

Г. ПОЛІКАРПОВ, В. ЄГОРОВ, С. ГУЛІН, В. ЦИЦУГІНА,
М. СТОКОЗОВ, Г. ЛАЗОРЕНКО, Н. ТЕРЕЩЕНКО, Н. МІРЗОЄВА

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ ВІДГУК ЧОРНОГО МОРЯ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКУ КАТАСТРОФУ

Найбільша радіаційна катастрофа в історії людства – аварія на Чорнобильській АЕС – мала негативні наслідки і для Чорного моря. Основними джерелами потрапляння в море радіонуклідів були атмосферні опади безпосередньо після аварії й наступне надходження радіоактивних елементів каскадом Дніпровських водосховищ із забрудненої зони навколо ЧАЕС, а також зі стоком інших рік.

У статті представлено результати більш ніж двадцятирічних досліджень радіоекології Чорного моря й суміжних акваторій, включаючи Егейське море, які були отримані у відділі радіаційної та хімічної біології Інституту біології південних морів НАН України після аварії на ЧАЕС за даними експедиційних спостережень радіоактивного забруднення водного середовища, гідробіонтів і донних відкладів. У статті також оцінено ефекти радіаційного впливу на водні організми.

Чорнобильські радіонукліди, як випромінювачі іонізуючої радіації, впливають на живі організми. Беручи участь у фізичних і біогеохімічних процесах, вони надходять у моря Середземноморського басейну через протоки й накопичуються в донних відкладах. У цьому сенсі чорнобильські радіонукліди поведуться як трасери, тобто як антропогенна радіоактивна мітка біогеохімічних процесів. Тому необхідним було фахове оцінювання інтенсивності процесів концентру-

вання чорнобильських радіонуклідів гідробіонтами, дозових навантажень на живі організми від іонізуючого випромінювання, а також вивчення комплексного впливу живої й неживої речовини на динаміку полів радіоактивності. Це важливе завдання поставили перед собою вчені Інституту біології південних морів НАН України ім. О.О. Ковалевського. Потрібно було також оцінити здатність чорноморського морського водного середовища до самоочищення від довгоживучих радіонуклідів

© ПОЛІКАРПОВ Геннадій Григорович. Академік НАН України. Головний науковий співробітник відділу радіаційної та хімічної біології Інституту біології південних морів ім. О.О. Ковалевського НАН України.
ЄГОРОВ Віктор Миколайович. Член-кореспондент НАН України. Завідувач цього відділу.
ГУЛІН Сергій Борисович. Доктор біологічних наук. Завідувач лабораторії цього відділу.
ЦИЦУГІНА Вікторія Григорівна. Кандидат біологічних наук. Провідний науковий співробітник цього відділу.
СТОКОЗОВ Микола Олексійович. Кандидат географічних наук. Старший науковий співробітник цього відділу.
ЛАЗОРЕНКО Галина Євдокимівна. Кандидат біологічних наук. Старший науковий співробітник цього відділу.
ТЕРЕЩЕНКО Наталія Миколаївна. Кандидат біологічних наук. Старший науковий співробітник цього відділу.
МІРЗОЄВА Наталія Юрійвна. Молодший науковий співробітник цього відділу (Севастополь). 2008.

^{90}Sr , ^{137}Cs і трансуранових елементів, на-самперед $^{238,239,240}\text{Pu}$.

Завдання вивчення радіоактивного забруднення басейну Чорного моря після аварії на Чорнобильській АЕС вимагало наявності відповідної матеріально-технічної бази (прилади для відбору проб, вимірювальна техніка, відповідні матеріали, реактиви й стандарти). Використання вдосконалених і нових методичних підходів, проведення інтеркалібраційних вимірювань і співпраця з такими провідними світовими науковими інститутами, як Національна лабораторія RISOE (Данія), Об'єднаний інститут ядерних досліджень (Дубно, Росія), Океанографічний інститут Вудс Хол (США) і Лабораторія навколишнього середовища (МАГАТЕ, Монако) дозволили адекватно оцінити рівні забруднення навколишнього середовища радіонуклідами.

У період із 1986 до 2005 рр. матеріали було зібрано під час 38 морських наукових рейсів і сухопутних експедицій у межах численних національних і міжнародних проектів. Для систематизації, зберігання й аналізу інформації про проби й результати вимірювань радіонуклідів було розроблено базу даних у середовищі СКБД «PARADOX 3.5». Зібрана база містила більше ніж 4300 вимірювань радіонуклідів у об'єктах навколишнього середовища, пройшла експертизу МАГАТЕ й була інтегрована в міжнародний банк даних морської радіоактивності GLOMARD [41].

Сумарний викид радіонуклідів у навколишнє середовище внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС (без інертних газів) оцінювали в обсязі 1.9×10^{18} Бк, що становило 3.5 % від загальної кількості радіонуклідів у реакторі на час аварії [8]. За даними фахівців і міжнародних наукових організацій, унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС в атмосферу Землі було викинуто 85–100 ПБк ^{137}Cs або приблизно 33–40 % від його вмісту в активній зоні реактора. Це в 1000

разів перевищувало кількість цього радіонукліда, яка утворилася від вибуху атомної бомби над Хіросімою, й становило 7 % від його надходження в навколишнє середовище в результаті випробувань ядерної зброї [27, 35, 48, 51, 54, 57, 58]. Відповідно під час аварії на ЧАЕС було викинуто, за різними даними, від 1.3 до 7.4–8 ПБк ^{90}Sr або 0.6–5 % від умісту цього радіонукліда в активній зоні реактора. Це в 15–100 разів перевищувало кількість цього радіонукліда, яка утворилася від вибуху атомної бомби над Хіросімою, й становило 0.1–0.6 % від його надходження в навколишнє середовище в результаті випробувань ядерної зброї [27, 35, 48, 51]. Кількість чорнобильського ^{137}Cs , яка потрапила у Світовий океан, становила 16 ПБк, у тому числі в Чорне море – 2–3 ПБк [34, 58].

Безпосередньо після чорнобильської аварії акваторія Чорного моря зазнала гострого радіоактивного забруднення від атмосферних опадів, а згодом – і хронічного забруднення зі стоком рік. На першому етапі радіаційний вплив на компоненти екосистем Чорного моря здійснювали як коротко- і середньоживучі (передусім ^{95}Zr – ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{140}La , ^{140}Ba та інші), так і довгоживучі радіонукліди (^{90}Sr , ^{137}Cs і трансуранові елементи), а надалі – тільки довгоживучі радіонукліди [9, 13, 25, 26, 28, 43, 45, 47].

Зведені дані щодо динаміки вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у Чорному морі після аварії на Чорнобильській АЕС і компоненти балансу цих радіонуклідів за період 1986–2000 рр. представлено на рис. 1.

На підставі наукових даних [6, 13, 29, 30, 43] ми оцінили надходження ^{137}Cs в акваторію Чорного моря внаслідок аварії на ЧАЕС у 1986 р. в обсязі 1.7–2.4 ПБк, що становило приблизно 2 % від надходження цього радіонукліда в навколишнє середовище (рис. 1). Потрапляння ^{90}Sr на поверхню Чорного моря разом з атмосферними опадами в травні 1986 р. оцінювали в обсязі 100–300 ТБк [55] (рис. 1). Таким чином, унаслідок потра-

