

УДК 539.16

Герасимов О.І., Курятников В.В.

Одеський національний університет імені І. І. Мечникова

E-mail: kuryatnikov1@ukr.net

Моделювання динаміки радіоактивних домішок в умовах річкових стоків в районі морського узбережжя

В результаті збільшення сфери використання радіоактивних речовин у антропогенній діяльності – атомної енергетичної промисловості та ін. зростає забруднення ними навколишнього середовища і як наслідок, відбувається забруднення води. Перенос радіонуклідів водними потоками є одним з основних факторів поширення радіоактивного забруднення у навколишньому середовищі. Вивчення міграції радіонуклідних забруднень в морських районах ускладнюють морські течії, що мають гравітаційне походження і пов'язані із кліматичними та сезонними змінами. Тому питання, що розглядаються у статті, є актуальними.

Мета роботи виділити механізми фізичних процесів, що обумовлюють міграцію радіонуклідних забруднень внаслідок річкових стоків в районі морського узбережжя північно-західної частини Чорного моря.

Радіаційні забруднення можуть бути розчиненими у воді, а можуть бути пов'язані з наявністю в ній дисперсної фази речовин, у тому числі і радіоактивних. Механізми розповсюдження радіаційних забруднень можуть відрізнятися в залежності від агрегатного стану забруднення. Розглянуті механізми фізичних процесів, що супроводжують міграцію радіонуклідів у водному середовищі. Це процеси гравітаційного осадження дисперсних частинок або спливання їх в результаті дії сили Архімеда, вплив дії сили Коріоліса, а також процеси броунівської дифузії дисперсних частинок, які здатні викликати їх коагуляцію. Запропонована адвективна модель перенесення радіонуклідів у водному середовищі. Апробація моделі при обробці даних вимірів радіоактивності води дніпровського басейна і Чорного моря показує, що ця модель добре описує зменшення концентрацій радіонуклідів, що надходять із забруднених територій і, поширюючись у Дніпровському басейні річок та водосховищ, потрапляють у північно західну частину Чорного моря. При цьому значення коефіцієнта дифузії для водних розчинів у воді становлять $10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$, а для броунівської дифузії - $10^{-10} \div 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}$ і менше. Це свідчить про суттєву роль дифузійного розбавлення в процесі водної міграції і потребує врахування його при моделюванні водної міграції радіонуклідів, а також підтверджує, що швидкість дифузії дисперсних частинок у воді на 1-2 порядки менше, ніж у розчинів.

Розглянута конвективно-дифузійна модель міграції радіонуклідів у воді. Усі отримані результати розрахунків за цією моделлю вказують на те, що наявність конвекції сприяє збільшенню масштабів розподілу домішок (іншими словами, сприяє більш широкомасштабному поширенню домішок). За допомогою отриманих точних розв'язків показана еволюція розподілу концентрації радіонуклідів за наявності конвективного потоку. Видно, що на відміну від випадку дифузії максимум розподілу зміщується у напрямку конвективного потоку. Фактор автомодельності вказує на залежність концентрації (або іншої величини) від просторового та часового розподілу швидкості конвекції, просторової координати і часу. Розглянутий підхід може бути використаний для аналізу і моделювання процесів переносу та дифузії у фізичних системах з рухомих середовищем. Застосовуючи фактор автомодельності до відповідного рівняння, можна отримати аналітичні розв'язки, які відображатимуть перенос і розподіл домішок або

інших фізичних величин в системі за умови великих конвекційних рухів і дифузійних процесів.

Висновки роботи та практичне значення роботи полягають в розробці алгоритмів моделі водної міграції радіонуклідів, придатної для прогнозування критичних режимів фізичних процесів, яка може служити інструментом для підготовки відповіді на екологічні аварії, пов'язані з радіоактивними забрудненнями.

Ключові слова: міграція радіонуклідів, дисперсна фаза, конвективна дифузія.

Вступ. Моделювання динаміки радіоактивних домішок в умовах річкових стоків у морській акваторії є надзвичайно актуальною та важливою задачею.

Актуальність проблеми полягає в її глобальних наслідках впливу на екологічну безпеку. Радіоактивні забруднення переносяться на великі відстані завдяки водним течіям та атмосферним процесам, що створює загрозу для всієї нашої країни і сусідніх країн. Радіація здатна призвести до зрушень у біологічних ланцюгах, вплинути на екологічну рівновагу. Радіоактивні забруднення впливають на здоров'я людини через контакт з радіоактивними водами та споживання забруднених морських продуктів. Цей вплив має довгострокові наслідки та може спричиняти екологічну шкоду.

Враховуючи ці обставини, стає зрозумілим, що моделювання поширення радіоактивних забруднень у морських водах, розрахунки і прогнозування ризиків на основі моделювання є необхідним завданням наукової спільноти та організацій, які займаються радіаційною безпекою та екологією.

Мета роботи полягає у впровадженні в практику оцінки радіаційних ризиків питань моделювання поширення радіонуклідних забруднень у прибережних морських водах, розрахунків міграції радіонуклідів водними потоками, зокрема у річках, морських течіях з врахуванням процесів конвективної дифузії, гравітаційного осадження радіоактивних дисперсних частинок та процесів радіоактивного розпаду. Це має покращити наше розуміння механізмів поширення радіоактивних речовин у морських водах та надати інструмент для управління ризиками, пов'язаними з радіоактивним забрудненням.

Результати дослідження мають теоретичне значення, оскільки розробка алгоритму для моделювання поширення радіонуклідних забруднень у прибережних морських водах допомагає розширити знання про механізми міграції радіоактивних речовин у морських водах, розширити сферу використання методів фізичного моделювання дисперсних систем, сприяє покращенню наукового розуміння впливу радіоактивних забруднень на морські екосистеми та здоров'я людей.

Практичне значення досліджень полягає в розробці моделей конвективної дифузії та в прогнозуванні на основі їх критичних режимів фізичних процесів, що може бути інструментом для підготовки відповіді на екологічні аварії, пов'язані з радіоактивними забрудненнями.

1. Огляд реальних спостережень конвективно-дифузійних процесів за темою досліджень. Радіаційне забруднення води. Забруднюючі домішки. Перенос радіонуклідів водними потоками є одним з основних факторів поширення радіоактивного забруднення у навколишньому середовищі. Радіоактивні

речовини, осідаючи з атмосфери на поверхню землі, поширюються водними потоками та забруднюють місцевість і все, що знаходиться на ній. До атмосфери на території України техногенні радіоактивні елементи (насамперед, це реакторні та вибухові цезій-137 і стронцій-90) надходять завдяки вторинному вітровому підйому радіоактивних ізотопів з поверхні ґрунту (лісні пожежі та ін.), забрудненого перш за все внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р..

Фізичні процеси поширення радіації у водному середовищі відрізняються великою різноманітністю мігруючих радіоактивних елементів [1,2,3]. Кожен з цих елементів характеризується енергією іонізуючого випромінювання і питомою радіоактивністю A_v , від яких залежить вплив на довкілля. Ці хімічні елементи можуть бути розчиненими у воді, як наприклад, цезій (^{137}Cs), або утворювати гетерогенні двофазні системи, як наприклад, стронцій (^{90}Sr). Внаслідок різноманітності мігруючих радіоактивних елементів механізми їх переносу можуть відрізнятися між собою та мати особливі властивості.

В Україні якість води має відповідати вимогам державних стандартів якості та безпечності, а також вимогам санітарного законодавства. Так, зокрема, у 2017р. згідно законів "Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення"[4] та "Про питну воду та питне водопостачання" [5] введені Державні санітарні норми та правила "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною"[6].

Радіаційне забруднення води може здійснюватися розчиненими в ній домішками радіонуклідів, або нерозчиненою у воді дисперсною фазою різноманітних радіоактивних речовин.

У воді в залежності від фізичного стану присутньої в ній дисперсної фази утворюються різні дисперсні системи. Згідно існуючої класифікації домішок [3,7] за їх фазово-дисперсним станом гетерогенні системи включають частинки розміром 0,1мкм - 1мкм (суспензії, емульсії, мікроорганізми, планктон) та більше. Для частинок більших розмірів превалюють механізми гравітаційного осадження, а для дрібних частинок більш суттєвий механізм броунівської дифузії [7,8].

