

## ПРОГНОЗУВАННЯ ПРОЦЕСУ ОЧИЩЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД В БІОРЕАКТОРІ ЗА ДОПОМОГОЮ ФЕРОБАКТЕРІЙ

Олександр Квартенко<sup>1</sup>, Ігор Присяжнюк<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Національний університет водного господарства та природокористування, вул. Соборна 11, м. Рівне, Україна, 33028

<sup>1</sup> докт. техн. наук, o.m.kvartenko@nuwm.edu.ua, orcid.org/0000-0001-5634-1128

<sup>2</sup> Рівненський державний гуманітарний університет, вул. С. Бандери, 31, м. Рівне, Україна, 33000

<sup>2</sup> канд. техн. наук, igorpri79@gmail.com, orcid.org/0000-0003-4531-1788

DOI: 10.32347/2524-0021.2021.37.22-28

**Анотація.** Проведений моніторинг параметрів якості води у 90 населених пунктах восьми областей України дав можливість констатувати, що підземні води є складною багатокомпонентною системою, яка містить іони важких металів (ІВМ), легкоокиснювані органічні сполуки, гумінові кислоти, азот амонійні сполуки, феноли. Діючі станції знезалізнення за технологією спрощеної аерації-фільтрування не в змозі вилучати із води сполуки Fe(II) в присутності гумінових комплексів. Тому в сучасних умовах актуальним завданням є інтенсифікація їх роботи шляхом впровадження нових технологій, зокрема біотехнологій із розробкою відповідних математичних моделей. Показано, що моделюванню кінетики процесів очищення підземних вод в біореакторах приділялося значно менше уваги ніж традиційним фізико-хімічним методам, для яких були розроблені сучасні математичні моделі. Тому розвиток напрямку моделювання біохімічного процесу очищення води від сполук заліза є актуальним завданням. Метою роботи є розробка математичної моделі кінетики процесу очищення підземних залізовмісних вод в біореакторах. Математична модель представлена задачею Коші для нелінійної системи диференціальних рівнянь в частинних похідних першого порядку. Система задачі Коші складається з п'яти рівнянь з п'ятьма невідомими функціями, які описують розподіл концентрацій катіонів феруму, бактерій, а також, матриксних структур в двох фазах (рухомій та іммобілізованій) як у просторі, так і у часі. В моделі враховано зворотний вплив характеристик процесу, зокрема концентрації матриксних структур в міжпоровому просторі, а також характеристик середовища за допомогою коефіцієнтів масообміну та пористості. Модель дозволяє визначати оптимальний час роботи біореактора між промивками.

**Ключові слова:** кінетична модель біологічного знезалізнення, матриксні структури, метод характеристик

### ВСТУП

Проведений моніторинг параметрів якості води у населених пунктах Волинської, Рівненської, Житомирської, Тернопільської, Закарпатської, Львівської, Хмельницької областей України вказав на забрудненість підземних вод сполуками заліза, амонійного нітрогену, органічними сполуками, фенолами. Зокрема за результатами моніторингових досліджень параметрів якості підземних вод на

49 водозаборах Рівненської області [1], було встановлено, що 45% із досліджених водозаборів базується на підземних водах із концентрацією Fe(II) до 3 мг/дм<sup>3</sup>, 24,5 % із концентрацією від 3,0 до 5,0 мг/дм<sup>3</sup>, 14,2% – від 5,0 до 10,0 мг/дм<sup>3</sup> та 16 % – від 10 до 30 мг/дм<sup>3</sup>. Дослідження проведені у Волинській області [1] показали що 52% підземних вод із досліджених 25 водозаборів, містило до 3,0 мг/дм<sup>3</sup>, 18 % – від 3,0 до 5,0 мг/дм<sup>3</sup>, 24 % від 5,0 до

10 мг/дм<sup>3</sup> та 6 % – від 10,0 до 20,0 мг/дм<sup>3</sup> сполук Fe(II). Діючі станції знезалізнення, в основному побудовані за технологією спрощеної аерації та фільтрування, не в змозі вилучати із води сполуки Fe(II) в присутності гумінових комплексів [2]. Крім того, для очищення підземних залізомістких вод із величиною гідрокарбонатної лужності < 2 ммоль/дм<sup>3</sup> необхідно використовувати реагентні методи.

### АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ПУБЛІКАЦІЙ

Актуальним завданням сьогодення є інтенсифікація роботи діючих станцій знезалізнення шляхом впровадження нових технологій та створення математичних моделей які описували їх роботу.

Основну увагу при розробці сучасних наукових напрямків було спрямовано на створення багатокомпонентних моделей, які описують різні процеси фізико-хімічного знезалізнення. Найбільш сучасними з них є моделі, розроблені, зокрема, в роботах [3, 4]. Модель, представлена в роботі [3], описує динаміку процесу знезалізнення води на швидких фільтрах при сталих значеннях швидкостей фільтрування. Модель враховує вплив процесів масопереносу, кінетики обміну та різноманітних трансформацій, які відбуваються як у рідкій, так і в твердій фазах системи відносно Fe<sup>2+</sup>, кисню, різних форм Fe(OH)<sub>3</sub>. В роботі [5] одержано розв'язок математичної задачі фізико-хімічного знезалізнення води, яка містить переважно окислене залізо, на фільтрах із зернистим завантаженням. Для розрахунків концентрацій і втрат напору в роботі запропоновано залежності які сприяють обґрунтуванню як технологічних так і конструктивних параметрів і, перш за все, тривалості фільтроциклу на основі двох критеріїв [5]. В роботі [6] представлена сучасна нелінійна модель фізико-хімічного знезалізнення на фільтрах, яка враховує масопередачу для двох форм заліза.

Також модель відображає інтенсифікацію видалення заліза під впливом утвореного осаду, передбачає безвідривне фільтрування, враховує обмеженість сорбційного ресурсу.

Одним із напрямків інтенсифікації роботи станцій знезалізнення є застосування біохімічного методу, яке стало можливим завдяки широкому розповсюдженню феробактерій у підземних водах у різних регіонах світу [7, 8].

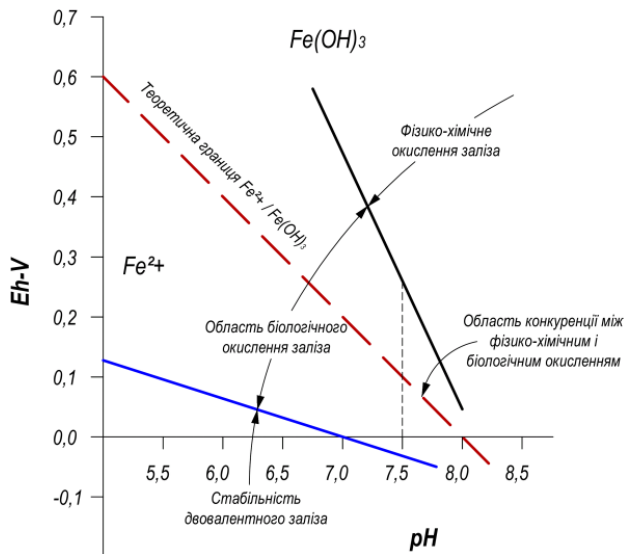
Дослідами, проведеними *Mouchet* [8], було визначено оптимальні параметри рН-Eh середовища, необхідні для їх розвитку та межі їх конкурування із традиційними схемами окиснення Fe(II) киснем повітря (рис.1). Створені бактеріями полімерні матриксні структури *bio*-мінералів складаються з кислих полісахаридів з карбоксильними функціональними групами, які знаходяться в щільному просторовому зв'язку з ферум (III) гідроксидом, що призводить до збільшення брудомісткості (рис. 2), на відміну від традиційних безреагентних методів [8].

