



Л. В. Савчук, О. Г. Курилець, В. О. Васійчук

Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна

ДЕФЕРИЗАЦІЯ ПРИРОДНИХ ВОД МЕТОДОМ ГЛИБОКОЇ АЕРАЦІЇ

Від вмісту сполук Феруму у воді залежить стан здоров'я людей. Тому дефери́зація питної води є важливою стадією водопідготовки. Серед відомих методів вилучення сполук Феруму найпоширенішими є безреагентні, які покращують показники якості води, але не впливають на вартість очищення. Процес очищення зводиться до створення великої поверхні контактування між газовою та рідкою фазами, чого досягали застосуванням горизонтального абсорбера з ковшоподібними диспергаторами. Досліджено залежність тривалості процесу дефери́зації від концентрації сполук Fe^{2+} у воді. З'ясовано, що за невисокого вмісту сполук Феруму (10-20 мг/дм³) уже за 30-50 с досягали 50 % вилучення, а за 120 с – 100 %. Зростання вмісту сполук Феруму до 40 мг/дм³ і вище збільшує тривалість процесу до 10 хв. Виявлено дві області перебігу процесу. Перша характеризується високою фіктивною швидкістю окиснення (9,15-5,75 мг/дм³·хв), друга – меншою (4,0-0,51 мг/дм³·хв). Це можна пояснити високою концентрацією сполук Феруму та високою швидкістю фізичного розчинення кисню у воді в початковий період, що дає змогу їм активно взаємодіяти. У другій області концентрація сполук Феруму зменшується, а кисню зростає і наближається до рівноважної для умов експерименту. Водночас ймовірність зустрічі молекул, зіткнення і взаємодії зменшується, процес гальмується. Встановлено, що зміна густини зрошення у межах 48,6-83,7·10⁻³ м³/нм³ пришвидшує процес дефери́зації для концентрацій Fe^{2+} від 10 мг/дм³ до 40 мг/дм³. Підвищення концентрації сполук Феруму дещо сповільнює процес і погіршує якість очищення води. Відтак горизонтальний абсорбер з ковшоподібними диспергаторами є ефективним апаратом для глибокої аерації та очищення природних вод від сполук Феруму.

Ключові слова: очищення; сполуки Феруму; окиснення; горизонтальний абсорбер; ковшоподібний диспергатор.

Вступ. Погіршення стану довкілля супроводжується значним зростанням забруднення поверхневих та погіршенням стану підземних вод (Palmucci, Rusi & Di Curzio, 2016). Відомо, що близько 60 % захворювань, які закінчуються летально, пов'язані з поганою якістю води. Уже сьогодні, в деяких країнах світу, поряд з проблемами забезпечення населення енергоносіями та продуктами харчування, все актуальнішим є постачання чистої питної води. Тому якість питної води є одним із найважливіших складників повноцінного людського існування.

Незважаючи на великі запаси води, 0,25 % від маси нашої планети, кількість прісних вод обмежена. Вони становлять менше 4 % гідросфери і не завжди доброї якості. Серед прісних вод найкращі санітарно-гігієнічні показники мають підземні води. Їх, передусім, рекомендують для питного водопостачання. Однак підземні води, як і поверхневі, характеризуються підвищеними твердістю, вмістом сполук Феруму, частково Мангану, і розчинених газів – сірководню, аміаку, карбону (IV) оксиду тощо. Сполуки Феруму мають великий вплив на здоров'я людини – беруть участь у перенесенні кисню в організмі, є каталізаторами біохімічних процесів. Водночас, тривале споживання води з високим вмістом сполук Феруму спричиняє накопичення його колоїдної форми в печінці та її руйнування. Тому вилучення сполук Феруму із природних вод є однією з найважливіших стадій водопідготовки.

Вибір методу усунення сполук Феруму залежить від його форм у воді та обсягів водокористування (Yavorskyu, Savchuk & Rubay, 2011). Зазвичай підземні води містять $Fe(HCO_3)_2$, рідше – $FeSO_4$, а в поверхневих водах присутні ті ж сполуки та органічні сполуки Феруму. Методи вилучення поділяють на безреагентні та реагентні.

