



**ЕКОЛОГІЯ. ДОВКІЛЛЯ.  
ЕНЕРГОЗБЕРЕЖЕННЯ. 2023**



**2023**

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
«ПОЛТАВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА  
ІМЕНІ ЮРІЯ КОНДРАТЮКА»**

**ЕКОЛОГІЯ. ДОВКІЛЛЯ.  
ЕНЕРГОЗБЕРЕЖЕННЯ. 2023**

**Колективна монографія**

**Полтава 2023**

УДК 502/504+620.9](2.064)

**Рецензенти:**

**САФРАНОВ Тамерлан**, завідувач кафедри екології та охорони довкілля Одеського державного екологічного університету, доктор геолого-мінералогічних наук, професор.

**МАЛЬОВАНІЙ Мирослав**, завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища Національного університету «Львівська політехніка», доктор технічних наук, професор.

*Рекомендовано до друку рішенням вченої ради Національного університету «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка» (протокол № \_\_ від \_\_\_\_ .03.2023 року)*

**ЕКОЛОГІЯ. ДОВКІЛЛЯ. ЕНЕРГОЗБЕРЕЖЕННЯ. 2023 :**  
колективна монографія / під ред. О. В. Степової. Полтава: НУПП імені Юрія Кондратюка. 2023. 246 с.

У колективній монографії з позицій забезпечення екологічної безпеки викладено результати екологічних досліджень навколишнього середовища із акцентуванням на технологіях захисту навколишнього середовища, раціонального використання природних ресурсів, напрацюваннях у галузі відновлювальної енергетики, проблемах збереження біорізноманіття та реалізації сучасних природоохоронних концепцій і стратегій. Наведено деякі розвідки щодо наслідків для довкілля воєнних дій, пов'язаних із вторгненням РФ в Україну.

Розраховано на науковців, викладачів, керівників і спеціалістів органів державного управління, екологів, аспірантів, студентів і всіх, хто цікавиться питаннями збереження, відновлення та раціонального використання ресурсів навколишнього середовища.

*Матеріали друкуються мовами оригіналів. За викладення, зміст і достовірність матеріалів відповідають автору.*

ISBN 978-617-7915-94-1

© Колектив авторів, 2023

## МАЛОВІДХОДНА ТЕХНОЛОГІЯ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ВОДИ

**Трус І. М.**, канд. техн. наук, доцент, **Твердохліб М. М.**,  
канд. техн. наук, старш. викладач, **Галиш В. В.**, канд. хім. наук,  
доцент, **Гомеля М. Д.**, доктор техн. наук, зав. кафедри екології та  
технології рослинних полімерів

*Національний технічний університет України «Київський  
політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна*

### LOW-WASTE WATER DEIRONING TECHNOLOGY

**Trus I. M.**, PhD in Technical Sciences, Associate Professor,  
**Tverdokhlib M. M.**, PhD in Technical Sciences, Senior Lecturer of  
Department, **Galysh V. V.**, PhD in Chemical Sciences, Associate Professor,  
**Gomelya M.D.**, Doctor of Technical Sciences, Head of the Department of  
ecology and technology of plant polymers

*National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic  
Institute» (Kyiv, Ukraine)*

**Анотація.** Сьогодні більшість джерел води мають високий вміст заліза. Забруднення підземних вод залізом та іншими металами може відбуватися внаслідок розробки рудних родовищ і роботи кар'єрів. Існуючі технології лише частково вирішують цю проблему. Іони важких металів токсичні і небезпечні для живих організмів і людини. Сьогодні забруднення водою іонами заліза досягло критичного рівня. Проблема актуальна і потребує вирішення. При значенні рН у воді менше 6,8-7,0 і високій концентрації заліза для глибокого очищення доцільно використовувати комбінацію ряду методів із введенням реагентів. Реагентний спосіб знезалізнення реалізують шляхом обробки вихідної води суспензією вапняної води  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Такий підхід дозволяє ефективно знезалізнувати воду, але його реалізація супроводжується утворенням великої кількості осаду, який необхідно утилізувати. Ефективним способом утилізації таких осадів є їх використання в якості хімічної добавки при виробництві цементу, що підтверджено нашими дослідженнями.

Залізо становить приблизно 5% всієї твердої земної кори. Саме тому цей метал зустрічається практично у всіх поверхневих та підземних водах. В природних водах є різні породи, з якими вода

контактує в процесі своєї міграції. Це призводить до утворення та накопичення заліза [1]. До числа цих порід відносяться піщано-гравійні і глинисті матеріали, що містять велику кількість залізистих сполук. Залізо в природних водах може перебувати у вигляді двох- і тривалентних іонів, колоїдів органічного та неорганічного походження, таких як  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{FeS}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , комплексних сполук із гуматами та фульвокислотами, а також у вигляді тонкодисперсної суспензії.