### МЕТА РОБОТИ

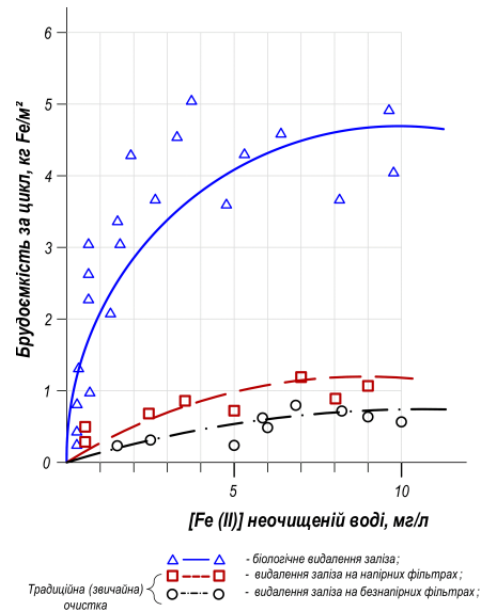
Метою роботи є розробка математичної моделі кінетики процесу очищення підземних залізовмісних вод в біореакторах. Це дасть можливість отримати розподіл концентрацій бактерій, дво- та тривалентного заліза у контактному завантаженні біореактора для встановлення його оптимальних фізичних розмірів, спрогнозувати час його ефективної роботи між промивками.

### ВИКЛАД ОСНОВНОГО МАТЕРІАЛУ

Зазвичай, до складу технологічної схеми біологічного очищення підземних вод входять біореактор та освітлювальні фільтри із різними типами інертних завантажень (пінополістирол, гравійний пісок).



**Рис. 1.** Поля активності феробактерій (за Mouchet, 1992) [8]  
**Fig. 1.** Fields of activity of ferrobacteria (by Mouchet, 1992) [8]

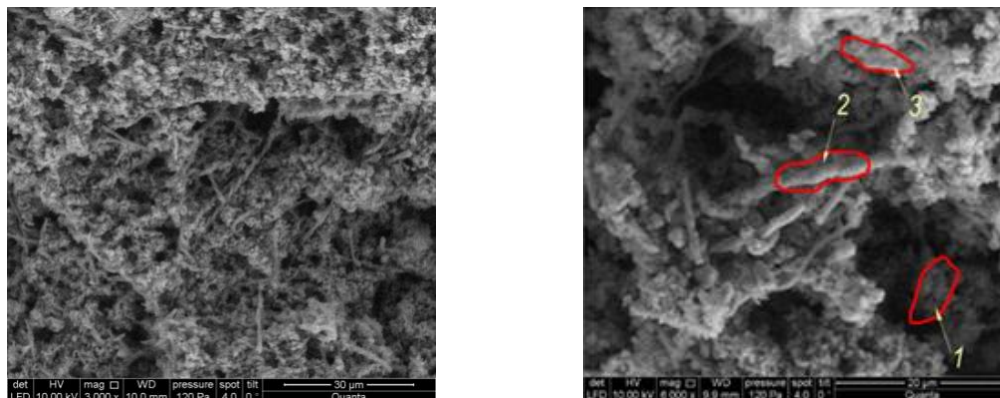


**Рис. 2.** Порівняння брудомісткості біологічного та фізико-хімічних методів знезалізнення (за Mouchet, 1992) [8]  
**Fig. 2.** Comparison of dirt content of biological and physicochemical methods of deironing (by Mouchet, 1992) [8]

Вихід біореактора в робочий стан поділяється на два етапи. Перший – початковий етап «зарядки» контактного завантаження. В цей період через завантаження біореактора проходить вода із свердловини, яка містить сполуки феруму, диоксиду вуглецю, феробактерії. Поступово на поверхні гранул контактного завантаження відбувається формування активної каталітичної поверхні із клітин та матриксних структур. Процес проходить в результаті адгезії бактерій із від’ємним зарядом на первинній каталітичній плівці, за відомим механізмом [9]. Тривалість «зарядки» залежить від параметрів якості води: величин рН, гідрокарбонатної лужності, концентрації йонів Fe(II) та присутності феробактерій. В цей період відбувається формування початкової

матриксної структури. Із кожною порцією вхідної води до біореактора надходять нові концентрації бактерій, збільшуючи їх загальну кількість.