У реагентних методах використовують, в основному, коагулянти, флокулянти (Isakov, et al., 2016), сполуки Кальцію (Hamdouni, et al., 2016), різні окисники, їх комбінації тощо. Основним недоліком реагентних методів є присутність в очищеній воді залишків використаних хімічних речовин. Навіть у таких незначних дозах, за постійного вживання, вони шкодять здоров'ю людей і недопустимі для питної води. Окрім цього, для очищення питної води використовують реагенти високої чистоти, і відповідно, високої вартості. Під час очищення отримують великі обсяги відходів, які потребують утилізації. Все це негативно впливає на вартість підготовки води реагентними методами.

Проміжне місце займають фізико-хімічні методи, у яких очищення здійснюють за допомогою іонообмінних смол та цеолітів природного та штучного походження (Soltermann, et al., 2016). Ці сорбенти постійно потребують регенерації, за багаторазового використання поступово зменшується поглинальна здатність до її повної втрати. Сорбційні методи характеризуються утворенням великих обсягів відходів: концентрованих розчинів солей після регенерації і використаного сор-

Цитування за ДСТУ: Савчук Л. В., Курилець О. Г., Васійчук В. О. Дефери́зація природних вод методом глибокої аерації. Науковий вісник НЛТУ України. 2017. Вип. 27(4). С. 103–107.

Citation APA: Savchuk, L. V., Kurylec, O. H., & Vasiichuk, V. O. (2017). Natural Water Deferrization by Deep Aeration Method. Scientific Bulletin of UNFU, 27(4), 103–107. <https://doi.org/10.15421/40270423>

бенту, що потребують утилізації. Устаткування для цих процесів громіздке, енергозатратне, періодичної дії, займає великі площі. Тому використовувати сорбційні процеси на станціях підготовки води великої потужності матеріально затратно та економічно не вигідно.

Найпоширенішими є безреагентні, аераційні методи, які покращують органолептичні властивості, не впливають на мінералогічний склад та вартість підготовки води для питних потреб. Для води з високим вмістом сполук Феруму (II) рекомендують метод глибокої аерації, у якому одночасно вилучають карбону (IV) оксид, що супроводжується підвищенням рН, та збагачують досліджувану систему киснем. Під час деферизації води аерацією відбуваються такі фізико-хімічні процеси: перенесення кисню через пограничний газовий дифузійний шар до границі поділу фаз повітря – вода; перенесення кисню через пограничний шар води від границі фаз повітря – вода у потік води; дифузія кисню в шарі води; гомогенна реакція окиснення Феруму (II) киснем повітря до Феруму (III); гідроліз Феруму (III) з утворенням практично нерозчинного у воді $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ($\text{DP} = 3,8 \cdot 10^{-38}$); осадження $\text{Fe}(\text{OH})_3$; десорбція вільного карбону (IV) оксиду з води у повітря; адсорбція розчиненого у воді карбону (IV) оксиду і кисню Феруму (III) гідроксидом (Kataeva, Skobeev & Merkov, 2016).

Відтак процес деферизації гетерогенний, трьохфазний (Г-Р-Т), багатостадійний, швидкість його залежить від багатьох чинників (Kataeva, Skobeev & Merkov, 2016). Попередніми дослідженнями встановлено, що стадія окиснення є дуже швидкою і не лімітує процесу вилучення сполук Феруму, тому потрібно пришвидшувати дифузійні стадії, тобто створювати велику поверхню контактування між фазами. З цією метою використовують велику кількість пристроїв різної конструкції, але вони енергозатратні та не дають змоги створити достатньо велику поверхню контактування фаз вода – повітря (Geroni, Cravotta & Sapsford, 2012). Таку поверхню контактування можна створити застосувавши ефективне масообмінне обладнання – горизонтальний абсорбер з ковшоподібними диспергаторами (ГАКД) (Yavorskyi & Helesh, 2015). Попередні дослідження показали (Yavorskyi, Kalymon & Rubai, 2015), що такий апарат є ефективним для створення умов, за яких дифузійні стадії процесу деферизації пришвидшуються в рази. Ці дослідження проводили за використання "імітату", приготованого на кип'яченій дистильованій воді з додаванням феруму (II) сульфату. Але природна вода – складна багатокомпонентна система, яка містить велику кількість найрізноманітніших домішок у молекулярному та іонному вигляді, що впливатимуть на процес деферизації. Враховуючи це, досліджували вилучення сполук Феруму з природної питної води.

