

DOI: 10.32347/2786-7269.2023.4.111-119

УДК 628.353

к.т.н., доцент **Обертас І.А.**,  
obertas@ukr.net, ORCID: 0000-0003-2006-2877,  
Київський національний університет будівництва і архітектури

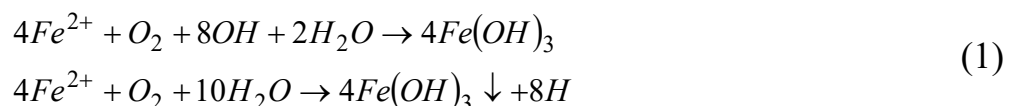
## МОДЕЛЮВАННЯ І РОЗРАХУНКИ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ ПРИ ВИЛУЧЕННІ ЗАЛІЗА ІЗ ПІДЗЕМНИХ ВОД ФІЛЬТРУВАННЯМ

*На основі спрощення загальних математичних моделей знезалізнення запропоновані інженерні методи розрахунку вилучення із підземних вод сполук заліза методом фільтрування на очисних фільтрах і при кольматації фільтра свердловин. Проведено аналіз і порівняльна оцінка запропонованих методів розрахунку.*

*Ключові слова: математична модель; знезалізнення; методи розрахунку; фільтрування.*

Відомо, що в більшості регіонів України водоносні горизонти, із яких відбувається переважно забір підземних вод для забезпечення населення питною водою, мають підвищений вміст заліза, який значно перевищує існуючі нормативні вимоги.

В сучасних умовах найбільш розповсюдженим методом вилучення сполук заліза з води є фільтрування через зернисте завантаження з природних чи штучних зернистих матеріалів в спеціальних установках, основним технологічним елементом яких є фільтр [1-7]. В звичайних умовах в підземних водах при відсутності розчиненого кисню і других окислювачів переважно присутня форма розчиненого заліза у вигляді іонів  $Fe^{2+}$  чи його нестійких закисних форм різних солей. При взаємодії з розчиненим киснем, який подається у фільтруючу воду, двовалентне залізо окислюється в трьохвалентне, потім гідролізується в колоїдний чи суспензований гідроксид заліза  $Fe(OH)_3$  у вигляді мулопластівців згідно можливої реакції [1, 5].



При цьому процеси, які відбуваються у фільтрі можна описати наступним чином:  $Fe^{2+}$  адсорбується на поверхні зерен завантаження, утворюючи моношар із  $Fe^{2+}$  (каталітична плівка). При цьому окислення  $Fe^{2+}$  відбувається як на поверхні завантаження адсорбованим киснем  $O_2$ , утворюючи плівку із молекул  $Fe(OH)_3$ , так і на випавшому в осад  $Fe(OH)_3$ , і у вільному міжпоровому

просторі. З часом відбувається дегідратація осаду, тобто його ущільнення (старіння) що буде впливати на визначення гідродинамічних характеристик фільтраційного потоку. При заборі і відкачці підземних вод водозабірними спорудами переважно вертикальними свердловинами, відбувається хімічний кольматаж фільтру і при- фільтрової зони забрудненим залізом  $Fe^{2+}$ . При наявності у воді розчиненого кисню розчинене у воді залізо  $Fe^{2+}$  окислюється в залізо  $Fe^{3+}$ , яке гідролізується, коагулює і випадає в осад у вигляді гідроксиду заліза  $Fe(OH)_3$ . Тому в обох випадках наукові дослідження полягають у вивченні динаміки утворення і накопичення гідроксиду заліза у фільтрах з врахуванням особливостей впливу різних факторів на цю динаміку. Як уже зазначалось вище, ефективність вилучення заліза  $Fe^{2+}$  залежить від наявності розчиненого кисню в рідині (розчину), який в значній мірі визначає характер процесу протікання реакцій (кінетику окислення). В існуючих дослідженнях, які в основному проводились в умовах очистки підземної вод від заліза при концентраціях, які не перевищують 10 мг/л, вважалось, що забезпечення киснем в достатній кількості (десь  $> 3-5$  мг/л) можна забезпечити технологією спрощеної аерації [1,5,8]. В цьому випадку без відповідного наукового обґрунтування вважалось, що кінетика окислення в достатній кількості забезпечена киснем і в наукових розробках (моделях і розрахунках) наявність кисню можна не враховувати [5,7]. Тому важливим питанням при вирішенні зазначеної проблеми є оцінка впливу споживання кисню при знезалізненні води і обґрунтування його забезпечення в достатній кількості на етапі роботи фільтра.

