

ням величини додаткових навантажень від новобудови. Третій етап - провести реконструкцію архітектурних пам'яток. Тільки після цього можна повернутися до питання зведення нових будинків.

На території Києва виконується значний об'єм інженерної підготовки та інженерного захисту, але, як показують результати спостережень, необхідно провести переоцінку їх ефективності та визначити доцільність подальшої експлуатації.

Спрямованість змін геологічного середовища міської території має неоднозначний характер. Сприятливі зміни виражаються в ліквідації або зниженні інтенсивності природних геологічних процесів і явищ, які негативно позначаються на стані будівель і загальній екологічній обстановці міста, а несприятливі - у прояві техногенних інженерно-геологічних процесів, що вимагають проведення спеціальних інженерних заходів на окремих ділянках.

Щоб вивчити особливості розвитку інженерно-геологічних процесів на ділянках, де створюються загрози для стійкості об'єктів, необхідно терміново налагоджувати систему спостережень. Це дозволить фіксувати характер змін у просторі й часі, викликаних природними і техногенними факторами і приймати зачасові заходи.

Висновки. Систематизувавши дані про зміни стану геологічного середовища, виявивши тенденції і закономірності розвитку інженерно-геологічних процесів можна буде обґрунтувати критерії вибору оптимальних захисних заходів існуючих будівель, значна кількість яких потребує реконструкції, та ступінь інженерної підготовки територій новобудов.

Таким чином, проблеми, пов'язані з реконструкцією будівель і споруд в Україні, протягом останнього десятиріччя, набувають значної актуальності. Змінюється співвідношення об'ємів капітального будівництва та робіт із реконструкції, причому йдеться не тільки про ремонт та реставрацію надземної частини будівлі, а головним чином про забезпечення її експлуатаційної надійності.

Наукові дослідження в цьому напрямку майже не ведуться, хоча досвід реконструкції будинків підтверджує, що в багатьох випадках інженерно-геологічні вившування є незадовільними, що в свою чергу ставить під сумнів висновки щодо варіантів посилення існуючих фундаментів.

При розробці нормативної документації доцільно використовувати світовий досвід, зокрема Єврокоди, створені для використання набутих досвід провідних європейських країн у підготовці норм і правил будівельного проектування. Єврокоди є офіційною версією норм Великобританії, Франції та Німеччини, знаходять відображення в національних нормах 27 країн Євросоюзу. Широким колам українських інженерів-геологів слід прискорити ознайомлення з основними положеннями й вимогами Єврокодів.

Геологічне середовище зазнаватиме значних техногенних змін при подальшому розвитку міста. Тому, для відновлення рівноваги необхідно проводити ґрунтовні дослідження, створювати ефективні системи спостережень і вчасно застосовувати захисні заходи та вдосконалювати нормативну документацію. Від вирішення цих проблем залежить безпека проживання, охорона та збереження об'єктів культурної та природної спадщини.

1. Дашко Р.З. Механіка ґрунтів в інженерно-геологічній практиці. - М., 1977. 2. Демиченко М.Г. Техногенні впливи на геологічне середовище території України. - К.: видання НАН Інституту геологічних наук, 2004.-157с. 3. Мавроє І.Л., Тришкінський Ю.В. Інженерна геодинаміка. - Санкт-Петербург, 2001. 4. Костюченко М.М., Шабошин В.С. Підприємства та інженерна геологія. - К., 2006.

Надійшла до редакції 23.02.06.

УДК 504.054:560.84:565.314

О. Шевченко, канд. техн. наук, В. Сизоненко, наук. співроб., О. Козицький, ст. наук. співроб.

ПРОБЛЕМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ПРОГНОЗУВАННЯ СТАНУ ПИТНИХ ВОД ВОДОЗАБОРУ МІСТА КРИВИЙ РІГ

Обезпеченість проблема мокливого забруднення вод Кривирізького водозабору, а також стану річок Жовта та Інгулець, що пов'язано з фільтраційними втратами та скидами з гідровідвалів уранової шахти «Нова» в м. Жовті Води. Для упередження забору забруднених вод запропоновано застосування програмного комплексу оперативного аналізу та прогнозування ймовірних змін якості води на водозабір м. Кривий Ріг.

