

**МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСУ МІГРАЦІЇ РАДІОАКТИВНИХ
ЗАБРУДНЮВАЧІВ В ВОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ З СХОВИЩ
ТРИТИЙВМІЩУЮЧИХ ВІДХОДІВ**

Котовенко О. А., Мірошніченко О. Ю.

**МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССА МИГРАЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ
ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ В ВОДНУЮ СРЕДУ ИЗ ХРАНИЛИЩ
ТРИТИЙСОДЕРЖАЩИХ ОТХОДОВ**

Котовенко Е. А., Мирошниченко Е. Ю.

**MODELLING OF RADIOACTIVE POLLUTANTS PROCESS MIGRATION IN
WATER ENVIRONMENT FROM TRITIUM CONTAINING WASTES
DEPOSITORIES**

Kotovenko O., Miroshnychenko O.

**Київський національний університет будівництва і архітектури
Київ, Україна
kotovenko_ea@ukr.net**

Для дослідження процесів міграції радіоактивних забруднювачів в водне середовище запропонована математична модель, яка складається з мультимоделей окремих процесів, що проходять послідовно. Процес міграції розглядається як складний послідовний багатофакторний процес. При моделюванні застосовувалась: модифікація формули Цункера, визначення фільтраційної витрати із сховищ різної форми для одно- і двошарової інфільтрації, визначення потужності зони забруднення потоку від джерел забруднення різної форми.

Ключові слова: моделювання, радіоактивні забруднювачі, тритій, міграція в водне середовище

Для исследования процессов миграции радиоактивных загрязнителей в водную среду предложена математическая модель, состоящая из мультимоделей отдельных последовательных процессов. Процесс миграции рассматривается как сложный последовательный многофакторный процесс. При моделировании использовалось: модификация формулы Цункера, определение фильтрационного расхода из хранилищ различной формы для одно- и двухслойной инфильтрации, определение мощности зоны загрязнения потока от источников загрязнений различной формы.

Ключевые слова: моделирование, радиоактивные загрязнители, тритий, миграция в водную среду

For research of radioactive pollutants migration processes in a water environment a mathematical model consisting of multimodels of separate successive processes is offered. The process of migration is examined as a difficult multivariable process. In the simulation, we used: modification of Cunker formula, determination of lauter expense from the depositories of different form for one- and two-layer infiltration, determination of power of stream contamination zone from the contaminations sources of different form.

Keywords: modelling, radioactive pollutants, tritium, migration in water

Вступ

Тритій є біологічно небезпечним радіонуклідом і тому його розповсюдження в навколишньому середовищі і, особливо, у водних горизонтах, дуже небезпечно. Проблема зниження радіоактивного забруднення водного середовища зі сховищ тритійвміщуючих відходів (СТВ) поки що не має інженерного вирішення. Тому необхідно оцінювати радіоекологічні наслідки впливу СТВ на навколишнє середовище.

Постановка задачі

Основною задачею роботи є дослідження процесів забруднення гідросфери від сховищ зберігання тритійвміщуючих відходів та створення математичної моделі складного багатофакторного процесу міграції радіоактивних забруднювачів.

Аналіз досліджень

Тритійвміщуючі відходи захоронюють у приповерхневих і ґрунтових сховищах на пунктах захоронення радіоактивних відходів (ПЗРВ). [1] Існує два типи тритійвміщуючих відходів – тверді і рідкі. Рідкі тритійвміщуючі відходи рекомендується піддавати попередньому отвердовуванню, для чого використовують бітум, цемент чи осклування. Тверді тритійвміщуючі відходи (ТТВ) мають властивість радіаційного саморозкладу, в результаті якого виділяється газоподібний тритій, а також його окис у вигляді рідини і пари. Тритій, що виділяється, має високу міграційну здатність аналогічну водню, водяній парі і воді. [2,3] Локалізувати ТТВ, враховуючи описані властивості, у звичайних ґрунтових сховищах повністю неможливо. Необхідно в повній мірі оцінювати радіоекологічні наслідки таких явищ:

- 1) Виділення тритію і його окислів з тритійвміщуючих відходів. Швидкість цього процесу залежить від умов захоронення.
- 2) Накопичення тритієвої води у захороненнях.

Окислення тритію, який виділяється з твердих тритійвміщуючих відходів, проходить при звичайній температурі та відсутності каталізаторів внаслідок β -розпаду. Тритійвміщуюча вода, яка утворюється в сховищі, є дуже хімічно активною і негативно впливає на цементне днище сховища, досить швидко роз'їдаючи його [2].