Мета і завдання дослідження

Мета дослідження – дослідити процеси деферизації природної води у горизонтальному абсорбері з ковшоподібними диспергаторами та встановити оптимальні умови його роботи.

Для досягнення поставленої мети потрібно вирішити такі завдання:

- встановити тривалість процесу деферизації залежно від концентрації сполук Феруму;
- дослідити залежність розчинності кисню та його взаємодію з іонами Феруму від тривалості процесу деферизації;

- дослідити вплив густини зрошення на деферизацію води за різних концентрацій сполук Феруму.

Методика проведення експерименту. Експериментальні дослідження проводили на лабораторній установці, схему якої наведено на рис. 1. Основним апаратом установки є горизонтальний абсорбер 1, корпус якого виготовлено з органічного скла, що інертне до реагуючих речовин і дає змогу візуально спостерігати за досліджуваним процесом. Це пустотілий циліндричний апарат діаметром 0,5 м, завдовжки 0,33 м ($V = 0,06476 \text{ м}^3$), у нижній частині якого на валу встановлено два S-подібні ковшового типу диспергатори діаметром 0,2 м. Ковшоподібні диспергатори кріпляться на валу (3) болтами і приводяться в рух синхронним двигуном (4) через пасову передачу (5) і шків (6), що закріплений на кінці валу. Кількість обертів валу 800-1420 об/хв, лінійна швидкість руху кінців диспергатора 10-12 м/с. У камері є два штуцери: для подачі (7) і зливу (8) досліджуваної води. Для запобігання корозії робочих деталей абсорбційного апарату всі внутрішні металеві частини виконано з нержавіючої сталі. Дрібний ремонт і усунення пошкоджень всередині камери здійснювали через два з'єднати вікна (9). Досліджувана система закрита за газовою фазою. Початкова температура досліджуваної води – 18...23 °С.

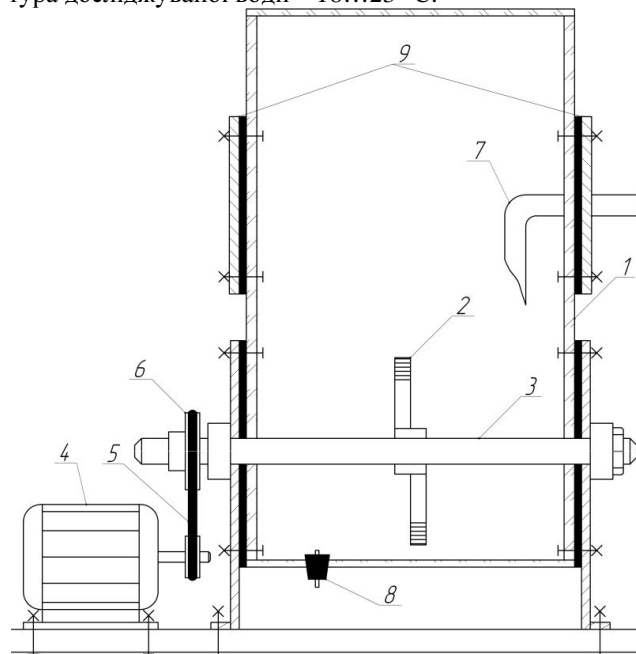


Рис. 1. Схема лабораторної установки для дослідження процесу деферизації природних вод

Дослідження проводили з "імітатом", який готували з водопровідної води. Фізично розчинений кисень з "імітату" усували кип'ятінням. Отриманий робочий розчин мав такі показники: рН = 7,87; вільна вуглекислота – 2-4 мг/дм³; загальна лужність – 2,4-2,6 мекв./дм³; загальна твердість – 2,8-2,9 мекв./дм³; розчинений кисень – 0,2 мг О₂/дм³; окиснюваність – 2,3 мг О₂/дм³; загальна мінералізація – 332,4 мг/дм³. Вміст сполук Феруму (II) в "імітаті" коректували додаванням наперед розрахованої кількості $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ і він становив (мг/дм³): 13,2; 20,6; 30,2; 40,8; 50,2.