The problem of contamination of waters from Kryvyi Rig water supply points is discussed. The contamination is spreaded through hydro system of Zholtaya River and Ingulets River, due to the filtration losses and upcasts from sludge ponds of uranium mine "Nova" in the Zhovti Vody settlement. The necessity of application of the already developed programm complex of operative analysis and forecast of credible changes of quality of water on water supply point of Kryvyi Rig is demonstrated.

Стан питання та постановка проблеми. Промислові уранові зруденіння в Криворізькій рудній зоні розвинуті в місцях нахального карбонат-натрієвого метасоматозу поряд з залізними рудами. Ураноносні рудні тіла мають пластоподібну та лінозоподібну форму, їх потужність 1-15 м (іноді до 50 м), протяжність - від десятків до перших сотень метрів, а поширення - до глибин понад 1500 м. Одним з найбільш відомих причинорудних об'єктів м. Жовті Води є шахта «Нова», яка розробляє багате родовище залізниці та уранової руди. Розвідані запаси залізниці руди становлять до 200 млн. т, урану - до 400 млн. т. Тут розташовані й найбільше у світі родовище так званих комплексних руд. Місто відноситься до "депресивних", хоча, зважаючи на його значення для України, повинно було б процвітати. Воно унікальне тим, що лише тут в Україні здійснюється видобуток та переробка уранової сировини, а Жовторіченське родовище є одним з найбільших уранових родовищ на території країни. З огляду на те, що поставка ядерного палива в Росію може припинитися, м. Жовті Води та, зокрема, Східний причинно-збагачувальний комбінат, мають стратегічне значення у створенні власного циклу виробництва палива для ядерної енергетики України.

Починаючи з червня 2003 року до лютого 2006 р. на шахті "Нова" відбувалось безконтрольне затоплення виробничих горизонтів. Постала реальна загроза радіоактивного забруднення р. Жовта у випадку повного затоплення шахти, що в свою чергу призведе до забруднення Карачунівського водосховища - основного джерела водопостачання цілого регіону. Особливе занепокоєння викликає розміщений на Карачунівському водосховищі водозабір м. Кривий Ріг. Водосховище розміщене на р. Інгулець в Дніпропетровській області, має площу водного дзеркала

© О. Шевченко, В. Сизоненко, О. Козицький, 2006

4480 га, повний об'єм при НРП — 308,53 млн. м³ [1]. Довжина водосховища 35 км, ширина коливається від 1,3 до 5,3 км; середня глибина 7,0 м, біля греблі — до 19,1 м. Довжина поширення підлору від греблі при НРП по р. Інгулець — 35 км.

Стік верхньої течії р. Інгулець багатий на чому формується за рахунок промислових стоїв кар'єрного і шахтного водовідливу. Внаслідок цього мінералізація річкової води, а іноді й вод Карачунівського водосховища досягає 1,7 г/дм³ і більше. Але головна проблема якісного стану води, що може призвести до відключення водозабору, полягає навіть не у збільшенні мінералізації, а в загрозі перебільшення ГДК за вмістом таких токсичних радіонуклідів як уран-238, 235 та радій-226, а також важких металів, що надходять з ґрунтовим стоком та скидаються з підводвалів шахти «Нова» й інших причорноморських підприємств, які експлуатують Жовторіченське, Мичуринське і Ватутинське родовища уранової, залізної та комплексних руд.

Річка Жовта впадає в Інгулець в с. Іскрівка і є найбільшою його лівосторонньою притокою до Карачунівського водосховища. Довжина річки 61 км., площа водозбору 490 км², середнє падіння 1,6 м/км. Ширина долини становить 1,2 км, висота — 30 м. Середня ширина заплави 300 м, а русла 10 м [2]. Стационарні гідрологічні спостереження на річці не ведуться. З 2003 р., у зв'язку із загостренням ризику забруднення Криворізького водозбору, Дніпропетровським облводгоспом виконуються відбори проб в тимчасових створах. Середньорічні дані за 2005 рік засвідчили наявність негативного впливу шахти «Нова» на стан р. Жовта та р. Інгулець за рядом показників, серед яких виділяються сумарна β-активність, вміст марганцю, берилію, заліза та інших токсичних елементів. Шахта «Нова» негативно впливає на санітарний стан р. Жовта та р. Інгулець і за іншими показниками. У водах р. Жовта, на відстані між створами 500 м вище уваного надходження підземних вод з шахти «Нова» та 500 м нижче від нього відбувався приріст вмісту основних катіонів влітку та восени: К⁺Na⁺ — майже в 1,4 рази, Mg²⁺ — до 1,7 разів, Ca²⁺ — майже в два рази. Спостерігається також істотне збільшення вмісту аніонів SO₄²⁻ з 640-680 до 770-1312 мг/дм³, помітне зростання вмісту Cl⁻ та NO₃⁻; мінералізація підвищується з 1,8 до 2,7 г/дм³. Поприростя якості вод р. Інгулець після впадіння р. Жовта за вмістом нитрат-іонів, фосфат-іонів обумовлено впливом зворотних вод ГКП «Енергводоканалу».

