

СХЕМАТИЗАЦІЯ ТА МОДЕЛЮВАННЯ ВТОРИННОГО РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОД ДРЕНАЖНИХ КАНАЛІВ

Розглянуто вимоги та підходи до схематизації умов, визначення параметрів та моделювання вторинного радіоактивного забруднення поверхневих вод каналів осушувально-зволожувальних систем. Наведено результати застосування балансового методу для реального об'єкту в Зоні відчуження ЧАЕС.

Demands and approaches to schematization of conditions, to characterization and simulation of secondary radioactive contamination of surface water of drainage system channels are defined in the article. Data of employment of balance method for the benefit of concrete object in Exclusion zone ChNPP are represented.

Стан питання та постановка проблеми. Меліоративна радіогідрогеологія є відгалуженням з радіологічного напрямку полігонних досліджень, що поєднує питання гідрогеології, гідрології та ґрунтознавства меліорованих земель. При дослідженнях в гумідній зоні вивчаються питання, які стосуються особливостей перерозподілу та водної міграції радіонуклідів, забруднення ними ґрунтових вод на осушувальних та осушувально-зволожувальних системах, обґрунтування водоохоронних заходів та оцінки їх ефективності, розробки технологій водоочищення (часткової дезактивації стоку) [1] тощо. В задачі меліоративної радіогідрогеології входить також розробка оптимальних конструкцій та схем розміщення меліоративних або дренажних захисних систем для зон впливу об'єктів ядерного циклу та інших об'єктів, що несуть загрозу забруднення середовища радіонуклідами і важкими металами. До найважливіших сучасних питань меліоративної радіогідрогеології належить вивчення ролі меліоративних систем і їх застосування при реабілітації забруднених територій.

Хоча актуальність цього напрямку нині здавалося б дещо знизилась, великий наробок, який було отримано під час досліджень на забруднених після аварії на ЧАЕС територіях (в тому числі розроблені моделі міграції радіонуклідів) дозволяє уявити механізми процесів, характерних і для інших техногенних забруднюючих речовин.

Якщо до моделювання підходити емпіричним шляхом, то можна починати з параметризації і кількісного визначення окремих процесів, що забезпечують надходження радіонуклідів (або інших політантів) у водну систему даного меліоративного каналу.

Процеси, що обумовлюють вторинне забруднення поверхневих вод стронцієм-90 досить різноманітні за рівнем впливу, походженням та динамікою, а співвідношення їх внеску змінюється не тільки в часі, але й по довжині та в поперечному перерізі водотоку при мінливості гідродинамічного режиму. Дослідження та параметризація процесів надходження і природного вилучення радіонуклідів з розчину поверхневих вод є основою для переходу до складання балансу радіоактивного забруднення водотоку з визначенням емпіричних коефіцієнтів для вирішення прогностичних задач.

Розглянемо проблему, пов'язану із визначенням складу водоохоронних заходів при збільшенні концентрації радіонукліду від верхнього створу магістрального каналу до нижнього, тобто у випадку, коли процеси самоочищення на фоні вторинного забруднення води малозначущі. В цьому випадку, в першу чергу слід кількісно визначити складові водного балансу, які виражають надходження радіонукліду до водотоку.

Шляхи та засоби вирішення проблеми.

Використання фізико-математичного моделювання при радіоекологічних дослідженнях на водозбірних системах здійснюється поетапно. В першу чергу, згідно задач досліджень, вибирається тип моделі. Перед побудовою математичної моделі слід скласти концептуальну модель процесу або системи, що аналізується. В

цій так званій вербальній моделі вказуються основні чинники, що визначають досліджуваний процес, і з'ясовуються найбільш істотні зв'язки і співвідношення між окремими показниками і чинниками [2].

Якщо завдання потребує визначення впливу окремих складових, чинників або процесів забруднення вод певного об'єкту (каналу) можна використати балансову модель, наповнену радіаційно-водобалансовими складовими та певними емпіричними коефіцієнтами. Ще до початку польових досліджень слід уявляти загальне рівняння балансу і розмірність його параметрів, для того, щоб вірно спланувати експеримент та проводити режимні спостереження.

