

НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ ІМЕНІ ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ ІМЕНІ ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ГОРДІЄНКО КАТЕРИНА ЮРІЇВНА

УДК 504.4.054; 628.164; 628.165

ДИСЕРТАЦІЯ
«ЗНИЖЕННЯ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ НА ВОДНІ ОБ'ЄКТИ СИСТЕМ
ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ»

101 – Екологія
10 Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії.

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ К.Ю. Гордієнко

Науковий керівник: Радовенчик Ярослав Вячеславович,
кандидат технічних наук, доцент

Київ – 2025

АНОТАЦІЯ

Гордієнко К.Ю. Зниження негативного впливу на водні об'єкти систем пом'якшення води. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 «Екологія». – Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Київ, 2025.

Дисертаційна робота присвячена вирішенню проблем забруднення гідросфери відходами систем пом'якшення води. Сьогодні досліджено достатню кількість технологічних процесів, здатних задовільнити вимоги пом'якшення води в самих різних умовах. В переважній більшості вони орієнтовані на використання в умовах промислового виробництва, де відходи локалізуються в одному місці і можливо просто налагодити їх утилізацію. До останнього часу пом'якшенню води в системах малої та середньої продуктивності приділялося досить мало уваги, а знешкодження відходів технологій пом'якшення взагалі пройшли повз увагу фахівців. В той же час, основним процесом пом'якшення води в побутових та офісних умовах залишається іонний обмін, котрий на сьогодні добре відпрацьований, автоматизований та комп'ютеризований і відповідне обладнання може тривалий час без кваліфікованого обслуговування забезпечувати споживачів помякшеною водою. Не акцентуючи увагу на деяких недоліках іонного обіну, важко пройти повз ситуацію із утворенням регенераційних розчинів та їх знешкодженням. Проблема полягає в тому, що для регенерації катіоніту в системах пом'якшення води застосовують 10%-ві чи 24%-ві розчини хлориду натрію. Після використання в цих розчинах частина іонів натрію замінюється на іони кальцію та магнію і ця суміш скидається в каналізаційні системи чи природні водойми. Таким чином формується антропогенний кругообіг хлориду натрію, котрий спричиняє підвищення мінералізації природних вод та значне зниження їх якості. На сьогодні кількість таких установок досить незначна, тому проблема просто замовчується. Однак, із збільшенням загальної мінералізації використання систем зворотного осмосу суттєво зросте і зросте, відповідно, кількість систем іонообмінного

пом'якшення води, як попереднього етапу підготовки її перед обробкою. Таким чином, формується замкнуте коло, вихід з якого вже давно потрібно шукати фахівцям відповідної галузі.

Метою даного дослідження є вибір та модифікація економічної та екологічно безпечної технології і реагентів пом'якшення води для системи малої та середньої продуктивності з метою зниження негативного впливу на водні об'єкти. Основним завданням є дослідження і створення ефективних технологій пом'якшення води, що забезпечують збалансований підхід до забезпечення якості води, раціональне використання водних ресурсів та мінімізацію утворення відходів, що негативно впливають на водні ресурси.

Для вирішення поставленого завдання нами вибрано реагентний метод пом'якшення води з виконанням умов використання його в побуті та офісах. Зважаючи на конкретні вимоги до технології пом'якшення, нами запропоновано модифікувати деякі відомі реагенти, застосовувати для розділення фаз фільтрування та додатково обробляти воду флокулянтами. В результаті припиняється скид в довкілля значних об'ємів регенераційних розчинів, мінімізація утворення відходів у вигляді твердої фази, придатної до використання в якості мінеральних добрив, припиняється використання води на власні потреби технології.

У *першому розділі* описано сучасні методи пом'якшення води з використанням реагентних, іонообмінних, фізичних та електрохімічних технологій. Зазначено, що реагентні технології відносяться до найбільш простих та поширених технологій. Вони реалізуються з використанням простого обладнання, але потребують кількох етапів обробки води, включаючи відстоювання та фільтрування. Значна кількість досліджених на сьогодні реагентів дозволяє обробляти воду в широкому діапазоні жорсткостей та хімічного складу. В той же час, в промисловому масштабі ця технологія потребує високооб'ємних споруд, тривалого відстоювання води та утилізації утвореної твердої фази. Іонообмінні технології сьогодні досить часто застосовуються як в промислових так і в побутових умовах. Ці технології відрізняються компактністю обладнання, добре

піддаються автоматизації, забезпечують високу ефективність видалення іонів жорсткості з обробленої води. Разом з тим, регулярний скид в довкілля регенераційних розчинів високої концентрації робить цю технологію екологічно небезпечною. Крім цього, на територіях із значним вмістом іонів заліза спостерігається отруєння ними катіонітів з відповідним зниженням обмінної ємності. Фізичні технології орієнтовані на стабілізацію води по накипоутворенню і не супроводжуються видаленням іонів жорсткості. Тому вони можуть бути застосовані в лініях підготовки води для побутової техніки (пральні та посудомийні машини) і не забезпечують вимог чинних документів до питних вод. Електрохімічні методи досліджені на сьогодні ще недостатньо, відсутні дані про їх впровадження в промислових масштабах чи побуті, тому використання їх в якості етапу пом'якшення води неможливе.

У *другому розділі* дисертаційної роботи представлені відомості про об'єкти та методи досліджень, матеріали та реагенти, що використовувалися в процесі експериментів, методики проведення досліджень та методи математичної обробки експериментальних результатів. У розділі також приведені посилання на сучасні відомі методи аналізу різноманітних параметрів рідких розчинів, зазначені традиційні засоби вимірювання, які використовувалися в роботі. В дослідженнях використовували модельні розчини, що імітували природні поверхневі та підземні води та води централізованих систем водопостачання. Методи статистичної та математичної обробки експериментальних даних застосовували для підтвердження достовірності отриманих результатів.

У *третьому розділі* роботи проведено аналіз стану природних вод на території України. Зазначено зниження якості поверхневих та підземних вод в результаті кліматичних та антропогенних процесів, відмічено підвищення жорсткості природних вод як в поверхневих водоймах та артезіанських горизонтах. Проведено аналіз сучасних технологій пом'якшення води системами малої та середньої продуктивності, зазначено основні особливості кожної з них. Розглянуто будову типової системи іонообмінного пом'якшення води, визначено основні ризики при її експлуатації, описано технологічний процес та його особливості.

Проведено порівняння основних технологій пом'якшення води в побутових та офісних умовах з точки зору негативного впливу на довкілля, витрати енергії, води та інших ресурсів. Зазначено, що системи зворотного осмосу, незважаючи на їхню високу ефективність у видаленні домішок з води, мають найнижчу екологічну ефективність через високе енергоспоживання та значний вуглецевий слід. Крім того, вони утворюють значну кількість відпрацьованої води, що збільшує загальні витрати водних ресурсів. Усе це робить зворотний осмос не дуже привабливим варіантом з точки зору екологічної сталості, особливо в регіонах з обмеженими ресурсами води. Іонообмінні системи займають середню позицію в рейтингу екологічної ефективності. Вони споживають відносно невелику кількість енергії, що забезпечує порівняно низький вуглецевий слід. Проте використання солі для регенерації смоли створює певні екологічні виклики, пов'язані з утворенням відпрацьованих розчинів, які негативно впливають на водні ресурси та ґрунти. В цілому зазначено на необхідності розробки нових чи модифікації існуючих технологій пом'якшення води для підвищення загальної екологічної безпеки процесу.

У четвертому розділі детально вивчено ефективність традиційного методу пом'якшення води з використанням карбонату та гідроксиду натрію. Встановлено, що при низьких температурах ефективність обробки цим методом надзвичайно низька і супроводжується значною перевитратою реагентів, потребує корегування рН і складного регулювання. Досліджено також застосування силікату та фосфату натрію. За своїми результатами силікат натрію досить близький до карбонату натрію, погано працює при низьких температурах, потребує корегування рН після обробки води, утворює тверду фазу, що важко відділяється від води. Найбільш прийнятним варіантом виявився фосфат натрію. Встановлено, що навіть за температури води в 5 °С його ефективність знижується лише на 1 – 2 % в порівнянні з ефективністю при 20 °С. Дослідженнями встановлено, що ефективність фосфатів відносно іонів кальцію вища, ніж відносно іонів магнію. Якщо залишкова кальцієва жорсткість за відповідних умов може бути доведена до рівня 0,1 – 0,2 мг-екв/дм³, то для магнієвої жорсткості цей показник сягає лише 0,7 – 1,5 мг-екв/дм³. В процесі

пом'якшення для підтримання в обробленій воді допустимого значення рН запропоновано використовувати комплексний реагент із суміші фосфату та дигідроортофосфату натрію у відповідному співвідношенні. Дослідженнями зафіксовано деякі труднощі при відділенні твердої фази фільтруванням. Тому в об'ємі роботи підібрано флокулянт та його дози для покращення процесу розділення фаз. Запропоновано розділяти пом'якшену воду на два потоки – для побутового використання та для споживання. Використання води в побутовій техніці (пральні машини, посудомийки, душ, ванна) передбачається відразу після помякшення без додаткової обробки. Щодо споживання води, то помякшення розробляється як попередній етап обробки води перед зворотним осмосом. Приведено оцінку економічної доцільності застосування реагентної технології в системах малої та середньої продуктивності.

У *п'ятому розділі* роботи обґрунтовано вибір реагентної технології пом'якшення води установками малої та середньої продуктивності, визначено особливі умови застосування технології пом'якшення, акцентовано увагу на модифікації відомих осаджувачів іонів жорсткості для підтримання оптимального водневого показника після обробки води. Розраховано рівняння регресії для залежностей між основними параметрами процесу пом'якшення води. Отримані результати представлені у вигляді поверхностей рішень, що дозволяє досить просто визначати рівень основних параметрів в залежності від вхідних параметрів води. На основі отриманих результатів розроблено технологічну схему пом'якшення води установками малої та середньої продуктивності, котрі можуть бути використані в якості підготовчого етапу обробки води системами зворотного осмосу.

Ключові слова: жорсткість води, пом'якшення, іони кальцію, іони магнію, обробка води, підготовка води, осадження іонів жорсткості, регулювання рН, іонообмінне пом'якшення води, регенераційні розчини, реагенти для пом'якшення.

SUMMARY

Gordienko K.Yu. Reducing the negative impact of water softening systems on water bodies. – Qualification scientific work in the form of a manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in specialty 101 “Ecology”. – National Technical University of Ukraine “Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute”, Kyiv, 2025.

The dissertation is devoted to solving the problems of pollution of the hydrosphere by waste from water softening systems. Today, a sufficient number of technological processes have been studied that can satisfy the requirements of water softening in a variety of conditions. The vast majority of them are oriented towards use in industrial production, where waste is localized in one place and it is possible to simply organize their disposal. Until recently, water softening in low and medium-capacity systems was given very little attention, and the disposal of waste from softening technologies generally passed by the attention of specialists. At the same time, the main process of water softening in household and office conditions remains ion exchange, which is currently well-developed, automated and computerized, and the corresponding equipment can provide consumers with softened water for a long time without qualified maintenance. Without focusing on some of the disadvantages of ion exchange, it is difficult to ignore the situation with the formation of regeneration solutions and their disposal. The problem is that 10% or 24% sodium chloride solutions are used to regenerate cation exchangers in water softening systems. After use in these solutions, part of the sodium ions are replaced by calcium and magnesium ions, and this mixture is discharged into sewage systems or natural reservoirs. In this way, an anthropogenic sodium chloride cycle is formed, which causes an increase in the mineralization of natural waters and a significant decrease in their quality. Today, the number of such installations is quite insignificant, so the problem is simply hushed up. However, with an increase in the overall mineralization, the use of reverse osmosis systems will increase significantly and, accordingly, the number of ion-exchange water softening systems will increase as a preliminary stage of its preparation

before processing. Thus, a closed circle is formed, the way out of which must be sought by specialists in the relevant field.

The purpose of this study is to select and modify an economical and environmentally safe water softening technology and reagents for a low and medium-capacity system in order to reduce the negative impact on water bodies. The main task is to research and create effective water softening technologies that provide a balanced approach to ensuring water quality, rational use of water resources and minimizing the formation of waste that negatively affects water resources.

To solve the problem, we have chosen a reagent method of water softening with the fulfillment of the conditions for its use in everyday life and offices. Given the specific requirements for the softening technology, we have proposed to modify some known reagents, use filtration for phase separation and additionally treat water with flocculants. As a result, the discharge of significant volumes of regeneration solutions into the environment is stopped, the formation of waste in the form of a solid phase suitable for use as mineral fertilizers is minimized, and the use of water for the technology's own needs is stopped.

The first section describes modern methods of water softening using reagent, ion-exchange, physical and electrochemical technologies. It is noted that reagent technologies are among the simplest and most common technologies. They are implemented using simple equipment, but require several stages of water treatment, including settling and filtering. A significant number of reagents studied to date allow water to be treated in a wide range of hardness and chemical composition. At the same time, on an industrial scale this technology requires high-volume facilities, long-term settling of water and disposal of the formed solid phase. Ion-exchange technologies are now quite often used in both industrial and domestic conditions. These technologies are characterized by compact equipment, lend themselves well to automation, and provide high efficiency in removing hardness ions from treated water. However, regular discharge of high-concentration regeneration solutions into the environment makes this technology environmentally hazardous. In addition, in areas with a significant content of iron ions, poisoning of cation exchangers with a corresponding decrease in exchange capacity is

observed. Physical technologies are focused on stabilizing water by scale formation and are not accompanied by the removal of hardness ions. Therefore, they can be used in water preparation lines for household appliances (washing machines and dishwashers) and do not meet the requirements of current documents for drinking water. Electrochemical methods have not been studied enough to date, there is no data on their implementation on an industrial scale or in everyday life, so their use as a stage of water softening is impossible.

The second section of the dissertation presents information about the objects and methods of research, materials and reagents used in the experiments, research methods and methods of mathematical processing of experimental results. The section also provides references to modern known methods of analyzing various parameters of liquid solutions, and indicates traditional measuring instruments used in the work. The studies used model solutions that imitated natural surface and groundwater and water from centralized water supply systems. Methods of statistical and mathematical processing of experimental data were used to confirm the reliability of the results obtained.

The third section of the work analyzes the state of natural waters in Ukraine. The decrease in the quality of surface and groundwater as a result of climatic and anthropogenic processes is noted, and the increase in the hardness of natural waters in both surface water bodies and artesian horizons is noted. Modern technologies for softening water with low and medium-performance systems are analyzed, and the main features of each of them are noted. The structure of a typical ion-exchange water softening system is considered, the main risks during its operation are identified, and the technological process and its features are described. The main technologies for softening water in domestic and office conditions are compared in terms of negative impact on the environment, energy, water and other resource consumption. It is noted that reverse osmosis systems, despite their high efficiency in removing impurities from water, have the lowest environmental efficiency due to high energy consumption and a significant carbon footprint. In addition, they generate a significant amount of waste water, which increases the total consumption of water resources. All this makes reverse osmosis not a very attractive option from the point of view of environmental sustainability, especially

in regions with limited water resources. Ion exchange systems occupy an average position in the rating of environmental efficiency. They consume a relatively small amount of energy, which provides a relatively low carbon footprint. However, the use of salt for resin regeneration creates certain environmental challenges associated with the formation of spent solutions that negatively affect water resources and soils. In general, the need to develop new or modify existing water softening technologies to increase the overall environmental safety of the process is noted.

The fourth section examines in detail the effectiveness of the traditional method of water softening using carbonate and sodium hydroxide. It was found that at low temperatures the efficiency of treatment by this method is extremely low and is accompanied by a significant overconsumption of reagents, requires pH adjustment and complex regulation. The use of silicate and sodium phosphate was also investigated. According to its results, sodium silicate is quite close to sodium carbonate, works poorly at low temperatures, requires pH adjustment after water treatment, forms a solid phase that is difficult to separate from water. Sodium phosphate turned out to be the most acceptable option. It was found that even at a water temperature of 5 °C, its efficiency decreases by only 1-2% compared to the efficiency at 20 °C. Studies have shown that the efficiency of phosphates with respect to calcium ions is higher than with respect to magnesium ions. If the residual calcium hardness under appropriate conditions can be brought to the level of 0.1 - 0.2 mg-eq/dm³, then for magnesium hardness this indicator reaches only 0.7 - 1.5 mg-eq/dm³. In the softening process, to maintain the permissible pH value in the treated water, it is proposed to use a complex reagent from a mixture of phosphate and sodium dihydrogen orthophosphate in the appropriate ratio. Studies have recorded some difficulties in separating the solid phase by filtration. Therefore, the scope of the work selected a flocculant and its doses to improve the phase separation process. It is proposed to separate the softened water into two streams - for domestic use and for consumption. The use of water in household appliances (washing machines, dishwashers, showers, bathtubs) is expected immediately after softening without additional treatment. As for water consumption, softening is developed as a preliminary stage of water

treatment before reverse osmosis. An assessment of the economic feasibility of using reagent technology in low and medium productivity systems is presented.

In the *fifth section* of the work, the choice of reagent technology for water softening by low and medium-capacity units is justified, special conditions for the use of softening technology are determined, and attention is focused on modifications of known hardness ion precipitators to maintain the optimal hydrogen index after water treatment. The regression equation for the dependencies between the main parameters of the water softening process is calculated. The results obtained are presented in the form of solution surfaces, which allows for a fairly simple determination of the level of the main parameters depending on the input water parameters. Based on the results obtained, a technological scheme for water softening by low and medium-capacity units is developed, which can be used as a preparatory stage for water treatment by reverse osmosis systems.

Key words: water hardness, softening, calcium ions, magnesium ions, water treatment, water preparation, precipitation of hardness ions, pH regulation, ion-exchange water softening, regeneration solutions, softening reagents.

Список публікацій здобувача:

Статті, які входять до наукометричних баз даних

1. Radovenchuk I., **Hordiienko K.**, Radovenchuk V., Overchenko T., Ivanenko O., Krysenko T., Sirenko L. Water softening systems of low and medium capacity // Ecological Engineering and Environmental Technology. – 2024. – 12. – P. 194-202. <https://doi.org/10.12912/27197050/194157>. (**Scopus Q3**). *Особистий внесок здобувача полягає у розробці технологічної схеми системи малої та середньої продуктивності для пом'якшення води в побутових та офісних умовах.*

Статті у фахових виданнях

2. Радовенчик Я. В., **Гордієнко К. Ю.**, Радовенчик В. М., Крисенко Т. В. Особливості хімічного висадження іонів кальцію з розведених водних розчинів // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2022. – №2. – С. 72-78. <https://doi.org/10.20535/2617->

9741.2.2022.260353. (фахове видання категорії «Б»). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні наукових досліджень та розробці плану проведення дослідження.*

3. Радовенчик Я. В., Гордієнко К. Ю., Крисенко Т. В., Радовенчик В. М. Ефективність видалення іонів магнію з води в процесах її пом'якшення // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2022. – №4. – С. 88-94. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.4.2022.269815>. (фахове видання категорії «Б»). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні експериментальних дослідженнях процесів видалення іонів магнію з водних розчинів.*

4. Радовенчик Я. В., Гордієнко К. Ю., Бакуновський О. О., Іванова В. П. Дослідження ефективності процесів пом'якшення води силікатом натрію // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2024. – №2. – С. 62-70. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.2.2024.307362>. (фахове видання категорії «Б»). *Особистий внесок здобувача полягає у обробці експериментальних даних по дослідженню ефективності пом'якшення води силікатом натрію.*

5. Гордієнко К. Ю., Радовенчик Я. В. Використання флокулянтів в процесах пом'якшення води // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2023. – № 3. – С. 94-100. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.3.2023.288254/>. (фахове видання категорії «Б»). *Особистий внесок здобувача полягає у розробці плану проведення досліджень та проведенні експериментів по використанню флокулянтів.*

6. Гордієнко К., Радовенчик Я., Крисенко Т., Радовенчик В. Ефективність висадження іонів кальцію з розведених водних розчинів у вигляді фосфатів // Вісник Хмельницького національного університету. – 2022. – №5 (313). – С. 134-140. <https://doi.org/10.31891/2307-5732-2022-313-5-134-140>. (фахове видання категорії «Б»). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні експериментів з дослідженні впливу різноманітних факторів на процес пом'якшення води.*

7. Радовенчик, В. М., Гордієнко, К. Ю., Радовенчик, Я. В., Крисенко, Т. В. Використання поверхнево-активних речовин для ефективного видалення часток фосфату кальцію із води // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2022. – №3. – С. 94-102. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.3.2022.265365>. (фахове видання категорії «Б»). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні експериментів з відібраними флокулянтами.*

8. Радовенчик Я. В., Гордієнко К. Ю., Крисенко Т. В., Іваненко О. І. Підвищення ефективності видалення сполук магнію з води в процесах її пом'якшення // Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки. – 2023. – №1. – С. 225-230. <https://doi.org/10.32782/2663-5941/2023.1/34>. (фахове видання категорії «Б»). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні експериментів та підборі флокулянтів.*

9. Гордієнко К. Ю., Радовенчик Я. В., Радовенчик В. М. Бакуновський О.О. Технології пом'якшення води для систем малої і середньої продуктивності. Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2024. – №4. – С. 51-61. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.4.2024.319016> (фахове видання категорії «Б»).

Патенти на винахід та патенти на корисну модель

10. Патент на корисну модель №154768. Спосіб пом'якшення води // Радовенчик Я. В., Гордієнко К. Ю. – Заявл. 06.06.2023 р. – Опубл. 13.12.2023 р., Бюл. № 50. *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень та підтвердженні технічної ідеї.*

Тези доповідей в збірках матеріалів конференції

11. Радовенчик В.М., Гордієнко К.Ю., Крисенко Т.В. Кристалізація карбонату кальцію з розведених розчинів / Концептуальні шляхи розвитку науки та освіти (частина І): IV матеріали Міжнародної науково-практичної конференції м. Львів, 13-14 грудня 2021 року. – Львів : Львівський науковий форум, 2021. – С. 39 – 40

12. Радовенчик В.М., Гордієнко К.Ю., Крисенко Т.В. Крисенко Т.В. Вплив температури на кристалізацію карбонату кальцію з розведених розчинів / ScientificCollection «InterConf», (96): withtheProceedingsofthe 6th InternationalScientificandPracticalConference «ScientificCommunity: InterdisciplinaryResearch» (January 26-28, 2022). Hamburg, Germany: BusseVerlagGmbH, 2022. 1206 p.

13. Гордієнко К. Ю., Радовенчик Я. В., Гожан Ю. М. Видалення іонів магнію з води фосфатами / Proceedings of II International Scientific and Practical Conference (7-9 December 2022). – Toronto, Canada. – 2022. – P. 206-211.

14. Радовенчик Я. В., Гордієнко К. Ю. Спосіб оперативного контролю виснаження іонообмінного фільтру в системах пом'якшення води / XLI International scientific and practical conference «Progressive Opportunities and Solutions of Modern Scientific Potential» (October 2-4, 2024). – Toronto, Canada. – 2024. – С. 102 - 104.

15. Гордієнко К. Ю., Радовенчик В. М., Радовенчик Я. В. Особливості кристалізації карбонату кальцію з розведених розчинів / Proceedings of the 2nd International Scientific and Practical Conference «Modern Scientific Trends and Standards» (February 16-18, 2022). – Santa Rosa, Argentina. – 2022. – P. 381-385.

16. Гордієнко К. Ю., Радовенчик Я. В., Крисенко Т. В., Радовенчик В. М. Ефективність видалення з водних розчинів іонів кальцію фосфатами // The 13th International scientific and practical conference “Innovations and prospects of world science” (August 17-19, 2022). – Vancouver, Canada. – 2022. – С. 75-81.

17. Радовенчик Я. В., Гордієнко К. Ю., Крисенко Т. В., Радовенчик В. М. Відстоювання суспензії фосфату кальцію в процесах пом'якшення води // Proceedings of the 12th International scientific and practical conference «Modern science: innovations and prospects» (21-23 August 2022). – Stockholm, Sweden. – 2022. – P. 93-99.

18. Гордієнко К. Ю., Радовенчик Я. В. Підвищення ефективності видалення іонів магнію з води в процесах її пом'якшення / Матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (09-10 листопада 2023 р., м. Київ, Україна).

19. Гордієнко К., Радовенчик Я. Використання силікату натрію в технологіях пом'якшення води: оцінка ефективності // Матеріали XXIV Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство» (5 червня 2024 р.). – м. Київ. – 2024. – С. 114-116.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ	19
ВСТУП.....	20
РОЗДІЛ 1 СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ.....	21
1.1 Реагентні технології пом'якшення води	28
1.2 Іонообмінні методи видалення сполук кальцію та магнію	32
1.3. Фізичні методи обробки води.....	37
1.4 Електрохімічні технології пом'якшення вод	43
1.5 Інші технології пом'якшення води.....	50
Висновки до розділу 1	55
РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	57
2.1 Об'єкти досліджень.....	57
2.1.1 <i>Водні розчини.....</i>	<i>57</i>
2.1.2 <i>Матеріали та реагенти.....</i>	<i>58</i>
2.1.3 <i>Склад та стан модельних розчинів, використаних в експериментах.....</i>	<i>59</i>
2.2 Методики проведення експериментів	59
2.3 Методики аналізу розчинів на вміст різноманітних сполук	60
2.3.1 <i>Визначення вмісту іонів кальцію та магнію.....</i>	<i>60</i>
2.3.2 <i>Визначення вмісту іонів заліза (III).....</i>	<i>61</i>
2.3.3 <i>Визначення вмісту фосфатів.....</i>	<i>61</i>
2.4 Математична обробка експериментальних даних.....	62
РОЗДІЛ 3 ОЦІНКА НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ СИСТЕМ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ НА ГІДРОСФЕРУ	64
3.1 Стан водних об'єктів на території України	64
3.2 Сучасні засоби зниження жорсткості та мінералізації води в побутових та офісних умовах	70
3.3 Будова типової іоннообмінної установки пом'якшення води середньої продуктивності	75
3.4 Оцінка негативного впливу на довкілля різних систем	

пом'якшення води	78
Висновки до розділу 3	84
РОЗДІЛ 4 ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ПОМ'ЯКШЕННЯ	
ВОДИ: ПІДХОДИ ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ	86
4.1 Особливості хімічного осадження іонів кальцію із розбавлених водних розчинів.....	87
4.2 Ефективність висадження іонів кальцію з розведених водних розчинів у вигляді фосфатів	94
4.3 Використання поверхнево-активних речовин для ефективного видалення часток фосфату кальцію із води.....	102
4.4 Ефективність видалення іонів магнію з води в процесах її пом'якшення.....	110
4.5 Підвищення ефективності видалення сполук магнію з води в процесах її пом'якшення	117
4.6 Ефективність флокулянтів при одночасному вмісті іонів кальцію та магнію	123
4.7 Дослідження ефективності процесів пом'якшення води силікатом натрію	130
4.8 Регулювання окремих параметрів процесів пом'якшення води.....	139
Висновки до розділу 4	147
РОЗДІЛ 5 ТЕХНОЛОГІЧНА СХЕМА ПОМ'ЯКШЕННЯ	
ВОДИ ДЛЯ СИСТЕМ МАЛОЇ ТА СЕРЕДНЬОЇ	
ПРОДУКТИВНОСТІ.....	149
5.1 Обґрунтування основних параметрів технології.....	149
5.2 Основні залежності між компонентами осаджуючої суміші.....	151
5.3 Технологічна схема процесу пом'якшення води для систем малої та середньої продуктивності	156
Висновки до розділу 5	158
ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ.....	160
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ.....	162

ДОДАТОК А	180
ДОДАТОК Б.....	182
ДОДАТОК В.....	190
ДОДАТОК Г.....	192

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

Ж – жорсткість води;

Л – лужність води;

М – мінералізація води;

Т – абсолютна температура;

m – маса;

t – час, год;

С – концентрація іонів в розчині;

V_p – об'єм розчину;

ВСТУП

Використання систем пом'якшення води є необхідністю в багатьох сферах, включаючи промисловість, комунальне господарство, а також приватні домогосподарства. Проте, попри їх корисність, ці системи можуть справляти негативний вплив на водні об'єкти, включаючи забруднення та екосистемний стрес внаслідок викидів реагентів та утворення відходів після обробки води.

Ця проблема стає ще більш важливою, коли ми розглядаємо системи малої та середньої продуктивності, що часто використовуються в місцях з обмеженими ресурсами, і де екологічна стійкість дуже важлива. Таким чином, потрібно знайти баланс між потребою в пом'якшенні води та захисті водних об'єктів від негативного впливу таких систем. Крім того, важливим завданням є обґрунтування економічної доцільності впровадження таких систем, особливо в умовах обмежених ресурсів. Це означає, що потрібно не просто розробити екологічно безпечну технологію, але і зробити її доступною для використання в різних умовах.

Актуальність теми. Тема «Зниження негативного впливу на водні об'єкти систем пом'якшення води» обіймає широкий спектр важливих проблем сучасного суспільства, які включають екологію, технологію, економіку і управління водними ресурсами.

У сучасному світі екологія займає важливе місце в наукових і соціальних дискусіях. Водні об'єкти стикаються з різноманітними проблемами, включаючи забруднення хімічними речовинами в результаті різноманітної діяльності людини. Системи пом'якшення води, що широко використовуються на промислових об'єктах, в комунальному господарстві та в приватних домогосподарствах, вносять вагомий вклад в це забруднення. Отже, розробка та впровадження технологій, які здатні знизити цей негативний вплив, є надзвичайно актуальними.

Науковий прогрес та інновації стали ключовими факторами у вирішенні сучасних проблем. Нові технології, які можуть зменшити негативний вплив систем пом'якшення води на водні об'єкти, не тільки можуть поліпшати екологічну

ситуацію, але й відкривають нові можливості для промисловості і підвищують якість життя людей.

Ефективне використання водних ресурсів вимагає не тільки екологічних, але і економічних розробок. Розробка та впровадження більш економічно ефективних систем пом'якшення води, які також знижують негативний вплив на водні об'єкти, є нагальним питанням. Зниження витрат на експлуатацію і обслуговування систем пом'якшення води може привести до значних економічних переваг на рівні окремих підприємств і суспільства в цілому. Однак при впровадженні екологічно безпечних технологій необхідно зважати на баланс економічних та екологічних факторів.

Доступ до чистої води є основним правом людини. Проте, в багатьох регіонах світу це право порушується через забруднення водних ресурсів та неефективне використання систем пом'якшення води. Розробка нових технологій, які знижують негативний вплив на водні об'єкти, може сприяти забезпеченню доступу до чистої води для більшої кількості людей.

Таким чином, актуальність даної теми полягає в її впливі на ключові сфери життєдіяльності людини - екологію, технології, економіку і соціальну сферу. Враховуючи ці фактори, можна зрозуміти, чому дана тема є особливо важливою для сучасних наукових досліджень і практичних застосувань.

Зв'язок роботи з науковими роботами, планами, темами. Ця робота має тісний зв'язок з багатьма важливими науковими дослідженнями, планами та темами. Робота доповнює і розширює поточні наукові дослідження в галузі екології, хімії, інженерії та технології. Вона поглиблює наше розуміння впливу систем пом'якшення води на водні об'єкти і може сприяти розвитку нових, ефективних та екологічно безпечних технологій пом'якшення води. Робота відповідає одному з напрямків прикладних наукових досліджень КПІ ім. Ігоря Сікорського «Створення вискоєфективних, екологічно чистих, енерго- та ресурсозберігаючих технологій і обладнання у машинобудуванні, хімічній, легкій, нафтопереробній промисловості, промисловості будівельних матеріалів, розробки об'єктноорієнтованих систем, конструкційно-технологічного моделювання та

забезпечення якості й надійності прогресивної техніки» і виконувалася в рамках плану наукової роботи кафедри екології та технології рослинних полімерів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» та ініціативної теми «Розробка технологій для захисту довкілля від забруднення токсичними скидами та відходами» (номер держреєстрації 0115U006711).

