

Л. І. Григор'єва<sup>1</sup>, Ю. А. Томілін<sup>1</sup>,  
К. В. Григор'єв<sup>2</sup><sup>1</sup>Чорноморський державний університет імені Петра Могили,  
м. Миколаїв, Україна<sup>2</sup>Національний університет кораблебудування  
імені Адмірала Макарова, м. Миколаїв, Україна

## Радіоекологічний ризик винесення радіонуклідів у довкілля з викидами та скидами АЕС

За результатами багаторічних досліджень в районі розташування Южно-Української та Запорізької АЕС розраховано радіоекологічний ризик надходження у довкілля радіонуклідів з газоаерозольними викидами й рідкими скидами АЕС. Здійснено прогнозування очікуваної за життя людини ефективної дози опромінення.

**Ключові слова:** газоаерозольні викиди, рідкі скиди АЕС, дозова ціна, радіоекологічний ризик.

**Л. И. Григорьева, Ю. А. Томилин, К. В. Григорьев**

**Радиоэкологический риск выноса радионуклидов в окружающую среду с выбросами и сбросами АЭС**

По результатам многолетних исследований в районе расположения Южно-Украинской и Запорожской АЭС рассчитан радиоэкологический риск от поступления во внешнюю среду радионуклидов с газоаерозольными выбросами и жидкими сбросами АЭС. Сделан прогноз ожидаемой за жизнь человека эффективной дозы облучения.

**Ключевые слова:** газоаерозольные выбросы и жидкие сбросы АЭС, дозовая цена, радиоэкологический риск.

Через наявність різноманітних чинників хронічного опромінення людини від джерел як природного, так і штучного походження, важливим є не тільки визначення величин, а й можливість прогнозування радіаційного навантаження на людину від цих джерел, зокрема прогнозування дозового навантаження від викидів і скидів АЕС, увага до чого тільки підвищилася після нещодавніх подій на АЕС «Фукусіма-1» в Японії.

Результати визначення рівнів радіонуклідного забруднення об'єктів довкілля у районах Южно-Української й Запорізької АЕС та дозового навантаження на людину, що мешкає в зоні впливу газоаерозольних викидів та рідких скидів Южно-Української АЕС, наведено в [5]. Метою досліджень цієї роботи є розробка апарату оперативного прогнозування дозового навантаження на людину від викидів і скидів АЕС в умовах нормальної її роботи.

**Матеріали і методика.** Матеріалами є результати наших багаторічних (1980—2005 рр.) радіоекологічних і дозиметричних досліджень в районі ЮУ АЕС та ЗАЕС, наведені в [5] та частково висвітлені в [3, 6]. Для визначення радіоекологічного ризику від викидів і скидів радіоактивних речовин з АЕС використано методи камерних моделей [8], базової радіаційної характеристики і реперного радіонукліду [1, 7]. За основу взято принцип нормалізації [1]: приведення результатів визначення ефективної дози до одиниці радіонуклідного забруднення об'єкта довкілля в результаті впливу газоаерозольних викидів (рідких скидів) АЕС, тобто дозової ціни викидів (скидів) АЕС. Нормалізовані ефективні дози опромінення людини визначали за формулою

$$e_{i,n} = \bar{E}_{i,n}^{inhal(ing)} = \frac{E_{i,n}^{inhal(ing)}}{BRD_{i,n}}, \quad (1)$$

де  $e_{i,n}$  — дозова ціна джерела  $i$  іонізуючого випромінювання за радіонуклідом  $i$ , Зв·рік<sup>-1</sup>/(Бк·л<sup>-1</sup>) залежно від  $BRD_{i,n}$ ;  $E_{i,n}^{inhal(ing)}$  — річна ефективна доза внутрішнього опромінення людини внаслідок інгаляційного (*inhal*) або перорального (*ing*) надходження радіонукліду  $i$  до людини від джерела випромінювання  $n$ , Зв·рік<sup>-1</sup>;  $BRD_{i,n}$  — базова радіаційна характеристика джерела  $n$  іонізуючого випромінювання, визначена за радіонуклідом  $i$ , Бк·м<sup>-3</sup>, Бк·м<sup>-2</sup>, Бк·л<sup>-1</sup>.

Нормалізацію виконували за базовою радіаційною характеристикою ( $BRD$ ), яка характеризує радіаційне забруднення об'єкта довкілля, що стоїть на початку дозоформування ланцюга, та враховує інші чинники, що модифікують вплив радіаційного забруднення цього об'єкта на людину. Одне з призначень  $BRD$  є мінімізація й звуження інтервалів розсіювання величин нормалізованих доз, тому при її встановленні брали до уваги визначені раніше чинники, зміна яких позначалася на величині ефективної дози опромінення людини [10].

