

УДК 628.353

МОДЕЛЮВАННЯ Й РОЗРАХУНОК КИСНЕВОГО РЕЖИМУ ПРИ ВИЛУЧЕННІ ЗАЛІЗА З ПІДЗЕМНИХ ВОД ФІЛЬТРУВАННЯМ

О. Я. Олійник^{1†}, С. В. Телима¹, В. С. Кремез¹, І. А. Обертас^{2‡}

¹Інститут гідромеханіки НАН України,
вул. Желябова, 8/4, 03680, Київ, Україна

[†] E-mail: office@hydromech.com.ua

²Національний університет будівництва і архітектури,
проспект Повітрофлотський, 31, 03037, Київ, Україна

[‡] E-mail: knuba@knuba.edu.ua

Отримано 05.12.2016

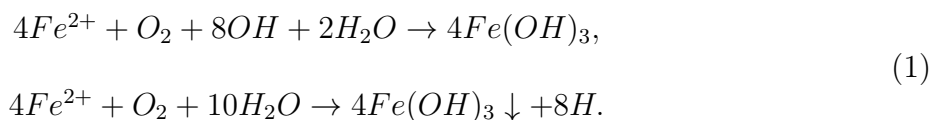
У більшості регіонів України водоносні горизонти, з яких відбувається забір підземних вод для забезпечення населення питною водою, мають підвищений вміст заліза. Це робить актуальною проблему зниження вмісту заліза у воді. У попередніх дослідженнях вважалося, що під час обробки води для зниження концентрації розчиненого заліза завжди забезпечується достатній рівень насичення розчину киснем. На практиці ж необхідно оцінювати вплив споживання кисню при роботі фільтра. З огляду на це запропоновано інженерний метод розрахунку вилучення сполук заліза з підземних вод методом фільтрування на очисних фільтрах і при кольматації фільтра свердловин. Відповідні формули отримано на основі спрощення загальних математичних моделей знезалізнення. Проведено аналіз і порівняльну оцінку результатів, отриманих за допомогою точних і наближених методів розрахунку. Показано, що запропонована інженерна методика дозволяє реалістично оцінити швидкість знезалізнення води в умовах дефіциту розчиненого кисню.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: математична модель, знезалізнення, кольматація, фільтрування

1. ВСТУП

Відомо, що в більшості регіонів України водоносні горизонти, з яких відбувається забір підземних вод для забезпечення населення питною водою, мають підвищений вміст заліза. Зазвичай цей показник значно перевищує існуючі нормативні вимоги. Це робить украй актуальною проблему зниження вмісту заліза у воді. Наразі найбільш розповсюджений метод вилучення сполук заліза з води — фільтрування через зернисте завантаження з природних чи штучних зернистих матеріалів у спеціальних установках, основним технологічним елементом яких є фільтр [1–7].

У звичайних умовах у підземних водах при відсутності розчиненого кисню й інших окислювачів розчинене залізо переважно присутнє у вигляді іонів Fe^{2+} чи нестійких закисних форм різних солей. При взаємодії з розчиненим киснем, який подається у фільтруючу воду, двовалентне залізо окислюється до трьохвалентного, після чого гідролізується в колоїдний чи суспензований гідроксид заліза $Fe(OH)_3$ у вигляді мулопластівців згідно з рівняннями можливої реакції [1, 5]:



При заборі й відкачуванні підземних вод водозабірними спорудами (переважно, вертикальними свердловинами) відбувається хімічний кольматаж фільтру й прифільтрової зони забрудненим залізом. Процеси, які відбуваються у фільтрі можна описати таким чином: Fe^{2+} адсорбується на поверхні зерен завантаження, утворюючи іонний моношар (каталітичну плівку). При цьому окислення Fe^{2+} відбувається на поверхні завантаження адсорбованим киснем O_2 з утворенням плівки з молекул $Fe(OH)_3$; на $Fe(OH)_3$, який уже випав у осад; а також у вільному міжпоровому просторі. З часом відбувається дегідратація осаду, тобто його ущільнення (старіння), що надалі змінює гідродинамічні характеристики фільтраційного потоку. Тому в обох випадках наукові дослідження полягають у вивченні динаміки утворення й накопичення гідроксиду заліза у фільтрах з врахуванням особливостей впливу різних факторів на цю динаміку.