Форма знаходження заліза та марганцю у воді в значній мірі залежить від геохімічних властивостей підземних вод, показником яких є окислювально-відновний потенціал (Eh) і водневий показник (pH) [2-3]. При значенні  $\text{pH} < 4,5$  залізо знаходиться у воді у вигляді іонів  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ . При  $\text{pH} > 4,5$   $\text{Fe}^{2+}$  окислюється до  $\text{Fe}^{3+}$  з утворенням  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . У присутності сульфідів при значеннях  $\text{Eh} < 0,2$  В,  $\text{pH} > 4,5$   $\text{FeS}$  присутній у вигляді осаду. У присутності карбонатів при  $\text{pH} > 8,4$  спостерігається утворення  $\text{FeCO}_3$ , а при  $\text{pH} > 10,3$  утворення  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ . [4].

Джерелами водопостачання, як правило, є поверхневі та підземні води, якісні та кількісні показники яких зумовлені природними умовами походження та рівнем антропогенного навантаження. Якість води, залежно від характеру використання, нормується державними стандартами та іншими нормативами. Практично всі поверхневі води України за останні десятиріччя зазнають інтенсивного забруднення внаслідок зростаючого антропогенного навантаження, що зумовлено скидом недостатньо очищених вод, надходженням поверхневого стоку з сільськогосподарських угідь, промислових майданчиків та урбанізованих територій тощо. Для окремих регіонів України характерним є підвищений вміст заліза в природних водах.

Вміст сполук заліза у поверхневих та підземних водах зумовлено геологічними, кліматичними, ландшафтними та гідрологічними особливостями регіону досліджень. Особливості формування поверхневих та підземних вод на території України зумовлені як природними умовами, так і дією антропогенного навантаження. Якісні та кількісні показники цих вод значно коливаються в часі і по площі поширення.

Виявлено, що одним з факторів, що сприяють накопиченню заліза в організмі людини, є питна вода. Води багатьох підземних водоносних горизонтів України мають підвищений вміст заліза, який коливається від 0,5 до 30  $\text{мг/дм}^3$  і більше, але частіше буває до 5  $\text{мг/дм}^3$ .

Надлишок сполук заліза марганцю у воді для питних та побутових потреб призводить до розвитку багатьох захворювань. Ці елементи здатні накопичуватися у вигляді токсичних концентрацій в органах і тканинах, включаючи суглоби, печінку, ендокринні залози і

серце. Залізо може створювати живильне середовище для росту шкідливих мікроорганізмів і клітин злоякісних пухлин, а також додатково стимулювати канцерогенну дію вільних радикалів.

Тривале вживання води, що містить сполуки заліза в концентраціях вище референтних доз, частіше за все призводить до захворювань печінки, враження імунної системи, а також до розвитку алергічних захворювань, хвороби крові, органів травлення [5, 6]. Тому надлишок заліза у питній воді є небезпечною домішкою.

Зростання кольоровості і каламутності водопровідної води можуть бути пов'язані з присутністю в ній загального заліза. Тривалий час перебування води в водопровідній мережі та зменшення концентрації в ній кисню сприяють цьому процесу. У водопровідних мережах України найбільше поширені сталеві труби, тривалість надійної роботи яких не є достатньою. Недостатня надійність трубопроводів негативно позначається на ефективності роботи системи та на якості питної води. Забруднення питної води в трубах водопровідної мережі відбувається внаслідок раптової зміни руху води в ній, або зміни її хімічного складу. За першої причини спостерігається збурення осаду та його перехід в об'єм питної води. Наявність другої причини супроводжується розчиненням твердої частини осаду, що полегшує його збурення, перехід в об'єм питної води та транспортування до споживачів.

Крім того, підвищений вміст заліза надає воді неприємний смак, запах, та є причиною браку в паперовій, текстильній, харчовій і косметичній галузях промисловості. В трубах та теплообмінних апаратах можуть утворюватися залізисті бактерії та нарости, які зменшують переріз труб.

Таким чином, високий вміст заліза у поверхневих та підземних водах вимагає обов'язкового проведення знезалізнення, тобто необхідно проводити комплекс заходів щодо зниження вмісту заліза. Це є важливою економічною, екологічною та соціальною проблемою, має наукове, теоретичне та практичне значення. Це один із пріоритетних напрямів щодо забезпечення населення чистою водою.

Видалення заліза з природних вод здійснюється методами, які можна розділити на дві основні групи: безреагентні (фізичні) і реагентні.

