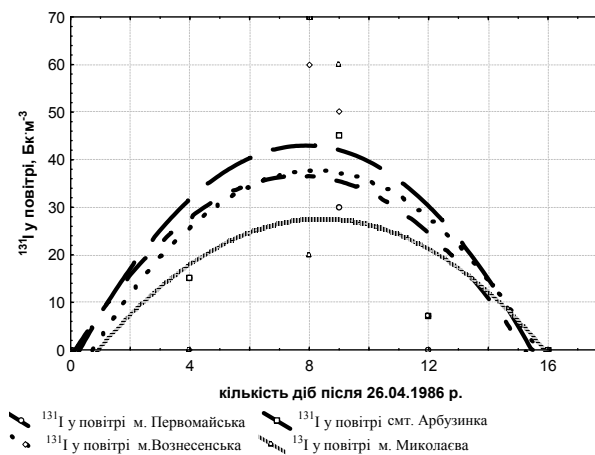


Рис. 1. Динаміка ^{131}I у повітрі населених пунктів протягом квітня - травня 1986 р.

Після 30 квітня у повітрі спостерігали також підвищення концентрацій інертних радіоактивних газів ($^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$): з 12 - 13 $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (1 травня) до 50 - 60 $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (3 травня). Надалі ці радіоактивні гази перестали реєструватися у повітрі. Динаміка вмісту радіоізоотопів цезію у повітрі була ідентична динаміці ^{131}I , $^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$: у перших числах травня відбувалося підвищення ^{137}Cs , ^{134}Cs у повітрі, максимум ($\sim 25 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ у Первомайську, $\sim 13 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ у Миколаєві) прийшовся на 3 травня, після чого спостерігалося поступове зниження вмісту радіоізоотопів цезію у повітрі.

Присутність указаних радіонуклідів у повітрі в перші дні після аварії на ЧАЕС призвела до підвищення сумарної радіоактивності приземного шару атмосферного повітря над територією Кіровограда, Первомайська, Вознесенська та Миколаєва від 10 - 15 $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (30 квітня) до 130 - 200 $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (3 травня). Більше 50 % цієї радіоактивності обумовлено вмістом ^{131}I , майже 40 % - інертних радіоактивних газів ($^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$).

Ретроспективний аналіз результатів вимірювань потужності експозиційної дози (ПЕД) на місцевості свідчив, що динаміка ПЕД упродовж квітня - травня 1986 р. була аналогічною до ди-

наміки розповсюдження радіонуклідів у повітрі. За допомогою кореляційно-регресійного аналізу встановлено лінійний зв'язок ($R^2 = 0,93$) між вмістом ^{131}I у повітрі (Кіровоград, Миколаїв, Первомайськ, Вознесенськ) та рівнем потужності експозиційної дози (рис. 2).

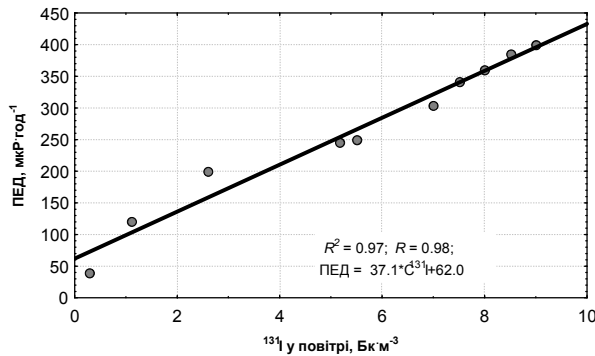
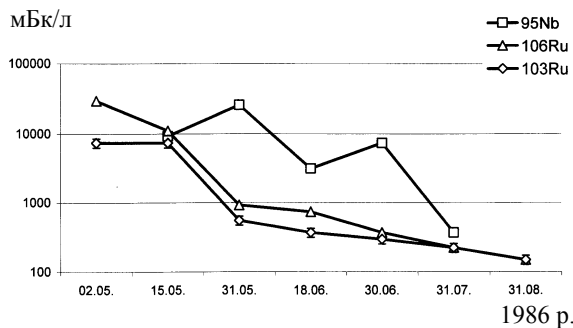


Рис. 2. Взаємозв'язок між вмістом ^{131}I у повітрі ($C_{^{131}\text{I}}$) та ПЕД у Миколаївській області в травні 1986 р.