За результатами хімічних аналізів, виконаних в лабораторії Дніпропетровського облводгоспу, серед речовин, що є індикаторами наявності притоку забруднених підземних вод від шахти «Нова» до річки Жовта, помітно виділяється марганець. Його вміст у р. Жовта на протязі 1 км між створами зростає на 1-2 порядки (лютий 2005 року). Найбільший вміст завислих речовин (12,3 мг/дм³) відмічається в серпні.

З 10 лютого 2006 р., після осушення, шахта «Нова» відновила видобуток залізної руди. Проте, система технологічної очистки та скидання шахтних вод, перед відведенням їх на поверхню, які і раніше розрахована на доведення води до старих санітарних норм щодо вмісту урану — 1,8 мг/дм³. Проте діючі на сьогодні в Україні норми для водних джерел 1-ї категорії господарсько-питного призначення, яким є р. Інгулець, стали значно жорсткішими (0,02 мг/дм³). Після видалення на поверхню шахтні води проходять природне доочищення у відкритому хвостосховищі, розташованому у верхів'ях балки «Р», і тільки після цього надлишки води скидаються в річку Жовту. З неї шахтні води, насичені ураном, сульфідами, хлоридами та ін., потрапляють до р. Інгулець і далі — в Карачунівське водосховище. Нагадаємо, що уран сильно токсичний, має виражену канцерогенну дію, а в сполучах із сіркою його токсичність зростає.

Зрозуміло, що для прийняття завчасних управлінських рішень щодо експлуатації водозабору на Карачунівському водосховищі та поліпшення якісного стану вод необхідне прогнозування змін якості води в місці водозабору. Вчасне реагування на надзвичайні ситуації та зважений вибір упереджувачих заходів в значній мірі залежать від досконалості існуючого прогнозного апарату. Систематичні відбори проб і лабораторні аналізи, через значну трудомісткість і похибки вимірювань, далеко не завжди можуть забезпечити необхідну просторову і часову диференціацію показників забруднення для оцінки впливу токсичних викидів на якість води у пунктах, що не співпадають з точками спостережень. Виникає необхідність проведення моделювання, що іноді пов'язано з проблемою вибору достатньо коректної моделі. Остання повинна досить точно виконати задачу прогнозування розподілу забруднюючої речовини у водному середовищі, а також різних щільнісних ситуацій, які можуть виникнути. Але навіть найбільш досконала прогнозна модель не дасть більш-менш точного результату, якщо буде забезпечена якісними даними, що не відповідають дійсності. Значна кількість нових цікавих моделей не знаходить застосування саме тому, що вони не адаптовані під існуючі різноманітні бази даних, які наповнюються моніторинговими службами, або останні неспроможні задовольнити отримання достатньої кількості даних, потрібних для математичної моделі.

Для прогнозування розповсюдження забруднень у поверхневих водоймах використовують одновимірну модель, яку отримують інтегруванням рівнянь транспортування забруднення тривимірної моделі за двома координатами перпендикулярно напрямку потоку:

$$\frac{\partial(A\bar{C})}{\partial t} + \frac{\partial(Q\bar{C})}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(AD_L \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} \right) + AR(\bar{C}, P) \quad (1)$$

де С — n-мірний вектор середніх за перерізом масових концентрацій для n змінних стану;

x — координата вздовж лінії течії, Q — витрати води; A — площа поперечного перерізу;

D_L — коефіцієнт поперечної дифузії; R — n-мірний вектор, що описує трансформацію середніх за перерізом змінних стану в результаті хімічних, біологічних і інших перетворень.