Зрозуміло, що ефективність вилучення заліза Fe^{2+} залежить від наявності розчиненого кисню в рідині, який значною мірою визначає характер процесу протікання реакцій (кінетику окислення). У відомих дослідженнях, здебільшого проведених в умовах очистки підземної вод від заліза при концентраціях, які не перевищують 10 мг/л, вважалось, що достатній рівень насичення киснем (орієнтовно понад 3...5 мг/л) можна забезпечити за допомогою технології спрощеної аерації [1, 5, 8]. У цьому випадку апріорі вважалось, що кінетику окислення повністю забезпечено киснем, і в наукових розробках цей фактор можна не враховувати [5, 7].

На практиці ж важливе питання при вирішенні зазначеної проблеми полягає в оцінюванні впливу споживання кисню при знезалізненні води й обґрунтування забезпечення достатньої його кількості на етапі роботи фільтра. На порядку денному стоїть питання розробки простих методик розрахунку цих параметрів, які були б придатні для інженерних потреб. Саме в цьому й полягала мета даного дослідження.

2. ПОВУДОВА МОДЕЛІ

Для моделювання процесу знезалізнення води в роботі [8] побудовано найбільш загальну й строгую математичну модель фільтрування двофазного потоку, в якому присутні залізо й кисень. Вона враховує гідродинамічні та фізико-хімічні процеси міграції (переносу), кінетики обміну й накопичення, трансформації форм заліза й кисню в поровому розчині й на зернах затопленого фільтра. Зазначимо, що аналогічну загальну модель побудовано в роботі [9] для обґрунтування динаміки кольматажу фільтру свердловини сполуками заліза.

На підставі аналізу прийнятих загальних моделей дійдемо висновку про те, що з практичної точки зору їх можна спростити, розглядаючи два можливих випадки (стадії)

процесу знезалізнення води [8,9]. В подальшому були обґрунтовані й прийняті відповідні кінетики масообміну та реакцій, а також інші необхідні рекомендації щодо визначення необхідних концентрацій, які відповідають цим стадіям [5, 8, 9].

У межах першої з них, яка характерна для початку процесу, а також тоді, коли формування залізної плівки на зернах відбувається надто повільно й кількість утвореного осаду незначна, відбувається гомогенне окислення Fe^{2+} з утворенням осаду гідроксиду заліза $Fe(OH)_3$ переважно в розчині. У цьому випадку можна знехтувати дифузійним членом, вплив якого буде незначним і прийняти

$$\frac{D}{vt} = \frac{1}{Pe} \rightarrow 0.$$

Тут D — товщина фільтрувального шару; v — швидкість фільтрування; t — час; Pe — відомий дифузійний критерій Пекле.

Згідно з прийнятою технологією $v = \text{const}$. Тоді, з урахуванням залучених реакцій окислення і значень констант обміну для цієї стадії процесу, система рівнянь вилучення Fe^{2+} у затопленому фільтрі набуде вигляду:

$$n_0 \frac{\partial C_1}{\partial t} = -v \frac{\partial C_1}{\partial x} - K_1 C_1 - K^* C_1 C_2, \quad (2)$$

$$n_0 \frac{\partial C_2}{\partial t} = -v \frac{\partial C_2}{\partial x} - \alpha_0 (C_2 - C_{2p}) - \beta' K^* C_1 C_2, \quad (3)$$

$$n_0 \frac{\partial C_3}{\partial t} = -v \frac{\partial C_3}{\partial x} - \gamma (\sigma_{\max} - \sigma_0) C_3 + K^* C_1 C_2, \quad (4)$$

$$\frac{\partial \sigma_3}{\partial t} = \gamma (\sigma_{\max} - \sigma_3) C_3. \quad (5)$$

тут C_1, C_2, C_3 — масові концентрації Fe^{2+}, O_2 і $Fe(OH)_3$ в рідинній фазі (розчині) відповідно; σ_0, σ_{\max} — початкова й максимальна масові концентрації Fe^{2+} у твердій (нерухомій) фазі відповідно; σ_3 — відповідно масова концентрація $Fe(OH)_3$ в твердій (нерухомій) фазі; n_0 — початкова пористість завантаження; K^* — константа реакції окислення в розчині; α_0 — константа швидкості обміну O_2 ; γ — константа швидкості прилипання (осідання) часток $Fe(OH)_3$ на поверхню середовища; $\beta' = 0.143$ — кінетичний коефіцієнт, який забезпечує стехіометрію реакції окислення киснем.