Загалом використовують стохастичні і детерміністичні моделі. При використанні останніх можливі два підходи: із застосуванням формальних розрахункових (шляхом вирішення обернених задач) параметрів, які здебільшого не відображають фізичної сутності процесів, або із застосуванням детерміністичних рівнянь, які відображають фізичну сутність і до того ж дозволяють обґрунтувати вид рівнянь придатних для першого підходу [3]. Процеси, які відбуваються у водних екосистемах досить повно можуть бути описані за допомогою статистичних та імовірнісних моделей, звичайних диференціальних рівнянь, диференціальних рівнянь в часткових похідних [4,5]. Серед детерміністичних моделей, які описуються диференціальними рівняннями, можуть бути лінійні або нелінійні, стаціонарні і нестаціонарні, моделі рівноважної (миттєвий масообмін) і нерівноважної міграції. Останній розподіл моделей використовує принципи схематизації реальних умов міграції [3].

Якщо область міграції приймають умовно гомогенною звичайно використовують відомі диференціальні рівняння, що описують конвективне перенесення або дифузії і дисперсію (перемішування речовини в гомогенних потоках). При цьому можна використати камерну модель [4].

Для описання складних гетерогенних систем застосовують системи математичних диференціальних рівнянь, їх рішення у вигляді циклічності природних явищ та зміни гідродинамічного режиму по довжині каналу; або компартментні моделі, що дозволяють послідовно застосовувати статистичні (регресійні), чисельні або аналітичні методи.

Двовимірні чисельні моделі гідравлічних процесів і транспорту наносів достатньо повно розвинені в сучасній обчислювальній гідравліці і набули поширення у вигляді програмних комплексів. Найбільш широко застосовуються: MIKE-21 (Датський Гідрологічний Інститут) [6,7], CE-QUAL-2E (Агентство з охорони довкілля, США) [8], TELEMAC (Лабораторія Гідравліки, Франція), FETRA (Гласифік Норвезької Лабораторії, США), RMA-2V (Корпус військових інженерів, США). Прикладами тривимірних моделей, що застосовувалися для вивчення перенесення забруднень у водному середовищі є MIKE-3 (Данія), SSIIIM (Норвезький Інститут Технологій), DELFT3D-FLOW (Дельфт Гідравлікс, Данія), FLESCOT (США), THREETOX (Інститут проблем математичних машин і систем НАН України).

Другий етап передбачає формалізацію досліджуваного процесу вторинного забруднення, а також схематизацію умов масопереносу. При цьому від конкретних властивостей об'єкту переходять до абстрактних понять та змінних, або деякі природні і техногенні чинники виражають у вигляді параметрів та функцій.

До основних процесів вторинного забруднення віднесемо такі, що представляють собою взаємодію води з компонентами системи водотоку, в яких зосереджена найбільша частина обмінного запасу радіонуклідів. Такими компонентами є основні депо радіонуклідів в системі водотоків та водойм, а саме – ґрунти берегових укосів каналів та донні відклади. Перші і другі в значній мірі пов'язані між собою. Зважаючи на те, що берегові укоси каналів мають великі кути нахилу (20-30°, при закладанні $m=1,5-2,0$), можна уявити, що відбувається механічне і водно-ерозійне перенесення твердого стоку з укосів в русло каналу, тобто перевідкладення частинки, на яких сорбовані радіонукліди, у донні відклади, де вони мають тривалий контакт з водою.

Якщо донні відклади, контактуючи з поровим розчином та нижнім шаром поверхневих вод впливають лише на якісну характеристику води навіть при незмінному об'ємі, то берегові укоси можуть забруднювати воду при підйомах рівня і тривалому їх затопленні, а також при короткочасному стіканні дощового і талого стоку по незаполненій верхній частині. Тобто останній процес безпосередньо пов'язаний з кількісними змінами об'єму води, а вилуговування при затопленні – опосередковано.

Таким чином, можна розділити вторинні процеси на такі, що пов'язані із змінами об'єму води, і ті що протікають постійно, при відносно незмінних об'ємах. До процесів, які не пов'язані з водним балансом, але суттєво впливають на концентрацію радіонуклідів у поверхневих водах, віднесемо:

- ✓ десорбцію та сорбцію радіонуклідів донними відкладами;

- ✓ поглинання радіонуклідів гідробіонтами та їх вторна ремобілізація в розчин при відмиранні та розкладі організмів;

- ✓ вилуговування (вимивання) радіонуклідів із затоплених ґрунтів;

- ✓ сорбція радіонуклідів, що містяться у воді, твердою фазою ґрунтів берегових укосів при фільтраційних втратах з каналу.

В рівнянні загального водно-радіаційного балансу такі процеси параметризуються у вигляді коефіцієнтів, які визначаються емпірично, або шляхом вирішення обернених задач.