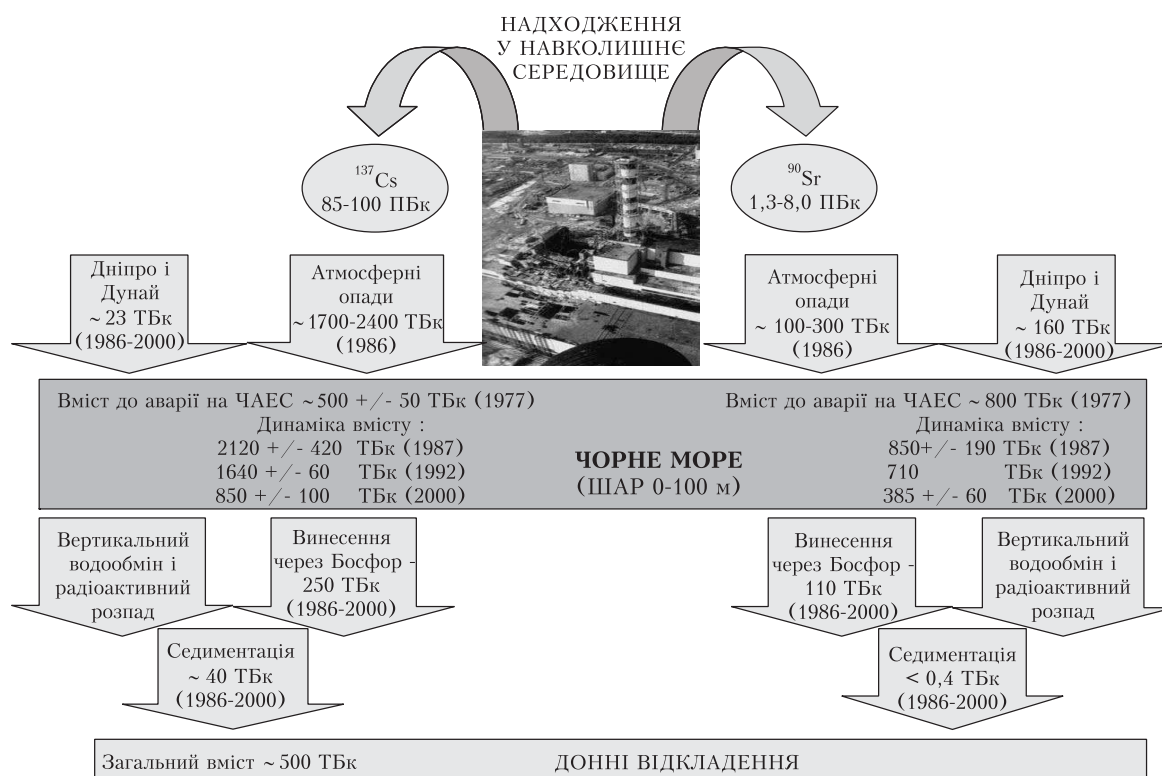


Рис. 1. Зведені дані щодо динаміки вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у Чорному морі до й після аварії на Чорнобильській АЕС і компоненти балансу цих радіонуклідів у період 1986–2000 рр.

плення радіонуклідів у морське середовище вміст ^{137}Cs у товщі 0–50 м Чорного моря був перевищений у шість–десять разів, а в повному об'ємі моря – приблизно у два рази порівняно з доаварійним рівнем. Середня концентрація ^{90}Sr у другій половині 1986 р. у відкритій частині моря незначно відрізнялася від доаварійної.

Потрапляння ^{137}Cs і ^{90}Sr на поверхню Чорного моря разом з атмосферними опадами в 1986 р. було вкрай нерівномірним [13, 29, 43]. У період із 1987 до 1990 рр. у поверхневих водах Чорного моря спостерігалось послідовне зниження максимальної і зростання мінімальної концентрації ^{137}Cs , звуження діапазону концентрацій цього радіонукліда, тобто відбувався процес згладжування нерівномірностей поля концентрації ^{137}Cs унаслідок дії гідрофізичних факторів [9, 45, 52].

Основною закономірністю горизонтального розподілу ^{90}Sr у поверхневому шарі Чорного моря в зазначений період була його підвищена концентрація в північно-західній частині, що пов'язано з його активним надходженням у море зі стоком Дніпра й Дунаю [16, 45, 47]. У глибоководній акваторії моря концентрація ^{90}Sr незначно відрізнялася від доаварійного рівня. Підвищена концентрація ^{137}Cs і ^{90}Sr простежувалася до протоки Босфор і далі в Мармуровому та Егейському морях [45].

Результати наших досліджень показали, що, починаючи з 1987 р., основними джерелами забруднення Чорного моря ^{90}Sr були води Дніпра й Дунаю. З кінця 1986 р.–початку 1987 р. почалося активне надходження ^{90}Sr у Чорне море з району ЧАЕС із водами Дніпра [16, 47]. Навесні 1987 р. у нижній течії Дніпра кон-

центрація ^{90}Sr на два порядки перевищувала доаварійний рівень. Спостерігалось також істотне зростання концентрації ^{90}Sr і ^{137}Cs у нижній течії Дунаю [4]. Узагальнення даних досліджень показало, що за період 1986–2000 рр. із водами Дніпра й Дунаю в Чорне море надійшло 160 ± 28 ТБк ^{90}Sr (рис. 1), що близько до його короткострокового потрапляння разом з атмосферними опадами безпосередньо після аварії [31, 44, 56]. Надходження ^{137}Cs з водами Дніпра й Дунаю в Чорне море за період 1986–2000 рр. було незначне — 22.6 ± 5.4 ТБк (рис. 1) і становило приблизно 1 % від його потрапляння в море разом з атмосферними опадами, при цьому надходження ^{137}Cs із водами Дунаю перевищувало його надходження з водами Дніпра приблизно в 5 разів [31, 44, 56]. Головну роль у такому незначному надходженні ^{137}Cs у Чорне море з водами Дніпра із забрудненого району ЧАЕС зіграв каскад дніпровських водосховищ, який акумулював 98–99 % ^{137}Cs [3]. Надходження ^{90}Sr у Чорне море з водами Дніпра й Дунаю за період 1986–2000 рр. було приблизно однаковим, хоча до середини 90-х років переважало надходження ^{90}Sr з водами Дніпра.

Винесення ^{137}Cs і ^{90}Sr із Чорного моря через протоку Босфор за період 1986–2000 рр. ми оцінили в обсязі 250 і 110 ТБк відповідно (рис. 1) [19, 31, 32]. Періоди зменшення у два рази щорічних виносних потоків становили 6.4 р. і 9.5 р. для ^{137}Cs та ^{90}Sr відповідно. Сумарне можливе надходження чорнобильського ^{137}Cs із Чорного моря в Мармурове становитиме не менше ніж 311 ТБк, а ^{90}Sr — не менше ніж 167 ТБк [32]. Таким чином, потенційне винесення ^{137}Cs через протоку Босфор із Чорного моря становитиме приблизно 13 % від його потрапляння в море разом з атмосферними опадами в 1986 р., а винесення ^{90}Sr буде порівнянне як із потраплянням цього радіонукліда в

море разом з атмосферними опадами, так і з його надходженням із водами Дніпра й Дунаю. Як свідчать наведені вище дані, Чорне море не є кінцевим пунктом поховання чорнобильських радіонуклідів.

Аналіз динаміки вмісту ^{137}Cs у виділених шарах моря показав, що в 1986 р. спостерігалось різке збільшення його середньої концентрації в товщі 0–50 м. Надалі перерозподіл ^{137}Cs між шаром 0–50 м, у якому вміст ^{137}Cs постійно зменшувався, і водними масами, які підстилають цей шар, здійснювався в результаті вертикального водообміну [6, 7, 31]. Аналіз залежності вмісту ^{137}Cs у товщі моря 0–50 м від часу показав, що він знижувався експоненційно з періодом зменшення вмісту у два рази кожні 5–7 років (рис. 2а) [7, 19]. Для шару 0–200 м час зменшення вмісту у два рази становив 9.4 р. На початку XXI сторіччя вміст ^{137}Cs у шарі 0–50 м Чорного моря знизився майже до доаварійного рівня. Період зниження вмісту ^{137}Cs у шарі 0–50 м Чорного моря у два рази був набагато нижчим від періоду радіоактивного напіврозпаду цього радіонукліда. «Час життя» чорнобильського ^{137}Cs у шарі 0–50 м Чорного моря оцінювали 25–35 роками, що значно менше від «часу життя» 97 % його атомів, який становить 150 років. Для періоду 1998–2000 рр. вміст ^{137}Cs у шарі 0–200 м Чорного моря оцінили в обсязі 1180 ± 180 ТБк [44].

На відміну від ^{137}Cs , вміст ^{90}Sr у шарах 0–50 м і 50–100 м моря до середини 90-х років майже не змінювався, що зумовлено його надходженням зі стоком рік північно-західної частини моря. Вміст ^{90}Sr у цей період незначно перевищував доаварійний рівень [31]. Зі зниженням надходженням ^{90}Sr знижувався його вміст у поверхневих шарах моря в 1995–1998 рр. (рис. 2б). На 2000 р. вміст ^{90}Sr у шарі 0–50 м знизився нижче від доаварійного рівня. Однак після 2000 р. спостерігалось незначне збільшення вмісту

^{90}Sr у шарі 0–50 м із наступним його зниженням, що пов'язано зі збільшенням надходження цього радіонукліда зі стоком рік північно-західної частини моря наприкінці 90-х років. Періоди зниження вмісту ^{90}Sr у два рази в товщі 0–50 м західної глибоководної частини Чорного моря становили 8.3–12.6 р. (рис. 2b) [7], однак ці тенденції мали менш достовірний характер, ніж аналогічні для ^{137}Cs . Отримані в 1998–2000 рр. вертикальні розподіли ^{90}Sr дозволили вперше після 60-х років оцінити вміст ^{90}Sr в усьому об'ємі Чорного моря в обсязі $1770 \pm \pm 790$ ТБк [44].