Друга стадія відповідає гетерогенному окисленню переважно на твердій фазі з утворенням щільної плівки з гідроксиду заліза $Fe(OH)_3$ і настає орієнтовно при $t > n_c x/v$, де n_c — пористість, x — поточна координата уздовж фільтрувального шару. У її межах також передбачається фільтрація зі сталою швидкістю.

При відкачках зі свердловини з постійним дебітом $q = \text{const}$ також приймають $v = \text{const}$. Унаслідок зменшення пористості й коефіцієнта фільтрації, для виконання цієї умови необхідно збільшити напір для подолання додаткового опору, який виникає за рахунок накопичення в поровому середовищі осаду з гідроксиду заліза $Fe(OH)_3$. Розрахункова пористість фільтра приймається як її середнє ефективне значення:

$$n_c = n_0 - \tilde{\sigma}_3 \approx n_0(1 - 0.5A),$$

де $\tilde{\sigma}_3 = \sigma_3/\delta$, $A = \delta_{\max}/\delta n_0$.

При цих припущеннях система рівнянь набуде вигляду [8]:

$$n_0 \frac{\partial C_1}{\partial t} = -v \frac{\partial C_1}{\partial x} - K_1 C_1, \quad (6)$$

$$\frac{\partial \sigma_1}{\partial t} = K_1 C_1 - K^{**} \sigma_1 \sigma_2, \quad (7)$$

$$n_0 \frac{\partial C_2}{\partial t} = -v \frac{\partial C_2}{\partial x} - \alpha_0 (C_2 - C_{2p}), \quad (8)$$

$$\frac{\partial \sigma_2}{\partial t} = -\alpha_0 (C_2 - C_{2p}) - \beta'' K^{**} \sigma_1 \sigma_2, \quad (9)$$

$$n_0 \frac{\partial C_3}{\partial t} = -v \frac{\partial C_3}{\partial x} - K_0 C_3 + \alpha \sigma_3, \quad (10)$$

$$\frac{\partial \sigma_3}{\partial t} = K_0 C_3 - \alpha \sigma_3 + K^{**} \sigma_1 \sigma_2. \quad (11)$$

Тут C_1, C_2, C_3 — масові концентрації Fe^{2+}, O_2 і $Fe(OH)_3$ в рідинній фазі (розчині) відповідно; $\sigma_1, \sigma_2, \sigma_3$ — масові цих компонент концентрації у твердій (нерухомій) фазі відповідно; n_0, n_c — початкова й розрахункова пористості завантаження; K_1, K_0 — константи швидкості адсорбції Fe^{2+} і $Fe(OH)_3$ на зернах завантаження відповідно; K^*, K^{**} — константи реакції окислення в розчині й на твердій (нерухомій) фазі; α_0 — константа швидкості обміну O_2 ; α — константа можливого відриву часток $Fe(OH)_3$ від поверхні середовища назад у розчин; γ — константа швидкості прилипання (осідання) часток $Fe(OH)_3$ на поверхні середовища; β — кінетичний коефіцієнт, який забезпечує стехіометрію реакції окислення киснем. В подальшому при розрахунках в умовах гетерогенної реакції приймається $\beta = \beta'' = 0.25$, а в умовах гомогенної реакції в розчині $\beta = \beta' = 0.143$ [9].