Поверхневі води в системі річок Дунаю та Дніпра разом з водами Дніпро-Бузького лиману потрапляють в північно-західну частину Чорного моря, чим обумовлюють його радіоактивне забруднення.

Вивчення фізичних механізмів переносу радіоактивного забруднення у водній системі р. Дніпра і моделювання механізмів цих процесів дозволить здійснювати оцінки і прогнозування радіаційного стану цієї частини Чорного моря.

З річковими водами із забруднених територій радіонукліди надходять у Дніпр та дніпровські водосховища, під впливом різних природних факторів відбувається поступове зменшення їх концентрацій внаслідок природних процесів самоочищення водних мас, процесів седиментації, розбавлення, акумуляції у донних відкладах водосховищ. Вирішальну роль у цьому відіграють розбавлення в результаті процесів дифузії.

Джерелами забруднення води найбільш часто є продукти поділу урану U^{235} , що складаються з короткоживучих і довго існуючих радіоактивних ізотопів. Це ядерне паливо на АЕС, радіоактивні продукти ядерного заряду, які утворилися

Таблиця 1 Показники питомої сумарної альфа- і бета-активності питної води

№ з/п	Найменування показників	Одиниці виміру	Нормативи	Методики визначення
1	Сумарна альфа- активність	Бк/куб.дм	≤ 0.1	9,10
2	Сумарна бета-активність	Бк/куб.дм	≤ 1.0	10

Таблиця 2 Радіаційні показники безпечності питної води

№ з/п	Найменування показників	Одиниці виміру	Нормативи	Методики визначення
1	Сумарна активність природної суміші ізотопів	Бк/куб.дм	≤ 1	10
2	Питома активність ^{226}Ra	Бк/куб.дм	$\leq 1,0$	10
3	Питома активність ^{222}Rn	Бк/куб.дм	≤ 100	10
4	Питома активність ^{137}Cs	Бк/куб.дм	≤ 2	10
5	Питома активність ^{90}Sr	Бк/куб.дм	≤ 2	10

під час ядерних випробувань і штучні радіоактивні ізотопи [1-3]. Високоактивні стічні води із вмістом радіоактивних ізотопів більше 1 мКі/л утворюються в першій стадії процесу переробки використаного ядерного палива, при якому ставиться мета вилучити паливні і розщеплювальні матеріали. Кількість такої води – 2-20 л на 1 м³ одержуваного урану U²³⁵ [1-3].

Під час оцінки безпечності води згідно з методиками [9,10] та прийнятими в Україні законами [4,5] у місцях водозаборів поверхневих та підземних джерел водопостачання попередньо визначаються питомі сумарні альфа- і бета-активності за показниками питомої активності.

Згідно законів [4,5] та норм радіаційної безпеки [11] у разі перевищення питомої сумарної альфа-активності у воді з підземних джерел водопостачання необхідно визначати питому сумарну активність природної суміші ізотопів урану (U²³⁵), питомі активності радю (^{226}Ra) та радону (^{222}Rn), а у разі перевищення питомої сумарної бета-активності у воді з поверхневих та підземних джерел водопостачання - питомі активності цезію (^{137}Cs) та стронцію (^{90}Sr).

Радіаційні показники якості питної води та норми, які стосуються питомої радіаційної активності води наведені у таблицях 1 і 2.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи радіонуклідами, переважно цезієм-137, стронцієм-90 та плутонієм-239, була забруднена значна територія України, в тому числі – частина басейну Дніпра та всі водосховища каскаду. Основна кількість радіонуклідів потрапила до Дніпра відразу після аварії, і сумарна бета-активність води поблизу Києва в травні 1986 року становила 5×10^{-8} Кі/л [12], що в 100–1000 разів тоді перевищувало природний фон.

Водосховища дніпровського каскаду є своєрідними накопичувачами радіоактивного забруднення. Основна частина радіонуклідів зосереджена в мулі, тканинах рослин і водних тварин, які є концентраторами цезію та стронцію.

За даними радіаційного водного моніторингу з моменту аварії на ЧАЕС до грудня 1995 року у басейн Дніпра та всі водосховища каскаду з аерозольним випадінням і річковим припливом надійшло не менш як 6 000 Кі цезію-137 і 5

000 Кі стронцію-90. За вказаний час у Чорне море Дніпром було винесено близько 40 Кі цезію і близько 1400 Кі стронцію. Таким чином, екосистеми водосховищ затримали не менш як 99 % цезію-137 і 70 % стронцію-90 від усієї кількості радіонуклідів, що надійшли у водойми.

З огляду на те, що наразі головним джерелом надходження радіонуклідів до Дніпра з подальшою міграцією до північно-західної частини Чорного моря є води р. Прип'ять, умови формування поверхневого стоку на території її водозбору і радіоактивність води у цій річці мають вирішальний вплив на радіаційний стан всього каскаду водосховищ Дніпра та прибережних районів Чорного моря.

За звітом Центральної геофізичної обсерваторії ім. Бориса Срезневського [12] можна прослідити змінення концентрації, а відповідно і радіоактивності, небезпечних радіонуклідів вздовж течії від р. Прип'ять до Чорного моря.

За експериментальними даними ДСП “Екоцентр” ДАЗВ України [12], винос стронцію-90 водами р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль у 2020 р. становив $0,25 \times 10^{12}$ Бк (6,6 Кі), Річний винос цезію-137 дорівнював $0,13 \times 10^{12}$ Бк (3,6 Кі).

Загальний внесок Верхнього Дніпра і Десни у забруднення дніпровських водосховищ стронцієм-90 та цезієм-137 набагато менше від внеску р. Прип'ять разом з річками Уж та Брагінка [12].

По даним [12] у 2020 році при проходженні забруднених прип'ятських вод від м. Чорнобиль через Київське водосховище середньорічна концентрація стронцію-90 знизилась у 1,6 рази і в створі верхнього б'єфу Київської ГЕС (м. Вишгород) складала в середньому $26,7 \text{ Бк/м}^3$ за рік. По тим же даним зниження концентрації цезію-137 вздовж Дніпра відбувається більш інтенсивно, ніж стронцію-90. І у 2020 р. середня концентрація цезію-137 у Київському водосховищі становила $7,8 \text{ Бк/м}^3$, що у 2,6 разів менше, ніж у прип'ятській воді

Вниз по Дніпру внаслідок розбавлення більш чистими водами бокових потоків вміст стронцію-90 у воді й далі зменшувався і у Каховському водосховищі в районі м. Нова Каховка у 2020 р. становив у середньому за рік $15,6 \text{ Бк/м}^3$, що у 2,8 рази менше ніж у воді Прип'яті. При цьому у Каховському водосховищі середня концентрація цезію-137 складала $0,68 \text{ Бк/м}^3$, тобто була у 29 разів менша за вміст цього радіонукліду у воді р. Прип'ять.

У Чорному морі район спостережень [12] охоплював гирла основних рукавів дельти Дунаю, акваторію порту Одеса, гирла річок Дніпро і Південний Буг, Дніпро-Бузький та Сухий лимани.

2. Фізичні механізми процесів, які визначають поведінку радіоактивних домішок у водному середовищі. Вважатимемо, що радіоактивна речовина являє собою суміш суспензії або емульсії дисперсних радіоактивних частинок (крапель) та розчину у воді радіоізотопів у певній їх концентрації. Це, наприклад, випадок нерозчинених у воді хімічних сполучень Sr^{90} та розчинених у воді ізотопів цезію Cs^{137} .

У загальному випадку сумарну активність радіоактивної води є сумою активності розчинених у воді радіонуклідів та активності нерозчинених дисперсних радіонуклідів. Наприклад, у випадку ізотопів цезію Cs^{137} та нерозчинених у

воді хімічних сполук Sr^{90} сумарна активність дорівнює

$$A = A_{\text{Cs}} + A_{\text{Sr}}. \quad (1)$$

Активності цезію Cs^{137} та стронцію Sr^{90} визначаються законом радіоактивного розпаду

$$A = A_0 \cdot \exp(-\lambda t),$$

де λ – стала розпаду,

$$\lambda = \ln 2 / T_{1/2},$$

а $T_{1/2}$ – період напіврозпаду, та законом осадження частинок кількістю N

$$N = N(x, t),$$

який є розв'язком конвективно-дифузійної задачі з конкретними крайовими та початковими умовами.