Мета і задачі дослідження. Метою даного дослідження є розробка екологічно безпечної технології пом'якшення води для системи малої та середньої продуктивності з метою зниження негативного впливу на водні об'єкти. Основним завданням є створення і впровадження ефективних методів та процесів пом'якшення води, що забезпечують збалансований підхід до забезпечення якості води та мінімізацію негативного впливу на водні ресурси.

Для досягнення поставленої мети дослідження було спрямовано на виконання наступних задач:

1. Аналіз і оцінка сучасних методів та технологій пом'якшення води, реагентів, що використовуються в цих процесах, основних переваг та недоліків кожного з методів, їх ефективності та впливу на водні об'єкти.
2. Визначення особливих умов та вибір технологій і реагентів з точки зору можливості їх використання в системах малої та середньої продуктивності.
3. Оцінка переваг та недоліків відібраних для досліджень технологій та реагентів, придатних для використання в системах малої та середньої продуктивності.
4. Розробка нових технологічних рішень та процесів пом'якшення води, що забезпечують високу ефективність та зниження негативного впливу на водні ресурси, включати використання нових реагентів, фільтрувальних матеріалів, модифікацію технологічних процесів.
5. Проведення експериментальних досліджень для оцінки ефективності та екологічності вибраних технологій пом'якшення води, можливості масштабування технологій до реальних умов та оцінка їх впливу на водні об'єкти.

6. Розробка технологічної схеми для впровадження розроблених технологій в системах малої та середньої продуктивності.
7. Економічний аналіз розробленої технології та визначення її економічної доцільності та доступності для впровадження в промислових масштабах.

Виконання цих задач дослідження дозволить досягти поставленої мети та внести вагомий внесок в розробку ефективних та екологічно безпечних технологій пом'якшення води для систем малої та середньої продуктивності.

Об'єкт дослідження - системи пом'якшення природних вод для використання та споживання їх в невеликих об'ємах.

Предмет дослідження - процеси та технології пом'якшення води в системах малої та середньої продуктивності.

Методи дослідження. Необхідні лабораторні дослідження проводились з використанням реагентних, коагуляційних, флокуляційних, сорбційних та електрохімічних методів очищення води. Вміст різноманітних компонентів у водних розчинах контролювали та вимірювали з використанням спектрофотометричного, потенціометричного та титриметричного методів аналізу. Достовірність отриманих результатів експериментальних досліджень оцінювали шляхом використання математичних методів обробки даних. Ці методи дозволили провести комплексне дослідження процесів та технологій пом'якшення води для систем малої та середньої продуктивності, вивчити їх вплив на водні об'єкти та оцінити ефективність розроблених технологій. Результати дослідження науково обґрунтовані і сприяють розробці ефективних та екологічно безпечних методів пом'якшення води, спрямованих на зниження негативного впливу на водні об'єкти систем пом'якшення води.

Наукова новизна одержаних результатів. В результаті проведення циклів комплексних досліджень з визначення основних закономірностей процесів пом'якшення води було:

- вперше детально досліджено ефективність содово – натрієвої технології пом'якшення води в умовах низьких температур, визначено доцільність використання її в системах малої та середньої продуктивності;

- вперше запропоновано в якості осаджувача іонів кальцію та магнію застосовувати суміш фосфату та дигідроортофосфату натрію у відповідному співвідношенні, що дозволяє уникнути необхідності корегування рН в обробленій воді;

- вперше розроблено технологію пом'якшення води з можливістю використання в умовах незначного її споживання, яка дозволяє повністю автоматизувати виконання всіх необхідних процедур;

- отримали подальший розвиток процеси пом'якшення води з використанням в якості осаджувача силікату натрію;

- отримали подальший розвиток процеси формування твердої фази при використанні в якості осаджувача карбонатів, фосфатів, силікатів та гідроксиду натрію;

- удосконалені методи розрахунку основних параметрів систем пом'якшення води з використанням рівнянь регресії та площин розв'язків цих рівнянь, що дозволяє досить просто модифікувати технологію до вод різного хімічного складу.

Практичне значення одержаних результатів. В результаті проведення комплексу досліджень розроблено технологію реагентного пом'якшення води для промисловості та систем малої та середньої продуктивності (патент України на корисну модель № 154768, випробуваний в компанії ТОВ «ІВІК Формула води» та ПрАТ «Компанія Ензим»). Більшість інших результатів досліджень, котрі готові до впровадження в промисловому масштабі, передані на відповідних умовах ЗАТ «Енвітек». В цілому, одержані результати мають практичне значення для промислових підприємств, комунальних систем водопостачання та побутових споживачів, сприяючи покращенню якості води, збереженню ресурсів та сталості водних ресурсів.

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота виконана на кафедрі екології та технології рослинних полімерів інженерно-хімічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського і є результатом як самостійних досліджень автора, так і досліджень за участю наукового керівника та магістрів. Науковий керівник дисертаційної роботи к.т.н., доцент Радовенчик Ярослав Вячеславович, з яким

обговорювали всі отримані результати та визначали пріоритетний напрям подальших досліджень. Автором дисертаційної роботи визначено мету і задачі майбутніх досліджень, здійснено пошук та оцінку сучасних технологій покращення води, проведено обґрунтування напрямків досліджень та виконано необхідні експерименти. Основні результати досліджень, що представлені в дисертації, опубліковано у журналах, що входять до переліку фахових видань України та до міжнародних наукометричних баз даних, захищено патентом України на корисну модель. Основні результати проведених теоретичних та експериментальних досліджень відображено в опублікованих наукових працях.

Апробація результатів дисертації. Наукові результати проведених теоретичних та експериментальних досліджень за напрямком дисертаційної роботи доповідались та обговорювались на наукових конференціях та семінарах різних рівнів, а саме: The 2nd International scientific and practical conference “Scientific research in the modern world” (December 7 - 9, 2022, Toronto, Canada); XLI International scientific and practical conference «Progressive Opportunities and Solutions of Modern Scientific Potential» (October 2-4, 2024, Toronto, Canada); The 2nd International Scientific and Practical Conference «Modern Scientific Trends and Standards» (February 16-18, 2022). Santa Rosa, Argentina; The 13th International scientific and practical conference “Innovations and prospects of world science” (August 17-19, 2022), Vancouver, Canada; Modern science: innovations and prospects. Proceedings of the 12th International scientific and practical conference. SSPG Publish. Stockholm, Sweden, 2022; XXIV Міжнародна науково-практична конференція «Екологія. Людина. Суспільство» (5 червня 2024 р., м. Київ).

Публікації. За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 19 наукових праць, у тому числі 9 статей у наукових фахових виданнях, 1 з яких включено до міжнародних наукометричних баз, які індексуються у Scopus, 1 патент України на корисну модель, 9 тез доповідей у збірниках матеріалів конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається із вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел і додатків. Матеріали

дисертації викладено на 198 сторінках друкованого тексту, зокрема основний текст – на 120 сторінках, серед яких площа 7 сторінок повністю зайнята таблицями та рисунками. Фактичний матеріал систематизовано у 5 таблицях та ілюстровано 54 рисунками. Список використаних джерел містить 169 найменувань. Дисертаційна робота включає 4 додатки, розміщені на 19 сторінках.

РОЗДІЛ 1

СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ

Останні роки спостерігається зниження об'ємів водних ресурсів та їх якості. Спостерігається підвищення мінералізації природних вод за рахунок скидів до поверхневих водних об'єктів промислових стоків. Особливо гостро ця проблема стоїть на сході та півдні України де, за рахунок скидання шахтних вод, спостерігається значне підвищення жорсткості та мінералізації у природних водних джерелах. У комунальному господарстві та промисловості одним з важливіших показників якості води є її жорсткість. Вода з високим показником жорсткості може негативно впливати на здоров'я людини (сушить шкіру, нейтралізує захисний жировий шар шкіри, викликає сечокам'яну хворобу, впливає на кісткову та серцево-судинну систему тощо), а також негативно впливає на промисловість, особливо на енергетику (збільшує витрати тепла на опалення, оскільки накип має низьку теплопровідність, призводить до надмірної витрати миючих засобів, збільшує витрати тепла на опалення, стимулює корозію [1]. Жорсткість води зумовлена іонами полівалентних металів, які містяться в осадових породах. Найпоширенішими є іони кальцію та магнію. Директивою Ради 98/83/ЄС від 3 листопада 1998 року про якість води [2], призначеної для споживання людиною, визначено норматив жорсткості, що складає $\leq 1,2$ мг-екв/дм³, в т. ч. концентрація магнію (Mg^{2+}) ≤ 50 мг/дм³, концентрацію кальцію (Ca^{2+}) ≤ 100 мг/дм³. Відповідно до ДСанПіН 2.2.4-171-10 [3], норматив жорсткості для питної води складає $\leq 7,0$ мг-екв/дм³.

Пом'якшення (зниження жорсткості) води – це процес видалення з неї катіонів кальцію та магнію. Існують різноманітні технології зниження жорсткості води, а саме: реагентні, термічні, іонного обміну, діалізу та технології що можуть поєднувати вище перелічені методи [4, 5, 6]. Різні технології мають свої переваги та недоліки. Як правило, той чи інший метод може показувати хорошу ефективність в одних умовах, але в той же час бути неприйнятним для інших. Також не всі методи зниження жорсткості води мають позитивний екологічний

ефект. Вибір методу для використання в окремих виробничих циклах може спиратися на вихідні властивості та параметри води (каламутність, колір, жорсткість і бажаний рівень жорсткості води після пом'якшення) [7]. Процеси пом'якшення води мають важливе значення і можуть бути реалізовані через застосування реагентних, іонообмінних та баромембранних методів. Поєднання цих методів є основою ресурсоефективних і маловідходних технологій знесолення води [8].

В той же час, регенерація водопом'якшувачів призводить до підвищення концентрації хлориду натрію в стоках, що може впливати на ефективність очисних споруд і стан ґрунту [9]. Це підкреслює необхідність збалансованих підходів у методах пом'якшення води, враховуючи як їх переваги у зменшенні жорсткості води, так і потенційний вплив на навколишнє середовище. Також дуже важливо проводити регулярні обслуговування та моніторинг систем водопом'якшення для забезпечення їх ефективності [10].

Різні технології пом'якшення води, включаючи іонний обмін, мембранне відділення та осадження, впливають на загальний мінеральний склад води та її хімічні властивості, включаючи зниження жорсткості води, але також можуть мати потенційні негативні ефекти, такі як збільшення корозії або вплив на здоров'я [11].

1.1 Реагентні технології пом'якшення води

Реагентні технології базуються на тому, що багато солей жорсткості мають низьку розчинність, тому при додаванні до розчину деяких реагентів збільшується концентрація аніонів, що можуть утворювати малорозчинні солі з іонами кальцію та магнію. Існує вапняне та содово-вапняне пом'якшення води [12]. Ці технології спрямовано на покращенні роботи споруд для пом'якшення води в умовах низьких температур [13]. Частіше цей метод є першою сходинкою для комбінованої очистки води та не підходить для очищення води для питної якості. Також великою проблемою цього методу є утворення стічних вод з великою концентрацією солей, які вимагають ще додаткового очищення.

Вапняний метод пом'якшення води є визнаний метод, що використовується у водопідготовці [14], так як має хорошу ефективність при зниженні жорсткості води при низьких температурах

У роботі [15] розглянуто особливості технології содово-вапняного методу пом'якшення води. Вапняний метод не є ефективним для постійного видалення некарбонатів через малу кількість карбонатних іонів, які доступні у воді для осадження солей магнію $Mg(SO_4)_2$ та $MgCl_2$ у вигляді $CaCO_3$ і може додатково сприяти жорсткості. Методики пом'якшення води кальцинованою та каустичною содою більш ефективні для постійного видалення некарбонатів. Використання каустичної соди більш ефективне через наявність карбонатних іонів у воді, що відповідає за осадження розчинних солей магнію $Mg(SO_4)_2$ та $MgCl_2$, а розчинні солі кальцію $CaSO_4$ і $CaCl_2$ сприяють утворенню осаду $CaCO_3$.

Метод контролю процесу пом'якшення води вапном за допомогою вимірювання електропровідності представляє собою інноваційний і екологічно чистий підхід, що забезпечує значне покращення ефективності та зниження вартості обробки. Цей метод дозволяє точніше регулювати дозування вапна, зменшуючи обсяги утворення осаду та забезпечує більш високу ступінь пом'якшеної води, що робить його важливим внеском у сферу обробки води. Проте, необхідність в точних вимірюваннях електропровідності може вимагати встановлення спеціалізованого обладнання, що може робити метод більш коштовним [16].

Автори [17] продемонстрували, що видалення природних органічних речовин під час процесу пом'якшення води можна покращити, використовуючи гашене вапно з високим вмістом магнію. Для зниження жорсткості у стехіометричній дозі придатні два види гашеного вапна з вмістом магнію 0,32 і 0,45 %. Гашене вапно з вищим вмістом магнію покращує видалення природних органічних речовин до 30 % через більш інтенсивне співосадження. Проте зразок доломітового негашеного вапна з дуже високим вмістом магнію призвів до менш ефективного видалення. Очевидно, магній у доломітовому вапні не був повністю гідратований в атмосферних умовах і тому не посилює співосадження.

Вапно і алюмінат натрію також можна використовувати для ефективного очищення води від сульфатів з одночасним пом'якшенням [18]. Ефективність очищення залежить від доз вапна та алюмінієвого коагулянту. Зниження дози вапна та коагулянту нижче певного порогу є недоцільним, оскільки це не дозволяє знизити концентрацію сульфатів до прийнятних рівнів і ефективно пом'якшити воду.

Одночасно з реагентним методом зниження жорсткості води використовують флокулянти та коагулянти [19]. Сучасні методи обробки промислових стічних вод і пом'якшення води зосереджуються на використанні коагулянтів, флокулянтів та інших реагентів і методів для очищення. Досліджується [20] потенціал виробництва коагулянтів із залізної руди, пропонуючи рішення для задоволення зростаючого попиту на чисту воду в сільськогосподарському секторі.

Для посилення процесу пом'якшення води із застосуванням інтенсифікації осадження змулених часток, пропонується включати нагрівання, оброблення флокулянтом (гідролізованим поліакрилонітрилом), освітлення, оброблення вапном та освітлення у шарі змуленого осаду [21].

Зазначена можливість застосування у якості коагулянту обпаленої алунітової породи для осадження твердої фази, яка утворюється при реагентному зниженні жорсткості води, а також флокулянту – водорозчинного полімеру КО-3. Визначено, що ці реагенти мають високу коагуляційну здатність [22].

Коагуляційно-флокуляційні дослідження [23] були проведені для ідентифікації та кількісного визначення фракції органічної речовини (ТОС), видаленої осадженням $Mg(OH)_2$, і фракції, видаленої внаслідок осадження $CaCO_3$ при обробці стічних вод вапном. Більшість експериментів проводилися з побутовими стічними водами, а деякі – з розчином дубильної кислоти, що імітує коагуляцію органічних речовин у стічних водах. Експерименти показали чіткий зв'язок між кількістю видаленої органічної речовини і кількістю утвореного $Mg(OH)_2$. Цей зв'язок між видаленням органічної речовини і осадженням $Mg(OH)_2$ можна виразити через ізотерму адсорбції. Коагуляційно-флокуляційні

випробування стічних вод з використанням вапна як коагулянту показали, що близько 26 % видалених органічних речовин у стічних водах видаляється $\text{Mg}(\text{OH})_2$.

У заявці [24] представлено пом'якшення води з солями тимчасової жорсткості, а саме - нагрів і висадження вказаних солей. Нагрівання води здійснюється змішуванням з рециркуляційною гарячою водою.

Автори [25] дослідили можливість використання хімічно активованого каоліну (природного мінералу) як адсорбенту для зменшення кількості іонів магнію Mg^{2+} у жорсткій воді, що допоможе уникнути утворення накипу в промисловому обладнанні. Автори активували каолін розчином HCl з різними концентраціями та вивчали характеристику адсорбенту інфрачервоним спектрофотометром та гравіметричним методом. У результаті дослідження було виявлено, що каолін, активований 6 М HCl , може адсорбувати 68,9 % іонів магнію при оптимальному часі контакту 150 хвилин. Активація каоліну 6М HCl сприяє вивільненню органічних домішок, що вважаються причиною збільшення адсорбційної здатності каоліну до іонів магнію.

Автори [26] детально розглядають процес пом'якшення питної води за допомогою гранул карбонату кальцію, який є важливим у регіонах з жорсткою водою, забезпечуючи не лише естетичні, але й соціально-економічні та екологічні переваги. У центрі уваги дослідження - характеристики пелет, які є побічним продуктом цього процесу, та їхній потенціал для повторного використання. Аналіз пелет, отриманих з 16 різних типів води на 8 датських станціях очищення питної води, виявив, що їх склад та якість значною мірою залежать від складу вихідної води та використаного посівного матеріалу. Це відкриває можливості для оптимізації процесу пом'якшення, щоб підвищити якість пелет і розширити сфери їх повторного використання, особливо в аграрному секторі, що сприятиме більш сталому водопостачанню.

Позитивний досвід комбінування реагентного пом'якшення дає можливість отримувати маловідходні технології знесолення води. В процесі обробки води може використовуватись вапно [27], реагент типу РИКС-А та сода, що забезпечують глибоке пом'якшення води. Це дозволяє знижувати залишкову

жорсткість води до прийнятних рівнів. Технологія також включає іонообмінне очищення води з електрохімічною переробкою регенераційних розчинів, що сприяє більш ефективному та екологічному використанню водних ресурсів.

Також встановлено [28], що обробка концентратів, що утворюються під час зворотньоосмотичного опріснення води, вапном та содою або лугом та содою, веде до пом'якшення води з подальшою можливістю її переробки електролізом з отриманням луку та соляної кислоти. Ці процеси ефективно знижують жорсткість води до 0,25-0,95 мг-екв/дм³, що робить їх цінними для екологічно ефективного знесолення води

1.2 Іонообмінні методи видалення сполук кальцію та магнію

При іонообмінному методі видалення сполук кальцію та магнію здійснюється за рахунок заміщення іншими іонами, які не сприяють забрудненню водного середовища. Цей метод доволі простий та дозволяє ефективно видаляти навіть сліди домішок, популярний для потреб харчової промисловості та житлово-комунальних служб.

Іонообмінна рівноважна карбонатна обробка є ефективним і екологічно чистим методом обробки рециркуляційної охолоджувальної води без додавання інгібітора корозії [29]. Комбінований метод зниження жорсткості води за допомогою ультразвуку та іонного обміну підвищує ефективність процесу іонного обміну, сприяючи швидшому видаленню іонів кальцію та магнію, що демонструється згідно моделі Ленгмюра. Кінетика процесу видалення іонів відповідає псевдопершому порядку, а комбінація ультразвуку та іонного обміну забезпечує більш ефективне видалення іонів порівняно з традиційними методами [30].

Метод катіонного обміну, заснований на фільтруванні води через шар катіоніту, ефективно знижує жорсткість води, видаляючи іони кальцію та магнію [31].

Метод цеолітового пом'якшення води вирізняється високою ефективністю та простотою у використанні, пропонуючи значне зниження жорсткості води без формування осаду. Це робить його ідеальним рішенням для обробки питної води в регіонах з високою жорсткістю. Водночас, необхідно враховувати збільшення вмісту натрієвих солей, що може обмежити його застосування у деяких промислових процесах [32].

У роботі [33] проведено дослідження видалення кальцію, магнію та загальної жорсткості з міського питного водопостачання за допомогою природного цеоліту. Дослідження проводилось за рахунок проведеної серії експериментів. Експериментальний результат показує, що при 2М NaCl і температурі активації 60 °C можна досягти максимальних 80,2 % виділення іонів кальцію, 84,8 % магнію та 81,0 % загальної твердості за оптимальних умов: рН=6,9, доза 50 г/л, розмір частинок 1 мм, час обробки 30 хв і експериментальна температура 25 °C. Регенерація цеоліту при 3М NaCl і 90 °C підходить для досягнення 80,0 % загальної твердості, 79,9 % іонів Ca^{2+} , 85,6 % іонів Mg^{2+} при рН 6,9, розмірі 1 мм і часу регенерації 15 хв. Дослідження показали, що цеоліт є високоефективним для видалення твердості та може використовуватися на станціях очищення питної води. Автори [34] показали, що адсорбційна здатність цеоліту з іонами кальцію має вищу спорідненість, ніж з іонами магнію.

Автори статті [35] зосереджуються на ефективності та перспективах використання монолітних геополімерів, збагачених цеолітом, для пом'якшення води. Автори підтверджують високу ефективність цього методу у видаленні іонів кальцію та магнію, зниженні об'єму осаду, який утворюється при традиційних методах пом'якшення води. Також наголошується на можливості часткової регенерації та повторного використання монолітів, що вказує на потенціал цього методу як альтернативного рішення у процесах пом'якшення води.

При використанні синтезованого нано-цеоліту А (LTA) методом лужного сплаву без додавання органічного шаблону при оптимальних значеннях параметрів процесу, таких як рН, кількість цеоліту, початкова загальна жорсткість, температура та час контакту, для видалення іонів Ca^{2+} і Mg^{2+} з води було

встановлено, що швидкість адсорбції відповідає кінетичній моделі псевдодругого порядку, забезпечуючи ефективне пом'якшення води [36].

У дослідженні [37] запропоновано доступний і простий спосіб пом'якшення води з місцевих джерел підземних та морських вод шляхом синтезу цеолітних матеріалів з відходів. Використання невеликих кількостей отриманих цеолітів (NaX і NaA) дозволило видалити 90 % іонів Ca^{2+} і Mg^{2+} протягом 30 хвилин, що забезпечило видалення жорсткості води понад 1000 ppm. Синтез цеолітів коштує 14 \$/кг, що на 70 % дешевше від комерційних аналогів, і це може суттєво знизити витрати на традиційні методи пом'якшення води.

У роботі [38] розглянуто вилучення іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} мезопористим матеріалом SBA-15, функціоналізованим етилендіамінтетраоцтовою кислотою, у порівнянні з його чистою матрицею. Даний адсорбент випробовувався в розчині іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} з концентрацією 250 мг/дм³ та pH=9, варіюючи температуру від 25 °C до 50 °C. Мезопористі матеріали синтезовано гідротермальним методом та охарактеризовано методами термогравіметрії та похідні термогравіметрії, рентгенівською дифракцією та методом Брунауера, Еммета, Теллера. Результати адсорбції показали видалення до 50 % іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} за короткий проміжок часу, приблизно 5 хв.

Автори [39] провели дослідження використання природних і лужно-модифікованих пемз як адсорбентів для видалення катіонів Ca^{2+} та Mg^{2+} . Вивчені адсорбенти з пемзи показали вищу селективність до адсорбції кальцію порівняно з магнієм. При використанні обох адсорбентів спостерігалось збільшення електропровідності та помутніння, що можна пояснити частковим розчиненням адсорбенту. Після обробки синтетичним водним розчином, що імітує фактичний потік води з пемзою, модифікованою лугом, загальна жорсткість обробленого зразка відповідала стандарту для питної води.

У статті [40] викладено інформацію щодо сорбційних особливостей палигорськіту, що оброблений натрієм (Na-Pal) на сорбцію іонів Ca^{2+} з метою зниження жорсткості води. Серія експериментів показала, що Na-палигорскіт може ефективно видаляти Ca^{2+} більш ніж на 85 % у діапазоні від 20 мг/дм³ до 200 мг/дм³

з додаванням 30 г зразка, що робить палигорскіт, а також його Na-модифікацію значущими факторами для достатнього видалення Ca^{2+} і помірного або жорсткого пом'якшення води. Було виявлено, що обмін Na^+ з Ca^{2+} не залежить від pH або температури, тоді як високі швидкості видалення були досягнуті для значень pH від 4 до 12, які є найбільш поширеними для проб води, а також за всіх досліджуваних температур.

Стаття [41] обговорює новий метод пом'якшення води, який використовує іони алюмінію для видалення іонів Ca^{2+} . Цей метод допомагає уникнути утворення солей, які виникають при використанні традиційних систем пом'якшення води на основі натрію. Таке рішення може зменшити як вплив на живі організми, так і екологічні побічні ефекти. Автори провели експерименти, у результаті яких було продемонстровано, що кальцій можна послідовно видаляти протягом кількох циклів, використовуючи стехіометричну кількість AlCl_3 як регенеранту. Під час процесу Al-циклу не відбувається збільшення концентрації Na^+ і часткове зниження загального вмісту розчинених твердих речовин в очищеній воді.

У статті [42] розглянуто сорбційне очищення водою від домішок за допомогою природних неорганічних сорбентів. На основі проведених експериментів було визначено, що глауконіт Крантауського родовища має високу схильність до сорбції іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} , що дає можливість використовувати його як природний пом'якшувач в процесах водопідготовки.

Проведені експерименти з новою композитною смолою на основі бентонітової глини, магнетиту та поліакрилонітрилу для зниження жорсткості води показали, що композитна смола досягає 100 % видалення іонів жорсткості води в пакетному процесі за 60 хвилин при дозі смоли 3 г/дм³. Колонкові дослідження показали високу ефективність видалення (88 – 100 %) для природних зразків води, демонструючи потенціал композитної смоли, як ефективною та недорогою альтернативи традиційним методам пом'якшення води [43].

У статті [44] автори представили дослідження щодо використання монтморилонітової глини для пом'якшення води. У дослідженні використовувалася природна жорстка вода. Монтморилоніт-сметитова глина на

основі двовимірної пластинчастої алюмосилікатної структури забезпечує природне високе співвідношення площі поверхні / об'єму. Крім того, вона містить багато рідини та здатна до катіонного обміну. Монтморилоніт відносно поширений у деяких частинах світу і тому він недорогий. Результати серійних експериментів показали, що видалення іонів жорсткості монтморилонітом можливе. Кальцій видалявся з жорсткої води за допомогою механізму інтеркаляції природними обмінними катіонами, такими як іони натрію та калію, розташованими між шарами монтморилоніту. Характеристика монтморилоніту була зроблена за допомогою спектрального аналізу. Іон кальцію в жорсткій воді може бути вбудований в кристалічну структуру. Дослідження показують, що присутня функціональна група в сирому і обробленому монтморилоніті. Суттєвої різниці в спектрі немає. Але пікові значення зміщуються. Відповідно до цього жорстка вода може модифікувати поверхню монтморилоніту.

Авторами [45] було виявлено, що збільшення концентрації калію та кремнію у розчини для осадження іонів жорсткості інтенсифікує процес.

У роботі [46] проведено порівняльне дослідження видалення катионів кальцію з водних розчинів за допомогою двох сильнокислотних катіонних смол (Purolite C100E та Pure Resin PC002). Оцінка двох смол у процесі іонного обміну була проведена за допомогою спектрів FTIR, записаних до та після використання в процесі обміну катионів кальцію. Смола Purolite C100E можна вважати еталоном, а смолу Pure Resin PC002 можна розглядати як життєздатну альтернативу для процесів пом'якшення води, попередньо оцінивши економічні витрати.

Додавання до питної води макропористої адсорбційної смоли або використання цієї смоли у хроматографічній колонці для фільтрації питної води при температурі води в межах 20-85 °C та pH від 6,5 до 8,5 розглянуто в [47]. В результаті досягається ефективне видалення іонів кальцію та магнію, при цьому ступінь їх видалення складає 80 % - 95 %.

Стаття [48] зосереджена на покращенні ефективності зворотньоосмотичного знесолення шляхом попереднього пом'якшення води на слабокислотному катіоніті. Виявлено, що стабілізаційна обробка води на катіоніті впливає на селективність

зворотньоосмотичної мембрани, зокрема, підвищує її селективність по сульфатах і знижує по хлоридах. Розроблені методи стабілізаційної обробки води на катіоніті можуть підвищити ефективність процесу знесолення та термін експлуатації мембран, що є важливим для забезпечення ефективного та економічного процесу очищення води.

У результаті синтезу полімеру який містить сірку, шляхом реакції гранульованого полівінілхлориду з сіркою, який окислювався азотною кислотою для утворення сульфокислотного катіонообмінного матеріалу, отримано смолу, яка показала високу стійкість до тепла та сильних окислювачів, а також зберегла свою здатність до обміну іонами Ca^{2+} та Mg^{2+} після п'яти циклів сорбції-десорбції, що робить її ефективною для пом'якшення води [49].

1.3. Фізичні методи обробки води

Основними фізичними методами обробки води для зниження жорсткості є термічний, метод діалізу, метод магнітної обробки води.

Останні досягнення в технології нанофільтраційних мембран значно покращили ефективність процесів пом'якшення води, вибірково видаляючи двовалентні іони, такі як кальцій і магній [50]. Додатково, методи магнітного очищення води показали перспективи в зниженні жорсткості води шляхом зміни фізичних властивостей мінералів, що входять до складу води [51].

Мембрани DS-5-DK і DS-3-SE можуть ефективно знижувати твердість води до допустимих значень для питної води. Мембрана DS-5-DK є типовою нанофільтраційною мембраною, що забезпечує високу продуктивність та ефективність пом'якшення води, у порівнянні з мембраною DS-3-SE, яка є мембраною зворотного осмосу. Мембрана DS-5-DK відзначається здатністю ефективно видаляти іони кальцію та магнію, зберігаючи при цьому важливі для здоров'я мікро- та макроеlementи, що робить її придатною для виробництва питної та побутової води [52].

Було розроблено [53] новий метод підготовки нанофільтраційної мембрани низького тиску для пом'якшення води на основі поверхневої реакції мембрани з поліетиленіміном (PEI). Мембрана, виготовлена з суміші ультрафільтраційної (UF) мембрани та функціоналізованого поліефірсульфону (C-PES), показала високий водопропускний потік ($10,1 \text{ дм}^3/\text{бар}$) і 90 % відторгнення MgCl_2 (1000 ppm). Оптимізація умов реакції, таких як концентрація полікатіонів, час реакції та pH, дозволила досягти високої ефективності фільтрації води.

Зворотньоосмотичні мембрани мають досить високу ефективність, знижуючи концентрації сульфатів, хлоридів та іонів жорсткості до менш ніж 0,8 мг-екв/дм³, що підкреслює потенціал цього методу у знесоленні води, особливо у промислових регіонах з високим рівнем мінералізованих вод [54]. При використанні динамічних мембран, спостерігається підвищення ефективності зниження жорсткості води [55].

Метод мембранного електрохімічного осадження, який використовує поляризацію мембран для осадження іонів жорсткості на їх поверхні, знижуючи витрати на обладнання показав високу ефективність, зменшуючи вміст іонів жорсткості, а осад легко видаляється шляхом зміни полярності електродів [56].

При тривалому впливі магнітного поля на воду спостерігається зниження жорсткості води, при збільшенні часу впливу, збільшується і ступінь видалення [57]. Магнітне поле може змінювати процеси кристалізації, що дозволяє зменшувати утворення накипу та жорсткості. Однак, автори [58] вказують на розбіжності в дослідницьких даних та необхідність подальших досліджень для підтвердження ефективності цього методу.

Ця стаття [59] розглядає доступні методи фільтрації для очищення питної води, акцентуючи увагу на традиційних та передових методах. На відміну від традиційних методів, які вимагають додаткових витрат, фільтрація через мембрану виявилась ефективною, але стикається з проблемою забруднення мембрани. Дослідники активно вивчають причини забруднення та розробляють моделі для його прогнозування та запобігання. Особливий наголос зроблено на необхідність

розробки екологічних методів запобігання забрудненню мембрани без застосування хімічних речовин.