Такі моделі використовуються для опису перенесення забруднень в річкових руслах на відстанях істотно більших ширини русла (у створах достатнього перемішування). Відповідно до зменшення розмірності моделі зменшуються вимоги до даних, що описують початкові і граничні умови, до інформації про рельєф дна водоймища, спрощується програма реалізації, зменшується потреба в машинному часі для проведення розрахунків.

При вирішенні задач прогнозування ризику забруднення питних водозаборів, які розміщуються нижче за течією від вірогідного джерела забруднення, часто використовують модель кінцевих об'ємів, тобто камеру модель повного перемішування (КМПП). Модель отримують шляхом інтегрування (1) по змінній x між двома перетинами.

$$\frac{d(\bar{V}\bar{C}^*)}{dt} = Q_{\text{вх}}\bar{C}_{\text{вх}} - Q\bar{C}^* + VR^*(\bar{C}^*, P^*) \quad (2)$$

де $\bar{C}^*$ – вектор іонуючих концентрацій в камері (середніх у об'ємі камери); $C_{\text{вх}}$ – вектор концентрацій забруднення, що надходить до камери; $Q_{\text{вх}}$ – витрати води, що надходить до камери; Q – витрата води на виході з камери; V – об'єм камери; $R^*(\bar{C}^*, P^*)$ – вектор трансформацій забруднення (для нестійких речовин) в результаті хімічних, біологічних і інших перетворень.

При побудові такої моделі робиться припущення, що вода, звиспі намули і забруднення, які потрапляють в камеру (об'єм між двома перетинами), повністю миттєво і рівномірно перемішуються з водами камери. Простота її полягає в тому, що використовується простий математичний апарат (система звичайних диференціальних рівнянь), який вимагає мінімальної кількості початкових даних і мінімального комп'ютерного часу для проведення моделювання.

Проте необхідно підкреслити, що КМПП розраховує середні в об'ємі камери концентрації, які можуть значно відрізнятися від концентрацій в різних місцях камери і нехтує часом транспортування водних мас вздовж камери. Тому, для проведення моделювання розповсюдження радіонуклідів передбачається використання нової камерної моделі, розробленої автором (Сизоненко В.П.) – камерної моделі неповного перемішування із запізненим аргументом [3].

Методи та склад теоретичних досліджень. Щоб врахувати вплив часу транспортування забруднення в даній моделі пропонується застосувати наступні припущення:

- передбачається, що кожна порція води, яка надходить в камеру разом із забрудненням, переміщується від виходу до витoku з камери не розбавляючись і не трансформуючись. Це означає, що в рівнянні (1) $D_L = 0$ і $AR(\bar{C}, P) = 0$. Розв'язок такого рівняння має вигляд

$$\bar{C}(t, x) = \bar{C}_{\text{вх}}(t - \frac{A}{Q}) = \bar{C}_{\text{вх}}(t - \frac{L}{u}) \quad (3)$$

де $Q/A = u$ – середня швидкість течії; L – довжина лінії току в камері; L/u – час транспортування водних мас по камері;

- після закінчення транспортування, досягнувши витoku з камери, водні маси повністю миттєво і рівномірно перемішуються, але лише в деякій частині об'єму камери, трансформуються і взаємодіють із зваженими наносами і донними відкладеннями, які і в камерній моделі повного перемішування (рис 1).

З урахуванням (3) для об'єму перемішування V/n , розташованого біля витoku камери, можна записати:

$$\frac{d(V\bar{C}^*)}{ndt} = Q_{\text{вх}}\bar{C}_{\text{вх}}(t - \frac{L}{u}) - Q\bar{C}^* + VR^*(\bar{C}^*, P^*) \quad (4)$$

де $\bar{C}^*$ – вектор концентрацій середніх не за об'ємом всієї камери, а лише за об'ємом її кінцевої частини V/n .

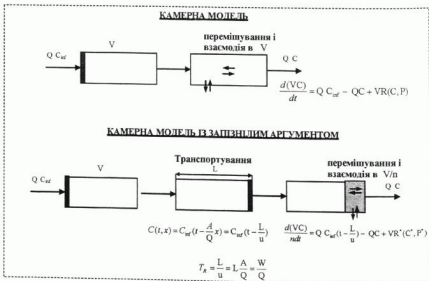


Рис. 1. Припущення камерної моделі повного перемішування і камерної моделі із запізненим аргументом

Запізнений аргумент ($T_R = L/u$), що дорівнює часу транспортування водних мас, дозволяє врахувати той факт, що концентрацію на витoku з камери визначають ті водні маси, які знаходилися на вході в момент часу $(t - T_R)$.