Рідку фазу аналізували до і після проведення дослідів на визначення концентрацій (мг/дм³): сполук Fe^{2+} , розчиненого кисню, карбону (IV) оксиду та рН. Аналіз катіонно-аніонного складу природних вод проводили за:

- ДСТУ ISO 6332:2003 "Спектрометричний метод визначення Феруму із використанням 1,10-фенантроліну";
- МВВ 081/12-0008-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації розчиненого кисню методом йодометричного титрування за Вінклером ($1-14 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$);
- МВВ 081/12-0016-01 Поверхневі води. Методика виконання вимірювань перманганатної окиснюваності ($1-10 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$);
- МВВ 081/12-0006-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації кальцію та магнію титриметричним методом ($10-150 \text{ мг}/\text{дм}^3$);
- МВВ 081/12-0004-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації хлоридів методом аргентометричного титрування ($10-1500 \text{ мг}/\text{дм}^3$);
- МВВ 081/12-0007-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів гравіметричним методом ($15-5000 \text{ мг}/\text{дм}^3$).

Для використання досліджуваного процесу в національному господарстві, дуже важливо встановити оптимальну густину зрошення – це відношення об'ємних витрат диспергованої рідини і газу (Yavorskyi & Helesh, 2015). У лабораторних умовах дослідження проводили за таких густин зрошення ($10^{-3}, \text{ м}^3/\text{нм}^3$): 48,6; 65,8; 83,7.

Результати дослідження. Деферизацію води, що містить до $10 \text{ мг}/\text{дм}^3$ іонів Fe^{2+} у вигляді $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$, рекомендують здійснювати методом спрощеної аерації (Palmucci, Rusi & Di Curzio, 2016). За збільшеної концентрації іонів Fe^{2+} рекомендують глибоку аерацію. Ознайомившись з особливостями роботи горизонтального абсорбера з ковшоподібними диспергаторами (Yavorskyi & Helesh, 2015) та попередніми дослідженнями щодо використання цього апарату для деферизації (Yavorskyi, Kalymon & Rubai, 2015), здійснили серію дослідів, результати яких наведено на рис. 2-4.

У першій серії дослідів встановлювали зміну концентрації іону Феруму (II) в часі залежно від його початкового вмісту (див. рис. 2). Підвищення концентрації сполук Феруму у воді спричиняє збільшення тривалості процесу, але навіть за вмісту $\geq 40 \text{ мг}/\text{дм}^3$ за 10 хв практично повністю очищають воду.

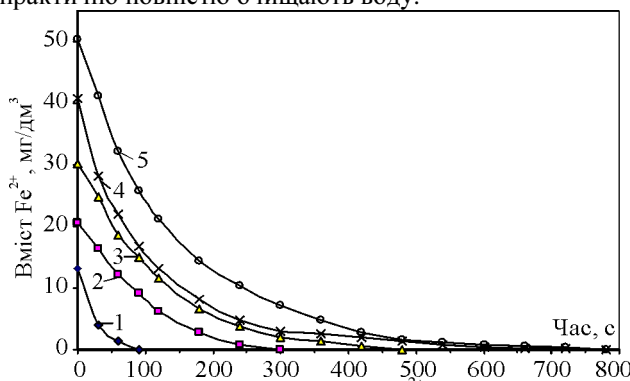


Рис. 2. Залежність зміни концентрації Fe^{2+} в "імітаті" від тривалості процесу деферизації за початкових концентрацій Fe^{2+} ($\text{мг}/\text{дм}^3$): 1 – 13,2; 2 – 20,6; 3 – 30,2; 4 – 40,8; 5 – 50,4

Оскільки процес окиснення Fe^{2+} до Fe^{3+} дуже залежить від концентрації розчиненого кисню, досліджували зміну концентрації кисню у воді залежно від тривалості процесу (див. рис. 3). Попередні дослідження (Yavorskyi, Kalymon & Rubai, 2015) та отримані результати (див. рис. 3) свідчать про високу ефективність використання горизонтального абсорбера з ковшоподібними

диспергаторами для створення великої поверхні контактування між рідкою та газоподібною фазами.