В результаті своєї життєдіяльності бактерії роду *Gallionella* створюють матриксні спіралеподібні структури які з часом заповнюють весь міжпоровий простір. Електронну мікроскопію зразків матриксних структур проводили за методом рентгеноспектрального аналізу на растровому електронному мікроскопі (РЕМ) *Quanta 200* (рис.3). Збільшення об’єму матриксних структур біомінералів в міжпоровому просторі призводило до їх поступової міграції із низхідним потоком води до нижніх шарів з їх поступовою колюматацією.



**Рис. 3.** Електронне зображення матричних структур: *a* – в осаді промивної води 3000х; *b* – в міжпоровому просторі контактного завантаження 6000х: 1 – осад накопичений між матричними структурами; 2 – чохол окремого матриксу; 3 – агломерат матричних структур

**Fig. 3.** Electronic image of matrix structures: *a* – in the sediment of washing water 3000x; *b* – in the interporous space of contact loading 6000x: 1 – sediment accumulated between the matrix structures; 2 – cover of a separate matrix; 3 – agglomerate of matrix structures

Другий етап – робочий (описується кінетичною моделлю), стосується роботи біореактору між промивками. В результаті проведених авторами досліджень на пілотних та виробничих установках (м. Березне) було встановлено, що після промивки кількість бактерій в завантаженні біореактора становила  $10^3$ - $10^5$  кл/см<sup>3</sup>. Таким чином, при формулюванні граничних умов було закладена певна кількість біомаси яка залишалася в завантаженні ( $0,1$  г/м<sup>3</sup>), а також кількість біомаси, яка надходила із вихідною водою ( $0,001$  г/м<sup>3</sup>).

На основі запропонованої фізичної моделі розроблено багатокomпонентну математичну модель процесу очищення підземних вод, комп'ютерна реалізація якої

дозволяє прогнозувати зміну у часі по глибині контактного завантаження ефективності очищення, величин біомаси бактерій, які розвиваються на матричних структурах та біомаси бактерій, які рухаються з потоком води, маси стаціонарних та рухомих матричних структур в одиниці об'єму, концентрації неорганічного вуглецю, визначати тривалість ефективної роботи очисної споруди між промивками.

Математична модель представлена задачею Коші для нелінійної системи диференціальних рівнянь в частинних похідних першого порядку:

$$V = -\theta(M)gradP, \quad (1)$$

$$\sigma(M) \frac{\partial B}{\partial t} = W(x,t)B - v(x) \frac{\partial B}{\partial x} - \gamma(x,t)H(x,t) - \chi B, \quad (2)$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} = W(x,t)U + \gamma(x,t) \cdot H(x,t) - \chi U, \quad (3)$$

$$\sigma(M) \frac{\partial F}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial F}{\partial x} - \beta_1 W(x,t)B - \beta_2 W(x,t)U - R_{chem}, \quad (4)$$

$$\sigma(M) \frac{\partial S}{\partial t} = -v(x) \frac{\partial S}{\partial x} - k_1 S + H^*(x,t) + \eta_1 W(x,t)B, \quad (5)$$

$$\frac{\partial M}{\partial t} = k_1 S - H^*(x, t) + \eta_2 W(x, t) U \quad (6)$$

Початкові та граничні умови для рівнянь (2-6):

$$\begin{aligned} B(x, t)|_{t=0} &= B_0^0(x); F(x, t)|_{t=0} = F_0^0(x); S(x, t)|_{t=0} = S_0^0(x); \\ B(x, t)|_{x=0} &= B_*(t); F(x, t)|_{x=0} = F_*(t); S(x, t)|_{x=0} = S_*(t) \\ U(x, t)|_{t=0} &= U_0^0(x), M(x, t)|_{t=0} = M_0^0(x), \end{aligned}$$

де  $x \in (0, l)$  – висота робочої частини біореактора, м;  $t \in (0, T)$ , де  $T$  – час ефективної роботи біореактора, визначається в процесі розв’язання задачі і рівний часу при якому досягається максимальна брудонасиченість біореактора.

