

**ЗАСТОСУВАННЯ МОДЕЛІ UNDBE  
У ПОЄДНАННІ З МЕТОДОМ RALG  
ПРИ ВИРІШЕННІ ЗАДАЧ РАДІОЕКОЛОГІЇ  
ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ**

Наявність викидів радіоактивних забруднень у водне середовище АЕС, що працюють у штатному режимі, а також під час різних аварійних ситуацій вимагає застосування засобів прогнозування впливу таких викидів на стан поверхневих водойм та оцінки заходів, спрямованих на зменшення впливу таких викидів.

Існує ряд розробок, що забезпечують моделювання перенесення забруднень у поверхневих водоймах, які можуть бути успішно застосовані для прогнозування поширення радіоактивних забруднень [1–3].

Маючи великі можливості моделювання процесів транспортування забруднень, вони або не мають достатньої точності, або складні і вимагають великої кількості вихідних даних і знання точних значень параметрів процесів, що протікають. Це у свою чергу викликає необхідність взяття проб та проведення аналізів, що є окремою великою проблемою. Крім того, складні моделі вимагають значного часу реалізації на ЕОМ та не забезпечують можливостей параметричної ідентифікації моделі та її налаштування за даними поточних вимірів до конкретної водойми.

Для забезпечення точності прогнозування поширення забруднень у поверхневих водах в умовах обмеженості вимірювальної та обчислювальної бази, без підвищення вимог до кількості та якості вихідних даних була розроблена камерна модель перенесення забруднень, що враховує час транспортування забруднення по водойму та розбавлення забруднення в неповному об'ємі камери в процесі переносу.

Розвиток отримав спосіб налаштування моделі за даними вимірювань, чим додатково досягається підвищення точності прогнозування. Це стало можливим завдяки малому часу реалізації запропонованої моделі на ЕОМ та застосуванню параметричної ідентифікації за допомогою програми RALG.

У запропонованій камерній моделі (UNDBE), на відміну від припущення про повне і миттєве перемішування, застосовуються такі припущення:

*У статті розглядається застосування камерної моделі перенесення забруднень у поверхневих водоймищах, яка враховує час транспортування забруднення по водойму та розбавлення забруднення в неповному об'ємі камери (UNDBE), у поєднанні з процедурою RALG. Представлено загальний опис моделі. Наводяться результати моделювання та параметричної ідентифікації на прикладах розповсюдження тритію в басейні р. Луари та стронцію-90 в Київському водосховищі. Зазначено особливості, які мали місце при проведенні параметричної ідентифікації.*

**Ключові слова:** перенесення забруднень, поверхневі водоймища, камерна модель UNDBE, параметрична ідентифікація, досвід використання RALG.

- передбачається, що кожна порція води, що надходить у камеру разом із забрудненням, на першому етапі переміщається від втоку до витоку камери, не розбавляючись і не трансформуючись;
  - по закінченню транспортування, досягнувши витоку камери, водні маси повністю моментально і рівномірно перемішуються, але лише в деякій частині об'єму камери, а забруднення трансформуються та взаємодіють із звислими намулами та донними відкладеннями.
- Такі припущення призводять до моделі, що описується системою звичайних диференціальних рівнянь із запізнілим аргументом  $T_R$  (рис. 1).