Таким чином, істотна відмінність поведінки ^{137}Cs від ^{90}Sr у Чорному морі після аварії на ЧАЕС полягала в тому, що зниження вмісту ^{137}Cs у поверхневих шарах моря відбувалося внаслідок переважно трьох процесів: вертикального водообміну, винесення цього радіонукліда через протоку Босфор і його радіоактивного розпаду, а для ^{90}Sr ці процеси значною мірою компенсувалися його надходженням із водами Дніпра й Дунаю [31]. Процес вертикальної міграції ^{137}Cs і ^{90}Sr відбувався переважно в товщі 0–200 м, що свідчило про те, що дифузійний потік цих радіонуклідів через постійний пікноклін Чорного моря значною мірою компенсувався їхнім радіоактивним розпадом [19]. У разі залпового потрапляння ^{137}Cs на поверхню Чорного моря після аварії на ЧАЕС час повернення поля концентрації цього радіонукліда в поверхневому шарі до первісного стану становитиме приблизно 25–35 років, а в шарі 0–200 м — приблизно 50 років.

Наші багаторічні дослідження показали, що ^{137}Cs накопичувався в донних відкладах північно-західної частини Чорного моря переважно в гирлових зонах Дніпра, Дунаю, а також у районі мису Тарханкут (рис. 3) [5, 31, 37, 39]. Загальна закономірність зміни інтегрального вмісту ^{137}Cs у донних відкладах Чорного моря після аварії на

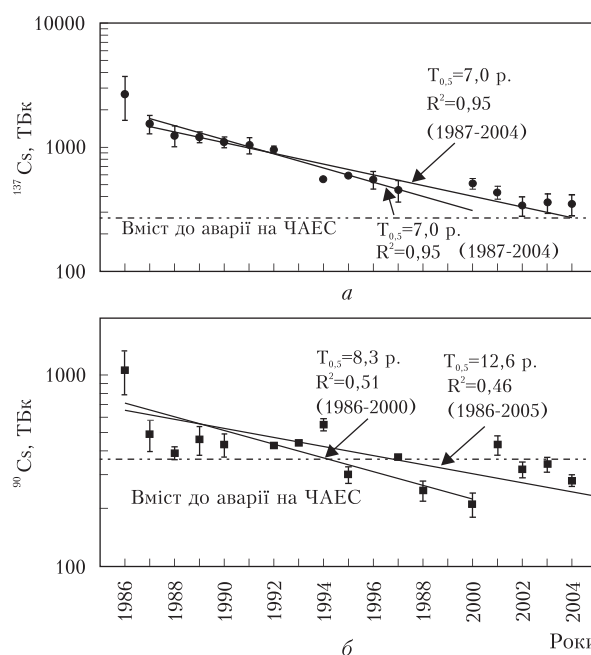


Рис. 2. Динаміка вмісту ^{137}Cs (а) і ^{90}Sr (б) у шарі 0–50 м Чорного моря в 1986–2005 рр.

ЧАЕС полягала в тому, що максимальний вміст цього радіонукліда, виявлений у гирлових зонах Дунаю й Дніпра, на порядок перевищував такий на звалі глибин північно-західної частини й на два порядки — його вміст у безкисневих глибоководних відкладах [19, 31]. Розрахунки показали, що вміст ^{137}Cs у донних відкладах усього моря можна було оцінити в обсязі 0.5–0.8 ПБк, що істотно перевищувало аналогічну оцінку на 1977 р. (0.2 ПБк) [2] переважно на основі збільшення вмісту цього радіонукліда в гирлових зонах Дунаю й Дніпра [19]. Седиментаційне надходження цього радіонукліда в товщу донних відкладів усього моря за період із 1986 до 2000 рр. становило приблизно 40 ТБк або $\sim 2\%$ від його потрапляння в акваторію разом з атмосферними опадами (рис. 1) [19]. Результати дослідження седиментаційного потоку ^{137}Cs , отримані за допомогою геохронологічних даних у західному глибоководному басейні, показали, що як після аварії на ЧАЕС, так і протягом усєї ядерної епохи

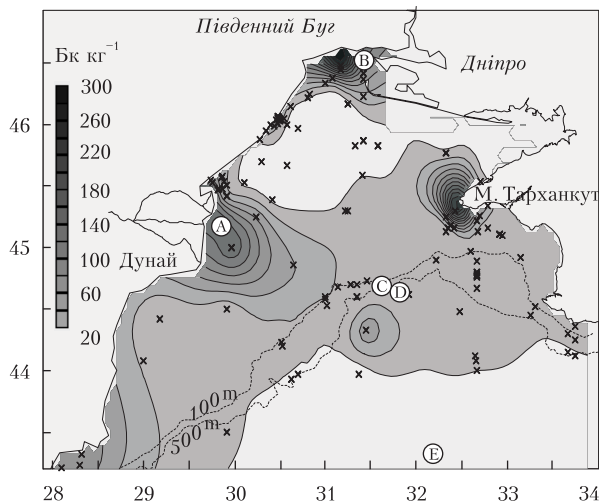


Рис. 3. Розподіл ^{137}Cs у шарі 0–5 см донних відкладень північно-західної й західної частини Чорного моря в 1990–1994 рр.
 × – станції відбору проб поверхневого шару донних відкладень, А–Е – станції відбору колонок донних відкладень.

він був незначний порівняно з інтегральним умістом цього радіонукліда у верхніх шарах моря. Час повного седиментаційного видалення в кілька разів перевищував «час життя» атомів ^{137}Cs [39, 38, 40]. Таким чином, роль седиментаційного фактора в накопиченні ^{137}Cs була значною тільки в локальних гирлових зонах великих чорноморських річок.

Узагальнені розподіли ^{90}Sr у поверхневому шарі донних відкладів Чорного моря, отримані в 1986–2004 рр., представлено на рис. 4. Вони свідчать, що в 1986 р. найбільш забрудненими виявилися гирлові зони Дністра й Дунаю. Надалі в гирлових зонах спостерігалось зростання концентрації цього радіонукліда, особливо в районі Дніпровсько-Бузького лиману, що свідчило про продовження надходження ^{90}Sr із району ЧАЕС. У західній глибоководній частині Чорного моря в 1988 р. на глибині ~2000 м концентрація ^{90}Sr у донних відкладах не відрізнялася від доаварійного рівня [12]. У глибоководній частині моря роль седимен-

таційного фактора в міграції ^{90}Sr була досить незначна, враховуючи приблизно на порядок менший його вміст на завислій речовині порівняно із ^{137}Cs .

Надходження в Чорне море радіоіотопів плутонію чорнобильського походження призвело до формування в його поверхневих водах на початку нашого століття середньої концентрації $^{239,240}\text{Pu}$, що сягала 5.3 ± 2.3 мБк м $^{-3}$ (діапазон – 2–20 мБк м $^{-3}$) (рис. 5) [44, 46, 50, 58]. Щодо забруднення плутонієм поверхневі води Чорного моря займають проміжне становище порівняно з іншими морськими й океанічними акваторіями [58]. Донні відклади у водних екосистемах слугують основним «депо» накопичення радіоіотопів плутонію. У Чорному морі роль донних відкладів значно підсилюють безкисневі умови в основній товщі вод моря, які сприяють швидшому перенесенню плутонію в донні відклади. Залежно від інтенсивності потрапляння в море чорнобильського плутонію разом з атмосферними опадами та умов його міграції сформувався плямистий розподіл його концентрації в поверхневому шарі донних відкладів прибережних і глибоководних районів Чорного моря [20, 21, 22, 44]. На діапазон концентрації плутонію в чорноморських донних відкладах впливає також їхній гранулометричний склад (рис. 5).