Хоча два останні процеси протікають переважно при підйомах води в каналах, тобто збільшенні їх об'єму, в розрахунках водного балансу приріст цього об'єму виражається через приток ґрунтових вод, поверхнево-схиловий стік та кількість опадів на водну поверхню. Дві останні складові забруднення назвемо *радіаційно-балансовими*, оскільки кожна з них виражається через об'єм і концентрацію, добуток яких складає величину виносу. З цього приводу десорбцію та сорбцію радіонуклідів донними відкладами слід було б теж розділити, оскільки десорбція більш інтенсивно протікає при зниженні рівня води, що звичайно може бути пов'язано із зменшенням поверхневого притоку та випаровуванням. Це при тому, що ґрунтові води, які визначають більшу частку балансу на цей час, мають значно менші концентрації оцінюваного радіонукліду, ніж порові розчини донних наносів. При збільшенні об'єму води в каналі може відбуватись як сорбція так і десорбція, в залежності від градієнтів концентрації радіонукліду між поровим розчином та шаром придонних вод, а також від співвідношення рівня поверхневих і ґрунтових вод; тому перший процес віднесемо до якісних, або *радіаційних*. Якщо рівень

ґрунтових вод менший, відбуваються фільтраційні втрати води з каналу, при яких вода фільтрується через дно і укоси, що обумовлює певні втрати об'єму води і радіонукліду (рис.1,а). Для окремих каналів досить впливовими є процеси ерозії та обвалення укосів, що відбуваються переважно у верхніх б'єфах перекритих гідротехнічних споруд, перемичок та бобрових гребель, хоча при цьому механізми вилучення радіонуклідів в розчин дуже близькі до описаних у перших двох випадках.

Представляється, що превалюють два механізми: вилуговування (*ремобілізація*), а також руйнування і розчинення паливних часток в процесі їх "старіння" та під дією агресивних складових середовища (*мобілізація*). Слід уявляти, що вилуговування представляє собою міграцію другого роду (що саме і пояснює термін "вторинне забруднення"). Для визначення його внеску у вторинне забруднення виконується комплекс експериментальних натурних і лабораторних досліджень: оцінка інтенсивності вимивання, або сорбційно-десорбційного балансу радіонуклідів в системі ґрунт-розчин над затопленими укосами і донними відкладами та ін. Параметризувати вилуговування (вимивання) можна відповідним емпіричним коефіцієнтом [9]:

$$K_{ав} = \frac{C_a \cdot V_a}{C_w \cdot \rho \cdot V_w \cdot h} \quad (1)$$

де C_a – об'ємна активність ^{90}Sr у воді над забрудненим укосом, Бк/м³, V_a – об'єм цієї води, м³, C_w – питома активність ^{90}Sr в контактному шарі ґрунту, Бк/кг, ρ – об'ємна маса цього шару, кг/м³, V_w – об'єм ефективного контактного шару ґрунту, м³, h – шар води над монолітом, мм або м.

При цьому слід звичайно враховувати існування слабоброточної або "мертвої" прибережної зони та відкритого центрального струменю (медіалі), для яких характерна суттєва різниця в концентраціях забруднювача [10].

До *радіаційно-водобалансових* складових стоку меліоративних каналів в гумідній зоні віднесено: приплив ґрунтових вод, приповерхневий стік, поверхневий ерозійний стік, випадіння опадів на водну поверхню, випаровування та фільтраційні втрати. Випаровування призводить здебільшого, до концентрування радіонукліду у воді.

Найбільш точні методи визначення винесення радіонуклідів ґрунтовими водами полягають в математичній обробці результатів режимних спостережень по свердловинах і гідропостах [11]. За відсутності закритого матеріального дренажу, сумарне надходження радіонукліду в канал з бічним притоком ґрунтових дренажних вод (W , Бк) (за вирахуванням фільтраційних втрат з каналу) через нижню за потоком границю балансового майданчика, для трьох пунктів спостережень, визначається шляхом вирішення скінчено-різницевого рівняння виду:

$$W = \sum_{i=1}^n C_i Q_i$$

$$W_i = C_i \cdot 2K_{\phi} \frac{h \Delta t}{l_1 + l_2} \left(\frac{H_1 - H_2}{l_1} - \frac{H_2 - H_3}{l_2} \right) \cdot F_i \quad (2)$$