Рівень ПЕД, що відповідає гранично-допустимій концентрації ^{131}I у повітрі ($5,55 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$), становив $250 \text{ мкР} \cdot \text{год}^{-1}$.

Дані ретроспективного відновлення радіаційної ситуації у 1986 р. свідчать, що поверхнева активність "аварійно-чорнобильських" радіонуклідів у ґрунті становила, $\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$: $^{144}\text{Ce} - 10 - 50$, $^{141}\text{Ce} - 2 - 24$, $^{90}\text{Sr} - 2 - 3$, $^{137}\text{Cs} - 4 - 30$, $^{103}\text{Ru} - 2 - 20$, $^{106}\text{Ru} - 10 - 35$; вміст радіонуклідів у трав'яній рослинності, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$: $^{144}\text{Ce} - 100 - 140$, $^{141}\text{Ce} - 300 - 350$, $^{90}\text{Sr} - 100 - 120$, $^{137}\text{Cs} - 30 - 70$,



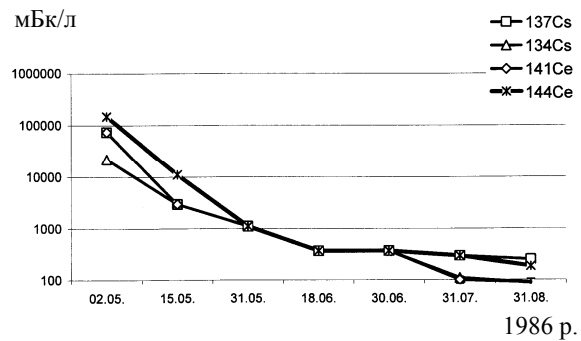
а

$^{103}\text{Ru} - 80 - 140$, $^{106}\text{Ru} - 100 - 200$; найбільші рівні відзначено в північно-західних районах.

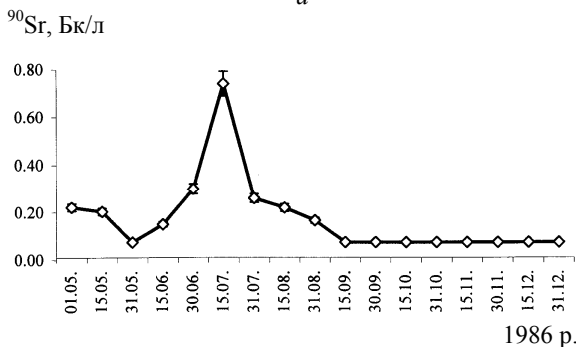
Ретроспективний аналіз даних гамма-спектрометричних аналізів проб молока з індивідуальних і колективних господарств 36 сіл Миколаївської області у 1986 р. свідчив про те, що станом на кінець травня 1986 р. у пробах молока реєструвалися: ^{131}I , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{140}La , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{132}Te , ^{137}Cs , ^{134}Cs ; середньозважені за районами Миколаївської області величини їхнього вмісту в молоці становили, $\text{Бк} \cdot \text{л}^{-1}$: $^{131}\text{I} - 3000 \pm 200$, $^{133\text{m}}\text{Xe} - 200 \pm 150$, $^{95\text{m}}\text{Nb} - 300 \pm 150$, $^{140}\text{La} - 160 \pm 30$, $^{103}\text{Ru} - 100 \pm 20$, $^{106}\text{Ru} - 200 \pm 30$, $^{141}\text{Ce} - 85 \pm 12$, $^{144}\text{Ce} - 115 \pm 20$, $^{132}\text{Te} - 100 \pm 120$, $^{137}\text{Cs} - 10 \pm 2$, $^{134}\text{Cs} - 6 \pm 2$. Основним дозостворюючим радіонуклідом за молочним шляхом надходження до людини в перший післяваріантний рік був ^{131}I .

Ретроспективний аналіз даних радіометрії проб питної води в Миколаєві, джерелом якої є дніпровська вода (через водовід Дніпро - Жовтневе водосховище), свідчив, що протягом травня - серпня 1986 р. у воді реєструвалися $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr . ^{131}I та інертних радіоактивних газів у водопровідній воді зафіксовано не було.

Динаміку вмісту цих радіонуклідів у воді з водоводу Дніпро - Жовтневе водоймище за 1986 р. відображено на рис. 3. Як видно з цих рисунків, динаміка $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{103}Ru , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{141}Ce , ^{144}Ce в питній воді носила складний характер та мала суттєві відмінності.