Дослідження, проведені під час радіоекологічного моніторингу севастопольських бухт [7] показали, що рівні забруднення ^{90}Sr бурої водорості цистозіри (*Cystoseira crinita*) за двадцятирічний період спостережень були значно нижчими від граничнодопустимої концентрації (ГДК) для «риби й морепродуктів» (рис. 6) [14]. Тенденції зміни концентрації ^{90}Sr у цьому виді водоростей (рис. 6b) якісно збігалися з такими у воді (рис. 6a). Також відзначено різке зниження радіоактивного забруднення цистозіри протягом 1986–1987 рр. Потім, у період 1987–1998 рр., спостерігалось експо-

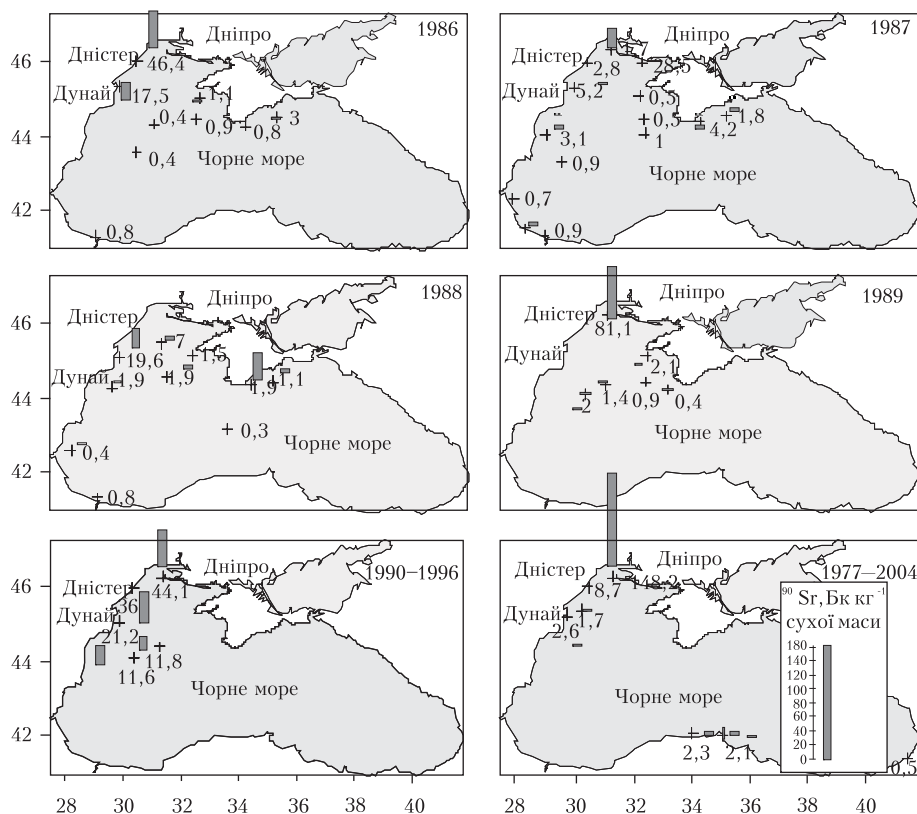


Рис. 4. Розподіл середньої концентрації ^{90}Sr (Бк кг^{-1} сухої маси) у поверхневому (0–5 см) шарі донних відкладень Чорного моря в 1986–2004 рр.

нентне зменшення концентрації ^{90}Sr з періодом зниження її удвічі кожні 4.9 р. Надалі концентрація ^{90}Sr стабілізувалася з деякою тенденцією до її зростання після 1998 р. Отримані дані засвідчили, що виражені у вигляді коефіцієнтів накопичення відносні рівні концентрації цього радіонукліда у водоростях не залежали як від часу, так і від концентрації ^{90}Sr у воді (рис. 6с,d), що цілком відповідало теоретичним узагальненням морської радіоекології [15]. Дослідження радіоактивного забруднення риб Чорного моря показали, що після аварії на ЧАЕС концентрація ^{137}Cs у мерланзі (*Merlangius merlangus euxinus*) за двадцятирічний період спостережень була приблизно в 10–100 разів нижчою від ГДК для «риби й

морепродуктів» [14]. Гідробіонти Чорного моря також акумулювали $^{239,240}\text{Pu}$, хоча й значно менше, ніж донні відклади (рис. 5). Коефіцієнти накопичення $^{239,240}\text{Pu}$ в морських організмах (КН) становили величини від $n \cdot 10^1$ до $n \cdot 10^3$ залежно від їхньої видової належності. Здатність акумулювати плутоній зменшувалася в ряді: макрофіти > молюски > риби.

Дослідження, виконані відповідно до програми «Середземноморський мідієвий дозор» [33, 53] під егідою Міжнародної середземноморської комісії (CIESM), показали, що концентрація ^{137}Cs у мідіях (*Mytilus galloprovincialis*) у морях Середземноморського басейну зменшувалася залежно від збільшення відстані від місця розташуван-

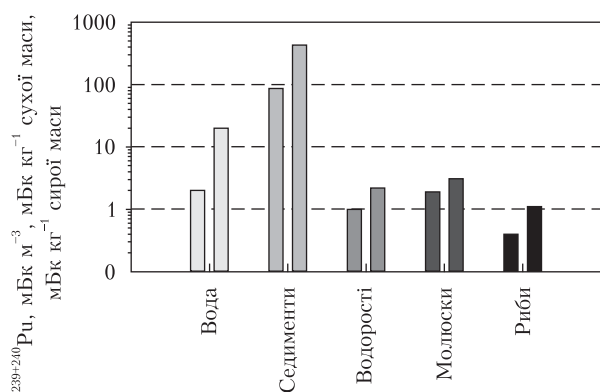


Рис. 5. Максимальні й мінімальні рівні концентрації $^{239,240}\text{Pu}$ в абіотичних і біотичних компонентах екосистем Севастопольських бухт

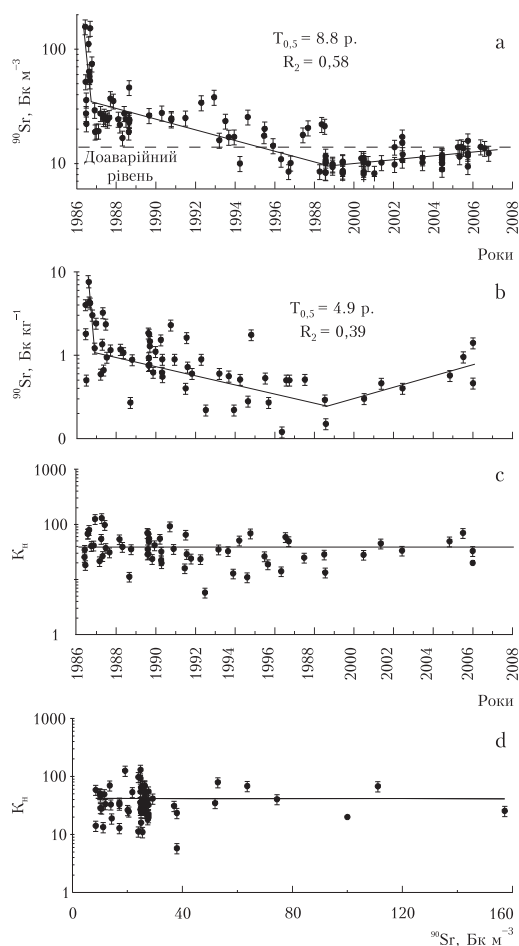


Рис. 6. Динаміка концентрації ^{90}Sr у воді севастопольських бухт (а), у цистозірі (*Cystoseira crinita*) (б), динаміка коефіцієнтів накопичення ^{90}Sr цистозірою (с) і залежність коефіцієнта накопичення ^{90}Sr цистозірою від концентрації цього радіонукліда у воді (д) у період 1986–2006 рр.

ня ЧАЕС (рис. 7а). Різниця між мінімальною та максимальною концентрацією ^{137}Cs у м'яких тканинах мідій становила півтора – два порядки величини, максимальну концентрацію ^{137}Cs виявлено в Чорному морі на узбережжі Криму. Аналіз цих даних показав, що результати спостережень із достатнім ступенем адекватності описували за допомогою експонентної функції, з величиною відстані на якій концентрація ^{137}Cs у мідіях зменшувалася удвічі близько 300 км (рис. 7б). У цілому отримані дані наочно продемонстрували масштаб радіоактивного забруднення Середземноморського басейну після аварії на ЧАЕС. Через 20 років після аварії «чорнобильський сигнал» за обраним показником простежували на відстані до 2500 км від ЧАЕС.

У зв'язку з участю чорнобильських радіонуклідів у фізичних, біофізичних, біогеохімічних й екологічних процесах у Чорному морі ми також поставили завдання використати їх як радіотрасери змішування вод і датування донних відкладів.