Нанofільтрація для пом'якшення води рекомендується завдяки здатності видаляти домішки, хімічні забруднювачі та небезпечні речовини, такі як арсен. Мембрани NF можуть значно покращити якість води, оскільки вони добре пропускають моновалентні іони та затримують дивалентні іони, що робить їх ідеальними для видалення іонів жорсткості води. Вони забезпечують високу проникність, надійність і тривалі цикли роботи при знижених витратах. Однак, для широкого впровадження цієї технології залишаються певні виклики, які потребують подолання у майбутньому [60].

У роботі [61] повноцінно досліджується якість питної води, виробленої за допомогою нового передового методу обробки, який охоплює нанofільтрацію з використанням пористих волокон 1 кДа. В дослідженні порівняно воду, отриману в результаті біологічної активованої вугільної фільтрації з поверхневої води, з водою після традиційного попереднього водоочищення. Метою обробки було покращення якості питної води за рахунок збільшення біологічної стабільності, зниження концентрації органічних мікроорганізмів та поліпшення інших хіміко-фізичних параметрів, зберігаючи при цьому достатню твердість, щоб уникнути подальшої ремінералізації. Це може означати, що цей метод ефективно знижує жорсткість води.

Нанofільтраційні мембрани ефективно затримують багатозарядні іони, що важливо для процесів очищення та пом'якшення води. Зокрема, мембрани демонструють високу ефективність утримання іонів SO_4^{2-} , які часто входять до складу жорсткої води. Це зробило їх особливо підходящими для видалення негативно заряджених забруднювачів, що є ключовим для пом'якшення води [62].

Систематично досліджено [63] вплив попередньої пом'якшувальної обробки на продуктивність регенерації води та явище забруднення мембрани при мембранній дистиляції прямого контакту. Результати показали, що забруднення на мембрані, спричинене кристалізацією CaSO_4 , комплексу Mg-Si, колоїду Al та органічної речовини в стічних водах десульфурзації димових газів, зменшило потік

пермеату. Попередня обробка NaCO_3 , NaOH і поліакриламідом у поєднанні з процесами коагуляції та хімічного осадження призвела до майже 100 % видалення Ca^{2+} і Mg^{2+} і запобігла забрудненню мембрани.

Розглянувши попередньо ефективність технології мембранного пом'якшення води, що керується тиском та електрикою [64], проведено експерименти, які дали позитивні результати, а саме, економічні та екологічні переваги, зручність експлуатації та ступінь автоматизації, відсутність вторинного забруднення. Але є і свої недоліки: високі одноразові інвестиції, легке закупорювання та забруднення мембрани.

Для пом'якшення води запропонована [65] нова стратегія міжфазної полімеризації, регульованої комплексною дисоціацією для отримання високопроникних мембран на основі поліаміду, в яких комплекс дубильної кислоти утворювався на поверхні підкладки, а потім дисоціювався цитратом натрію після міжфазної полімеризації. Результати показали, що мембрана підтримує високий рівень видалення Na_2SO_4 (98,5 %) і чудову водопроникність. Крім того, мембрана демонструє сприятливу стабільність роботи та здатність проти обростання.

Для використання регенованої води в промислових цілях, де не потрібна вода питної якості (наприклад вода для охолодження) потрібно знижувати її жорсткість. Авторами [66] було запропоновано поєднання пом'якшення з керамічною мікрофільтрацією для очищення стічних вод, що містять забруднення, для можливого використання в промислових системах охолодження. Ефективність процесу пом'якшення модельно оброблених стічних вод гідроксидом кальцію в присутності фосфату та альгінату натрію вперше була оцінена за допомогою лабораторних тестів. Також вивчено процес забруднення мембрани під час фільтрації пом'якшеної води. Дослідження показали, що коли у воді були присутні неорганічні речовини (фосфат і органічні сполуки), відбувалося пригнічення випадання карбонату кальцію. Забруднення мембран через альгінат натрію у воді мало негативний вплив у поєднанні з пом'якшенням і фосфатом.

У роботі [67] була досліджена ємнісна деіонізація для усунення жорсткості води. Щоб дослідити фізичні характеристики пор тканини з активованого вугілля

та композитних електродів, спостерігали морфологічні та електрохімічні характеристики поверхні. Сильно змочувана поверхня електрода показала більш швидку адсорбцію / десорбцію іонів у системі безперервної обробки. Крім того, для дослідження переважного видалення іонів жорсткості було проведено операції зі стеком, а також елементарною коміркою, що показало вищу селективність двовалентних іонів, а не одновалентних іонів. Цікаво, що спостерігалось конкурентне заміщення, при якому адсорбовані іони Na^+ були замінені більш сильно адсорбційними іонами Ca^{2+} та Mg^{2+} . Переважне видалення двовалентних іонів було роз'яснено з точки зору селективності іонів і характеристик пор в електродах. Визначено оптимальний розмір пор і структура вугільних електродів для ефективного видалення двовалентних іонів.

Нанофільтрація (NF) привернула увагу авторів [68] через свою ефективність, екологічність і низьку вартість. Зазвичай, звичайні NF-мембрани з одним (позитивно або негативно) зарядженим шаром мають недостатню здатність пом'якшувати воду. У дослідженні розглядаються два типи двошарових заряджених поліамідних NF-мембран Janus, що складаються з протилежно заряджених внутрішнього та зовнішнього шарів. Було досліджено вплив мікроструктури двозарядженого бар'єрного шару на ефективність розділення іонів двовалентної солі. Детальні механістичні дослідження показали, що мікроструктура зовнішнього бар'єрного шару відіграє вирішальну роль у відділенні іонів мембрани Janus завдяки контролю зворотного транспорту іонів. Заряджена поліамідна NF-мембрана Janus із пухким зовнішнім шаром показала кращі показники пом'якшення води (видалення 93,6 % твердості) порівняно з однозарядними NF-мембранами завдяки одночасному подвійному електростатичному ефекту та відсутності утримання зворотного транспорту іонів. Також заряджена NF-мембрана Janus мала хороші властивості проти обростання, головним чином завдяки своїм негативно зарядженим зовнішнім шарам.

У роботі [69] представлено новий метод пом'якшення води, який включає використання поліамідних нанофільтраційних мембран, модифікованих за допомогою світлочутливого спіропірану через електронне променеве опромінення.

Цей підхід також значно підвищує ефективність видалення $MgSO_4$, забезпечує кращу стійкість мембран до хлору та покращує потік води, відкриваючи нові перспективи у сфері технологій очищення води.

Для зменшення екологічного впливу промислових секторів пропонуються нові підходи, які включають очищення стічних вод і відновлення сировини. У дослідженні [70] порівнюються різні технології концентрації та системи енергопостачання для економічно вигідного та екологічного очищення води. Серед технологій найефективнішими є багаторефлексна дистиляція (MED) і поєднання зворотного осмосу з мембранною дистиляцією (RO-MD), які демонструють низькі витрати та зменшення викидів CO_2 .

Використання слабокислотних катіонітів для попереднього пом'якшення води перед її опрісненням на зворотньоосмотичній мембрані дозволяє знизити лужність та загальну жорсткість води, що попереджує утворення карбонатних відкладень на мембрані [71]. Автори демонструють, що обробка води на катіоніті впливає на селективність мембрани, особливо підвищуючи її селективність по сульфатах і знижуючи селективність по хлоридах. Також встановлено, що продуктивність мембрани майже не змінюється при обробці води на катіоніті, але її селективність змінюється в залежності від кислотності обробленої води.

Дослідження [72] аналізує вплив технології індукованої кристалізації на пом'якшення води та підтверджують ефективність методу в контексті зниження жорсткості води.

1.4 Електрохімічні технології пом'якшення вод

Електрохімічне пом'якшення води є екологічною альтернативою традиційному іонообмінному методу [73].

Електрохімічні технології представляють собою новаторський підхід у водоочищенні, що використовує принципи електрохімії для зменшення жорсткості води. Цей метод полягає у застосуванні електричних полів або струмів для

видалення іонів кальцію та магнію, які є основними чинниками жорсткості води. Електрохімічні системи відрізняються високою ефективністю та можливістю контролю процесу, однак вони можуть потребувати значних енергетичних витрат та спеціального обладнання. Оптимізація цих систем може забезпечити баланс між ефективністю пом'якшення та енергетичною ефективністю, відкриваючи шлях до більш сталого управління водними ресурсами.

Застосування електрохімічних методів у очищенні вод також включає процеси пом'якшення води. Ці методи можуть включати техніки, які ефективно знижують жорсткість води, видаляючи іони кальцію та магнію. Ефективність цих методів у пом'якшенні води залежить від конкретних параметрів, таких як характер стічної води, наявність різних іонів і конфігурація електрохімічної системи.

Електрохімічне пом'якшення води вважається можливим рішенням для контролю жорсткості. Ця техніка базується на електрохімічному осадженні нерозчинних сполук іонів жорсткості на поверхні катода. Дослідження [74] показало, що електрохімічна техніка ефективніше видаляє Ca^{2+} , ніж Mg^{2+} , і що наявність антинакипного засобу не впливає на результати.

Електрохімічне пом'якшення води та його застосування на промисловому рівні є ефективним методом видалення іонів кальцію та може бути адаптоване для різних умов експлуатації, але вимагає специфічного обладнання та управління параметрами процесу [75]. Електрохімічне осадження привернуло значну увагу в обробці оборотної охолоджувальної води. Для підтримання ефективності пом'якшення води необхідно періодично видаляти накип з катода. Використання зміни полярності у процесі електрохімічного осадження ефективно видаляє накип, забезпечуючи стабільну високу ефективність пом'якшення води та підтримуючи енергоспоживання в межах 17,3-23,6 кВт·год/кг CaCO_3 [76].

Новий пристрій електрохімічного пом'якшення води з автоматичним модулем видалення накипу для обробки промислової оборотної охолоджувальної води значно покращує продуктивність (19,95 г/год/м²) та знижує енергоспоживання (27,1 кВт·год/кг CaCO_3), що має очевидні економічні та екологічні переваги порівняно з хімічними методами [77].

Запропоновано проведення електролітичної обробки води за допомогою активованих вугільних електродів. Такий метод електролізу з активованим вугіллям ефективно видаляє залишковий хлор у воді та пом'якшує воду, тому його можна використовувати для пом'якшення питної води у домашніх умовах [78].

Системи пом'якшення води з використанням багатошарових катодів забезпечує значно краще видалення вапняного нальоту та знижує енергоспоживання, завдяки більш ефективному використанню поверхні катода і розділенню хімічних реакцій. Однак, цей метод вимагає складнішої конструкції та потенційно більших витрат на обслуговування [78]. Автори [80] дослідили, що тривимірне розташування катодів може зменшити накопичення бульбашок, що покращує ефективність процесу пом'якшення води. Це вказує на потенційні шляхи оптимізації електрохімічного пом'якшення води, зменшуючи її жорсткість більш ефективно.

Видалення іонів жорсткості води з використанням височастотних і постійних електричних полів показують, що височастотні електричні поля демонструють вищу енергетичну ефективність та меншу споживану потужність у порівнянні з системами на постійному струмі, але останні ефективніше видаляють іони жорсткості [81].

У роботі [82] експериментально досліджено вплив напруги електролізу та катодних матеріалів на ефективність, енергоспоживання та кристалічну форму накипу технології електрохімічної обробки води. Експериментальні результати показують, що електрохімічне очищення води може ефективно видалити більше 40 % загальних розчинених речовин. Напруга електролізу має великий вплив на швидкість видалення іонів жорсткості. Оптимальна електролітична напруга для титанового пластинчастого катода становить 25 В. При цій електролітичній напрузі здатність обробки титанового пластинчастого катода на 16 % вища, ніж у мідного пластинчастого катода, а споживання енергії на 16 % нижче, ніж у мідної пластини. Титанові пластини ефективніші, ніж мідні, і споживають менше енергії. Вплив електрохімічної обробки води на кристалічну форму накипу досліджували за допомогою скануючої електронної мікроскопії та рентгенівської дифракції.

Електрохімічна очистка води збільшує масову частку арагоніту в накипі карбонату кальцію та змінює мікроскопічну структуру поверхні карбонату кальцію.

У цьому дослідженні [83] для пом'якшення води була розроблена енергоефективна та безреагентна комбінована система електрохімічно прискореного осадження та мікрофільтрації. У типовому робочому режимі електролізна комірка розділена політетрафторетиленовою мікрофільтраційною мембраною, що дозволяє одночасно обробляти лужні та кислотні стоки. Лужний потік подавався безпосередньо в кристалізатор для утворення кристалів CaCO_3 , які перехоплювалися титановим трубчастим мікрофільтром. Потім фільтрат змішували з кислими стічними водами для подальшого зменшення потенціалу утворення накипу шляхом видалення залишкової лужності. Забруднення трубчастої мембрани було викликано, в основному, накопиченням CaCO_3 на її поверхні. Забруднену титанову трубчасту мембрану можна було повністю відновити протягом 5 хвилин лише за допомогою періодичної анодної поляризації без утворення відпрацьованого розчину для очищення.

Електромембранні процеси, такі як електродіаліз та електроіонізація, є ефективними для видалення солей з води. Завдяки інноваціям у конструкції модулів та оптимізації гідродинаміки вдається значно покращити процес пом'якшення води, досягаючи 90 % зниження жорсткості води в безперервній експлуатації [84].

Автори дослідження [85] показали можливість електромембранного пом'якшувального очищення мережевої води на ТЕС. Запропонували технологію виготовлення інертного анода без благородних металів або їх сполук. Випробування показали, що такий анод може працювати в хлоридно-сульфатних розчинах кілька років практично без зносу. Експерименти показали, що електромембранний метод забезпечує залишкову твердість 0,3–0,4 мг-екв/дм³, що майже в чотири рази нижче, ніж у воді яку обробляли содово-вапняним методом. Експерименти, проведені на стендовій установці, підтвердили, що застосування гетерогенних катіонообмінних мембран дає можливість досягти високого коефіцієнта використання струму понад 88 %. Карбонатний показник води після

електромембранного пом'якшення відповідає нормативним вимогам для води мереж тепlopостачання з температурою теплоносія нижче 150 °C (не вище 0,4 мг-екв/дм³). Це надає можливість використання очищеної води одразу у тепломережах без подальшого застосування іонообмінного пом'якшення.

У роботі [86] представлено пом'якшення питної води за допомогою процесу електрокоагуляції постійним і змінним струмами. Запропоновано також індуктивний метод з використанням Fe та Al стрижнів з різним розташуванням та інвертором полярності на основі факторів, пов'язаних з ефективністю процесу для пом'якшення питної води. Питну воду підвищеної жорсткості пом'якшували за допомогою процесу електрокоагуляції без додавання хімікатів. Результати показали, що оптимальні показники ефективності видалення становили 98,26 % і 87,69 %.

У статті [87] надаються результати вивчення оптимального рН та часу витримки для досягнення максимального зниження твердості води за допомогою процесу електрокоагуляції з використанням алюмінієвого аноду та залізного катоду. Площа електродів, відстань між двома електродами та різниця потенціалів в процесі електрокоагуляції підтримувалися постійними протягом усіх експериментів і становили 30 см², 5 мм, 20 В відповідно. Концентрація жорсткої води, 500 ppm, була синтетично підготовлена для імітації концентрації жорсткості в підземних водах. Приготований розчин заливався в контейнер і проводився процес електрокоагуляції зі зміною початкового рН і часу відстоювання. По закінченню експериментів вимірювали жорсткість зразків води за допомогою титриметричного методу. Результати експериментів показали, що максимальна ефективність зниження твердості становить 84 % при початковому рН=8,5 та часі відстоювання 60 хвилин.

Дослідження [88] ефективності процесу електрокоагуляції для усунення жорсткості води при проходженні через залізні стрижневі електроди за різних обставин показали, що максимальна ефективність зниження жорсткості, отримана при рН=10, напрузі 12 В і часі реакції 60 хв становила 98,2 % і 97,4 % для кальцію і загальної жорсткості відповідно. Кінцевий рН залишкового розчину також

збільшився (зростає при кислому рН і зменшується при лужному рН). Таким чином, результати демонструють прямий вплив рН, різниці потенціалів і часу реакції на зниження твердості за допомогою процесу електрокоагуляції.

Стаття [89] розглядає електрохімічне пом'якшення води як сталий альтернативний метод для іонообмінного пом'якшення. Досліджено вплив різних чинників на ефективність електрохімічного пом'якшення води, таких як тип та стан електродів, концентрація електроліту, час електролізу та інші умови. Зокрема, автори вказують, що електрохімічний метод пом'якшення води забезпечував середню ефективність зменшення вмісту іонів кальцію в межах 75-86 % та магнію в межах 7-21 %. При цьому, споживання електричної енергії становило 7,0-10,1 кВт-год на кілограм карбонату кальцію (0,86-1,39 кВт-год на метр кубічної води). Також проведено дослідження ефекту електрохімічного методу пом'якшення води на рівень рН води та встановлено, що за деяких умов рН може збільшуватись під час електролізу. Під час електролізу з проходженням струму через воду відбувається реакція розкладу води на кисень та водень, що може впливати на зміну рН води. Автори зазначають, що електрохімічний метод пом'якшення води може забезпечувати ефективну очистку води в тих випадках, коли доступ до хімічних реагентів або утилізація відходів від обміну іонами є проблематичною.

Пом'якшення води за допомогою технології електродіалізу дає змогу підтримувати водний баланс, зокрема кальцієво-карбонатної рівноваги, що є критично важливою для водопровідних мереж [90].

Авторами [91] описано експериментальне обладнання, що використовувався для дослідження ефективності електрохімічного методу пом'якшення води. Для електролітичного видалення катіонів кальцію та магнію використовувались спеціальні електроди з різними електричними зарядами, які були поміщені у спеціальну камеру для електрохімічного впливу на водний розчин. Дослідження показує, що відкладення кальциту та брукситу відбувається внаслідок хімічного процесу, що виникає після електрохімічної генерації ОН-іонів в області поверхні електрода. Щільність електричного струму спочатку підсилює електрохімічне відкладення кальциту, але при достатньо високій щільності струму швидкість

відкладення досягає свого максимуму. Крім того, швидкість відкладення кальциту не залежить від концентрації Ca^{2+} . Результати свідчать, що обмеження в масовому транспорті іонів HCO_3^- від розчину в область катоду відповідає за обмеження в швидкості відкладення кальциту. Натомість, електрохімічне відкладення брукситу сильно збільшується зі збільшенням щільності струму. Обмеження в масовому транспорті відсутні, оскільки іони Mg^{2+} розчину безпосередньо реагують з OH^- іонами, що утворюються в області катоду. Зі збільшенням концентрації Mg^{2+} константа швидкості зменшується, оскільки іони $\text{MgOH}^+(\text{aq.})$ відповідають за каталіз брукситу. Високе значення рН або малий відносний вміст $(\text{Mg}^{2+})/(\text{OH}^-)$ сприяють концентрації іонів $\text{MgOH}^+(\text{aq.})$ в зоні реакції. Крім того, специфічне енергоспоживання для видалення 1 ммоль/дм³ іонів Ca^{2+} збільшується зі збільшенням напруги, що сприяє перетворенню в теплову енергію. З іншого боку, специфічне енергоспоживання для видалення 1 ммоль/дм³ іонів Mg^{2+} майже не залежить від прикладеної напруги. Це дослідження дозволяє краще розуміти електрохімічні процеси відкладення кальциту та брукситу. Було досліджено вплив операційних параметрів, таких як прикладена напруга, щільність струму та вміст іонів, які утворюють відкладення. Крім того, електрохімічні технології для запобігання покладів можуть знайти застосування в різних промислових процесах та системах водопостачання з метою зниження витрат на очищення води.

Дослідження [92] проводилося за допомогою синтетичного розчину з концентрацією, схожою на концентрацію солонуватої води. У процесі експерименту досліджували вплив електричного потенціалу і початкової кальцієвої жорсткості на процес електрокоагуляції. Результати показали, що електричний потенціал, прикладений до електрокоагуляційної комірки, мав найбільший вплив на ефективність зниження жорсткості. Найвища ефективність видалення іонів жорсткості (25,83 %) була досягнута при електричному потенціалі 9 вольт і початковій концентрації 7400 мг/дм³. Результати також вказують на те, що рН розчину підвищувався протягом усього процесу, а споживання енергії коливалося між 4,43 і 42 кВт.год/м³ в залежності від умов і факторів. В процесі

обробки на поверхні катода утворювався шар щільного і компактного осаду карбонату кальцію.

Використовуючи покриті кальцій-альгінатом електроди в технології ємнісної деіонізації для пом'якшення води забезпечуює на 44 % вищу ефективність видалення іонів кальцію порівняно з традиційною технологією ємнісної деіонізації. Окрім того, дослідження [93] демонструють високу селективність матеріалів електродів до іонів жорсткості, що робить їх перспективними для застосування в практиці пом'якшення води.

Високі вимоги до площі катода обмежують промислове застосування технології електрохімічного пом'якшення води. Дослідження показали, що багат шарова сітчаста структура катода з нержавіючої сталі значно підвищує ефективність процесу, оскільки реакція утворення карбонату кальцію відбувається, переважно, на зовнішніх шарах, де різниці в щільності струму та потенціалі є найбільшими. Бульбашки водню допомагають видаляти відкладення, що подовжує час роботи катода без очищення [94].

1.5 Інші технології пом'якшення води

Широкий спектр технологій пом'якшення питної води, зокрема розвиток мембранних технологій та класичних рішень іонного обміну, які використовуються в промисловості, вимагають значних експлуатаційних витрат та кваліфікованого обслуговування. Також є супутні проблеми з утилізацією стічних вод, що утворюються в результаті цих процесів, тому останнім часом широко вивчаються екологічно орієнтовані технології, яка дозволяють знизити жорсткість води без утворення стічних вод. Наприклад пом'якшення за допомогою використання зваженого шару піску — сучасного методу реагентного пом'якшення [95].

Останні роки зростає інтерес до альтернативних методик зниження жорсткості води. Особливу увагу привертають природні матеріали та матеріали що мають економічну вигоду.

Експериментальні дослідження дозволили рекомендувати альтернативні методи пом'якшення води, такі як використання біосорбентів, електрохімічне видалення накипу та застосування природних і синтетичних адсорбентів. Найбільш ефективними методами виявилися метод іонного обміну та метод з використанням моху *Leucobryum glaucum*. Електрохімічні методи показали помірну ефективність, тоді як використання природних адсорбентів мало обмежений успіх [96].

Метод пом'якшення жорсткої води з використанням насіння *Moringa oleifera*. Для цього насіння попередньо обробляють шляхом подрібнення та додавання до води після процесу карбонізації, що допомагає у видаленні іонів кальцію і магнію через адсорбцію та утворення зв'язків між частинками. При обробці води з початковою жорсткістю $496,5 \text{ мг/дм}^3 \text{ CaCO}_3$, використання насіння *Moringa oleifera* дозволяє знизити жорсткість до $232,2 \text{ мг/дм}^3 \text{ CaCO}_3$ при максимальній дозі 2400 мг/дм^3 [97].

Використовуючи у якості фільтруючого агенту недорогі матеріали, такі як активоване вугілля, кварцовий пісок та смолисті кульки, було досягнуто високої ефективності усунення жорсткості на рівні 85–90 % [98]. Активоване вугілля з шкаралупи кокоса та кеш'ю ефективно знижує жорсткість води, роблячи цей метод доступним та економічно вигідним для регіонів, де ці матеріали є доступні [99].

У статті [100] представлено новий тип реактора з індукованою кристалізацією у флюїдизованому шарі, де використовується кварцовий пісок як кристалічне ядро для індукування кристалізації карбонату кальцію. Цей процес дозволив досягти ефективного зниження жорсткості води, знижуючи концентрацію кальцію до 60 мг/дм^3 і досягаючи ефективності видалення 86,6 %. Отримана вода відповідала стандартам якості для циркуляційної охолоджувальної води, а низький вміст вологи в осаді виключав необхідність його зневоднення, що знижує загальні витрати на обробку води.

У дослідженні [101] вперше використано уреолітичний грибовий штам *Metschnikowia pulcherrima* і бактеріальний штам *Raoultella planticola* для їх видалення за допомогою багатообіцяючої техніки біопреципітації CaCO_3 . З 50 ізолятів вище зазначені штами були відібрані на основі їх найвищої уреолітичної

активності з подальшим аналізом мінімальної інгібуючої концентрації з використанням 350 ppm Pb^{2+} та Hg^{2+} . Протягом 7 днів інкубації при 30 °C і 150 об/хв з інокулятом 108 КУО мл⁻¹ максимальна активність уреазі становила 884 і 639 ОД мл⁻¹ для *Metschnikowia pulcherrima* і *Raoultella planticola* через 24 і 30 годин інкубації відповідно. Наприкінці експериментів було досягнуто значного видалення Ca^{2+} (>95 %), що дозволило вирішити проблему жорсткості в процесах очищення води.

Автори [102] стверджують, що кокосову шкаралупу можна використовувати як матеріал для пом'якшення води. Вона є легкодоступним джерелом активованого вугілля. Також доведено, що цей матеріал може адсорбувати важкі метали та токсичні органічні хімічні речовини, такі як пестициди. Також дослідження авторів спрямовані на усунення жорсткості води за допомогою порошку кокосової шкаралупи. Для максимальної ефективності зниження жорсткості авторами було визначено оптимальне дозування адсорбенту та оптимальний час контакту.

Одним з методів, який може бути використаний для видалення іонів жорсткості з підземних вод є біосорбція. У роботі [103] описано дослідження, що було проведено з метою оптимізації рН та часу контакту носіїв для видалення іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} з підземних вод. Середовище, яке використовувалося в цьому дослідженні - активоване вугілля з рисового лущиння, піски та цеоліт. Для визначення змін у морфології носіїв використовували рентгенофазовий аналіз, інфрачервону спектроскопію та електронну мікроскопію. Досліджувався процес фільтрації, який було проведено за допомогою серійного дослідження. Було виявлено, що для видалення металів з підземних вод оптимальний показник рН=7 і час контакту знаходяться на рівні 60 хвилин. Всі середовища, які були використані в цьому дослідженні, виявилися здатними видаляти метали та забруднюючі речовини з підземних вод.

Проводились [104] дослідження з можливого використання суспензії насіння Моринги маслянистої для пом'якшення жорсткої води. Встановлено що ефективність пом'якшення жорсткої води насінням не залежить від рН та лужності, але залежить від постійної жорсткості води, яка використовувалась при проведенні

дослідження. Такий метод має потенціал для побутового використання в тропічних країнах, що розвиваються.

У статті [105] автори досліджують використання смол низькокислотної катіонної обмінної здатності в нафтогазовій промисловості для обробки води котла. Обробка води котла є важливою процедурою для видалення іонів кальцію та магнію, що можуть спричинити накип у котлах та трубах. У рамках даного дослідження було порівняно робочу ємність та ефективність регенерації трьох типів смол (А, В, С). Смола В виявилася найбільш ефективною, видаляючи більше кальцію та магнію на кожен ммоль використаної HCl під час регенерації. Крім того, дослідження показало, що всі три типи смоли мають більшу схильність видаляти іони кальцію, ніж магнію. Це дослідження важливе, оскільки воно вказує на потенційні переваги використання нових типів смол для обробки води котла в нафтогазовій промисловості. Зокрема, використання смоли В замість смоли А може збільшити час роботи між циклами регенерації на 17 %, що може привести до зниження операційних витрат. Однак, автори вказують, що додаткові дослідження необхідні для оцінки впливу смоли на гідравліку і тиск, а також для визначення довготривалої ефективності смол у реальних умовах, з урахуванням можливого забруднення нафтою, залізом чи зваженими частками.

У одних з останніх досліджень автори [106] дослідили метод використання нанопаперів з целюлозних нанофібрил для ефективного видалення іонів кальцію та магнію з води. Основними перевагами є висока пористість та проникність цих нанопаперів, що забезпечує високу адсорбційну здатність та екологічну сталість. Однак, зазначаються й недоліки, такі як потенційні складності у виробництві та питання міцності та стабільності матеріалу під час використання.

Використання нанопаперів (використання етилового спирту для підготовки нанопаперів значно підвищує їх пористість), виготовлених з фосфорильованих TEMPO-окислених целюлозних нанофібрил, дозволяє досягти значно вищої проникності та здатності до адсорбції іонів кальцію (до 91 мг/г) та магнію (до 69 мг/г). Це робить даний метод ефективним для безперервного пом'якшення води з високими показниками продуктивності [107].

Деякі дослідники [108] зараз розглядають інноваційний метод пом'якшення води через мінералізацію CO_2 . Використання процесу мінералізації CO_2 для перетворення активованого кальцію в промисловій воді на мікронний порошок CaCO_3 . Це не лише знижує жорсткість води, але й сприяє зменшенню вмісту CO_2 . Плюси цього методу включають ефективне зниження жорсткості води та позитивний вплив на навколишнє середовище через утилізацію CO_2 . Однак, до мінусів належать потреба у складному обладнанні та управлінні процесом, що може збільшити загальні витрати та складність імплементації цього методу.

Новим підходом до пом'якшення води є метод, що базується на основі використання відкритопористих поліуретанових пін з нанесеним на них графеновим оксидом. Нанесення графенового оксиду (ГО) на поліуретанові піни значно підвищує їх здатність до адсорбції іонів кальцію і магнію, досягаючи результатів до 63 мг Ca^{2+} /г-екв ГО, що є значним покращенням у порівнянні з існуючими технологіями [109].

Гідрогелеві кульки на основі Гуми Трагакант, модифікованої за допомогою 2-акриламід-2-метил-1-пропансульфонової кислоти та полівінілового спирту показали високу здатність до адсорбції іонів Ca^{2+} (114,18 мг/г) та Mg^{2+} (162,46 мг/г) відповідно до моделей псевдо-другого порядку та ізотерми Ленгмюра. Ефективність видалення знизилася лише на 6 % після чотирьох циклів адсорбції/десорбції [110].

Ємнісна деіонізація є перспективною технологією для вибіркового видалення іонів з води. В дослідженні показано, що використання мембранної ємнісної деіонізації з іонообмінними мембранами дозволяє досягти вибіркового видалення двовалентних катіонів (наприклад, Ca^{2+}) над одновалентними катіонами (наприклад, Na^+). Результати показують, що співвідношення молекулярних потоків та концентрацій іонів у каналі розпірки є універсальним, незалежно від умов експлуатації та складу подачі, що може бути застосовано до процесів ємнісної деіонізації з потоком електронів, які використовують іонообмінні мембрани [111].

Індустрія виробництва етанолу з цукрової тростини виробляє значну кількість біовідходів і споживає великі обсяги води. У цьому дослідженні

використано попіл з багаси цукрової тростини для виробництва активованого вугілля, яке ефективно застосовується для пом'якшення води в технології ємнісної деіонізації. Використання такого активованого вугілля в електродах дозволяє досягати високої ємності адсорбції солей до 22 мг/г, зокрема 15 мг/г при використанні розчинів CaCl_2 , що демонструє потенціал для ефективного пом'якшення води з використанням недорогих біовідходів [112].

Технологія ємнісної деіонізації привертає увагу завдяки високій ефективності, екологічності та низькому енергоспоживанню. У цьому дослідженні використано модифіковане активоване вугілля з пористим морденітом як катод для вибіркового видалення Ca^{2+} та Mg^{2+} іонів. Катод демонструє високу ємність адсорбції іонів жорсткості, зберігаючи 87 % ефективності після 50 циклів у жорсткій воді [113].

