

В.С. КРЕМЕЗ, кандидат фізико-математичних наук
С.В. ТЕЛИМА, кандидат технічних наук
Інститут гідромеханіки Національної академії наук України

ОБҐРУНТУВАННЯ СХЕМ РОЗМІЩЕННЯ І ПАРАМЕТРІВ СОРБЦІЙНИХ БАР'ЄРІВ ДЛЯ ЗАХИСТУ ҐРУНТОВИХ ВОД ВІД ЗАБРУДНЕННЯ МЕТОДАМИ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ

Запропоновано математичну модель і метод розрахунку сорбційних бар'єрів, що застосовуються для захисту ґрунтових вод від забруднення. Приведено приклади розрахунку для визначення товщини фільтру і дослідження розповсюдження ореолу забруднення в зоні впливу накопичувача стічних вод.

Ключові слова: сорбційний бар'єр, математична модель, міграція забруднень.

Предложена математическая модель и метод расчета сорбционных барьеров, которые используются для защиты грунтовых вод от загрязнения. Приведены примеры расчетов для определения толщины фильтра и изучения распространения ореола загрязнения в зоне влияния накопителя сточных вод.

Ключевые слова: сорбционный барьер, математическая модель, миграция загрязнений.

The mathematical model and the numerical method for calculation of the properties of the artificial geochemical barriers used for protection of the ground water with contamination are proposed. The example of calculation to determine the thickness of the filter and for investigation of the pollution area in the zone of the influence of the wastewater storage is demonstrated.

Key words: sorbtion barrier, mathematical model, pollution migration.

Для захисту підземних і поверхневих вод від забруднення різноманітними органічними і неорганічними сполуками в багатьох промислово розвинутих країнах за останні роки набули поширення сорбційні бар'єри (СБ) [6,75;7,349]. Зазвичай СБ являють собою проникні вертикальні секції, що заповнені (завантажені) спеціально підібраним фільтруючим матеріалом із високою сорбційною ємністю і вмонтовані в досконалу або недосконалу за ступенем розкриття пласту [2,77;5,302] "стіну в ґрунті" (рис. 1). Непроникні частини такої споруди призначені для формування оптимального режиму надходження забруднених ґрунтових вод у фільтрувальні секції СБ, а також додатково захищають окремі території і об'єкти за такою спорудою від шкідливої дії ґрунтових вод. Задля глобального зменшення забруднення

ґрунтових вод в зонах впливу накопичувачів стічних вод підприємств, хвостосховищ, золовідвалів ТЕС в деяких випадках використовуються шахтні водозливи поблизу захисних дамб, що облаштовані захисними сорбційними фільтрами. Застосування таких конструкцій дозволяє знизити забруднення ґрунтових вод на прилеглих територіях, а також зменшити інтенсивність зростання рівня забруднених вод в згаданих вище технічних водоймах, що дозволяє суттєво знизити експлуатаційні витрати на нарощування висоти захисних дамб.

У випадках бокового надходження забруднених вод в ґрунтові потоки невеликої потужності (до 10...12 м) можливо застосування як досконалих, так і недосконалих бар'єрів. Слід зазначити, що застосування СБ найбільш ефективно і економічно доцільно в тих випадках, якщо забруднення ґрунтових вод відбувається внаслідок інфільтраційного живлення з різноманітних джерел (недостатньо якісно екрановані накопичувачі рідких стоків, твердих відходів, хвостосховищ, золовідвалів та ін.). При таких умовах надходження забруднень області максимальних концентрацій розчинених сполук локалізовані поблизу вільної поверхні ґрунтових вод, тому при згаданих техногенних особливостях формування міграційних потоків можливо застосування недосконалих СБ, заглиблених під рівень ґрунтових вод на 0,5...2 м. в залежності від амплітуди коливання РГВ, що дозволяє зменшити витрати на спорудження і експлуатацію СБ.

Таким чином, СБ доцільно розглядати як водоочисну споруду, що занурена безпосередньо в потік забруднених ґрунтових вод. Слід зазначити, що на відміну від умов роботи водоочисних фільтрів на станціях водоочищення процеси в фільтрувальних секціях відбуваються при змінних швидкостях і напорах, при змінних концентраціях забруднень на вході в фільтрувальну секцію, а також під впливом багатьох інших природніх і техногенних факторів. Методи математичного моделювання процесів внутрипластового очищення ґрунтових вод розроблено вкрай недостатньо, свідченням чого є, наприклад, робота [7,350], в якій використана комерційна програма MODFLOW (що має суттєві обмеження), за допомогою якої проведено моделювання СБ для деяких найпростіших умов.