б



в

Рис. 3. Динаміка вмісту ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru (а); ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{141}Ce , ^{144}Ce (б); ^{90}Sr (в) у питній воді з водоводу Дніпро - Миколаїв.

За допомогою тренд-аналізу встановлено лінії тренду динаміки цих радіонуклідів у воді з водоводу Дніпро - Миколаїв: $C_{95mNb}^{drink}(t) = 3,5e^{-0,03t}$ – тренд ^{95}Nb , $C_{103Ru}^{drink}(t) = 12e^{-0,04t}$ – тренд ^{103}Ru , $C_{106Ru}^{drink}(t) = 54,5e^{-0,04t}$ – тренд ^{106}Ru , $C_{144Ce}^{drink}(t) = 210e^{-0,03t}$ – тренд ^{144}Ce , $C_{141Ce}^{drink}(t) = 76e^{-0,04t}$ – тренд ^{141}Ce , $C_{137Cs}^{drink}(t) = 15e^{-0,04t}$ – тренд ^{137}Cs , $C_{90Sr}^{drink}(t) = \sum_{i=0}^6 a_i t^i$ – тренд ^{90}Sr , де $C_{95mNb}^{drink}(t)$, $C_{103Ru}^{drink}(t)$, $C_{106Ru}^{drink}(t)$, $C_{144Ce}^{drink}(t)$, $C_{141Ce}^{drink}(t)$, $C_{137Cs}^{drink}(t)$, $C_{134Cs}^{drink}(t)$, $C_{90Sr}^{drink}(t)$ – функція зміни з часом вмісту у питній воді ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{141}Ce , ^{137}Cs , ^{90}Sr відповідно; a_i – константи апроксимації: $a_0 = 1,1$, $a_1 = -1,3$, $a_2 = 0,6$, $a_3 = -0,1$, $a_4 = 8,9 \cdot 10^{-3}$, $a_5 = -4,0 \cdot 10^{-4}$, $a_6 = 6,0 \cdot 10^{-6}$.

Функціональний вигляд ліній тренду обумовлено динамікою вмісту ^{95m}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{134}Cs і ^{137}Cs у питній воді. Максимальні концентрації ^{95m}Nb (близько $15 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$), ^{106}Ru (близько $40 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$), ^{137}Cs (близько $700 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$) та інших радіонуклідів спостерігали у травні;

$$E_{131I,1986}^{inhal} = \int_{t=1}^{14} (a_1 t^6 + a_2 t^5 + a_3 t^4 + a_4 t^3 + a_5 t^2 + a_6 t) dt, \quad (1)$$

де $a_1 = -5 \cdot 10^{-8}$; $a_2 = 1 \cdot 10^{-6}$; $a_3 = 7 \cdot 10^{-5}$; $a_4 = -0,0002$; $a_5 = -0,0001$ – константи апроксимації. Повна ефективна доза від інгаляційного надходження ^{131}I до людини за цей двотижневий термін ($E_{131I-chem,1986}^{inhal}$) становила $0,02 \pm 0,005 \text{ мЗв}$, а від суміші радіонуклідів, присутніх у повітрі в 1986 р., ефективна доза $E_{chem,1986}^{inhal} = 0,026 \pm 0,005 \text{ мЗв}$. Еквівалентна доза опромінення щитовидної залози становила $6,6 \text{ мЗв}$.

Визначення річного надходження до людини “аварійно-чорнобильських” радіонуклідів $I_{i-chem,1986}^{ing}$ здійснено двома способами:

за двокамерною моделлю перенесення радіонуклідів до людини (молоко – людина), виходячи з даних вмісту радіонуклідів у молоці:

$$I_{i-chem,1986}^{ing} = V_{t_i}^{milk} \cdot \int_0^{t_i} C_i^{milk}(0) \cdot e^{-\lambda_i \cdot t_i} dt, \quad (2)$$

де $V_{t_i}^{milk}$ – об’єм споживання молока людиною за час t_i присутності радіонукліда i у молоці, л; $C_i^{milk}(0)$ – питома активність радіонукліда i у молоці станом на 1 червня 1986 р., $\text{Бк} \cdot \text{л}^{-1}$;

протягом наступних місяців відбулося їхнє зниження, при стрімкому (на 1 - 2 порядки від максимальних величин) спаді в червні (для ^{137}Cs спад на 2 порядки відбувся вже в середині травня) та повільним спадом протягом інших місяців. Для ^{90}Sr такого спаду не спостерігали, його вміст коливався навколо $0,1 - 0,2 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$, а максимум (близько $1 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$) спостерігали всередині липня.