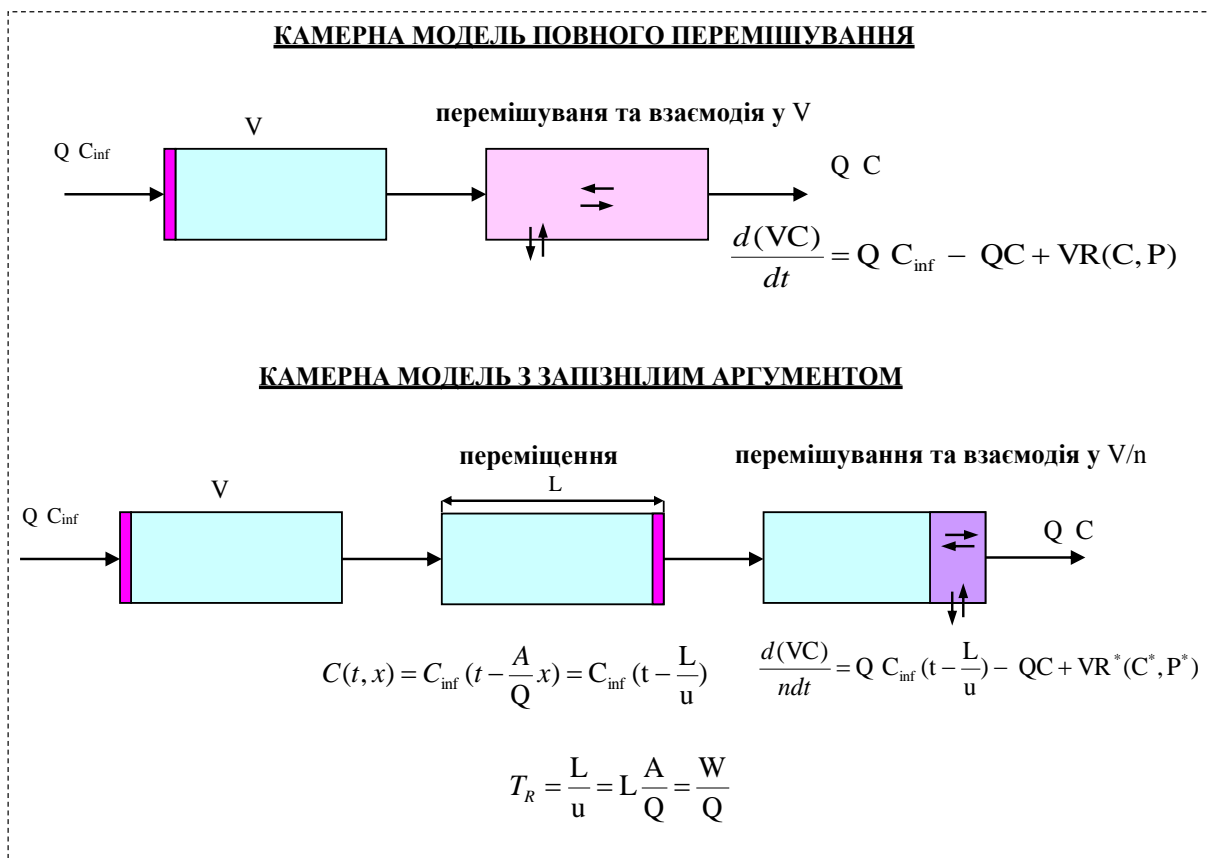


РИС. 1. Припущення звичайної камерної моделі та камерної моделі із запізнілим аргументом

Запізнілий аргумент  $T_R$ , що дорівнює часу транспортування, дозволяє врахувати той факт, що концентрацію біля витоку камери визначають водні маси, які знаходилися біля втоку в момент часу  $(t - T_R)$ .

З огляду на свою специфіку визначення концентрацій на витocy в момент часу  $t$  модель вимагає завдання витрат води та концентрацій на втоці в камеру в момент часу  $t - T_R$ .

При таких припущеннях рівняння моделі для визначення концентрації звислих намулів –  $S_i$ , концентрації забруднення у розчині –  $C_i$ , концентрації забруднення на звислих намулах –  $C_i^s$  та

концентрації забруднення у шарі донних відкладень –  $C_i^b$ , для об'єму  $V/n$ , розташованого біля витоку камери, набувають вигляду

$$\frac{dV_i}{dt} = Q_{i-1} - Q_i + R_i + \sum_{j=m}^n Q_j^t - Q_i^w, \quad (1)$$

$$\frac{d(V_i S_i)}{n dt} = Q_i \left[ \tilde{S}_{i-1}(t-T_R) - S_i \right] + q_i^b - q_i^s + R_i^h - S_i Q_i^w, \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \frac{d(V_i C_i)}{n dt} = Q_i \left[ \tilde{C}_{i-1}(t-T_R) - C_i \right] - a_{1,2}(K_s C_i - C_i^s) - \\ - a_{1,3}(K_d C_i - C_i^b) - \lambda V_i C_i - C_i Q_i^w, \end{aligned} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} \frac{d(V_i S_i C_i^s)}{n dt} = Q_i \left[ \tilde{S}_{i-1}(t-T_R) \tilde{C}_{i-1}^s(t-T_R) - S_i C_i^s \right] + a_{1,2}(K_s C_i - C_i^s) - \\ - \lambda V_i S_i C_i^s + R_i^h C_i^h + C_i^b q_i^b - C_i^s q_i^s - Q_i^w C_i^s S_i, \end{aligned} \quad (4)$$

$$\frac{dC_i^b}{dt} = \frac{1}{M_i^b} \left[ -C_i^b (a_{1,3} + q_i^s + \lambda M_i^b) + C_i^s q_i^s + K_d a_{1,3} C_i \right], \quad (5)$$

де  $V_i$  – об'єм камери  $i$ ;

$Q_i$  – витрати води з  $i$ -ї до наступної камери;

$Q_{i-1}$  – витрати води з попередньої камери в  $i$ -у;

$Q_j^t$  – витрати води з  $j$  притоків у камеру;

$Q_i^w$  – безповоротне водоспоживання;

$R_i$  – різниця між величиною опадів та випарів;

$M_i^b$  – маса донних відкладень, що бере участь в обміні з розчином;

$q_i^b, q_i^s$  – потоки седиментації та змучування відповідно (за формулою Бійкера);

$K_s, a_{1,2}$  – параметри обміну в системі вода-суспензія;

$K_d, a_{1,3}$  – параметри обміну в системі вода-донні відкладення;

$\lambda = \ln 2 / T^*$  – постійна розпаду радіонукліду, де  $T^*$  – час напіврозпаду;

$\tilde{S}_{i-1}, \tilde{C}_{i-1}, \tilde{C}_{i-1}^s$  – концентрації звислих намулів, забруднення в розчині та забруднення на звислих намулах у втоці в камеру, які створюються завдяки притоку з попередньої камери та  $j$  бічним притокам.