У новому підході до пом'якшення води шляхом використання функціоналізованих вуглецевих електродів у технології ємнісної десорбції виявлено, що асиметричне поєднання окисленого та амінованого вуглецю забезпечує вибіркове видалення двовалентних катіонів, таких як Ca^{2+} та Mg^{2+} , завдяки високій локальній електростатичній взаємодії між негативно зарядженими кисневими групами та двовалентними катіонами. Дослідження показали підвищення продуктивності електросорбції та зменшення рН, що перешкоджає утворенню відкладень на електродах [114].

Висновки до розділу 1

Проведений в об'ємі розділу критичний аналіз результатів досліджень зарубіжних та вітчизняних фахівців свідчить про те, що незважаючи на значний масив результатів досліджень в галузі пом'якшення води, сьогодні ще спостерігається багато проблем, котрі вимагають термінового вирішення. В результаті аналізу літературних джерел встановлено:

1. Сучасні технології пом'якшення води орієнтовані, перш за все, на використання в промислових умовах і передбачають процеси відстоювання,

коагулювання та флокулювання, що в умовах низького споживання води реалізуються надзвичайно важко та потребують додаткового кваліфікованого обслуговування.

2. Найбільш придатними для реалізації в побутових та офісних умовах придатні електрохімічні та іонообмінні методи. Однак, перші сьогодні недостатньо вивчені, другі характеризуються значним вторинним забрудненням довкілля.

3. Концентрати хлориду натрію, що складають основну проблему експлуатації іонообмінних установок пом'якшення води середньої та малої продуктивності, сьогодні не утилізуються, не знешкоджуються і без будь-якої обробки скидаються в каналізаційні системи чи поверхневі водойми, спричиняючи значні негативні наслідки. Це також є вагомим фактором розробки сучасних технологій пом'якшення води.

Виходячи з приведених вище проблем галузі, програма досліджень дисертаційної роботи складається з наступних напрямків:

1. Вивчення стану гідросфери на території України, визначення жорсткості води на окремих територіях та діапазону зміни цього показника.

2. Дослідження традиційних технологій пом'якшення води з метою визначення можливості їх використання в системах малої та середньої продуктивності.

3. Вибір реагентів, що дозволяють забезпечити найбільш прийнятні для систем пом'якшення води середньої та малої продуктивності швидкості відділення твердої фази та можливість її утилізації.

4. Модифікація вибраної технології та реагентів до використання в системах малої та середньої продуктивності.

5. Розробка технологічної схеми установки попередньої обробки води в системах зворотного осмосу малої та середньої продуктивності.

Таким чином, дослідження в галузі пом'якшення води системами малої та середньої продуктивності дозволить захистити водні ресурси від скидів концентратів хлориду натрію, знизити навантаження на об'єкти гідросфери, розробити заходи з раціонального використання природних ресурсів.

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

З урахуванням різноманітності водних ресурсів та широкого спектру технологій пом'якшення, необхідно враховувати багато факторів, включаючи типи реагентів, методи їх застосування та специфіку водних об'єктів. В цьому розділі зосереджено увагу на детальному описі вибраних дослідних вод, а також на розгляді різних підходів до пом'якшення води, що включають застосування різноманітних реагентів і технік. Це дозволить створити міцну основу для подальшого аналізу та висновків, спрямованих на зниження негативного впливу на водні об'єкти.

Цей розділ відіграє ключову роль у розумінні та оцінці ефективності різних методик пом'якшення води, що є необхідним для вирішення однієї з найважливіших задач сучасного водного господарства – забезпечення балансу між потребами людини у високоякісній питній воді та збереженням природних водних екосистем.

2.1 Об'єкти дослідження

2.1.1 Водні розчини

У рамках проведених досліджень готувалися різні модельні розчини, що містять дистильовану воду із різними концентраціями іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} для отримання жорсткої води з потрібним рівнем, яку в подальшому обробляли різними дозами реагентів при різних співвідношеннях компонентів та різних значеннях рН і температури. В якості об'єктів для дослідження в роботі використовували води централізованих систем водопостачання м. Києва та смт.Макарів Київської області. В м. Києві забір води для водопостачання проводиться з поверхневих джерел (р. Дніпро), в смт. Макарів – з підземного горизонту з глибини 180 м. Основні характеристики вод приведені в табл. 2.1.

Таблиця 2.1 – Характеристика водних середовищ

Показник	Один. вим.	Київська водопровідна вода	Артезіанська вода, смт. Макарів
pH	одиниць	6,3–7,8	7,2
Каламутність	мг/дм ³	0–3	0,5–14
Лужність	мг-екв/дм ³	2–4,7	4,1
Жорсткість	мг-екв/дм ³	2,7–4,9	5,8
Концентрація іонів кальцію	мг-екв/дм ³	1,84–3,4	4,4
Концентрація іонів магнію	мг-екв/дм ³	0,86–1,5	1,4
Хлориди	мг/дм ³	10,0–22,0	33,0
Сульфати	мг/дм ³	20–37	124
Мінералізація	мг/дм ³	250–350	562
Залізо загальне	мг/дм ³	0,2 – 0,5	0,4
Нітрати (за NO ³⁻)	мг/дм ³	42,0	3,1
Гідрокарбонати	мг/дм ³	28,64	85,4

2.1.2 Матеріали та реагенти

Моделльні розчини готували з використанням реагентів, приведених в табл. 2.2. Необхідні експериментальні установки виготовляли із типових елементів із скла, поліетилену та металу.

Таблиця 2.2 – Реагенти та матеріали, використані в процесі досліджень

Реагент чи матеріал	Кваліфікація	Нормативний документ
CaCl ₂	х.ч.	ТУ 6-09-4711-81
NaCl	фарм.	ДСТУ 4886-24:2007
MgCl ₂ *6H ₂ O	х.ч.	ДСТУ 4209-77
Na ₂ CO ₃	х.ч.	ГОСТ 32802 - 2014
Na ₃ PO ₄ *12H ₂ O	х.ч.	ГОСТ 201 - 76
HCl	х.ч.	ДСТУ 2904 - 94
H ₂ SO ₄	техн.	ДСТУ ГОСТ 2184:2018
Na ₂ HPO ₄ *12H ₂ O	х.ч.	ГОСТ 245 - 76
NaH ₂ PO ₄ *12H ₂ O	х.ч.	ГОСТ 4172 - 76
NH ₄ H ₂ PO ₄	х.ч.	ГОСТ 3771-74
NaOH	х.ч.	ДСТУ ISO 3196:2001
FeCl ₃ *6H ₂ O	техн.	ДСТУ ISO 9507:2003
Magnofloc - 336	техн.	Фірма «Ciba»
Zetag - 7692	техн.	Фірма «Ciba»
Поліакриламід	техн.	ТУ 2216-042-07510508-2009

2.1.3 Склад та стан модельних розчинів, використаних в експериментах

Модельні розчини для проведення серій експериментів отримували шляхом розчинення в дистильованій воді відповідної кількості сполук кальцію та магнію.

Розчини карбонату натрію, гідроксиду натрію, фосфату натрію для осадження сполук кальцію та магнію готували з використанням відповідних реагентів або їх суміші з визначенням еквівалентних концентрацій аналітичним методом.

Необхідні значення водневого показника встановлювали з допомогою розчинів HCl та NaOH.

2.2 Методики проведення експериментів

Методика більшості експериментів полягала в приготуванні модельних розчинів із наперед заданим вмістом іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} і обробці отриманих сумішей різними дозами осаджуючих реагентів - карбонату натрію, гідроксиду натрію, фосфату натрію та інших реагентів при різних співвідношеннях між компонентами та визначених величинах рН і температури. Пом'якшення проводили як з відстоюванням, так і без відстоювання але з фільтруванням. Утворений осад відфільтровували відразу після зливання реагентів та перемішування суміші на «синій стрічці» та визначали залишкову жорсткість фільтрату шляхом титрування з використанням еріхрому чорного Т та трилону В. Проведені дослідження по вивченню інтенсивності відстоювання оброблених розчинів в часі використовували для оцінки ступеню сформованості твердої фази.

Дослідження ефективності різних типів флокулянтів проводили наступним чином. Попередньо отримані модельні розчини із вмістом іонів кальцію 15 – 17 мг-екв/дм³ та іонів магнію 5 – 7 мг-екв/дм³ обробляли відповідно підібраною сумішшю фосфату натрію та флокулянта. При цьому доза суміші фосфатів натрію залишалася постійною і відповідала стехіометрії, а доза одного з флокулянтів змінювалася в межах 0 – 90 мг/дм³. В якості флокулянтів використовували поліакриламід (ПАА) – як неіоногенний флокулянт, Magnofloc – 336 фірми Ciba –

як флокулянт аніонного типу з молекулярною масою до 20 млн. в.о., Zetag – 7692 фірми Ciba – як флокулянт катіонного типу з молекулярною масою до 20 млн. в.о. Оброблені зазначеною сумішшю жорсткі модельні розчини після формування твердої фази заливали в градуйовані циліндри та знімали криві відстоювання.

Вивчення інтенсивності фільтрування досліджували на лабораторному комплекті, що складався із градуйованого циліндра об'ємом 100 см³ та лійки із скла відповідного розміру. Тверду фазу відділяли на паперових фільтрах «синя стрічка» діаметром 110 мм. Для отримання коректних результатів оброблені модельні розчини заливали в лійку з фільтрувальним папером та фіксували зміну в часі об'єму фільтрату. При цьому рівень суспензії в лійці підтримували в процесі фільтрування на максимальному значенні.

Для визначення знаку заряду дисперсних частинок фосфату кальцію використовували технологію суспензійного ефекту. Для цього отриману в результаті осадження суспензію відстоювали, освітлений модельний розчин зливали в склянку з електродами рН-метра та проводили вимірювання величини водневого показника. Решту розчину з твердою фазою перемішували та вимірювали рН утвореної пульпи. Знак різниці $\Delta \text{pH} = (\text{pH розчину} - \text{pH пульпи})$ відповідав знаку заряду висаджених частинок фосфату кальцію.

2.3 Методики аналізу розчинів на вміст різноманітних сполук

2.3.1 Визначення вмісту іонів кальцію та магнію

Для визначення жорсткості води та розчинів, а також визначення окремо кальцієвої та магнієвої жорсткості були застосовані методи комплексометрії – метод титрування, що базується на реакції взаємодії комплексонів з іонами кальцію чи магнію [115, 116]. Титрування проводили з використанням індикатору еріохром чорний Т, для визначення лише вмісту іонів кальцію використовували індикатор мурексид. Знаючи вміст кальцію, по різниці значень встановлювали вміст магнію.

2.3.2 Визначення вмісту іонів заліза (III)

Для визначення іонів заліза (III) використовували здатність утворення ними в слабколужному середовищі із сульфосаліциловою кислотою трисульфосаліцилат-іону. Для цієї сполуки характерна достатня стійкість в широкому інтервалі зміни водневого показника (pH 7 – 10) [117].

Максимум поглинання світла трисульфосаліцилатом заліза знаходиться в області $\lambda = 420 - 430$ нм. Для інших сполук цього типу поглинання світла у вказаному діапазоні не характерно. В той же час сильні відновники і окисники заважають визначенню заліза (III) із сульфосаліциловою кислотою. Також заважають забарвленням своїх іонів мідь, кобальт та нікель. Тому їх попередньо зв'язують в комплекс шляхом обробки тіосульфатом натрію. Іони алюмінію і магнію утворюють із сульфосаліциловою кислотою безбарвні комплекси, тому при їх наявності в розчині необхідно враховувати додаткову витрату реагенту.

Визначенню іонів заліза (III) не заважає 100-кратний надлишок аніонів фосфору і невеликий вміст солей амонію.

2.3.3 Визначення вмісту фосфатів

Залишкові концентрації неорганічних фосфатів в модельних розчинах та природних водах визначали фотометричним методом з використанням ефектів відновлення їх аскорбіновою кислотою [118]. Вимірювання оптичної густини оброблених розчинів проводили на колориметрі фотоелектричному концентраційному КФК-2 при використанні червоного світлофільтру (довжина хвилі 690 нм), в кюветі з товщиною шару досліджуваного розчину 50 мм.

Для визначення інших параметрів води та модельних розчинів застосовували:

- універсальний іономір ЕВ – 74, U – 160 – для реєстрації зміни водневого показника;
- TDS/EC/pH-метр - 686 – для вимірювання водневого показника, питомої електропровідності та загальної мінералізації водних розчинів;

- фотоелектроколориметр КФК-2 – для вимірювання оптичної густини розчинів;
- ваги аналітичні електронні DHAUS PA 214C, Radwag AS 110/C та ваги технічні Jadever JKH-1000 – для зважування доз речовини;
- магнітна мішалка ММ 5 з нагрівачем – для перемішування та нагрівання водних розчинів.

2.4 Математична обробка експериментальних даних

Математичну обробку результатів експериментів проводили по такій схемі [119]:

- знаходили середнє арифметичне функції відгуку

$$\bar{X} = \frac{1}{n} \sum X_i \quad (2.1)$$

- знаходили одиничне відхилення

$$DX_i = X_i - \bar{X} \quad (2.2)$$

- перевіряли відповідність отриманих відхилень умові $\sum DX_i = 0$

- вираховували квадрати відхилень $(DX_i)^2$

- розраховували середню квадратичну помилку

$$S_n = \sqrt{\frac{\sum (DX_i)^2}{n - 1}} \quad (2.3)$$

- виявляли та виключали промахи;

- знаходили середньоквадратичну помилку середнього

$$S_n = \frac{S_n}{\sqrt{n}} \sqrt{\frac{\sum (DX_i)^2}{n(n - 1)}} \quad (2.4)$$

- задавались значенням надійності $\alpha = 0,95$;

- знаходили з таблиць коефіцієнт Стюдента $t_{\alpha,n}$ для заданих n та α ;

- знаходили похибку результатів вимірювання

$$DX = E_a = t_{\alpha,n} S_x \quad (2.5)$$

– знаходили відносну похибку

$$E_x = \frac{DX}{X} \times 100\% \quad (2.6)$$

Результати, отримані методом варіаційної статистики при обробці отриманих даних, представлені в додатку Б.

Математичну обробку графічних даних проводили, застосовуючи апроксимацію функції. В додатку В приведені математичні залежності для побудованих на основі отриманих результатів графіків.

РОЗДІЛ 3

ОЦІНКА НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ СИСТЕМ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ НА ГІДРОСФЕРУ

3.1 Стан водних об'єктів на території України

Стан водних об'єктів на території України є однією з найбільш актуальних екологічних проблем, яка вимагає негайної уваги. Водні ресурси України, до яких належать річки, озера, водосховища та підземні води, зазнають значного антропогенного навантаження, що призводить до погіршення їх якості та зменшення доступних запасів води.

Одним із головних чинників, що впливає на стан водних об'єктів, є промислове та сільськогосподарське забруднення. Важкі метали, пестициди, органічні забруднювачі та інші хімічні речовини потрапляють у водойми разом зі стічними водами, що сприяє деградації екосистем. За даними Державного агентства водних ресурсів України, більше 60 % поверхневих водних об'єктів країни мають високий рівень забруднення, що ставить під загрозу їх екологічний баланс та водопостачання для населення [120]. Окрім загального забруднення, значну увагу слід приділяти показникам якості води, зокрема мінералізації та жорсткості, які мають прямий вплив на екологічний стан водойм та здоров'я населення.

Мінералізація води є одним із ключових показників її якості, який відображає загальну кількість розчинених мінеральних речовин. В Україні, зокрема у великих річкових басейнах, таких як Дніпро, Дністер та Сіверський Донець, спостерігається зростання рівня мінералізації води. За даними Державного агентства водних ресурсів України, на деяких ділянках річок мінералізація перевищує нормативні показники, що може бути наслідком скидів промислових стічних вод, сільськогосподарського стоку та ерозійних процесів у ґрунтах.

Зокрема, підвищена мінералізація води часто спостерігається в басейнах річок на південному сході України, де значну роль відіграють як природні, так і

антропогенні чинники. Наприклад, в районі промислових центрів мінералізація води сягає 1,5-2 г/дм³, що перевищує нормативні показники для питної води.

Жорсткість води є ще одним важливим показником, який характеризує концентрацію в ній іонів кальцію та магнію. Високий рівень жорсткості може призводити до утворення накипу в системах водопостачання, а також негативно впливати на здоров'я людей, сприяючи розвитку захворювань нирок та серцево-судинної системи.

В Україні спостерігається значна варіативність у показниках жорсткості води в залежності від географічного розташування. Наприклад, у басейнах річок Дніпра та Дністра вода є переважно м'якою або середньої жорсткості (2-6 мг-екв/дм³), тоді як у південних та східних регіонах країни жорсткість води може сягати 7-10 мг-екв/дм³. Така ситуація є наслідком високої природної мінералізації води, а також впливу антропогенного забруднення.

Річний аналіз якості води у басейнах річок Вісла, Дніпро, Дністер, Дон, Дунай та Південний Буг за три періоди (червень 2023, грудень 2023, липень 2024) [121] показує певні зміни та тенденції, які варто розглянути для розуміння загального екологічного стану цих водних об'єктів.

Басейн річки Вісла. За всі три періоди концентрація азоту у Віслі залишається стабільно високою, що свідчить про інтенсивне забруднення азотовмісними сполуками. Це може бути пов'язано з сільськогосподарською діяльністю та промисловими скидами. Біологічне споживання кисню (БСК₅) також залишається високим, особливо в грудні 2023 року, що вказує на значний рівень органічного забруднення, який продовжує впливати на якість води. Завислі речовини у р. Вісла також показують зростання в грудні, що може бути наслідком ерозійних процесів або антропогенного впливу. Концентрація сульфатів і хлоридів залишається високою, що вказує на стійке хімічне забруднення річки. Крім того, зростання нітритів та фосфатів у грудні свідчить про погіршення екологічного стану річки, що може негативно вплинути на біорізноманіття.

Таблиця 3.1 - Зведена таблиця середніх показників якості води в річках України в різні періоди року

№	Річковий басейн	Азот, мг/дм ³	БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³	Завислі речовини, мг/дм ³	Кисень, мг/дм ³	Сульфати, мг/дм ³	Хлориди, мг/дм ³	Амоній, мг/дм ³	Нітрати, мг/дм ³	Нітриди, мг/дм ³	Фосфати, мг/дм ³	SPAR, мг О ₂ /дм ³	ХСК, мг/дм ³
За період 01.06.2023-31.06.2023													
1	р. Вісла	6,03	8,4	36,17	7,21	132,67	36,67	3,82	2,92	0,73	0,1	0,02	38,33
2	р. Дніпро	0,54	3,38	4,04	7,22	249,35	127,19	0,42	1,69	0,05	1,91	0,02	32,74
3	р. Дністер	0,77	2,58	16,5	8,45	40,15	14,38	0,14	2,55	0,1	0,43	0,02	15,02
4	р. Дон	0,09	0,6	0,09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5	р. Дунай	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6	р. Півд. Буг	0,0	4,01	22,0	8,4	250,75	70,64	0,18	0,82	0,02	0,0	0,0	46,58
За період 01.12.2023-31.12.2023													
1	р. Вісла	8,2	7,99	41,67	7,9	99,44	47,67	5,6	5,25	1,67	1,13	0,02	37,11
2	р. Дніпро	0,98	2,8	7,31	10,05	144,39	72,95	0,45	2,04	0,04	0,22	0,01	31,18
3	р. Дністер	3,05	8,87	13,44	10,19	248,83	787,67	1,07	4,76	0,11	0,21	0,03	39,96
4	р. Дон	1,49	3,37	-	7,73	240,05	72,61	0,44	4,07	0,05	0,92	-	18,77
5	р. Дунай	0,78	2,3	7,94	11,42	13,11	9,6	-	-	-	-	0,01	8,26
6	р. Півд. Буг	-	2,94	8,71	9,05	169,63	78,84	0,22	3,14	0,07	0,44	0,04	30,84
За період 01.07.2024-31.07.2024													
1	р. Вісла	6,03	8,4	36,17	7,21	132,67	36,67	3,82	2,92	0,73	1,91	0,02	38,33
2	р. Дніпро	0,54	3,38	8,04	7,22	249,35	127,19	0,42	1,69	0,05	0,21	0,0	32,74
3	р. Дністер	0,77	2,58	16,5	8,45	40,15	14,38	0,14	2,55	0,09	0,1	0,0	15,02
4	р. Дон	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5	р. Дунай	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6	р. Півд. Буг	-	4,01	22,0	8,4	250,75	70,64	0,18	0,82	0,02	0,29	0,0	46,58

Басейн річки Дніпро. У Дніпрі вміст азоту та БСК₅ залишаються відносно стабільними, але незначно зростають у грудні 2023 року. Це може бути пов'язано із сезонними змінами або збільшенням антропогенного навантаження. Концентрація завислих речовин у р. Дніпро дещо зростає в липні 2024 року, що може вказувати на вплив весняного паводку або іншого сезонного фактора. Концентрації сульфатів і хлоридів стабільно високі, що пов'язано із тривалим хімічним забрудненням. Незважаючи на це, рівень розчиненого кисню залишається стабільним, що є позитивним показником для підтримки водної екосистеми. Нітрити та фосфати у Дніпрі залишаються на відносно низькому рівні, хоча у грудні 2023 року спостерігається їх незначне зростання, що може бути пов'язане із забрудненням від сільськогосподарських стоків.

Басейн річки Дністер. Дністер демонструє значне зростання концентрацій азоту та БСК₅ у грудні 2023 року, що вказує на погіршення якості води. Це може бути пов'язано з інтенсивним забрудненням або з сезонними факторами. Концентрації сульфатів і хлоридів значно зростають до грудня 2023 року, що свідчить про значне хімічне забруднення, можливо, через промислові або сільськогосподарські скиди. Рівень розчиненого кисню в Дністрі залишається стабільно високим, що свідчить про природну здатність річки до самовідновлення. Проте, зростання вмісту нітритів і фосфатів до грудня 2023 року свідчить про підвищений ризик евтрофікації, що може негативно вплинути на водну екосистему.

Басейн річки Дон. Дані по річці Дон показують низькі або нульові концентрації більшості забруднювачів, що може вказувати на недостатній моніторинг або на відсутність значного антропогенного впливу. Однак, у грудні 2023 року спостерігається незначне зростання азоту та БСК₅, що може бути сигналом про початок погіршення якості води.

Басейн річки Дунай. Дані по річці Дунай також показують низькі або нульові концентрації більшості показників, що може свідчити про відносно добрий екологічний стан або про недостатній рівень моніторингу.

Річка Південний Буг. У Південному Бугі спостерігається помірний рівень забруднення, особливо щодо сульфатів і хлоридів, які залишаються стабільно

високими. Це може бути пов'язано з промисловим забрудненням або з діяльністю у сільському господарстві. Нітрити і фосфати залишаються на низькому рівні, що є позитивним показником. Проте, високі показники завислих речовин та органічного забруднення (БСК_5) вказують на необхідність підвищення рівня моніторингу та вжиття заходів для покращення якості води.

Ще гірша ситуація на території України з жорсткістю природних вод. Якщо розглядати поверхневі водойми (рис. 3.1), то водойми більше 2/3 площі території України відрізняються підвищеною жорсткістю води [122]. І лише Чернігівська та Полтавська області можуть забезпечувати споживачів водою низької жорсткості.



Рисунок 3.1 – Жорсткість води поверхневих водойм України

Катастрофічна ситуація на всій території України з артезіанськими водами, які завжди вважалися захищеними від антропогенного впливу і формували майбутній запас води людства. Сьогодні придатні для споживання артезіанські горизонти розповсюджені також в межах Чернігівської та Полтавської областей

(рис. 3.2) [124]. На інших територіях до надто високої жорсткості додається підвищений вміст сполук заліза, фтору та інших мінералів. Тому очевидно, що за таких умов технології пом'якшення води потребують чи не найбільшої уваги фахівців в галузі водообробки.



Рисунок 3.2 – Жорсткість води артезіанських горизонтів на території України

Аналіз якості води вказує на загальну тенденцію до погіршення стану водних ресурсів, особливо у басейні річок Вісла та Дністр. Значне забруднення азотом, сульфатами, хлоридами та органічними речовинами вказує на необхідність вжиття невідкладних заходів щодо охорони водних ресурсів. Стабільно високі рівні забруднення вказують на те, що існуючі заходи недостатні для захисту водних екосистем і потрібні більш жорсткі регулювання та покращення моніторингу для забезпечення екологічної безпеки. Особливої гостроти набувають питання водозабезпечення в умовах військової агресії.

3.2 Сучасні засоби зниження жорсткості та мінералізації води в побутових та офісних умовах

Зростаюча увага до якості питної води стимулює розвиток технологій для зниження її жорсткості та мінералізації, що стає дедалі актуальнішим питанням у сучасному суспільстві. З огляду на численні дослідження, які підтверджують шкідливий вплив жорсткої води на здоров'я людини та стан побутової техніки, попит на ефективні рішення для її пом'якшення стрімко зростає.

Жорстка вода містить підвищений рівень розчинених мінералів, зокрема іонів кальцію та магнію. Високий вміст цих елементів може призводити до утворення накипу на внутрішніх поверхнях водонагрівальних приладів, таких як бойлери, пральні та посудомийні машини, що значно знижує їх ефективність та скорочує термін експлуатації. Накип не лише погіршує теплопередачу, змушуючи прилади працювати з підвищеною енерговитратою, але й може викликати серйозні поломки, які вимагають дорогого ремонту або навіть повної заміни обладнання.

Крім того, жорстка вода негативно впливає на здоров'я шкіри та волосся. Регулярне використання такої води може спричиняти сухість шкіри, подразнення та навіть загострення хронічних дерматологічних проблем, таких як екзема або псоріаз. Волосся, під впливом жорсткої води, стає ламким, втрачає блиск і еластичність. Для багатьох людей ці наслідки стають значним дискомфортом, що спонукає їх до пошуку ефективних рішень для пом'якшення води в домашніх умовах.

Сучасні технології пропонують широкий спектр рішень для пом'якшення води та зниження її мінералізації, які стають все більш доступними як для побутового, так і для офісного використання. Іоннообмінні фільтри, системи зворотного осмосу, магнітні та електромагнітні системи — усе це лише частина сучасних рішень, що дозволяють значно підвищити якість води. Вибір технології залежить від конкретних умов та потреб споживача, а також від початкових характеристик води.

Застосування таких технологій має важливе значення не лише для підвищення комфорту та якості життя, але й для зниження експлуатаційних витрат на обслуговування побутової техніки. Використання пом'якшеної води дозволяє збільшити ефективність роботи приладів, зменшити витрати на електроенергію, продовжити термін їх служби та знизити ризик поломок. Крім того, чиста, пом'якшена вода сприяє підтриманню здоров'я шкіри та волосся, зменшуючи потребу в додаткових косметичних засобах для їх догляду.

Загалом, впровадження сучасних технологій для зниження жорсткості та мінералізації води стає невід'ємною частиною повсякденного життя, забезпечуючи не лише комфорт, але й економічні та екологічні вигоди.

Іоннообмінні фільтри є одним із найпоширеніших та ефективних методів зниження жорсткості води, що забезпечують її кондиціонування для широкого спектру застосувань, від побутових до промислових. Цей метод базується на процесі іонного обміну, при якому іони кальцію Ca^{2+} та магнію Mg^{2+} , що є основними чинниками жорсткості води, замінюються на іони натрію Na^+ або водню H^+ [125].

Застосування іоннообмінних фільтрів дозволяє уникнути проблем утворення накипу в трубопроводах, водонагрівачах та інших системах водопостачання, оскільки під час проходження води через фільтр іони кальцію та магнію ефективно вилучаються з води, замінюючись на іони натрію або водню.

Процес іонного обміну відбувається у спеціальному іоннообмінному середовищі, зазвичай це смоли, які мають високу селективність до іонів кальцію та магнію. Смоли заряджені негативно і, відповідно, притягують позитивно заряджені іони з води. У момент проходження жорсткої води через смолу, іони кальцію та магнію затримуються на її поверхні, а натомість у воду вивільнюються іони натрію або водню [126].

Завдяки цьому механізму, іоннообмінні фільтри здатні забезпечувати тривалий період ефективної роботи, перш ніж необхідно буде провести регенерацію смоли, що також є важливою перевагою цього методу [126]. Регенерація, зазвичай, здійснюється шляхом промивки смоли розчином хлориду

натрію, що дозволяє відновити її іонообмінні властивості для подальшого використання [127].

Варто зазначити, що іоннообмінні фільтри є не тільки ефективними, але й екологічно безпечними, оскільки не додають у воду жодних шкідливих речовин, а лише змінюють її хімічний склад. Це робить їх ідеальним рішенням для очищення води як в умовах промислових підприємств, так і у побутових потребах [128].

Зворотний осмос є однією з найбільш ефективних та популярних технологій для очищення води як у побутових умовах, так і в промислових установках. Ця технологія здатна видалити до 99 % розчинених мінералів, солей, органічних сполук, бактерій та інших забруднюючих речовин, забезпечуючи таким чином високоякісну питну воду [129]. Принцип роботи системи зворотного осмосу полягає у використанні напівпроникної мембрани, яка пропускає тільки молекули води, затримуючи при цьому більшість інших частинок [130].

Процес зворотного осмосу починається з попереднього очищення води, що включає механічну фільтрацію великих частинок, таких як пісок, мул та інші суспензії. Далі вода під тиском проходить через напівпроникну мембрану, яка є ключовим елементом системи. Мембрана пропускає молекули води, але утримує іони, молекули та частинки, розмір яких більший за розмір молекули води. Це дозволяє ефективно видаляти розчинені солі, важкі метали, нітрати, хлор, а також мікроорганізми, такі як бактерії та віруси [131].

Однією з головних переваг зворотного осмосу є його здатність очищати воду від практично всіх типів забруднювачів. Наприклад, у випадках, коли в джерелах води присутні високі рівні забруднень, таких як нітрати або важкі метали, зворотний осмос може забезпечити таку якість води, що вона стане безпечною для вживання [132]. Це особливо актуально у регіонах з високим рівнем промислового забруднення або в місцях, де використовується вода з підземних джерел, які також можуть бути забруднені [133].

Крім того, зворотний осмос широко використовується в офісах та житлових будинках, де необхідно забезпечення якісною питною водою. Сучасні системи зворотного осмосу можуть бути компактними та енергоефективними, що робить їх

зручними для використання в домашніх умовах [134]. Вони можуть встановлюватися під раковину або бути частиною більш складної системи водопостачання.

Зворотний осмос також знайшов застосування у промисловості, зокрема в харчовій, фармацевтичній та косметичній. У цих галузях використовується чиста вода, яка є необхідною для виробництва продукції високої якості [135]. Системи зворотного осмосу дозволяють отримувати воду з низьким вмістом домішок, що відповідає високим стандартам якості.

Попри свої численні переваги, зворотний осмос також має свої недоліки. Процес фільтрації є досить повільним, а також призводить до утворення значної кількості стічних вод, які можуть становити від 50 % до 80 % від загального об'єму води, що надходить до системи. Це означає, що значна частина води витрачається не економно. До того ж, мембрани зворотного осмосу потребують регулярного обслуговування і заміни, що може збільшити вартість експлуатації системи [136].

Також слід зазначити, що вода, отримана за допомогою зворотного осмосу, може бути надто чистою, позбавленою природних мінералів, які важливі для здоров'я людини [137]. Це може бути особливо актуальним у випадках тривалого використання такої води для пиття. Для вирішення цієї проблеми в деяких системах зворотного осмосу передбачено спеціальні картриджі, які повертають воді необхідні мінерали, збагачуючи її корисними елементами [138].

Загалом, системи зворотного осмосу є потужним інструментом для забезпечення високоякісної води в різних сферах життя. Вони ефективно видаляють широкий спектр забруднювачів, забезпечуючи якісну і чисту воду, що робить їх незамінним вибором для багатьох користувачів [139].