Ретроспективне відтворення середніх індивідуальних доз опромінення людини за 1986 р.

Ефективна доза зовнішнього опромінення людини від гамма-випромінюючих радіонуклідів, присутніх у повітрі у квітні - травні 1986 р., за результатами вимірювання ПЕД, становила $0,25 \pm 0,05 \text{ мЗв}$. За результатами вмісту ^{131}I у повітрі населених пунктів регіону за двотижневий період (кінець травня - середина квітня) 1986 р. (див. рис. 1) добова ефективна доза від інгаляційного надходження ^{131}I до людини змінювалася в цей двотижневий період, у середньому по регіону, від $1 - 1,5$ до $7 - 9 \text{ мкЗв} \cdot \text{добу}^{-1}$. За результатами апроксимації динаміки поліномом 6-го ступеня (при $R^2 = 0,81$)

за трикамерною моделлю перенесення радіонуклідів до людини (грунт (рослинність) – молоко – людина), використовуючи коефіцієнти переходу радіонуклідів у системі “грунт (кормові рослини) – молоко” [2]:

$$I_{i-chem,1986}^{ing} = V_{t_i}^{milk} \times \int_0^{t_i} [\rho_{i,j} \cdot k_{i,1} + C_{i,j}^{feed} \cdot V^{feed} \cdot k_{i,2}] \cdot e^{-\lambda_i t_i} dt, \quad (3)$$

де $\rho_{i,j}$ – поверхнева активність радіонукліда i у ґрунті пасовищ молочної худоби у населеному пункті j , $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2}$; $C_{i,j}^{feed}$ – питома активність радіонукліда i у кормових травах з пасовищ молочної худоби в населеному пункті j , $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$; $k_{i,1}$ – коефіцієнт накопичення “випадіння з атмосфери – вміст у продуктах харчування” (для молока) для кореневого шляху забруднення, $\text{м}^2 \cdot \text{л}^{-1}$ [8]; $k_{i,2}$ – коефіцієнт накопичення “вміст у добовому раціоні молочної худоби – вміст у продуктах харчування” (для молока) для стеблового шляху забруднення, $\text{Бк} \cdot \text{л}^{-1}/\text{Бк} \cdot \text{добу}^{-1}$ [8]; V^{feed} – добовий обсяг споживання кормових трав молочною

худобою, кг/добу (прийнято, що тварина споживає 70 кг корму на добу [10]).

За період присутності радіонукліда i в молоці прийнято час, який відповідає $10 T_{1/2}^i$ певного радіонукліда i : $t_i = 10 T_{1/2}^i$ (для ^{137}Cs – за рік).

Результати визначення $I_{i\text{-chern},1986}^{\text{ing}}$ використано при обчисленні ефективної дози $E_{i\text{-chern},1986}^{\text{ing(milk)}}$ двома способами для двох вікових груп: дорослої людини і дітей віком 10 років. Результати цього обчислення показали близькі величини, а саме ефективна доза опромінення людини від надходження радіонуклідів з молоком у перший після-аварійний рік становила для дорослих і дітей (10 років) відповідно:

від ^{131}I : $(1,03 \pm 0,12) \cdot 10^{-4}$ Зв – для дорослих, $(1,36 \pm 0,12) \cdot 10^{-4}$ Зв – для дітей;
 від ^{140}La : $(3,70 \pm 0,78) \cdot 10^{-8}$ Зв – для дорослих, $(4,87 \pm 1,12) \cdot 10^{-8}$ Зв – для дітей;
 від ^{103}Ru : $(2,55 \pm 0,33) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(3,36 \pm 0,14) \cdot 10^{-6}$ – для дітей;
 від ^{106}Ru : $(5,35 \pm 0,32) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(6,24 \pm 0,17) \cdot 10^{-6}$ – для дітей;
 від ^{141}Ce : $(1,60 \pm 0,15) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(2,10 \pm 0,18) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;
 від ^{144}Ce : $(3,25 \pm 0,17) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(4,20 \pm 0,15) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;
 від ^{132}Te : $(8,55 \pm 1,25) \cdot 10^{-8}$ Зв – для дорослих, $(1,12 \pm 0,12) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дітей;
 від ^{137}Cs : $(3,07 \pm 0,12) \cdot 10^{-5}$ Зв – для дорослих, $(3,71 \pm 0,18) \cdot 10^{-5}$ Зв – для дітей;
 від ^{134}Cs : $(1,37 \pm 0,10) \cdot 10^{-5}$ Зв – для дорослих, $(1,84 \pm 0,14) \cdot 10^{-5}$ Зв – для дітей;
 від ^{90}Sr : $(1,07 \pm 0,10) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(1,70 \pm 0,14) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей.