У реальних умовах повільної кольтатації фільтра свердловин сполуками заліза, коли осад утворюється і накопичується не тільки на поверхні зерен фільтру, а й у розчині, доцільно рівняння (11) записати в більш загальному вигляді:

$$\frac{\partial \sigma_3}{\partial t} = \gamma (\sigma_{\max} - \sigma_3) C_3 + K^{**} \sigma_1 \sigma_2, \quad (12)$$

тобто прийняти $k_0 = \gamma \sigma_{\max}$ і $\alpha = \gamma C_3$.

Загальну гомогенно-гетерогенну модель окислення заліза було реалізовано чисельними методами при вивченні динаміки хімічного кольтатажу фільтра свердловини сполуками заліза. Блок-схема алгоритму й тексти програм наведені в роботі [9]. У результаті проведеного аналізу встановлено, що при виконанні інженерних розрахунків за достатньої кількості O_2 для забезпечення реакції в умовах гомогенного окислення (процес не лімітується киснем) можна наближено приймати $\phi'_0 = \beta' C_{01} / C_{02} < 1$, а при дефіциті O_2 (процес лімітується киснем) — $\phi'_0 > 1$. Якщо переважає процес гетерогенного окислення, то маємо $\phi''_0 = \beta'' C_{01} C_{02} < 1$ і $\phi''_0 > 1$ відповідно. Коли складно визначити, яка реакція у фільтрі переважає, необхідно прийняти якийсь проміжне значення ϕ_0 чи менше значення ϕ'_0 .

На основі загальної математичної задачі були запропоновані методи розрахунку, які дозволяють оцінити вплив кисневого режиму. Зокрема показано, що деякі рівняння реакцій можна спростити, прийнявши в них $K^*C_2 = K^*C_{02} = K_0^*$, $K^{**}\sigma_2 = K^{**}\Gamma_2C_{02} = K_0^{**}$. У цьому випадку при концентрації заліза в підземній воді $C_{01} \approx 10 \dots 15$ мг/л гранична концентрація кисню у вхідній воді має бути $C_{02} > 3$ мг/л. Отже, при реалізації загальної моделі можна вважати, що процес знезалізнення не лімітується киснем ($\phi'_0 < 1$). Розв'язання задач вилучення заліза фільтруванням в умовах достатнього забезпечення процесу знезалізнення киснем розглянуто, зокрема, в роботах [5, 7].

Виконаний аналіз показав, що в умовах дефіциту кисню ($\phi_0 > 1$) можна прийняти більш просту модель. Враховуючи, що в однорідному фільтрі осад більш інтенсивно накопичується у верхніх шарах [3, 7, 10], важливою характеристикою його при проектуванні й подальшій експлуатації є концентрація осаду σ_3 біля верхньої межі фільтра. Тоді, приймаючи на верхній границі фільтра $\sigma_3(0, t) \approx \sigma_3(x, t)$, а також $C_2 = C_{02}$, $\sigma_2 = \sigma_{02} = \Gamma_2C_{02}$, загальну гомогенно-гетерогенну систему рівнянь можна спростити. Остаточне розв'язання редукованих рівнянь (2), (9), (12) дає такі аналітичні вирази для визначення основних параметрів при $\bar{t} < \bar{x}$:

$$\bar{C}_1(\bar{x}, \bar{t}) = \bar{C}_1^0 e^{-\bar{t}}, \quad (13)$$

при $\bar{t} > \bar{x}$

$$\bar{C}_1(\bar{x}, \bar{t}) = \bar{C}_{01}^0 e^{-\bar{x}}, \quad (14)$$

$$\bar{\sigma}_1(\bar{t}) = \left(\bar{\sigma}_1^0 - \frac{\bar{C}_{01}^0}{k_1 k_4 \bar{\sigma}_{20}} \right) e^{-k_4 \bar{\sigma}_{20} \bar{t}} + \frac{\bar{C}_{01}^0}{k_1 k_4 \bar{\sigma}_{20}}, \quad (15)$$

$$\bar{\sigma}_3(\bar{t}) = \left(\bar{\sigma}_3^0 - \frac{B}{A-D} - \frac{N}{A} \right) e^{-A\bar{t}} + \frac{B}{A-D} e^{-D\bar{t}} + \frac{N}{A}. \quad (16)$$