У разі надходження в довкілля суміші радіонуклідів встановлювали базовий радіонуклід  $BR$  (або декілька), який мав більшу вагомість у сумарній дозі та в об'ємі викиду (скиду), й визначали ефективну дозову ціну ( $e_{BR,n}$ ) джерела  $n$  як зважену суму відповідних дозових цін за окремими радіонуклідами:

$$e_{BR,n}^* = e_{BR,n} + \sum_{i \neq BR} e_{i,n} \cdot \frac{BRD_{i,n}}{BRD_{BR,n}}, \quad (2)$$

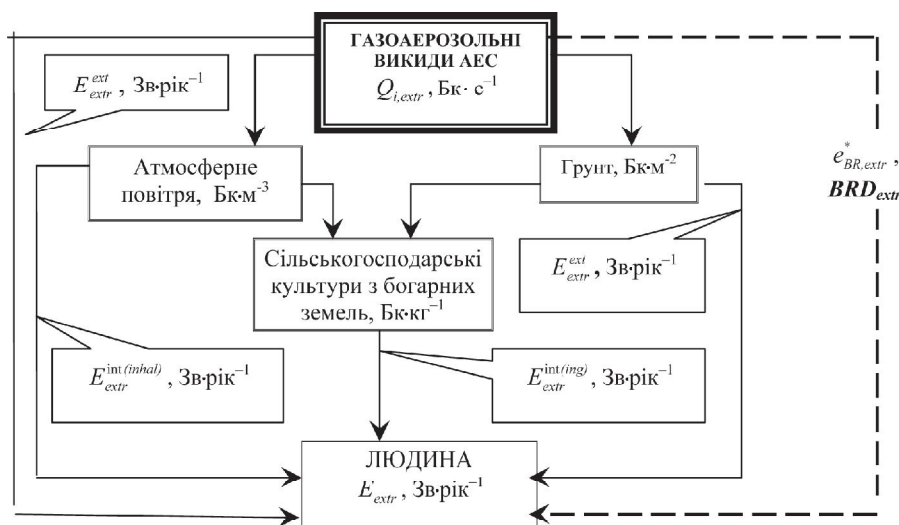


Рис. 1. Камерна модель формування радіаційного навантаження на людину від радіонуклідів, які надходять у довкілля з газоаерозольними викидами АЕС (штриховою лінією показано принципову схему визначення дозового навантаження на людину за допомогою дозових цін викидів АЕС)

де  $e_{BR,n}$  — дозова ціна джерела  $n$  за радіонуклідом  $BR$ ;  $BRD_{BR,n}$  — базова радіаційна характеристика, визначена за радіонуклідом  $BR$ .

Оскільки документами МКРЗ і НКДАР ООН рекомендовано розглядати дозові прогнози в рамках стохастичних моделей, для перевірки надійності прогнозування за дозовими цінами у роботі застосовано методику статистичного експерименту (метод Монте-Карло): параметри перенесення радіонуклідів, співвідношення  $\frac{BRD_{i,n}}{BRD_{BR,n}}$  випадковим

чином відбирали з діапазону їхніх змін, отриманого дослідним шляхом, і для кожного випадкового набору параметрів моделювали дози за виразами (1), (2), а результати обробляли як статистичний матеріал [1, 2].

**Результати та їх обговорення.** Камерні моделі формування радіаційного навантаження на людину побудовано за результатами дозиметричних і радіоекологічних досліджень у районах ЮУ АЕС та ЗАЕС і літературними відомостями [3]. Камерна модель формування радіаційного навантаження на людину від радіонуклідів, які надходять у довкілля з газоаерозольними викидами АЕС, наведена на рис. 1, з рідкими скидами АЕС — на рис. 2. Жирним шрифтом виділено камери, які взято за відповідні базові радіаційні характеристики — потужність викиду радіонукліду  $i$  з АЕС  $Q_{i,extr}$  (рис. 1), вміст радіонукліду  $i$  у технологічних водоймищах АЕС  $C_{i,tech-pond}$  (рис. 2), а штриховими лініями показано схему моделювання формування дозового навантаження на людину за допомогою дозових цін.

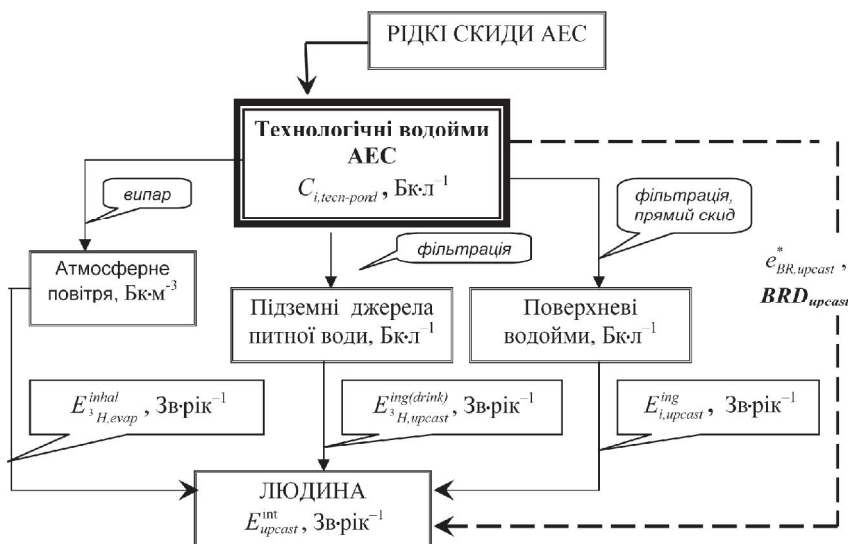


Рис. 2. Камерна модель формування внутрішнього опромінення людини від радіонуклідів, що надходять у довкілля з рідкими скидами АЕС, на прикладі ЮУ АЕС (штриховою лінією показано принципову схему визначення дозового навантаження на людину за допомогою дозових цін рідких скидів АЕС)