Процес окислення  $Fe^{2+}$  до  $Fe^{3+}$  супроводжується осадженням  $Fe(OH)_3$  з наступною його фільтрацією. Цей спосіб досить простий. Реагентне окиснення зазвичай використовується при високому вмісті заліза і низьких значеннях рН. До найбільш поширеним хімічних окиснювачів відносяться хлор (деякі його сполуки), перманганат калію,

озон, а також лужні агенти (вапно, сода) [7, 8]. Вибір окислювача залежить від вартості окислювача та кількості води для очищення.

Процес іонного обміну має численні переваги, такі як низька вартість, простота реалізації, відновлення компонентів під час регенерації смоли. Але в області високих концентрацій спостерігається зниження ефективності процесу через «засмічення» смоли. Тому іонообмінне вилучення сполук заліза зазвичай застосовують у тому випадку, коли концентрація заліза незначна або необхідно доочистити воду до високого ступеня якості [9].

Сорбційні матеріали можуть очищати воду від заліза навіть при низьких концентраціях. Отримав розвиток напрям біосорбційних матеріалів. При широкій номенклатурі адсорбентів неорганічної і органічної природи провідна роль належить активованому вугіллю, виробництво якого базується на широко розповсюджених і доступних джерелах сировини і характеризується відносно простою технологією та дешевиною. До того ж, модифікація активованого вугілля істотно впливає на його сорбційні властивості. Також важливим є природа активованого вугілля. Останнім часом все частіше досліджують використання ГАВ отриманих із відходів сільськогосподарських рослин, цукрової тростини, рисового лушпиння, кокосового лушпиння або кокосових волокон [10].

Ефективність матеріалів на основі карбонату кальцію залежить від рН, наявності органічних речовин та інших катіонів. Цей метод дозволяє знизити концентрацію заліза до значень, менших за ГДК.

Фільтрація води через пісок, подрібнене вугілля – недорогий метод очищення підземних вод.

Капілярні матеріали досить ефективні в очищенні води від іонів заліза і цей напрямок на сьогодні є досить новим.

Перевагами процесу електрокоагуляції є відсутність відходів хімічних реагентів і висока ефективність процесу. Однак цей метод досить енерговитратний.

Аерація – це метод, який не потребує використання хімічних реагентів для очищення води та може бути ефективно застосований для води з вмістом заліза понад 5 мг/дм<sup>3</sup>.

Для очищення води з різних джерел використовують біологічні методи. Однак їх необхідно ретельно дослідити експериментально для вибору біологічного агента.

Широко застосовуються мембранні методи знезалізнення води. Вони дозволяють видаляти з води як розчинене, так і колоїдне залізо, забезпечуючи високий ступінь очищення. Однак мембранні методи не

дуже часто використовуються для знезалізнення через високу вартість [11].

Найпростішим, дешевим і екологічно чистим способом видалення заліза з природних вод можна вважати метод окислення киснем повітря. Під час знезалізнення ґрунтових вод також можна використовувати аерацію для підвищення ефективності процесу. Під час знезалізнення поверхневих вод, коагуляції сульфатом алюмінію, але після хлорування, вапнування та осадження [12].

У процесі очищення води утворюються відкладення, які необхідно утилізувати. Розробка ефективних методів утилізації осаду, що утворюється при знезалізненні води, дозволить створити маловідходні технології знезалізнення води.

Об'єктами дослідження були розчини з початковими концентраціями заліза загального 10-100 мг/дм<sup>3</sup>, що імітують природні води, води систем централізованого постачання, промивні води та осади гідроксиду заліза, що утворюються в процесі знезалізнення води.

У якості фільтрувального завантаження використовували цеоліт та цеоліт модифікований перманганатом калію KMnO<sub>4</sub>. Цеоліт марки ЦПС з фракційним складом 3-5 см, в статистичних умовах обробляли 5%-м розчином KMnO<sub>4</sub>, відстоювали протягом доби. Після чого промивали дистильованою водою до повного видалення залишків перманганату. З метою дослідження окислювальної здатності завантаження пропускали розчин сульфату заліза приготований на водопровідній воді через шар фільтрувального завантаження об'ємом 20 см<sup>3</sup>. Проби відбирали об'ємом 0,5-1 дм<sup>3</sup>, при витраті розчину 10-15 см<sup>3</sup>/хв. При цьому контролювали концентрацію іонів заліза та рН розчину.

Для видалення іонів заліза з води реагент ним методом в колбу об'ємом 1 дм<sup>3</sup> заливали 0,5 дм<sup>3</sup> розчину та залишали на визначений час, через кожні 2 години визначали залишкову концентрацію заліза. При вилученні іонів заліза методом вапнування в розчин дозували 5% розчин вапняного молока, перемішували та залишали відстоюватись. Проби відфільтровували та визначали залишкову концентрацію заліза.