Слід зазначити, що найбільш поширеним засобом дослідження впливу СБ на режим ґрунтових вод є математичне моделювання. В основу математичної моделі процесів, що вивчаються, покладено фундаментальні рівняння фільтрації і масопереносу із урахуванням масообміну сполук в рідкій фазі і сорбованих твердою фазою ґрунту і адсорбенту, що широко використовуються в багатьох наукових роботах і достатньо докладно викладено в монографіях і навчальних посібниках, наприклад [3,15]. В нашій роботі [2,77] докладно викладено одновимірну по простору математичну модель досліджуваних процесів, що заснована на рівнянні нестационарної фільтрації ґрунтових вод, рівнянні конвективної дифузії із урахуванням масообміну, рівнянні масообміну між сполуками в рідкій і твердій фазах при лінійній ізотермі сорбції Генрі (як одна з можливих форм міжфазних перетворень).

В математичній моделі, що наведена в згаданій роботі [2,78] враховано зміни за простором параметрів рівнянь, що характеризують фільтраційні і фізико-хімічні властивості ґрунтів. Крім того, для тих значень просторової координати, де розташований СБ ($x_l < x < x_r$) відповідні параметри характеризують властивості закладки фільтрувальної секції, де x_l, x_r – координати СБ (рис. 1). Рівняння фільтрації і масопереносу розв'язано при початкових і граничних умовах, що відповідають реальним природним і техногенним особливостям досліджуваного СБ. Розв'язання задачі в роботі [2,83] одержано теоретично обґрунтованим і добре зарекомендованим в практичних розрахунках методом скінченних різниць за допомогою спеціально розробленої програми для ПК, при використанні якої проведено низку чисельних досліджень для модельних задач, що відображають значну кількість реальних умов, в яких можливо спорудження СБ.

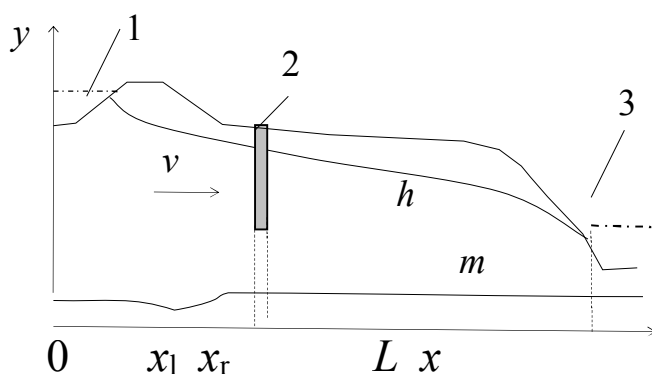


Рис. 1. Схема області фільтрації: 1 – хвостосховище, 2 – СБ, 3 – річка

Для прогнозування розповсюдження забруднень під впливом природних і техногенних факторів в горизонтальній площині широкого розповсюдження набули планові математичні моделі, що дають можливість дослідити закономірності формування зон максимальних концентрацій забруднюючих речовин і визначити місця розташування СБ та інші параметри захисних інженерних споруд.

Постановка і метод розв'язку задачі. Планову модель фільтрації ґрунтових вод і міграції забруднень з урахуванням фазових перетворень можна записати наступним чином [1,35]:

$$\mu \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k(h-m) \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k(h-m) \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \varepsilon, \quad V_x = -k \frac{\partial h}{\partial x}, \quad V_y = -k \frac{\partial h}{\partial y}, \quad (1)$$

$$n_a \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D \frac{\partial C}{\partial y} \right) - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - V_y \frac{\partial C}{\partial y} - \rho \gamma (K_F C - S) + \varepsilon \frac{C_s - C}{h - m}, \quad (2)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \gamma (K_F C - S) \quad 0 < x < L, \quad (3)$$