Передбачається, що притоки знаходяться біля витоку камери і тоді

$$\tilde{S}_{i-1}(t-T_R) = \frac{Q_{i-1}(t-T_R)S_{i-1}(t-T_R) + \sum_j Q_j^t(t-T_R)S_j^t(t-T_R)}{Q_{i-1}(t-T_R) + \sum_j Q_j^t(t-T_R)}, \quad (6)$$

$$\tilde{C}_{i-1}(t-T_R) = \frac{Q_{i-1}(t-T_R)C_{i-1}(t-T_R) + \sum_j Q_j^t(t-T_R)C_j^t(t-T_R)}{Q_{i-1}(t-T_R) + \sum_j Q_j^t(t-T_R)}, \quad (7)$$

$$\tilde{C}_{i-1}^s(t-T_R) = \frac{Q_{i-1}(t-T_R)S_{i-1}(t-T_R)C_{i-1}^s(t-T_R) + \sum_j Q_j^t(t-T_R)S_j^t(t-T_R)C_j^{s,t}(t-T_R)}{Q_{i-1}(t-T_R) + \sum_j Q_j^t(t-T_R)}, \quad (8)$$

де  $Q_j$ ,  $S_j$ ,  $C_j$  – позначають витрату води, концентрації звислих намулів та забруднення в  $j$  притоках.

Час транспортування  $T_R$  – залежить від швидкості течії, а також довжини камери і в загальному випадку є змінною величиною.

У рівняннях (2) – (5) концентрації є середніми не в об’ємі всієї камери, а лише середніми в  $1/n$  частини об’єму, що знаходиться біля витоку. Таким чином, модель UNDBE визначає концентрації в конкретному місці – біля витоку камери і не дає можливості розраховувати концентрації у проміжних областях камери. Тому при поділі водойми на камери витоки камер зручно розташовувати так, щоб вони збігалися з найбільш важливими для аналізу місцями водойми.

За наявності досить великих притоків, що істотно впливають на процеси водообміну в камері, розбиття на камери слід здійснювати так, щоб початок камери збігався з місцем впадання притоку, що має істотний вплив.

Як видно з рівнянь (2) – (5) запропонована модель передбачає визначення концентрацій у розчині, в суспензії, у шарі донних відкладень і концентрації самої суспензії. Отже, охоплюється широкий спектр можливих забруднень, які можуть мати місце у проточних поверхневих водоймах.

Якщо потрібно моделювати поширення забруднення, що дуже слабо взаємодіє зі звислими намулами (у цьому випадку не суттєві концентрації суспензії та забруднення в суспензії), система рівнянь (1) – (5), розв’язана щодо концентрацій, суттєво спрощується і має вигляд

$$\frac{dC_i}{dt} = \frac{n}{V_i} \left\{ \begin{array}{l} Q_i \tilde{C}_{i-1}(t-T_R) + a_{1,3}C_i^b - \\ - C_i \left[ \frac{Q_{i-1} + R_i + \sum_j Q_j^t + (n-1)(Q_i + Q_i^w)}{n} + K_d a_{1,3} + \lambda V_i \right] \end{array} \right\}, \quad (9)$$

$$\frac{dC_i^b}{dt} = \frac{1}{M_i^b} \left[ -C_i^b (a_{1,3} + \lambda M_i^b) + K_d a_{1,3} C_i \right]. \quad (10)$$

До таких забруднень належать стронцій-90 і тритій.

У системі (9)–(10) є параметри  $K_d$ ,  $a_{1,3}$  і  $n$ . У свою чергу

$$a_{1,3} = \frac{M_i^b}{1 + K_d \frac{M_i^b}{V_i}} \left( \frac{\delta_{1,3}}{\tau_{sb}} + \frac{\delta_{3,1}}{\tau_{dsb}} \right), \quad (11)$$

а  $\delta_{1,3}$ ,  $\delta_{3,1}$  – параметри, які визначають напрямок руху забруднювача при порушенні рівноваги ( $K_d = C^b / C$ ), які визначаються таким чином:

$$\delta_{1,3} = (1 - \delta_{3,1}) = \begin{cases} 1, & K_d C_i > C_i^b \\ 0, & K_d C_i \leq C_i^b \end{cases}. \quad (12)$$

Отже, в цьому випадку при використанні запропонованої моделі знадобиться визначення чотирьох параметрів –  $K_d$ ,  $\tau_{sb}$ ,  $\tau_{dsb}$ ,  $n$ .

У моделі використовуються диференціальні рівняння із запізненим аргументом – це рівняння, що мають вигляд

$$y'(x) = f(x, y(x), y(x - \tau)). \quad (13)$$

Тут похідна рішення залежить не тільки від стану на даний момент, але також від історії в минулому.