При моделюванні динаміки гетерогенної, агрегативно нестійкої, радіоактивної дисперсної системи потрібно враховувати основні фізичні механізми явищ переносу маси: адвективні, конвективні, дифузійні та термо-дифузійфоре́з. Ці механізми можуть бути потенційними алгоритмами для моделювання розповсюдження радіонуклідів.

Динаміку прибережних вод Чорного моря формують сили гравітації Землі та інерціальні сили, що пов'язані з обертанням Землі навколо своєї осі.

Завислі в рідині дисперсні частинки, маючи певну масу, у гравітаційному полі Землі поступово осідають (якщо їхня густина більша за густину рідини) або спливають, якщо їхня густина менша за густину рідини.

На завислу у водному потоці частинку діють чотири вертикально спрямовані сили: сила тяжіння G

$$G = m_q \cdot g = \pi \cdot \frac{d_q^3}{6} \cdot \rho_q \cdot g;$$

відштовхувальна (архімедова) сила, що дорівнює вазі рідини в об'ємі частинки і спрямована, відповідно, вертикально вгору;

$$F_A = \pi \rho_0 g d_q^3 / 6,$$

де ρ_q – густина речовини частинки, ρ_0 – густина води, d_q – діаметр частинки.

Сила в'язкого тертя, яке у т. з. стоксівському наближенні дорівнює F_c

$$F_c = 6\pi\eta r v,$$

де η – в'язкість, v – швидкість обтікання;

сила Коріоліса, яка дорівнює

$$\vec{F}_{\text{кор}} = m[\vec{v}'\vec{\omega}],$$

де $\vec{v}'$ – швидкість, з якою частинка рухається відносно Землі, $\omega = T/2\pi$ – кутова швидкість обертання Землі, T – добовий період обертання Землі.

Сила Коріоліса перпендикулярна до площини, в якій лежать вектори $\vec{v}'$ і $\vec{\omega}$.

Кут проміж векторами $\vec{v}'$ і $\vec{\omega}$ прийемо рівним $\alpha \approx 45^\circ$ до горизонту. До речі, це відповідає 45-ій паралелі, яка перетинає північно-західну частину Чорного моря.

Векторна сума перелічених сил визначає рух по вертикалі. Якщо рівнодійна перелічених сил дорівнює нулю, рух частинки по вертикалі є рівномірним.

Швидкість осадження v_s у такому стаціонарному режимі визначається із умови рівності рівнодіючої цих сил нулю. Вона дорівнюватиме

$$v_s = \frac{d_q^2 [g(\rho_q - \rho_0) + 2\rho_q v'(\omega)]}{18\eta} \quad (2)$$

Якщо розмір d_q частинок близький до середньої довжини вільного пробігу молекул води, то створюються умови для хаотичного броунівського руху частинок, який прагне порушити механізм гравітаційного осадження, розподілити частинки рівномірно по всьому об'єму, і, таким чином, перешкоджає осіданню (або спливанню) частинок.

Унаслідок сумісної дії механізмів гравітаційного осадження та броунівського руху в полідисперсній системі має встановлюватися деякий розподіл частинок за висотою вздовж дії сили тяжіння.

Згідно класичної теорії Смолуховського, що описує тепловий хаотичний рух частинок у рідині чи в газі [3, 8, 13, 14], середнє броунівське зміщення дисперсних частинок Δx за час t складає:

$$\Delta x^2 = \frac{2RTt}{3\pi\eta N_A d_q}, \quad (3)$$

де η – коефіцієнт в'язкості середовища; T – температура в К; N_A – число Авогадро ($N_A = 6.02 \cdot 10^{23}$ моль⁻¹); R – універсальна газова стала.

За формулою Ейнштейна для теплового руху броунівських частинок

$$\Delta x = \sqrt{2Dt}, \quad (4)$$

де D – коефіцієнт дифузії частинок, які перебувають у броунівському русі, t – час, за який відраховується зміщення Δx .

З порівняння формул (3) та (4) можна знайти коефіцієнт дифузії

$$D = \frac{RT}{3\pi\eta N_A d_q}. \quad (5)$$

Дані розрахунків коефіцієнта броунівської дифузії D помістимо до табл. 3 у вигляді залежностей від температури (в'язкості) води та розміру (діаметра) дисперсних частинок. В'язкість води візьмемо за даними [15], за якими вона змінюється від $1.7865 \cdot 10^{-3}$ при температурі 0 °С до 0.5477 при температурі 50 °С.

З табл.3 видно, що для дрібних броунівських частинок розміром порядку 0.1 мкм значення коефіцієнта броунівської дифузії складає порядку $10^{-10} + 10^{-11}$ м²/с, що на 1 - 2 порядки менше, ніж значення коефіцієнта дифузії водних розчинів. А для частинок більшого розміру коефіцієнт дифузії ще менший, що веде до зменшення швидкості масообміну в дисперсних системах.

На підставі даних наведених у табл. 3, можна зробити висновок, що із зменшенням розмірів частинок типових домішок, які можуть нести на собі адсорбовані радіонукліди, збільшується Δx , завдяки чому створюються умови для броунівського сценарію кінетики несучих радіонуклідів домішкових частинок.

Аналіз поведінки прибережних водних потоків у Чорноморському узбережжі показує, що стосовно особливостей морських, зокрема Чорноморських течій, слід перш за все відмітити, що вони здатні переносити радіаційне забруднення на великі відстані у напрямку діючих сил.

Морські течії – масштабні потоки, які мають певну спрямованість, формуються під дією сил гравітації Землі та інерціальних сил, що пов'язані з обертанням Землі навколо своєї осі.

Основою спрямованості руху чорноморської течії є прискорення, яке отри-

Таблиця 3 Значення коефіцієнту броунівської дифузії у воді

За даними [15] в'язкість води $\eta, 10^{-3} \text{ Па}\cdot\text{с}$	Коефіцієнт дифузії сферичних частинок діаметром d в броунівському русі у воді $D, 10^{-14} \text{ м}^2/\text{с}$				
	$d=20 \text{ мкм}$	$d=2 \text{ мкм}$	$d=1 \text{ мкм}$	$d=0,5 \text{ мкм}$	$d=0,1 \text{ мкм}$
1.7865	7.67	76.7	153.4	306.7	1533.7
1.5138	8.12	81.2	162.4	324.8	1623.8
1.3037	9.60	96.0	192.0	384.0	1920.0
1.1369	11.1	111.4	222.8	445.6	2228.2
1.0019	12.9	129.2	258.4	516.8	2584.3
0.8909	14.8	147.7	295.4	590.8	2954.0
0.7982	16.7	167.0	334.0	668.1	3340.0
0.6540	21.2	212.4	424.7	849.4	4247.8
0.5477	24.9	249.2	498.	996.9	4984.4

мує морська вода внаслідок обертання планети. Це ефект сили Коріоліса, яка діє на потік нагрітої прибережної води, що рухається від берегу. Сила Коріоліса змушує горизонтальні течії в морі відхилятися від свого напрямку руху і рухатися на захід[17,18].

Потік основної чорноморської течії проходить на відстані 15–25 км від суші. Його ширина в окремих місцях досягає 40 миль, а швидкість руху води – до 5 км/год.

Основна чорноморська течія поширюється вздовж усіх берегів по периметру Чорного моря, спрямована проти годинникової стрілки і згортається в два вихрові потоки, що нагадують два кільця, так звані «окуляри Книповича».

Швидкість течії в цих кільцях збільшується від 10 см/с у центрі до 25 см/с на їх периферії. З глибиною швидкості течій швидко загасають.

У останні роки у північно-західній частині Чорного моря суттєво почастішало явище підйому глибинних морських вод на поверхню «прибережний апвелінг», яке пов'язане з рухом від берегу в море прогрітої влітку теплої води і також дією сили Коріоліса. У цьому районі зниження температури води при апвелінгу сягає від кількох градусів до 10-15° [17, 18].

