УДК 502:504.06:574

МОДЕЛЮВАННЯ ЗМІН ЕКОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ В ОКОЛІ ОБ'ЄКТІВ НАФТОГАЗОВИДОБУВНИХ КОМПЛЕКСІВ

Н.В. Луців[1)], В.М. Юзевич[2)]

1) Львівський інститут економіки і туризму, вул. Менцинського, 8, м. Львів, 79007
2) Фізико-механічний інститут ім. Г. Карпенка НАН України, вул. Наукова, 5, м. Львів, 79601, тел. (80-32)2296-858, e-mail: yuzevych@ipm.lviv.ua

Розглянуто аспекти моделювання змін екологічних параметрів в околі об'єктів нафтогазовидобувних комплексів з урахуванням теорії ризиків. Запропоновано методики збору і впорядкування інформації про забруднення водних середовищ неконсервативними забруднюючими речовинами.

Рассмотрены аспекты моделирования изменений экологических параметров в коле объектов нефтегазодобывающих комплексов с учетом теории рисков. Предложены методики сбора и благоустройства информации о загрязнении водных сред неконсервативными загрязняющими веществами.

The aspects of modelling of ecological parameters changes at the objects in the complexes of booty of oil and gas taking into account the theory of risks are considered. The methods of collection and equipping with modern amenities of information are offered about contamination of water environments unconservative contaminents.

Результати обробки інформації досліджень в нафтогазовидобувній промисловості (НГВП) використовуються для контролю екологічної обстановки, а також для впорядкування масивів геологічних, геофізичних, геохімічних та інших соціально-економічних даних після проведення всебічних випробувань і перевірки на відповідність вимогам державних стандартів та інших нормативних документів [1–4].

Важливою проблемою в цьому напрямку є створення локальних баз даних і програмного забезпечення (ПЗ) на основі інформаційних масивів пошуково-розвідувальних робіт, які повинні бути систематизовані за результатами буріння свердловин і використані для формування якісно вищого рівня необхідних послуг і знань про розробку нафтогазових родовищ [5].

Для перевірки якості ПЗ НГВП, а також узгодженості зі стандартами й нормативними документами повинні проводитися сертифікаційні випробування на основі системи тестів (критеріїв), що є трудомісткою й фінансово досить вартісною процедурою [6–8].

Показники і критерії для оцінки якості ПЗ НГВП беруться з нормативно-технічної документації, а оскільки вона недосконала в екологічному трактуванні, як видно з аналізу публікацій [5,9,10], в яких започатковано розв'язання даної проблеми, то їх слід формувати на основі математичних моделей згідно сформульованих завдань і вимог.

З погляду на невирішені раніше частини загальної проблеми потрібно виділити недосконалості методики сертифікаційних випробувань, яка дозволяє систематизувати й впорядкувати еколого-економічні показники, а також відповідне ПЗ, і з їх допомогою провести прогноз і оцінити характеристики ризику у сфері НГВП. В результаті слід постійно впроваджувати в господарську діяльність НГВП нові прогресивні технічні рішення, які необхідно спрямувати на зменшення та ліквідацію небажаних незворотніх змін, руйнувань і забруднень довкілля та, відповідно, на зменшення платежів і штрафів за лімітне й позалімітне забруднення.

Мета досліджень – розробити елементи інформаційної моделі з врахуванням ризиків для опису змін екологічних параметрів у водних середовищах (зонах), які оточують об'єкти НГВП.

Розглянемо елементи інформаційної моделі для узгодження екологічних, економічних і технічних питань з подальшим прогнозуванням стану довкілля в місцях розробки нафтогазових родовищ. Відповідна антропогенна та техногенна діяльність, яка порушує норми біологічної системи і стан неживої природи, приводить до екологічного ризику.