Основний напрямок руху радіоактивних забруднювачів (у вигляді тритію, НТО і T_2O , що утворюються та накопичуються у сховищі) – міграція крізь зону аерації до водоносних горизонтів. Вихід тритію проходить за рахунок дифузії крізь залізобетонні стінки у зону аерації або просочування крізь мікрощілини у вигляді високоактивного інфільтрату у нижній частині ємності (захисні шари СТВ). Каналами витоку збагаченої тритієм води (інфільтрату) у підстилаючі ґрунти є локальні порушення в щільності залізобетону, які можуть виникати при будівництві чи експлуатації.

Оскільки густина тритієвої води значно більша ніж у звичайної, то заміна у воді легких ізотопів водню тритієм викликає незначне збільшення молярного об'єму, що сприяє її міграційній здатності. Коефіцієнт дифузії НТО у звичайній воді при $+20...25\text{ }^{\circ}\text{C}$ складає $(2,44 \pm 0,057) \cdot 10^{-5}\text{ см}^2/\text{с}$ [4,5].

Зона аерації – це основний природний захист підземних вод від забруднювачів при міграції їх від джерела забруднення. Розмір та геологічна структура зони аерації визначають час, за який мігруючий забруднювач досягне водоносних горизонтів, і наскільки потужним буде забруднення. Утворення області забруднення підземних вод

тритієм у районі розміщення СТВ розглядається як складний процес, що поділяється на декілька етапів.

Процес забруднення підземних вод проходить у три стадії:

I – відповідає інфільтрації крізь зону аерації;

II – змішування забруднених вод з підземними;

III – відповідає переносу забруднення НТО та Т по водному горизонту. Під час третьої стадії проходить формування області забруднення у водоносному горизонті та розповсюдження плями (дзеркала забруднення).

В початковий період має місце вільна фільтрація з СТВ, у результаті якої на поверхні ґрунтових вод починає зростати "горб" забруднених тритієм вод. Вільна фільтрація продовжується до тих пір, доки потік з СТВ не зімкнеться з горизонтом ґрунтових вод. З цього моменту починається так званий підпірний режим фільтрації. Одночасно з зростанням "горба" проходить розтікання забрудненої води по горизонту ґрунтових вод. Це розтікання обумовлено впливом самого СТВ, природного руху підземних вод та впливом найближчих водозабірних споруд.

Як інструмент дослідження механізму складного багатофакторного процесу міграції радіоактивних забруднювачів (трیتیю, НТО, T_2O) у водне середовище авторами пропонується математична модель, що складається з мультимоделей, які описують крізь окремі прояви загального процесу сутність всього процесу в цілому.

Прогнозна модель процесу забруднення підземних вод складається з:

– визначення часу досягнення забруднених вод (як дифундуючими з СТВ, так і з забруднених ділянок тритієм при його поверхневому розсіюванні) рівня ґрунтових вод;

– розповсюдження тритієвого забруднення по водоносному горизонту та визначення площі його забруднення.

Для спрощення гідрогеологічного прогнозу СТВ, в залежності від їх форми, представляємо у вигляді кола (замкнений контур, повздовжні та поперечні розміри якого можна співставити), або у вигляді каналу (коли довжина пункту зберігання набагато більше ніж ширина).

Для оцінки часу досягнення рівня ґрунтових вод тритієвою водою, що фільтрується з пункту зберігання, для умов однорідного розрізу зони аерації та постійного рівня тритієвої води у СТВ, застосовується модифікована формула Цункера [6,7]:

$$t = \frac{nH_0}{k} \left[\frac{m}{H_0} - \ln \left(1 - \frac{m}{H_0} \right) \right] \quad (1)$$

де n – пористість порід зони аерації; H_0 – висота шару рідини у СТВ; k, m – відповідні коефіцієнти фільтрації та потужності зони аерації.

Аналіз процесу проходження НТО та T_2O крізь зону аерації пропонується проводити за допомогою модифікації моделі фільтраційних процесів при двошаровому представленні зони міграції забруднень при верхньому слабопроникному шарі [7].

Якщо нижню частину СТВ (шари бетону, ізоляційні шари під СТВ) розглядати як перший слабопроникний шар, а іншу частину зони аерації розглядати як другий шар, то час фільтрації тритію з СТВ до рівня ґрунтових вод буде складатися з часу t_1 – рух тритію у верхньому шарі та t_2 – проходження інфільтратом нижнього шару. Час t_1

визначається за формулою (1) Цункера при підстановці значень k_1 , m_1 для першого шару.

Час t_2 руху інфільтрату крізь нижній шар (тобто зону аерації) визначається як:

$$t_2 = \frac{n_2 H_0}{k_2} \left\{ \frac{m_2}{H_0} - \left[1 - \frac{m_1}{H_0} \left(\frac{k_2}{k_1} - 1 \right) \right] \cdot \ln \left(1 + \frac{m_2}{H_0 + m_1} \right) \right\}$$

де n_2 , m_2 , k_2 – відповідно пористість, потужність та коефіцієнт фільтрації нижнього шару.