Фізичні механізми та природа цього явища поки ще вивчені не зовсім достатньо, але усі пояснення спираються на те, що прибережний апвелінг виникає внаслідок руху від берега теплих поверхневих вод і підйому на їхнє місце глибинних вод. Характер апвелінгу безперечно пов'язаний з динамікою струменя Основної Чорноморської течії. Течія уздовж берегу моря на захід є причиною виникнення вертикальних конвективних рухів води, що можуть підняти холодні, глибинні води на поверхню, утворюючи апвелінг. А збільшення частоти прояву цього явища у північно-західній частині Чорного моря, на наш погляд, обумовлено глобальним потеплінням та зміненням клімату.

Сила Коріоліса у контексті апвелінгу грає важливу роль, тому що вона є причиною чорноморських течій. Сила Коріоліса змушує горизонтальні течії в морі відхилятися від свого напрямку руху і рухатися на захід. Дією сил інерції обумовлені течії, картину яких показує рис. 1.

Внаслідок суттєвих змін клімату, які відбулися в останні роки в районі північно-західної частини Чорного моря, більш інтенсивно і до більших темпера-

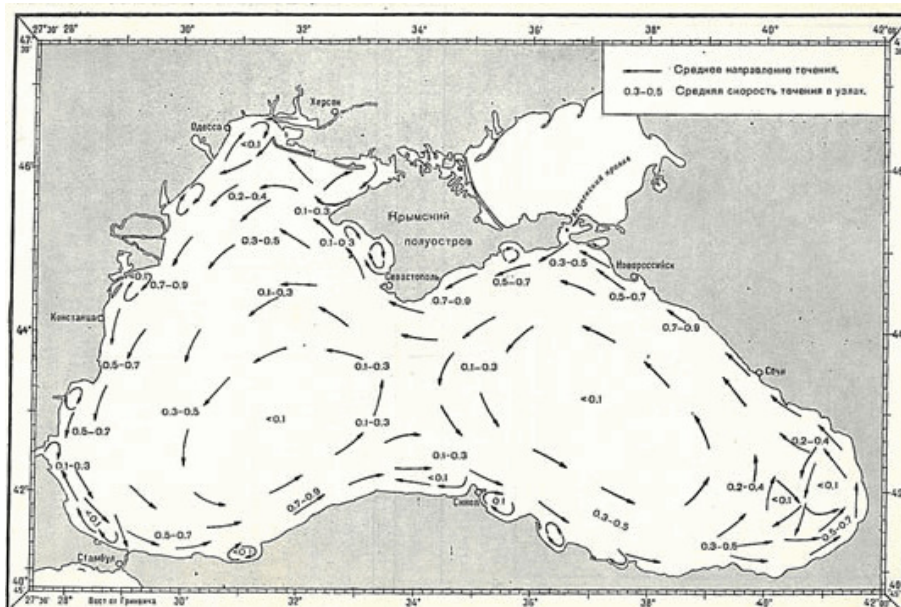


Рис.1. Основні течії Чорного моря[17].

тур стали прогріватися прибережні поверхневі шари морської води. Потоки теплої води прискорили свій рух від берегу і тим самим вплинули на рух чорноморської течії. Відповідно збільшилися потоки теплої води від берегу, що обумовило збільшення інтенсивності та швидкості прибережних спрямованих на захід течій. В свою чергу ці течії внаслідок дії Коріолісової сили збільшили вертикальні конвективні рухи води, які змусили холодні води частіше підійматися з дна моря.

Всі перелічені фактори свідчать про хоча й потенційну, але цілком ймовірну можливість масштабного переносу і розповсюдження домішок, які, у тому числі, можуть містити адсорбовані радіонукліди, на масштаби, що можуть перевищувати ті, що визначаються дифузійним механізмом. Відповідно може збільшуватися і масштаб дії характеру прибережних вод.

Приймаючи до уваги наведений у попередньому розділі аналіз, розглянемо конвективно - дифузійний механізм поширення радіонуклідів, який має пояснити переміщення домішкової радіоактивної речовини за сумісною дією конвекції та дифузії у воді.

Потік маси води завдається вектором

$$\vec{l}_p = \vec{v} \cdot C$$

Переніс може здійснюватися течією річки або морськими течіями. В цьому випадку він носить назву адвективного.

Молекулярним переносом маси $\vec{j}$ називається перенос під дією градієнта концентрації (закон Фіка), градієнта температури (закон Соре) та градієнта тиску Р:

$$\vec{j} = -D \text{grad}C - K_T \text{grad}T - K_P \text{grad}P,$$

де K_T – термодифузійний коефіцієнт, бародифузійний коефіцієнт, пов’язаний із зміненням хімічного потенціалу в ізотермічному процесі.

Основне рівняння в конвективно-дифузійній моделі, що охоплює перелічені вище механізми, має вигляд:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\nabla(vC) + D(\nabla^2 C + \frac{K_T}{T} \nabla^2 T + \frac{K_P}{P} \nabla^2 P) + I, \quad (6)$$

де: C – концентрація радіонуклідів, t – час, v – швидкість конвекції (переміщення середовища), I – джерела або стоки радіонуклідів (наприклад, викиди з джерела), D – коефіцієнт дифузії.

3. Оцінки параметрів, які визначають картину розповсюдження радіонуклідів на підставі застосованих моделей

Конвективно-дифузійна модель масообміну. Визначимо розподіл концентрації вздовж детермінованого напрямку, який завдається водним потоком (морської течії або річки), що відбувається при заданих крайових умовах. Будемо вважати, що викид речовини відбувається з циліндричної трубки струму, розташованої вздовж течії. Вважаємо, що адвективний (молярний) механізм переносу маси превалює над молекулярним. Тобто

$$\vec{J}_v \gg \vec{J}.$$

Підставою для цього є малість значень коефіцієнтів дифузії. Значення коефіцієнтів дифузії для водних розчинів (цезію-137) за даними [19] становлять порядку $10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$, а для дрібних броунівських частинок (стронцію-90) розміром порядку $0,1 \text{ мкм}$ значення коефіцієнта дифузії візьмемо з таблиці 3, які мають порядок $10^{-10} + 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}$. При цьому швидкість дифузії дисперсних частинок у воді на 1 - 2 порядки менше ніж для розчинів.

Припустимо, що при витіканні речовини з швидкістю u з труби радіусу R , в ній після вирівнювання швидкостей потоків (v) і (u) утворюється трубка струму радіусом r , через бокову поверхню якої має місце молярна дифузія. Радіус трубки r можна знайти, користуючись виразом для витрат Q , що витікають у річку.

$$Q = \pi R^2 u.$$

З рівняння нерозривності трубки струму витікає рівність

$$\pi R^2 u = \pi r^2 v,$$

з якої можна знайти радіус трубки струму:

$$r = \sqrt{\frac{Q}{\pi v}}.$$

Для спрощення знехтуємо термодифузією та бародифузією і запишемо рівняння переносу маси у наступному вигляді

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\nabla(vC) + I. \quad (7)$$

У якості крайових умов покладемо, що на поверхні трубки струму механізм масообміну є виключно молярним і густина потоку радіонукліду має вигляд

$$j|_r = \beta(C - C_0) \text{ та при } C_0 = 0: j|_r = \beta C,$$

де β - коефіцієнт масообміну.

Внаслідок стаціонарності усталеного процесу $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$.

Функція стоку (джерела) знаходиться із закону радіоактивного розпаду, і визначає кількість радіонукліда, яка розпадається за одиницю часу в одиниці об'єму речовини:

$$I = \frac{1}{V} \cdot \frac{dN}{dt} = \frac{dC}{dt} = -\lambda C,$$

де $\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}}$ – константа розпаду ($T_{1/2}$ - період напіврозпаду радіонукліда).