В записаних вище рівняннях і співвідношеннях прийняти наступні позначення: t – час, доба; x, y – просторові координати, м; h і m – рівень ґрунтових вод (РГВ) і відмітка водоупору відповідно, м; μ – коефіцієнт нестачі насичення (водовіддачі); k – коефіцієнт фільтрації ґрунту і фільтруючого елементу СБ, м/добу; ε – величина інфільтраційного живлення ґрунтових вод внаслідок атмосферних опадів і втрат з різноманітних техногенних джерел, м/добу; $n_a = n_a$ – активна (за рахунок зв'язаних між собою порових каналів і відкритих мікропорожнин в ґрунті і сорбенті) пористість; L – довжина області фільтрації, м.; $C = C$ – масова концентрація розчинених солей в рідкій фазі, мг/л (або мг/дм³); $S = S(x, t)$ – масова концентрація солей в твердій фазі, мг/кг; ρ – щільність сорбенту, кг/дм³; D – коефіцієнт конвективної дифузії розчинених солей, ($D = D_m + \delta|V|$), м²/добу; D_m – коефіцієнт молекулярної дифузії солей, м²/добу; δ – коефіцієнт гідродисперсії, м; γ – коефіцієнт швидкості адсорбції (десорбції), 1/добу; K_F – коефіцієнт адсорбції, дм³/кг; C_s – концентрація забруднення в атмосферних опадах або поверхневому джерелі інфільтраційного живлення, мг/л (або мг/дм³).

Розв'язок рівнянь (1)-(3) з відповідними початковими і граничними умовами одержано методом скінченних різниць так само як наведено в роботі [1,39] за допомогою розробленої програми для ПК.

Приклади розрахунку СБ. На підставі одновимірної моделі [2,78] розглядається фільтрація забруднених вод з хвостосховища, уріз води якого в розрахунковому перетині розташовано на границі $x = 0$, в малу річку, що розташована на правій (умовно) границі області моделювання $L = 116.48$ м. Технологічні води хвостосховища забруднені різноманітними сполуками, зокрема концентрація цинку складає 14 мг/л, в той час як згідно до деяких санітарних норм ГМК (гранично можлива концентрація) цинку у воді складає 3 мг/л.

Метою моделювання було вивчення міграції цинку в ґрунтових водах при наявності СБ, що розташований на відстані 67,94 м від лівої границі області фільтрації для 3 значень товщини фільтрувальної секції: 0,2; 0,4; 0,6 м. В якості завантаження фільтра розглядається вугільний сорбент "МИУ-С", властивості якого докладно викладено в роботі [4,83].

Водотривкий шар горизонтальний і розташований на позначці $m = 0$. Початкове положення ґрунтових вод – статичний горизонт води $h^0 = 7$ м.; приймалося, що рівень води у хвостосховищі в початковий момент часу миттєво підвищується до позначки $h_0 = 12$ м і залишається незмінним на протязі всього розрахункового періоду часу $t_{max} = 360$ діб. Початкова концентрація цинку у сорбенті складала $S^0 = 1$ мг/кг.

На правій границі області моделювання значення невідомих функцій приймаються постійними і рівними їх значенням в початковий момент часу,

тобто $h_L = 7$ м, $C_L = 0.1$ мг/л. Параметри рівняння масопереносу приймалися наступними: $D_m = 5 \cdot 10^{-5}$ м²/добу, $\delta = 0.01$ м.

Вихідні дані для природнього ґрунту приймалися наступними:

$K = 3.2$ м/добу; $\mu = 0.23$; $\varepsilon = 0$; $n_a = 0.35$; $\gamma = 0.00001$ 1/добу; $K_F = 10$ дм³/кг.

Щільність сухого ґрунту складає $\rho = 1.6$ кг/дм³.

Параметри фільтрувальної загрузки мали наступні значення: $k = 120$ м/добу; $\mu = 0.18$; $\varepsilon = 0$; $n_a = 0.40$; $\gamma = 0.00005$ 1/добу; $K_F = 10000$ дм³/кг. Насипна щільність сухого сорбенту $\rho = 0.7$ кг/дм³ [2,82].

Деякі результати розрахунків наведені на рис. 2-3, зокрема, на рис. 2 показано зміни в часі концентрації цинку в рідкій фазі відповідно у фільтрувальній секції і у природньому ґрунті біля неї. Як видно з цих рисунків, концентрації забруднень по товщині фільтру в напрямку потоку зменшуються, а із часом зростають, що свідчить про накопичення сорбованого цинку в матеріалі завантаження.