Для вирішення цієї проблеми в роботі [8] побудована більш загальна і доскональна математична модель фільтрування двофазного потоку (залізо і кисень), яка враховує гідродинамічні і фізико-хімічні процеси міграції (переносу) кінетики обміну і накопичення, трансформації (перетворення) форм заліза і кисню в поровому розчині і на зернах затопленого фільтру.

Зазначимо, що в роботі [9] аналогічна загальна модель побудована для обґрунтування динаміки кольматажу фільтру свердловини сполуками заліза.

На підставі аналізу прийнятих загальних моделей знезалізнення для подальшої реалізації їх можна спростити, розглядаючи два можливих випадки (стадії) процесу знезалізнення води [8,9]. В подальшому відносно цих стадій були обґрунтовані і прийняті відповідні кінетики масообміну і реакцій, а також інші необхідні рекомендації по визначенню необхідних концентрацій [5,8,9]. В межах першої стадії, що має місце на початку процесу, а також коли формування залізної плівки на зернах відбувається надто повільно і кількість утвореного осаду буде незначним, має місце гомогенне окислення  $Fe^{2+}$  і утворення осаду гідроксиду заліза  $Fe(OH)_3$ , переважно в розчині.

В цьому випадку будемо нехтувати дифузійним членом, вплив якого буде незначним і приймати таке значення  $\frac{D}{vt} = \frac{1}{Pe} \rightarrow 0$  ( $Pe$ - відомий дифузійний критерій Пекле) згідно прийнятій технології швидкість фільтрування  $v = const$ .

Тоді згідно прийнятих значень реакцій окислення і констант обміну для цієї стадії процесу система рівнянь вилучення  $Fe^{2+}$  в затопленому фільтрі буде мати вигляд

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

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

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

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

В межах другої стадії гетерогенного окислення переважно на твердій фазі з утворенням залізної плівки із гідроксиду заліза  $Fe(OH)_3$ , яка настає десь при  $t > n_c x / v$ , передбачається також фільтрація з постійною швидкістю  $v = const$ .

При відкачках із свердловини з постійним дебітом  $Q = const$  в рівняннях приймається також  $v = const$ , де  $v = \frac{q}{r}$ ,  $q = \frac{v}{2\pi m^2}$  і  $n_c = n_0 - \bar{\sigma}_3 \approx n_0 = const$  Тоді система рівнянь буде мати вигляд [8]

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

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

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

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

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

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

В якості розрахункової пористості фільтра приймається її середнє ефективне значення

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

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

Внаслідок зменшення пористості і коефіцієнта фільтрації для підтримання  $v = \text{const}$  необхідно збільшити напір для подолання додаткового опору, який при цьому виникає за рахунок накопичення в поровому середовищі осаду із гідроксиду заліза  $Fe(OH)_3$ .

В наведених рівняннях прийнято  $C_1, C_2, C_3$  - відповідно масові концентрації  $Fe^{2+}$ ,  $O_2$  і  $Fe(OH)_3$  в рідинній фазі (розчині);  $\sigma_1, \sigma_2, \sigma_3$  - відповідно масові концентрації в твердій (нерухомій) фазі;  $n_0, n_c = n_0 - \tilde{\sigma}_3$  - початкова і розрахункова пористість завантаження;  $K_1, K_0$  - відповідно константи швидкості адсорбції  $Fe^{2+}$  і  $Fe(OH)_3$  на зернах завантаження;  $K^*, K^{**}$  - константи реакції окислення в розчині і на твердій (нерухомій) фазі;  $\alpha_0$  - константи швидкості обміну  $O_2$ ;  $\alpha$  - константа можливого відриву часток  $Fe(OH)_3$  від поверхні середовища назад в розчин;  $\gamma$  - константа швидкості прилипання (осідання) часток  $Fe(OH)_3$  на поверхню середовища;  $\beta$  - 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].

В реальних умовах повільної кольтатації фільтра свердловин сполуками заліза, коли осад утворюється і накопичується не тільки на поверхні зерен фільтру, а і в розчині, доцільно рівняння (11) записати у 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  $\alpha = \gamma C_3$ . Тут  $\gamma$  - константа швидкості налипання (осадження) часток  $Fe(OH)_3$  на поверхню середовища.

Загальна гомогенно-гетерогенна модель окислення заліза була реалізована чисельними методами при вивченні динаміки хімічного кольтатажу фільтру свердловини сполуками заліза. Блок-схема чисельного алгоритму і програми до розрахунку наведені в роботі [9].