Тут

$$A = k_6/k_3 + k_5 \bar{C}_{03}, \quad B = \bar{\sigma}_1^0 \bar{\sigma}_{20} k_4 - \bar{C}_{01}/k_3, \quad N = \bar{C}_{01} k_3 + k_5 \bar{C}_{03}, \quad D = k_4 \bar{\sigma}_{20},$$

$$\bar{x} = xK/v_0, \quad \bar{x} = x/L, \quad \bar{t} = (K/n_e)t, \quad K = K_1 + K^* \bar{C}_{02},$$

$$\bar{C}_1^0 = C_1^0/C_0, \quad \bar{C}_3^0 = C_3^0/C_0, \quad \bar{C}_{01} = C_{01}/C_0, \quad \bar{C}_{03} = C_{03}/C_0,$$

$$\bar{\sigma}_1 = \sigma_1/\sigma_{\max}, \quad \bar{\sigma}_3 = \sigma_3/\sigma_{\max}, \quad \bar{\sigma}_1^0 = \sigma_1^0/\sigma_{\max}, \quad \bar{\sigma}_3^0 = \sigma_3^0/\sigma_{\max},$$

$$k_3 = \sigma_{\max}/n_c C_0, \quad k_4 = K^{**} n_c \sigma_{\max}/K_1, \quad k_5 = \gamma C_0 n_c / K_1, \quad k_6 = a \sigma_{\max} / K_1 C_0,$$

$$\bar{C}_1 = C_1/C_0, \quad C_0 = C_{01} + C_{03}.$$

Для масових концентрацій $C_1(x, t)$ і осаду $\sigma_3(x, t)$ в розмірних одиницях при $t/n_c > x/v$ справедливо:

$$C_1(x, t) = C_{01} e^{-Kx/v}, \quad (17)$$

$$\sigma_3(t) = \sigma_{\max} \left[\left(\frac{\sigma_3^0}{\gamma_{\max}} - \frac{B}{A-D} - \frac{N}{A} \right) e^{-AKt/n_c} + \frac{B}{A-D} e^{-DKt/n_c} + \frac{N}{A} \right]. \quad (18)$$

При розрахунках для фільтра свердловини радіусом r_c слід прийняти

$$\tilde{x} = \tilde{r} = \frac{1 - \bar{r}^2}{2q} = \frac{(r_c^2 - \bar{r}^2)K}{2q}.$$

3. ПОРІВНЯННЯ НАБЛИЖЕНОГО Й ТОЧНОГО РОЗВ'ЯЗКІВ

Для оцінки запропонованих інженерних рекомендацій було проведено порівняльний аналіз результатів, одержаних на основі реалізації загальної математичної моделі й за допомогою запропонованої спрощеної методики. Розрахунки проводилися при таких значеннях параметрів і коефіцієнтів [8, 9]:

$$\begin{aligned} K_1 = 5, \quad K^* = 1.0, \quad K^{**} = 0.08, \quad \alpha = 2, 5, 10, 20, \\ \Gamma_2 = 0.2, \quad \beta' = 0.143, \quad \beta'' = 0.25, \quad \gamma = 0.003, \quad \sigma_{\max} = 5000, \\ C_{01} = 20, \quad C_{02} = 3.0, 1.0, 0.5, 0.1, \quad C_{03} = 1.5, \quad C_1^0 = 20, \quad n_c = 0.35, \\ \sigma_1^0 = \sigma_2^0 = \sigma_3^0 = 0, \quad v = q/r_c, \quad q = 4, \quad r_c = 0.2. \end{aligned}$$

Результати, отримані за повною й спрощеною моделями, наведено на Рис. 1. Як видно з графіків, у дослідженому діапазоні концентрацій спостерігається задовільне узгодження точних і наближених розрахунків.

4. ВИСНОВКИ

На основі спрощення загальних математичних моделей знезалізнення отримано прості формули для наближеного розрахунку концентрації осаду на поверхні фільтрів.