Перша складова рівняння (2)  $W$  – швидкість росту мікроорганізмів згідно рівняння Моно:

$$W(x, t) = \frac{\mu_{\max} F(x, t)}{(F(x, t) + K_F)}, \quad (7)$$

де  $\mu_{\max}$  – максимальна питома швидкість росту мікроорганізмів, год<sup>-1</sup>;  $F(x, t)$  – концентрація двовалентного заліза у вихідній воді, г/м<sup>3</sup>;  $K_F$  – константа насичення, г/м<sup>3</sup>.

Функція  $H(x, t)$ , яка встановлює зв’язок між біомасою бактерій в одиниці об’єму вихідної води  $B(x, t)$ , середньою біомасою бактерій  $U(x, t)$  на поверхні зерен контактного завантаження та матрикських структур у міжпоровому просторі [10, 11]:

$$H(x, t) = \begin{cases} B(x, t), & \text{якщо } B(x, t) < B^{**} - U(x, t), \\ B^{**} - U(x, t), & \text{якщо } B(x, t) \geq B^{**} - U(x, t), \end{cases}$$

Функція  $H^*(x, t)$  забезпечує перехід матриксу із стаціонарного стану в динамічний з урахуванням граничного насичення матриксу:

$$H^*(x, t) = \begin{cases} k_2 \cdot M(x, t), & \text{якщо } M(x, t) < M_*^*, \\ k_2 \cdot (M(x, t) - M_*^*), & \text{якщо } M(x, t) \geq M_*^*, \end{cases}$$

де  $M_*^*$  – максимальна концентрація матриксу в біореакторі, г/м<sup>3</sup> (максимальна брудомісткість);  $M$  – загальна концентрація матриксу в біореакторі в момент часу який розглядається, г/м<sup>3</sup>;  $B$  – середня величина біомаси феробактерій в одиниці об’єму вихідної води, яка проходить через біореактор, г/м<sup>3</sup>;  $U$  – середня

величина біомаси феробактерій іммобілізованих на поверхні первинної стаціонарної оболонки контактної завантаження та матрикських структур в міжпоровому просторі, г/м<sup>3</sup>;  $B^{**}$  – гранична величина біомаси бактерій в матрикських структурах біореактора, г/м<sup>3</sup>.

Інші складові рівнянь а також розв’язок поставленої задачі наведено в роботі [12]. При побудові моделі були використані як технологічні (максимальна брудомісткість (2,6 кг/м<sup>3</sup>), гранична величина біомаси бактерій в матрикських структурах (9,5 г/м<sup>3</sup>), максимальна питома швидкість їх росту (0,17–0,18 год<sup>-1</sup>), коефіцієнт насичення (0,65–0,7 г/м<sup>3</sup>), швидкість потоку в діапазоні 5–20 м/год), так і конструктивні параметри (висота контактної завантаження біореактора 1,3 м).

Розроблена модель може бути модифікованою залежно від зміни зовнішніх параметрів якості природних вод.

I) При обробці слабкокислих (рН = 5,5...6,5), залізомістких (Fe<sup>2+</sup> > 0,5 мг/дм<sup>3</sup>) підземних вод із нормальним лужним резервом (Л = 2...4 ммоль/дм<sup>3</sup>), концентрацією диоксида вуглецю (СО<sub>2</sub> > 20 мг/дм<sup>3</sup>) та незначним вмістом розчинених органічних речовин за перманганатною окисністю < 5,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> можливе застосування варіанту без додаткового джерела вуглецю.

II) При обробці слабкокислих підземних вод із низьким лужним резервом (Л < 2,0 ммоль/дм<sup>3</sup>) з аналогічними за варіантом (I) показниками якості води рекомендується застосовувати варіант моделі із додатковим джерелом вуглецю у вигляді розчину Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>.

III) При обробці нейтральних вод, в залежності від величин Eh, поряд із

біологічними процесами буде відбуватись і хімічне окиснення. При чому, у відповідних межах рН-Eh [8] воно поступово буде превалювати над біологічним. В цьому випадку необхідно враховувати також процес хімічного автокаталітичного окиснення.