де n – кількість балансових ділянок вздовж каналу з різним характером водообміну між поверхневими і ґрунтовими водами та, відповідно різними значеннями приточності; C_i – концентрація радіонукліду в ґрунтових водах i -тої балансової ділянки, Бк/м³; Q_i – сумарний підземний стік до каналу за час Δt в межах i -того відрізка каналу, м³; K_{ϕ} – коефіцієнт фільтрації ґрунтового водоносного горизонту на даній ділянці, м/добу; h – середня для балансового майданчика потужність ґрунтового водоносного горизонту, м; H_1, H_2, H_3 – середні за Δt рівні ґрунтових вод у пунктах спостережень, м; l_1, l_2 – відстані між пунктами спостережень, м; $F_i = L_i \cdot b$ – повздовжня площа області фільтрації, де L_i – довжина i -тої ділянки каналу; $b=1$ м.

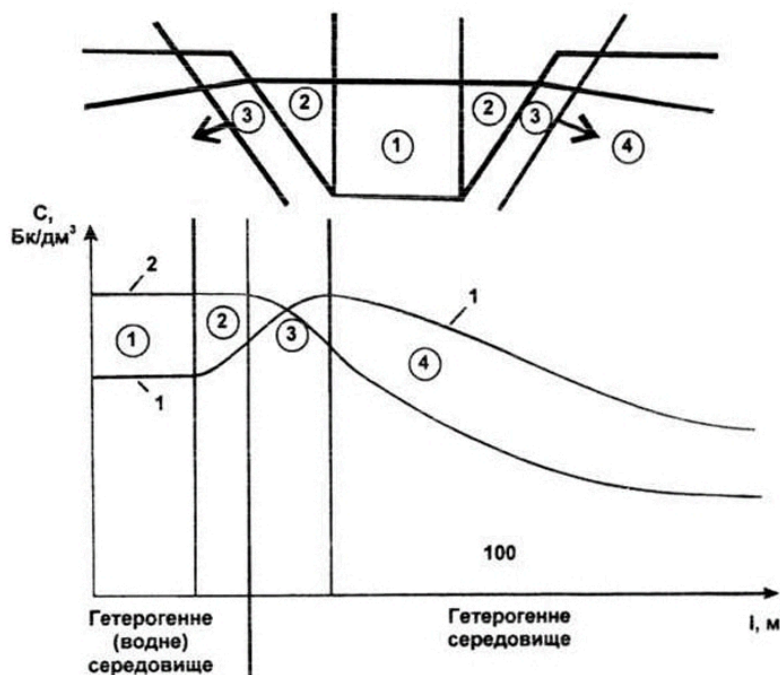


Рис. 1. Вплив середовища та граничних умов міграції на концентрацію радіонукліду у воді (на прикладі ^{90}Sr) у випадку бокового відтоку вод з каналу: а – поперечний профіль каналу із гомогенними та контактними гетерогенними зонами (номери в кільцях): 1 – гомогенна зона з умовно усталеним режимом концентрації – поверхневі води центральної відкритої, більш менш проточної частини живого перерізу каналу (медіаль); 2 – відносно гомогенні контактні зони – прибережні "мертві зони", що заростають надводною рослинністю; 3 – гетерогенна зона з неусталеним режимом – контактний шар ефективного масообміну води з ґрунтом, в якому, залежно від співвідношення концентрацій радіонукліду у воді та ґрунті переважають процеси сорбції або десорбції; 4 – гетерогенна зона з квазі усталеним режимом, в якій на шляху фільтрації води з каналу переважають процеси сорбції, не зважаючи на флуктуації сорбції-десорбції (переважання то одного то іншого процесу) за генеральним трендом. б – графіки зміни концентрації ^{90}Sr на шляху міграції: крива 1 – випадок, коли укоси і ґрунти водозбору забруднені значно більше ніж води каналу; 2 – вода каналу початково більш забруднена ніж ґрунти укосів

За відсутності свердловин використовують гідрометричний метод, або метод розчленування гідрографу.

Поверхневий площинний злив визначається за допомогою спостережень на стокових майданчиках і може бути виражений середнім показником інтенсивності рідкого поверхневого зливу, або величиною надходження за час дощового і талого площинного стоку.

Схематизація умов міграції. Найбільш складні нелінійні процеси протікають на контакті гомогенних (вода) і гетерогенних (ґрунт-повітря-волога) середовищ. Навіть при усталеній фільтрації вони не досягають рівноваги. У зв'язку з порівняно швидкими змінами різнонаправлених і різнознакових для концентрацій радіонуклідів процесів масообміну, сумарна дія яких визначається лише конкретними природно-техногенними умовами, параметри, що уособлюють ці процеси формалізуються до узагальненого коефіцієнту $K_{\text{сорб-десорб}}$. Якщо значення останнього вище одиниці – переважає десорбція, якщо менше – сорбція.