Інтегральна величина ефективної дози від надходження суміші радіонуклідів (^{131}I , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{140}La , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{132}Te , ^{134}Cs , ^{137}Cs) з молоком у 1986 р. для дорослого населення Миколаївщини ($E_{\text{chern},1986}^{\text{ing(milk)}}$) становила близько 0,1 мЗв, для дітей (10 років) – близько 0,2 мЗв. Основний внесок надали ^{131}I , радіоізотопи церію та рутенію.

При визначенні ефективної дози внутрішнього опромінення людини від присутніх у питній воді $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{90}Sr ($E_{i\text{-chern},1986}^{\text{ing(drink)}}$) величину надходження радіонуклідів до людини при споживанні питної води за 1986 р. ($I_{i\text{-chern},1986}^{\text{drink}}$) обчислено із застосуванням трендів (див. рис. 3), а об'єм споживання

людиною питної води $V_{t_i}^{\text{drink}}$ обчислено за час, що відповідає $10 T_{1/2}^i$ певного радіонукліда i (для ^{137}Cs , ^{90}Sr – за рік):

$$I_{i\text{-chern},1986}^{\text{drink}} = V_{t_i}^{\text{drink}} \cdot \int_0^{t_i} C_i^{\text{drink}}(t) dt \quad (4).$$

Ефективна доза внутрішнього опромінення людини $E_{i\text{-chern},1986}^{\text{ing(drink)}}$ становила:

від ^{95}Nb $(1,56 \pm 0,10) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дорослих, $(0,90 \pm 0,10) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дітей;
 від ^{103}Ru : $(1,15 \pm 0,10) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(0,82 \pm 0,08) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;
 від ^{106}Ru : $(6,10 \pm 0,16) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(4,92 \pm 0,21) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;
 від ^{141}Ce : $(0,95 \pm 0,10) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(0,62 \pm 0,06) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;
 від ^{144}Ce : $(5,89 \pm 0,16) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(3,67 \pm 0,31) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;
 від ^{137}Cs : $(5,32 \pm 0,05) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(3,79 \pm 0,03) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;
 від ^{134}Cs : $(2,42 \pm 0,25) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(1,19 \pm 0,13) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;
 від ^{90}Sr : $(6,95 \pm 0,06) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дорослих, $(4,95 \pm 0,04) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дітей.

Ефективна доза від усієї суміші “аварійно-чорнобильських” радіонуклідів, присутніх у питній воді з водоводу Дніпро - Жовтневе водоймище, за 1986 р. становила $(23,9 \pm 2,1) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих; $(15,6 \pm 1,5) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей.

Узагальнюючи отримані результати, інтегральна величина ефективної дози зовнішнього та внутрішнього опромінення людини від усіх наявних радіонуклідів у перший післяаварійний рік $E_{\text{chern},1986}$ становила $0,62 \pm 0,16$ мЗв.

Ретроспективне відновлення радіаційної ситуації у віддалений післяаварійний період

За даними радіометричних досліджень ґрунту в Миколаївській області, що були виконані НДЛ “Ларані” [2, 6] та іншими дослідниками [3] до аварії на ЧАЕС, поверхнева активність ^{137}Cs у ґрунті не перевищувала $1 - 2$ кБк \cdot м $^{-2}$, ^{90}Sr – 2 кБк \cdot м $^{-2}$.

Результати радіометрії ґрунтів Одеської, Херсонської, Миколаївської, Кіровоградської областей, АР Крим, що проведені НДЛ “Ларані” влітку 1986 р. та восени 1987 р. [2, 6], показали, що чорнобильський викид пройшов по території півдня України навкіс: з північно-східного – у південно-західний бік. Більшою мірою через “повітряний” шлях забруднилися північно-західні райони Кіровоградської, Одеської та Микола-

ївської області; південні райони Одеської області, Херсонська область та АР Крим майже не були зачеплені.