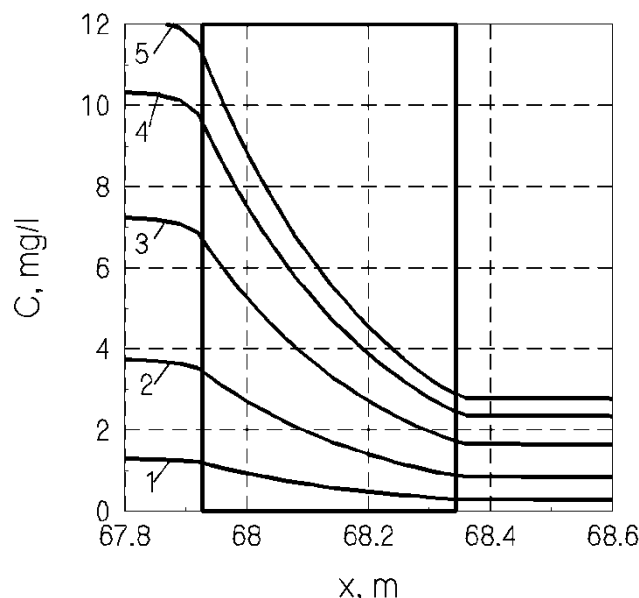


Рис. 2. Зміни в часі концентрації цинку в рідкій фазі у фільтрувальній секції і у природньому ґрунті біля неї:
1 – $t = 140$; 2 – $t = 1160$; 3 – $t = 180$; 4 – $t = 200$; 5 – $t = 220$ діб

На рис. 3 показано зміни ступеню очищення забруднених вод від цинку відносно ГМК C_{ex}/C_{bac} (C_{ex} – концентрація солей цинку на виході з фільтрувальної секції, C_{bac} – ГМК цинку в питній воді. В наведеному прикладі прийнято $C_{bac} = 3$ мг/л).

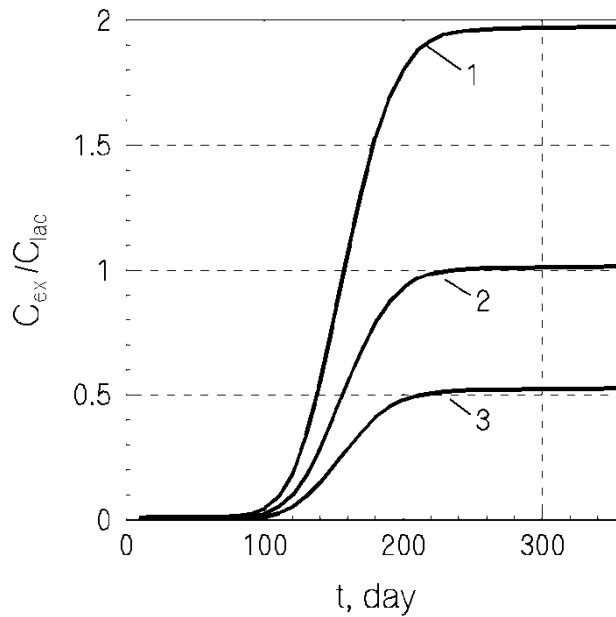


Рис. 3. Зміни ступеню очищення забруднених вод від цинку відносно ГМК
Товщина фільтрувальної секції: **1** – 0,2 м; **2** – 0,4 м; **3** – 0,6 м

Аналіз результатів розрахунків показав, що на кінець розрахункового періоду часу (360 діб) ступінь очищення ґрунтової води, що надходить у річку, від цинку при товщині фільтрувальної секції 0,2; 0,4 і 0,6 м складала відповідно 2,1; 4,1 і 7,9. Для тих же значень величини перевищення вихідної концентрації над ГМК безпосередньо за бар'єром, що показано на рис.3, а також тої, що надходить до річки, складала відповідно 1,97 (1,91); 1,02 (0,98); 0,53 (0,51).

Таким чином, на кінець розрахункового періоду часу фільтр товщиною 0,2 м не забезпечує очищення ґрунтових вод до потрібних значень, фільтр товщиною 0,4 м працює в критичному режимі, а фільтр товщиною 0,6 м ще має помітний ресурс роботи.