Направимо вісь ОХ декартової системи координат вздовж потоку води. Тоді в циліндричних координатах з віссю ОХ у якості циліндричної осі з урахуванням радіальної симетрії:

$$\begin{aligned} \text{grad} C &= \frac{\partial C}{\partial r} \vec{e}_r + \frac{\partial C}{\partial x} \vec{e}_x \\ \text{div} \vec{j} &= \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} (r \vec{j}) + \frac{\partial j}{\partial x} \end{aligned}$$

$$\text{Для } j = \beta C : \quad \text{div} \vec{j} = \frac{\beta C}{r} + \beta \cdot \frac{\partial C}{\partial x}.$$

З урахуванням наведених виразів при що $\beta \ll v$ рівняння (7) отримає вигляд:

$$v \frac{\partial C}{\partial x} = -\frac{\beta C}{r} - \lambda C, \quad (8)$$

Коефіцієнт масообміну β може бути визначено з критеріального співвідношення

$$\text{Nu}_D = \frac{\beta \cdot r}{D}.$$

Тоді на великих відстанях від місця викиду розв'язок рівняння (8) можна представити

$$C = C_0 \cdot e^{-\frac{x}{v} \cdot (b + \lambda)}, \quad (9)$$

де b – фактор розбавлення,

$$b = \beta / r = \text{Nu}_D \cdot D / r^2.$$

Отже, зміна концентрації радіонукліда у потоці відбувається за експоненціальним законом, показник степені якого визначається параметром, який є сумою константи розпаду λ і швидкості масообміну β .

Радіаційна активність води A пропорційна концентрації C радіонукліда у воді, тому з відстанню від місця викиду вона експоненційно спадає.

Користуючись вищеописаною моделлю знайдемо об'ємну активність води уздовж течії на відстані X , (км) від джерела неперервного радіаційного забруднення.

Позначимо початкову об'ємну активність води, як A_{v0} . Покладемо для визначеності $A_{v0} = 5 \cdot 10^5$ Бк/м³. Швидкість потоку води v , константу осадження нуклідів b та константа розпаду λ вважатиме заданими, а саме: $v = 0.5$ м/с; $\lambda = 2 \cdot 10^{-5}$ с⁻¹; $b = 0.5 \cdot 10^{-5}$ с⁻¹. Розраховується об'ємна активність води в потоці A_v в залежності від відстані X до місця скиду.

$$\text{Тоді, для } x = 10 \text{ км: } A = A_{v0} \cdot e^{-\frac{x}{v} \cdot (b + \lambda)} = 3,0 \cdot 10^5 \text{ Бк/м}^3.$$

Результати розрахунків для різних значень відстані від джерела скиду наведені в табл. 4. Отримані результати графічно зображені на рис. 2.

Представлені на рисунку 2 розрахункові залежності свідчать про вплив на величину об'ємної активності води A_v фактора розбавлення b , який у свою

Таблиця 4. Об'ємна активність радіонуклідів у воді A_V , Бк/м³

v , м/с	λ , 10^{-5} 1/с	b , 10^{-5} 1/с	X , 10^3 км			
			1	2	5	10
0.5	2	0.5	475.6	452.6	389.7	303.7
		1.5	466.2	434.7	352.3	248.3
		3	452.6	409.6	303.7	184.5
		5	433.4	378.5	248.3	123.3
		10	393.9	308.9	150.6	45.35

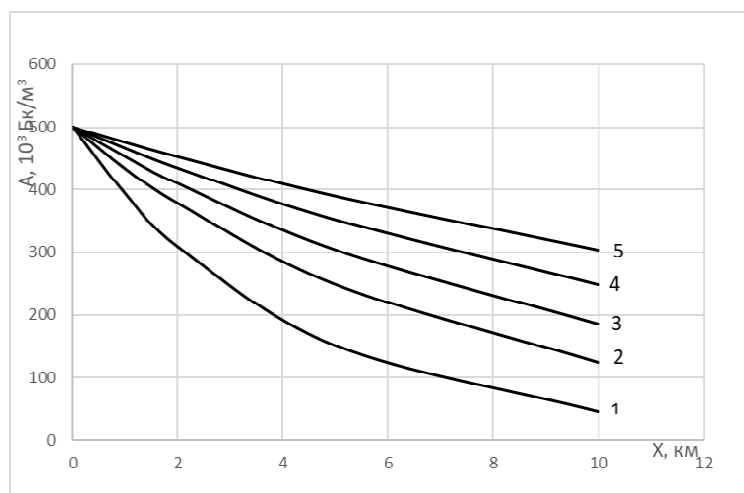


Рис.2 Залежності об'ємної активності A_V води від відстані X , км.
Криві для b (в 10^{-5} 1/с): 1) 10; 2) 5; 3) 3.0; 4) 1.5; 5) 0.5.

чергу прямо пропорційний коефіцієнту дифузії D , Нижня крива (1) відповідає максимальному значенню фактора осадження $b = 10 \cdot 10^{-5}$ 1/с. Верхня крива (5) - мінімальному $b = 0.5 \cdot 10^{-5}$ 1/с. Представлені результати свідчать про суттєву роль, яку відграє механізм дифузійного розбавлення у процесі конвективного переносу.

Отримана залежність має експоненціальний характер зменшення об'ємної активності із відстанню та дає можливість, що у випадку, наприклад, радіаційного забруднення водного середовища, оцінити стан радіаційної безпеки використаної води.

Застосування моделі конвективної дифузії за молекулярним сценарієм до оцінки радіоактивного зараження Чорного моря. Запропоновану модель будемо застосовувати для оцінки радіоактивного забруднення Чорного моря, яке відбувається шляхом масштабного процесу переносу (міграції) радіонуклідів Чорнобильського походження стронцію-90 і цезію-137 уздовж течії Дніпра і каскаду дніпровських водосховищ. Цими радіонуклідами переважно були забруднені дніпровські водосховища, що внаслідок стоків обумовило радіаційний стан північно-західної частини Чорного моря.

Вздовж каскаду дніпровських водосховищ під впливом різних природних факторів відбувається трансформація стоку радіонуклідів, що надходять з річковими водами із забруднених територій. Спостерігається поступове зменшення їх концентрацій внаслідок природних процесів розбавлення, седиментації та

аккумуляції у донних відкладах водосховищ (значна частина цезію-137 акумулюється у донних відкладах водосховищ).

За допомогою моделі конвективно-дифузійного перенесення радіонуклідів може бути визначена, наприклад, роль, яку відіграють процеси дифузійного розбавлення радіонуклідів в процесі їх міграції.

Значення коефіцієнта дифузії для водних розчинів (цезію-137) візьмемо за даними [19], що становить порядку 10^{-9} м²/с, а для дрібних броунівських частинок (стронцію-90) розміром порядку 0,1 мкм значення коефіцієнта дифузії візьмемо з таблиці 3, які порядку $10^{-10}+10^{-11}$ м²/с, так як швидкість дифузії дисперсних частинок у воді на 1 - 2 порядки менше ніж для розчинів.

Для розрахунків коефіцієнту масообміну $\beta = \frac{Nu_D D}{r}$ співвідношення між Nu_D і Re візьмемо для шаруватої течії за даними [20]:

$$Nu_D = (0,08 \div 0,1) Re, \quad (10)$$

$$Re = \frac{\rho v l}{\eta},$$

де Re – критерій Рейнольдса, l – характерний розмір (глибина). В'язкість води за даними таблиці 3 візьмемо 10^{-3} Па·с. Середні характеристики течії l і v візьмемо за даними [21-25], враховуючи, що відстань від Києва до гирла Дніпра вздовж основного русла річки 950 км. Для течії води у Дніпрі при середніх значеннях швидкості $v=0,4$ м/с і глибині $l=5$ м візьмемо число Рейнольдса таким, що

$$Re = \frac{\rho v l}{\eta} = \frac{10^3 \cdot 0,4 \cdot 5}{10^{-3}} = 2 \cdot 10^6$$

Вважатимемо, що число Re суттєво не змінюється і зберігає своє значення при переході від течії в річці до морської течії.