Магнітні та електромагнітні системи для пом'якшення води набирають популярності як сучасний та екологічно безпечний підхід до зменшення жорсткості води. Ці системи впливають на структуру мінеральних солей у воді, зокрема кальцію і магнію, змінюючи їхню кристалічну форму так, щоб вони не осаджувались у вигляді накипу. Це досягається за допомогою магнітних полів, які

впливають на хімічні зв'язки іонів, зменшуючи їх здатність утворювати осад на поверхнях труб і побутових приладів [140 – 141].

Однією з головних переваг цих систем є те, що вони не потребують використання хімічних реагентів чи заміни фільтрів, що робить їх менш витратними в експлуатації та більш дружніми до довкілля. Вони також значно простіші у використанні, оскільки не потребують складного обслуговування [142]. Встановлення магнітних пом'якшувачів води, зазвичай, передбачає просте кріплення магнітів до зовнішньої частини труб, через які проходить вода.

Однак існують і певні обмеження та виклики, пов'язані з використанням магнітних систем. Наприклад, ефективність таких пристроїв часто залежить від властивостей води, що обробляється, а також від конфігурації та сили магнітного поля. Наукова спільнота досі не дійшла одностайної думки щодо ефективності цих систем, оскільки результати досліджень можуть бути суперечливими. Деякі дослідження показують зменшення утворення накипу, тоді як інші не виявляють значущих відмінностей у порівнянні з необробленою водою [143].

Важливо зазначити, що магнітні системи, хоча і ефективні в деяких випадках, але не можуть повністю замінити традиційні методи пом'якшення води, такі як іонний обмін. Вони краще підходять для пом'якшення води з невеликою концентрацією іонів магнію та кальцію. Це недорогий і екологічно чистий метод боротьби з накипом, але в регіонах із дуже жорсткою водою його ефективність може бути недостатньою.

Комплексні системи очищення води стають дедалі популярнішими на ринку завдяки їх здатності поєднувати різні технології для досягнення найвищого рівня очищення та безпеки. Такі системи об'єднують декілька методів фільтрації та очищення, що дозволяє ефективно видаляти широкий спектр забруднювачів. Наприклад, системи, які поєднують іоннообмінні процеси із зворотним осмосом, забезпечують ефективне видалення важких металів, солей та інших шкідливих речовин.

Зворотний осмос є однією з ключових технологій у таких системах. Він забезпечує видалення до 99 % розчинених у воді речовин, включаючи солі, бактерії

та віруси. Проте, системи зворотнього осмосу можуть залишати воду бідною на корисні мінерали, що може вимагати додаткових етапів домінералізації [144].

Іоннообмінні смоли, що часто використовуються в комплексних системах, допомагають видаляти іони важких металів та замінюють їх на нешкідливі іони, такі як натрій або калій. Це є важливим етапом очищення, оскільки важкі метали, такі як свинець або ртуть, можуть бути надзвичайно небезпечними для здоров'я [145].

Додаткові ступені очищення, такі як ультрафіолетова (УФ) стерилізація, допомагають знищити мікроорганізми, які можуть бути присутні у воді. УФ-лампи діють на клітинному рівні, руйнуючи ДНК бактерій, вірусів і інших патогенних мікроорганізмів, роблячи воду безпечною для споживання [146].

Вугільні фільтри, що використовуються в цих системах, видаляють органічні забруднювачі, хімічні сполуки та неприємні запахи. Активоване вугілля має високу здатність адсорбувати ці речовини, що робить воду чистішою та приємнішою на смак [147].

Ці комплексні системи очищення води часто застосовуються у побутових умовах, на підприємствах харчової промисловості та в інших сферах, де необхідно забезпечити високий рівень якості води. Вони дозволяють споживачам отримати чисту воду з високими показниками якості, що відповідає сучасним стандартам безпеки.

3.3 Будова типової іоннообмінної установки пом'якшення води середньої продуктивності

Серед всіх перерахованих вище методів пом'якшення води в побутових та офісних умовах найбільше розповсюдження отримали іонообмінні установки. Типова іоннообмінна установка складається з кількох ключових компонентів, серед яких корпус (бак), іоннообмінна смола, регенераційний бак і керуючий клапан. Корпус, зазвичай, виготовляється з міцних матеріалів, таких як поліетилен

або скловолокно, здатних витримувати високий тиск і агресивний вплив води. Усередині цього бака знаходиться іоннообмінна смола, яка є основним елементом установки. Смола складається з маленьких сферичних гранул, виготовлених із синтетичних полімерів, таких як полістирол, що модифікований сульфоновими групами для надання йому іоннообмінних властивостей [148].

Принцип роботи іоннообмінної установки базується на процесі іонного обміну, під час якого іони кальцію Ca^{2+} та магнію Mg^{2+} замінюються на іони натрію Na^+ . Вода проходить через шар смоли, і кальцій та магній замінюються на натрій завдяки високій афінності цих іонів до активних центрів смоли. Така заміна відбувається через те, що іони кальцію та магнію мають вищу афінність до смоли, ніж іони натрію, що дозволяє їм ефективно витіснити натрій з активних центрів смоли та закріплюватися на ній [148].

Регенерація смоли є невід'ємною частиною процесу, оскільки в процесі експлуатації смола поступово насичується іонами кальцію та магнію і втрачає свою здатність до іонного обміну. Для відновлення цієї здатності через смолу пропускають сольовий розчин з високою концентрацією іонів натрію, який витісняє кальцій та магній зі смоли, замінюючи їх на натрій. Після цього смола промивається чистою водою, і установка повертається до нормальної роботи (рис. 3.3) [148].

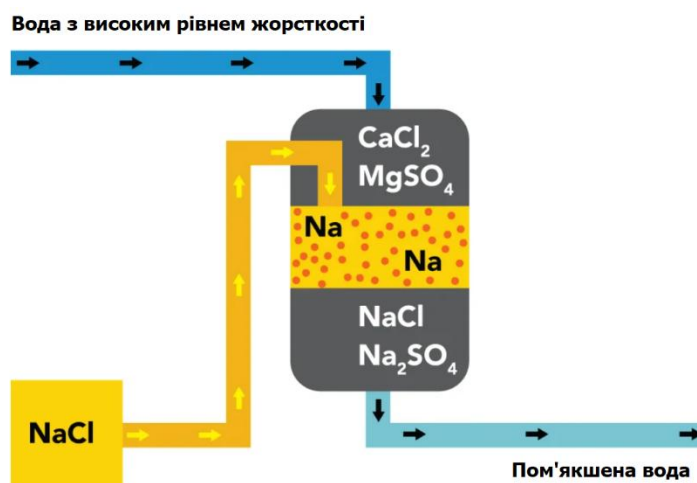


Рисунок 3.3 - Принцип роботи іоннообмінної установки

Іоннообмінні установки бувають різних типів залежно від потреб і умов експлуатації. Найпоширенішими є однобакові системи, які використовуються в побутових умовах. Вони складаються з одного бака зі смолою і регенераційного бака. Під час регенерації система тимчасово не забезпечує подачу пом'якшеної води, що може бути недоліком у випадках, коли важливо забезпечити безперервну подачу води. У промислових умовах часто використовуються багатобакові системи, які дозволяють проводити регенерацію одного бака, тоді як інші продовжують працювати, забезпечуючи безперервну подачу пом'якшеної води [149]. Схема використання та очищення іоннообмінної системи пом'якшення води надається на рис. 3.4 [150].

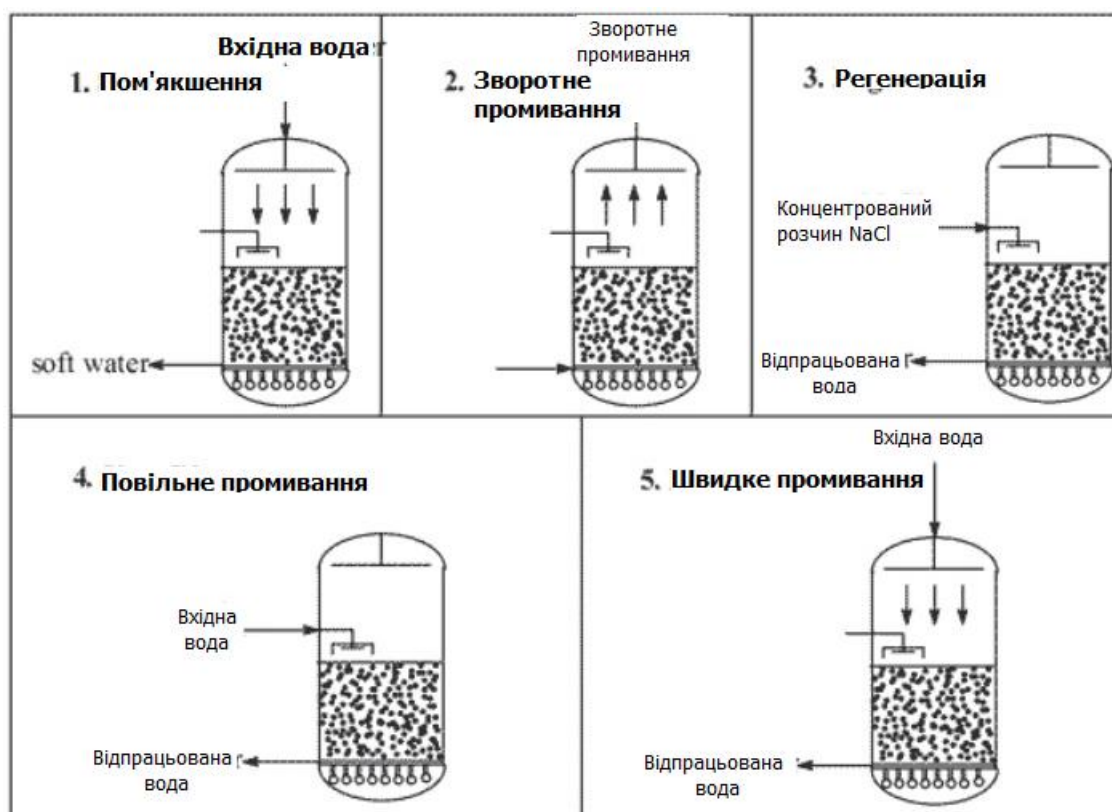


Рисунок 3.2 - Схема експлуатації іоннообмінної системи пом'якшення води

Автоматизація процесу пом'якшення води забезпечується керуючим клапаном, який регулює потік води через систему і автоматично ініціює процес регенерації смоли. Залежно від конфігурації системи, клапан може бути механічним або електронним. Електронні клапани, зазвичай, забезпечують більш

точний контроль і можуть бути налаштовані для роботи в різних умовах експлуатації. Вони дозволяють оптимізувати процес пом'якшення води, знижуючи витрати на експлуатацію та підвищуючи ефективність роботи системи.

Практична схема типової іонообмінної установки приведена на рис. 3.5 [151].

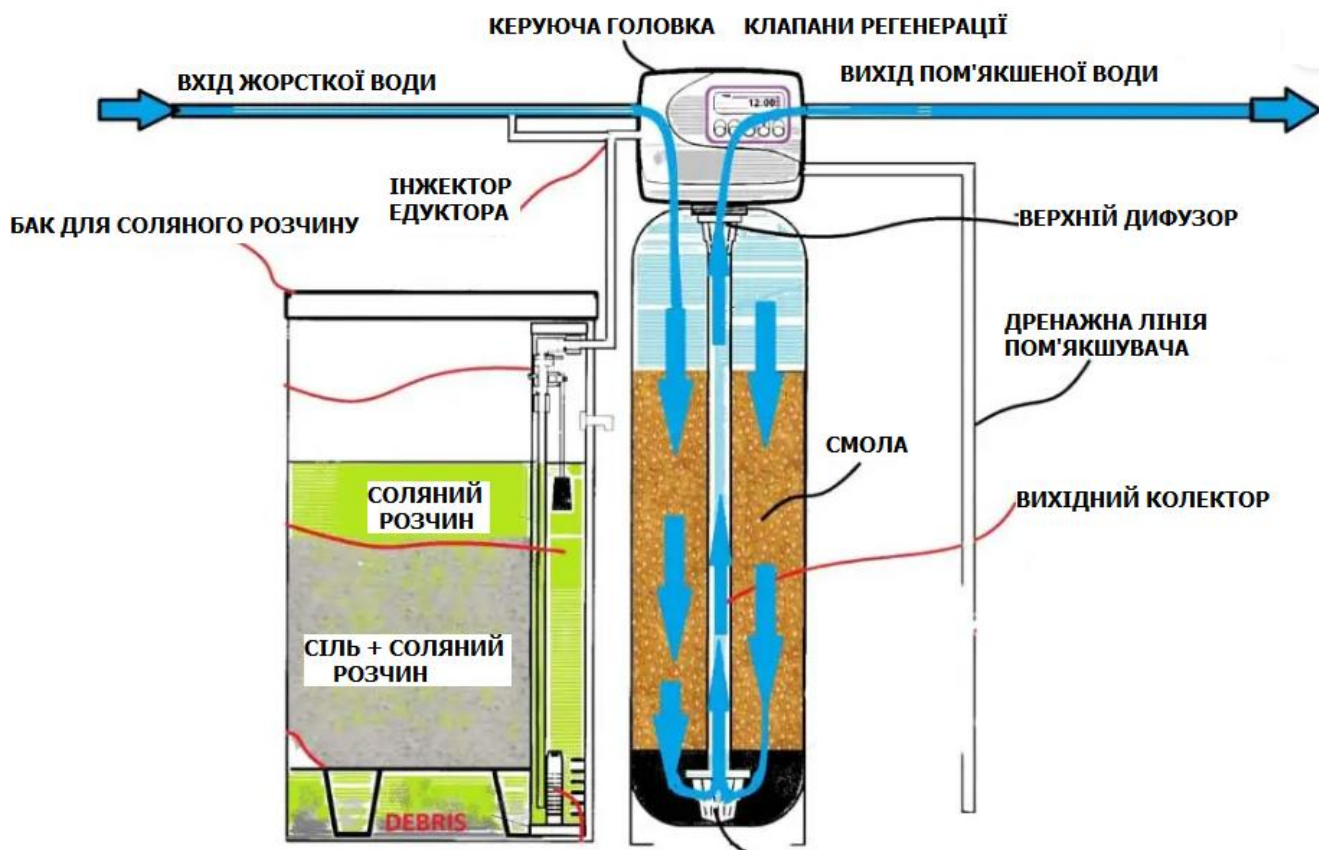


Рисунок 3.5 – Практична схема типової іонообмінної установки

3.4 Оцінка негативного впливу на довкілля різних систем пом'якшення води

Оцінка негативного впливу на довкілля різних систем пом'якшення води є важливою складовою в контексті сталого розвитку та збереження природних ресурсів. Вибір відповідної технології водоочищення залежить не лише від її ефективності, але й від того, наскільки вона впливає на навколишнє середовище. Розглянемо екологічні аспекти роботи різних моделей систем пом'якшення води,

враховуючи їхні впливи на енергоефективність, використання ресурсів, утворення відходів та загальний вуглецевий слід на одиницю обробленої води об'ємом 1 м³.

Іонообмінні системи є однією з найпоширеніших технологій пом'якшення води. Вони працюють на основі обміну іонів кальцію та магнію, що роблять воду жорсткою, на іони натрію. Хоча цей процес є досить ефективним, його екологічний вплив залежить від ряду факторів, таких як споживання води і солі, енергоємність процесу та утворення відходів.

Один із головних екологічних викликів іонообмінних систем пов'язаний із використанням солі для регенерації смоли. На кожен кубометр пом'якшеної води може використовуватися від 150 до 300 грамів солі, в залежності від жорсткості води та ефективності конкретної системи. Ця сіль після використання зливається в каналізаційні системи чи безпосередньо в поверхневі водойми, що спричиняє засолення ґрунтів та водних ресурсів, особливо у регіонах із дефіцитом води. Регенерація смоли також вимагає додаткових витрат води, що підвищує загальне водоспоживання системи.

Крім того, іонообмінні системи потребують електроенергії для керування клапанами та насосами, що може спричиняти додатковий вуглецевий слід. Загальна кількість енергії, споживаної такою системою, може коливатися від 0,1 до 0,5 кВт·год на 1 м³ обробленої води, в залежності від конфігурації системи та її розмірів.

Системи зворотного осмосу також широко використовуються для пом'якшення води, хоча вони мають дещо інший механізм дії. Вони працюють на основі пропускання води під високим тиском через напівпроникну мембрану, що затримує мінерали та інші розчинені речовини. В результаті, система забезпечує високий ступінь очищення, включаючи видалення важких металів, пестицидів та інших забруднювачів.

Однак, системи зворотного осмосу мають низку екологічних недоліків. Перш за все, вони є досить енергоємними. Для забезпечення високого тиску, необхідного для проходження води через мембрану, потрібно близько 3 до 7 кВт·год на 1 м³ обробленої води, що значно більше, ніж у іоннообмінних системах. Це призводить

до вищого вуглецевого сліду, особливо якщо енергія надходить із невідновлюваних джерел.

Крім того, системи зворотного осмосу створюють великий обсяг відходів. У середньому на кожен кубометр очищеної води виробляється від 0,05 до 0,3 м³ відпрацьованої води, яка містить концентровані солі та інші забруднювачі. Це не лише спричиняє витрати води, але й потребує додаткової обробки або утилізації відходів, що може негативно вплинути на місцеві водні ресурси.

Магнітні та електромагнітні системи є відносно новими на ринку, але вони швидко набирають популярності завдяки своїм екологічним перевагам. Ці системи використовують магнітні або електромагнітні поля для зміни структури мінеральних солей у воді, що запобігає їхньому осіданню у вигляді накипу на поверхнях труб та обладнання.

Основною перевагою таких систем є відсутність потреби в хімічних реагентах, таких як сіль, що значно знижує екологічний вплив. Крім того, ці системи споживають мінімальну кількість енергії – зазвичай не більше 0,05 кВт·год на 1 м³ води, що робить їх одними з найбільш енергоефективних рішень на ринку.

Однак ефективність магнітних систем значною мірою залежить від якості вихідної води та конкретних умов експлуатації. У деяких випадках їхня ефективність може бути нижчою порівняно з традиційними методами, що може вимагати додаткових заходів для забезпечення необхідної якості води. Однак, головним недоліком таких систем є той факт, що вони лише стабілізують воду відносно накипоутворення, але не знижують початкову жорсткість води.

На ринку також присутні комплексні системи очищення води, які поєднують кілька технологій, таких як іонний обмін, зворотний осмос та ультрафіолетове знезараження. Ці системи забезпечують високий рівень очищення води, але їхній екологічний вплив залежить від конфігурації та умов експлуатації.

Комплексні системи можуть бути досить ефективними для видалення широкого спектра забруднювачів, включаючи біологічні, хімічні та фізичні домішки. Однак вони також можуть бути досить енергоємними, особливо якщо включають у себе зворотний осмос. У середньому такі системи можуть споживати

від 2 до 8 кВт·год на 1 м³ води, в залежності від кількості етапів очищення та якості вихідної води.

Крім того, комплексні системи часто використовують хімічні реагенти для регенерації фільтрів і мембран, що може створювати додаткове навантаження на довкілля через утворення відходів та необхідність їх утилізації. У той же час, такі системи можуть знизити потребу в інших джерелах води, таких як бутильована вода, що може компенсувати частину екологічного впливу.

При оцінці загального екологічного впливу систем пом'якшення води важливо враховувати весь життєвий цикл кожної системи, включаючи виробництво, експлуатацію, технічне обслуговування та утилізацію. Іонообмінні системи, незважаючи на використання хімічних реагентів, можуть бути менш шкідливими для довкілля за рахунок меншого енергоспоживання та більшої простоти експлуатації. Системи зворотного осмосу, з іншого боку, мають більший вуглецевий слід через високе енергоспоживання та значні витрати води.

Магнітні та електромагнітні системи, завдяки низькому енергоспоживанню та відсутності хімічних реагентів, можуть бути найбільш екологічно чистими, але їх ефективність може варіюватися в залежності від умов експлуатації. Комплексні системи, хоча й забезпечують найвищий рівень очищення, можуть мати значний екологічний вплив через високе енергоспоживання та використання хімічних реагентів.

Таким чином, вибір найбільш екологічно чистої системи пом'якшення води залежить від конкретних умов експлуатації, таких як якість вихідної води, обсяг водоспоживання та доступність ресурсів. Для зниження негативного впливу на довкілля рекомендується використовувати системи з низьким енергоспоживанням та мінімальним використанням хімічних реагентів, а також комплексні системи, які оптимально поєднують кілька технологій для досягнення найкращих результатів при мінімальному впливі на навколишнє середовище. Важливою складовою є також правильне проектування системи, яке враховує специфічні умови експлуатації та можливості утилізації відходів, що може значно знизити загальний негативний вплив на довкілля.

Зведена таблиця впливу різних методів пом'якшення води з розрахунком на 1 м³ надається нижче (табл. 3.2).

Таблиця 3.2 - Зведена таблиця впливу методів пом'якшення води з розрахунком на 1 м³

Тип системи	Середнє споживання енергії (кВт·год/м ³)	Споживання солі (г/м ³)	Утворення стічних вод (м ³ /м ³ обробленої)	Вуглецевий слід (кг СО ₂ /м ³)	Використання хімічних речовин (кг/м ³)
Іоннообмінні системи	0,1 – 0,5	150-300	0,02-0,05	0,05-0,25	0,15-0,3
Системи зворотного осмосу	3-7	Немає	0,05 – 0,3	1,5-3,5	0,1-0,2 (антискаланти)
Магнітні системи	0,05	Немає	Мінімальні	0,01	Немає
Комплексні системи	2-8	Змінні	змінні	1-4	0,05-0,3
Реагентні методи	0,2-0,5	100-250	0,05-0,1	0,1-0,3	0,2-1,0

Іонообмінні системи є відносно екологічно ефективними завдяки низькому енергоспоживанню і помірному використанню солі. Проте, утилізація соляних відходів може становити екологічну проблему, особливо у регіонах з дефіцитом водних ресурсів. Наприклад, проведений нами розрахунок для типової іонообмінної установки пом'якшення води промислового виготовлення Puricom Denver+ 12 [152] показав, що при об'ємі іоніту 12 дм³ вона може забезпечити водою сім'ю із 3 – 4 осіб. При цьому регенерацію передбачається проводити через кожні 3 м³ обробленої води. Витрата солі на одну регенерацію згідно паспорту установки – 1,4 кг. При середньодобовому споживанні води однією людиною на рівні 150 дм³/добу·людину [153] регенерацію іоніту необхідно проводити через кожні 5 діб. Тоді протягом календарного року необхідно провести $365 : 5 = 73$ регенерації. Виходячи з витрати солі на одну регенерацію, легко порахувати, що на приготування регенераційних розчинів буде використано $73 \times 1,4 = 102,2$ кг хлориду натрію. Вся вказана маса солі в 102,2 кг відразу потрапить в поверхневі водойми чи підземні горизонти, оскільки навіть при наявності очисних споруд

забезпечити видалення хлориду натрію неможливо. Приведені параметри торкаються самої малопродуктивної системи пом'якшення води із мінімальним об'ємом іонообмінної смоли. Для більш потужних систем кількість відходів і негативний вплив на довкілля зростають пропорційно. Тому очевидно, що іонообмінні технології, незважаючи на їх найбільше поширення в системах малої та середньої продуктивності, не можуть бути рекомендовані до використання через негативний вплив на навколишнє середовище.

Системи зворотного осмосу є менш екологічно ефективними через високе енергоспоживання та значні витрати води. Ці системи можуть бути економічно доцільними в умовах, коли потрібен дуже високий ступінь очищення води, але їхній вплив на довкілля залишається значним. Згідно фундаментальних уявлень щодо зворотнього осмосу, то відомо, що 70 % початкового об'єму води обробляється і формує перміат, а 30 % скидається в каналізацію чи довкілля у вигляді концентрату. Очевидно, що вміст солей в концентраті в 3 разі більше від початкового, тому скид таких вод в довкілля також має негативні наслідки.

Магнітні системи є надзвичайно екологічно ефективними завдяки низькому енергоспоживанню та відсутності використання хімічних реагентів. Однак їх ефективність може залежати від специфічних умов водопостачання і практично їх використання в технологіях підготовки питної води неможливе.

Комплексні системи можуть забезпечити високий рівень очищення води, але їхня екологічна ефективність може значно змінюватися залежно від конкретної конфігурації та умов експлуатації. Вони можуть бути менш екологічно ефективними через високе енергоспоживання та використання хімічних реагентів, але в окремих випадках можуть виправдовувати цей вплив. Найчастіше комбіновані системи включають іонообмінну технологію в якості підготовчої стадії перед обробкою води зворотнім осмосом, тому що зворотно осмотичні мембрани надзвичайно чутливі до значного вмісту у воді іонів кальцію та магнію.

Висновки до розділу 3

В результаті проведеного аналізу можна стверджувати, що:

1. Більшість території України характеризується надмірною жорсткістю як поверхневих, так і підземних вод.

2. Найбільшого поширення для забезпечення потреб споживачів малої та середньої потужності отримали іонообмінні, баромембранні, магнітні та комплексні технології, кожна з котрих має свої переваги та недоліки.

3. Технології з використанням магнітного поля передбачають часткову стабілізацію води відносно накипоутворення без видалення солей жорсткості. Тому очевидно, що, незважаючи на дуже низьке енергоспоживання (близько 0,05 кВт·год на 1 м³ води) та майже нульовий вуглецевий слід (0,01 кг CO₂ на м³), застосування їх для підготовки питної води недоцільно.

4. Системи зворотного осмосу, незважаючи на їхню високу ефективність у видаленні домішок з води, мають найнижчу екологічну ефективність через високе енергоспоживання (3–7 кВт·год на 1 м³) та значний вуглецевий слід (1,5–3,5 кг CO₂ на м³). Крім того, вони утворюють значну кількість відпрацьованої води (0,4 – 1,0 м³ на 1 м³ очищеної), що збільшує загальні витрати водних ресурсів. Усе це робить зворотний осмос не дуже привабливим варіантом з точки зору екологічної сталості, особливо в регіонах з обмеженими ресурсами води.

5. Іонообмінні системи займають середню позицію в рейтингу екологічної ефективності. Вони споживають відносно невелику кількість енергії (0,1–0,5 кВт·год на 1 м³ води), що забезпечує порівняно низький вуглецевий слід (0,05–0,25 кг CO₂ на м³). Проте використання солі для регенерації смоли створює певні екологічні виклики, пов'язані з утворенням відпрацьованих розчинів, які негативно впливають на водні ресурси та ґрунти.

6. Комплексні системи, що поєднують різні технології, можуть забезпечити високий рівень очищення води, але їхня екологічна ефективність залежить від конкретних конфігурацій. В цілому, на сьогодні відсутні технології та обладнання, котрі здатні гарантувати екологічну безпеку їх експлуатації. Кожна з сучасних технологій має свої недоліки з екологічної точки зору і існує гостра необхідність розробки нових чи модифікації існуючих технологій пом'якшення води для організації систем малої та середньої продуктивності.

РОЗДІЛ 4

ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ: ПІДХОДИ ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ

Одним із ключових критеріїв якості води є її жорсткість, яка визначається концентрацією іонів кальцію та магнію. Відповідно до чинних нормативів України, жорсткість питної води не повинна перевищувати 7 мг-екв/дм³ [3]. Вживання води з підвищеною жорсткістю негативно впливає на здоров'я людини, тому така вода потребує пом'якшення. У промисловості вимоги до жорсткості води є ще більш суворими. У харчовій промисловості жорсткість води обмежується до 0,1–0,2 мг-екв/дм³, а в енергетичній галузі — навіть до 0,03–0,05 мг-екв/дм³ [12].

Традиційним методом зниження жорсткості води є содово-вапняне пом'якшення. Цей процес включає обробку жорсткої води спочатку карбонатом натрію для осадження іонів кальцію, а потім вапном - для видалення іонів магнію. Після відстоювання і відділення осаду, оброблена вода потребує корекції рН, оскільки процес здійснюється при значенні водневого показника 10,0–11,0. Проте, навіть у цих умовах залишкова жорсткість води становить 0,5–1,0 мг-екв/дм³. Найефективніше реакція відбувається при температурі води 35–40 °С. Цей метод пом'якшення вважається базовим для промислового застосування. Попри велику кількість публікацій у цій сфері, багато аспектів процесу залишилися не дослідженими.

Останнім часом зростання жорсткості природних вод змушує встановлювати системи пом'якшення в офісах, приватних будинках та квартирах. Найбільш поширеними в цій сфері стали іонообмінні установки для пом'якшення води [154]. Для них характерне періодичне утворення регенераційних розчинів, основними складовими яких є хлорид натрію та домішки іонів кальцію і магнію. Також значна частина води витрачається на спущування та промивання іонітів. У підсумку, до 20–30 % обробленої води використовується для власних потреб [155]. Регенерація іонітів зазвичай здійснюється 6–8 % розчином хлориду натрію. Таким чином, внаслідок регенерації до гідросфери повертаються не лише вилучені іони кальцію

та магнію з води, але й значно більші кількості хлориду натрію [156]. У результаті виникає замкнене коло, наслідком якого в найближчому майбутньому стане необхідність не лише пом'якшувати природну воду, але й знижувати її мінералізацію. Тому важливою задачею є потреба розірвати це коло.

4.1 Особливості хімічного осадження іонів кальцію із розбавлених водних розчинів

Згідно з результатами досліджень [157], для ефективного осадження іонів кальцію необхідна значна перевитрата реагенту порівняно зі стехіометричними розрахунками. Наприклад, при співвідношенні $K = [\text{CO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$ і низьких температурах ефективність методу вкрай низька (рис. 4.1). Вимірювання температури водопровідної води в Києві показали, що вона змінюється в діапазоні 13–17 °С, а взимку може опускатися до 8,5 °С. Тому для експериментів було обрано температуру води в цих межах.

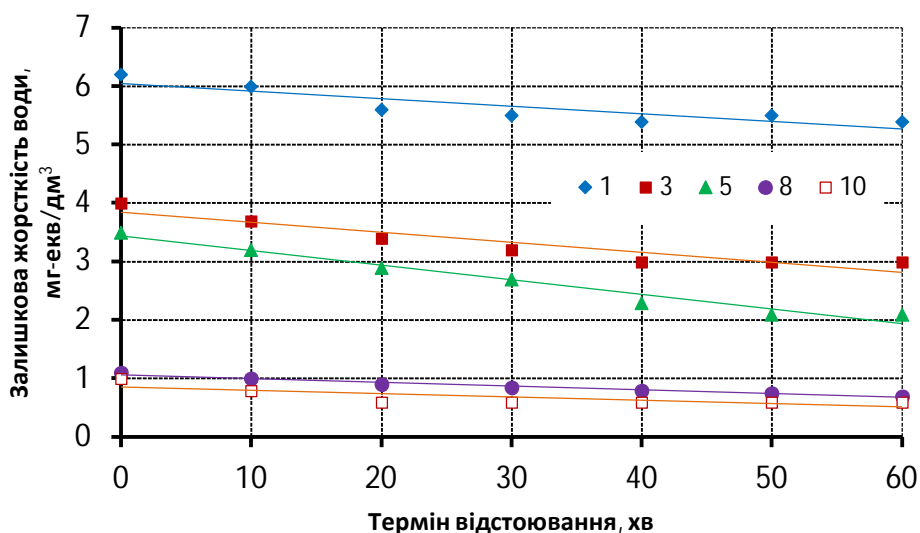


Рисунок 4.1 - Залежність залишкової жорсткості води від співвідношення компонентів $K = [\text{CO}_3^{2-}, \text{мг-екв}] / [\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$ при температурі 16°С, початковій жорсткості $J_{\text{поч}} = 6,5 \text{ мг-екв/дм}^3$ та $\text{pH}_{\text{поч}} 6,85$

Виявлено, що при додаванні еквівалентної кількості реагенту, жорсткість води знижується лише на 4 %, проте після години відстоювання цей показник

збільшується до 17 %. При цьому утворення твердого осаду не спостерігається візуально, хоча зниження жорсткості з часом помітне при фільтрації через «синю стрічку» (рис. 4.1). Підвищення кількості реагенту дає можливість отримати трохи кращі результати. Однак витрати реагентів не відповідають досягнутому ефекту. Наприклад, збільшення дози соди в п'ять разів призводить лише до дворазового зниження загальної жорсткості води, а десятикратний надлишок відносно стехіометрії забезпечує залишкову жорсткість на рівні 0,5–0,6 мг-екв/дм³. Додаткове підвищення кількості осаджувача майже не впливає на залишкову жорсткість води після обробки.