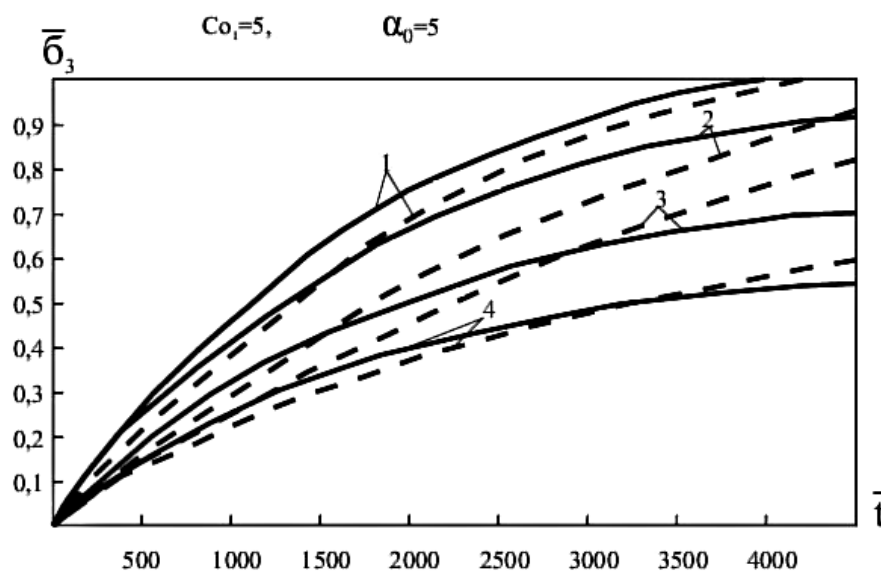


Рис. 1. Динаміка накопичення осаду $\bar{\sigma}_3$ у фільтрі:
неперервні — точний розв'язок, штрихові — наближений розв'язок;
1-4 — $C_o = 3, 1, 0.5$ і 0.1 мг/л відповідно

Показано, що в широкому діапазоні концентрацій іонів Fe^{2+} вони дають реалістичну оцінку динаміку накопичення осаду в фільтрі з похибкою, яка не перевищує 20...25. Виходячи з цього, запропоновану методику можна рекомендувати до використання для інженерних потреб.

ЛІТЕРАТУРА

- [1] Николадзе Г. И. Обезжелезивание природных и оборотных вод. — Москва : Стройиздат, 1978.
- [2] Золотова Е. Ф., Асс Г. Ю. Очистка воды от железа, фтора, марганцы и сероводорода. — Москва : Стройиздат, 1975.
- [3] Станкевичус В. И. Обезжелезивание воды фильтрованием (основы теории, расчет установок). — Вильнюс : Мокслас, 1978.
- [4] Знезалізнення підземних вод для питних цілей / Орлов В. О., Квартенко О. М., Мартинов С. Ю. і Гордієнко Ю. І. — Рівне : УДІВГП, 2003.
- [5] Киселев С. К. Моделирование и расчеты обезжелезивания воды на очистных фильтрах с учетом изменения гидравлических свойств загрузки : sandthesis ; Киевский национальный университет строительства и архитектуры. — Киев, 2000. — 161 с.
- [6] Тугай А. М. Наукове обґрунтування продуктивності водозабірних свердловин систем водопостачання : Ph.D. thesis ; Український державний університет водного господарства та природокористування. — Рівне, 2002. — 322 с.
- [7] Садчилов О. О. Знезалізнення підземних вод на двошарових фільтрах : sandthesis ; Київський національний університет будівництва і архітектури. — Київ, 2013. — 147 с.
- [8] Олейник А. Я., Семенко Г. И. Математическое моделирование процесса удаления железа из природных вод фильтрованием // Химия и технология воды. — 1997. — Т. 19, № 2. — С. 451–457.
- [9] Тугай А. М., Олійник О. Я., Тугай Я. А. Продуктивність водозабірних свердловин в умовах кольматажу. — Харків : ХНАМГ, 2004.
- [10] Муромцев Л. Н. Разработка технологи обезжелезивания подземных вод на башенных установках в локальных системах сельскохозяйственного водоснабжения : sandthesis ; Институт гидротехники и мелиорации УААН. — Киев, 1998. — 200 с.