Якщо покласти коефіцієнт броунівської дифузії $D_B=10^{-10}$ м²/с (для частинок радіонуклідів Sr^{90}) значення коефіцієнта розбавлення b визначається формулами (9) та (10) і складає

$$b = \frac{D_B \cdot Nu_D}{r^2} = \frac{10^{-10} \cdot 0,08 \cdot 2 \cdot 10^6}{25} = 0,64 \cdot 10^{-6} \text{ с}^{-1}$$

Коефіцієнт розбавлення b розрахуємо для розчинів радіоізоотопів цезію Cs^{137} , узявши для них коефіцієнт дифузії $D_{Cs}=0,5 \cdot 10^{-9}$ м²/с.

$$b = \frac{D_{Cs} \cdot Nu}{r^2} = 0,5 \cdot 10^{-9} \frac{0,08 \cdot 2 \cdot 10^6}{25} = 3,2 \cdot 10^{-6} \text{ с}^{-1}$$

Результати розрахунків залежностей об'ємної активності води A_v від відстані X наведені на рис. 3.

Дані вимірювань радіоактивності у окремих фіксованих координатою X місцях Дніпра і Чорного моря за оглядом [12] представимо на тому ж рис. 3 у вигляді експериментальних точок разом із проведеними за допомогою запропонованої моделі розрахунками.

Запропонована конвективно-дифузійна модель масштабного перенесення радіонуклідів у водному середовищі слушно описує трансформацію та зменшення концентрацій радіонуклідів, що надходять із забруднених територій і поширюються у Дніпровському басейні річок та водосховищ, попадаючи у північно західну частину Чорного моря. При цьому значення коефіцієнта дифузії є

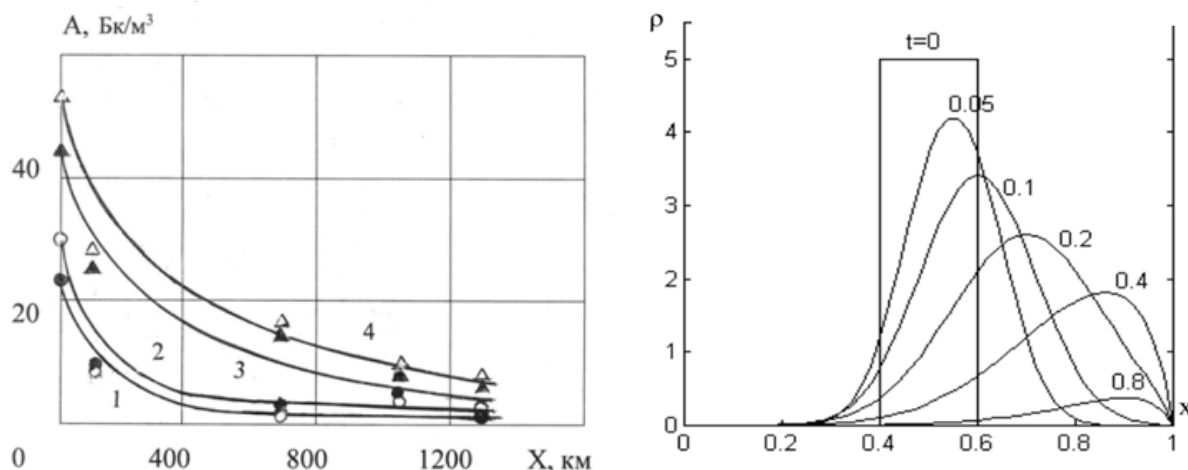


Рис. 3. Залежності об'ємної активності A_v води від відстані X , км.

1. об'ємна активність цезію-137 (2020 р.); 2. об'ємна активність цезію-137 (2019р.); 3. об'ємна активність стронцію-90 (2020 р.); 4. об'ємна активність стронцію-90 (2019 р.). Дані вимірювання ізоотопів: Δ – Sr^{90} (2019 р.), $\blacktriangle$ – Sr^{90} (2020 р.), $\circ$ – Cs^{137} (2019 р.), $\bullet$ – Cs^{137} (2020 р.)

Рис. 4. Еволюція розподілу концентрації p радіонуклідів для конвективно-дифузійної моделі ($D=0.05$ м²/с, $v=1$ м/с).

цілком реальними: для дифузії водних розчинів у воді вони становлять 10^{-9} м²/с [19], а для броунівської дифузії - 10^{-10} – 10^{-11} м²/с і менше.

Це свідчить про суттєву роль дифузійного розбавлення в процесі водної міграції і визначає потребу врахування його при моделюванні водної міграції радіонуклідів, а також підтверджує, що швидкість дифузії дисперсних частинок у воді на 1-2 порядки менше, ніж в розчині.

Крайові задачі про конвективну дифузію. Диференційне рівняння (6) є основним рівнянням в конвективно-дифузійній моделі, що описує поширення радіонуклідів.

Моделювання процесів переносу суміші в потоці є достатньо вивченою задачею. Наприклад в [3] розвинута статистична теорія, кінцевим результатом якої є гаусовий закон розподілу суміші в потоці. В роботі [26] розвинуті, так звані, камерні дифузійні моделі, які пов'язані з розв'язанням диференціальних рівнянь переносу типу (6), які в загальному випадку враховують також наявність та вплив джерел забруднень (скидів). Рівняння конвективної дифузії в формі (6) має цілу низку часткових розв'язків, які відповідають власним початковим умовам, а також фундаментальний розв'язок [27] (за умов відсутності дії зовнішніх джерел),

Обмежимо наш розгляд припущенням, що явища термодифузії та бародифузії, взаємодія домішок, як між собою, так і з оточуючим середовищем відсутні. В контексті наших завдань - переміщення максимальної концентрації $p(x,t)$ домішок, що асоціюється з наявністю помітного радіаційного забруднення. Отже, як основне рівняння, ми обираємо стандартне (одновимірне) рівняння конвективної дифузії. При швидкості $v = \text{const}$ та коефіцієнту дифузії $D = \text{const}$ спрощеною формою рівняння (6) є рівняння

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}, \quad (11)$$

де C – концентрація, t – час, x – координата, v – швидкість конвекції.

Якщо перейти до нової змінної виду $\xi = x - vt$, можна переконатись, що рівняння (11) має автомодельний (окремий) розв'язок, тобто такий розв'язок, який не змінюється за масштабних перетворень та поворотів відносно координатних осей на довільні кути.

Автомодельний розв'язок має вигляд: $C(\xi, t) = f(\xi + vt)$, де f – будь-яка функція від аргументу $\xi + vt$. Цей розв'язок свідчить, що концентрація C (забруднюючої домішки) буде незмінною вздовж ліній зміни $\xi + vt$.

Проте рівняння (11) задовольняється і більш широким класом власних функцій, що відповідають різноманітному спектру початкових умов (це важливо для дослідження динаміки різних конфігурацій викидів). Для розв'язання цього рівняння зазвичай застосовують метод розділення змінних Фур'є. Тобто, $C(x, t) = \varphi(x)\psi(t)$, що при підстановці в (11) дає

$$\frac{1}{\psi D} \frac{\partial \psi}{\partial t} = -\frac{v}{D} \frac{1}{\varphi} \frac{\partial \varphi}{\partial x} + \frac{1}{\varphi} \frac{\partial^2 \varphi}{\partial x^2} = -\lambda^2. \quad (12)$$

Застосування методу Фур'є призводить до відповідних характеристичних рівнянь, розв'язання яких не являє складнощів:

$$k^2 - \frac{v}{D} k + \lambda^2 = 0; \quad k = \frac{v}{2D} \pm \sqrt{\left(\frac{v}{2D}\right)^2 - \lambda^2} = \frac{v}{2D} \pm i \sqrt{\lambda^2 - \left(\frac{v}{2D}\right)^2};$$

Позначимо $\sqrt{\lambda^2 - \left(\frac{v}{2D}\right)^2} = \lambda^1$. Тоді функція $\psi(t)$ дорівнюватиме $\psi(t) = Be^{-\lambda^2 D t}$, а функція від координати $\varphi(x)$ буде дорівнювати

$$\varphi(x) = e^{\frac{v}{2D}x} (C^1 \sin \lambda^1 x + C^2 \cos \lambda^1 x).$$

У якості граничних умов застосуємо граничні умови 1-го роду (так звані поглинаючі кордони):

$$\varphi(0) = 0 \rightarrow C_1 \sin 0 + C_2 \cos 0 = 0 \rightarrow C_2 = 0;$$

$$\varphi(l) = 0 \rightarrow e^{\frac{v}{2D}l} C_1 \sin \lambda_1 l = 0 \rightarrow \lambda_{1k} l = k\pi \rightarrow \lambda_{1k} = \frac{k\pi}{l};$$