У післяаварійні роки природні процеси (вітрове перенесення, змив за рахунок опадів) внесли певні зміни у радіоактивний стан ґрунтів. Проте дослідження, що проведені в 1986 - 1990 рр. різними установами, зафіксували, що на території північно-західних районів з'явилися ділянки з підвищеними рівнями ^{137}Cs і ^{90}Sr [3, 6]. Вміст ^{137}Cs на таких ділянках в 1992 р. збільшився у 5 - 10 разів, причому за дослідженнями, проведеними у 1992 р. за науковими програмами в Миколаївській науково-дослідній лабораторії з проблем радіаційної безпеки населення "Ларані", у 86 % зразків ґрунту з цих ділянок вміст ^{137}Cs знаходився в межах $4 - 37 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, 12 % у межах $38 - 74 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, 1 % у межах $75 - 150 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ [6]. При цьому ці ділянки є місцями випасу домашньої молочної худоби і де, переважно, знаходяться підземні джерела питної води.

Забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr сільськогосподарських угідь цих територій, за даними [3], не набуло характеру міцного їхнього закріплення на поверхні ґрунту: за даними досліджень у 1991 - 2000 рр. спостерігалось зниження рівня забруднення приблизно 12 % на рік, з яких 2 % – за рахунок радіоактивного розпаду, інші – за рахунок механічного перенесення радіонуклідів під час обробітку ґрунту та вертикальної міграції. 90 %-ний квантиль забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr 1,4 млн га сільськогосподарських угідь у Миколаївській області станом на 2003 р. становив $37 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$.

Ретроспективний аналіз даних гамма-спектрометричних і радіохімічних досліджень у 1992 – 1994 рр., 1996, 1999 рр. [6] проб ґрунту, трав'яної рослинності, молока і картоплі з господарств північно-західних районів населених пунктів, що зазнали радіаційного забруднення після Чорнобильської аварії, дав змогу оцінити радіаційну ситуацію в динаміці. За результатами радіометрії проб ґрунту пасовищ молочної худоби в 1993 р. мали місце коливання щільності радіонуклідного забруднення пасовищ від 5 до 10 разів: за ^{90}Sr - від $0,4$ до $4,0 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, ^{137}Cs - від 5 до $37 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$. Дослідження трав'яного покриву пасовищ, представленого багаторічними травами показали, що вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у різнотрав'ї знаходився у межах від 1 до $16 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$. Цей широкий діапазон вмісту радіонуклідів у лучних травах пояснювався відповідним інтервалом вмісту радіонуклідів у підстиляючому ґрунті. Вміст радіонуклідів у зеленій масі кукурудзи, люцерни, що також використовуються як корм для молочної худоби, не перевищував $2 - 3 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$. Упродовж наступних років

відбулося зниження вмісту радіонуклідів як у ґрунті, так і в трав'яному покриві. Порівняння отриманих результатів вмісту ^{137}Cs в різнотрав'ї та окультурених кормових травах свідчило, що вміст радіонукліда в пасовищних травах на початку 90-років був у 5 - 10 разів вищим, при цьому для таких місць зниження з часом вмісту радіонукліда в травах відбувалося дуже повільно. Ця різниця між вмістом радіонуклідів у різнотрав'ї і в зеленій масі кормових рослин демонструє той факт, що рослини, які вирощувалися на окультурених землях, характеризувалися значно меншим вмістом радіонуклідів, ніж рослини, які зростали на схилах балок, пагорбів, ярів (місць інтенсивного випасу молочної худоби).

Це відповідним чином вплинуло на радіонуклідну забрудненість молока. Якщо в перші місяці після аварії основний внесок у сумарну радіоактивність молока надавав ^{131}I , то починаючи з липня 1986 р. і до цього часу, головним дозоутворюючим радіонуклідом є ^{137}Cs та $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$.