За характером мінливості концентрації радіонукліду (^{90}Sr) у воді під час її фільтрації з каналу, на основі отриманого в Чорнобильській зоні відчуження досвіду, можна виділити області з усталеним, квазіусталеним та неусталеним режимами (рис. 1).

Область міграції прийнято схематизувати у вигляді відкритих або закритих систем (камер) з входом і виходом, де всі процеси враховуються інтегрально по зміні концентрації або винесення радіонукліду на виході. На вході задаються такі параметри як напір, концентрація, витрата, компетентний мінімальний час досягнення рівноважних значень концентрації, а також параметри та сталі величини, що характеризують сутність фізико-

хімічних процесів в камері (дифузія, дисперсія, сорбція, коагуляція, то що).

Результати та їх обговорення. Під час виконання довгострокових прогнозів концентрацій радіонуклідів у водотоках нами було використано кілька методичних підходів: емпіричний; на основі статистичних даних та експертних оцінок – виходячи з тенденцій виносу активності ^{90}Sr з водозбору; балансово-статистичний – зміна концентрацій ^{90}Sr у поверхневих водах встановлюється на підставі тенденцій перерозподілу складових водного балансу на водозборах різного ступеню меліорованості; фізичного та математичного моделювання на основі оцінки вмісту й величин зливу ^{90}Sr з різних висотних рівнів затоплюваної частини водозбору під час повеней. Найбільш інформативними моделями слід вважати такі, що максимально використовують дані натурних спостережень та дослідів. При прогнозуванні змін концентрацій або винесення радіонуклідів за допомогою балансових детермінованих моделей із забезпеченими параметрами використано наступні передумови та припущення:

1) вторинне забруднення ґрунтових та поверхневих вод відбувається за рахунок процесів вилучення (мобілізації та ремобілізації) радіонуклідів з твердої фази (ґрунту) на всій площі водозбору;

2) основні зміни концентрації радіонуклідів відбуваються завдяки процесам сорбції-десорбції на межі розподілу твердої і рідкої фаз;

3) ця межа представляє собою шар ефективного масообміну, товщина якого змінюється в залежності від гідродинамічних умов, а також від фізико-хімічних властивостей досліджуваного політанта. В його межах в окремі проміжки часу домінують процеси з певним знаком;

4) базовою аксіомою застосування балансових рівнянь є неперервність, або безкінечна ділимість простору, що вивчається, що дозволяє гетерогенні переривчасті реальні середовища (водонасичені ґрунти) представляти у вигляді суцільних середовищ;

5) хімічний склад та мінералізація поверхневих вод постійні від гирла до витоків і не суттєво впливають на зміни концентрації.

Таким чином, знання закономірностей міграції та масообміну радіонуклідів дозволяє генералізувати алгоритм прогнозу моделі, вибравши найбільш впливові чинники вторинного забруднення поверхневих вод.

Виходячи з наведених міркувань, баланс радіонукліду для осушувального каналу може бути представлений рівнянням :

$$W_i = [W_e(t) + \sum_{i=1}^n W_i(t) + k \sum_{j=1}^n w_{aj} 2L_j + (1 + K_d S_i) \cdot C_c M_c F_c t + P_i] \cdot K + Z \cdot D_b e^{-\lambda t} + Y \cdot D_s e^{-\lambda t} - W_{gb} \quad (3)$$

де W_i – величина вносу радіонукліду через замикаючий (пригирловий) ствір каналу, кБк, $W(t)_e$ – кількість активності радіонукліду, яка надходить у верхній створ каналу, кБк, $W(t)_e = C^w_e \cdot Q_e t$, де C^w_e – сумарна концентрація радіонукліду у поверхневих водах, що надходять через верхній створ, кБк/м³; Q_e – витрати води, м³/с; $W_i(t)$ – винесення і-м боковим каналом, кБк (може бути вирахований через інші статті балансу, такі як: підземний приток, стік зі схилів, опади на дзеркало води з врахуванням площі бокових каналів; k – зведений коефіцієнт десорбції та конвективної дифузії (поршньового витіснення з поровим розчином та вимивання) ґрунтовими водами при їх надходженні в канал через зону височування, укоси та донні відклади; w_{aj} – питома винесення ґрунтовими водами, кБк на 1 м довжини j-тої ділянки каналу; L_j – довжина j-тої балансової ділянки каналу, м; K_d – коефіцієнт розподілу між твердою та рідкою фазами, м³/кг; K_d визначається з рівняння