У результаті, отримуємо:

$$C(x, t) = \sum_{k=1}^{\infty} C_k e^{\frac{v}{2D}x} e^{-\lambda_k^2 D t} \sin \lambda_{1k} x, \\ \text{де } \lambda_k = \sqrt{\left(\frac{v}{2D}\right)^2 + \left(\frac{k\pi}{l}\right)^2} \quad (13)$$

Знайдемо розв'язки для двох видів початкових умов, а саме:

1. $C_0(x) = \delta(x - x_0)$ - точкове джерело вкидання (де $\delta(x - x_0)$ – дельта функція Дірака:

$$C_k = \frac{2}{l} e^{-\frac{v x_0}{2D}} \sin \lambda_{1k} x_0, \quad C(x, t) = \frac{2}{l} \sum_{k=1}^{\infty} e^{\frac{v(x-x_0)}{2D}} e^{-\lambda_k^2 D t} \sin \lambda_{1k} x_0 \sin \lambda_{1k} x; \quad (14)$$

2. Рівномірно розподілене введення на відрізок $[x_1, x_2]$ вкидання:

$$C_k = \frac{2}{l(x^2 - x^1)} \frac{1}{\left(1 + \frac{\left(\frac{v}{2D}\right)^2}{\left(\frac{k\pi}{l}\right)^2}\right)} \left(\frac{l}{k\pi} \left[e^{-\frac{v}{2D}x^1} \cos \frac{k\pi}{l} x_1 - e^{-\frac{v}{2D}x^2} \cos \frac{k\pi}{l} x_2 \right] + \frac{\frac{v}{2D}}{\left(\frac{k\pi}{l}\right)^2} \left[e^{-\frac{v}{2D}x^1} \sin \frac{k\pi}{l} x_1 - e^{-\frac{v}{2D}x^2} \sin \frac{k\pi}{l} x_2 \right] \right) \quad (15)$$

Зауважимо, що незалежно від вибору умов вкидання розподіл концентрації домішок може бути знайдений аналітично і має вигляд:

$$C(x, t) = \sum_{k=1}^{\infty} C_k e^{\frac{vx}{2D}} e^{-\lambda_k^2 D t} \sin \frac{k\pi}{l} x \quad (16)$$

Всі отримані розв'язки зберігають автомодельний характер (хоч і містять декоруючі фрагменти).

За допомогою отриманих розв'язків можна оцінити важливі параметри, які встановлює прийнята модель. Так, наприклад, масу, потік маси та ін..

Для моделювання поширення радіонуклідних речовин у морській воді здійснювалося калібрування моделі по реальним даним у статті Лю Д, Хоскін М. [28].

Усі отримані результати розрахунків вказують на те, що наявність конвекції сприяє збільшенню масштабів розподілу домішок (іншими словами, сприяє більш широкомасштабному поширенню домішок). Рис. 4 показує еволюцію розподілу концентрації з часом за наявності конвективного потоку, спрямованого праворуч, розраховану за допомогою отриманих точних розв'язків. Видно, що на відміну від випадку чистої дифузії максимум розподілу зміщується у напрямку конвективного потоку уздовж осі X .

При розв'язанні задачі зручно мати деякий показник, який здатний був вказувати область застосування моделі, роль тих чи інших процесів. З цією метою введемо для розгляду фактор, який назовемо фактором автомодельності.

Розглянемо такий фактор автомодельності у вигляді функції

$$\sim e^{-\frac{2U(x-Ut)}{D}}. \quad (17)$$

Цей фактор являє собою математичний вираз, який може бути застосований для отримання розв'язку деякого рівняння в часткових похідних в області великих конвекційних рухів з дифузійними процесами.

У виразі (17) U – визначає форму функції і може залежати від конкретної фізичної системи. Фактор автомодельності $\sim e^{-\frac{2U(x-Ut)}{D}}$ вказує на залежність концентрації (або іншої величини) від просторового та часового розподілу швидкості конвекції (U), просторової координати (x) і часу (t). Цей вираз може бути використаний для аналізу і моделювання процесів переносу та дифузії у фізичних системах з рухомим середовищем.

Так, стосовно гравітаційного осадження дисперсних домішок в стічних водах [8] фактор автомодельності b показує превалюючу роль одного з двох фізичних механізмів осадження – стоксівський під дією гравітаційних сил або броунівський рух завислих частинок.

Вираз (17) має простий фізичний зміст. Він показує у скільки разів вздовж напрямку осі X відбувається зменшення концентрації, або активності радіоактивного ізотопу.

При переході від одновимірного випадку до двовимірної та тривимірної дифузії фактор автотомодельності враховує просторову залежність адвективних складових: $x = v_x \cdot t$; $y = v_y \cdot t$; $z = v_z \cdot t$.

Седиментація дисперсних частинок, теплові конвективні рухи відбуваються у вертикальному напрямку з швидкістю $v_y = v_s$. Цю швидкість визначає формула (2), у якій на відміну від формули Пуазейля враховується поправка на дію сили Коріоліса у вигляді добутку густини частинки на горизонтальну швидкість частинки і кутову швидкість обертання Землі, що стоїть у чисельнику цієї формули.

Розрахунки за (2) показують, що вертикальна швидкість v_y залежить перш за все від розміру дисперсних частинок і для частинок 0.1 мкм – 60 мкм лежить в межах 10^{-8} - 10^{-2} м/с.

При обраних нами значеннях коефіцієнту дифузії (10^{-9} - 10^{-11}) м²/с оцінки фактору автотомодельності уздовж вертикальної осі Y є цілком слушними, вони достатньо добре можуть пояснити зменшення концентрації радіонуклідів та їх радіоактивності по даних вимірів у воді Дніпра і північно-західній частині Чорного моря. Зрозуміло, що порівняння швидкості еволюційних процесів у трьох різних напрямках має відбуватися при однакових умовах та при порівнянних параметрах, характерних для цих процесів.

Таким чином, застосовуючи фактор автотомодельності до відповідного рівняння, можна отримати аналітичні або числові розв'язки, які відображатимуть перенос і розподіл домішок або інших фізичних величин в системі за умови великих конвекційних рухів і дифузійних процесів.

Висновки:

1. Конвективно-дифузійна (адвективна) модель масштабного перенесення радіонуклідів у водному середовищі при цілком реальних значеннях коефіцієнта дифузії (для дифузії водних розчинів - 10^{-9} м²/с, а для броунівської дифузії - 10^{-10} - 10^{-11} м²/с) слушно описує динаміку радіоактивних домішок, що надходять із забруднених територій і поширюються у Дніпровському басейні річок та водосховищ, попадаючи у північно західну частину Чорного моря. Результати розрахунків за цією моделлю добре співпадають із значеннями активності радіонуклідів Чорнобильського походження, представленими у звіті Центральної геофізичної обсерваторії ім. Бориса Срезневського у вигляді даних вимірювань, отриманих в 2019-2020 рр у різних місцях Дніпровського басейну і північно-західної частини Чорного моря. Це свідчить про суттєву роль дифузійного розбавлення в процесі водної міграції радіонуклідів і потребу врахування його при моделюванні динаміки процесу.
2. Результати розрахунків за конвективно-дифузійною моделлю вказують на те, що наявність конвекції сприяє збільшенню масштабів розподілу домішок (іншими словами, сприяє більш широкомасштабному

- поширенню домішок), і на відміну від випадку чистої дифузії максимум розподілу зміщується у напрямку конвективного потоку.
3. Запропонований фактор автотельності може бути застосований для отримання розв'язку деяких рівнянь в часткових похідних в області великих конвекційних рухів з дифузійними процесами та може бути використаний для аналізу і моделювання процесів переносу та дифузії у фізичних системах з рухомим середовищем.
 4. Для двовимірної та тривимірної дифузії фактор автотельності визначатиме просторову залежність адвективних складових: горизонтальний рух у напрямку адвективних потоків, течії річки або морської течії, седиментацію дисперсних частинок, теплові конвективні рухи, які відбуваються у вертикальному напрямку, з врахуванням поправок на дію сили Коріоліса та ін..