Інтенсивність великомасштабного вертикального водообміну ми оцінювали на основі результатів багаторічних спостережень за динамікою середньорічних вертикальних розподілів ^{137}Cs (рис. 8) у західній глибоководній частині Чорного моря [7, 19, 32]. Вертикальні розподіли ^{137}Cs моделювали за допомогою сигмоїдальних функцій для визначення положення (глибини) максимального вертикального градієнта концентрації ^{137}Cs . Динаміку положення максимального вертикального градієнта концентрації ^{137}Cs використовували для оцінювання інтенсивності вертикального водообміну (суцільна лінія на рис. 8). У зоні основної чорноморської течії (ОЧТ) градієнтний шар заглиблювався до 1988–1989 рр., а в центрі західної глибоководної частини Чорного моря – до 1990 р. у межах верхньої високостратифікованої частини постійного чорноморського пікнокліну. Швид-

кість заглиблення градієнтного шару становила $10\text{--}12\text{ м/рік}^{-1}$ і $30\text{--}35\text{ м/рік}^{-1}$ для центральної частини моря та зони ОЧТ відповідно [19]. Надалі, до 2000 р., спостережено стабілізацію вертикального розподілу ^{137}Cs із поступовим наближенням форми профілю й інтегрального вмісту в шарі 0–200 м до доаварійного стану (рис. 8). На підставі цих даних для періоду 1989–1992 рр. розраховано коефіцієнти вертикальної турбулентної дифузії у верхній частині постійного пікнокліну [19]. Ці розрахунки задовільно узгоджувалися з результатами гідрофізичних спостережень [1].

Іншим аспектом наших досліджень було датування донних відкладів й оцінювання швидкості опадонакопичення в Чорному морі з використанням радіотрасерів [5, 36, 37, 38, 39, 40]. Досліджували профілі розподілу ^{137}Cs , а також співвідношення $^{134}\text{Cs} / ^{137}\text{Cs}$ і $^{238}\text{Pu} / ^{239,240}\text{Pu}$ у товщі донних відкладів у різних районах моря. У профілях розподілу ^{137}Cs виявлено піки, які відповідають максимумам радіоактивних опадів унаслідок аварії на ЧАЕС і в період найінтенсивніших випробувань ядерної зброї в атмосфері. Отримані результати дозволили визначити потоки седиментаційного потрапляння радіоактивних і хімічних елементів у донні відклади Чорного моря й реконструювати їхню багаторічну динаміку.

Цитогенетичні дослідження природних популяцій гідробіонтів Чорного й Егейського морів, проведені в різні роки після аварії на ЧАЕС, передбачали аналіз частоти аберацій хромосом у клітинах молюсків, ракоподібних і риб на ранніх стадіях онтогенезу, а також у статевих клітинах голкошкірих, плоских і багатощетинкових хробаків. Вони показали, що найвищі рівні хромосомного мутагенезу відповідали двом видам (*Rutilus rutilus* і *Plagiostomum aff. girardi*) у перші роки після аварії й, можливо, були індуковані так званими «гарячими» частками [23]. В інших видів гідробіонтів аберації хромосом були викликані переважно хімічним забрудненням морських організмів [24].

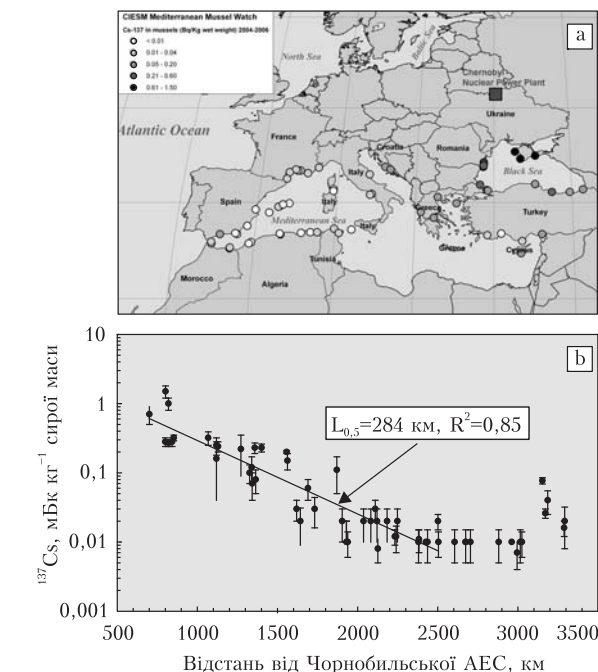


Рис. 7. Розташування станцій відбору проб мідій (*Mytilus galloprovincialis*) у басейні Середземного моря у 2004–2006 рр. (а) і залежність концентрації ^{137}Cs у м'яких тканинах мідій від відстані від Чорнобильської АЕС (б) (Міжнародна програма «Середземноморський мідієвий дозор»)

робіонтів аберації хромосом були викликані переважно хімічним забрудненням морських організмів [24].

Для оцінення впливу чорнобильської аварії на водні організми в результаті впливу іонізуючого випромінювання ми порівняли дозові навантаження, сформовані випромінюванням радіонуклідів штучного (^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$) і природного (^{210}Po) походження в індикаторних видах гідробіонтів Чорного моря – цистозірі, мідіях і мерланзі. Установлено, що сумарна максимальна потужність еквівалентної дози від усіх перерахованих радіонуклідів була значно нижчою від рекомендованої МАГАТЕ річної межі доз: для мідій – у 120 разів, для мерланга – у 680 разів і для цистозіри – у 730 разів. Частка ^{210}Po в сумарному дозовому навантаженні становила 99.1–99.7 %. Потужності еквіва-

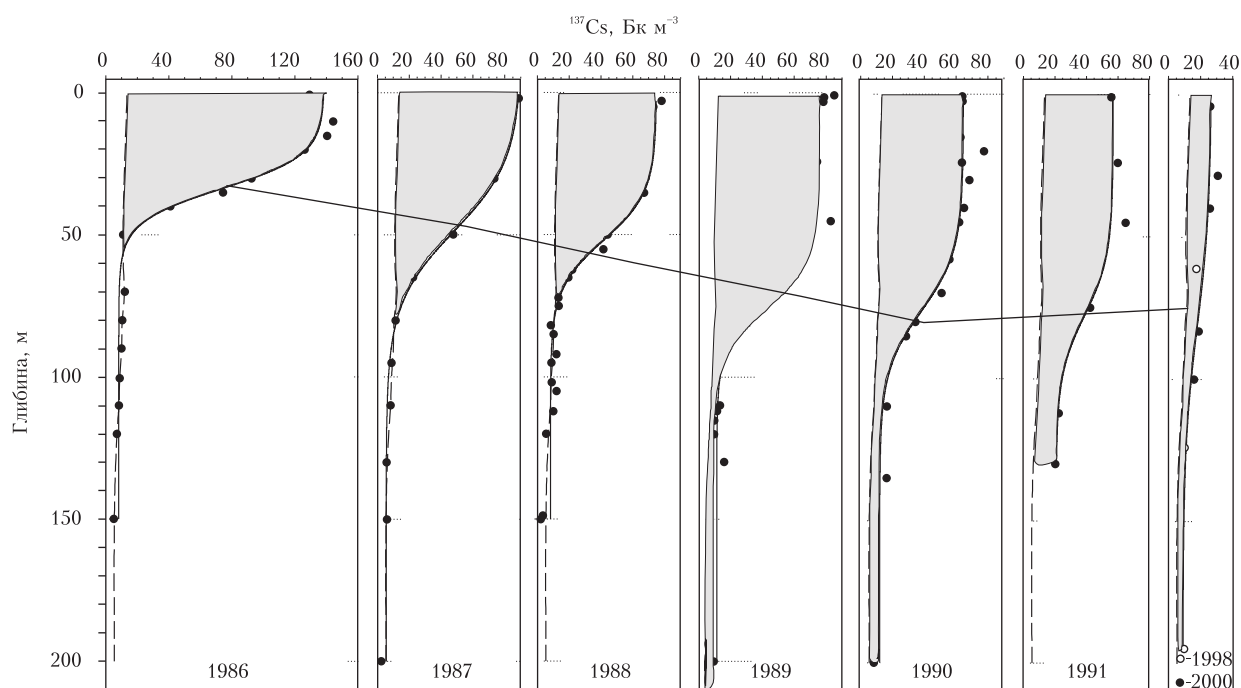


Рис. 8. Вертикальні розподіли ^{137}Cs у воді центральної частини Чорного моря у 1986–2000 рр. (•), їхні апроксимації (суцільні лінії) й динаміка градієнтного шару (суцільні лінії). Штриховою лінією показано рівень концентрації ^{137}Cs у шарі 0–200 м до аварії на ЧАЕС.