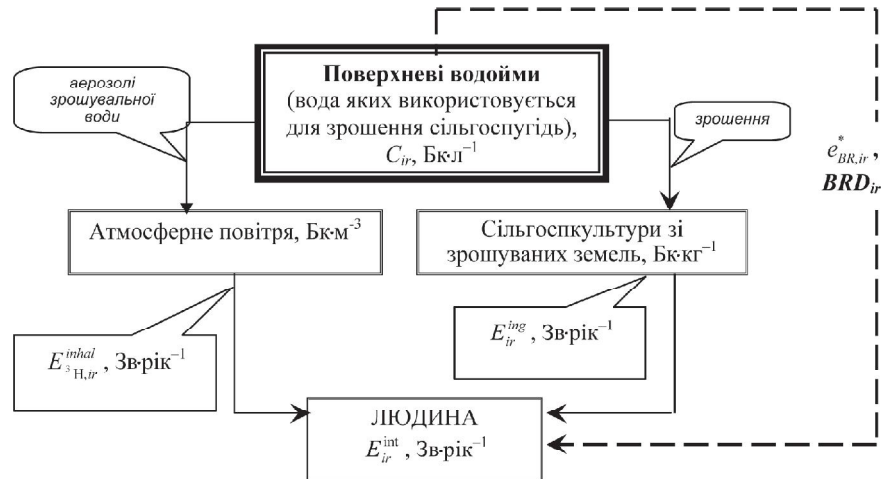


Рис. 3. Камерна модель формування радіаційного навантаження на людину від радіонуклідів, присутніх у водоймах, які використовуються для зрошення сільськогосподарських угідь (штриховою лінією показано принципову схему визначення дозового навантаження на людину за допомогою дозових цін зрошування)

На рис. 1 позначено складові дозового навантаження на людину від газоаерозольних викидів АЕС:  $E_{extr}^{ext}$  — доза зовнішнього опромінення від хмари викидів або від радіонуклідів, що випали на землю;  $E_{extr}^{int(inhal)}$ ,  $E_{extr}^{int(ing)}$  — доза внутрішнього опромінення людини при інгаляційному і пероральному надходженні радіонуклідів до людини відповідно. Наведені на рис. 2 шляхи формування дозового навантаження обумовлені надходженням до людини радіонуклідів з технологічних водоймищ АЕС: через випар ( $E_{3H, evap}^{inhal}$  для  $^3H$ ), фільтрацію крізь підземні водоносні горизонти ( $E_{3H, upcast}^{ing(drink)}$ ) та потрапляння у поверхневі водойми, які використовуються для зрошення сільськогосподарських угідь. Останній шлях міграції радіонуклідів відповідає за формування навантаження на людину не лише внаслідок надходження їх з сільськогосподарськими культурами  $E_{ir}^{ing}$ , а й через заковтування людиною гідроаерозолів при зрошуваних роботах  $E_{3H-ir}^{inhal}$  (рис. 3). За  $BRD$  виступав вміст радіонуклідів у поверхневих водоймах, вода яких використовується для зрошування, —  $C_{ir}$ .

**Дозова ціна газоаерозольних викидів АЕС.** За результатами досліджень, висвітлених у попередній нашій роботі [5], головний внесок (63 %) у формування радіаційного навантаження на людину від інгаляційного надходження суміші «станційних» радіонуклідів ( $E_{extr}^{int(inhal)}$ ) належить  $^{131}I$ . Тому реперним радіонуклідом при надходженні до людини суміші радіонуклідів за цим шляхом було обрано  $^{131}I$ . При пероральному надходженні до людини суміші радіонуклідів через газоаерозольні викиди АЕС найбільший внесок у формування внутрішнього опромінення людини ( $E_{extr}^{int(ing)}$ ) належить  $^{137}Cs$  (33 %); внесок  $^{131}I$  близький до нього (29 %). Тому нормалізовані ефективні дози від газоаерозольних викидів АЕС для відстані 2,5 км від АЕС обчислено як відносно  $^{137}Cs$ , так і відносно  $^{131}I$ . За модифікуючі чинники взято фактор метеорологічного розбавлення домішок у приземному шарі атмосфери й відстань від АЕС. За формулою (2) отримуємо ефективні дозові ціни газоаерозольних викидів АЕС для відстані 2,5 км від АЕС

відповідно за інгаляційним, харчовим та обома шляхами надходження радіонуклідів до людини:

$$e_{extr}^{*inhal} = e_{BR,extr}^{inhal} + \sum_{i \neq BR} e_{i,extr}^{inhal} \cdot \frac{Q_{i,extr}}{Q_{BR,extr}},$$

$$e_{extr}^{*ing} = e_{BR,extr}^{ing} + \sum_{i \neq BR} e_{i,extr}^{ing} \cdot \frac{Q_{i,extr}}{Q_{BR,extr}},$$

$$e_{extr}^* = e_{BR,extr} + \sum_{i \neq BR} e_{i,extr} \cdot \frac{Q_{i,extr}}{Q_{BR,extr}},$$

де  $Q_{BR,extr}$  ( $Q_{i,extr}$ ) — потужність викиду базового радіонукліду (радіонукліду  $i$ ) в атмосферне повітря,  $Bк \cdot c^{-1}$ .