Екологічний ризик $R(\Omega)$ подамо як математичне сподівання несприятливої події $\Omega=\Omega(\tau)$, що приводить до матеріальної шкоди (забруднення водного середовища, повітря й ґрунту в околі свердловини) відповідно до означення – "ризик – прогнозована векторна величина збитку, що може виникнути внаслідок ухвалення рішень в умовах невизначеності та реалізації загрози; він є кількісною мірою небезпеки, що дорівнює добутку ймовірності реалізації даної загрози на ймовірність величини (величину) можливого збитку від неї" [7,11]:

$$R(\Omega) = P(\Omega) \cdot Q(\Omega),$$

$$\Omega(\tau) = \int_S \int_{\xi_1}^{\xi_2} Z(\xi, x, y) f(x, y, \xi, \tau) d\xi dx dy. \quad (2)$$

де $P(\Omega)$ – ймовірність несприятливої події Ω; ξ – параметр, який характеризує рівень забруднення; ξ_1, ξ_2 – мінімальне та максимальне значення параметра ξ відповідно; x, y – координати на площині; $Z(\xi,x,y)$ – інтенсивність забруднень; S – область інтегрування (зокрема, не безпосередньо свердловини, а територія в околі нафтової свердловини, на яку поширились негативні наслідки); τ – час; $f(x,y,\xi,\tau)$ – функція локальних збурень параметра ξ ; $Q(\Omega)$ – ймовірність можливого збитку при реалізації події $\Omega(\tau)$, яка в даному випадку подана у вигляді функціоналу.

Оцінка забруднення повітря (p), ґрунту (s), водного середовища (озер, ставків, річок) (w) визначається індексами забруднення I_p , I_s, I_w:

$$I_p = \sum_{i=1}^{n} (C_{pi} / C_{pig})^{\alpha_i},$$

$$I_s = \sum_{i=1}^{n} (C_{si} / C_{sig})^{\beta_i},$$

$$I_w = \sum_{i=1}^{n} (C_{wi} / C_{wig})^{\gamma_i}, \quad (2)$$

де C_{pi} , C_{si} , C_{wi} , C_{pig} , C_{sig} , C_{wig} – концентрації забруднюючих речовин та їх граничні значення (з індексом g) відповідно; α_i, β_i, γ_i – емпіричні константи; i – порядковий номер речовини (i=1,2,3,…). Індекси I_p , I_s, I_w використовуються для оцінки ролі окремих факторів, наприклад, у статистиці [12].

На основі співвідношень (1)-(2) проводять екологічну оцінку довкілля потенційно небезпечних об'єктів, розділюючи територію на зони. До переліку об'єктів, на яких і в околі яких слід обов'язково проводити екологічну оцінку, належать об'єкти НГВП [8].

Небезпека виникнення аварій та екологічного дискомфорту на потенційно небезпечних об'єктах НГВП пов'язана з ймовірністю вибухів, викидів небезпечних речовин, руйнування споруд чи технічних пристроїв тощо.

Розглянемо розроблення інформаційної моделі водного об'єкта, який знаходиться недалеко від свердловини. Озеро умовно розділимо на поверхневі зони з різним рівнем концентрації забруднюючих (неконсервативних) речовин C_{wi}=C_i. Процеси по глибині не розглядаємо. Виділимо зони трьох типів, в яких: а) концентрації C_i не перевищують фонових значень – $C_{i\phi}$; б) концентрації перевищують фонові $C_{i\phi}$, але не перевищують гранично допустимі значення C_{ig}; в) концентрації перевищують гранично допустимі значення C_{ig} (i = 1,2,3, …, n; i – номер компоненти забруднюючої речовини). Для такої тришарової області частково розроблено елементи оптимізації потоків неконсервативних речовин (забруднень) без врахування дифузійних процесів [13].

Нехай в момент часу τ_0 відомо розміщення джерел забруднень, їх інтенсивність $Z(\xi,x,y)$ на частині контура берегової лінії (на дузі S_b), початковий розподіл концентрацій C_{wio} неконсервативних забруднюючих речовини. Необхідно визначити оптимальне число вимірів фізико-хімічних параметрів засобами екологічної лабораторії в кожній зоні в моменти часу $\tau_0 + k\Delta\tau$, k = 1,2,3, … з урахуванням процесів дифузії.

З допомогою рівняння переносу (дифузії) для кожної ділянки можна визначити зміни концентрації забруднюючих речовин c_i ($c_i = C_i - C_{io}$) в часі τ [14]:

$$\partial c_i / \partial\tau = D_i \nabla c_i + D_{it} \nabla t, \quad (3)$$

де $t = T - T_0$ – зміна температури; ∇c_i , ∇t – градієнти концентрації і температури відповідно; D_i, D_{it} – коефіцієнти, які характеризують різні механізми дифузії [14].