В результаті проведеного аналізу оцінено вплив кисню на процеси знезалізнення води і встановлено, що при виконанні інженерних розрахунків при достатній кількості кисню для забезпечення реакції в умовах гомогенного окислення (процес не лімітується киснем) наближено можна приймати

$$\varphi'_0 = \frac{\beta' C_{01}}{C_{02}} < 1,$$

а при дефіциті кисню (процес лімітується киснем)  $\varphi'_0 > 1$ . Якщо переважає

процес гетерогенного окислення, то відповідно маємо  $\varphi''_0 = \frac{\beta'' C_{01}}{C_{02}} < 1$  і  $\varphi''_0 > 1$ .

Коли складно визначити, яка реакція в фільтрі переважає, необхідно приймати якесь середнє значення  $\varphi_0$ , чи менше значення  $\varphi'_0$ .

На основі реалізації більш загальної математичної задачі і виконання проведеного при цьому порівняльного аналізу в статті запропоновані методи розрахунку, які дозволяють оцінити вплив кисневого режиму. Зокрема деякі рівняння реакцій можна спростити і приймати в них  $K^* C_2 = K^* C_{02} = K_0^*$ ,  $K^{**} \sigma_2 = K^{**} \Gamma_2 C_{02} = K_0^{**}$ . В цьому випадку при концентрації заліза в підземній воді  $C_{01} \approx 10 - 15$  мг/л гранична концентрація кисню у вхідній воді повинна бути не менше  $C_{02} > 3$  мг/л. Тобто можна вважати, що при реалізації загальної моделі процес знезалізнення не лімітується киснем  $\varphi'_0 < 1$ . Рішення 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 ( $\varphi_0 > 1$ ) можна прийняти більш просту модель. Враховуючи, що у випадку однорідного фільтру більш інтенсивно накопичення осаду відбувається у верхніх шарах, що також підтверджується дослідними даними різних авторів [3,7,10], важливою характеристикою при проектуванні і подальшої експлуатації фільтрів є визначення значення концентрації (кількості осаду)  $\sigma_3$  біля верхньої границі фільтру. Враховуючи зазначене, тобто приймаючи на верхній границі фільтру  $\sigma_3(0,t) \approx \sigma_3(x,t)$ , а також приймаючи  $C_2 = C_{02}$ ,  $\sigma_2 = \sigma_{02} = \Gamma_2 C_{02}$  наведену загальну гомогенно-гетерогенну систему рівнянь можна спростити і в результаті рішення рівнянь (2), (9) і (13) після їх спрощення для інженерних розрахунків одержати наступні аналітичні рішення задачі і визначення основних параметрів

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

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

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

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

В приведених рівняннях маємо

$$A = \frac{k_6}{k_3} + k_5 \bar{C}_{03}, \quad B = \bar{\sigma}_1^0 \bar{\sigma}_{20} k_4 - \frac{\bar{C}_{01}^0}{k_3}, \quad N = \frac{\bar{C}_{01}^0}{k_3} + k_5 \bar{C}_{03}, \quad D = k_4 \bar{\sigma}_{20}, \quad \tilde{x} = x \frac{K}{\nu_0}, \quad \bar{x} = \frac{x}{L}, \quad \bar{t} = \frac{K}{n_e} t,$$

$$K = K_1 + K^* \bar{C}_{02}, \quad \bar{C}_1 = \frac{C_1}{C_0}, \quad \bar{\sigma}_1 = \frac{\sigma_1}{\sigma_{\max}}, \quad \bar{\sigma}_3 = \frac{\sigma_3}{\sigma_{\max}}, \quad \bar{C}_1^0 = \frac{C_1^0}{C_0}, \quad \bar{C}_3^0 = \frac{C_3^0}{C_0}, \quad \bar{C}_{01} = \frac{C_{01}}{C_0},$$

$$\bar{C}_{03} = \frac{C_{03}}{C_0}, \quad \bar{\sigma}_1^0 = \frac{\sigma_1^0}{\sigma_{\max}}, \quad \bar{\sigma}_3^0 = \frac{\sigma_3^0}{\sigma_{\max}}, \quad k_3 = \frac{\sigma_{\max}}{n_c C_0}, \quad k_4 = \frac{K^{**} n_c \sigma_{\max}}{K_1},$$

$$k_5 = \frac{\gamma C_0 n_c}{K_1}, \quad k_6 = \frac{a \sigma_{\max}}{K_1 C_0}, \quad C_0 = C_{01} + C_{03}.$$

Для масових концентрацій  $C_1(x, t)$  і осаду  $\sigma_3(x, t)$  в розмірних одиницях будемо мати :

$$C_1(x, t) = C_{01} e^{-\frac{K}{\nu} x} \quad \text{при} \quad \frac{t}{n_c} > \frac{x}{\nu}, \quad (17)$$

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

При розрахунках для фільтру свердловини радіусом  $r_c$  в залежностях

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

Для оцінки запропонованих інженерних рекомендацій був проведений порівняльний аналіз результатів розрахунків по загальній математичній моделі реалізованій модельним методом і по запропонованій спрощеній методиці розрахунків. Розрахунки проведені при наступних значеннях параметрів і коефіцієнтів[8,9]:

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

Результати розрахунків по точній моделі і по наближеному рішенні приведені на рис.1.