За допомогою такої моделі може бути досягнуто значне підвищення точності прогнозування без підвищення вимог до кількості натурних вимірів та без значного ускладнення математичного апарату, завдяки урахуванню часу переносу забруднення і його неповного перемішування у об'ємі камери.

Система рівнянь для i -тої камери, до якої вода потрапляє лише з $(i-1)$ -ї камери має вигляд:

$$\begin{aligned} \frac{dV_i}{dt} &= Q_{i-1} - Q_i + R_i - Q_i^* \\ \frac{d(V_i C_i)}{n \, dt} &= Q_i \left[C_{i-1}(t - T_R) - C_i \right] - a_{1,2}(K_d C_i - C_i^*) - a_{1,3}(K_d C_i - C_i^*) - \lambda V_i C_i - C_i Q_i^* \\ \frac{d(V_i S_i C_i^*)}{n \, dt} &= Q_i \left[S_{i-1}(t - T_R) C_{i-1}^* (t - T_R) - S_i C_i^* \right] + a_{1,2}(K_d C_i - C_i^*) - \\ &\quad - \lambda V_i S_i C_i^* + R_i^* C_i^* + C_i^* q_i^b - C_i^* q_i^a - Q_i^* C_i^* S_i \\ \frac{d(V_i S_i)}{n \, dt} &= Q_i \left[S_{i-1}(t - T_R) - S_i \right] + q_i^b - q_i^a + R_i^* - S_i Q_i^* \\ \frac{d(M_i^b C_i^b)}{dt} &= C_i^* q_i^a - C_i^b q_i^b - \lambda M_i C_i^b + a_{1,3}(K_d C_i - C_i^b) \end{aligned} \quad (5)$$

де V_i – об'єм камери;

Q_{i-1}, Q_i, R_i, Q_i^* – витрати води з $(i-1)$ -ї камери, i -тої камери, різниці атмосферних опадів та виляровування, незворотне водоспоживання, відповідно;

C_i, C_{i-1} – концентрації забруднення в розчині для i -тої та $(i-1)$ -ї камери відповідно;

C_i^*, C_{i-1}^* – концентрації забруднення на завислих частинках для i -тої та $(i-1)$ -ї камери відповідно;

C_i^b – концентрації забруднення на завислих намулах, які надходять до i -тої камери за рахунок ерозії берегів;

C_i^b – концентрація забруднення в шарі донних відкладів для i -тої камери;

S_{i-1}, S_i – концентрації завислих частинок для i -тої та $(i-1)$ -ї камери відповідно;

R_i^* – надходження завислих намулів в i -ту камеру за рахунок ерозії берегів;

K_d, K_d – коефіцієнти рівноважного розподілу в системі вода-завислі намули і вода-дно відповідно;

M_i^b – маса донних відкладів, що бере участь у процесах обміну;

q_i^b, q_i^a – потоки ресуспензії і седиментації;

λ – стала розпаду забруднення, для радіонуклідів $\lambda = \ln 2 / T^*$, де T^* – час напіврозпаду;

n – частина об'єму камери, в якій відбувається перемішування водних мас в процесі перенесення від входу до виходу;

$a_{1,2}, a_{1,3}$ – коефіцієнти, що визначають швидкість обміну в системі вода-завислі намули і вода-дно відповідно.

$$\begin{aligned} a_{1,2} &= \frac{V_i S_i}{1 + K_d S_i} \left(\frac{\delta_{1,2}}{\tau_s} + \frac{\delta_{2,1}}{\tau_{d,s}} \right) & a_{1,3} &= \frac{M_i^b}{1 + K_d \frac{M_i^b}{V_i}} \left(\frac{\delta_{1,3}}{\tau_{s,b}} + \frac{\delta_{3,1}}{\tau_{d,s,b}} \right), \end{aligned} \quad (6)$$

де $\tau_s, \tau_{d,s}$ – часові значення адсорбційних і десорбційних процесів відповідно для системи вода-завислі намули;

$\tau_{s,b}, \tau_{d,s,b}$ – ті ж параметри для системи вода-дно;