Спектрофотометричний метод визначення іонів заліза використовувався для оцінки його початкової та рівноважної концентрацій у розчині.

Ефективність (Z) видалення іонів заліза розраховували за формулою:

$$Z = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \cdot 100, \%$$



$C_0$  – вихідна концентрація заліза, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_f$  – кінцева концентрація заліза, мг/дм<sup>3</sup>.

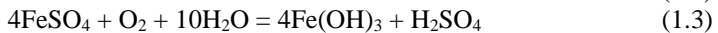
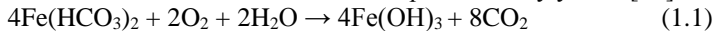
При знезалізненні води утворюється осад, який після зневоднення утилізується як хімічна добавка до складу цементу І-500.

Для дослідження фізико-механічних властивостей цементу визначали нормальну густину, час твердіння, міцність на стиск і коефіцієнт водовідведення.

Осад, що утворився в результаті очищення води, являв собою гідроксид  $Fe(OH)_3$ , який додавали в цемент у кількості 0,5-2,5 мас. % шляхом спільного змішування компонентів у лабораторному кульовому млині впродовж 10 хвилин.

У підземних водах, які є джерелами водопостачання, концентрація заліза може досягати 1-10 мг/дм<sup>3</sup>.

У процесі водопідготовки відбувається окиснення сполук заліза за рахунок вільного кисню або додаткового аерування води, внаслідок чого утворюються нерозчинні зважені форми з поступовим осадженням і зменшенням загальної концентрації металу у воді [13].



Таким чином можна говорити про те, що всі іони  $Fe^{2+}$ , які знаходяться в різних станах приймають участь у реакції з киснем, яка є сумою незалежних, одночасно протікаючих реакцій окиснення іонів заліза.

При цьому одночасно будуть присутні проміжні сполуки такі як  $Fe(OH)^{2+}$  та  $Fe(OH)_2^+$  та малорозчинний у воді  $Fe(OH)_3$ . Утворення гідроксиду заліза(III) залежить від багатьох параметрів, таких як температура, рН середовища, концентрації іонів заліза та окиснювача, а також присутності інших сполук [14]. Такі проміжні сполуки гідролізу заліза можуть виступати у вигляді каталізатору реакції окиснення заліза у воді.

Враховуючи, що найпростішим способом вилучення заліза є окиснення іонів  $Fe^{2+}$  до  $Fe^{3+}$  з подальшим гідролізом та висадженням отриманого гідроксиду заліза ( $Fe(OH)_3$ ), були проведені дослідження по застосуванню різних фільтрувальних завантажень для знезалізнення води. Окислене залізо у вигляді гідроксиду  $Fe(OH)_3$  створює на поверхні зерен завантаження автокаталітичну плівку. Найпростішим фільтрувальним матеріалом може слугувати кварцовий пісок. Також використовуються природні сорбенти, такі як глауконіт, доломіт, цеоліт, морденіт та ін.

Для оцінки ефективності даного процесу було проведено знезалізнення води при фільтруванні її через шар гранульованого цеоліту. При концентрації заліза у воді на рівні 16 мг/дм<sup>3</sup> (рис.1) аерація відбувається за рахунок контакту з повітрям розчину протягом 10-60 хв. перед фільтруванням. Як видно з графіку ефективність очистки води від заліза в даному випадку була не висока. Ступінь вилучення заліза поступово зменшився з 59% до 33%. В разі застосування цеоліту модифікованого перманганатом калію ступінь вилучення на початковому етапі був вищим 97,5% і поступово знижувався до 75%.

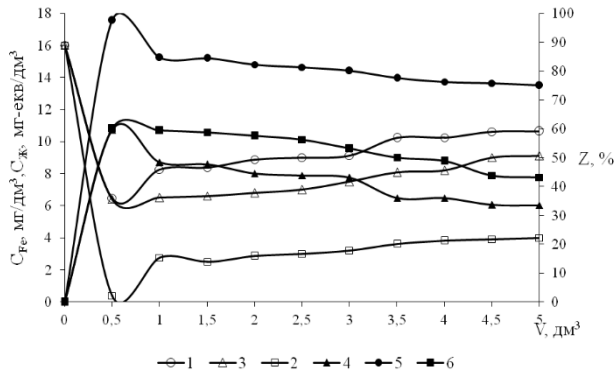


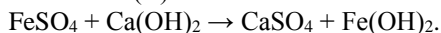
Рисунок 1 – Зміна концентрацій заліза (1,2,3) у воді ( $C_{Fe} = 16$  мг/дм<sup>3</sup>), ступеню вилучення заліза із води (4,5,6) від пропущеного об'єму розчину через гранульований цеоліт ( $V_i = 20$  см<sup>3</sup>) (1,4), цеоліт модифікований перманганатом калію (2,5), через модифікований цеоліт після промивки від осаду  $Fe(OH)_3$  (3,6) ( $pH = 7,45-7,85$ ).