REFERENCES

- [1] G. I. Nikoladze, *Deferrification of natural and circulating waters*. Moscow: Stroyizdat, 1978.
- [2] E. F. Zolotova and G. Y. Ass, *Water treatment from iron, fluorine, manganese and hydrogen sulphide*. Moscow: Stroyizdat, 1975.

- [3] V. I. Stankevichus, *De-ironing of water by filtration (basic theory, calculation of installations)*. Vilnius: Mokslas, 1978.
- [4] V. O. Orlov, O. M. Kvartenko, S. Y. Martynov, and Y. I. Gordienko, *Iron removal of groundwater for drinking purposes*. Rivne: Ukrainian State University of Water and Environmental Engineering, 2003.
- [5] S. K. Kiselev, *Modeling and calculations of water deferrization on treatment filters in view of changes in hydraulic properties of loading*. candthesis, Kyiv National University of Construction and Architecture, Kyiv, 2000.
- [6] A. M. Tugai, *Scientific substantiation of productivity of water intake wells of water supply systems*. phdthesis, Ukrainian State University of Water and Environmental Engineering, Rivne, 2002.
- [7] O. O. Sadchilov, *Groundwater de-ironing with two-layer filters*. candthesis, Kyiv National University of Construction and Architecture, Kyiv, 2013.
- [8] A. Y. Oleinik and G. i. Semenko, “Mathematical modeling of iron removal from natural water by filtration,” *Water Technology and Chemistry*, vol. 19, no. 2, pp. 451–457, 1997.
- [9] A. M. Tugai, O. Y. Oliynyk, and Y. A. Tugai, *Productivity of water wells in the conditions of colmatage*. Kharkiv: O. M. Beketov Kharkiv National University of Urban Economy, 2004.
- [10] L. N. Muromcev, *Development of the technology of ground water deferrization on tower installations in local agricultural water supply systems*. candthesis, Institute of Hydroengineering and Land Reclamation of NAAS, Kyiv, 1998.

O. Ya. Oliynyk, S. V. Telima, V. S. Kremez, I. A. Obertas
Modeling and calculations of oxygen regime when extracting iron from
underground water by filtration

In most regions of Ukraine, the aquifers used for withdrawing underground water to provide the population with drinking water have high iron content. Therefore, the problem of reducing the iron content in water is urgent. In previous studies, they believed that the level of the solution oxygen saturation is always sufficient when treating water to reduce the concentration of dissolved iron. In practice, the effect of oxygen consumption during filter operation should be assessed. Given this, we propose an engineering method for calculating the extraction of iron compounds from groundwater by cleaning filters and when clogging the filter of wells. The corresponding formulas were derived by simplification of general mathematical models of iron removal. The results obtained using exact and approximate calculation methods were analyzed and compared. The proposed engineering technique is shown to provide a realistic assessment of the rate of iron removal from the water under conditions of dissolved oxygen deficiency.

KEY WORDS: mathematical model, iron removal, calculation methods, filtration

А. Я. Олейник, С. В. Телима, В. С. Кремез, И. А. Обертас

Моделирование и расчет кислородного режима при изъятии железа из подземных вод фильтрованием

В большинстве регионов Украины водоносные горизонты, из которых происходит забор подземных вод для обеспечения населения питьевой водой, имеют повышенное содержание железа. Это делает актуальной проблему снижения содержания железа в воде. В предыдущих исследованиях считалось, что при обработке воды для понижения концентрации растворенного железа всегда обеспечивается достаточный уровень насыщения раствора кислородом. На практике необходимо оценивать влияние потребления кислорода при работе фильтра. С учетом этого предложен инженерный метод расчета извлечения соединений железа из подземных вод методом фильтрации на очистных фильтрах и при кольтматации скважинного фильтра. Соответствующие формулы получены на основе упрощения общих математических моделей обезжелезивания. Проведены анализ и сравнительная оценка результатов, полученных с помощью точных и приближенных методов расчета. Показано, что предложенная инженерная методика позволяет реалистично оценить скорость обезжелезивания воды в условиях дефицита растворенного кислорода.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: математическая модель, обезжелезивание, кольтматация, фильтрование