Ретроспективне відтворення середніх індивідуальних доз опромінення в післяаварійний період

Визначення ефективної дози внутрішнього опромінення людини від надходження ^{90}Sr і ^{137}Cs з молоком у післяаварійні роки ($E_{\text{chern}}^{\text{ing(milk)}}$) здійснено двома способами:

за даними радіаційно-гігієнічних досліджень вмісту радіонуклідів у молоці з індивідуальних і колективних господарств;

за даними радіоекологічних досліджень складових ланцюга перенесення радіонуклідів до людини (ґрунт - кормові трави - молоко - людина) у 1992 - 1993 рр., 1996, 1999 рр. у північно-західних районах.

При оцінці доз за першим способом використано результати радіаційно-гігієнічного моніторингу вмісту радіонуклідів у молоці із забруднених ділянок Миколаївської області [6]. У результаті визначено, що річна ефективна доза внутрішнього опромінення людини при надходженні чорнобильських радіонуклідів до людини з молоком у 1993 р. становила: по ^{90}Sr ($E_{90\text{Sr-chern}}^{\text{ing(milk)}}$) – від $0,2$ до $0,4 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$, по ^{137}Cs ($E_{137\text{Cs-chern}}^{\text{ing(milk)}}$) – від 2 до $10 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$.

При оцінці доз за другим способом використано результати досліджень вмісту ^{90}Sr , ^{137}Cs у ґрунті та кормових травах. За результатами "молочна" доза від ^{137}Cs ($E_{137\text{Cs-chern}}^{\text{ing(milk)}}$) коливалася в межах від 5 до $13 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Деякі розходження між цими результатами та результатами радіаційно-гігієнічних досліджень обумовлені невра-

хуванням фактичного часу годівлі худоби на пасовищах і у стійлі, що є характерним для окремих колективних господарств.

Результати визначення радіаційного навантаження на населення від надходження до людини "аварійно-чорнобильських" ^{137}Cs , ^{90}Sr за "молочним" ланцюгом для наступних років (1996 - 1999 рр.) свідчили про наявність тенденції зменшення з часом ефективної дози опромінення людини: у 1999 р. максимальні величини не перевищували $7 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. На підставі цих результатів визначено експоненційний тренд динаміки радіаційного навантаження на людину північно-західних районів

$$E_{137\text{Cs-chern}}^{\text{ing(milk)}}(t) = E_{137\text{Cs-chern},1986}^{\text{ing(milk)}} \cdot e^{-\alpha \cdot t} \quad (5)$$

$(\alpha = 0,1 \div 0,3), (P \leq 0,05)$.

Отримані результати дають змогу визначити очікуване за життя дозове навантаження на людину від "аварійно-чорнобильських" ^{137}Cs та ^{90}Sr .

Висновки

1. Реконструйовано середні індивідуальні дози опромінення жителів населених пунктів південних районів України за 1986 р. від "ава-

рійно-чорнобильських" радіонуклідів, таких як ^{131}I , радіоізотопи цезію (^{137}Cs , ^{134}Cs), інертні радіоактивні гази ($^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$) та ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{132}Te , ^{140}Ln , ^{90}Sr ;

ефективна доза зовнішнього опромінення $0,25 \pm 0,05 \text{ мЗв}$;

ефективна доза від інгаляційного надходження цих радіонуклідів $0,02 \pm 0,005 \text{ мЗв}$; основний внесок – ^{131}I ;

ефективна доза від надходження суміші радіонуклідів до людини за "молочним" ланцюгом становила в середньому $0,14 \pm 0,02 \text{ мЗв}$ для дорослого населення, $0,20 \pm 0,03 \text{ мЗв}$ – для дітей віком 10 років. Основний внесок у ці рівні опромінення здійснювали ^{131}I , радіоізотопи церію, рутенію та цезію;

ефективна доза від надходження радіонуклідів за "питним" ланцюгом становила в середньому $23,9 \pm 2,1 \text{ мкЗв}$ для дорослого населення, $15,5 \pm 1,5 \text{ мкЗв}$ – для дітей;

повна доза зовнішнього та внутрішнього опромінення людини за 1986 р. $0,62 \pm 0,16 \text{ мЗв}$.