У процесі обробки цеоліту перманганатом калію на його поверхні утворився оксид марганцю який в присутності розчиненого у воді кисню забезпечував каталітичне окислення заліза. При цьому залізо переходило в нерозчинний стан і гідроксид заліза затримувався на цеоліті, погіршуючи контакт води із поверхнею фільтрувального матеріалу. Саме цим викликана зниження ступеню очищення води в процесі фільтрування. Для уникнення цього ефекту рихлий осад гідроксиду заліза періодично потрібно видаляти зворотною промивкою фільтра водою. Концентрація заліза в промивних водах може сягати 50-100 мг/дм<sup>3</sup>. Тому було цікавим дослідити знезалізнення води при концентраціях 10-100 мг/дм<sup>3</sup>.

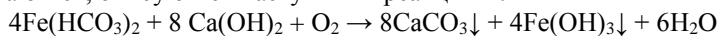
Залишкова концентрація заліза без введення реагентів різко зменшується за 1-2 години. Подальше відстоювання в незначній мірі

дозволяє зменшити концентрацію заліза. Залишкові концентрації заліза є досить високими. Ефективність вилучення іонів заліза становить 91%, 78% та 85% відповідно для початкових концентрацій заліза 10, 50 та 100 мг/дм<sup>3</sup> через 10 годин відстоювання. Оскільки залізо може знаходитись у вигляді зважених, колоїдних та диспергованих домішок, які мають однаковий заряд, що призводить до виникнення міжмолекулярних сил відштовхування. Тому варто провести обробку води, що знезалізнюється, щоб знизити заряд домішок до нульових значень. Вибір реагенту був обумовлений його низькою вартістю. Вапно є ефективним реагентом в процесах водоочистки, що дозволяє коригувати рН, ефективно пом'якшувати воду та проводити її знезалізнення.

Знезалізнення води реагентним методом полягає у переведенні розчинних форм заліза у малорозчинні. Для видалення сульфату заліза (II) застосовують вапнування. Додане вапно реагує спочатку з сульфатом заліза (II):



Гідроксид заліза (II), що утворюється, окислюється в Fe(OH)<sub>3</sub>. При аерації води і подальшій обробці вапном процеси, що відбуваються, описуються наступними реакціями:



Якщо кількість кисню, що міститься у воді, недостатня для окислення, одночасно з вапнуванням проводять хлорування або аерування води. Із рис. 2-4 видно, що обробка води вапном дозволяє інтенсифікувати процеси знезалізнення. Найбільш ефективно вилучення заліза відбувалось в перші 10-30 хвилин.

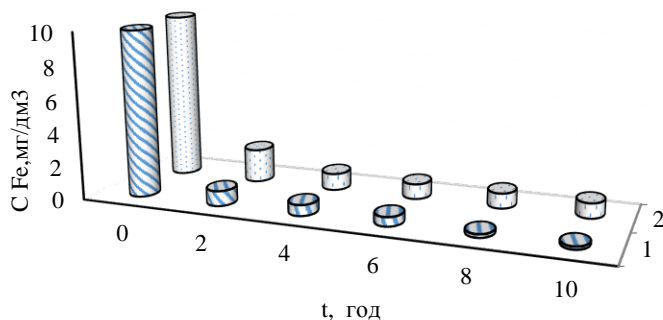


Рисунок 2 – Залежність концентрації залишкових іонів заліза від часу осадження при вапнуванні води при початковій концентрації заліза 10 мг/дм<sup>3</sup>: 1 – вапнування та осадження, 2 – окислення повітрям.

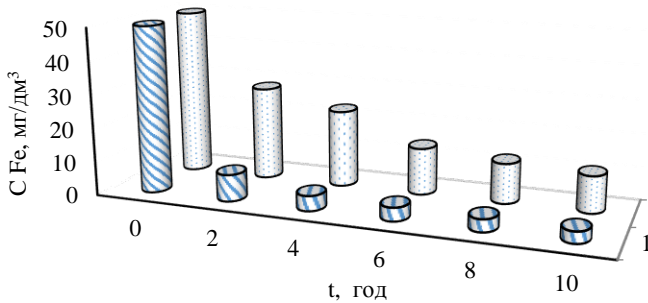


Рисунок 3 – Залежність концентрації залишкових іонів заліза від часу осадження при вапнуванні води при початковій концентрації заліза 50 мг/дм<sup>3</sup>: 1 – вапнування та осадження, 2 – окислення повітрям.