лентних доз, які розраховані на підставі максимальної концентрації радіонуклідів стронцію, цезію, плутонію й полонію в досліджуваних організмах-індикаторах із використанням концептуальної моделі зонування доз хронічного опромінювання біоти [17, 49], показано на рис. 9. Як видно, потужність еквівалентних доз, отриманих цими гідробіонтами від випромінювання альфа-частинок ^{210}Po , перебуває в «зоні фізіологічного маскування». Діапазон потужностей доз, отриманих чорноморськими гідробіонтами від випромінювання ^{90}Sr і ^{137}Cs , перебуває поблизу межі між «зоною радіаційної безпеки» і «зоною невизначеності». Максимальна потужність еквівалентних доз, отриманих чорноморськими організмами-індикаторами від випромінювання $^{239,240}\text{Pu}$, перебуває в «зоні невизначеності». Отже, радіоекологічний стан Чорного моря на сьогодні не викликає побоювань щодо впливу чорнобильських

радіонуклідів стронцію, цезію та плутонію на морське середовище. У всіх випадках у дозових навантаженнях для чорноморських гідробіонтів-індикаторів переважає альфа-випромінювання природного радіонукліда ^{210}Po [10, 11, 42].

У світі відбулося чимало великих ядерних подій різного типу – аварійних і спричинених навмисною дією людського фактора. Важливо порівняти їх за кінцевим результатом – сформованими дозовими навантаженнями і викликаними ефектами. Таким чином, можна з'ясувати величину потужності дози іонізуючого випромінювання саме чорнобильських радіонуклідів. Для цього скористаємося розробленою в нашому колективі концептуальною моделлю зон потужності доз та їхньої дії в біосфері (рис. 10) [17, 49]. Як бачимо, чорнобильська аварія входить у трійку найбільших катастроф, поступаючись за дозовим показником тільки радіаційно-екологічній

ситуації на озері Карачай і в «Киштимському сліді» на Уралі. Крім того, згадана модель слугує зручним інструментом для оперативного оцінювання й прогнозування екологічних ефектів за наявності відомостей про величини потужності доз при хронічному опроміненні іонізуючою радіацією. Її (модель) уже застосовують за кордоном і в Україні, зокрема, в гідроекології [18].

Виконане дослідження дає підстави зробити такі висновки:

1. Основне залпове радіоактивне забруднення вод Чорного моря чорнобильськими довгоживучими радіонуклідами ^{90}Sr , ^{137}Cs і $^{239,240}\text{Pu}$ відбулося внаслідок атмосферних опадів на початку травня 1986 р. Надалі, протягом наступних років, радіоактивне забруднення відбувалося й відбувається зараз зі стоком рік, передусім Дніпра й Дунаю, а також через зрошувальну систему Дніпра. Радіоактивне забруднення гідробіонтів Чорного моря не перевищувало гранично-допустимих концентрацій для риби та морепродуктів. Істотна відмінність поведінки ^{137}Cs від ^{90}Sr у Чорному морі після аварії на ЧАЕС полягала в тому, що зниження вмісту ^{137}Cs у поверхневих шарах моря відбувалося внаслідок переважно трьох процесів: вертикального водообміну, винесення цього радіонукліда через протоку Босфор і його радіоактивного розпаду, а для ^{90}Sr ці процеси значною мірою компенсувалися його надходженням із водами Дніпра й Дунаю.

2. Радіоактивне забруднення компонентів чорноморських екосистем після збільшення концентрації чорнобильських радіонуклідів у воді зростало пропорційно їхнім коефіцієнтам накопичення на масштабі часу сорбційних та метаболічних взаємодій. Значення коефіцієнтів накопичення не залежали від часу й концентрації радіонуклідів у водному середовищі. За рівнем значень величини коефіцієнтів накопичення збігалися з їхніми оцінками, отримани-

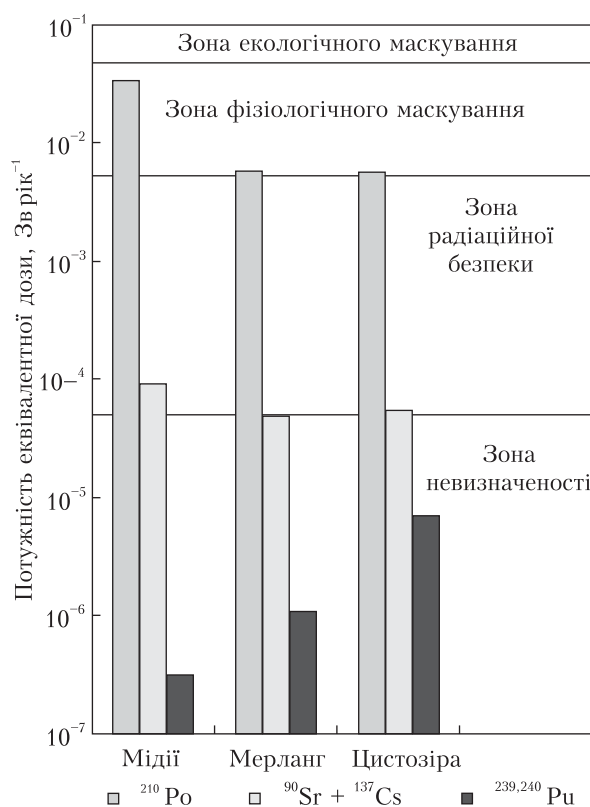


Рис. 9. Максимальні величини потужностей еквівалентних доз опромінення гідробіонтів Чорного моря, які сформовані природним ^{210}Po й штучними радіонуклідами стронцію, цезію й плутонію чорнобильського походження

ми під час експериментів із радіоактивною міткою. Після радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС радіаційна небезпека в Чорному морі не перевищувала допустимих рівнів за дозовими та цитогенетичними критеріями.

3. Після чорнобильської аварії протягом багатьох років відбувалася міграція радіонуклідів у водному середовищі Чорного моря, а також їхній перерозподіл між біологічними компонентами екосистем і донними відкладами. Інтенсивність цього перерозподілу відображала природний хід біогеохімічних процесів і слугувала їхнім радіоактивним трасером. Уміст радіонуклідів у такому геологічному «депо», як донні відклади, збільшувався, що призвело до виникнення

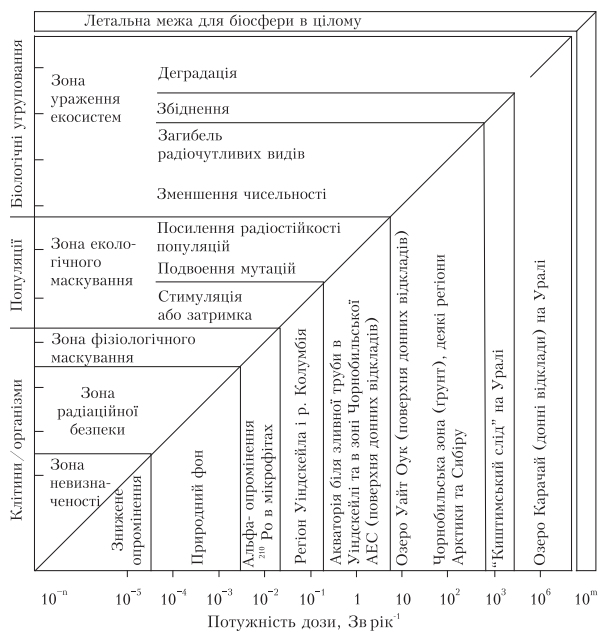


Рис. 10. Зони потужностей доз та їхня дія в біосфері

потенційно-критичних радіоекологічних зон у гирлових зонах річок північно-західної частини Чорного моря. Винесення чорнобильських радіонуклідів через протоку Босфор у моря Середземноморського басейну стало вагомим чинником самоочищення Чорного моря. Основною тенденцією зміни концентрації радіонуклідів у воді й живих компонентах екосистем було їхнє експонентне зменшення протягом певного часу, який був істотно нижчим від «часу життя» атомів ^{137}Cs і ^{90}Sr . Отримані тенденції дали підстави для прогнозування часу досягнення дочорнобильських рівнів радіоактивного забруднення Чорного моря.

* * *

Від самого початку досліджень — із травня 1986 року — і дотепер роботу відділу радіаційної та хімічної біології Інституту біології південних морів НАН України в указаному напрямі підтримує президент НАН України академік Б.Є. Патон. Автори також висловлюють подяку академікові-секретареві Відділення загальної біології НАН України, академікові Д.М. Гродзин-

ському та генеральному директорові Океанологічного центру НАН України, директорові ІБПМ НАН України академікові В.М. Єремєєву за сприяння в розробленні чорнобильської тематики.