Результати визначення ефективних дозових цін  $e_{extr}^{*inhal}$  при базовому радіонукліді  $^{137}Cs$  знаходяться в інтервалі  $(5 \dots 20) \cdot 10^{-12}$  Зв·рік $^{-1}$ /( $Bк \cdot c^{-1}$ ). Цей широкий інтервал можна пояснити нестабільністю вмісту  $^{131}I$  в повітрі, на що вказують відповідні зважуючі коефіцієнти ( $\frac{Q_{^{131}I,extr}}{Q_{^{137}Cs,extr}} \gg 1$  у 2000 та 2001 рр.). Крім того, спостереження за динамікою величин ефективної дози від суміші радіонуклідів ( $E_{extr}^{int(inhal)}$ ) у 1999–2005 рр., порівняно з динамікою дози від  $^{137}Cs$  ( $E_{^{137}Cs,extr}^{int(inhal)}$ ), вказали на важливість урахування повного спектра радіонуклідів, які викидаються ЮУ АЕС у довкілля (особливо короткоживучих): і величина дози, і характер динаміки істотно відрізнялися від відповідних характеристик для  $^{137}Cs$ . На підставі встановлених у [6] величин  $E_{extr}^{int(ing)}$  за період 1999–2005 рр., визначено  $e_{extr}^{*ing}$ : при базовому радіонукліді  $^{137}Cs$  середньорічне значення становить  $2 \dots 12$  мкЗв·рік $^{-1}$ /( $Bк \cdot c^{-1}$ ). Порівняння величин  $e_{extr}^{*inhal}$  та  $e_{extr}^{*ing}$  підтверджує отримані раніше результати щодо провідної ролі харчового ланцюга у формуванні радіаційного навантаження на людину від газоаерозольних викидів АЕС. Тому ефективна дозова ціна газоаерозольних

викидів АЕС за обома шляхами надходження до людини  $e_{extr}^*$  незначуще відрізнятиметься від  $e_{extr}^{*ing}$  і знаходиться в інтервалі  $2...12$  мкЗв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·с<sup>-1</sup> викиду <sup>137</sup>Cs.

Аналогічні обчислення відносно базового радіонукліду <sup>131</sup>I показали ефективну дозову ціну  $e_{extr}^*$  на рівні  $0,05...0,70$  мкЗв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·с<sup>-1</sup> викиду <sup>131</sup>I.

За результатами обчислення  $e_{extr}^*$  прогнозна модель  $DM_{extr}$  формування радіаційного навантаження на людину через газоаерозольні викиди АЕС має вигляд

$$E_{extr}^{int} = e_{extr}^* \cdot Q_{BR,extr}. \quad (3)$$

Окремо визначено дозову ціну  $e_{extr}^*$ , яка діагностує рівень поверхневого радіонуклідного забруднення ґрунту, Зв·рік<sup>-1</sup>/(Бк·м<sup>-2</sup>). За базовий радіонуклід при цьому взято <sup>137</sup>Cs. Визначена у такий спосіб ефективна дозова ціна газоаерозольних викидів АЕС для території радіусом 2,5 км від АЕС дорівнювала  $(0,07...1,05) \cdot 10^{-6}$  Зв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·м<sup>-2</sup> <sup>137</sup>Cs.

**Дозова ціна рідких скидів АЕС.** Дозові ціни рідких скидів АЕС визначалися окремо для кожного з трьох шляхів міграції у довкіллі радіонуклідів, що надходять з рідкими скидами АЕС: ефективні дозові ціни зрошення ( $e_{ir}^{*ing}$ ), ефективні дозові ціни за питним ланцюгом ( $e_{3H,upcast}^{ing(drink)}$ ), дозові ціни за інгаляційним ланцюгом надходження <sup>3</sup>H до людини при випаровуванні в ставку-охолоджувачі ( $e_{3H}^{inhal}$ ). Враховуючи (див. рис. 3), що повне радіаційне навантаження на людину «через зрошення» ( $E_{ir}^{int}$ ) складається з двох ланцюгів міграції радіонуклідів: ланцюга зрошувальна вода — сільськогосподарські культури — людина ( $E_{ir}^{ing}$ ) та ланцюга (для <sup>3</sup>H) зрошувальна вода — аерозолі зрошувальної води — людина ( $E_{3H,ir}^{inhal}$ ), дозові ціни через зрошення визначалися для цих двох шляхів відповідно: ефективна дозова ціна  $e_{ir}^{*ing}$  та дозова ціна за тритієм  $e_{3H,ir}^{inhal}$ . При визначенні  $e_{ir}^{*ing}$  припущено, що основний перехід радіонуклідів у сільськогосподарські культури відбувається через зрошувальну воду; «молочний» ланцюг посідає провідне місце серед харчових ланцюгів у дозоутворенні; за базові радіаційні характеристики при зрошенні взято:  $C_{i-ir,j}$  — вміст радіонукліду  $i$  у воді зрошувальної системи  $j$ , Бк·л<sup>-1</sup>;  $k_{i-ir,j}^{plant}$  — коефіцієнт переходу радіонукліду  $i$  зі зрошувальної води у кормову рослину люцерну, визначені нами для різних зрошувальних систем  $j$  на півдні України [59, 78], м<sup>2</sup>/л;  $\mu$  — коефіцієнт, який враховує час утримання молочної худоби в умовах стійлового або випасного годування. За результатами досліджень для різних зрошувальних систем півдня України за період 1991—2004 рр. середнє значення  $e_{ir}^{*ing} = 125 \pm 19$  мкЗв·рік<sup>-1</sup> на  $1 \frac{\text{Бк}}{\text{л}} \cdot \frac{\text{м}^2}{\text{кг}}$  <sup>137</sup>Cs, інтервал розкиду  $90-195$  мЗв·рік<sup>-1</sup> на  $1 \frac{\text{Бк}}{\text{л}} \cdot \frac{\text{м}^2}{\text{кг}}$  <sup>137</sup>Cs.