Граничні умови дифузійного типу на межі розділу двох сусідніх зон, яким відповідають

верхні індекси (+), (–), (зокрема, між зонами I і II, а також між зонами II і III) запишемо у такому вигляді [14]:

$$J_{iN}^{+} = J_{iN}^{-}, \quad \mu_i^{+} = \mu_i^{-}, \quad t_i^{+} = t_i^{-}, \tag{4}$$

де J_{iN}^{+}, J_{iN}^{-}, – проекції потоків речовини на нормаль $\vec{N}$ в околі границі розділу зон (середовищ); $J_{iN}^{\pm} = \vec{N} \cdot (L_{ii}^{\pm} \cdot \nabla\mu_i^{\pm} + \sum_m L_{im}^{\pm} \cdot \nabla\mu_m^{\pm} + L_{iq}^{\pm} \cdot \nabla t^{\pm} / T^{\pm})$ за умови $i \neq m$; $L_{ii}^{\pm}$, $L_{im}^{\pm}$, $L_{iq}^{\pm}$ – кінетичні коефіцієнти; $\mu_i^{\pm} = d_{ii}^{\pm} \cdot c_i^{\pm} + \sum_m d_{im}^{\pm} \cdot c_m^{\pm} + d_i^{\pm} \cdot t^{\pm}$ – хімічні потенціали компонент забруднюючої речовини; $d_{ii}^{\pm}$, $d_{im}^{\pm}$ – коефіцієнти в рівняннях стану.

Позначимо P_{cij} – ймовірність перевищення граничного значення концентрації забруднюючої речовини i в j–й зоні (j = 1,2,3), а через ΔS_j – площу j–ї зони. Тоді вага i–ї речовини (ваговий коефіцієнт з точки зору оцінки негативного впливу забруднення на екологічний стан ділянки) в j–й зоні буде такою:

$$\rho_{ij} = P_{cij} \Delta S_j. \tag{5}$$

Для інтегральної оцінки екологічного стану об'єкту (озера) запишемо умову оптимальності функціонала якості J [15] і функції вимірювань $W(v)$, які характеризують можливості екологічної лабораторії:

$$J = \int_{\tau_0}^{\tau_k} f(g,u,s)d\tau \Rightarrow opt,$$

$$W(v) = \sum_{k=1}^{k_*} v_{kj} \rho_{ij} \Rightarrow opt, \tag{6}$$

де g – вектор заданих впливів, який залежить від $Z(\xi,x,y)$ та концентрацій забруднюючих речовин C_i; u – вектор керувань; s – вектор невизначених збурень; $[\tau_0, \tau_k]$ – інтервал часу, в якому розглядається процес дифузії забруднюючих речовин; $f(g,u,s)$ – функція, що відображає показник якості водного середовища; v_{kj} – число вимірювань в зоні "j".

Сума Σ_z (в гривнях), яка виділена на проведення вимірювань засобами екологічної лабораторії, обмежена і відповідна умова обмеженості приймає вигляд:

$$\sum_{k=1}^{k_*} v_{kj} y_{kj} \leq \Sigma_z, \tag{7}$$

Тут y_{kj} – вартість одного інформативного вимірювання в j–й зоні.

Щоб організувати ефективну роботу вимірювання забруднень водоймища неконсервативними речовинами, слід розв'язати задачу (1)–(7) з урахуванням інтенсивності джерел $Z(\xi,x,y)$ та концентрацій забруднюючих речовин C_i, для яких слід задати початкові та граничні умови.