На даний час розроблені та успішно застосовуються ефективні методи чисельного рішення таких диференціальних рівнянь [4, 5].

У рамках міжнародного проекту EMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety – моделювання навколишнього середовища з метою забезпечення радіаційної безпеки, Міжнародне агентство з атомної енергії) здійснювалося моделювання перенесення радіоактивного ізотопу водню – тритію в руслі р. Луари (Франція) [6].

У басейні р. Луари знаходиться п'ять атомних електростанцій (рис. 2), що включають 14 атомних реакторів, у результаті функціонування яких відбуваються викиди радіоактивного тритію у воду.

Дані вимірювань були надані DIREN Centre (Direction Régionale de l'Environnement Centre – Управління регіонального центру навколишнього середовища Франції) та EDF (Electricité de France – Електроенергетична компанія Франції).

Витрати води в семи притоках, що відповідають реальним витратам води для 1999 р., і дані про реальні викиди тритію атомними електростанціями були задані з часовою дискретністю.

Потрібно було визначити динаміку концентрацій тритію в 11 пунктах вздовж русла р. Луари (Beaulieu, Gien, Ouzouer, Orleans, Beaugency, Nouan, Tours, La Chapelle, Bertignolles, Angers, MontJean) (рис. 2) з годинною дискретністю, протягом півроку з 1 липня до 31 грудня 1999 р.

Ділянка річки довжиною 350 км описувалася шляхом завдання геометрії 486 поперечних перетинів.

Для застосування камерної моделі неповного перемішування 350-кілометрова ділянка р. Луари була розбита на 33 послідовні камери.

Границі камер розміщувалися в таких пунктах:

- початок і кінець відрізка річки, що моделюється;
- місця, де необхідно було визначити значення концентрацій;
- місця розташування водопідпірних дамб;
- місця впадання притоків;
- пункти розташування ядерних станцій (місця надходження забруднення).