Основний час руху тритію буде складатися з часу проходження ним верхнього шару. Оцінка величини фільтраційної витрати із СТВ тритійвміщуючих вод, що там утворюються, проводиться для умов фільтрації з підпором, оскільки сховища існують протягом довгого періоду часу, тому режим фільтрації з них може бути прийнятий як квазістаціонарний. Для цих умов витрати q_ϕ з захоронення лінійної форми на одиницю його довжини, у випадку однорідного за фільтраційними властивостями пласту, можна визначити за формулою:

$$q_\phi = \frac{k \cdot m \cdot H_0}{\Delta L}$$

У випадку двошарового пласта (k_1, m_1 – параметри слабопроникного шару; k , m – параметри нижнього шару):

$$\Delta L = \sqrt{\frac{k \cdot m \cdot m_1}{k_1}} \cdot \operatorname{cth} \left(B \sqrt{\frac{k_1}{k \cdot m \cdot m_1}} \right)$$

де B – напівширина пункту зберігання.

Для пунктів зберігання, які мають кругову форму з радіусом R_K , витрати на фільтрацію визначаються при умовах однорідної будови як:

$$Q_\phi = \frac{km H_0}{0.366 \operatorname{tg} R/R_K}$$

де R – відстань від центру пункту зберігання до контуру живлення водоносного горизонту.

Для двошарової будови водоносного горизонту витрата з пункту зберігання буде дорівнювати:

$$Q \approx 2\pi \cdot H_0 R_K \sqrt{\frac{k_1}{k \cdot m \cdot m_1}} \quad (2)$$

Формула (2) застосовується при $R_K > 5\sqrt{k \cdot k_1 \cdot m \cdot m_1}$.

При моделюванні розповсюдження радіаційного тритієвого забруднення по водоносному горизонту та визначенні площі його забруднення розглядались такі

процеси [7,8]. Після попадання тритійвміщуючої води у водоносний горизонт починається її рух по пласту разом з підземними водами. Швидкість v руху забруднених вод при фільтрації з СТВ витягнутої форми вниз по потоку приблизно оцінюється за формулою:

$$v = \frac{q_{\phi}}{2mn_0} + \frac{v_0}{n_0} \quad (3)$$

де q_{ϕ} – фільтраційні втрати на одиницю довжини СТВ; m – середня потужність водоносного горизонту; n_0 – пористість водоносних порід; $v_0 = k \cdot i_0$ – швидкість фільтрації природного потоку підземних вод; i_0 – ухил природного потоку підземних вод.

Для пункту зберігання кругової форми (в цьому випадку СТВ можна апроксимувати круговою галереєю з витратою інфільтрату, що фільтрується з СТВ), відстань x , на яку переміститься забруднення по пласту за час t з СТВ, в залежності від потужності Q_{ϕ} та природного руху підземних вод v_0 , наближено визначається за формулою:

$$x = \sqrt{R^2 + \frac{Q_{\phi}^t}{\pi \cdot n_0 \cdot m} + \frac{v_0 t}{n_0}} - R_K \quad (4)$$

де R_K – радіус пункту зберігання. Використовуючи формули (3-4) оцінюють час, у якій підземні води досягнуть найближчих водоймищ та водотоків, в який вони розвантажуються.

Формування області забруднення тритієм у водному горизонті представляє собою складний гідродинамічний і фізико-хімічний процес, який залежить від багатьох факторів. Одним з найважливіших факторів формування ореолів розповсюдження тритію, як забруднювача, є фільтраційна дисперсія, яка обумовлює стаціонарне чи квазістаціонарне розподілення забруднюючої речовини в області фільтрації. Це підтверджується і чисельним моделюванням.

Суттєвим у формуванні області забруднення підземних вод є різниця $\Delta\rho$ густин інфільтрату, що фільтрується з СТВ ρ_c та підземних вод ρ_0 . Ця різниця утворює ніби додатковий вертикальний горизонт фільтрації:

$$i_B = \rho_c - \rho_0 / \rho_c = \Delta\bar{\rho}$$

В залежності від його величини область забруднення буде розподілятися неоднорідно за потужністю пласту. При $\Delta\bar{\rho} = 0$ область забруднення буде займати переважно верхню частину пласту, при $\Delta\bar{\rho} > 0$ забруднюючий розчин буде заглиблюватись всередину пласту. Відповідно, час опускання інфільтрату до підосви пласта (на глибину h) у випадку $\Delta\bar{\rho} > 0$ буде дорівнювати:

$$t_h = n \cdot h (k \cdot \Delta\bar{\rho})$$

де n – пористість водовміщуючих порід, k – коефіцієнт фільтрації.