Література

1. Герасимов О.І. Радіоекологія за галузями. Підручник. ОДЕКУ.- Одеса: ТЕС, 2016. – 100 с.
2. Gerasymov O.I., Andrianova I.S. Radiation safety : Textbook. Odesa: Odessa State Environmental University, 2020. Odesa, OSENU, 2020, 148 p. [Радіаційна безпека : Підручник (англійською мовою). Одеса: Одеський державний екологічний університет, 2020. Одеса, ОДЕКУ, 148 с.] (у 2021р. надано ISBN 978-966-186-138-0) <http://eprints.library.odeku.edu.ua/id/eprint/9216>
3. Герасимов О.І. Технології захисту навколишнього середовища : Підручник. Одеса: ТЕС, 2019. 268с. <http://eprints.library.odeku.edu.ua/id/eprint/12609/>
4. «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» № 4005-ХІІ від 24.02.94, ВВР, 1994, № 27, ст.219
5. "Про питну воду та питне водопостачання" № 2047-VIII від 18.05.2017
6. Державні санітарні норми та правила "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10).
7. Герасимов О.І. Фізичні основи технологій захисту навколишнього середовища : підручник. Одеса: ОДЕКУ, 2022. – 168 с.
8. Герасимов О.І., Курятников В.В. Фізичне моделювання в технологіях водоочищення // Фізика аеродисперсних систем. – 2023. – №61. – С.17-31. <http://fas.onu.edu.ua/issue/view/17225>
9. ДСТУ ISO 9696-2001. Захист від радіації. Вимірювання альфа-активності у прісній воді. Метод концентрованого джерела (ISO 9696:1992, IDT).
10. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах окружающей среды, утверждены МЗ СССР 03.12.1979.
11. Норми радіаційної безпеки України. НРБУ-97. К.: МОЗ, 1997. 121с. <http://www.insc.gov.ua/docs/nrbu97.pdf>
12. Огляд стану забруднення навколишнього природного середовища на території України за даними спостережень гідрометеорологічних організацій у 2020 році. Центральна геофізична обсерваторія ім. Бориса Срезневського. <http://cgo-sreznevskiy.kyiv.ua/data/ukr-zabrud-viz-1/oglyad-stanu-zabrudnennya-2020-sayt.pdf>

13. Ветошкин А.Г. Таранцева К.Р. Технологии защиты окружающей среды. (Теоретические основы) Учебное пособие. Пенза, 2004, – 249 с.
<http://window.edu.ru/resource/888/36888/files/stup114.pdf>
14. Основи технології захисту навколишнього середовища. Сайт кафедри загальної та теоретичної фізики ОДЕКУ. URL: www.dpt12s.odeku.edu.ua
15. Дж.Кэй, Т.Лэби. Таблицы физических и химических постоянных. Гос. Издательство физико-математической литературы. - М.: 1962. – 247 с.
16. Герасимов О.І., Андріанова І.С. Фізика в задачах : підручник. Харків: вид-во «ФОП Панов А.М.», 2017. – 564с.
17. Апвеллинг в Черном море [Электронный ресурс] Сайт Метеопост. Дата звернення: 03.04.2024р. URL:<https://meteorpost.com/info/Upwelling/>
18. Михайлова Е.М., Полонський А.Б., Музильова М.А. Про причини зниження температури поверхні води у Каркінітській затоці Чорного моря. // Мор. гідрофіз. журн.. – 2011. – № 6.
19. Коэффициенты диффузии и вязкость водных растворов бромидов алкилтриметиламмония/ Мовчан Т.Г., Щёкин А.К., Соболева и др. // Коллоидный журнал. – 2015. – Т.77. – №, С.189-196.
20. Основы практической теории горения. Под ред. В.В. Померанцева. Учебное пособие для студентов высших учебных заведений. Л. «Энергия», 1973, – 225 с.
21. Питуляк М. Р., Питуляк М.В. «Загальна гідрологія (гідрологія суходолу) Навчально-методичний посібник» Тернопіль 2005. – 83 с.
22. Супруненко В. Старый Днепр // Миг, 07.07.2008. – 58 с
23. <https://uk.wikipedia.org/wiki/Дніпро>
24. http://geoknigi.com/book_view.php?id=798
25. http://old.niss.gov.ua/monitor/Monitor_34/04.htm
26. Курятников В.В. Моделирование миграции радионуклидов в грунте та грунтово-екологічний радіаційний моніторинг. Матеріали доповідей Міжнародної заочної мультимедійної (інтернет) конференції «Роль фізики в розвитку міждисциплінарних напрямків», 2-5 травня, 2016, Одеса, ТЕС, 2016, с.35-38
27. Полянин А.Д. Справочник по дифференциальным уравнениям математической физики. - М.: ФМЛ, 2001. - 576 с.(с.64)
28. Liu D, Hoskin M. Contemporary international Law: Regulating the upcoming fukushima radioactive wastewater discharge. Ocean & Coastal Management 2023 / C.7.

Gerasymov O.I., Kuriatnykov V.V.

Modeling of the dynamics of radioactive impurities in the conditions of annual runoff in coastal areas

As a result of the increase in the scope of use of radioactive substances in anthropogenic activities - nuclear power industry, etc. their pollution of the environment increases and, as a result, water pollution occurs. The transfer of radionuclides by water currents is one of the main factors in the spread of radioactive contamination in the environment.

The study of the migration of radionuclide pollution in marine areas is complicated by sea currents of gravitational origin and associated with climatic and seasonal changes. Therefore, the issues discussed in the article are relevant.

The purpose of the work is to identify the mechanisms of physical processes that determine the migration of radionuclide pollution as a result of annual runoff to the coastal areas of the northwestern part of the Black Sea.

Radiation pollution can be dissolved in water, or it can be associated with the presence of dispersed phase substances in it, including radioactive ones.

The mechanisms of the spread of radiation pollution may differ depending on the aggregate state of the pollution.

The mechanisms of physical processes accompanying the migration of radionuclides in the aquatic environment are considered. These are the processes of gravitational sedimentation of dispersed particles or their floating as a result of the Archimedean force, the influence of the Coriolis force, as well as the processes of Brownian diffusion of dispersed particles that can cause their coagulation.

An advective model of the transfer of radionuclides in the aquatic environment is proposed. Approbation of the model when processing the radioactivity measurements of the water of the Dnieper basin and the Black Sea shows that this model well describes the decrease in concentrations of radionuclides coming from polluted areas and, spreading in the Dnieper basin of rivers and reservoirs, falling into the northwestern part of the Black Sea. At the same time, the value of the diffusion coefficient for aqueous solutions in water is $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$, and for Brownian diffusion - $10^{-10} \div 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ and less.

This testifies to the essential role of diffusional dilution in the process of water migration and needs to be taken into account when modeling the water migration of radionuclides, and also confirms that the rate of diffusion of dispersed particles in water is 1-2 orders of magnitude lower than in solutions.

The convective-diffusion model of the migration of radionuclides in water is considered. All obtained results of calculations based on this model indicate that the presence of convection contributes to an increase in the scale of the distribution of impurities (in other words, it contributes to a wider distribution of impurities).

Using the obtained exact solutions, the evolution of the radionuclide concentration distribution in the presence of a convective flow is shown. It can be seen that, in contrast to the case of diffusion, the maximum of the distribution shifts in the direction of the convective flow.

The self-similarity factor indicates the dependence of the concentration (or other value) on the spatial and temporal distribution of the convection speed, spatial coordinate, and time. The considered approach can be used for the analysis and modeling of transport and diffusion processes in physical systems with a moving medium. By applying the self-similarity factor to the corresponding equation, it is possible to obtain analytical solutions that will reflect the transfer and distribution of impurities or other physical quantities in the system under conditions of large convection movements and diffusion processes.

The conclusions of the work and the practical significance of the work consist in the development of algorithms for the water migration model of radionuclides, suitable for predicting critical regimes of physical processes, which can serve as a tool for preparing a response to environmental accidents associated with radioactive contamination.

Key words: *migration of radionuclides, dispersed phase, convective diffusion.*