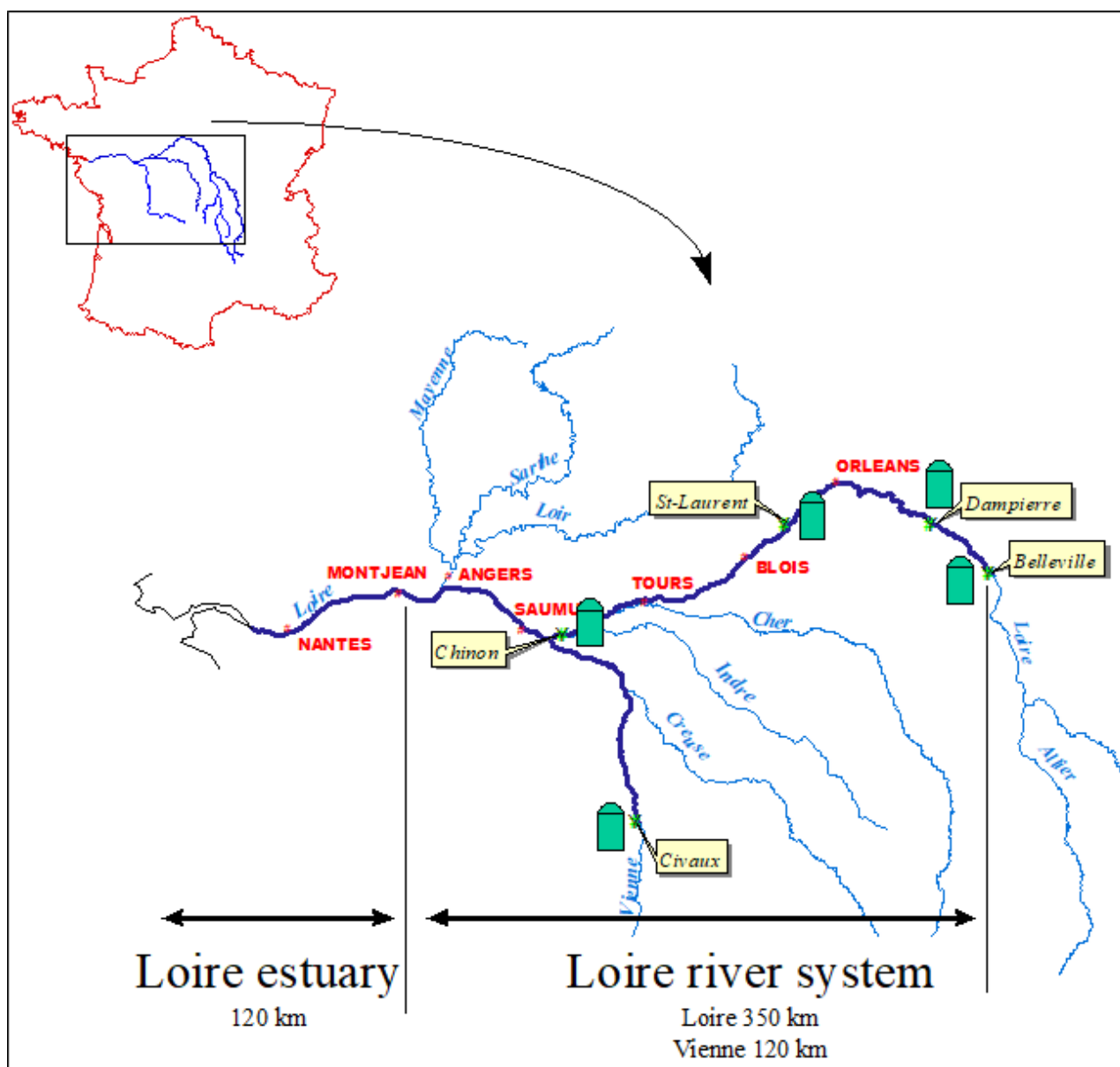


РИС. 2. Річкова система р. Луари

Як гідрологічна модель р. Луари для визначення поточних об'ємів камер використовувалася одновимірна стаціонарна модель [7].

Розрахунок гідрології р. Луари (33 камери 350-кілометрової ділянки, для кожної години шестимісячного інтервалу моделювання) потребує 50 хвилин часу ЕОМ з процесором Intel Core i5-9600K. Розв'язання задачі перенесення тритію за допомогою запропонованої моделі UNDBE здійснюється за 13 секунд. Оскільки гідрологічний режим річки не залежить від транспортування тритію, то розрахунок водного режиму був виконаний одноразово для всього діапазону можливих витрат води, а результати використовувалися як масив вихідних даних для багаторазових прорахунків при вирішенні задачі ідентифікації параметрів перенесення тритію, це значно прискорило визначення оптимальних значень параметрів.

Програма RALG [8, 9] використовувалася для знаходження таких значень наведеного набору параметрів, при яких забезпечується мінімальне неузгодження результатів моделювання та вимірювань.

Для оцінки неузгодженості використовувалася цільова функція – сума квадратичних відхилень наявних вимірювань та відповідних результатів моделювання.

Червоні точки показують результати вимірювань концентрацій тритію у межах похибок 30 %.

Синя лінія на рис. 3 показує результат, отриманий при ручному доборі параметрів  $K_d$ ,  $\tau_{sb}$ ,  $\tau_{dsb}$ ,  $n$  – 150, 10, 20, 11 відповідно. За таких умов цільова функція набуває значення – 0.23.

Зелена лінія на рис. 3 відображає результат ідентифікації при використанні RALG. Значення параметрів  $K_d$ ,  $\tau_{sb}$ ,  $\tau_{dsb}$  – 25, 21.3, 11.6 відповідно. Параметр  $n$  було залишено незмінним. В цьому випадку цільова функція дорівнює – 0.021.

Після Чорнобильської катастрофи виникла проблема прогнозування транспортування радіонуклідів каскадом дніпровських водосховищ. Один з основних забруднювачів – стронцій-90, який при високих паводках змивається із забрудненої заплави р. Прип'ять і надходить у північну частину Київського водосховища. Для вирішення задачі перенесення стронцію-90 по водосховищам використовувалася камерна модель UNDBE, зокрема, і для Київського водосховища.

Оскільки всі суттєві притоки (включаючи р. Прип'ять) знаходяться в північній частині (на втоці) Київського водосховища, а місцем, де необхідно було визначити значення концентрацій, був пункт водозабору – м. Вишгород (виток Київського водосховища), водосховище моделювалося однією камерою.

Поточні об'єми водосховища визначалися за кривими залежностей об'ємів від рівнів ( $h$ ) води у водосховищах  $V = n_2 h^2 + n_1 h + n_0$ , де  $n_0$ ,  $n_1$ ,  $n_2$  – константи [10]. Поточні дані про концентрації стронцію-90 у розчині по притоках та дані про концентрації стронцію-90 на витoku водосховища були взяті з бази даних УкрНДГМІ.

Детальну інформацію про щодобові витрати води у притоках водосховища, а також дані стосовно щодобових рівнів водосховища було отримано у Гідрометеорологічній службі України.

Враховуючи наявність щодобових вимірювань, розрахунок вівся з добовою дискретністю.

Весь розрахунок гідрології Київського водосховища та перенесення стронцію-90 із добовою дискретністю для шестимісячного інтервалу моделювання потребує менше 0.03 секунди часу ЕОМ із процесором Intel Core i5-9600K.

Синя лінія на рис. 4 показує результат, отриманий при ручному доборі параметрів  $K_d$ ,  $\tau_{sb}$ ,  $\tau_{dsb}$ ,  $n$  – 360, 27, 27, 8 відповідно. Цільова функція дорівнює 0.000675.

Червоні точки показують результати вимірювань концентрацій стронцію-90 в межах похибок 30 %.