Коли коефіцієнт $K > 2$, додавання карбонату натрію призводить до помутніння розчину та появи твердої фази, яку можна спостерігати візуально. Спочатку, при $K = 3$, помутніння обробленої води ледве помітне; при $K = 5$ утворюються добре видимі тверді частинки, а при $K = 8 \div 10$ після введення осаджувача відбувається інтенсивне осадження. Формування осаду дозволяє дослідити процес освітлення води, що зазвичай використовується для відділення твердої фази. Варто зазначити, що за таких низьких температур цей процес протікає досить нестабільно (рис. 4.2). Як уже згадувалося, при стехіометричному співвідношенні іонів кальцію та карбонат-іонів тверда фаза візуально не виявляється. Підвищення коефіцієнта K до 3 супроводжується утворенням високодисперсних частинок карбонату кальцію, які швидко осідають, і після 60 хвилин відстоювання видимий об'єм твердої фази становить 40 % від початкового об'єму.

Коли коефіцієнт K збільшується до 5, маса твердих частинок зростає, але вони дуже повільно осідають у воді. Після години відстоювання ступінь освітлення досягає лише 12 % від початкового об'єму розчину. Проте при значенні K , що дорівнює 8, процес освітлення води знову активізується, і через 60 хвилин відстоювання видимий об'єм твердої фази становить 30 % від загального об'єму рідини.

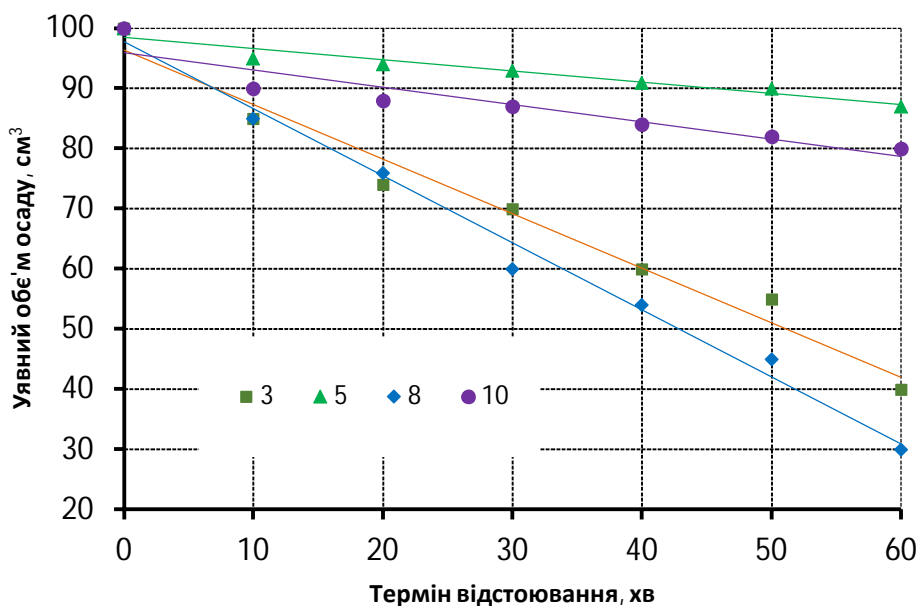


Рисунок 4.2 - Залежність інтенсивності освітлення оброблених розчинів від співвідношення компонентів $K = [\text{CO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$ при температурі 16°C , початковій жорсткості $J_{\text{поч}}=6,5 \text{ мг-екв/дм}^3$ та $\text{pH}_{\text{поч}} 6,85$

Таким чином, явної залежності між інтенсивністю відстоювання та співвідношенням компонентів не спостерігається, адже при $K=10$ умови освітлення знову погіршуються. Оскільки умови осадження в усіх випадках подібні, можна припустити утворення сполук карбонату кальцію з різною структурою та складом. Для точного підтвердження цього потрібні більш детальні дослідження.

Результати наступних експериментів (рис. 4.3) показують, що температура води значно впливає на процес осадження іонів кальцію. Через те, що нагрівання води понад 70°C потребує значних енергетичних витрат, температура в дослідженнях варіювала від 10 до 70°C . Водневий показник також є важливим фактором у процесі осадження іонів кальцію. Загалом, вплив pH на осадження іонів Ca^{2+} карбонатом натрію виявився меншим, ніж очікувалося. Підвищення pH від $6,6$ до $10,0$ зменшує залишкову жорсткість розчинів лише з $2,8$ до $1,4 \text{ мг-екв/дм}^3$. Отже, більшість іонів кальцію зв'язується з карбонат-іонами вже в нейтральному середовищі, тому підвищення pH менш ефективне, ніж збільшення температури. Слід зауважити, що формування осаду відбувається по-різному. Наприклад, при нагріванні до 30°C і початковій жорсткості води в нейтральному середовищі в

розчині спостерігаються лише поодинокі пластівці карбонату кальцію. Зі збільшенням температури кількість цих пластівців зростає, і при 70 °С вони утворюються навіть без додавання карбонату натрію. Підняття рН до 8,4 призводить до помутніння розчину вже при 40 °С, і при додаванні осаджувача по всьому об'єму відбувається миттєве утворення білого дрібнодисперсного осаду. Підвищення рН до 10 зменшує температуру помутніння розчину до 30 °С, і миттєве утворення частинок карбонату кальцію спостерігається вже при цій температурі. Ці особливості утворення осаду карбонату кальцію є особливо важливими для технологій відділення осаду як шляхом відстоювання, так і фільтрації. Усі експерименти проводилися при співвідношенні карбонат-іонів до іонів кальцію $K = 10$ для більш чіткого виявлення візуальних ефектів.

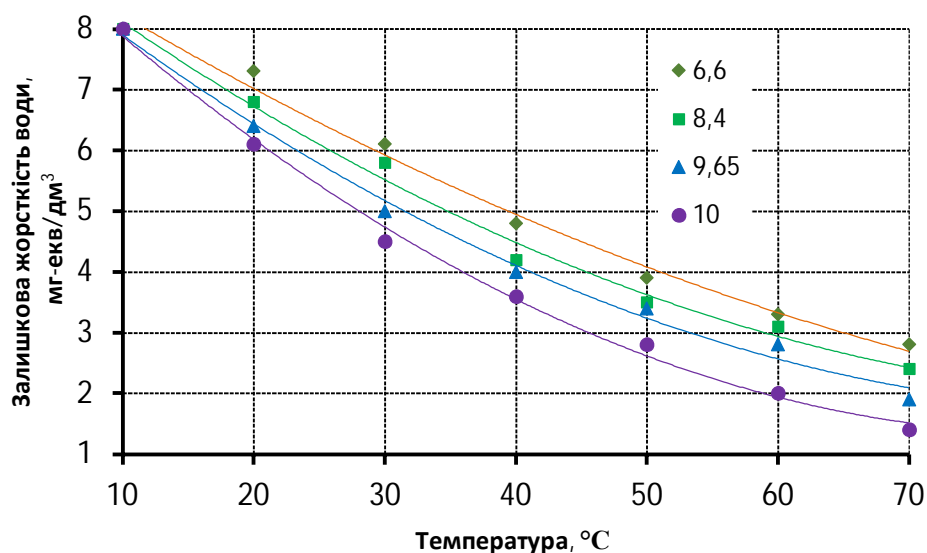


Рисунок 4.3 - Залежність залишкової жорсткості води від температури при різних значеннях водневого показника ($J_{\text{поч}}=8$ мг-екв/дм³, коефіцієнт $K=[\text{CO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]=10$)

При початковій жорсткості води трохи більше 8 мг-екв/дм³, нагрівання до 30–40 °С дозволяє зменшити жорсткість майже вдвічі. Найкращі результати були досягнуті в лужному середовищі. У контексті класичної технології пом'якшення таке значення рН є цілком прийнятним. Однак навіть при температурі 70 °С

залишкова жорсткість становить 1,4 мг-екв/дм³, що ми пов'язуємо з відсутністю етапу відстоювання.

За результатами проведених досліджень було встановлено, що пом'якшення води є більш ефективним при високій початковій жорсткості. Як видно з рисунка 4.4, підвищення початкової жорсткості понад 8 мг-екв/дм³ після обробки еквівалентною дозою соди дозволяє знизити концентрацію іонів кальцію до рівня 0,6–1,0 мг-екв/дм³. При цьому важливо відзначити, що процес утворення твердої фази також відбувається дещо інакше.

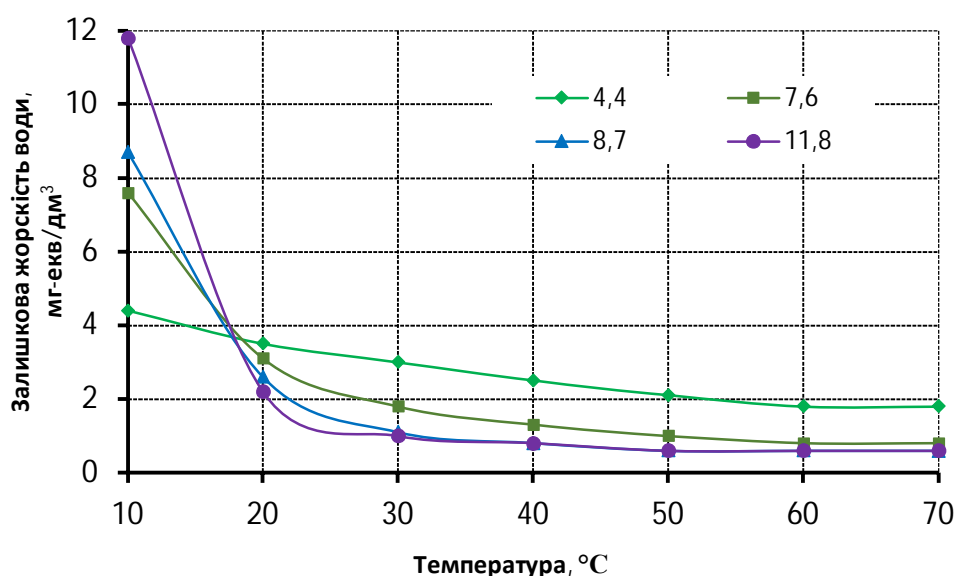


Рисунок 4.4 - Залежність залишкової жорсткості води від температури при різних початкових значеннях жорсткості (рН=6,85, коефіцієнт $K=[\text{CO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]=10$)

Отже, за початкової жорсткості 4,4 мг-екв/дм³ і низьких температур, утворення осаду майже неможливо виявити, а поодинокі пластівці з'являються лише при температурах понад 40 °C. За початкової жорсткості 7,6 мг-екв/дм³ помутніння розчину спостерігається при нагріванні до 40 °C навіть без додавання осаджувача, а введення соди призводить до інтенсивного утворення твердих частинок. Зі збільшенням початкової жорсткості води, вже при 20 °C і додаванні соди, відбувається активне формування твердої фази та її осідання на дно посудини.

Як показали наступні результати досліджень (рис. 4.5), навіть за температури води 13 °С, іони кальцію можуть осаджуватися досить активно за певних умов. У цьому випадку ключовим фактором є співвідношення концентрацій карбонат-іонів до іонів кальцію $K=[\text{CO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$. Це особливо помітно при значеннях коефіцієнта K у діапазоні від 0 до 15.

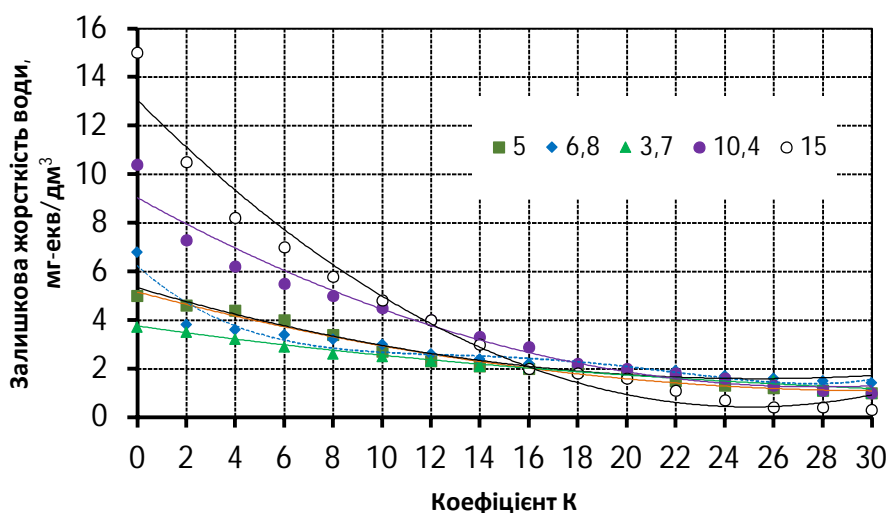


Рисунок 4.5 - Ефективність осадження іонів кальцію карбонатом натрію при різних значеннях початкової жорсткості та співвідношеннях компонентів: температура води – 13 °С, початкове рН проби – 6,64, коефіцієнт $K=[\text{CO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$

Подальше підвищення дози карбонат-іонів не забезпечує помітного ефекту, незалежно від початкової жорсткості води. За низьких доз карбонат-іонів візуально виявити утворення твердої фази досить складно, хоча після фільтрації спостерігається зменшення загальної жорсткості обробленої води. Отже, за цих умов оптимальним є співвідношення K у діапазоні 15–20. Стехіометричне співвідношення між реагентами є недостатнім, оскільки при зміні початкової жорсткості від 3,7 до 15,0 мг-екв/дм³ залишкова жорсткість обробленої води варіюється в межах 2,2–4,9 мг-екв/дм³ відповідно.

Наступним важливим фактором, що суттєво впливає на осадження карбонату кальцію, є водневий показник. Оскільки традиційна содово-вапняна технологія пом'якшення води включає підвищення рН до 10–11, ми дослідили вплив рівня рН

на процес кристалізації карбонату кальцію. Умови проведення експерименту залишалися незмінними. Отримані результати представлені на рисунку 4.6.

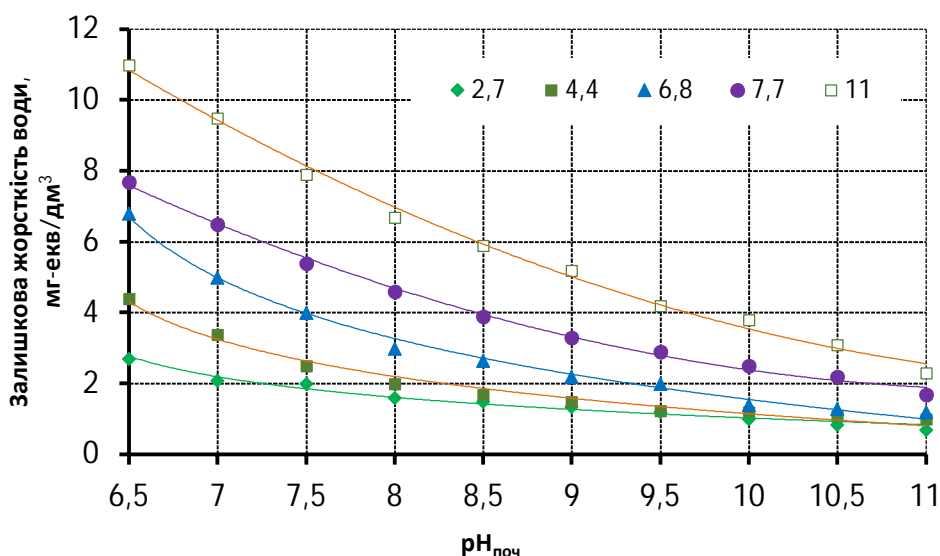


Рисунок 4.6 - Ефективність осадження іонів кальцію карбонатом натрію при різних значеннях рН та початкової жорсткості: температура води – 13 °С, К = 10

Як демонструє рисунок, навіть при невисоких температурах зміна водневого показника істотно впливає на ефективність пом'якшення, особливо коли початкова жорсткість води є високою. Наприклад, якщо початкова концентрація іонів кальцію становить 11 мг-екв/дм³ при рН 11 і К=10, то залишкова жорсткість обробленої води досягає 2,3 мг-екв/дм³ (ефективність пом'якшення — 79 %). Для початкового вмісту іонів кальцію 2,7 мг-екв/дм³ ці показники відповідно складають 0,7 мг-екв/дм³ (74 %). Слід зазначити, що при таких низьких температурах у нейтральному середовищі ефективність пом'якшення є надзвичайно низькою. За даними рисунка 4.6, при вихідній жорсткості 11 мг-екв/дм³ і рН 8,5 після обробки содою залишкова жорсткість становить близько 6 мг-екв/дм³.

Таким чином, результати досліджень свідчать, що для ефективного пом'якшення води обробкою карбонатом натрію при низьких температурах без відстоювання необхідне 5–10-кратне перевищення дози осаджувача над стехіометричним значенням. У цих умовах процес освітлення води відбувається

нестабільно, швидкість осадження твердих частинок низька, а для видалення утвореного осаду потрібні додаткові реагенти, такі як коагулянти або флокулянти. Змінюючи температуру води, можна впливати на ефективність її пом'якшення обробкою содою, а регулювання рН разом із контролем температури дозволяє знизити залишкову жорсткість до 0,6 мг-екв/дм³. Виявлено, що ефективність осадження значно підвищується зі збільшенням початкової жорсткості води. Проте навіть у цих умовах застосування методу за низьких температур без відстоювання має низьку ефективність і навряд чи може бути використано в побутових умовах або для пом'якшення води в офісах. Тому у подальших дослідженнях було продовжено пошук ефективних реагентів для пом'якшення води у побутових та офісних системах, а саме на дослідженні ефективності видалення іонів кальцію за допомогою обробки води фосфатом натрію.

4.2 Ефективність висадження іонів кальцію з розведених водних розчинів у вигляді фосфатів

При проведенні досліджень готувались модельні розчини з різною концентрацією іонів Ca^{2+} та їх обробляли різними дозами фосфату натрію (Na_3PO_4) за різних співвідношень компонентів, рН і температур. Осадження проводили без етапу відстоювання, одразу фільтруючи осад на паперовому фільтрі «синя стрічка». Залишкову жорсткість розчину визначали методом титрування з використанням еріхромного чорного Т і трилону Б. Додатково проводили дослідження інтенсивності освітлення оброблених розчинів, щоб знайти оптимальні умови для утворення компактного осаду. Для цього оброблену воду наливали у градуйований циліндр і фіксували криві відстоювання суспензії в часі.

Дослідження показали, що, на відміну від карбонату кальцію [157], іони кальцію можна ефективно осаджувати фосфатом навіть при дозах, менших за стехіометричні. Наприклад, коли співвідношення компонентів $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, ефективність методу за звичайних температур є досить високою (рис. 4.7).

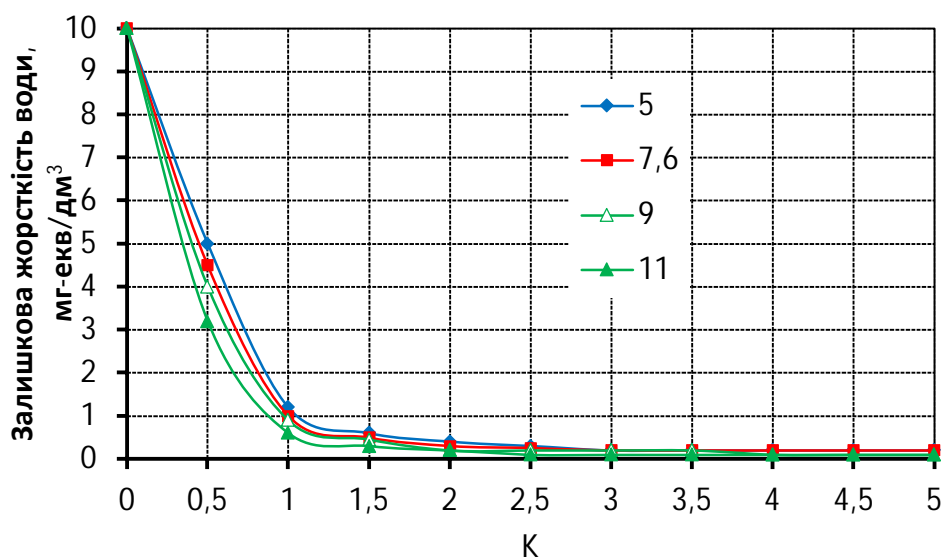


Рис. 4.7 - Залежність залишкової жорсткості води від співвідношення компонентів $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$ при температурі 20°C , початковій жорсткості $\text{Ж}_{\text{поч}} = 10 \text{ мг-екв/дм}^3$ та різних початкових значеннях водневого показника

Навіть при $K=0,5$ вміст іонів кальцію зменшується більш ніж удвічі. За стехіометричного співвідношення ($K=1$) залишкова концентрація іонів кальцію в очищеній воді знижується до рівня нижче 1 мг-екв/дм^3 . Для питної води такий рівень є навіть бажаним для забезпечення фізіологічної повноцінності мінерального складу [3]. Додатковою перевагою є те, що метод зберігає високу ефективність у широкому діапазоні рН від 5 до 11. Коли K перевищує 1,5, концентрація іонів кальцію в обробленій воді стабілізується на рівні $0,2\text{--}0,1 \text{ мг-екв/дм}^3$. Отже, на відміну від содово-вапняного методу, що потребує значної перевитрати реагентів, застосування фосфатів у процесі пом'якшення дозволяє обмежитися стехіометричними дозами. Найважливішою перевагою осадження іонів кальцію фосфатами є миттєве утворення твердої фази після змішування реагентів. Після додавання реагенту до модельних розчинів спостерігається миттєве помутніння: інтенсивно утворюються тверді частинки, які через 3–5 секунд починають агрегувати та осідати на дно ємності.

Іншим важливим параметром у процесі пом'якшення, який може впливати на його ефективність, є початкова жорсткість води, що підлягає обробці. Наші

дослідження при температурі 20 °С у нейтральному середовищі та зі стехіометричним співвідношенням реагентів показали, що залишкова твердість обробленої води майже не залежить від початкової (рис. 4.8). Невелике збільшення залишкової твердості зі зростанням початкової ми пояснюємо неповною взаємодією реагентів під час змішування, оскільки проби оброблених модельних розчинів одразу піддавали фільтрації. Загалом, проведені дослідження свідчать, що застосування фосфатів у процесах пом'якшення води дозволяє отримувати дуже м'яку воду (жорсткість менше 1,5 мг-екв/дм³) у широкому діапазоні концентрацій іонів кальцію.

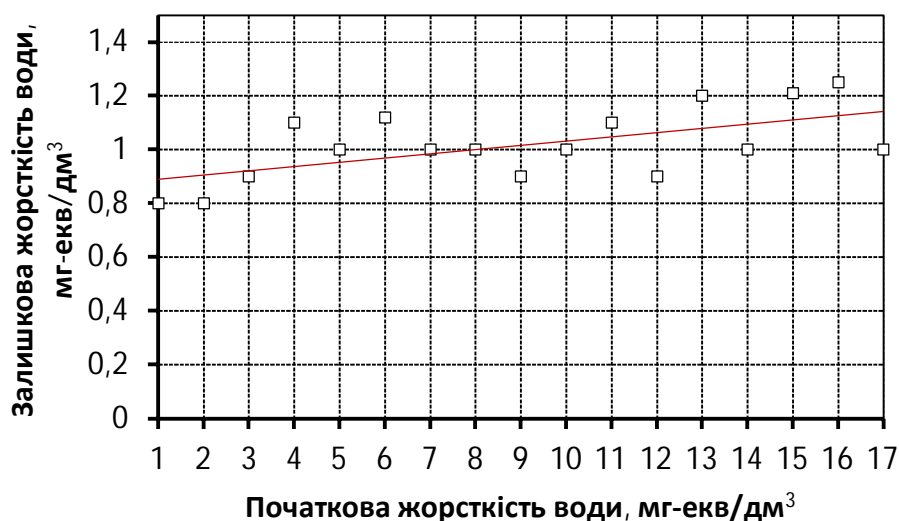


Рис. 4.8 - Залежність залишкової жорсткості води від початкової жорсткості при співвідношенні компонентів $K=[\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]=1$, температурі 20°C, рН=6,58

Температура води, яка піддається обробці, є надзвичайно важливим параметром процесу пом'якшення. Коли як осаджувач використовують карбонат натрію, ефективність процесу при температурах нижче 35–40 °С є дуже низькою [157], що вимагає обов'язкового підігрівання води. З іншого боку, вода в централізованих мережах і підземних джерелах у певні періоди може мати температуру 10 °С і нижче. Тому дослідження ефективності процесу пом'якшення при низьких температурах є актуальним, оскільки це дозволяє встановити потребу

в попередньому підігріванні води. Наші дослідження з використанням фосфату натрію як осаджувача продемонстрували, що достатня ефективність досягається в широкому діапазоні температур (рис. 4.9).

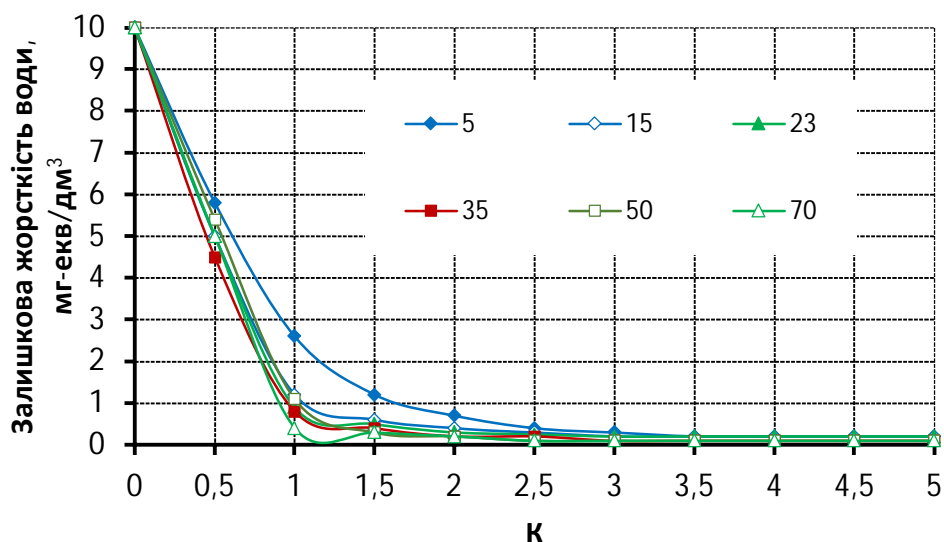


Рисунок 4.9 - Залежність залишкової жорсткості води від температури і співвідношення компонентів $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$ при початковій жорсткості 10 мг-екв/дм³ та pH = 7,45

Згідно з результатами досліджень (рис. 4.9), температура води значно не впливає на процес осадження іонів кальцію фосфатами. Відчутне зниження ефективності спостерігається тільки при температурі 5 °C. Проте навіть у цьому випадку зниження становить лише 0,1–1,5 мг-екв/дм³, що для побутових та офісних умов є прийнятним, оскільки дозволяє отримувати м'яку та дуже м'яку воду. Отже, стабільність процесу пом'якшення в настільки широкому діапазоні температур свідчить про переваги використання фосфатів у цих процесах. Водночас важливо з'ясувати, наскільки повно при описаних умовах взаємодіють катіони кальцію та фосфат-аніони під час змішування розчинів.

Як показали подальші дослідження (рис. 4.10), взаємодія іонів кальцію з фосфатами відбувається досить повно вже протягом перших хвилин контакту. Відстоювання сумішей протягом години підтвердило, що утворення твердої фази відбувається одразу після змішування, і з часом залишкова жорсткість води

практично не змінюється. Це є надзвичайно важливим для технологій, де етап відстоювання не передбачений.

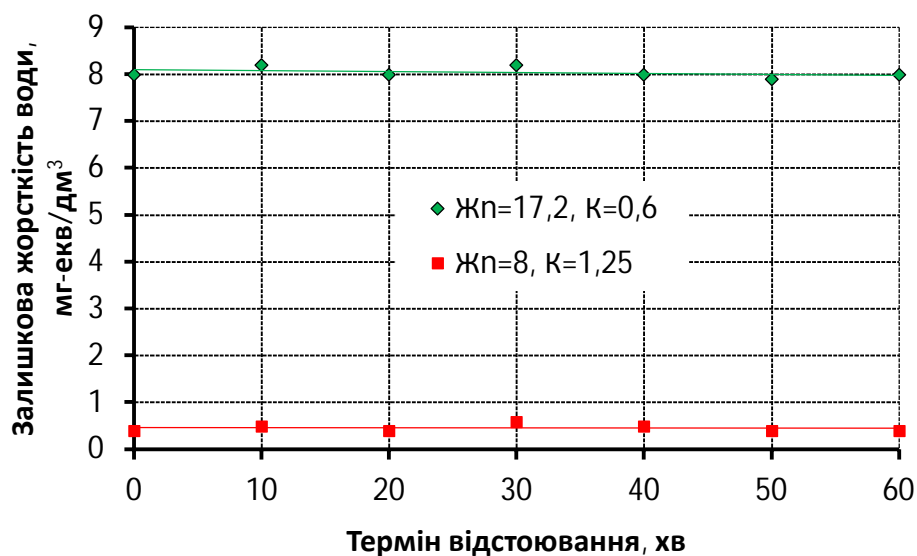


Рисунок 4.10 - Залежність залишкової жорсткості води від терміну відстоювання суміші при різних значеннях початкової жорсткості (J_p) та коефіцієнта $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$

Таким чином, з погляду ефективності пом'якшення, фосфат є цілком придатним реагентом для видалення іонів кальцію з жорстких природних вод. Однак важливим аспектом технології пом'якшення є можливість ефективно відокремити утворений осад від обробленої води, оскільки тільки в цьому випадку досягається загальна висока ефективність технології. Другий етап досліджень був спрямований на вивчення умов утворення кристалічного, найбільш компактного та сформованого осаду. Освітлення проб жорсткої води, оброблених фосфатом натрію (рис. 4.11–4.13), показало, що суттєвої різниці в осадженні при різних початкових значеннях рН не виявлено.

У середовищі зі слабкокислим рН (рис.4.11) інтенсивне освітлення спостерігається лише при $K = 0,5$, тобто за невеликої концентрації твердих частинок. У цьому випадку осадження відбувається при значному надлишку іонів кальцію, але з дефіцитом фосфат-аніонів. Через кілька секунд після змішування розчинів відбувається утворення твердої фази та коагуляція новоутворених

частинок. Отримані агрегати починають швидко осідати у водному середовищі. Після години відстоювання видимий об'єм твердої фази зменшується до 30 см³, і подальше освітлення розчину практично не відбувається.