## ВИСНОВКИ

В роботі розглянуто механізми формування матриксної структури *bio*-мінералів в міжпоровому просторі контактного завантаження біореактора. Розроблено математичну модель яка дозволяє прогнозувати роботу біореакторів як у часі так і по глибині контактного завантаження, а також зміну ефективності очищення в залежності від концентрації іонів Fe(II), вмісту феробактерій, присутності додаткового джерела неорганічного карбону, швидкості фільтрування, враховувати зміну показників якості вихідної води. Відзначено, що розроблена модель може бути модифікованою залежно від зміни зовнішніх параметрів якості природних вод.

## ЛІТЕРАТУРА

1. **Квартенко О. М.** Системний підхід до обґрунтування нових та удосконалення існуючих технологій кондиціонування багатокомпонентних підземних вод. *Комунальне господарство міст*. Серія: Технічні науки та архітектура, 2018. Х.: Харківський національний університет ім. О. М. Бекетова. Вип. 140. С. 98 -103.
2. **Николадзе Г. И.** Улучшение качества подземных вод. Москва: Стройиздат, 1987. 239 с.
3. **Олейник А. Я., Семенко Г. И.** Математическое моделирование процесса удаления железа из природных вод фильтрованием// Химия и технология воды. 1997. т. 19, №5. С. 451–457.
4. **Олійник О. Я., Садчиков О. О.** Теоретичні дослідження знезалізнення води на двошарових фільтрах // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Київ: КНУБА, 2013. Вип. 21. С. 14–22.
5. **Поляков В. Л.** О фильтровании воды с высоким содержанием железа // Доповіді Національної академії наук України, 2015, №1. С. 56-64.
6. **Поляков В. Л., Мартинов С. Ю.** До теорії фізико-хімічного знезалізнення підземних вод та її інформаційного забезпечення // Чиста вода. Фундаментальні, практичні та промислові аспекти. Матеріали V Міжнародної науково-практичної конференції. 2017. Київ. С. 178–181.
7. **Cullimore D. R., McCann A. E.** The Identification, Cultivation and Control of Iron Bacteria in Ground Water. *Aquatic Microbiology*, Editors Skinner & Shewan Academic Press. 1978. p. 32.
8. **Mouchet P.** From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France. *Journal of the American Water Works Association*. 1992. vol. 84, no 4, p. 158-167.
9. **Букреева, В. Ю., Грабович, М. Ю., Епринцев, А. Т., Дубинина, Г. А.** Сорбция коллоидных соединений оксидов железа и марганца с помощью железобактерий на песчаных загрузках очистных сооружений водоподъемных станций. Сорбционные и хроматографические процессы. 2009, 9 (4), 506-514.
10. **Сівак В. М., Бомба А. Я., Присяжнюк І. М.** Комп'ютерне моделювання процесів очищення стічної води на каркасно-засипних фільтрах. Вісник НУВГП, 2005, 4 (32), 164–169.
11. **Бомба А. Я., Барановський С. В., Присяжнюк І. М.** Нелінійні сингулярно-збурені задачі типу "конвекція-дифузія". Рівне: НУВГП, 2008, 254с.
12. **Kvartenko A., Prysiazhniuk I.** Prediction of the process of biological deferrization of underground water in a bioreactor. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 2019, № 10 (101), P. 14-22 DOI: 10.15587/1729-4061.2019.177537

## REFERENCES

1. **Kvartenko, O. M. (2018).** Sistemnij pidhid do obgruntuvannya novih ta udoskonalennya isnyuchih tehnologij kondicionuvannya bagatokomponentnih pidzemnih vod. *Komunalne gospodarstvo mist. Seriya: Tehnichni nauki ta arhitektura*. Kharkiv: Harkivskij nacionalnij universitet im. O.M.Beketova, 140. 98-103. [in Ukrainian]
2. **Nikoladze, G. I. (1987).** Uluchshenie kachestva podzemnyh vod. Moskva: Strojizdat, [in Russian]
3. **Oleynik, A. Ya., Semenko, G. I. (1997).** Matematicheskoe modelirovanie protsessa udaleniya zheleza iz prirodnyh vod