Прогнозна модель формування радіаційного навантаження на людину від радіонуклідів, які надходять у сіль-

ськогосподарські культури через зрошувальну воду ( $DM_{ir}$ ), має вигляд

$$E_{ir}^{ing} = e_{ir}^{*ing} \cdot C_{137Cs,ir}. \quad (4)$$

Середнє значення дозової ціни інгаляційного надходження тритію для робітників зрошувального землеробства  $e_{3H,ir}^{inhal}$  становила  $0,010 \pm 0,003$  мкЗв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·л<sup>-1</sup> <sup>3</sup>H у зрошувальній воді, при інтервалі  $0,005-0,014$  мкЗв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·л<sup>-1</sup> <sup>3</sup>H у зрошувальній воді. Прогнозна модель радіаційного навантаження на людину від тритію для робітників зрошувального землеробства ( $DM_{3H,ir}^{inhal}$ ) має вигляд

$$E_{3H,ir}^{inhal} = e_{3H,ir}^{inhal} \cdot C_{3H,ir}. \quad (5)$$

Ефективну дозову ціну за питним ланцюгом  $e_{3H,upcast}^{ing(drink)}$  визначали з урахуванням того, що основним дозоутворюючим радіонуклідом за цим ланцюгом є <sup>3</sup>H. За  $BRD$  в даному випадку взято вміст тритію у технологічній водоймі  $C_{3H,tecn-pond}$ , Бк·л<sup>-1</sup>, та поправковий коефіцієнт на відстань питного джерела від цієї водойми. Результати свідчили, що значення дозової ціни <sup>3</sup>H за питним ланцюгом  $e_{3H,upcast}^{ing(drink)}$  лежить в інтервалі  $0,08-0,41$  мкЗв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·л<sup>-1</sup> <sup>3</sup>H у технологічному водоймищі АЕС, де верхні границі діапазону вказують на величину ефективної дози для питних підземних джерел, розташованих на відстані до 5 км за природним стоком від технологічного водоймища, а нижні — на відстані 6...10 км. Прогнозна модель формування радіаційного навантаження на людину від тритію через питну воду з підземних джерел, розташованих нижче за природним стоком від технологічних водойм АЕС ( $DM_{3H,upcast}^{ing(inhal)}$ ), має вигляд

$$E_{3H,ir}^{inhal} = e_{3H,ir}^{inhal} \cdot C_{3H,ir}. \quad (6)$$

Дозова ціна випаровування <sup>3</sup>H зі ставка-охолоджувача ЮУ АЕС  $e_{3H,evap}^{inhal}$  набувала значення з інтервалу  $0,07-0,15$  мкЗв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·л<sup>-1</sup> <sup>3</sup>H у водоймі (при перебуванні людей поблизу водойми 200—300 год·рік<sup>-1</sup>). Прогнозна модель формування радіаційного навантаження на людину від <sup>3</sup>H через питну воду з підземних джерел, розташованих нижче за природним стоком від технологічних водойм АЕС ( $DM_{3H,evap}^{ing(inhal)}$ ), має вигляд

$$E_{3H,evap}^{inhal} = e_{3H,evap}^{inhal} \cdot C_{3H,tecn-pond}. \quad (7)$$

Верифікація результатів моделювання за дозовими цінами здійснена проведенням натурних досліджень вмісту радіонуклідів у продуктах харчування, а також досліджень вмісту <sup>137</sup>Cs в організмі людини методом радіометрії проб сечі. Результати верифікації виявилися цілком задовільними.

Застосовували метод Монте-Карло до моделей  $DM_{extr}$ ,  $DM_{ir}$ ,  $DM_{3H,ir}^{inhal}$ ,  $DM_{3H,upcast}^{ing(inhal)}$ ,  $DM_{3H,evap}^{ing(inhal)}$  (100 випробувань),

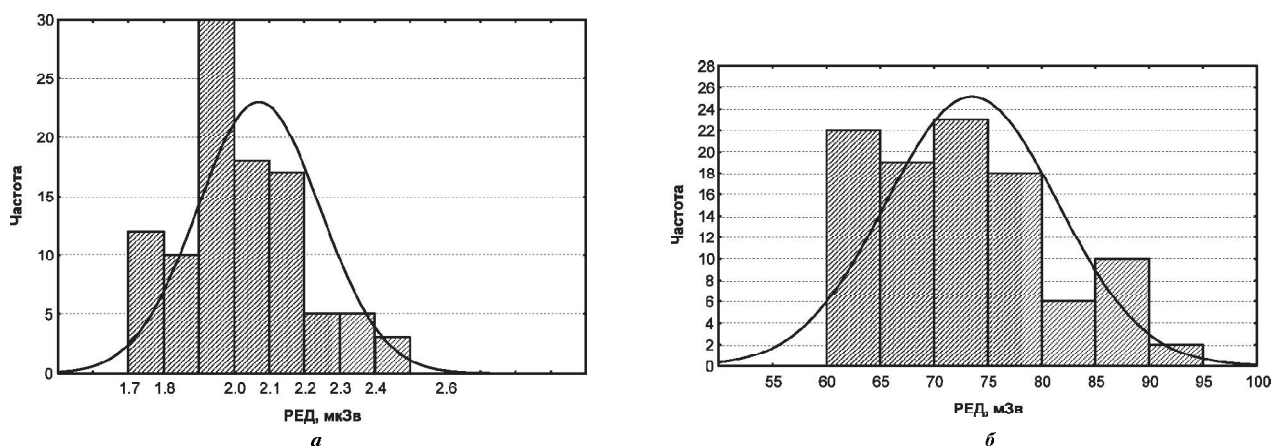


Рис. 4. Гістограми розподілу результатів моделювання формування дозового навантаження:  
 а —  $E_{st-extr}$  у районі ЮУ АЕС (2,5 км від АЕС) внаслідок газоаерозольних викидів АЕС;  
 б —  $E_{ir}$  для територій зрошуваних масивів півдня України (типовий розподіл)

отримано величини відповідних доз у вигляді статистичних характеристик. На рис. 4, як приклад, зображено гістограми розподілу результатів моделювання за  $DM_{extr}$ ,  $DM_{ir}$ .