У випадку моніторингу стану об'єкта розробляється автоматизована програма збору і аналізу даних про стан забруднень водного середовища. Для цього період реалізації програми T_p розділюється на N_p інтервалів $\Delta\tau_p$, в кожному з яких потрібно провести ряд вимірювань при обмеженнях на загальну вартість випробувань Σ_z:

$$\sum_{\varsigma=1}^{\varsigma_*} \Sigma_\varsigma \leq \Sigma_z. \tag{8}$$

При цьому слід врахувати мінімальне значення критерію оптимальності програми випробувань, зокрема, середніх витрат на один цикл вимірювань екологічних параметрів:

$$\frac{1}{T} \sum_{\varsigma=1}^{\varsigma_*} (\Sigma_\varsigma / \sum_{j=1}^{j_*} v_j^\varsigma) \Rightarrow min, \tag{9}$$

де v_j^ς – число вимірювань в ς-й момент часу в зоні "j".

На основі співвідношень (1)-(9) пропонується алгоритм оцінки ризику (АОР), якщо на дузі S_b (тобто, на ділянці берегової лінії озера) задано концентрації забруднюючих речовин C_{wi}=C_i із таких п'яти етапів:

– 1-й етап – ідентифікація змінних моделі;

– 2-й етап – специфікація моделі;

– 3-й етап – розрахунок змін концентрацій C_{wi} в процесі дифузії;

– 4-й етап – контроль якості води за допомогою відомих методів [16], а також моніторинг забруднень на основі даних, отриманих методами математичного моделювання з урахуванням елементів прогнозування;

– 5-й етап – аналіз надійності всієї отриманої інформації і оцінка зв'язків в системі «ризик – небезпека» на основі співвідношень (1)–(9) і термодинамічного підходу [7]. На цьому етапі формуються початкові рекомендації щодо управління ризиком, які зводяться до прийняття рішень природоохоронного характеру.

Для реалізації алгоритму АОР використаємо оптимальну процедуру прийняття рішень екологічного характеру на основі інтервальних моделей [18]. Основою створення таких моделей є адаптивна процедура, яка включає побудову початкового варіанту критерію оптимальності рішень з урахуванням обмежень на початкові умови й розв'язки, які відповідають співвідношенням (1)–(9).

Модель прийняття рішень представляють у такому вигляді [18]:

$$y_0(\bar{c}) = \bar{\varphi}^T(\bar{c})\bar{\beta}, \qquad (10)$$

і будують вирази за даними експериментів екологічної лабораторії в інтервальному вигляді

$$\bar{c}_i, [y_i^n; y_i^w], \quad y_0(\bar{c}_i) \in [y_i^n; y_i^w], \quad i = 1,2,...,N, \qquad (11)$$

де y_i^n, y_i^w – нижня й верхня межі інтервалу значень критеріальної функції (функції мети) для заданих значень вектора розв'язків $\bar{c}_i = (c_{1i}, c_{2i}, ..., c_{ni})^T$ на множині допустимих значень M_d; $y_0(\bar{c}_i)$ – істинне значення критеріальної функції, яке є невідомим; $\bar{\varphi}^T(\bar{c})$ – заданий вектор базових функцій; $\bar{\beta} = (\beta_1, \beta_2, ..., \beta_m)^T$ – вектор невідомих коефіцієнтів критеріальної функції. В одному з варіантів запропонованого підходу інтервальних моделей як критеріальну функцію вибираємо $f(g,u,s)$ (6).

Вважаємо, що інтервальна помилка в кожному спостереженні (експерименті, реалізованому засобами екологічної лабораторії) є постійною на всій множині допустимих рішень M_d, тобто виконується така умова [18]:

$$\Delta(\bar{c}_i) = 0{,}5 \cdot (y_i^w - y_i^n) = \Delta_*, \quad \forall i = 1,2,...,N, \quad \bar{c}_i \in M_d. \qquad (12)$$

За цих умов інтервальні моделі для побудови критерію оптимальних рішень в результаті опрацювання даних експериментів, проведених з допомогою приладів екологічної лабораторії, мають такий вигляд [18]

$$\bar{y}(\bar{c}) = \bar{\varphi}^T(\bar{c}) \cdot \bar{b}, \; \bar{b} \in \Omega_d. \qquad (13)$$

Слід відзначити, що оцінки $\bar{b} = (b_1, b_2, ..., b_m)$ коефіцієнтів $\bar{\beta}$ належать множині

$$M_d = \{\bar{b} \in R^m \mid \bar{Y}^n \le F \cdot \bar{b} \le \bar{Y}^w\}, \qquad (14)$$

де $\bar{Y}^n = \{\bar{y}^n, i = 1,2,...N\}$, $\bar{Y}^w = \{\bar{y}^w, i = 1,2,...N\}$ – інтервали, які відповідають нижнім та верхнім границям інтервалів $[\bar{y}^n, \bar{y}^w]$; $F = \{\varphi_j(\bar{c}_i), i = 1,2,...N_d\}$ – матриця значень відомих базових функцій [18].