$$K_d = (C^w - C_b) / C_b S_i \quad (4)$$

де C^w – загальна концентрація радіонуклідів у воді, кБк/м³; C_b – об'ємна активність розчину, кБк/м³; S_i – вміст твердого матеріалу у воді, кг/м³; C_c – концентрація радіонукліду у водах площинного стоку (визначається шляхом збору води в спеціальні лотки); M_c – модуль поверхневого стоку зі схилів, м³/(с км²); F_c – площа незатоплених укосів каналу, км²; t – проміжок часу (рік), на який розраховується баланс, с; Z – запас радіонукліду в донних відкладах; D_b , D_s – десорбція із донних відкладів та твердого стоку з укосів (за даними експериментів, друга величина дещо більша), яка може бути охарактеризована через константу швидкості трансформації радіонукліду з твердої фази донних відкладів у водорозчинну форму [12]; P_i – кількість радіонукліду, що надходить на поверхню водойми з атмосферними опадами, кБк, K – коефіцієнт збільшення концентрації за рахунок вилуговування радіонукліду із затоплених ґрунтів; W_{gb} – втрати активності поверхневої води при поглинанні гідробіонтами на шляху від верхнього до нижнього створу, кБк.

Оскільки відомо, що від верхнього створу до нижнього відбувається збільшення концентрації та обсягів винесення радіонукліду потоком, сорбція та інші процеси, які виводять радіонуклід з розчину не виділяються окремо, а враховуються інтегрально у величинах W_i (початково відома величина) та W_{gb} . Останній параметр може сприйматись як комплексний. При практичних визначеннях він забезпечує нівелювання похибок та узгодження правої і лівої частин рівняння. Якщо збільшення концентрації і винесення радіонукліду дуже зна-

чне, він також може не враховуватись. Однак, такий підхід неприпустимий, якщо сорбційні процеси в різній мірі врівноважують десорбцію від різних джерел забруднення. Наприклад, сорбція донними відкладами майже повністю компенсує процес десорбції, в той час як порівняно невисокому надходженню радіонукліду за рахунок вилуговування із затоплених укосів процеси сорбції практично не протидіють. Тобто, в залежності від концентрації радіонукліду та задач моделювання, балансове рівняння може бути спрощене, або навпаки, змінено шляхом врахування додаткових параметрів:

✓ якщо задачею моделювання є виявлення джерел забруднення і очевидно, що серед балансових складових значно переважають прибуткові складові, рівняння може бути приведено до вигляду (3), або йому подібного;

✓ якщо стоїть питання параметризації процесу природного самоочищення вод каналу, слід забезпечити рівняння значеннями параметрів, які описують здебільшого від'ємні складові;

✓ в дуже нерівноважних системах необхідно визначити всі прибуткові та витратні складові балансу радіонукліду.

Хоча дане рівняння несе в собі певні усереднення і можливі неточності (особливо це стосується значень $W(t)_e$ і $W_i(t)$) воно дозволяє визначити внесок окремих процесів у вторинне забруднення поверхневих вод та визначити роль біоремедіації (параметр W_{gb}). Зрозуміло, що найбільш точною буде кількісна оцінка процесів у випадку, якщо спостереження провести на невеликому каналі, який не має бічної мережі, тобто зменшується вірогідність похибок за рахунок неточного визначення складових $W(t)_e$ і $W_i(t)$. Для того, щоб встановити частку внеску кожного параметризованого процесу у вторинне забруднення віднімаємо від W_i значення $W(t)_e$ і $\sum_{i=1}^n W_i(t)$, які також визначаються шляхом детальних режимних спостережень.