Гістограми свідчать, що змодельований розподіл може бути описаний за нормальним законом, хоча й простежується наближеність до логнормальності. Для випадку, зображеному на рис. 4, а, це пояснюється тим, що головний внесок в інгаляційну дозу від радіонуклідів, які потрапляють у довкілля з газоаерозольними викидами АЕС,

дають  $^{131}\text{I}$ ,  $^{60}\text{Co}$  [5], тому рівномірний закон розподілу цих радіонуклідів практично відображується у закон розподілу дози. Для випадку на рис. 4, б це пояснюється відсутністю «нульових» доз, що формуються за ланцюгом зрошувальна вода — людина.

Отримані результати дають змогу визначити очікувану за життя людини ефективну дозову ціну газоаерозольних викидів і рідких скидів ЮУ АЕС: 
$$e_{n,70,T}^* = \int_{t_0}^{t_0+70} e_{BR,n}^*(t) dt.$$

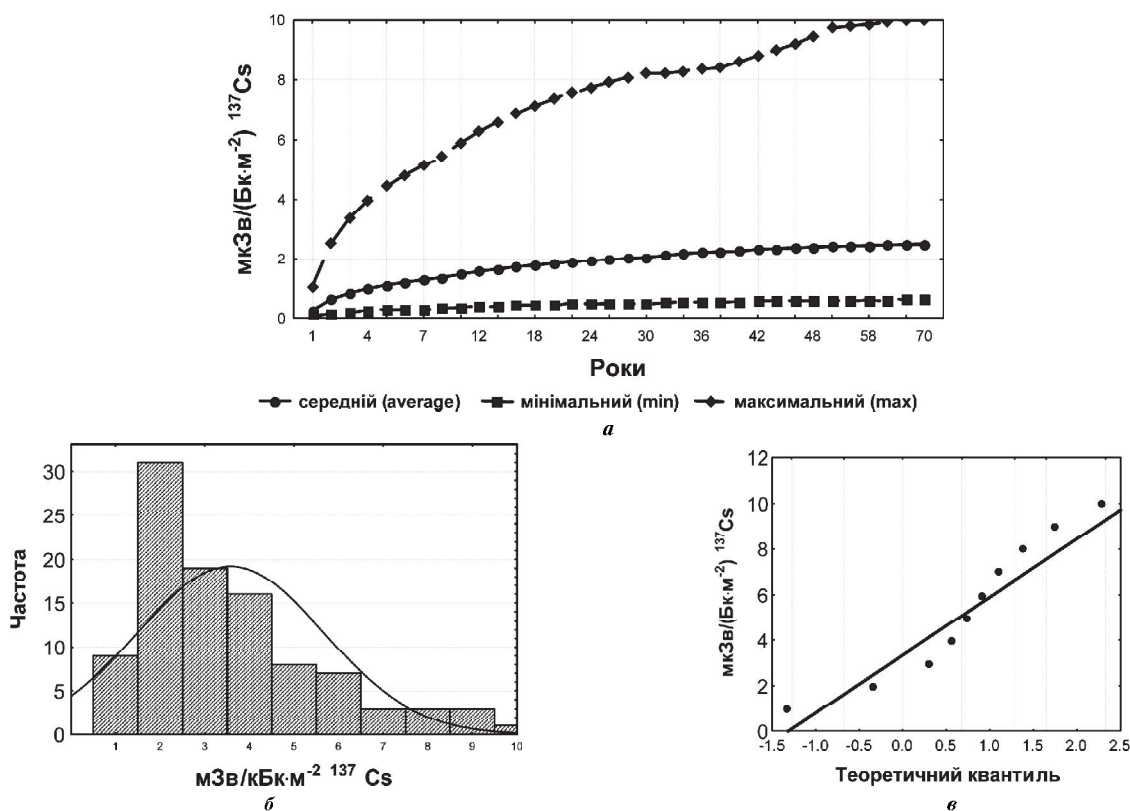


Рис. 5. Стохастичне моделювання динаміки формування очікуваної за 70-річний період життя людини дози  $e_{st-ext,70,T}^{ing}$  (радіоекологічний ризик) для територій поблизу ЮУ АЕС (2,5 км),  $\text{мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1} / (\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2})$   $^{137}\text{Cs}$ :  
 а — динаміка формування дози, б — гістограма розподілу результатів моделювання, в — пробіт-графік результатів моделювання