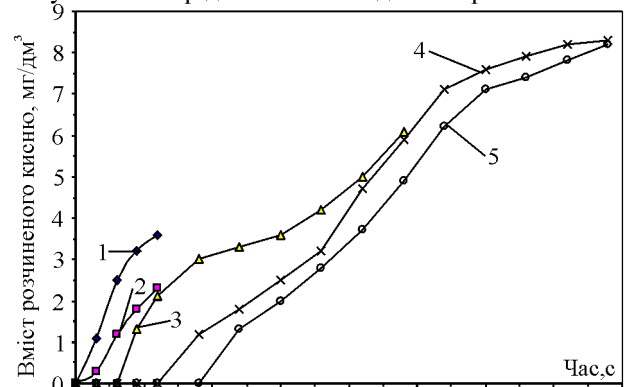


Рис. 3. Залежність зміни вмісту розчиненого кисню у досліджуваних пробах води від тривалості процесу: початкова концентрація Fe^{2+} ($\text{мг}/\text{дм}^3$): 1 – 13,2; 2 – 20,6; 3 – 30,2; 4 – 40,8; 5 – 50,4

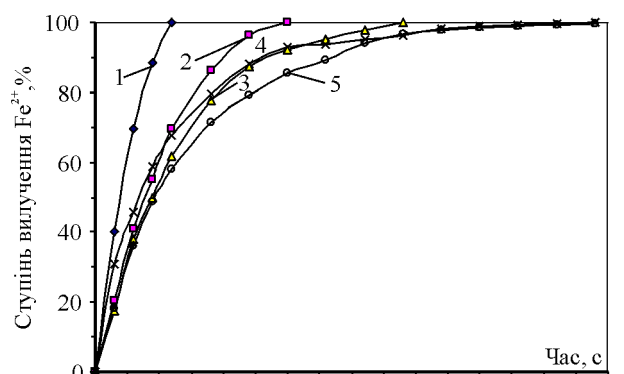


Рис. 4. Залежність ступеня вилучення Fe^{2+} від тривалості процесу деферизації за початкових концентрацій Fe^{2+} ($\text{мг}/\text{дм}^3$): 1 – 13,2; 2 – 20,6; 3 – 30,2; 4 – 40,8; 5 – 50,4

Одним із основних показників, що характеризує ефективність досліджуваного процесу, є ступінь вилучення сполук Феруму із води. Результати досліджень щодо ступеня вилучення наведено на рис. 4. Незалежно від вмісту Fe^{2+} у досліджуваному розчині, у всіх випадках досягали 100 % його вилучення. Однак тривалість процесу була різною і дуже залежала від вмісту сполук Феруму.

Обговорення отриманих результатів. Як видно з рис. 2, чим вищий вміст сполук Fe^{2+} у воді, тим тривалішим є процес деферизації. Так, для $C_{\text{Fe}^{2+}} = 13,2 \text{ мг}/\text{дм}^3$ повного видалення досягали за 90 с, для $C_{\text{Fe}^{2+}} = 20,6 \text{ мг}/\text{дм}^3$ – 300 с, а за подальшого підвищення концентрації сполук Феруму окиснення протікає повільно. Тривалість процесу може сягати понад 600 с для води з $C_{\text{Fe}^{2+}} \geq 40 \text{ мг}/\text{дм}^3$ (див. рис. 2). Водночас, для всіх концентрацій чітко простежено дві області перебігу процесу. Перша характеризується різким, майже прямолінійним, зменшенням концентрації сполук Феруму (у межах перших 120 с), тобто високою швидкістю окиснення, а в другій області ці процеси протікають повільніше (див. рис. 2). Одночасно для всіх досліджуваних концентрацій у першій області спостережено деяке підвищення рН (від 7,87 до 8,05). На незначне підвищення впливає десорбція в газову фазу карбону (IV) оксиду.