1. *Богуславский С.Г., Иващенко И.К.* Явление вертикального переноса в Черном море // Морской гидрофизический журнал. — 1990. — № 6. — С. 34–40.
2. *Вакуловский С.М., Краснопецев Ю.В., Никитин А.И., Чумичев В.Б.* Распределение цезия-137 и стронция-90 между водой и донными отложениями в Черном море в 1977 году // Океанология. — 1982. — Т. 22. — Вып. 6. — С. 712–715.
3. *Войцехович О.В., Канивец В.В., Лантев Г.В.* Анализ формирования радиоактивного загрязнения Днепровской водной системы в течение пяти лет после Чернобыльской аварии // Труды УкрНИГМИ. — 1993. — Вып. 245. — С. 106–127.
4. *Геденов Л.И., Грищенко З.Г., Иванова Л.М., Орлова Т.Е. Тишков В.П., Топорков В.П., Прокопенко В.Ф.* Радионуклиды стронция и цезия в воде низовья Дуная в 1985–1990 гг. // Атомная энергия. — 1993. — Т. 74. — Вып. 1. — С. 58–63.
5. *Гулин С.Б., Поликарпов Г.Г., Ааркрос А., Егоров В.Н., Нильсен С., Стокозов Н.А.* Геохронологическое исследование поступления ^{137}Cs в донные отложения северо-западного шельфа, континентального склона и глубоководной части Черного моря // Доповіді НАН України. — 1997. — № 7. — С. 133–139.
6. *Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Кулебакина Л.Г., Стокозов Н.А., Ештушенко Д.Б.* Модель крупномасштабного загрязнения Черного моря долгоживущими радионуклидами цезием-137 и стронцием-90 в результате аварии на ЧАЭС // Водные ресурсы. — 1993. — Т. 20. — №. 3. — С. 326–330.
7. *Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Освас И., Стокозов Н.А., Гулин С.Б., Мирзоева Н.Ю.* Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую ядерную аварию в отношении долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs // Морской экологический журнал. — 2002. — Т. 1. — № 1. — С. 5–15.
8. *Ильин Л.А., Павловский О.А.* Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и меры, предпринятые с целью их смягчения // Атомная энергия. — 1988. — Т. 65. — Вып. 2. — С. 119–129.
9. *Кулебакина Л.Г.* Радиоэкологические исследования в окислительной зоне Черного моря // Молисмология Черного моря / Под. ред. Г.Г. Поликарпова. — К.: Наукова Думка, 1992. — С. 129–135.

10. Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г. Дозовые нагрузки на гидробионты Черного моря от естественного радионуклида ^{210}Po // Матер. II Межд. конф. «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Геология, экология, геохимия» (Томск, 18–22 октября 2004 г.) — Томск: Изд-во «Тандем-Арт». — 2004. — С. 315–317.
11. Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г., Осват И. Оценки доз облучения черноморских гидробионтов полонием (^{210}Po) в природных условиях // Доповіді НАН України. — 2004. — № 9. — С. 192–195.
12. Молисмология Черного моря / Отв. ред. Г.Г. Поликарпов. — К.: Наукова думка, 1992. — 304 с.
13. Никитин А.И., Мединец В.И., Чумичев В.Б., Катрич И.Ю., Вакуловский С.М., Козлов А.И., Лепешкин В.И. Радиоактивное загрязнение Черного моря вследствие аварии на ЧАЭС по состоянию на октябрь 1986 г. // Атомная энергия. — 1988. — Т. 65. — Вып.2. — С. 134–137.
14. НРБУ–97/Д–2000. Нормы радиационной безопасности Украины с дополнением «Радиационная защита от источников потенциального облучения». — К.: Минздрав Украины, 2000. — 80 с.
15. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов. — М.: Атомиздат, 1964. — 295 с.
16. Поликарпов Г.Г., Тимощук В.И., Кулебакина Л.Г. Концентрация стронция–90 в Нижнем Днепре в направлении Черного моря // Доклады АН УССР. Серия биология. — 1988. — № 3. — С. 77–79.
17. Поликарпов Г.Г. Радиационная защита биосферы, включая Homo sapiens: выбор принципов и поиски решения // Морской экологический журнал. — 2006. — Т. 5. — № 1. — С. 16–34.
18. Романенко В.Д. Основы гідроекології: Підруч. для вузів. — К.: Обереги, 2001. — 728 с.
19. Стокозов М.О. Довгоживучі радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr у Чорному морі після аварії на Чорнобильській АЕС і їхнє використання в якості трасерів процесів водообміну: Автореф. дис... канд. геогр. наук: 11.00.08 / ВАТ «Сев. міс. тип.» — Севастополь, 2004. — 20 с.
20. Терещенко Н.Н. Изучение содержания радионуклидов плутония в донных отложениях Стрелецкой бухты // Радиационная безопасность территорий. Радиоэкология городов: Тез. докл. Междунар. конф. (Москва, 24–26 ноября 2003 г.). — Москва, 2003. — С. 46–47.
21. Терещенко Н.Н. Радионуклиды плутония в компонентах прибрежных черноморских экосистем в акватории Севастополя // Наукові записки. Серія біологія. — 2005. — № 4 (27). — С. 243–247.
22. Терещенко Н.Н., Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е. Радиоэкологическая ситуация в Черном море в отношении плутония: уровни загрязнения компонентов экосистемы и дозовые нагрузки на биоту // Морской экологический журнал. — 2007. — Т. 6. — № 2. — С. 25–38.
23. Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Цитогенетические эффекты в природных популяциях гидробионтов, индуцированные радиоактивным и химическим загрязнением // Чтения памяти Н.В. Тимофеева-Ресовского. JSBN 966–02–1750–1. — Севастополь, 2000. — С. 70–79.
24. Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Методология изучения эквивалентности действия радиоактивного и химического загрязнения на природные популяции гидробионтов // Гидробиологический журнал. — 2004. — Т. 40. — №5. — С. 78–89.
25. Чудиновских Т.В., Еремеев В.Н. Радиоактивное загрязнение вод Черного моря // Практическая экология морских регионов. Черное море. — К.: Наукова думка, 1990. — С. 46–56.
26. Чудиновских Т.В., Батраков Г.Ф., Демьшев С.Г., Запелалов А.С. Натурные и теоретические исследования поведения техногенных радионуклидов в Черном море // Системы контроля окружающей среды: Сб. научн. тр. НАН Украины. — МГИ, Севастополь, 2004. — С. 228–237.
27. Belyayev S.T., Borovoy A.A., Demin V.F., Rimsky-Korsakov A.A., Kheruvimov A.N. The Chernobyl Source Term // Proc. Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. — Luxembourg: Report EUR 13574. — 1991. — Vol. 1. — P. 72–91.
28. Buesseler K.O., Livingston H.D., Honjo S., Hay B.J., Konuk T., Kempe S. Scavenging and particle deposition in the southern Black Sea — evidence from Chernobyl radiotracers // Deep-Sea Research. — 1990. — Vol. 37. — № 3. — P. 413–430.
29. Buesseler K.O., Livingston H.D., Casso S.A. Mixing between oxic and anoxic waters of the Black Sea as traced by Chernobyl cesium isotopes // Deep-Sea Research. — 1991. — Vol. 38. — Suppl. 2. — P. S725–S745.
30. Egorov V.N., Polikarpov G.G., Kulebakina L.G., Stokozov N.A., Yevtushenko D.B. Modelling Large-scale Contamination of the Black Sea Caused by Long-lived Radionuclides of ^{137}Cs and ^{90}Sr Following the Chernobyl Accident // Proc. of Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxembourg, 1–5 October 1990. — Luxembourg: Report EUR 13574, 1991. — Vol. 2. — P. 649–664.
31. Egorov V.N., Povinec P.P., Polikarpov G.G., Stokozov N.A., Gulin S.B., Kulebakina L.G., Osvath I. ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Black Sea after the Chernobyl NPP accident: inventories, balance and tracer appli-