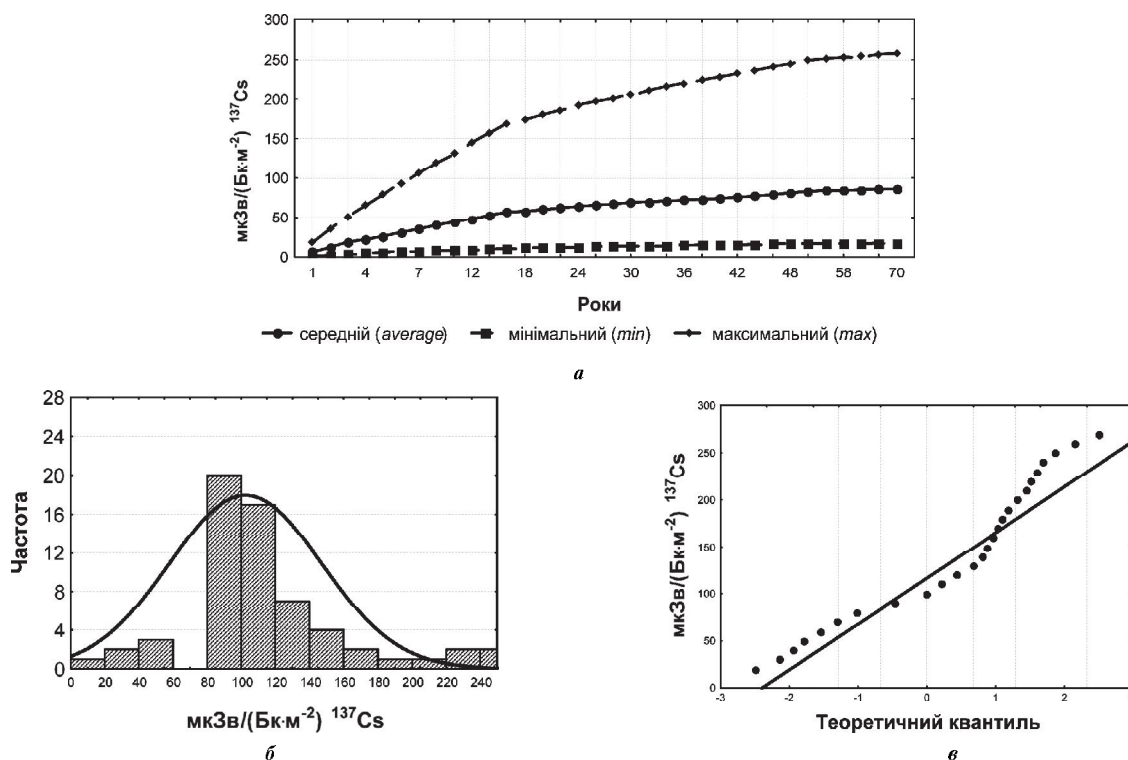


Рис. 6. Стохастичне моделювання динаміки формування очікуваної за 70-річний період життя людини дози  $e_{ir,70,T}^{*ing}$  (радіоекологічний ризик) «через зрошення»,  $\text{мкЗв}\cdot\text{рік}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^2)$   $^{137}\text{Cs}$ : а — динаміка формування дози, б — гістограма розподілу результатів моделювання, в — пробіт-графік результатів моделювання

За час інтегрування при цьому взято період, за який визначається очікувана доза опромінення відповідно до НРБУ-97/Д-2000. Динаміку формування очікуваних дозових цін газоаерозольних викидів і рідких скидів ЮУ АЕС  $e_{n,70,T}^*$  побудовано при стохастизації параметрів відповідних моделей. Внаслідок того, що у стохастичних моделях очікуваних дозових цін  $e_{n,70,T}^*$  концентруються різні аспекти формування доз (динаміка, перенесення радіонуклідів між об'єктами довкілля, спектр радіонуклідів, різні шляхи опромінення, стохастичність), кожна з них є моделлю радіоекологічного ризику одиниці впливу викидів і скидів АЕС, за яким можна прогнозувати ризик опромінення людини:

при стохастичному моделюванні динаміки формування  $e_{extr,70,T}^*$  отримаємо модель радіоекологічного ризику поверхневого забруднення території радіонуклідами через газоаерозольні викиди АЕС (рис. 5, а);

при стохастичному моделюванні динаміки формування  $e_{ir,70,T}^{*ing}$  отримаємо модель радіоекологічного ризику забруднення зрошувальної води через рідкі скиди АЕС (рис. 5, б).

На рис. 5, а криві *min*, *max* отримано з реалізації моделі (4) при стохастизації параметрів за рівномірним законом розподілу в інтервалі їх значень. Крива *average* відповідає середнім значенням параметрів переносу «аварійно-чорнобильського»  $^{137}\text{Cs}$  за «молочним» і «питним» ланцюгами до людини. На рис. 5, б та в наведено гістограму та пробіт-графік розподілу результатів моделювання радіоекологічного ризику від забруднення територій радіусом 2,5 км навколо АЕС внаслідок надходження у приземний шар атмосфери радіонуклідів з газоаерозольними викидами АЕС

в умовах нормальної її роботи. Як видно з цих рисунків, розподіл результатів моделювання наближений до нормального, хоча з достатньо широким розкидом даних.

Радіоекологічний ризик внаслідок надходження на сільськогосподарські угіддя зрошувальної води, яка для цих цілей відбирається з поверхневих водойм, куди надходять рідкі скиди АЕС, наведено на рис. 6.

Криві *min*, *max*, *average* на рис. 6, а отримано з реалізації моделі  $DM_{ir}$  при стохастизації параметрів за рівномірним законом розподілу в інтервалі їх значень. Як видно з рис. 6, б та в, розподіл результатів моделювання радіоекологічного ризику наближений до нормального, хоча з достатньо широким розкидом даних.