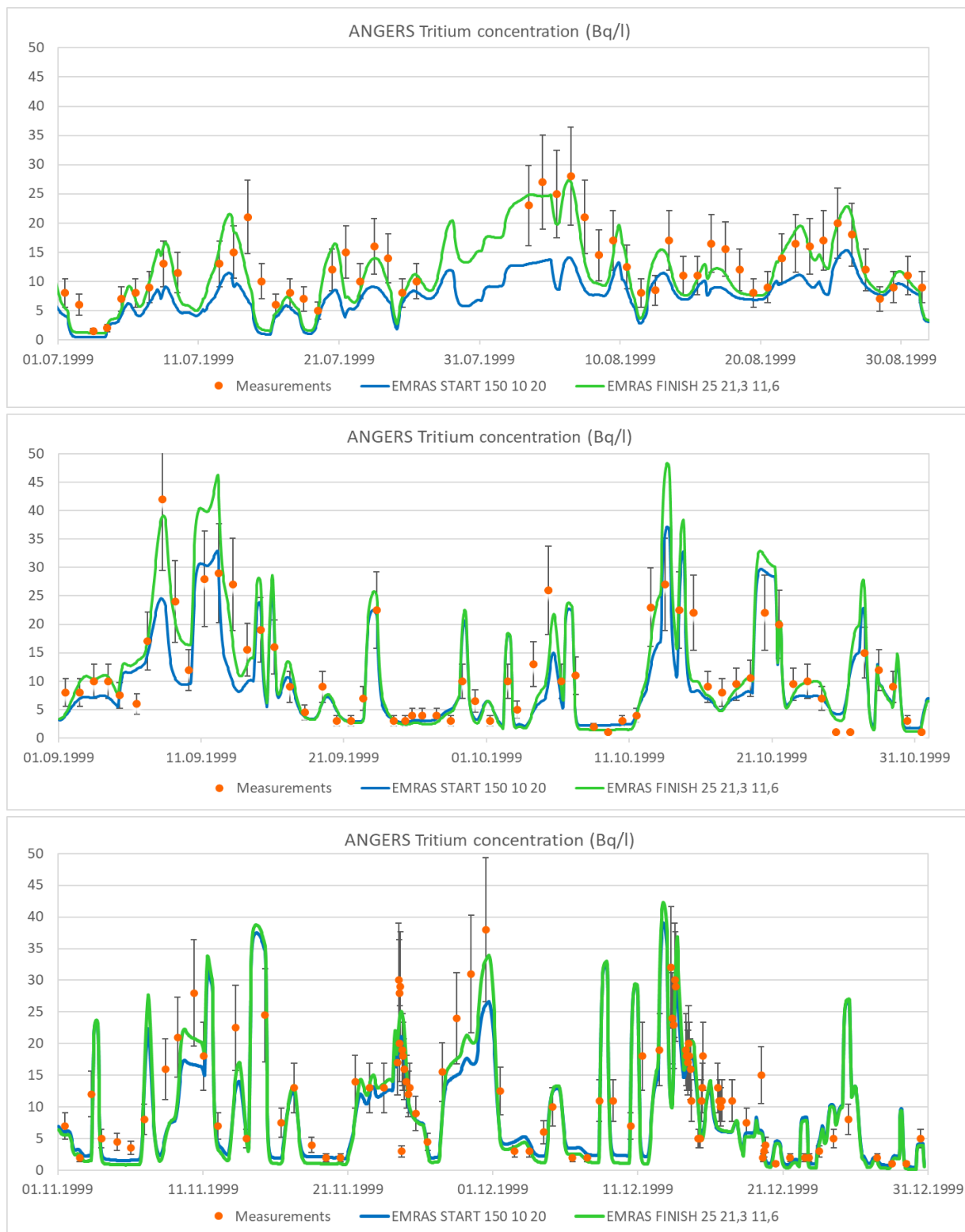


РИС. 3. Зіставлення розрахунків та вимірювань концентрацій тритію у створі ANGERS



Зелена лінія на рис. 4 відображає результат ідентифікації при використанні RALG. Отримані значення параметрів  $K_d$ ,  $\tau_{sb}$ ,  $\tau_{dsb}$ ,  $n$  – 139,4, 2,55, 0,488, 8 відповідно. Цільова функція після ідентифікації дорівнює 0.000539.