Фіктивна швидкість перебігу процесу окиснення Fe^{2+} до Fe^{3+} у першій області зменшується із підвищенням концентрації сполук Феруму і знаходиться в межах $9,15-5,75 \text{ г}/\text{м}^3 \cdot \text{хв}$. Високу швидкість окиснення сполук

Феруму (II) у першій області можна пояснити наявністю високих початкових концентрацій сполук Феруму та швидкого насичення води киснем, завдяки конструкції горизонтального абсорбера з ковшоподібними диспергаторами. За даними авторів (Yavorskyi, Kalymon & Rubai, 2015), у такому апараті впродовж 180 с досягають рівноважного, за досліджуваних умов, вмісту розчиненого кисню, що рівний близько 9 мг/дм³.

Але за високих концентрацій сполук Феруму в початковий період кисню недостатньо і тому фіктивна швидкість окиснення нижча. Це припущення підтверджують отримані результати досліджень (див. рис. 3). Кисень, що розчиняється у воді, відразу вступає в реакцію окиснення, тому за високої концентрації сполук Феруму він повністю використовується (див. рис. 3). Така ситуація характерна для розчинів "імітацій" з концентрацією сполук Феруму понад 30 мг/дм³. Однак уже через деякий час (> 180 с) у воді з $C_{Fe^{2+}} \geq 40$ мг/дм³ з'являється надлишок розчиненого кисню.

Друга область деферизації характеризується низьким значенням фіктивної швидкості від 4,0 до 0,51 г/м³·хв для всіх робочих розчинів. Водночас концентрація розчиненого кисню різко зростає і наближається до рівноважної для умов експерименту. Це можна пояснити низькою концентрацією іонів Fe²⁺ та малою ймовірністю зіткнення реагуючих речовин. Можливість взаємодії зменшується, процес гальмується. Зростання концентрації розчиненого кисню для другої області більш яскраво виражене.

Результати досліджень показали (див. рис. 4), що за низького вмісту сполук Феруму (10-20 мг/дм³) впродовж 60-90 с можна досягнути близько 50 % його вилучення, а вже за наступних 300 с – 100 %. Однак для проб води, що містять 30-50 мг/дм³ іонів Fe²⁺, вже за 400 с досягали практично 90 % вилучення. Залишковий вміст сполук Феруму, в цьому випадку, понад 2 мг/дм², що недопустимо для питної води. Тому, незважаючи на невисоку швидкість окиснення, процес проводили понад 10 хв для досягнення мінімального залишкового вмісту сполук Феруму.

Для промислового втілення досліджуваного процесу дуже важливо визначитися із продуктивністю апарату. За даними авторів (Yavorskyi & Helesh, 2015), унаслідок зіткнення диспергованих крапель із стінками камери та між собою формується вторинна крапельна завіса, відбувається багаторазове утворення, подрібнення та коалесценція крапель у вільному об'ємі апарату, що відчутно оновлює міжфазну поверхню та різко інтенсифікує масоперенесення з боку рідинної плівки. Це звичайно буде позитивно впливати на процес деферизації. Дослідження зміни густини зрошення у межах $48,6-83,7 \cdot 10^{-3}$ м³/нм³ пришвидшує процес деферизації води. Підвищення ж концентрації сполук Феруму понад 40 мг/дм³, за вище наведених умов густини зрошення, дещо сповільнює процес і погіршує показники якості очищеної води.

Висновки. Встановлено, що тривалість процесу деферизації в горизонтальному абсорбері з ковшоподібними диспергаторами залежить від концентрації сполук Феруму. Для нижчих концентрацій (10-20 мг/дм³) процес триває до 300 с, для вищих 30 мг/дм³ – понад 400 с. Розчинність кисню в часі зростає, проте за низьких концентрацій сполук Феруму в досліджуваній системі його достатньо для процесу окиснення, а за високих – у початковий період бракує. З часом концентрація кисню різко зростає і наближається до рівноважної для умов експерименту. Густина зрошення в межах $48,6-83,7 \cdot 10^{-3}$ м³/нм³ пришвидшує процес деферизації води із вмістом сполук Феруму від 10 до 40 мг/дм³. Підвищення концентрації сполук Феруму понад 40 мг/дм³, за наведених густин зрошення, дещо сповільнює процес і погіршує показники якості очищеної води. Проведені дослідження є підставою для подальшого детального вивчення процесів деферизації природних вод різного катіонно-аніонного складу в проточному прямо- та протічнійному режимах руху фаз.