Отже, радіоекологічний ризик від радіонуклідів, що потрапляють у довкілля з газоаерозольними викидами АЕС в умовах нормальної роботи електростанції, становить  $0,5\text{--}12,0 \text{ мкЗв}\cdot\text{рік}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^2)$   $^{137}\text{Cs}$ , а радіоекологічний ризик від радіонуклідів, що потрапляють у зрошувальну воду з рідкими скидами атомних електростанцій, становить  $10\text{--}260 \text{ мкЗв}\cdot\text{рік}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^2)$   $^{137}\text{Cs}$ .

## Висновки

Ефективна дозова ціна газоаерозольних викидів АЕС (для територій радіусом 2,5 км від АЕС) становить:  $(2\text{...}12)\cdot 10^{-6} \text{ Зв}\cdot\text{рік}^{-1}$  на  $1 \text{ Бк}\cdot\text{с}^{-1}$  викиду  $^{137}\text{Cs}$ ;  $(0,05\text{...}0,7)\cdot 10^{-6} \text{ Зв}\cdot\text{рік}^{-1}$  на  $1 \text{ Бк}\cdot\text{с}^{-1}$  викиду  $^{131}\text{I}$ .

Ефективна дозова ціна забруднення території внаслідок газоаерозольних викидів АЕС (для територій радіусом 2,5 км

від АЕС) становить  $(0,07...1,05) \cdot 10^{-6}$  Зв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·м<sup>-2</sup> <sup>137</sup>Cs на поверхні ґрунту.

Ефективна дозова ціна надходження радіонуклідів у сільгоспрослини зі зрошувальної води через рідкі скиди АЕС

становить  $(90...195) \cdot 10^{-3}$  Зв·рік<sup>-1</sup> на  $1 \frac{\text{Бк} \cdot \text{м}^2}{\text{л} \cdot \text{кг}}$  <sup>137</sup>Cs.

Дозова ціна забруднення <sup>3</sup>H сільгоспрослин через зрошення становить  $(0,01...0,04) \cdot 10^{-6}$  Зв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·л<sup>-1</sup> <sup>3</sup>H у зрошувальній воді.

Дозова ціна інгаляційного надходження <sup>3</sup>H до людини під час зрошувальних робіт —  $(0,005...0,014) \cdot 10^{-6}$  Зв·рік<sup>-1</sup> на 1 Бк·л<sup>-1</sup> <sup>3</sup>H у зрошувальній воді.

Радіоекологічний ризик від радіонуклідів, що потрапляють у довкілля з газоаерозольними викидами атомних електростанцій в умовах нормальної роботи станції, становить  $0,5...12,0$  мкЗв/(кБк·м<sup>-2</sup>) <sup>137</sup>Cs. Радіоекологічний ризик від радіонуклідів, що потрапляють у зрошувальну воду з рідкими скидами АЕС, —  $10...260$  мкЗв/(кБк·м<sup>-2</sup>) <sup>137</sup>Cs.

### Список використаної літератури

1. Георгиевский, В. Б. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях: Монография / В. Б. Георгиевский. — К.: Наук. думка, 1994. — 237 с.
2. Георгиевский, В. Б. Стохастическое моделирование радиоекологических аварий / В. Б. Георгиевский, А. И. Дворжак // Электронное моделирование. — 1992. — № 3. — С. 71–79.
3. Григор'єва, Л. І. Формування радіаційного навантаження на людину в умовах півдня України: чинники, прогнозування, контрзаходи: Монографія / Л. І. Григор'єва, Ю. А. Томілін. — Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2009. — 370 с.
4. Григор'єва, Л. І. Формування дози внутрішнього опромінення людини від скидів <sup>3</sup>H з АЕС / Л. І. Григор'єва // Укр. радіологічний журнал. — 2009. — Т. XVII, вип. 4. — С. 479–485.
5. Григор'єва, Л. І. Радиационная нагрузка на человека в районе АЭС / Л. И. Григорьева // Ядерна та радіаційна безпека. — 2010. — № 1 (45). — С. 19–24.

6. Григорьева, Л. И. Формирование дозовой нагрузки на человека на территории, подвергающейся выбросам АЭС / Л. И. Григорьева // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2010. — Т. 50, № 6. — С. 619–632.

7. Ковган, Л. М. Чернобыль-орієнтований комплекс еколого-дозиметричних моделей та узагальнені оцінки доз опромінення населення України в результаті Чернобыльської аварії (1986–2000 рр.) / Л. М. Ковган, І. М. Ліхтарьов // Ядерная и радиационная безопасность. — 2004. — Т. 7, вып. 3. — С. 13–25.

8. Кутлахмедов, Ю. О. Основы радиэкологии: Навч. посіб. / Ю. О. Кутлахмедов, В. І. Корогодін, В. К. Кольтовер; За ред. В. П. Зотова. — К.: Вища шк., 2003. — 319 с.

9. Статистические закономерности нормализованных выбросов радиоактивных благородных газов АЭС / Г. Г. Дорошенко, Н. Г. Гусев, Е. С. Леонов, С. В. Панченко // Доклады науч.-техн. конф. СЭВ по проблеме «Обеспечение радиационной безопасности при эксплуатации АЭС». — Кн. 2. — М.: Энергоатомиздат, 1983. — С. 176–183.

10. Томілін, Ю. А. Радіонукліди у водних екосистемах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, дозове навантаження на людину і контрзаходи / Ю. А. Томілін, Л. І. Григор'єва. — Миколаїв: Вид. центр МДГУ ім. Петра Могили, 2008. — 270 с.

Отримано 26.09.2011.