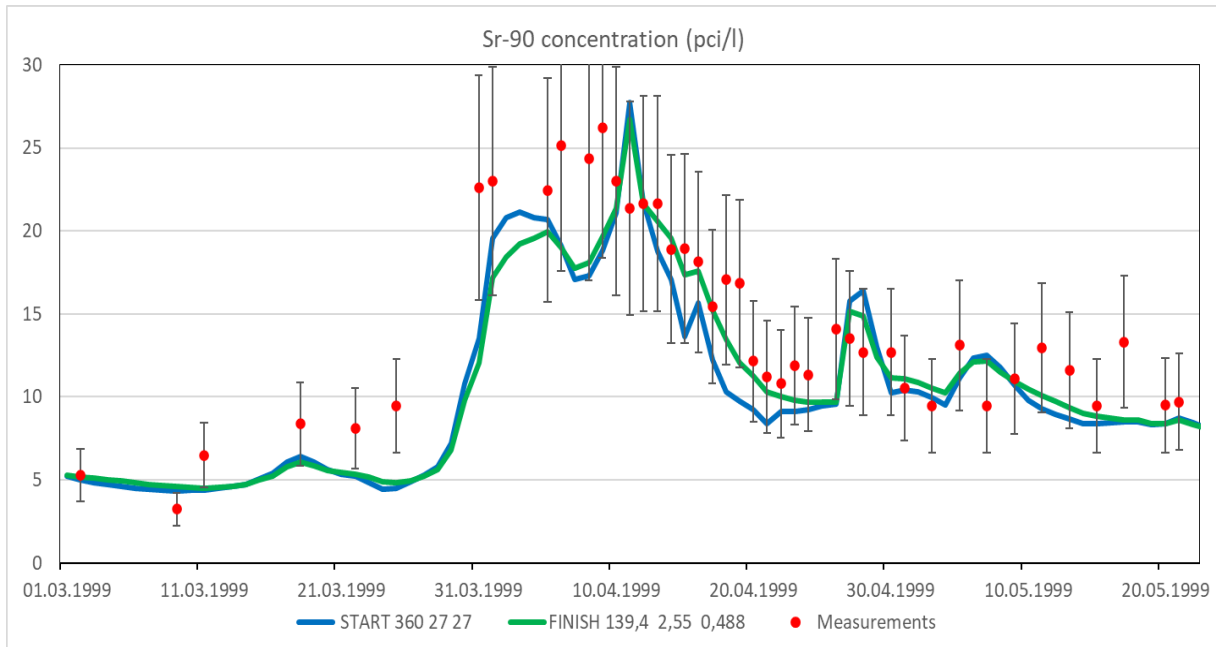


РИС. 4. Зіставлення розрахунків та вимірювань концентрацій стронцію-90 в районі м. Вишгорода

Варто зазначити, що:

– при обчисленні цільової функції слід виключити вимірювання, що становлять явні промахи. Інакше результат буде сильно спотворений. Так, не були використані в процесі ідентифікації вимірювання за 06.09.1999, 24.11.1999 та 19.12.1999 у пункті ANGERS на р. Луарі;

– через наявність декількох параметрів, що по-різному впливають на процес, і того, що вимірювання мають суттєві похибки, цільова функція має багато екстремальний характер. Тому починати ідентифікацію слід після того, як приблизно визначено значення параметрів. Може також знадобитися кілька різних прорахунків RALG з різними початковими значеннями параметрів;

– виходячи з практики, початковий крок процедури RALG краще задавати приблизно 0.1 значення мінімального параметра.

Застосування моделі UNDBE у поєднанні з процедурою RALG при вирішенні задач радіоекології водних об'єктів забезпечує:

– швидкий розрахунок за збереження точності моделювання без значного ускладнення моделі;

– збереження мінімальних вимог до кількості вихідних даних, що у поєднанні зі швидкодією, дає можливість застосування як системи аварійного реагування;

– підвищення точності моделювання за рахунок параметричної ідентифікації;

– можливість швидкого та точного налаштування для конкретного водного об'єкта.

Існує можливість застосування викладеного підходу для моделювання перенесення інших типів забруднень у поверхневих водоймах.

### Список літератури

1. Rauch W., Henze M., Koncsos L., Reichert P., Shanahan P., Vanrolleghem P. River water quality modeling: I. state of the art. *Water Science and Technology*. 1998. Vol. 38, No. 11. P. 237–244.
2. Shanahan P., Henze M., Koncsos L., Rauch W., Reichert P., Vanrolleghem P. River water quality modeling: II. problems of the art. *Water Science and Technology*. 1998. Vol. 38, No. 11. P. 245–252.
3. Orlob G.T (Ed.), *Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes, and Reservoirs*, International Series. On Applied Systems Analysis, IASA, Pitman Press. 1983. No. 12. 518 p.
4. Хайпер Э., Нерсетт С., Ваннер Г. Решение обыкновенных дифференциальных уравнений. Нежесткие задачи. М.: Мир, 1990. 593 с.
5. Хайпер Э., Ваннер Г. Решение обыкновенных дифференциальных уравнений: Жесткие и дифференциальные алгебраические задачи. М.: Мир, 1999. 685 с.
6. Testing of Models for Predicting the Behaviour of Radionuclides in Freshwater Systems and Coastal Areas. <http://www-ns.iaea.org/downloads/rw/projects/emras/final-reports/aquatic-tecdoc-final.pdf> (звернення: 29.11.2022)
7. Караушев А.В. Речная гидравлика. Л.: Гидрометеоиздат, 1969. 416 с.
8. Шор Н.З. Методы минимизации не дифференцируемых функций и их приложения. Киев : Наук. думка, 1979. 200 с.
9. Шор Н.З., Стеценко С.И. Квадратичные экстремальные задачи и не дифференцируемая оптимизация. Киев: Наук. думка, 1989. 208 с.
10. Каганер М.С. Гидрометеорологический режим озёр и водохранилищ СССР. Каскад днепровских водохранилищ. Л.: Гидрометеоиздат, 1976. 348 с.