Як видно із представлених графіків, спостерігається достатнє узгодження точних і наближених розрахунків. Тому запропонована методика

наближеного розрахунку концентрації осаду на поверхні фільтрів може бути рекомендована для інженерних розрахунків.

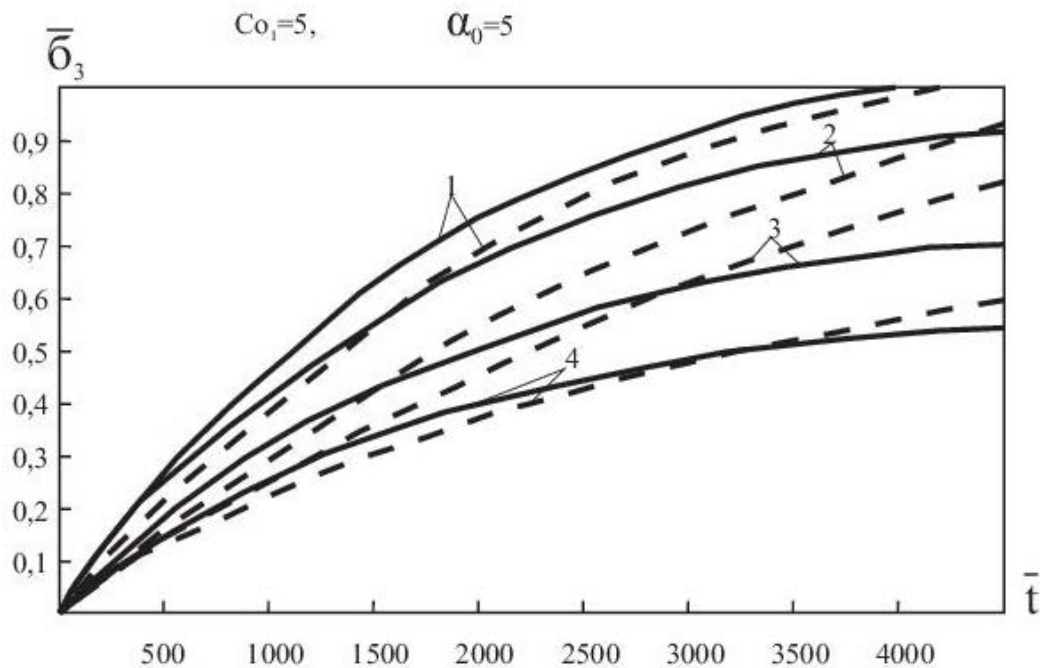


Рис. 1. Динаміка накопичення осаду  $\bar{\sigma}_3$  у фільтрі:  
 - точне рішення;  
 - наближене рішення;  
 1,2,3,4 -  $C_0$  відповідно 3,0; 1,0; 0,5; 0,1 мг/л

### Література

1. Николадзе Г.И. Обезжелезивание природных вод. – М.: Стройиздат, 1978. – 160 с.
2. Золотова Е.Ф., Асс Г.Ю. Очистка воды от железа, фтора, марганцы и сероводорода. - М.: Стройиздат, 1975. – 89 с.
3. Станкевичус В.И. Обезжелезивание воды фильтрованием (основы теории, расчет установок). – Вильнюс, Мокслас, 1978. – 120 с.
4. Орлов В.О., Квартенко О.М., Мартинов С.Ю., Гордієнко Ю.І. Знезалізнення підземних вод для питних цілей. – Рівне, УДІВГП, 2003. – 155 с.
5. Киселев С.К. Моделирование и расчеты обезжелезивания воды на очистных фильтрах с учетом изменения гидравлических свойств загрузки // дис. канд. техн. наук, 05.23.04. - К., 2000. -158 с.
6. Тугай А.М. Наукове обґрунтування продуктивності систем водопостачання // дис. докт. техн. наук, 05.23.04. - К., 2002. - 322 с.
7. Садчилов О.О. Знезалізнення підземних вод на двошарових фільтрах // дис. канд. техн. наук, 05.23.04. - К., 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. – 240 с.
10. Муромцев Л.Н. Разработка технологии обезжелезивания подземных вод на башенных установках в локальных системах сельскохозяйственного водоснабжения // дис. канд. техн. наук 05.20.05. – К., 1998. – 172 с.