$\delta_{1,2}, \delta_{2,1}, \delta_{1,3}, \delta_{3,1}$ – параметри, що визначають напрям руху забруднення при порушенні рівноваги і можуть бути визначені як:

$$\begin{aligned} \delta_{1,2} &= (1 - \delta_{2,1}) = \begin{cases} 1, & K_d C_i > C_i^* \\ 0, & K_d C_i \leq C_i^* \end{cases} & \delta_{1,3} &= (1 - \delta_{3,1}) = \begin{cases} 1, & K_d C_i > C_i^b \\ 0, & K_d C_i \leq C_i^b \end{cases} \end{aligned} \quad (7)$$

Модель передбачає опис поведінки забруднюючої речовини в проточних водоймищах в розчині, сорбованій на завислих частинках, в шарі донних відкладів і у вигляді завислих намулів з урахуванням обміну вода-дно і вода-завислі намули, чим забезпечується можливість моделювання широкого спектру забруднень.

Запропонована модель зберегла простоту звичайної камерної моделі (система звичайних диференціальних рівнянь) і малий час комп'ютерної реалізації. Саме завдяки малому часу комп'ютерної реалізації отримано принципову можливість вирішення задач параметричної ідентифікації моделі за даними натурних вимірів.

Методи польових досліджень. Для отримання значень концентрацій забруднюючих речовин необхідно в короткий термін виконати відбір проб у створах, що відповідають прийняттю границям камер, вибраним переважно за гідрологічними критеріями. Якщо ж пункти привнесення забруднюючих речовин попередньо встановлені, границі виділяють також відповідно до їх розміщення. Таким чином, кількість камер для конкретного водного об'єкту залежить від кількості можливих пунктів надходження забруднень, кількості точок, що являють інтерес для оцінки якості води (місця водозабору, масового кулання, водополі і т. ін.), та наявності бокових притоків і підтопівних споруд.

Модель реалізовано у вигляді програмного комплексу, який передбачає можливість моделювання багатокамерних водних об'єктів із уповільненою (водосховища) і стрімкою течією. Послання таких умов спостерігається в гідросистемі річки Інгулець та її притоки р. Жовтої на ділянці від м. Жовті Води до водозабору на Карачунівському водосховищі.

Для забезпечення камерної моделі відносно інформацією, в 2006 році було проміряно 18 поперечних профілів по

шляху транзиту шахтних вод від гідровідвалів шахти «Нова» до водозабору, а також визначено мінливість концентрацій забруднюючих речовин у воді та донних відкладах. На Карачунівському водосховищі всі визначення глибин виконано за допомогою ехолоту "Eagle". Прив'язки окремих точок глибин по створах, довжина яких сягала 1-3,5 км, виконувались через кожні 50-150 м (в залежності від характеру рельєфу дна), там де довжина створу складала менше 1 км – через кожні 20-40 м. Визначення інтервалів між точками промірів та прив'язка цих точок до системи географічних координат виконувались за допомогою системи глобального позиціонування GPS-72.

Більшість лабораторних досліджень виконано в Центральній науково-дослідній лабораторії Східного ГЗК (м. Жовтє Води). Уран в пробах вод визначається фотометрично (з арсеназо III в 4N соляній кислоті), після упарювання або осадження на гідроксид. Вимірювання проводилось на фотоколориметрі КФК-2. Радій-226 у воді визначався еманацийним методом по α -активності радону і продуктів його розпаду в сцинтиляційній камері на радіометрі «Альфа-1». Визначення вмісту урану в пробах донних відкладів пов'язано з об'ємним методом титрування ванатадом амонію у фосфорнокислому середовищі урану (IV). Зовнішня повірка результатів радіометричних аналізів виконана в радіологічній лабораторії Інституту геологічних наук НАНУ.

Результати польових досліджень. В серпні 2006 року, зафіксовано дещо підвищений вміст в пробах води загального заліза (до 0,2 мг/дм³), нітратів (58 - 137 мг/дм³), радіо-226 та урану-235+238 (табл. 1). Найвищі концентрації радіонуклідів відмічались у водах лівобережної притоки р. Жовтої – струмка в балці «Р». ²³⁵⁺²³⁸U – 0,39 мг/дм³ (похибка $\pm 5\%$); ²²⁶Ra – 0,24 Бк/дм³ ($\pm 25\%$) (гранично допустима межа вмісту ²²⁶Ra в питних водах, згідно діючих в Україні НРБ-97, складає 1 Бк/дм³). При цьому вода була сульфатною кальцієво-магнієво-натрієвою, мала рН 7,8 та сухий залишок 2,82 г/дм³. Витрати в струмку балки «Р» в звичайному режимі складали 0,02 – 0,025 м³/с, а під час скиду збільшувались до 0,05-0,09 м³/с (серпень-вересень). Тобто надходження шахтних та стічних вод збагачувального комплексу Схід ГЗК до р. Жовта відбувається безперервно.