Перелік використаних джерел

- Geroni, J., Cravotta, C., & Sapsford, D. (2012). Evolution of the chemistry of Fe bearing water during CO₂ degassing. *Appl. Geochem*, 27(12), 2335–2347. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.07.017>
- Hamdouni, A., Montes-Hernandez, G., Tlili, M., & Findling, N. (2016). Removal of Fe (II) from groundwater via aqueous portlandite carbonation and calcite-solution interactions. *Chemical Engineering Journal*, 283, 404–411.
- Isakov, Ya., Ksandrov, N., Pavlov, Ya., & Rekhlov, A. (2016). Tekhnologiya udaleniya soley zheleza iz pyt'evykh vod s primeneniym orhanycheskykh flokulyantov. *Fundamental'nye issledovaniya*, 6(2), 277–281. [in Russian].
- Kataeva, N., Skobeev, D., & Merkov, S. (2016). Issledovaniye kinyetiki ochystki pryrodnykh vod ot rastvorennoho zheleza. *Zhurnal prykladnoy khimii*, 89(5), 677–683. [in Russian].
- Palmucci, W., Rusi, S., & Di Curzio, D. (2016). Mobilization processes responsible for iron and manganese contamination of groundwater in Central Adriatic Italy. *Environ. Sci. and Pollut. Res.* 23(12), 11790–11850.
- Soltermann, D., Baeyens, B., Bradbury, M., & Fernandes, M. (2016). Fe (II) uptake on natural montmorillonites. II. Surfactant complexation modeling. *Environ. Sci. and Technol.* 48(15), 8698–8705. <https://doi.org/10.1021/es501902f>
- Yavorskyi, V., & Helesh, A. (2015). Theoretical analysis of efficiency of horizontal apparatus with bucket-like dispersers in the dust trapping system theoretical analysis of efficiency of horizontal apparatus with bucket-like dispersers in the dust trapping system. *Chemistry, & chemical technology*, 9(4), 471–478. Retrieved from: <http://ena.lp.edu.ua:8080/handle/ntb/31743>
- Yavorskyi, V., Kalymon, Y., & Rubai, O. (2015). Kinetics of ferum (II) ions oxidation by air oxygen in water in horizontal absorber with bucket-like dispersers. *Chemistry, & chemical technology*, 9(4), 503–507. Retrieved from: <http://ena.lp.edu.ua:8080/handle/ntb/31748>
- Yavorskyi, V., Savchuk, L., & Rubay, O. (2011) Perspektyvni napryamky ochyshchennya sverdlvovnykh vod vid spolk Ferumu. *Visnyk NU "Lvivska politekhnika". Seriya: Khimiya, tekhnologiya rechovyn ta yikh zastosuvannya*, 700, 50–54. [in Ukrainian].

Л. В. Савчук, О. Г. Курилец, В. О. Васийчук

Національний університет "Львівська політехніка", г. Львів, Україна

ДЕФЕРИЗАЦИЯ ПРИРОДНЫХ ВОД МЕТОДОМ ГЛУБОКОЙ АЭРАЦИИ

Соединения Ферума имеют большое влияние на здоровье людей. Поэтому удаление соединений Ферума – важнейшая стадия подготовки питьевой воды. Среди известных методов деферризации наиболее популярны безреагентные методы, которые улучшают качественные показатели воды и не влияют на стоимость подготовки. В этих методах создают большую поверхность взаимодействия между жидкой и газообразной фазами. Этого достигали используя горизонтальный абсорбер с