Подана вище множина інтервальних проміжків має вигляд коридору

$$[\bar{y}_s(\bar{c})] = [\bar{y}_{min}(\bar{c}); \bar{y}_{max}(\bar{c})], \qquad (15)$$

де $\bar{y}_{min}(\bar{c}) = min\{\bar{\varphi}^T(\bar{c}) \cdot \bar{b}\}$ при $\bar{b} \in M_d$, $\bar{y}_{max}(\bar{c}) = max\{\bar{\varphi}^T(\bar{c}) \cdot \bar{b}\}$ при $\bar{b} \in M_d$ – нижня (n) та верхня (v) границі відповідно.

Для коридору інтервальних проміжків модель прийняття рішень про екологічний стан досліджуваного об'єкта (наприклад, озера, яке розміщено недалеко від свердловини) записується у вигляді співвідношення [18]:

$$[\Psi^-; \Psi^+] = (min)max[\bar{y}_{min}(\bar{c}); \bar{y}_{max}(\bar{c})]. \qquad (16)$$

З останнього виразу видно, що кожному набору параметрів c_i (змін концентрацій неконсервативних забруднюючих речовин) відповідає певне інтервальне значення критеріальної функції прийняття рішень Ψ.

Для критеріїв максимуму та мінімуму множини рівнозначних рішень слід записати [18]:

$$C_z^n = \left\langle \bar{c} \in R^n \mid \bar{y}_{min}(\bar{c}) \le \bar{y}_{max}(\bar{c}^w) \right\rangle,$$
$$C_z^w = \left\langle \bar{c} \in R^n \mid \bar{y}_{min}(\bar{c}^n) \le ; \bar{y}_{max}(\bar{c}) \right\rangle, \qquad (17)$$

де $c^w = argmin\{y_{max}(\bar{c})\}$, $c^n = argmin\{y_{min}(\bar{c})\}$ при $c \in C_z$.

Звужуючи коридор критеріальних функцій, які входять у співвідношення (17), (18), зменшують розміри множини рівнозначних рішень і уточнюють методику проведення експериментів засобами екологічної лабораторії, в результаті яких оцінюють ризик для об'єкта НГВП на основі співвідношення (1).

Для відбору відповідно до (1)–(9) та обробки з допомогою (10)–(17) інформації про екологічний стан об'єкту НГВП слід забезпечити інструкціями нормативного характеру реалізацію функціональних можливостей використовуваних пристроїв, а

також надійність і безпеку проведення експериментів.

З допомогою обчислень уточнюють характеристики чинників, що формують і зберігають якість експериментів і розробляють систему оцінки якості проведених експериментів відповідно до стандартів і норм якості.

На завершальному етапі екологічних досліджень діє функціональний блок "Обробка результатів досліджень і прийняття рішень про екологічний стан об'єкту НГВП та його зміни". З допомогою інформації, отриманої на основі експериментальних досліджень і прогнозів, експерти приймають рішення про відповідність результатів завданню і вимогам нормативних документів. При цьому проводиться автоматизація діяльності експертів за допомогою спеціального сервісного ПЗ.

ВИСНОВКИ

Запропоновано елементи методик збору й впорядкування інформації про забруднення території й повітря неконсервативними забруднюючими речовинами в околі об'єкту нафтогазовидобувної промисловості з урахуванням теорії ризиків.

Розглянуто інформаційну модель для узгодження екологічних, економічних і технічних питань з подальшим прогнозуванням стану довкілля в околі нафтогазових свердловин. Модель дає можливість оцінити рівні екологічного ризику.

Запропоновано процедуру проведення оптимального числа вимірювань екологічних параметрів в небезпечних зонах з використанням функціоналу якості й функції вимірювань. Зокрема, враховано розділення території водного об'єкту на зони. Для кожної зони введено частоти реалізації і ймовірнісні характеристики небезпечних подій.