Важливим фактором, який має вплив на області забруднення водоносного горизонту, є природний потік підземних вод. Третій, що фільтрується з СТВ під впливом природного потоку підземних вод, розповсюджується не по всій потужності водоносного горизонту, а тільки по його верхній частині у границях області розтікання. Потужність зони забруднення збільшується вниз за потоком. СТВ можна розглядати і як точкове джерело забруднення.

У випадку точкового джерела забруднення, яке розташоване в покрівлі водоносного пласту великої потужності, область розтікання забруднення третім підземних вод (рис.1) характеризується такими розмірами:

1. безпосередньо під ПЗРВ (тобто під джерелом забруднення):

$$Z_0 = \sqrt{\frac{Q}{\pi \cdot v_e}}$$

2. вниз по потоку на значній відстані від джерела забруднення:

$$Z_\infty = \sqrt{\frac{2Q}{\pi \cdot v_e}}$$

де Q – витрати джерела; v_e – швидкість фільтрації природного потоку.

Чим більша швидкість природного потоку, тим менша потужність області розтікання.

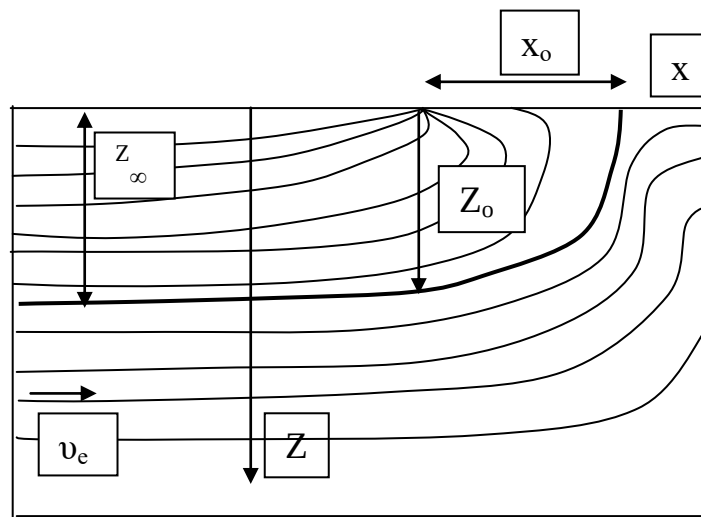


Рис. Розміри області розповсюдження забруднених вод в розрізі водоносного горизонту

Висновки

Запропонована модель надає можливість дослідити процес техногенного радіаційного забруднення водного середовища в районі розташування СТВ та прогнозувати подальше розповсюдження цього забруднення в підземних водних горизонтах в залежності від форми СТВ і специфіки розвантажування забруднених вод у водних підземних горизонтах.

Література

1. Кретинин А. А. Хранилища радиоактивных отходов в Украине. Монография / А. А. Кретинин, О. К. Авдеев, Л. И. Бернадина, А. А. Шахов и др.; под. общей редакцией А. А. Сельского – К.: Форест-А, 2008. – 320 с.
2. Белоблоцкий Л. Ф. Тритий / Л. Ф. Белоблоцкий, В. К. Гаевой, В. И. Гришмановский – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 231 с.
3. Ленский Л. А. Тритий во влагосодержащих системах. – М.: Энергоиздат, 1981. – 75 с.
4. Эванс Э. Тритий и его соединения. – М.: Атомиздат, 1970. – 309 с.
5. Ровинский Ф. Я. Поведение оксида трития: модельные эксперименты в природных условиях / Ф. Я. Ровинский, И. А. Колосков, М. П. Гречушкина, А. Ф. Некозырев // Атомная энергия – Т. 62. – Вып. 4, Апрель, 1987. – с.243-247.
6. Фрид Ж. Загрязнение подземных вод. М.: Недра, 1981. – 302 с.
7. Гольдберг В. М. Гидрогеологические основы охраны подземных вод от загрязнения / В. М. Гольдберг, С. Газда – М.: Недра, 1984. – 328 с.
8. Лукнер А. Моделирование миграций подземных вод / А. Лукнер, В. М. Шестаков – М.: Недра, 1986. – 208 с.

МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСУ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПОБУТОВИХ СТИЧНИХ ВОД

Сангінова О. В., Кулевський Є. О.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССА БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД

Сангинова О. В., Кулевский Е. А.

SIMULATION OF MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT PROCESS

Sanginova O., Kulevskiy E.

КПІ ім. Ігоря Сікорського
Київ, Україна
evhenyi.kulevskiy@gmail.com

У роботі представлено результати моделювання процесу біологічного очищення побутових стічних вод у програмному середовищі STOAT. Розглянуто можливості застосування отриманих результатів для визначення оптимальних режимів роботи очисних установок та прогнозування обсягів рідких відходів.

Ключові слова: моделювання, біологічне очищення, стічні води

В работе представлены результаты моделирования процесса биологической очистки бытовых сточных вод в программной среде STOAT. Рассмотрены возможности применения