У промислових умовах спочатку здійснюється аерування води в градирні, в піддон якої вводиться вапняний розчин, далі – коагуляція і виведення в осад більшої частини сполук заліза у відстійнику, обладнаному тонкошаровими модулями, з подальшим видаленням дрібної суспензії фільтруванням. Попереднє аерування застосовується для збагачення води киснем і видалення з неї частини вільної вуглекислоти, внаслідок чого можуть бути знижені розрахункові дози реагентів.

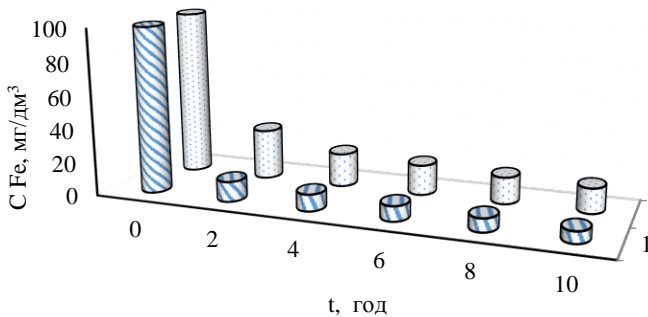


Рисунок 4 – Залежність концентрації залишкових іонів заліза від часу осадження при вапнуванні води при початковій концентрації заліза 100 мг/дм<sup>3</sup>: 1 – вапнування та осадження, 2 – окислення повітрям.

Тому важливо вивчити можливість утилізації цього осаду. Добавки до 5 мас. % дозволено додавати до складу цементу I типу. Тому осад вводили до складу цементу в кількості 0,5, 1,0, 1,5, 2,0, 2,5 мас. %.

Вплив осаду, що утворюється при очищенні води, на нормальну густину, час твердіння, коефіцієнт водовідведення та міцність на стиск у віці 2 та 28 діб показано на рис. 4-7.

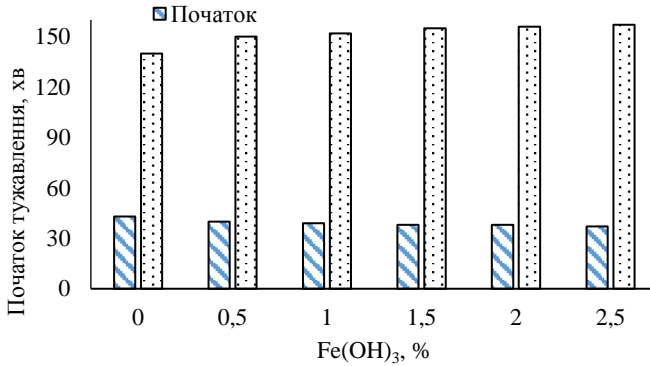


Рисунок 4 – Вплив витрати добавок на час твердіння цементу.

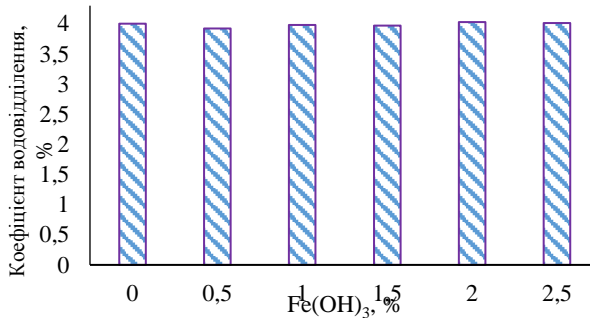


Рисунок 5 – Вплив витрати добавок на коефіцієнт водовідведення цементу

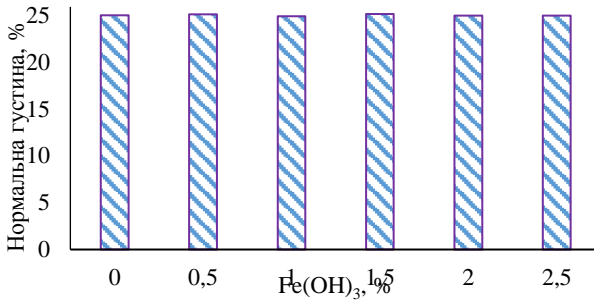


Рисунок 6 – Вплив витрати добавок на нормальну щільність цементу.

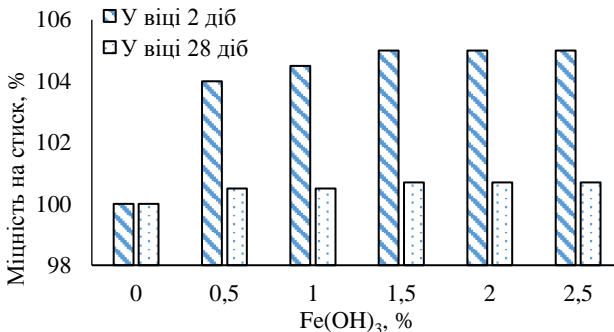


Рисунок 7 – Вплив витрати добавок на міцність цементу при стиску

При введенні добавки до складу цементу 0,5-2,5 % водовідділення та нормальна густина цементу не змінюються.