Для іншого прикладу (рис. 4) наведено планове положення ізоліній РГВ і концентрацій цинку в зоні впливу накопичувача стічних вод при наявності СБ на момент часу $t = 1800$ діб, що одержано на підставі застосування двовимірної моделі (1) – (3).

Висновки. Запропоновані математичні моделі фільтрації і масопереносу із урахуванням сорбції розчинених сполук частинками ґрунту і сорбенту в потоці ґрунтових вод дозволяють теоретично вивчати закономірності згаданих процесів при наявності СБ. Розрахунки за описаною методикою дозволяють обрати оптимальні параметри СБ, зокрема товщину фільтрувальної секції для забезпечення необхідного ступеню внутрішньопластового очищення ґрунтових вод від різноманітних розчинених забруднень.

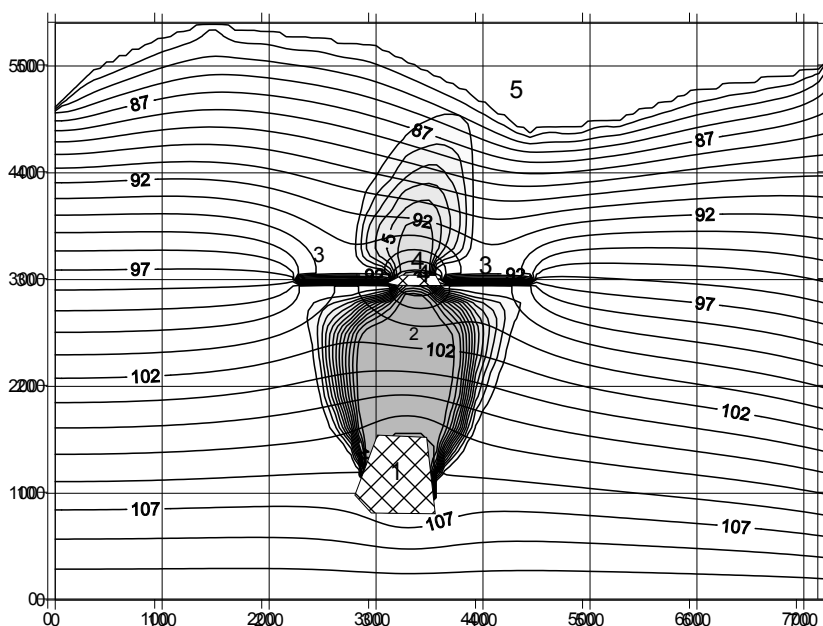


Рис. 4. Ізолінії РГВ і концентрацій цинку в зоні впливу накопичувача стічних вод на момент часу $t=1800$ діб: **1** – накопичувач стічних вод; **2** – ореол забруднення; **3** – непроникні секції; **4** – СБ; **5** – річка

Список літератури

1. Добронравов А.А., Кремез В.С, Олійник О.Є. Дослідження фільтрації і міграції забруднень в ґрунтових водах на приміських територіях методами математичного моделювання // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К: КНУБА, 2010. Вип.14. С. 34-41.
2. Кремез В.С. Математичне моделювання внутріпластового очищення забруднених ґрунтових вод за допомогою штучних геохімічних бар'єрів // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА, 2013. Вип. 21. С. 77-85.
3. Методы прогноза солевого режима грунтов и грунтовых вод. // Под. ред. Н.Н. Веригина. М.: Колос, 1979. 336 с.
4. Тарнопольская М.Г. Физико-химические основы очистки воды угольным сорбентом МИУ-С // Водоснабжение и санитарная техника, 2006. № 6.
5. Шестаков В.М. Динамика подземных вод. М.: Изд-во МГУ, 1973. 326 с.
6. An In Situ Permeable Reactive Barrier for the Treatment of Hexavalent Chromium and Trichloroethylene in Ground Water: V.1. Design and Installation //United States nvironmental Protection Agency\EPA/600/R-99/095a, September 1999. 111 p.
7. Scott K.C., Folkes D. J. Groundwater modeling of a permeable reactive barrier to enhance system performance //Proceedings of the 2000 Conference on Hazardous Waste Research. P. 348-355.

Надійшло до редакції 18.11.2016