ковшеобразными диспергаторами. Оценено влияние концентрации соединений Fe^{2+} в воде на время прохождения процесса. Установлено, что при невысоком содержании ($10\text{-}20 \text{ мг/дм}^3$) 50 % соединений Fe^{2+} уже за $30\text{-}50$ с окислялись и выпадали в осадок, а за 120 с – 100 %. Повышение содержания соединений Ферума до 40 мг/дм^3 и больше увеличивает время очистки до 10 мин. Установлено две области протекания процесса. Первая характеризуется высокой фиктивной скоростью окисления ($9,15\text{-}5,75 \text{ мг/дм}^3 \cdot \text{мин}$), вторая – меньшей ($4,0\text{-}0,51 \text{ мг/дм}^3 \cdot \text{мин}$). Это объясняется высокой концентрацией соединений Ферума и большой скоростью растворения кислорода в воде в начальный период, что позволяет им активно взаимодействовать. Во второй области концентрация соединений Ферума уменьшается, а кислорода возрастает, вероятность их встречи, столкновения и взаимодействия уменьшается, процесс тормозится. Установлено, что изменение плотности орошения в пределах $48,6\text{-}83,7 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3/\text{нм}^3$ ускорит процесс деферризации для концентраций Fe^{2+} $10\text{-}40 \text{ мг/дм}^3$. Повышение концентрации соединений Ферума несколько замедлит процесс и ухудшит качество очистки воды. Таким образом, горизонтальный абсорбер с ковшеобразными диспергаторами является эффективным аппаратом для очистки природных вод от соединений Ферума.

Ключевые слова: очистка; соединения Ферума; окисление; горизонтальный абсорбер; ковшеобразный диспергатор.

L. V. Savchuk, O. H. Kurylec, V. O. Vasiichuk

Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

NATURAL WATER DEFERRIZATION BY DEEP AERATION METHOD

Natural water, both groundwater and surface water, is characterized by high hardness, content of iron and partly manganese, and also dissolved gases. However, prolonged consumption of water with high content of iron compounds can cause the accumulation of its colloidal form in the liver and lead to its destruction. Therefore, water deferrization is an important step in water treatment. Therefore, the purpose of the study is to choose an effective device for water processing and deferrization, and to define optimal conditions of work. The main unit is a *horizontal absorber* with bucket *dispersant*. This is a hollow cylindrical device with a diameter of 0.5 m and a length of 0.33 m. The study is conducted with a "simulator" that contains Fe^{2+} (мг/дм^3): 13.2; 20.6; 30.2; 40.8 and 50.2. When working with low content of iron compounds (from 10 to 20 мг/дм^3), 50 % of it can be removed in 30-50 seconds and 100 % – in 2 minutes. The duration of the complete extraction of iron compounds increases significantly with an increase in concentration of Fe^{2+} and can reach up to 10 minutes ($C_{\text{Fe}^{2+}} \geq 40 \text{ мг/дм}^3$). Nevertheless, two regions of the process can be observed for all concentrations. The first region is characterized by a sharp decrease in the concentration of iron compounds, namely, oxidation at high speed, and in the second region, these processes are slower. Fictitious oxidation flow rate of Fe^{2+} to Fe^{3+} in this region decreases with an increase in iron compounds concentrations and ranges from 9,15 to $5.75 \text{ г/м}^3 \cdot \text{мин}$. The oxygen that dissolves in water reacts immediately. In the second region, the concentration of Fe^{2+} ions is lower, so the probability of their collision and interaction decreases, and the process slows down. This is evident from the fictitious values of the process speed as they are reduced from 4.0 to $0.51 \text{ г/м}^3 \cdot \text{мин}$ for all concentrations. The watering density between the volumes of liquid and gas phases positively affects the process of deferrization of water containing up to 40 мг/дм^3 of iron compounds. In this case, the speed of the process increases. Increase in concentration of iron compounds over 40 мг/дм^3 slows down the process and affects the quality of water purification. Thus, the absorber with horizontal bucket dispersants can be used for deep aeration and effective purification of natural water from iron compounds.

Keywords: purification; iron compounds; oxidation; horizontal absorber; bucket dispersants.

Інформація про авторів:

Савчук Людмила Василівна, канд. техн. наук, доцент, Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна.

E-mail: savchuk_lv@ukr.net

Курилець Оксана Григорівна, канд. техн. наук, доцент, Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна.

E-mail: kuryletsh@yahoo.com

Васійчук Віктор Олексійович, канд. техн. наук, доцент, Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна.

E-mail: vasytchouk@gmail.com