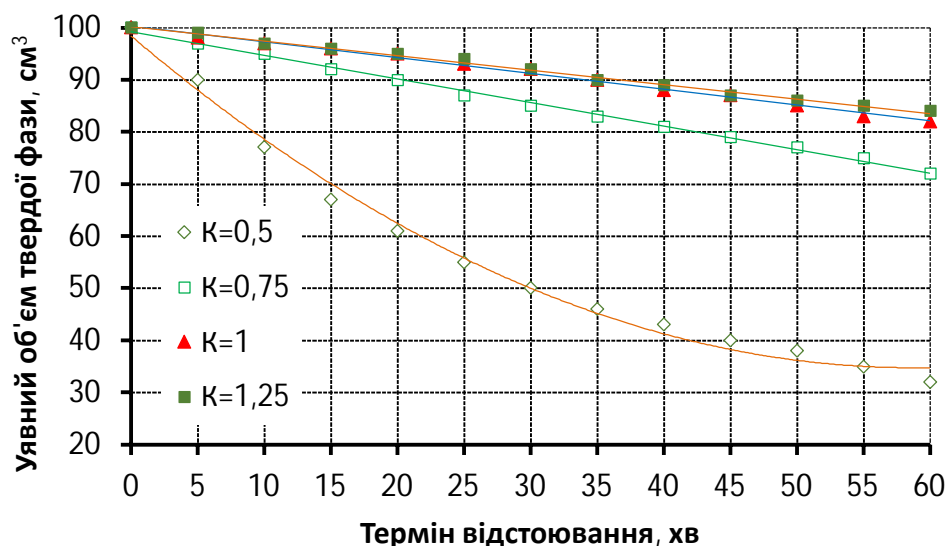


Рисунок 4.11 - Залежність уявного об'єму утвореної твердої фази від терміну відстоювання при різних значеннях співвідношення реагентів $K=[\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$ ($J_{\text{п}}=23 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{pH}=5,2$, $t = 20,7^\circ\text{C}$)

Підвищення дози фосфатів призводить до утворення більшої кількості твердих частинок і погіршення освітлення. Наприклад, при стехіометричному співвідношенні ($K=1$) після години відстоювання видимий об'єм твердої фази зменшується лише на 20 %. Очевидно, що така початкова жорсткість води є досить високою, а тверді частинки надзвичайно дисперсні та мають певний поверхневий заряд, що заважає їх коагуляції.

Слід зазначити, що формування сполук кальцію з фосфором є досить складним процесом. Як вказано у [158], при змішуванні розчинів хлориду кальцію та фосфорної кислоти в діапазоні pH 3–8 утворюється кристалогідрат гідрофосфату кальцію $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. В умовах $\text{pH} > 8$ можливе формування гідроксиapatиту. З огляду на складність реагентів, використаних у нашому експерименті, водневий показник також може суттєво впливати на формування осаду, сприяючи утворенню одно-, двозаміщених та інших структур. Однак це питання є досить складним і

виходить за рамки даного дослідження, тому ми не зосереджуємося на ньому. До того ж, на цьому етапі нас більше цікавлять фізико-хімічні властивості осаду з точки зору ефективного відділення твердої фази від розчину.

При осадженні іонів кальцію в нейтральному середовищі ситуація суттєво не змінюється (рис. 4.12). Об'єми твердої фази після годинного відстоювання дещо зменшуються, особливо при низьких значеннях коефіцієнта K (приблизно на 30 %). При співвідношенні реагентів, близькому до стехіометричного, різниця у видимому об'ємі твердої фази за тих же умов зменшується на 2–4 %.

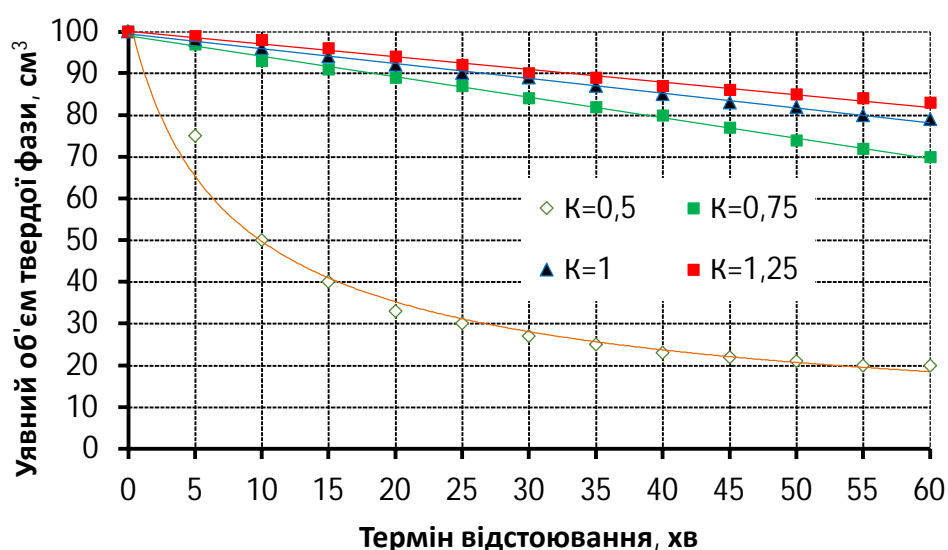


Рисунок 4.12 - Залежність уявного об'єму утвореної твердої фази від терміну відстоювання при різних значеннях співвідношення реагентів $K=[\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$ ($J_{\text{п}}=23 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{pH}=6,78$, $t=20,7 \text{ }^\circ\text{C}$)

Цікаво, що навіть у сильно лужному середовищі осадження не суттєво покращує інтенсивність освітлення суспензії (рис. 4.13), хоча різниця більш помітна, ніж при осадженні в кислому середовищі. Навіть за $K=0,5$ після години відстоювання видимий об'єм осаду не зменшується більш ніж на 50 % від початкового об'єму суспензії. Очевидно, що працювати з таким дрібнодисперсним і об'ємним осадом досить складно, тому в реальних умовах необхідно передбачити додаткові процеси коагуляції чи флокуляції, що вимагає проведення додаткових досліджень.

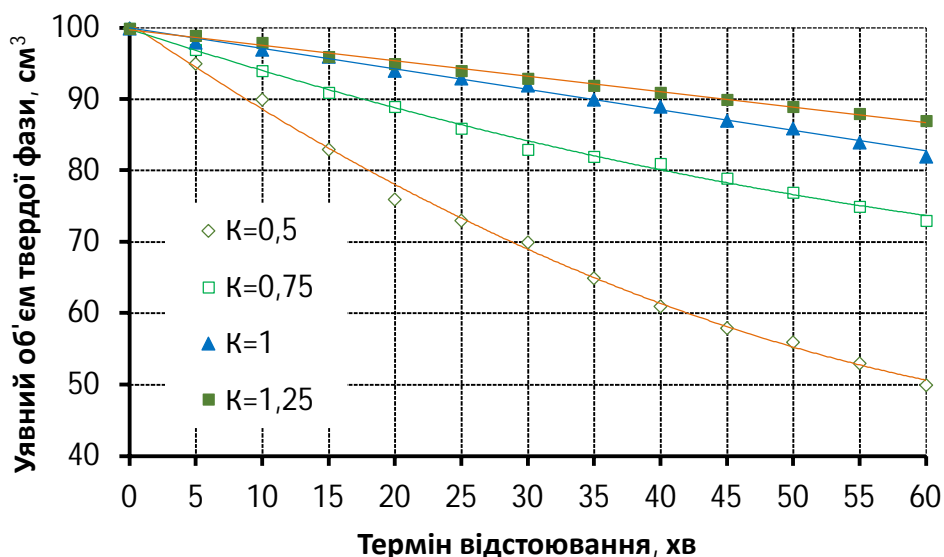


Рисунок 4.13 - Залежність уявного об'єму утвореної твердої фази від терміну відстоювання при різних значеннях співвідношення реагентів $K=[\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$ ($J_{\text{п}} = 23 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{pH}=10,5$, $t=20,7^\circ\text{C}$)

Проведені експерименти показали, що ефективне пом'якшення води за допомогою фосфату натрію можливе навіть при низьких температурах і без етапу відстоювання. При цьому стехіометричне співвідношення реагентів забезпечує достатню ефективність для отримання м'якої та дуже м'якої води. У діапазоні температур $5\text{--}70^\circ\text{C}$ і при pH від 5 до 11 ефективність фосфату натрію залишається стабільно високою, змінюючись на 5–25 %. Залишкову жорсткість води можна знизити до $0,1\text{--}0,2 \text{ мг-екв/дм}^3$ шляхом оптимізації умов осадження.

Загалом, з точки зору ефективності пом'якшення, фосфат-іон є цілком придатним реагентом для видалення іонів кальцію з жорстких природних вод у побутових та офісних системах. Однак можливість ефективного відокремлення утвореного осаду від обробленої води не забезпечується через високу дисперсність твердих частинок. Процес освітлення обробленої води є нестабільним, інтенсивність осідання твердих частинок низька, а залишковий видимий об'єм осаду потребує застосування додаткових реагентів, таких як коагулянти або флокулянти.

4.3 Використання поверхнево-активних речовин для ефективного видалення часток фосфату кальцію із води

Попередні дослідження показали, що застосування содово-вапняної технології супроводжується значною перевитратою реагентів, необхідністю підтримки високих температур і сильно лужного середовища [157]. Для систем із малою продуктивністю такі умови малопридатні, оскільки вимагають впровадження багатостадійних технологічних процесів. Відомо, що фосфати можуть використовуватися як осаджувачі іонів кальцію, з якими вони утворюють нерозчинні сполуки [156]. Попередні дослідження підтвердили високу ефективність цього процесу, і, що найважливіше для його застосування в офісних і побутових системах - миттєве утворення твердої фази при змішуванні реагентів за температур навколишнього середовища [159]. Однак для забезпечення високої загальної ефективності процесу пом'якшення необхідно досягти ефективного розділення твердої та рідкої фаз. Очевидно, що для такої технології найбільш прийнятними є відстоювання та фільтрація. Причому фільтрація є більш доцільною, оскільки відбувається швидше і не вимагає ємностей великого об'єму. Якщо цей етап обробки недостатньо ефективний, частина осаду залишатиметься у воді, що негативно впливатиме на її характеристики. Проблема відділення твердої фази є однаково важливою як при відстоюванні, так і при фільтрації. Таким чином, ефективність процесів розділення рідкої та твердої фаз залишається невирішеною науковою проблемою в контексті пом'якшення води з використанням фосфату натрію.

Задача наступних досліджень полягала у вивченні особливостей відділення твердої фази з обробленої води традиційними методами та пошуку шляхів підвищення ефективності цих процесів.

Заздалегідь підготовлені модельні розчини з концентрацією іонів кальцію 15–17 мг-екв/дм³ обробляли або розчином фосфату натрію, або сумішшю цього фосфату з флокулянтom. У другому випадку кількість фосфату натрію залишалася незмінною і відповідала стехіометричному співвідношенню, тоді як доза

флокулянта варіювалася від 0 до 50 мг/дм³. Як допоміжні реагенти застосовували поліакриламід (ПАА) — неіоногенний флокулянт; Magnofloc-336 від компанії Ciba — аніонний флокулянт з молекулярною масою до 20 мільйонів а.о.м.; та Zetag-7692 від Ciba — катіонний флокулянт з молекулярною масою до 20 мільйонів а.о.м. Методика досліджень описана в розділі 2.

Початковий цикл досліджень був спрямований на вивчення процесів відстоювання суспензії, яка утворюється внаслідок реакції іонів кальцію з фосфатами і освітлюється досить повільно. Результати експериментів (рис. 4.14) показали, що позитивний ефект ПАА проявляється лише при концентраціях флокулянта понад 10 мг/дм³. За нижчих концентрацій швидкість освітлення виявляється навіть меншою, ніж без флокулянта. Крім того, при таких малих концентраціях утворений твердий осад має вигляд дрібнодисперсної суспензії, яка візуально сприймається як однорідна біла маса. У цьому випадку спостерігати процеси флокуляції не вдається [160].

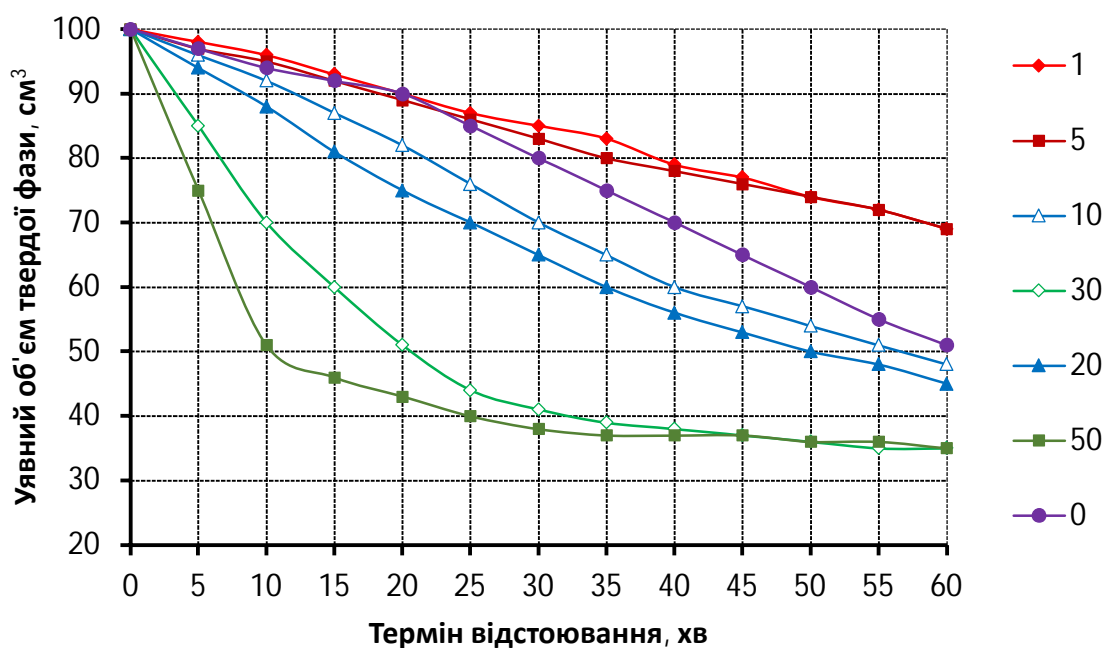


Рисунок 4.14 – Залежність уявного об'єму утвореного осаду від терміну відстоювання при використанні різних доз ПАА (мг/дм³) (співвідношення $K = [\text{PO}_4^{3-}]/[\text{Ca}^{2+}] = 1$, початкова жорсткість $J_{\text{п}} = 16,4$ мг-екв/дм³, рН = 6,57, $T = 19,7$ °С

Концентрації флокулянта 10–20 мг/дм³ незначно впливають на ситуацію і зменшують видимий об'єм твердої фази лише на 3–15 %. Проте в об'ємі можна виявити окремі агрегати, а тверда фаза представляє собою пористу, пухку масу, яка майже з постійною швидкістю осідає на дно циліндра. Швидкість осідання твердої фази ще більше збільшується при концентраціях флокулянта 30–50 мг/дм³. Слід зазначити, що такі рівні флокулянтів є занадто високими для систем очищення води, тому подальше їх підвищення навряд чи доцільне, хоча при концентрації 50 мг/дм³ були отримані досить хороші результати. Особливо варто відзначити, що процес освітлення при такій концентрації найбільш інтенсивно відбувається в перші 10 хвилин. За цей час видимий об'єм твердої фази зменшується вдвічі і через 1 годину відстоювання стабілізується на рівні 35 см³. Це може мати позитивний вплив як на процеси відстоювання, так і на процеси фільтрації.

При використанні катіонного флокулянта Magnofloc-336 (рис. 4.15) були отримані цікаві результати. При концентраціях близько 1 мг/дм³ спостерігається зворотний ефект: тверда фаза осідає повільніше, ніж без флокулянта. Зі збільшенням дози флокулянта підвищується й ефективність його дії. Найкращі результати досягнуто при дозі 30 мг/дм³. Проте подальше збільшення концентрації до 50 мг/дм³ призводить до формування стійкої структури, яка з часом не осідає. Згідно з рис. 4.15, при концентрації флокулянта 30 мг/дм³ після 10 хвилин відстоювання видимий об'єм твердої фази зменшується до 30 см³ і стабілізується на цьому рівні. Отже, за таких умов час відстоювання можна обмежити 10 хвилинами, що дозволяє значно скоротити тривалість процесу та розпочати фільтрацію.

Аніонний флокулянт Zetag-7692 показав найменшу ефективність у процесі відстоювання осадів фосфату кальцію рис. 4.16. Процес освітлення суспензії проходить досить повільно, а залишковий видимий об'єм твердої фази залишається значним. Швидкість освітлення суспензії майже не змінюється при концентраціях флокулянта 1–10 мг/дм³ і навіть без його додавання. Тільки при дозах 30–50 мг/дм³ спостерігається невелике (на 15–25 % порівняно з освітленням без флокулянта) збільшення швидкості осадження твердої фази. Проте при таких концентраціях

флокулянта освітлення відбувається занадто повільно, і зменшення видимого об'єму твердої фази спостерігається протягом усього періоду відстоювання, досягаючи 35 см³ через годину.

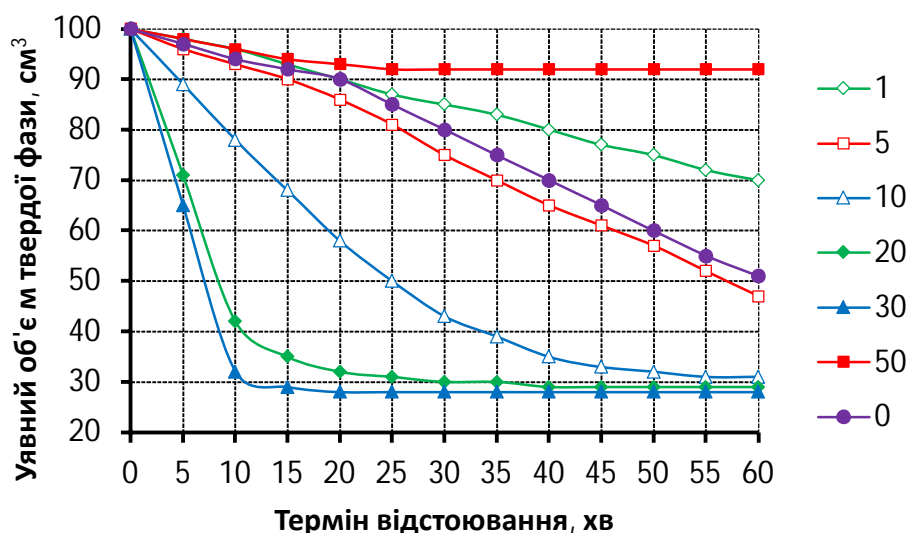


Рисунок 4.15 - Залежність уявного об'єму утвореної твердої фази від терміну відстоювання при використанні різних доз флокулянту Magnofloc – 336 (мг/дм³), співвідношенні $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, початковій жорсткості $J_{\text{п}} = 16,9$ мг-екв/дм³, рН = 6,54, $t = 19,8^\circ\text{C}$

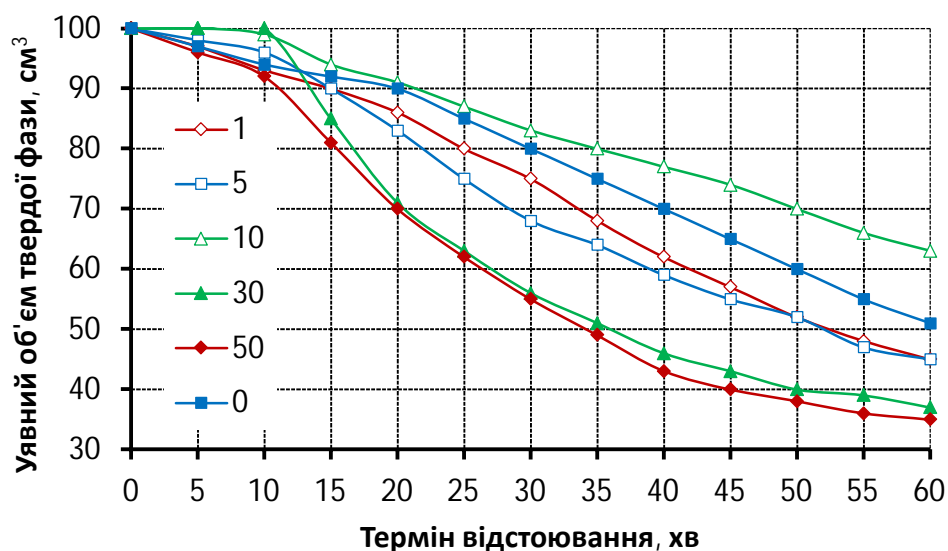


Рисунок 4.16 - Залежність уявного об'єму утвореної твердої фази від терміну відстоювання при використанні різних доз флокулянту Zetag – 7692 (мг/дм³), співвідношенні $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, початковій жорсткості $J_{\text{п}} = 17,5$ мг-екв/дм³, рН = 6,48, $t = 19,2^\circ\text{C}$

Отже, отримані результати досліджень дають підстави стверджувати, що найефективнішим при освітленні суспензій фосфату кальцію методом відстоювання є аніонний флокулянт Magnofloc-336 від компанії Ciba. Проте слід зазначити потребу у досить високих концентраціях флокулянта та великому обсязі твердих частинок після години відстоювання. Крім того, умови відстоювання не завжди гарантують оптимальні параметри для фільтрації. Другий етап наших досліджень був спрямований на вирішення цього питання.

Оскільки тверда фаза формується внаслідок реакції двох складних реагентів, її будова та структура можуть значно залежати від умов перебігу реакції. Зрозуміло, що найбільший вплив у цьому випадку матимуть температура, рівень рН та співвідношення компонентів. Ці фактори визначатимуть повноту реакції, формування кристалічної або аморфної структури, розмір агрегатів тощо, що, своєю чергою, впливатиме на ефективність відокремлення твердої та рідкої фаз під час фільтрації.

Як показано на рисунку 4.17, на швидкість фільтрації значно впливають тільки температури, нижчі за 20 °С. Це особливо помітно при температурі 5°С. За таких умов об'єм фільтрату відстає на 8–20 хвилин від об'єму фільтрату дистильованої води.

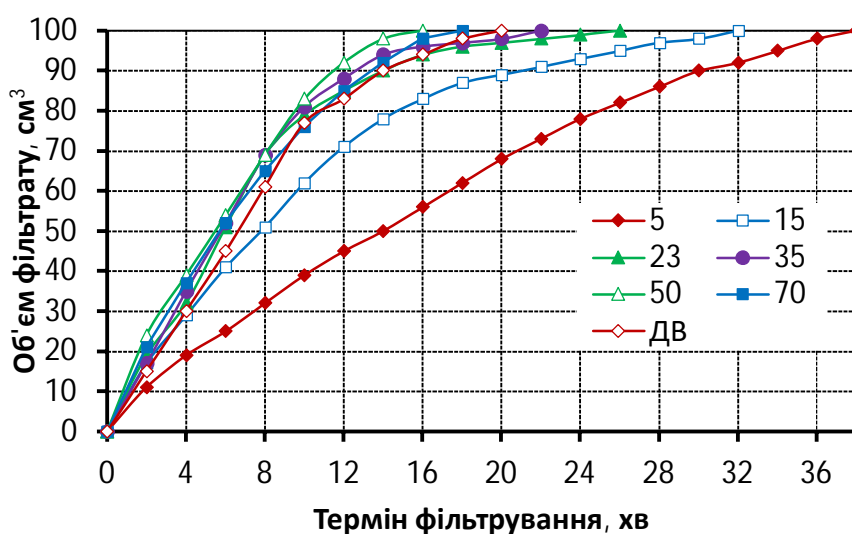


Рисунок 4.17 - Залежність об'єму фільтрату від терміну фільтрування при співвідношенні $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}] / [\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, початковій жорсткості $J_n = 10,5 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{pH} = 6,48$ та різних значеннях температури суспензії

При 15 °С ця різниця менша, а при температурах понад 20 °С криві майже збігаються. Це свідчить, що в діапазоні температур 20–70 °С утворюються частинки фосфату кальцію, найбільш придатні для даних умов експерименту.

За результатами досліджень (рис. 4.18), у межах рН 5–9 значного впливу на швидкість фільтрації не виявлено. Лише в умовах сильно лужного середовища тривалість фільтрації значно зростає, що ми пояснюємо формуванням аморфних частинок різного складу. У зв'язку з цим їх дисперсність стає надто великою, і фільтрація відбувається з частковим закупорюванням пор фільтрів.

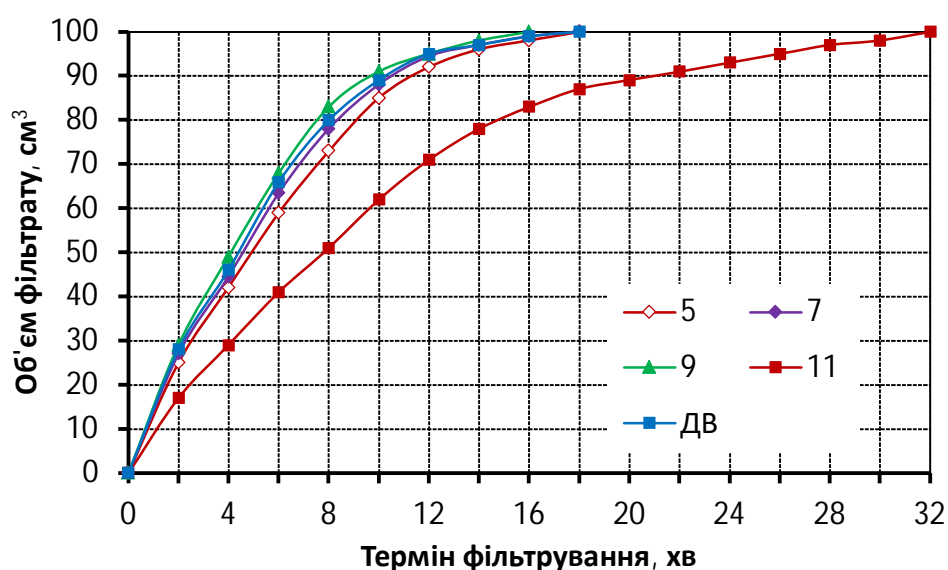


Рисунок 4.18 - Залежність об'єму фільтрату від терміну фільтрування при співвідношенні $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, початковій жорсткості $J_{\text{п}} = 10,5 \text{ мг-екв/дм}^3$, температурі 20°С та різних значеннях рН суспензії

Очевидно, що при зміні співвідношення компонентів утворюється тверда фаза з різним складом. Це підтверджується тим, що швидкість фільтрації суспензії при стехіометричному співвідношенні компонентів майже збігається з кривою швидкості фільтрації дистильованої води в аналогічних умовах (рис. 4.19).

Зі зміною коефіцієнта K як у бік зменшення, так і збільшення, умови фільтрації суспензії погіршуються. Чим більше значення коефіцієнта K відхиляється від стехіометричного, тим більш розвинену структуру набуває тверда фаза, і тим складніше відбувається її відокремлення від рідкої фази. Отже, для

процесів фільтраційного відділення твердої фази оптимальними є температура понад 20 °С, стехіометричне співвідношення реагентів і рН у межах 5–9.

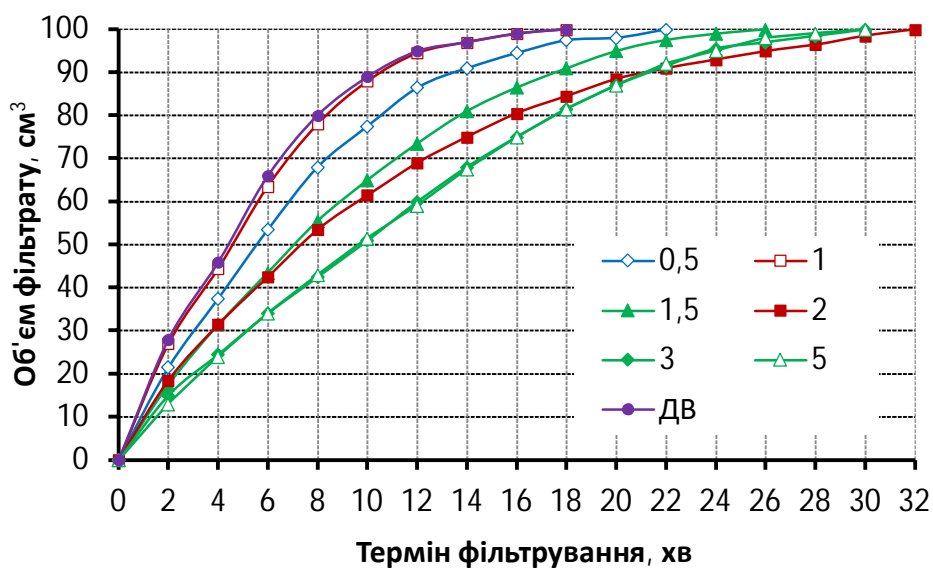


Рисунок 4.19 - Залежність об'єму фільтрату від терміну фільтрування при початковій жорсткості $J_{\text{п}} = 10,5$ мг-екв/дм³, температурі 20°C, різних значеннях співвідношення $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$ та рН суспензії 7,0

Як показали результати визначення знака поверхневого заряду частинок твердої фази, оптимальним діапазоном водневого показника є 7,5–8,5 (рис. 4.20).

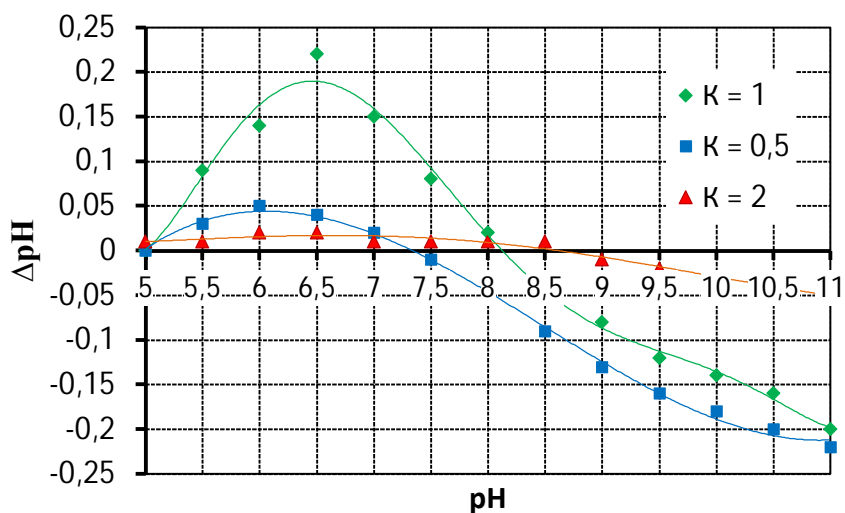


Рисунок 4.20 - Залежність суспензійного ефекту від рН суспензії при вмісті твердої фази 223 мг/дм³ та температурі 21°C

У цьому інтервалі рН поверхневий заряд частинок мінімальний, що сприяє їх агрегації. Крім того, зміна коефіцієнта K впливає на рН нульового заряду твердих частинок. Якщо при стехіометричному співвідношенні компонентів він дорівнює рН 8,15, то при $K=0,5$ знижується до рН 7,41, а при $K=2$ підвищується до рН 8,64. Як видно з рисунка 4.20, зміна співвідношення компонентів впливає не лише на знак поверхневого заряду, але й на його величину. Максимальний заряд мають частинки, отримані при стехіометричному співвідношенні реагентів. Також встановлено, що при $\text{pH} \leq 5,5$ спостерігається розчинення свіжоосадженого осаду, що призводить до зниження потенціалу поверхневого заряду.

Додаткові дослідження у цьому напрямку показали, що типи та дози флокулянтів, ефективні при відстоюванні, не завжди дають аналогічний результат при фільтруванні (рис. 4.21). Було виявлено, що найвищу швидкість має фільтрування суспензій без додавання будь-яких реагентів. Вплив флокулянтів вивчали при концентраціях 10 і 30 мг/дм³.