PhD, associate professor **Obertas Iryna**,  
Kyiv National University of Construction and Architecture

## **MODELLING AND CALCULATIONS OF THE OXIGEN REGIME DURING THE EXTRACTION OF IRON FROM GROUNDWATER BY FILTRATION**

On the base of the simplification of the general mathematics models of the iron removal the engineer calculation methods of the removing of the iron combinations from the ground waters by the filtration on the refine filters and at the well filter colmatation are proposed. The analysis and the comparative value of the proposed methods are carried out.

In most regions of Ukraine, aquifers, from which water is finly taken for the population, have an increased iron content, which significantly exceeds the standarts.

Is modern conditions, the most widespread method of extracting compounds from waters is filtering through granular loading from natural or artificial granular materials in special installations, the main element of which is a filter.

Under normal conditions in groundwater in the absence of dissolved oxygen and other oxidizing agents, dissolved iron is mainly present in the form of  $Fe^{2+}$  ions or its unstable protective forms of various salts. When interacting with dissolved oxygen, which is fed into the water, divalent iron is oxidized to trivalent, and then hydrolyzed into lumpy or suspended iron hydroxide in the form of silt flakes.

On the basis of the implementation of a more general mathematical problem and the performance of the comparative analysis carried out tat the same time, the article proposes calculation methods that allow assessing the influence of the oxygen regime. The perfomed analysis shoved that in condition of oxygen deficiency, a simpler model can be adopted. Taking into account that in the case of a homogeneous filter, a more intense accumulation of sludge occurs in the upper layers, then an important characteristic during design and operation is the determination of the concentration of the amount of sludge near the upper border of the filter.



Key words: mathematical model; iron removal; calculation methods; filtration.

## REFERENCES

1. Nykoladze H.Y. Obezzelezyvanye pryrodnykh vod – M.: Stroiyzdat, 1978. – 160 s. {in Russian}
2. Zolotova E.F., Ass H.Iu. Ochystka vody ot zheleza, ftora, marhantsy y serovodoroda. - M.: Stroiyzdat, 1975. – 89 s. {in Russian}
3. Stankevychus V.Y. Obezzelezyvanye vody fyltrovanyem (osnovy teoryy, raschet ustanovok). – Vylnius, Mokslas, 1978. – 120 s. {in Russian}
4. Orlov V.O., Kvartenko O.M., Martynov S.Iu., Hordiienko Yu.I. Znezaliznennia pidzemnykh vod dlia pytnykh tsilei. – Rivne, UDYVHP, 2003. – 155 s. {in Ukrainian}
5. Kyselev S.K. Modelyrovanye y raschety obezzelezyvanyia vody na ochystnykh fyltrakh s uchetom yzmeneniia hydravlycheskykh svoistv zahruzky // dys. kand. tekhn. nauk 05.23.04. - K., 2000. -158 s. {in Ukrainian}
6. Tuhai A.M. Naukove obgruntuvannia produktyvnosti system vodopostachannia // dys. dokt. tekhn. nauk 05.23.04. - K., 2002. - 322 s. {in Ukrainian}
7. Sadchylov O.O. Znezaliznennia pidzemnykh vod na dvosharovykh fyltrakh // dys. kand. tekhn. nauk 05.23.04. - K., 2013. - 147 s. {in Ukrainian}
8. Oleinyk A.Ia., Semenko H.Y. Matematycheskoe modelyrovanye protsessa udaleniia zheleza yz pryrodnykh vod fyltrovanyem // Khymyia y tekhnolohyia vody, 1997. – t. 19, №2. – S. 451-457. {in Russian}
9. Tuhai A.M., Oliinyk O.Ia., Tuhai Ya.A. Produktyvnist vodozabirnykh sverdlovyn v umovakh kolmatazhu // Kharkiv, KhNAMH, 2004. – 240 s. {in Ukrainian}
10. Muromtsev L.N. Razrabotka tekhnolohy obezzelezyvanyia podzemnykh vod na bashennykh ustanovkakh v lokalnykh systemakh selskokhoziaistvennoho vodosnabzhenyia // dys. kand. tekhn. nauk 05.20.05. – K., 1998. – 172 s. {in Russian}