Таблиця 1. Вихідні дані та значення коефіцієнту розподілу U і ²²⁶Ra в системі вода – донні відклади за результатами польових робіт і лабораторних аналізів 2006 р.

Створ	Вміст у донних відкладах U, мг/кг	*Вміст у поверхневих водах U, мг/дм ³	K _d U	Вміст у донних відкладах ²²⁶ Ra, Бк/кг	Вміст у поверхневих водах ²²⁶ Ra, Бк/дм ³	K _d ²²⁶ Ra
Струмок в балці «Р»	21	0,39	53,8	125,8	0,241	522,0
1 – р. Жовта	30	0,21	142,9	244,2	0,181	1349,2
3 – р. Жовта	30	0,09	333,3	299,7	0,104	2681,7
4 – р. Інгuleць	20	0,19	105,3	203,5	0,163	1248,5
6 – р. Інгuleць (в підпорі)	20	0,13	153,8	166,5	0,115	1447,8
8 – водосх.	10	0,03	333,3	125,8	0,070	1797,1
11 – водосх.	10	0,03	333,3	133,2	0,078	1707,7
15 – водосх.	10	0,04	250	111	0,096	1156,3
16 – водс. - водозабір	10	< 0,01	1000	136,9	0,044	3111,4
17 – водосх. (нижче водозабору)	20	0,01	2000	173,9	0,046	3780,4

Примітка: *Гранично допустима норма вмісту U для водних джерел 1-ї категорії господарсько-питного призначення складає на сьогодні в Україні 0,02 мг/дм³

У водах Карачунівського водосховища поблизу міського водозабору (гідрометричний створ №16), відповідні концентрації склали: ²³⁵⁺²³⁸U – <0,01 мг/дм³, ²²⁶Ra – 0,044 Бк/дм³ ($\pm 40\%$) (див. табл. 1), при гідрокarbonатно-сульфатному магнієво-натрієвому складі (переважаючий іон на другому місці). Істотне збільшення вмісту іонів SO₄²⁻ із наближенням до осередків розміщення гідровідвалів та шахт свідчить про окислення сульфідів та можливість реакцій сірчано-кислого вилугування, під час яких у воді зростає вміст важких металів та радіоактивних елементів ряду урану. За таких умов проби донних відкладів здебільшого не виявляють надзвичайного вмісту радіонуклідів. Тому найбільші концентрації ізоотопів урану та ²²⁶Ra зафіксовано не у відкладах струмка балки «Р», а у донних наносах р. Жовтої, де, завдяки змішуванню з менш кислими водами виникає лужно-карбонатний бар'єр.

Одними з ключових параметрів, що забезпечують функціональність прогнозованої моделі є коефіцієнти розподілу забруднюючої речовини в системі вода-донні відклади та вода-завислі наноси. За рахунок підвищеного вмісту радіонуклідів у воді, найменшими коефіцієнтами розподілу U і ²²⁶Ra в системі вода – донні відклади характеризуються виток з гідровідвалів в балці «Р»: відповідно 53,8 та 522 дм³/кг (див. табл. 1).

На правобережжі р. Жовтої – нижче балки Щербаківка, де акумулюються гідровідвали збагачувальних підприємств, але, на відміну від балки «Р», поверхневого скиду немає, спостерігається значне забруднення ґрунтових вод ураном (близько 5 мг/дм³). Чітко виражена синхронність у змінах концентрації урану та радію по мірі віддалення від ставка-накопичувача в балці «Р» (рис. 2) може свідчити про єдине джерело поширення цих забруднювачів.