- fil'trovaniem. *Himiya i tehnologiya vody*, 19(5), 451-457. [in Ukrainian]
4. **Oliynyk, O. Ya., Sadchykov, O. O. (2013).** Teoretychni doslidzhennia znezalznennia vody na dvosharovykh filtrakh. *Problemy vodopostachannia, vodovidvedennia ta hidravliki*, 21, 14-22. [in Ukrainian]
5. **Polyakov, V. L. (2015).** On the deep-bed filtration of water with high iron content. *Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine*, 1, 56-64. [in Russian]
6. **Poliakov, V. L., Martynov, S. Yu. (2017).** Do teoriiy fizyko-khimichnoho znezalznennia pidzemnykh vod ta yii informatsiinozabezpechennia. *Chysta voda. Fundamentalni, praktychni ta promyslovi aspekty*. Materialy V Mizhnarodnoi naukovo-praktychnoi konferentsiyi. Kyiv, 178–181. [in Ukrainian]
7. **Cullimore, D. R., McCann, A. E. (1978).** The Identification, Cultivation and Control of Iron Bacteria in Ground Water. *Aquatic Microbiology*, Editors Skinner & Shewan Academic Press. 32.
8. **Mouchet, P. (1992).** From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France. *Journal of the American Water Works Association*, 84(4), 158-167.
9. **Bukreeva, V. Yu., Grabovich, M. Yu., Eprintcev, A. T., & Dubinina, G. A. (2009).** Sorption of colloidal iron and manganese oxides by iron bacteria on the sand filter of water-lifting facilities. *Sorbtsionnye i Khromatograficheskie Protssesy*, 9(4), 506-514. [in Russian]
10. **Sivak, V. M., Bomba, A. Ya., & Prysiazhniuk, I. M. (2005).** Kompiuterne modeliuvannia protsesiv ochyshchennia stichnoi vody na karkasno-zasypnykh filtrakh. *Visnyk NUVHP*, 4(32), 164-169. [in Ukrainian]
11. **Bomba, A. Ya., Baranovskyi, S. V., & Prysiazhniuk, I. M. (2008).** *Neliniyni synhuliarno-zbureni zadachi typu «konvektsiya-dyfuziya»*. Rivne: NUVHP. [in Ukrainian]
12. **Kvartenko, A., & Prysiazhniuk, I. (2019).** Prediction of the process of biological deferrization of underground water in a bioreactor. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 10(101), 14-22 <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2019.177537>

## Forecasting the groundwater treatment process in a bioreactor using ferrobacteria

*Oleksandr Kvartenko, Igor Prysiazhniuk*

**Abstract.** The monitoring of water quality parameters in 90 settlements of eight regions of Ukraine made it possible to state that groundwater is a complex multicomponent system. Existing deironing stations using simplified aeration-filtration technology are not able to remove Fe (II) compounds from water in the presence of humic complexes. Therefore, in modern conditions, the urgent task is to intensify their work through the introduction of new technologies, including biotechnology with the development of appropriate mathematical models. It is shown that much less attention was paid to modeling the kinetics of groundwater treatment processes in bioreactors than to traditional physicochemical methods, for which modern mathematical models were developed.

The aim of the work is to develop a mathematical model of the kinetics of the process of groundwater treatment in bioreactors. The mathematical model is represented by the Cauchy problem for a nonlinear system of differential equations in partial derivatives of the first order. The system of the Cauchy problem consists of five equations with five unknown functions, which describe the distribution the concentration of ferrum cations, bacteria and the matrix structures in two phases (movable and immobilized) both in space and time. The inverse influence of the characteristics of the process, in particular, the concentration of matrix structures in the inter-pore space, as well as characteristics of the medium with the help of coefficients of mass exchange and porosity, were taken into account. The model allows determining the optimum operation time of a bioreactor between washings.

**Key words:** kinetic model of biological deironing, matrix structures, method of characteristics

*Стаття надійшла до редакції 04.11.2021*