При вирішенні даного рівняння для окремого каналу (МК-7 Прип'ятської системи), за відомого значення $W_i = 783$ Гбк, встановлено, що внесок ґрунтових вод у винесення ⁹⁰Sr до магістральної частини каналу складає 5,6%, в той час як з врахуванням бічної мережі він зменшується до 0,3-0,4%. Площинний злив з укосів забезпечив на той час (1998 р.) 1,05%, опади – 0,25%, твердий злив – 2% а донні відклади – близько 4%. Вилуговування із затоплених укосів додає близько 4%. В нашому випадку, згідно результатів статичних експериментів, з ґрунтів укосів при тривалому затопленні перехід ⁹⁰Sr у розчин дещо зменшується від 1-4,4% до 0,7-3,3% від вмісту в контактному шарі моноліту (15-22 кБк/кг) [9], в той час як вихід в розчин ⁹⁰Sr з донних відкладів каналу МК-7 складає 8,5% від вмісту в пробі (до 60 кБк/кг) і значно зростає з інтенсивністю промивання [12]. Розраховано також, що хоча абсолютне значення затримки радіонукліду водною рослинністю за рік на відрізку каналу 5,63 км досить високе (близько 1,14 Гбк), воно складає лише близько 0,15% від існуючих величин винесення ⁹⁰Sr, що обумовлює необхідність штучного втручання за низької самоочищувальної спроможності водотоку. Тобто, вирішення балансового рівняння (3) дозволило встановити, що суттєвого зменшення концентрації та винесення ⁹⁰Sr каналом до р. Прип'ять можна досягти лише шляхом видалення донних відкладів по всій довжині магістрального та бічних до нього каналів.

Сформулюємо вимоги до параметрів, умов їх визначення та моделей, що в сумі забезпечить достовір-

ність результату моделювання вторинного забруднення водного об'єкту:

- ✓ повинні забезпечувати можливість достатньо спрощеного їх визначення шляхом натурних, експериментальних досліджень і спостережень;

- ✓ повинні давати уяву про фізичну сутність процесу, який вони кількісно характеризують (для визначення внеску цього процесу в загальне вторинне забруднення або очищення води);

- ✓ розмірність параметрів повинна узгоджуватись із вихідними рівняннями та цілями моделювання;

- ✓ подібні за фізичною сутністю параметри процесів (наприклад, вилуговування з укосів каналу та окремо – з донних відкладів) повинні визначатись за єдиною методикою або підходом;

- ✓ при оцінці параметрів на фізичних моделях, або в натурних умовах слід враховувати представничість моделі, тобто компетентні елементарні об'єми [3] і час досягнення умовної рівноваги;

- ✓ умови експериментів із їх визначення повинні бути близькі до прогнозних реальних умов;

- ✓ обов'язкове пряме (натурне) визначення радіаційно-водобалансових складових;

- ✓ визначення радіаційно-балансових складових за допомогою фізичних експериментів та окремих рівнянь (блоків компартментної моделі);

- ✓ визначення радіаційних параметрів шляхом вирішення обернених задач із узагальнюючого рівняння;

- ✓ кількісні їх значення повинні характеризувати діапазон від достовірних мінімальних до максимальних значень, в межах яких лежить шукане реальне значення, що дозволить отримати прогнози від найгірших (песимістичних) до кращих (оптимістичних), оскільки при довгострокових прогнозах можливі зміни різних параметрів в широкому діапазоні;

- ✓ повинні характеризувати звичайні та екстремальні умови, що враховують можливість впливу певних чинників та їх сумісної дії;

- ✓ складні біохімічні процеси оцінюються або через коефіцієнти накопичення в занурених гідробіонтах, або по узагальнюючих коефіцієнтах сорбції-десорбції.

Додамо, що найбільш неоднозначні, мінливі на протязі року параметри (або такі, що важко визначити експериментально), наприклад, поглинання радіонукліду гідробіонтами (залежить від багатьох кліматичних і гідрологічних чинників і значно змінюється на протязі року), можуть бути визначені розрахунковим шляхом – при вирішенні обернених задач. Але для цього необхідно встановити точне значення W_0 , що для каналів з розгалуженою боковою мережею дуже важко.

Висновки. На основі досвіду експериментальних досліджень на осушувальних системах гумідної зони України вдалось визначити, схематизувати і параметризувати всі основні джерела надходження радіонуклідів у розчин. Завдяки цьому розроблено оптимізоване балансове рівняння радіоактивного забруднення поверхневих вод каналів, в якому більшість від'ємних складових враховані в інтегральних параметрах. Вирішення рівняння радіаційного балансу дозволяє виділити найбільш впливові чинники забруднення, а звідси – визначити характер, можливість та доцільність водоохоронних заходів для їх нейтралізації. Доведено, що при виборі водоохоронних заходів не можна спиратись на кількісну оцінку лише одного, або кількох здавалося б пріоритетних процесів забруднення, без порівняння їх з усіма іншими. Таку оцінку бажано виконувати кількома методами, з обов'язковим експериментальним вивченням кінетики процесу.