Одержано 21.11.2022

**Бєлих Тамара Васи́лівна,**

кандидат технічних наук,

старший науковий співробітник Інституту кібернетики імені В.М. Глушкова НАН України, Київ,

**Сизоненко Володимир Петрович,**

кандидат технічних наук, Київ.

[jasizyj@yahoo.com](mailto:jasizyj@yahoo.com)

УДК 504.064.2.001.18+504.45

**Т.В. Бєлих<sup>1</sup>, В.П. Сизоненко<sup>\*</sup>**

## Застосування моделі UNDBE у поєднанні з методом RALG при вирішенні задач радіоекології водних об'єктів

<sup>1</sup> Інститут кібернетики імені В.М. Глушкова НАН України, Київ

<sup>\*</sup> Листування: [jasizyj@yahoo.com](mailto:jasizyj@yahoo.com)

**Вступ.** Наявність викидів радіоактивних забруднень у водне середовище АЕС, що працюють у штатному режимі, а також під час різних аварійних ситуацій вимагає застосування засобів прогнозування впливу таких викидів на стан поверхневих водойм. Наявні розробки або не мають достатньої точності, або складні й вимагають великої кількості вихідних даних і знання точних значень параметрів процесів, що відбуваються.

Для забезпечення точності прогнозування поширення забруднень у поверхневих водах в умовах обмеженості вимірювальної та обчислювальної бази було розроблено камерну модель (UNDBE) перенесення забруднень, що враховує час транспортування забруднення водоймою та розведення забруднення в неповному обсязі камери. Розвиток отримав спосіб налаштування моделі за даними вимірювань, чим додатково досягається підвищення точності прогнозування. Це стало можливим завдяки малому часу реалізації запропонованої моделі на ЕОМ і застосуванню параметричної ідентифікації за допомогою програми RALG.

**Мета роботи.** Представлення загального опису розробленої моделі. Демонстрація можливостей моделювання та параметричної ідентифікації за допомогою запропонованої моделі в поєднанні з програмним засобом пошуку екстремуму не диференційованої функції.

**Результати.** Крім загального опису розробленої моделі наведено модифікацію для моделювання поширення тритію та стронцію-90. Показано результати моделювання та параметричної ідентифікації на прикладах розповсюдження тритію в басейні р. Луари та стронцію-90 у Київському водосховищі.

**Висновки.** Застосування моделі UNDBE у поєднанні з процедурою RALG забезпечує швидкий розрахунок при збереженні точності моделювання, можливість швидкого і точного налаштування для конкретного водного об'єкту, що робить можливим застосування в якості системи аварійного реагування. Існує можливість застосування викладеного підходу для моделювання перенесення інших типів забруднень у поверхневих водоймах.

**Ключові слова:** перенесення забруднень, поверхневі водойми, камерна модель UNDBE, параметрична ідентифікація, досвід використання RALG.

UDC 504.064.2.001.18+504.45

Tamara Bielyh<sup>1</sup>, Vladimir Sizonenko<sup>\*</sup>

## Application of the UNDBE Model in Combination with the RALG Method to Solve the Problem of Radioecology of Water Bodies

<sup>1</sup> V.M. Glushkov Institute of Cybernetics of the NAS of Ukraine, Kyiv

<sup>\*</sup> Correspondence: [jasizyj@yahoo.com](mailto:jasizyj@yahoo.com)

**Introduction.** The presence of radioactive pollution releases into the aquatic environment of NPPs operating in the normal mode, as well as during various emergency situations, requires the use of means for predicting the impact of such releases on the condition of surface water bodies. The existing developments either do not have a sufficient accuracy or are complicated and require a large amount of initial data and knowledge of the exact values of the parameters of the running processes.

To ensure accuracy of forecasting pollutants spreading in surface water under conditions of limited measuring and computing facilities a box model (UNDBE) of pollution transfer was developed taking into account the time of pollution transportation through the water body and dilution of pollution in the incomplete box volume. The method of model adjustment according to measurement data has been developed, which additionally improves forecasting accuracy. This was made possible due to the short implementation time of the proposed model on a computer and the use of parametric identification using the RALG program.

**Purpose of work.** Presentation of the general description of the developed model. Demonstration of modeling possibilities and parametrical identification by means of the offered model in combination with program means of search of extremum of not differentiable function.

**Results.** In addition to a general description of the developed model, a modification for modeling tritium and strontium-90 propagation is given. The results of modeling and parametric identification are shown on examples of tritium distribution in the Loire river basin and strontium-90 in the Kiev reservoir.

**Conclusions.** Application of UNDBE model in combination with RALG procedure provides fast calculation at preservation of modeling accuracy, possibility of fast and exact adjustment for the concrete water object that makes possible its application as an emergency response system. There is a possibility to apply the outlined approach for modeling the transport of other types of pollutants in surface water bodies.

**Keywords:** pollution transport, surface water bodies, UNDBE box model, parametric identification, RALG experience.