Початок часу тверднення становить 43, 40, 39, 38, 38 та 37 хв відповідно для 1, 0,5, 1,0, 1,5, 2,0 та 2,5 % введеної добавки. Кінець тверднення збільшуються від 140 до 150-157 хв без добавки та при введенні добавки в розмірі 0.5-2.5%.

Міцність цементу збільшується на від 100 до 105 та від 100 до 100.7 у віці 2 та 28 дів відповідно, що дозволяє рекомендувати добавку до введення у склад цементу до 2.5 %.

Таким чином, розроблена технологія є екологічно чистою, що дозволяє ефективно незалізнювати воду з подальшою утилізацією утвореного осаду.

**Висновки.** Проведено дослідження інтенсифікації процесів незалізнення води при використанні реагентного осадження. В якості

реагенту вибрано вапно, що є досить доступним та дешевим реагентом. При вапнуванні при початкових концентраціях 10, 50 та 100 мг/дм<sup>3</sup> за 2 години концентрації знижувались до 0,9, 8,0, 12,0. При окисненні на повітрі без використання реагентів концентрації було значно вищими і становили 2,0, 28,0 та 30,0 мг/дм<sup>3</sup>. При початковій концентрації 10 мг/дм<sup>3</sup> через 8-10 годин відстоюванні при вапнуванні спостерігається зниження концентрацій заліза до значень менших ГДК (0,2 мг/дм<sup>3</sup>).

Досліджено можливість утилізації утвореного осаду Fe(OH)<sub>3</sub> в складі цементу. Показано, що при введенні осаду до складу цементу 0,5-2,5% водовідділення та нормальна густина цементу не змінюються. Початок часу тверднення зменшується від 43 до 40-37 хвилин, а кінець тверднення збільшуються від 140 до 150-157 хв без добавки та при введенні добавки в розмірі 0,5-2,5%. Міцність цементу при введенні осаду до його складу збільшується від 100 до 105 у віці 2 діб та від 100 до 107 у віці 28 діб. Отже, фізико-хімічні характеристики цементу не погіршуються, що дозволяє рекомендувати добавку до введення у склад цементу до 2,5%. Це сприятиме створенню маловідходних технологій незалізнення води.

#### **Використані інформаційні джерела:**

1. Patnaik P. Handbook of Environmental Analysis: Chemical Pollutants in Air, Water, Soil, and Solid Wastes. Third Edition (3rd ed.), CRC Press., 2017. 660 p. <https://doi.org/10.1201/9781315151946>

2. Khadse G. K. Patni P. M., Labhasetwar P. K. Removal of iron and manganese from drinking water supply. *Sustainable Water Resources Management*. 2015. Vol. 1(2). P. 157–165.

3. Геохімія зони гіпергенезу: посібник, електронне видання / Гожик А. П., Байсарович І. М., Зінченко О. В., Шнюков С. Є. Київ, 2018. 110 с. URL: [http://www.geol.univ.kiev.ua/lib/Geochemistry\\_of\\_hypergenesis.pdf](http://www.geol.univ.kiev.ua/lib/Geochemistry_of_hypergenesis.pdf)

4. Deutsch W. J., Siegel R. Groundwater Geochemistry: Fundamentals and Applications to Contamination (1st ed.). CRC Press, 2020. 232 p. <https://doi.org/10.1201/9781003069942>

5. Липовецька О. Б. Вплив довготривалого споживання некондиційної за мінеральним складом питної води на формування неінфекційної захворюваності населення та розробка профілактичних заходів : автореферат дис. ... канд. мед. наук : 14.02.01. Київ, 2016. 21 с.

6. Андрусишина І. М. Вплив мінерального складу питної води на стан здоров'я населення. Вода і водоочисні технології. 2015. №1 (16). С. 22–31.

7. Трус І. М., Радовенчик Я. В., Галиш В. В., Флейшер Г. Ю. Очищення стічних вод від йонів важких металів // Проблеми та досягнення сучасної хімії :

Матеріали XX наукової молодіжної конференції. 27-28 вересня 2018 р. Одеса, 2018. С.91.

8. Радовенчик Я. В., Трус І. М., Галиш В. В. Видалення важких металів із стічних вод // Сталій розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : матеріали V Міжн. конгресу. 26-29 вересня 2018 р. Львів, 2018. С.141.