1. Шевченко О.П. Парадигма водоохоронної діяльності на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження // Екологія і здоров'я людини. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов, Сб. науч. тр. XIII-ой междунар. науч.-тех. конф. (13-17 июня 2005, Алушта). Харьков-Алушта. 2005. Т. II. – С. 521-527. 2. Горев Л.М., Коваленко П.І., Лаврик В.І. Гідроекологічні моделі. Кн. 1. – К.: Аграрна наука, 1999. – 439 с. 3. Ситников А.Б. Водная равновесная и неравновесная миграция веществ (радионуклидов) в почвогрунтах. – К.: Фитоцентр, 2003. – 168 с. 4. Сизоненко В.П. Модели повышенной точности прогнозирования распространения радионуклидов в днепровских водохранилищах // Кибернетика и вычислительная техника. Сложные системы: управление. № 111, Киев, 1997. 5. Янчук В.М., Колодницький М.М., Ковальчук А.М., Левицький В.Г., Орлов О.О. Методи та засоби математичного моделювання міграції радіонуклідів у природних екосистемах, Т.1. – Житомир: ЖІТІ, 2002. – 142 с. 6. Madsen H. On the use Monte Carlo simulation methods for data assimilation in MIKE 21. Internal Report. International Research Centre for Computational Hydrodynamics, Danish, Hydraulic Institute, Agern Alle 5, DK-2970 Horsholm, Denmark. 1997. – 38 p. 7. Corney P.A., Christian C.D. Tide generated currents in the Hauraki Gulf using MIKE21. // Proceedings of the Third International Conference on Hydroinformatics, Copenhagen, Denmark, 24-26 August 1998. – Vol.2. – Rotterdam: A.A.Balkema. -1998. – P. 1311-1318. 8. 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, №11. – P. 245-252. 9. Шевченко О.П., Курцев С.І., Гудзенко В.В., Михайлов Ю.О. Моделювання вторинного радіоактивного забруднення вод меліоративних каналів. Меліорація і водне господарство. Вип. 87. Київ. 2001. – С. 72-85. 10. Шевченко О.П., Козицький О.М., Заверталюк Т.Ю. Прогнозування об'ємних активностей радіонуклідів з врахуванням даних про заростання та замулення водотоків // Антропогенно-змінене середовище: Ризики для здоров'я населення та Екологічні систем: Мат-ли міжнар. спец. випуск "Екологічного вісника". Київ. 2003. – С. 203-211. 11. Шевченко О.П., Наседкін І.Ю. Водно-радіаційно-балансові дослідження для обґрунтування водоохоронних заходів у Чорнобильській зоні відчуження. // Меліорація і водне господарство. Вип. 89. 2003. – С. 157-170. 12. Долін В.В., Бондаренко Г.М., Орлов О.О. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи. К.: Наукова думка. 2004. – С. 157-178.

Надійшла до редакції 22.02.07

УДК 550.552.53

В.В. Шевчук, д-р геол.-мін. наук, В.О. Горбань, канд. фіз.-мат. наук, О.М. Іванік, канд. геол. наук

КОМП'ЮТЕРНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ СЕЛЕВИХ ПОТОКІВ НА ІНЖЕНЕРНІ СПОРУДИ

Аргументується необхідність створення засобів кількісної оцінки впливу селевих потоків на інженерні споруди. Розроблено математичну модель та програмний модуль аналізу впливу селеві на техногенні комплекси із врахуванням параметрів селевих потоків та факторів їх формування.

The necessity of development of quantitative assessment of mud flows influence on engineering objects is argued. Mathematical model and software is developed for the analysis of mud flow influence on technogene complexes with the estimation of mud flow parameters and their factor formation.

Вступ. Значні економічні збитки, пов'язані із небезпечними геологічними процесами, диктують необхідність розробки нових засобів точного прогнозу поведінки природно-техногенних комплексів. Таким вимогам якнайбільше відповідають методи комп'ютерного моделювання силового впливу різноманітних геологічних процесів на інженерні комплекси різного призначення.

Одним із екзогенних геологічних процесів, що здійснюють негативний вплив на функціонування природно-техногенних систем, є селеві потоки, що мають переважний розвиток у гірських районах, зокрема у межах Українських Карпат. Аналіз останніх досліджень та публікацій підтверджує істотний вплив селевих потоків на руйнування населених пунктів, сільськогосподарських об'єктів,

© В.В. Шевчук, В.О. Горбань, О.М. Іванік, 2007