- cations // J. Environ. Radioactivity. — 1999. — Vol. 43. — № 2 — P. 137–155.
32. Egorov V.N., Polikarpov G.G., Stokozov N. A., Mirzoyeva N. Yu. Estimation and prediction of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs outflow from the Black Sea via the Bosphorus Strait after the NPP Chernobyl accident // Морской экологический журнал. — 2005. — Т.4. — № 4. — С. 33–41.
 33. Egorov V. N., Lazorenko G. E., Mirzoyeva N. Yu., Stokozov N. A., Kostova S. K., Malakhova L. V., Pirkova A. V., Arkhipova S. I., Korkishko N. F., Popovichev V. N., Plotitsyna O. V., Migal L. V. Content ¹³⁷Cs, ⁴⁰K, ⁹⁰Sr, ²¹⁰Po radionuclides and some chemical pollutants in the Black Sea mussels *Mytilus galloprovincialis* // Морской экологический журнал. — 2006. — Т. 5. — № 3. — С. 70–78.
 34. EUROPEAN COMMISSION, The radiological exposure of the population of the European community from radioactivity in the Mediterranean Sea, Project MARINAMED, Report EUR 15564, Luxembourg (1994).
 35. Gudixsen P.H., Harvey T.F., Lange R. Chernobyl Source Term Estimation // Proc. Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during three major nuclear accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl, Luxembourg, Oct. 1–5, 1990: Report EUR 13574. — Luxembourg, 1991. — Vol.11. — P. 93–112.
 36. Gulin S.B., Polikarpov G.G., Egorov V.N., Zherko N.V., Stokozov N.A. Chronological study of ¹³⁷Cs, PCBs and some pesticides fluxes into the Western Black Sea deep sediments // Radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea (MARINAMED Project). — Brussels–Luxembourg: ENEA, 1995. — P. 487–500.
 37. Gulin S.B., Aarkrog A., Polikarpov G.G., Nielsen S.P., Egorov V.N. Chronological study of ¹³⁷Cs input to the Black Sea deep and shelf sediments // Radioprotection. — 1997. — Vol. 32, C2. — P. 257–262.
 38. Gulin S.B. Recent changes of biogenic carbonate deposition in anoxic sediments of the Black Sea: sedimentary record and climatic implication // Marine Environmental Research. — 2000. — Vol.49. — № 4. — P. 319–328.
 39. Gulin S.B., Polikarpov G.G., Egorov V.N., Martin J.–M., Korotkov A.A., Stokozov N.A. Radioactive contamination of the north–western Black Sea sediments // Estuarine, Coastal and Shelf Science. — 2002. — Vol. 54. — P. 541–549.
 40. Gulin S.B., Polikarpov G.G., Martin J.–M. Geochronological reconstruction of ¹³⁷Cs transport from the Coruh River to the SE Black Sea: comparative assessment of radionuclide retention in the mountainous catchment area // Continental Shelf Research. — 2003. — Vol. 23. — № 17–19. — P. 1811–1819.
 41. IAEA — International Atomic Energy Agency. Global marine radioactivity database (GLOMARD) // IAEA–TECDOC — 1146. — Vienna: IAEA, 2000a. — 51 p.
 42. Lazorenko G.E., Polikarpov G.G., Osvath I. Doses to the Black Sea fishes and mussels from naturally occurring radionuclide ²¹⁰Po // Intern. conf. on protection of the environment from the effects of ionizing radiation, 6–10 Oct. 2003, Stockholm, Sweden: Contributed papers: IAEA–CN–109. — 2003. — P. 242–244.
 43. Livingston H. D., Buesseler K. O., Izdar E., Konuk T. Characteristics of Chernobyl fallout in the southern Black Sea // Radionuclides: a tool for oceanography / Guary J. C., Guegueniat P., Pentreath R. J., Ed. — Essex (UK): Elsevier, 1988. — P. 204–216.
 44. Marine Environmental Assessment of the Black Sea: Working Material.— Austria. — Vienna: Produced by IAEA, 2004. — 358 p.
 45. Polikarpov G.G., Kulebakina L.G., Timoshchuk V.I., Stokozov N.A. ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in surface waters of the Dnieper River, the Black Sea and Aegean Sea in 1987 and 1988 // J. Environ. Radioactivity. — 1991. — Vol. 13. — P. 25–38.
 46. Polikarpov G. G., Kulebakina L. G., Timoshchuk V. I., Stokozov N.A., Korotkov A.A. Radionuclides migration in the Dnieper River Cascade, the Dnieper–Bug estuary and the Black Sea shallow waters // The SCOPE–RADPATH meeting «Biochemical Pathways of Artificial Radionuclides», Essex University, 12–20 Apr., 1991. — Preprint. — 24 p.
 47. Polikarpov G.G., Livingston H.D., Kulebakina L.G., Buesseler K.O., Stokozov N.A., Casso S.A. Inflow of Chernobyl ⁹⁰Sr to the Black Sea from Dnieper River // J. Estuarine, Coastal and Shelf Science. — 1992. — Vol. 34. — P. 315–320.
 48. Polikarpov G.G., Aarkrog A. Sources to Environmental Radioactive Contamination in the Former USSR. // Доклады НАН Украины. — 1993. — № 2. — С. 169–176.
 49. Polikarpov G.G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionising radiation in the environment // Radiation Protection Dosimetry. — 1998. — Vol. 75. — № 1–4. — P. 181–185.
 50. Sanchez Arthur L., Gastaud J., Noshkin V., Buesseler K. O. Plutonium oxidation states in the southwestern Black Sea: evidence regarding the origin of the cold intermediate layer // Deep Sea Research. — 1991. — Vol. 38. — Suppl. 2. — P. S845–S853.
 51. Shapiro C.S., Appleby L.J., Devell L., Mishra U.C., Voice E.H. SCOPE 50: Radioecology after Chernobyl

- byl – biogeochemical pathways of artificial radionuclides /Eds. Warner Sir F. and Harrison R.M. – John Wiley & Sons, New York. – 1993. – P. 1–31.
52. *Stanev E.V., Buessler K.O., Staneva J.V., Livingston H.D.* A comparison of modeled and measured Chernobyl ⁹⁰Sr distributions in the Black Sea // *J. Environ. Radioactivity*. – 1999. – Vol. 43. – № 2. – P. 187–204.
53. *Thébault H., Rodriguez y Baena A. M., Andral B., Barisic D., Benedicto Albaladejo J., Bologa A., Boudjenoun R., Delfanti R., Egorov V., El Khoukhi T., Florou H., Kniewald G., Noureddine A., Patrascu V., Pham M. K., Scarpato A., Stokozov N., Topcuoglu S., Warnau M.* ¹³⁷Cs baseline levels in the Mediterranean and Black Sea: a cross-basin survey of the CIESM Mediterranean Mussel Watch Programme // *Marine Pollution Bulletin*, in press.
54. UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly, with Scientific Annexes), Vol. II, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000). – P. 451–566.
55. *Vakulovsky S.M., Nikitin A.I., Chumichev V.B., Katrich I.Yu., Voitsekhovich O.A., Medinets V.I., Pisarev V.V., Bovkum L.A., Khersonsky E.S.* Cesium–137 and Strontium–90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl Nuclear Power Plant accident // *J. Environ. Radioactivity*. – 1994. – Vol. 23. – P. 103–122.
56. *Voitsekhovitch O. V., Kanivets V. V., Krithuk B. F.* et al. Project RER/2/003 Status Report of the Ukrainian Research Hydrometeorological Institute for 2000–2001 // «Marine Environmental Assessment of the Black Sea»: Working Material of Regional Cooperation Project RER/2/003 (Vienna, 22 January 2004). – Vienna, Austria, 2004. – 83 p.
57. WORLD HEALTH ORGANIZATION, Health Hazards from Radiocaesium Following the Cher-

nobyl Nuclear Accident. Report on a WHO working group // *J. Environ. Radioactivity*. – 1989. – № 10. – P. 257–259.

58. Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS). Radionuclide Levels in Oceans and Seas. – Austria: IAEA, 2005. – 187 p.

Г. Полікарпов, В. Єгоров, С. Гулін, В. Цицугіна, М. Стокозов, Г. Лазоренко, Н. Терещенко, Н. Мірзоєва

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ ВІДГУК ЧОРНОГО МОРЯ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКУ КАТАСТРОФУ

Резюме

У статті представлено результати багаторічних досліджень радіоекології Чорного моря і суміжних акваторій із метою оцінення наслідків впливу аварії на ЧАЕС на водне середовище. Вивчено обсяги дозових навантажень на живі організми від іонізуючого випромінювання. Проаналізовано вплив живої і неживої речовини на динаміку полів радіоактивності та здатність чорноморської акваторії до самоочищення від радіоактивного забруднення.

G. Polikarpov, V. Yegorov, S. Gulin, V. Tsytugina, M. Stokozov, G. Lazorenko, N. Tereschenko, N. Mirzoyeva

RADIOECOLOGICAL RESPONSE OF BLACK SEA ON CHORNOBYL DISASTER

Summary

The results of long term results of Black sea and adjoining water area radioecology are presented in order to evaluate the consequences of ChNPP disaster influence on water environment. The amount of ionization radiation exposure on living organisms has been studied. The living and nonliving material influence on radioactive field dynamics and ability of Black sea water area to self-purification from radioactive contamination is analyzed.