2. Основним дозоутворюючим радіонуклідом у поставарійні роки (1987 - 2004) був ^{137}Cs . Для територій населених пунктів, забруднених "аварійно-чорнобильським" ^{137}Cs , отримано тренд зміни з часом радіаційного навантаження від ^{137}Cs та за "молочним" ланцюгом.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Іванов Є.А.* Радіоекологічні дослідження: Монографія. - Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2004. - 149 с.
2. *Картирование территории Николаевской области по суммарной дозовой нагрузке на население: (Отчет о НИР, промез.)* / Никол. науч.-исслед. лабор. по проблемам радиационной безопасности населения "Ларани" № 5197/1. - Николаев, 1997. - 46 с.
3. *Про проведення проектно-технологічних робіт у 2000 р. // Звіт МЦ "Облдержродючість".* - Миколаїв, 2003. - 103 с.
4. *Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонти зони відчуження на ЧАЕС / М.І. Кузьменко, В.Д. Романенко, В.В. Деревець та ін.* - Чорнобиль: Інтерінформ, 2001. - 318 с.
5. *Томілін Ю.А.* Радіонукліди у водних екосистемах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, дозове навантаження на людину і контрзаходи / Ю.А. Томілін Ю.А., Л.І. Григор'єва. - Миколаїв: Видавничий центр МДГУ ім. Петра Могили, 2008. - 270 с.
6. *Уточнение радиационной обстановки в загрязненных районах Николаевской области: (Отчет о НИР)* / Никол. науч.-исслед. лабор. по проблемам радиационной безопасности населения "Ларани" № 2195/1. - Николаев, 1993. - 74 с.
7. *Яблоков А.В., Нестеренко В.Б., Нестеренко А.В.* Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы. - Санкт-Петербург: Наука, 2007. - С. 286.
8. *ICRP Publication 69. Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3. Ingestion Dose Coefficients.* - Oxford: Pergamon Press, 1995. - 74 p. (Публікація 69 МКРЗ. Вік-залежні дози осіб з населення від надходження радіонуклідів. Частина 3. Дозові коефіцієнти при пероральному надходженні).
9. *ICRP Publication 71. Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4. Inhalation Dose Coefficients.* - Oxford: Pergamon Press, 1995. - 405 p. (Публікація 71 МКРЗ. Вік-залежні дози осіб з населення від надходження радіонуклідів. Частина 4. Дозові коефіцієнти при інгаляції).
10. *ICRP Publication 72: Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5. Compilation of Ingestion and Inhalation*

- Coefficients. - Oxford: Pergamon Press, 1995. - 405 p.
11. *ICRP Publication 88: Doses to the Embryo and Fetus from Intakes of Radionuclides by the Mother* - Oxford: Pergamon Press, 2003. - 520 p.
12. *ICRP Publication 92: Relative Biological Effectiveness (RBE), Quality Factor (Q), and Radiation Weighting Factor (wR)*. - Oxford: Pergamon Press, 2006. - 80 p.
13. *ICRP Publication 100: Human Alimentary Tract Model for Radiological Protection* - Oxford: Pergamon Press, 2006.

Л. И. Григорьева, К. В. Григорьев

РЕТРОСПЕКТИВНАЯ ОЦЕНКА СРЕДНИХ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ ЖИТЕЛЕЙ ЮГА УКРАИНЫ ОТ РАДИОНУКЛИДОВ АВАРИЙНОГО ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ВЫБРОСА

Приведены результаты ретроспективного определения средних индивидуальных доз облучения лиц, проживающих в населенных пунктах южных областей Украины, от радионуклидов аварийного чернобыльского выброса по данным радиометрических, спектрометрических и дозиметрических исследований на территории Николаевской, Одесской, Кировоградской областей и АР Крым, выполненных Николаевской научно-исследовательской лабораторией "Ларани" в 1986 г. и в последующие годы.

Ключевые слова: авария на ЧАЭС, юг Украины, средние индивидуальные дозы облучения.

L. I. Grygorieva, K. V. Grygoriev

RETROSPECTIVE ESTIMATION OF MIDDLE IRRADIATION DOSES FOR POPULATION OF SOUTH UKRAINE FROM RADIONUCLIDES OF CHERNOBYL ACCIDENTAL RELEASE

The results of retrospective definition of the radiation load to the population of south Ukraine the under abnormal condition Chernobyl release of radionuclide, executed from data of aerophare, spectrometry and dosimetric researches on territory Nikolaev, Odessa, Kirovograd areas and Autonomous Republic of Crimea, conducted by the Nikolaev research laboratory "Larani" in 1986 and in subsequent years are presented in the article.

Keywords: accident on the Chernobyl nuclear power plant, south of Ukraine, middle irradiation individual doses.

Надійшла до редакції 21.03.11,
після доопрацювання - 22.07.11.