На основі співвідношень математичної моделі, яка описує екологічний стан в околі нафтогазових родовищ запропоновано елементи алгоритму оцінки ризиків внаслідок виникнення несприятливих подій (викидів шкідливих неконсервативних речовин).

Для реалізації алгоритму використано оптимальну процедуру прийняття рішень та відповідну методику її реалізації на основі інтервальних моделей.

Література

1. ДСТУ 2844-94. Програмні засоби ЕОМ. Забезпечення якості. Терміни та визначення. – К.: Держстандарт України, 1995. – 15 с.

2. http://www.iso.org/iso/management_standards.htm.

3. Новіков В. Основи управління якістю в лабораторіях // Стандартизація, сертифікація, якість. – 2004. – № 2. – С. 50–57.

4. Новіков В., Никитюк В. Тенденції розвитку вимог до компетентності лабораторій згідно ISO/IEC 17025:2005 // Стандартизація, сертифікація, якість. – 2006. – № 1. – С. 30–32.

5. Юрчишин В. М. Оцінка якості інформації для опису нафтогазовидобувної предметної області // Методи та прилади контролю якості. – 2000. – № 5. – С. 39-42.

6. Фомин В. Н. Квалиметрия. Управления качеством. Сертификация. – М.: ТАНДЕМ, ЭКМОС, 2000. – 320 с.

7. Фалько В. В. Основные направления в проблеме оценки экологического риска // Вісник Сумського ДУ. Технічні науки. – 2007. – № 1. – С. 100-111.

8. Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд. ДБН А.2.2-1-2003. – К.: Держбуд України, 2004. – 22 с.

9. Давыденко Е. Ю. Выявление зон с аномально високим давленим с целью предотвращения негативного влияния на окружающую среду. // Проблеми прогнозування та попередження надзвичайних ситуацій природного, природно-техногенного та техногенного походження. Матеріали науково-практичної конференції, м. Одеса, 02-06.06.2008. – НПЦ "Екологія Наука Техніка". – С. 33–34.

10. Петряшин Л. Ф., Лысяный Г.Н. Охрана природы в нефтяной и газовой промышленности. – Львов: Вища школа, 1984. – 188 с.

11. Качинський А. Б. Безпека, загрози і ризик: наукові концепції та математичні методи. – К.: Поліграфконсалтинг, 2004. – 472 с.

12. Фещур Р. В., Барвінський А. Ф., Кічор В. П. Статистика. Навчальний посібник. – Львів: Інтелект-Захід, 2006. – 256 с.

13. Горстко А. Б., Суходольский Я. С., Матвеев А. А. Об одном приближенном методе оптимизации мониторинга загрязнения водоема неконсервативными веществами // Проблемы

экологического мониторинга и моделирования экосистем. – 1985. – Т. 8. – С. 197–206.

14. Сопрунюк П.М., Юзевич В.М. Діагностика матеріалів і середовищ. Енергетичні характеристики поверхневих шарів. – Львів: ФМІ ім. Г. В. Карпенка НАН України, вид-во "СПОЛОМ". – 2005. – 292 с.

15. Сопрунюк П.М., Юзевич В.М., Луців Н.В. Математична модель забруднень озера неконсервативними речовинами // Відбір і обробка інформації. – 2008. – Вип. № 29 (105). – С. 67-72.

16. Міхалєва М.С., Столярчук П.Г., Бойко Т.Г., Бубела Т.З. МШляхи вдосконалення нормування показників якості водних середовищ // Восточно-европейский журнал передовых технологий. – 2008. – № 2/3 (32). – С. 34-37.

17. Аверин Г.В., Звягинцев А.В. Функциональный анализ связей в системе «риск – опасность» и использование термодинамического подхода в теории безопасности // Математичне моделювання. – 2005. – № 2 (14). – С. 74-76.

18. Дивак М.П., Пукас А.В., Сапожник Г.В. Оптимальна адаптивна процедура прийняття рішень на основі інтервальних моделей // Відбір і обробка інформації. – 2006. – № 24 (100). – С. 23-28.

Поступила в редакцію 24.11.2008р.