9. Khatri N., Tyagi S., Rawtani D. Recent strategies for the removal of iron from water: A review. *Journal of Water Process Engineering*. 2017. Vol.19. P.291–304. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.08.015>

10. Dey S., Haripavan, N. Applications of Plants Leaf-Based Biosorbents for Removal of Iron and Phosphorus from Contaminated Water: A Review. 2022. *Biomedical Materials & Devices*. P. 1–24. <https://doi.org/10.1007/s44174-022-00029-w>

11. Abdullah N., Yusof N., Lau W. J., Jaafar J., Ismail A. F. (2019). Recent trends of heavy metal removal from water/wastewater by membrane technologies. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 2019. Vol. 76. P. 17–38. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.03.029>

12. Trus I., Halysh V., Gomelya M., Radovenchyk V. Low-Waste Technology for Water Purification from Iron Ions. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22. №4. P. 116–123. <https://doi.org/10.12912/27197050/137860>.

13. Твердохліб М. М. Глушко В. П., Вплив О. В. Гомеля. М. Д. Концентрації заліза на швидкість його окислення у воді. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник*. 2016. Вип. 26. С. 82–92.

14. Huang J., Jones A., Waite T. D., Chen Y., Huang X., Rosso K. M., Zhang H. Fe (II) redox chemistry in the environment. *Chemical Reviews*. 2021. Vol.121. №13. P. 8161–8233. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.0c01286>



<b>Магась Н. І.</b> ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ ТА ЇЇ ПРИДАТНОСТІ ДЛЯ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ .....	114
<b>Маларенко О. Є., Майстренко Н.Ю.</b> ОЦІНКА ПОТЕНЦІАЛУ ЕНЕРГОЗБЕРЕЖЕННЯ В СЕКТОРІ ЗАГАЛЬНОГО ДЕРЖАВНОГО УПРАВЛІННЯ ТА НЕКОМЕРЦІЙНИХ ОРГАНІЗАЦІЙ.....	128
<b>Петрушка К. І., Петрушка І. М.</b> РЕНТГЕНОФЛУОРЕСЦЕНІЙ АНАЛІЗ ҐРУНТУ, ПОШКОДЖЕНОГО ВИБУХАМИ.....	138
<b>Пічугін С. Ф., Зима О. Є., Стебляк В. С.</b> АВАРІЇ НА НАФТОГАЗОВИХ РОДОВИЩАХ ЯК ЧИННИК ВПЛИВУ НА ГЛОБАЛЬНУ ЕКОЛОГІЧНУ БЕЗПЕКУ В УКРАЇНІ..	148
<b>Пічугін С. Ф., Оксененко К. О.</b> СУЧАСНІ СПІРАЛЬНО-ФАЛЬЦЕВІ ФЕРМЕНТЕРИ У СКЛАДІ ПІДПРИЄМСТВ ІЗ ВИРОБНИЦТВА БІОЕТАНОЛУ.....	158
<b>Трус І. М., Твердохліб М. М., Галиш В. В., Гомеля М. Д.</b> МАЛОВІДХОДНА ТЕХНОЛОГІЯ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ВОДИ.....	171
<b>Федонюк М. А.</b> ОСОБЛИВОСТІ ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМУ НА ВОЛИНІ В КОНТЕКСТІ РЕГІОНАЛЬНИХ ЗМІН КЛІМАТУ.....	184
<b>РОЗДІЛ ІІ. БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА ЗАПОВІДНА СПРАВА</b>	
<b>Лобань Л. О., Дідик Л. В.</b> ФІТОСОЗОЛОГІЧНА ЦІННІСТЬ РЕГІОНАЛЬНИХ ЛАНДШАФТНИХ ПАРКІВ – КЛЮЧОВИХ ТЕРИТОРІЙ ЕКОМЕРЕЖІ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	198
<b>Скляр В. Г., Ємець О. М., Скляр Ю. Л., Баитовий М. Г.</b> БІОРІЗНОМАНІТТЯ ЗАКАЗНИКА «ВИДІВСЬКИЙ».....	211
<b>Смоляр Н. О., Ханнанова О. Р., Мовчан В. В., Мезенцева Д. О.</b> ПЕРСПЕКТИВИ РОЗШИРЕННЯ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОЇ МЕРЕЖІ МИРГОРОДСЬКОГО РАЙОНУ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ (УКРАЇНА).....	222
<b>Ярошенко Н. П., Скляр В. Г.</b> ОХОРОНА ЛІСІВ НІМЕЧЧИНИ: ІСТОРИКО-ЕКОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ НА ПРИКЛАДІ ГЕТТІНГЕНСЬКОГО МІСЬКОГО ЛІСУ (GÖTTINGER WALD).....	235
<b>ЗМІСТ</b> .....	244