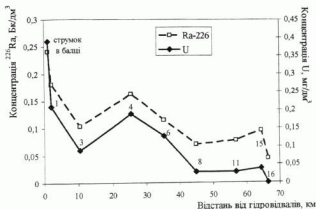


Рис. 2. Зміна концентрації ^{226}Ra та U у воді по мірі віддалення від ставка-накопичувача шахтних вод шахти «Нова» в серпні 2006 р. Цифрами на графіку позначені номери створів

Висновки. На сьогодні якість води Карачунівського водосховища в місці господарсько-питного водозабору м. Кривий Ріг перебуває під загрозою перевищення ГДК за рядом токсичних елементів першої та другої груп небезпечності. В створі, який знаходиться всього в 2 км вище за течією від водозабору, зафіксовано концентрацію U, що перевищує ГДК у 2 рази (0,04 мг/дм³). Вплив скидів шахтних вод з гідровідвалів ГЗК та уранової шахти «Нова» в м. Жовті Води проявляється у збільшенні концентрацій урану, радію-226, марганцю, загальної мінералізації та інших показників хімічного складу вод р.р. Жовта та Інгулець. Води р. Жовта характеризуються перевищенням ГДК урану для питної води у 10-12 разів.

Відсутність досконалої системи очищення шахтних вод та водопідготовки в місці водозабору вимагає постійного застосування засобів прогнозування наслідків регламентних та можливих аварійних скидів забруднених вод. Найбільш точний прогноз якості води в місці водозабору можна отримати, використовуючи запропоновану камеру моделі неповного перемішування із запізнілим аргументом, коректність яких доведена високим відсотком збігу з фактичними даними при тестуванні в міжнародному проєкті «EMRAS» та на водних об'єктах Чорнобильської зони відчуження. Дана модель може бути адаптована для врахування надходження забруднюючих речовин в річку з підземним бічним стоком. Для забезпечення моделі відними параметрами недостатньо даних, отриманих в мережі відомого моніторингу Держводгоспу або Держкомгідромету України. Для гідросистем з підвищеним ризиком забруднення питних водозаборів слід створювати локальні автоматизовані мережі оперативного контролю поточного стану вод, які досить широко впроваджені в країнах Західної Європи.

1. Проєксистема Криворізького басейну – стан і напрями поліпшення / Байріт І.Д., Голик П.Ф., Самойлов Е.В. та ін. – К.: Фенікс, 2005. – 216 с.
2. Висунівський В.І., Косовець О.О. Гідрологічні характеристики річок України. К.: Ніка-Центр, 2003. – 323 с. 3. Сизоненко В.Л. К вопросу об оценке влияния режима эксплуатации Киевской ГЭС на концентрацию стронция-90 на выходе из Киевского водохранилища // Проблемы общей энергетики. Научный сборник. №2. К.: Институт общей энергетики НАН Украины, 2000. – С.58-63.

Надійшла до редакції 19.02.08.

УДК 551.2/3:537.315:(551.508.94+551.14)

В. Бублясь, канд. геол.-мін. наук, В. Шестопапов, акад. НАНУ, М. Бублясь, асп.

ЕЛЕКТРОГЕОДИНАМІЧНІ ЯВИЩА В АТМОСФЕРІ І ЛІТОСФЕРІ ТА ЇХ ВПЛИВ НА МАСООБМІН

Розглянуто проблемні питання щодо принципів формування електричних явищ (напруженості електромагнітного поля, напруги і сили електричного струму), їх зміни в часі і просторі і вплив на масообмін між атмосферою і літосферою. Представлені експериментальні дані, які отримані в лабораторних і польових умовах. Результати цих робіт показують залежність руху рідкої фази покритих відкладів (в зразках не порушеної структури) від зміни певних електричних потенціалів, що формуються в атмосфері і літосфері.

The problem questions of the principle formation of electric phenomena (electromagnetic force, strain and strength of electric current), their variation in space and time, and influence on the mass exchange between the atmosphere and lithosphere are considered. The experimental data obtained in laboratory and field conditions are represented. The results of works show the dependence of the liquid phase movement in the covering deposits (in samples of undisturbed structure) on variations of definite electric potentials formed in the atmosphere and lithosphere.

Вступ. Вивчення електричних полів атмосфери і літосфери, що знаходяться в одному ряду із гравітаційними, тепловими, ядерними і магнітними полями, які управляють всіма процесами в геосфері, має велике наукове значення.

Якщо дослідження ролі гравітації, температури і ядерних енергій у природних процесах мають значне досягнення, то про значення електричних і електромагнітних енергій в житті Землі і окремих її сфер пізнано ще дуже мало.

© В. Бублясь, В. Шестопапов, М. Бублясь, 2008