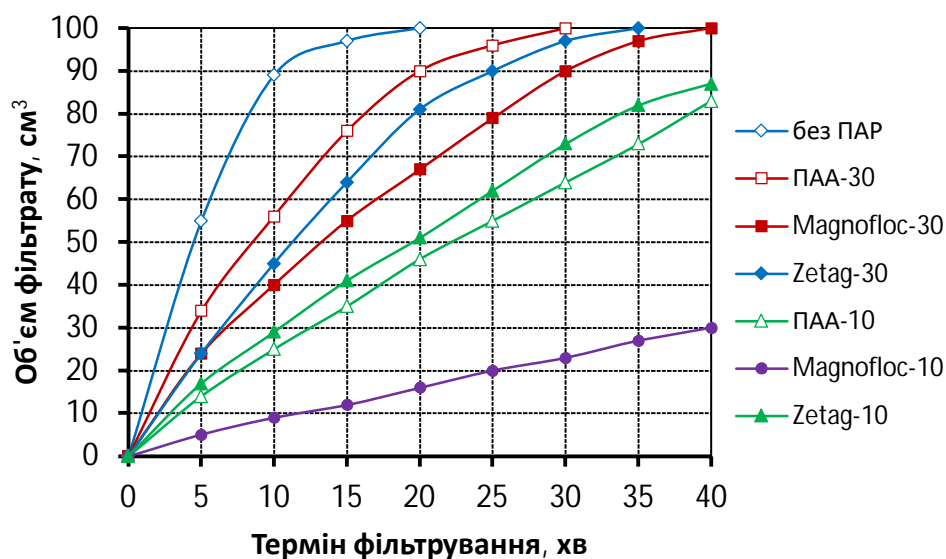


Рисунок 4.21 - Залежність об'єму фільтрату від терміну фільтрування при початковій жорсткості $J_{\text{п}} = 22,3$ мг-екв/дм³, температурі 20°C, дозі ПАР 10 та 30 мг/дм³, співвідношенні $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$ та рН суспензії 7,0

Згідно з рисунком 4.21, жоден із флокулянтів різних типів та концентрацій не сприяв підвищенню швидкості фільтрації. Ймовірно, високі дози флокулянтів

призводять до швидкого засмічення пор фільтрів, що знижує швидкість проходження рідкої фази. Зменшення концентрації флокулянтів до 10 мг/дм³ істотно на ситуацію не вплинуло. Незначні відмінності в інтенсивності фільтрації між різними флокулянтами спостерігаються, але жоден не забезпечує швидкість фільтрації більшу, ніж без використання реагентів. Отже, фільтрування, на відміну від відстоювання, краще проводити без додаткової обробки суспензії реагентами.

Сучасне пом'якшення природних вод потребує нових досліджень для створення ефективних технологій. Застосування фосфатів для обробки жорсткої води дозволяє ефективно видаляти іони кальцію. Проте залишається невирішеною проблема відокремлення рідкої та твердої фаз. При відстоюванні використання аніонного флокулянту Magnofloc-336 від компанії Ciba значно прискорює освітлення суспензії і зменшує об'єм твердої фази. Під час відділення твердої фази фільтруванням на швидкість процесу суттєво впливають умови формування осаду. Ключову роль відіграють температура, рН і співвідношення компонентів, оскільки вони визначають склад та поверхневий заряд частинок твердої фази. Жоден із досліджених флокулянтів різних типів не підвищив ефективність фільтрування, що робить їх застосування недоцільним. Для ефективного відділення твердої фази фільтруванням оптимальними є температура понад 20 °С, стехіометричне співвідношення компонентів та рН у діапазоні 5–9. Природні води завжди містять іони кальцію та магнію, які потрібно видалити під час пом'якшення. Щоб підтвердити отримані результати щодо іонів кальцію, аналогічні дослідження було проведено й для іонів магнію.

4.4 Ефективність видалення іонів магнію з води в процесах її пом'якшення

Відповідно до чинних нормативних документів України, показник загальної жорсткості питної води не повинен перевищувати 7 мг-екв/дм³ [3]. При цьому параметри фізіологічної повноцінності мінерального складу води встановлюють мінімальну загальну жорсткість на рівні 1,5 мг-екв/дм³, а рекомендований вміст

іонів магнію становить 10–50 мг/дм³. У деяких галузях промисловості вимоги до цього показника води є ще суворішими. Наприклад, у харчовій промисловості використовують воду з жорсткістю 0,1–0,2 мг-екв/дм³, а в енергетиці — навіть 0,03–0,05 мг-екв/дм³ [12]. Отже, багато природних вод потребують пом'якшення, тобто зменшення надлишкової кількості іонів кальцію та магнію.

На сьогодні найпоширенішим методом пом'якшення води є содово-вапняна (натрієва) технологія. Вона полягає в тому, що жорстку воду спочатку обробляють карбонатом натрію для осадження іонів кальцію, а потім додають вапно для видалення іонів магнію. Цей метод вимагає відстоювання і видалення осаду, а також коригування рН обробленої води з показника 10,0–11,0 до нейтрального значення. Метод не є надто ефективним, оскільки навіть при температурі води 35–40 °С залишкова жорсткість становить 0,5–1,0 мг-екв/дм³. Попри ці недоліки, технологія вважається базовою для промислового застосування, оскільки дозволяє пом'якшувати воду з різними концентраціями іонів кальцію та магнію і будувати системи високої продуктивності.

Сучасне збільшення вмісту іонів кальцію та магнію в природних водах змушує встановлювати системи пом'якшення в офісах, приватних будинках і квартирах, де застосування содово-вапняної технології неможливе. Оскільки потрібна продуктивність таких систем невелика, найбільшого поширення набули іонообмінні установки для пом'якшення води [148]. У цих установках як регенераційний розчин використовують 6–8 % розчин хлориду натрію, який після регенерації скидають у каналізацію. Отже, окрім іонів кальцію та магнію, у стічні води потрапляє значно більша кількість хлориду натрію [147]. Багато води витрачається на спущування та промивання іонітів. Загалом 20–30 % води, обробленої установкою, використовується на її обслуговування [146]. Кількість таких малопотужних систем щороку збільшується, і, відповідно, зростає їхній негативний вплив на навколишнє середовище.

Дотепер пом'якшення води в побутових та офісних умовах залишається невирішеною складовою наукової проблеми захисту довкілля від забруднення

шкідливими речовинами. Очевидно, що ця проблема давно потребує вирішення, і з кожним роком її актуальність лише зростатиме.

Проведені дослідження [157] показали, що для ефективного видалення іонів кальцію содово-натрієвим методом при низьких температурах і без відстоювання необхідне 5–10-кратне перевищення дози осаджувача над стехіометричною кількістю. Важливо також, що необхідний процес освітлення обробленої води відбувається нестабільно, інтенсивність осадження твердих частинок низька, а залишковий об'єм осаду вимагає застосування додаткових реагентів у вигляді коагулянтів або флокулянтів. Мінімальна залишкова жорсткість води в цьому випадку становить 0,6 мг-екв/дм³. Практично відсутні детальні дослідження ефективності видалення іонів магнію шляхом їх гідролізу. Тому ми продовжили пошук прийнятних методів та реагентів для пом'якшення води в побутових та офісних системах.

Наші дослідження виявили, що, на відміну від карбонату кальцію [161], іони магнію можуть ефективно осаджуватися у формі інших нерозчинних сполук. Відповідно до [158], найпоширенішими малорозчинними або нерозчинними у воді є фосфорні сполуки магнію. Таких сполук існує багато з широким діапазоном розчинності. Однак найпростішим і найпоширенішим є гідроксид магнію — продукт гідролізу іонів магнію. У содово-вапняному методі іони магнію видаляються саме у вигляді гідроксиду, оскільки карбонат магнію занадто розчинний.

Проте значення рН, при якому починається осадження $Mg(OH)_2$ при концентрації іонів магнію 0,01 м, становить 10,4, а для повного осадження потрібно рН 12,4 [162]. За даними наших досліджень, видалення магнію у формі гідроксиду має суттєві недоліки, оскільки настільки значне підвищення рН вимагає подальшої корекції після відділення осаду, що призводить до значних витрат реагентів.

Виявилося, що навіть при початковій жорсткості 19,6 мг-екв/дм³ і рН 10,5 утворення твердої фази в модельному розчині візуально не помітне (рис. 4.22). Для досягнення помітного ефекту пом'якшення рН слід підтримувати в діапазоні 11–

11,5. Проте позитивним моментом є те, що з плином часу відбувається освітлення обробленого розчину, що дозволяє розділити тверду і рідку фази.

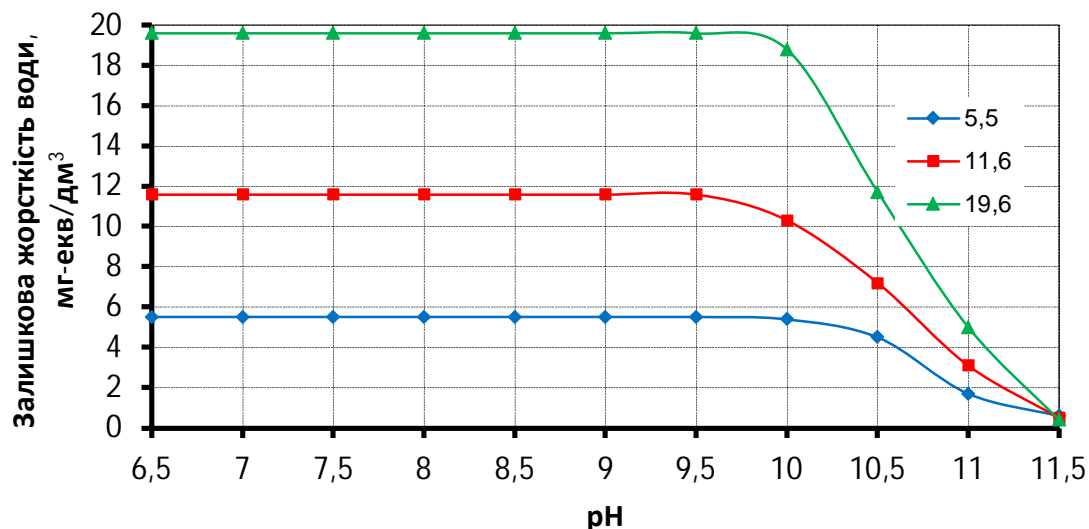
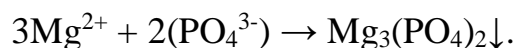


Рисунок 4.22 - Залежність залишкової магнієвої жорсткості води від pH при різних значеннях початкової жорсткості та температурі розчину 22 °С

Однак для систем з малою та середньою продуктивністю цей метод неприйнятний, оскільки вимагає додаткової корекції pH обробленої води і пов'язаний з великими витратами реагентів.

Іншим реагентом, який часто рекомендують у наукових джерелах для осадження іонів магнію, є фосфати [156]. У цьому контексті вважається, що в розчині відбуваються реакції, які загалом можуть бути подані в такому спрощеному вигляді:



У результаті іони магнію утворюють нерозчинну сполуку та можуть бути вилучені з оброблюваної води. Наведене рівняння є досить спрощеним, оскільки під час реакції може виникати багато проміжних сполук. Більш докладну інформацію про них можна знайти, наприклад, у [158]. Як ми вже відзначали [161], з точки зору ефективності процесу пом'якшення, фосфати натрію є більш придатними осаджувачами, ніж карбонати. Оскільки процеси пом'якшення

передбачають одночасне вилучення іонів кальцію та магнію, то очевидно, що подібні детальні дослідження слід виконати і для фосфатів магнію.

Наші експерименти (рис. 4.23) показали, що зниження магнієвої жорсткості за допомогою фосфатів виявилось менш ефективним, ніж усунення іонів кальцію. Навіть при рН 10,07 і $K = 2$ мінімальна залишкова жорсткість води не зменшувалася нижче 0,75 мг-екв/дм³ (у випадку кальцію — 0,1–0,2 мг-екв/дм³). При зниженні рН спостерігається стабільне падіння ефективності, хоча й не дуже значне. Таким чином, при переході з лужного в кисле середовище залишкові концентрації іонів магнію зростають удвічі незалежно від значення коефіцієнта K .

З урахуванням сучасних суворих вимог до вмісту фосфатів у стічних водах, слід орієнтуватися на стехіометричні співвідношення реагентів для максимально повного протікання реакції між компонентами. Як видно з рис. 4.23, у нейтральному середовищі при $K = 1$ залишкова жорсткість обробленої води може досягати 3 мг-екв/дм³ і більше. За інших умов (температура, висока початкова магнієва жорсткість) залишкова жорсткість може бути ще більшою, що суттєво знижує загальну ефективність процесу пом'якшення.

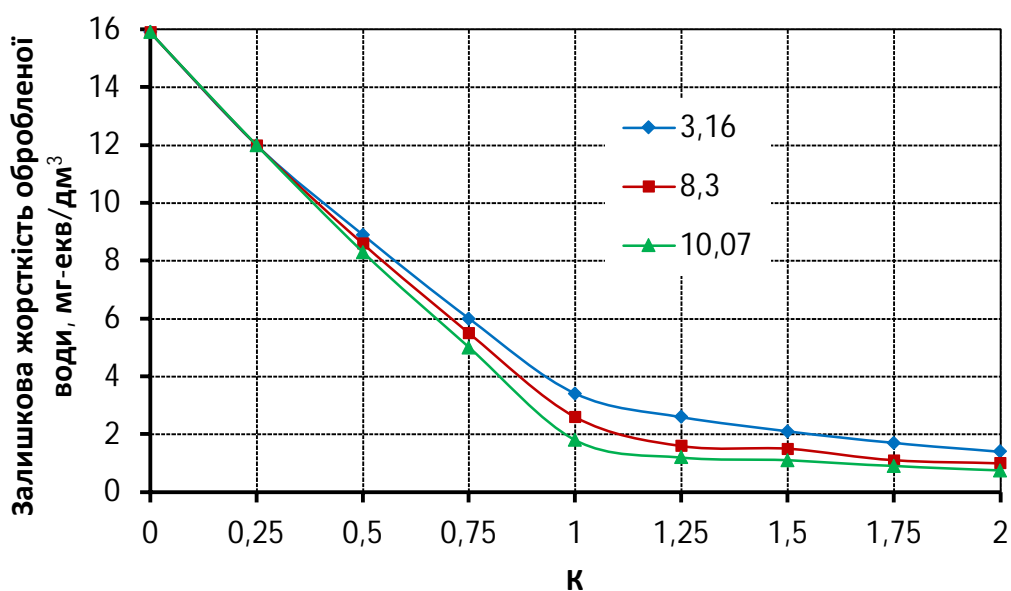


Рисунок 4.23 - Залежність залишкової жорсткості води від коефіцієнту $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]$ при різних значеннях рН та температурі розчину 22 °С

Схожі тенденції спостерігаються і при зміні початкової твердості води (див. рис. 4.24).

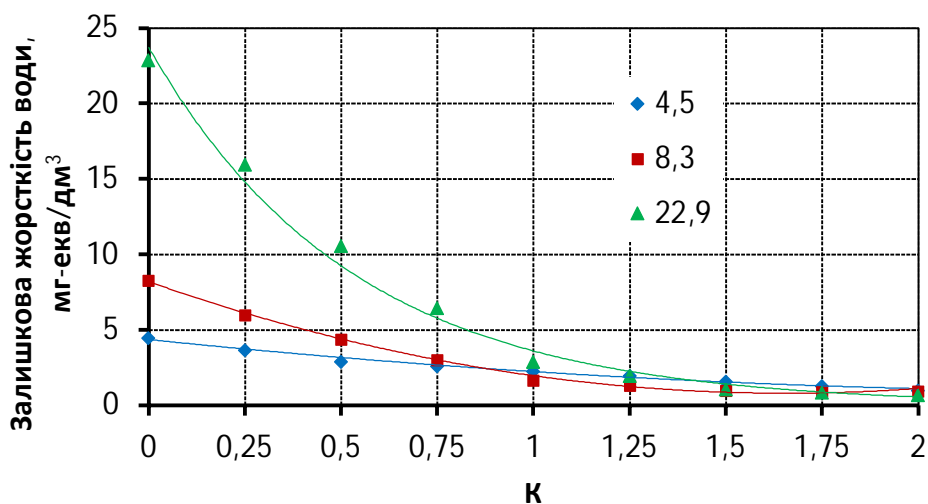


Рисунок 4.24 - Залежність залишкової жорсткості води від коефіцієнту $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]$ при різних значеннях початкової жорсткості, $\text{pH}_\text{п}$ 6,58 та температурі розчину 21 °С

Найбільші відмінності спостерігаються при значеннях $K \leq 1$, що зумовлено нестачею фосфат-іонів і неможливістю утворення твердої фази зі стехіометричним складом. Однак навіть за стехіометричного співвідношення реагентів ($K = 1$) залишкова жорсткість після обробки води залишається досить високою і становить 2,5–3 мг-екв/дм³. Додаткове збільшення кількості фосфату натрію дає можливість дещо зменшити залишкову жорсткість води після обробки. Наприклад, при $K = 2,0$ найменша залишкова жорсткість після обробки води становила 0,7 мг-екв/дм³ при початковій жорсткості 22,9 мг-екв/дм³. Також зафіксовано підвищення залишкової жорсткості води після обробки при зменшенні її початкової жорсткості. Наприклад, за цих умов при початковій жорсткості 8,3 мг-екв/дм³ залишкова жорсткість підвищується до 0,95 мг-екв/дм³, а при початковій жорсткості 4,5 мг-екв/дм³ вона зростає до 1,0 мг-екв/дм³. На нашу думку, така ситуація обумовлена значним збільшенням маси твердої фази та підвищенням рН при збільшенні кількості фосфату натрію.

Важливою перевагою застосування фосфату натрію як осаджувача іонів магнію є те, що ефективність процесу практично не залежить від температури води в широкому діапазоні. Як показано на рисунку 4.25, при температурах від 5 до 70 °С ефективність пом'якшення залишається стабільною. Крім того, тверда фаза утворюється одразу після змішування розчинів, що дає можливість негайно її відфільтрувати перед використанням очищеної води. Це особливо важливо при пом'якшенні природних вод без попереднього підігріву. Наші вимірювання температури води в різні пори року в київській мережі показали, що вона коливається переважно між 13 і 17 °С, але взимку, особливо за умов недостатнього опалення приміщень, може знижуватися до 8,5 °С.

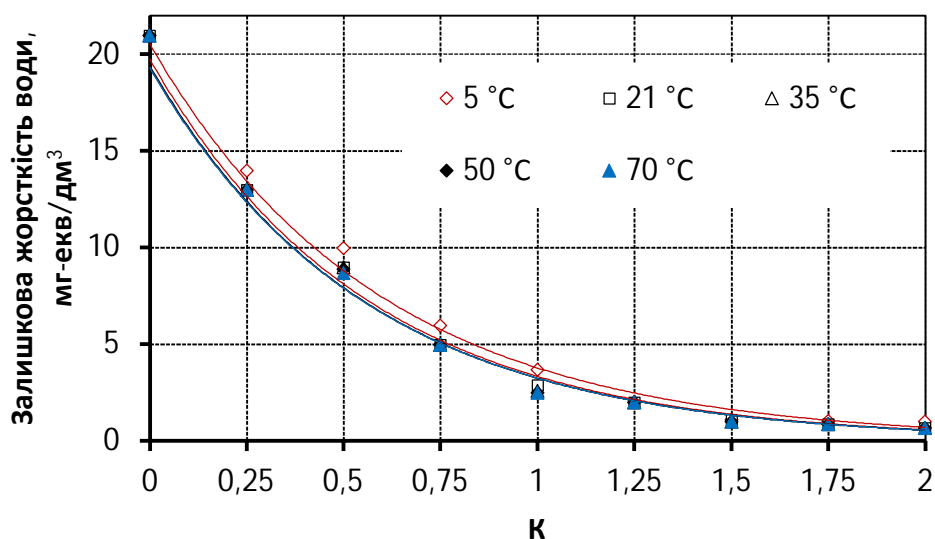


Рисунок 4.25 - Залежність залишкової жорсткості води від коефіцієнту $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}_2^+, \text{мг-екв}]$ при різних значеннях температури розчину, початковій жорсткості 21 мг-екв/дм, рН 6,58

Вилучення магнієвих іонів є необхідним етапом у технологіях зменшення жорсткості води. Звичайні методи не досягають потрібної ефективності без специфічних умов—підвищення температури та налаштування показника рН. Хоча після обробки води фосфатами вміст магнієвих іонів залишається значним, їх використання є більш прийнятним для систем малої та середньої продуктивності, оскільки дозволяє проводити пом'якшення при низьких температурах без

відстоювання. Відзначено підвищення залишкової жорсткості очищеної води при зменшенні початкового значення її жорсткості, що ми пов'язуємо зі значним збільшенням маси осаду і підвищенням рН при збільшенні кількості фосфату натрію.

Попри значну кількість пропозицій щодо використання фосфатів у процесах пом'якшення, окремі аспекти й особливості залишаються недостатньо вивченими. Одночасне видалення іонів кальцію та магнію з води призведе до змін у певних параметрах процесу. Для впровадження фосфатів у системах малої та середньої продуктивності необхідно ретельно дослідити процеси фільтрації за різних умов, властивості отриманої твердої фази, розміри твердих частинок тощо. Можливе також використання додаткових реагентів, таких як коагулянти та флокулянти. Ці напрямки стали основою наших майбутніх досліджень у цій галузі.

4.5 Підвищення ефективності видалення сполук магнію з води в процесах її пом'якшення

У попередніх дослідженнях [161] було з'ясовано, що для ефективного усунення іонів магнію методом гідролізу потрібно підтримувати рН на значенні 10,5, що призводить до значних витрат реагентів і не завжди технологічно доцільно. З цієї причини було досліджено ефективність застосування фосфату натрію як реагенту для пом'якшення води в побутових і офісних системах, який мало змінює початкові властивості води. Проте серйозною проблемою є відокремлення рідкої і твердої фаз, які утворюються після змішування реагентів. Наступний етап даної роботи був спрямований на дослідження ефективності усунення сполук магнію із пом'якшеної води за допомогою різних реагентів.

Загальний успіх реагентних методів пом'якшення можливий лише за повного відокремлення твердої і рідкої фаз. Цього можна досягти двома методами: фільтрацією та відстоюванням. Фільтрація є більш підходящим методом для систем малої продуктивності — побутових, офісних тощо, де встановлення великих резервуарів не завжди можливе. Відстоювання краще підходить для

промислових високопродуктивних систем з відстійниками відповідного об'єму, але також може вказувати на ступінь сформованості частинок твердої фази.

На початковому етапі були виконані дослідження з оцінки впливу різних факторів на швидкість фільтрації суспензії, отриманої після пом'якшення. Результати показали, що оптимальні результати досягаються при співвідношенні реагентів, близькому до стехіометричного, коли утворюються тверді частинки з найкращою структурою. Навіть у кислому середовищі їх фільтрація відбувається майже з тією ж швидкістю, що й фільтрація дистильованої води (рис. 4.26). Відхилення співвідношення від стехіометричного в будь-який бік погіршує умови фільтрації твердої фази, а збільшення співвідношення К до 2 майже вдвічі подовжує час фільтрації.

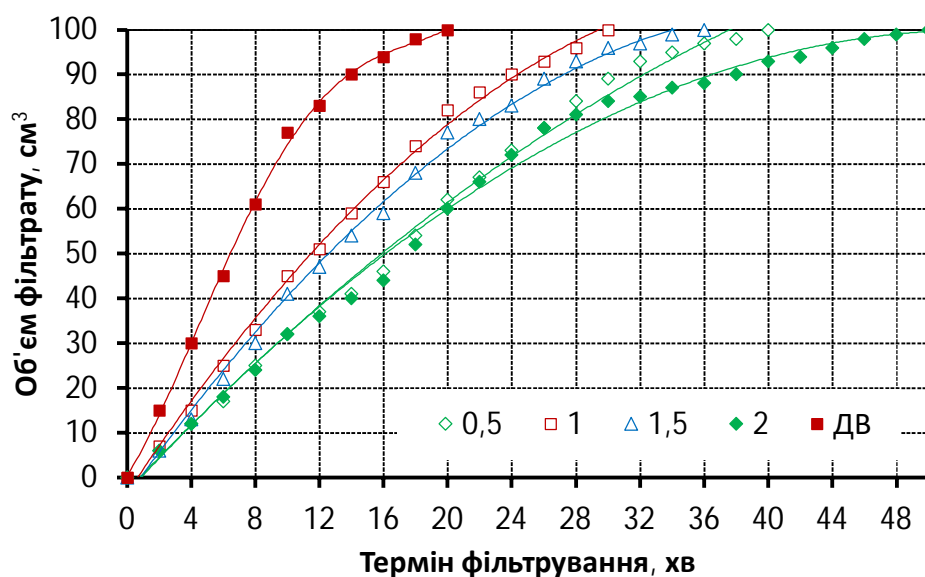


Рисунок 4.26 - Залежність швидкості фільтрування суспензії в часі при різних значеннях $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]$ при температурі розчину 21°C , початковій жорсткості $15,9 \text{ мг-екв/дм}$, $\text{pH } 3,16$ (ДВ – дистильована вода)

З огляду на суворі вимоги до вмісту фосфатів у питній та стічній воді, очевидно, що слід віддавати перевагу стехіометричним співвідношенням реагентів, коли фосфати максимально зв'язуються в нерозчинні сполуки.

У нейтральному середовищі, яке найбільше відповідає умовам застосування технології пом'якшення, швидкість фільтрації для всіх значень коефіцієнта К

значно зменшується (рис. 4.27). Час фільтрації 100 см³ суспензії, отриманої після обробки модельного розчину реагентом, збільшується в 2–3 рази. Очевидно, що для досягнення достатньої ефективності процесу пом'якшення в цьому випадку необхідні додаткові реагенти або більш сприятливі умови - наприклад, підігрів води чи додавання додаткової твердої фази. Проте такі заходи значно ускладнюють технологію, що для систем малої та середньої продуктивності є малопридатним.

Оптимальні умови фільтрації досягаються в лужному середовищі (рис. 4.28). Криві інтенсивності фільтрації дуже близькі до кривих для дистильованої води. При $K = 0,5$ схожість кривої фільтрації з кривою для дистильованої води пояснюється утворенням лише половини можливої твердої фази. Тому тверді частинки менше перешкоджають проходженню рідини через пори утвореного середовища.

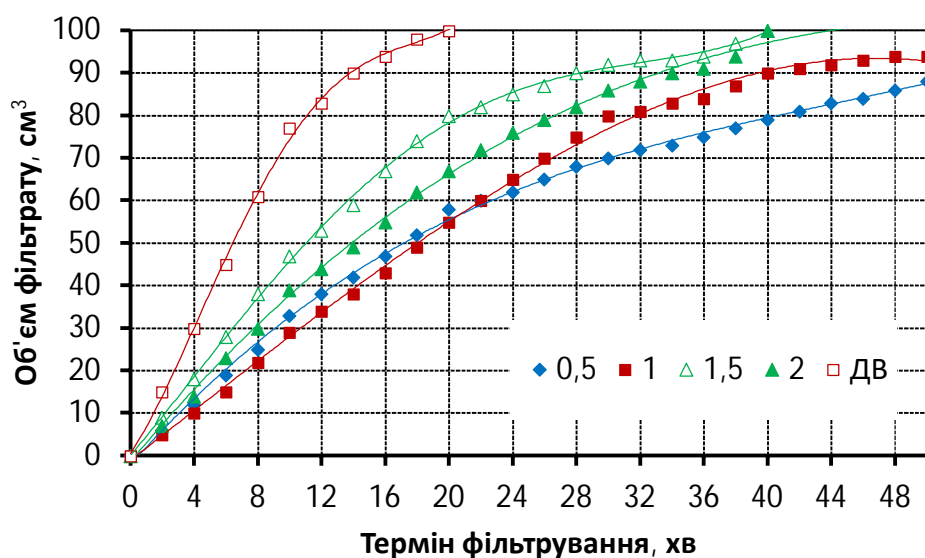


Рисунок 4.27 - Залежність швидкості фільтрування суспензії в часі при різних значеннях $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]$ при температурі розчину 21°C, початковій жорсткості 16,3 мг-екв/дм, рН 6,58 (ДВ – дистильована вода)

Незначний вплив частинок твердої фази на швидкість фільтрації спостерігається також при стехіометричному співвідношенні реагентів. Однак при надлишку фосфатів під час утворення твердої фази ($K=1,5-2,0$) формується аморфне желеподібне середовище, що значно впливає на швидкість фільтрації, збільшуючи час у кілька разів.

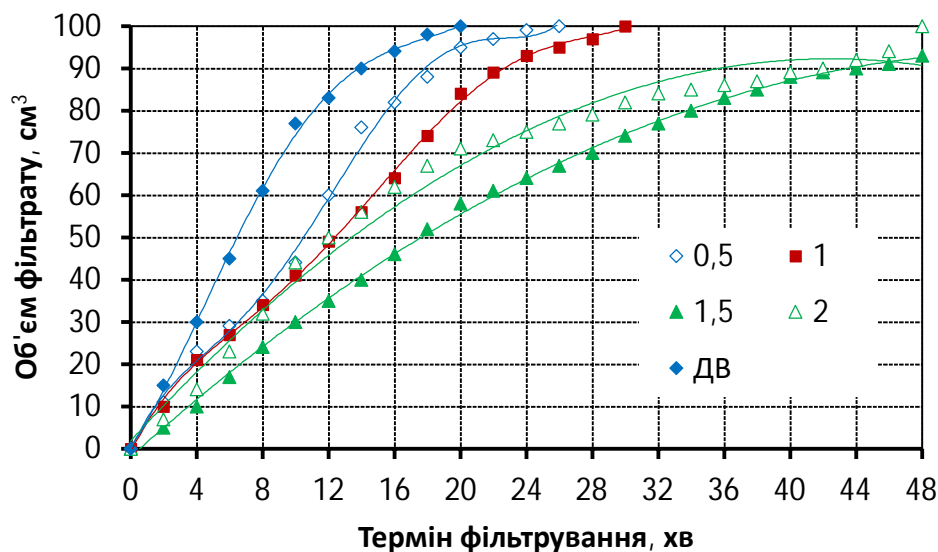


Рисунок 4.28 - Залежність швидкості фільтрування суспензії в часі при різних значеннях $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]$ при температурі розчину 21°C , початковій жорсткості $16,3 \text{ мг-екв/дм}^3$, рН $10,07$ (ДВ – дистильована вода)

Крім того, вологість отриманої твердої фази становить близько 99 %. Це ще раз підтверджує доцільність проведення реакції видалення іонів магнію при стехіометричному співвідношенні компонентів. У той же час, використання додаткових реагентів навіть за цих умов може бути корисним.

Застосування поліакриламідного флокулянта (ПАА) як додаткового реагенту в різних концентраціях показало, що швидкість фільтрації суспензії значно збільшується навіть при малих його дозах (рис. 4.29).

Позитивним моментом є те, що більша частина рідкої фази відфільтровується в перші 15–20 хвилин, а при дозі ПАА 50 мг/дм^3 - навіть у перші 10 хвилин. Водночас приблизно 80 % від початкового об'єму суспензії становить рідка фаза. Решта 20 % рідкої фази залишається в осаді. Порівнюючи ці результати з фільтрацією суспензії без флокулянта за тих самих умов, можна зазначити, що додавання флокулянта сприяє швидшому зневодненню суспензії, але значно підвищує вологість осаду. Загалом, отримані результати можна вважати досить перспективними.

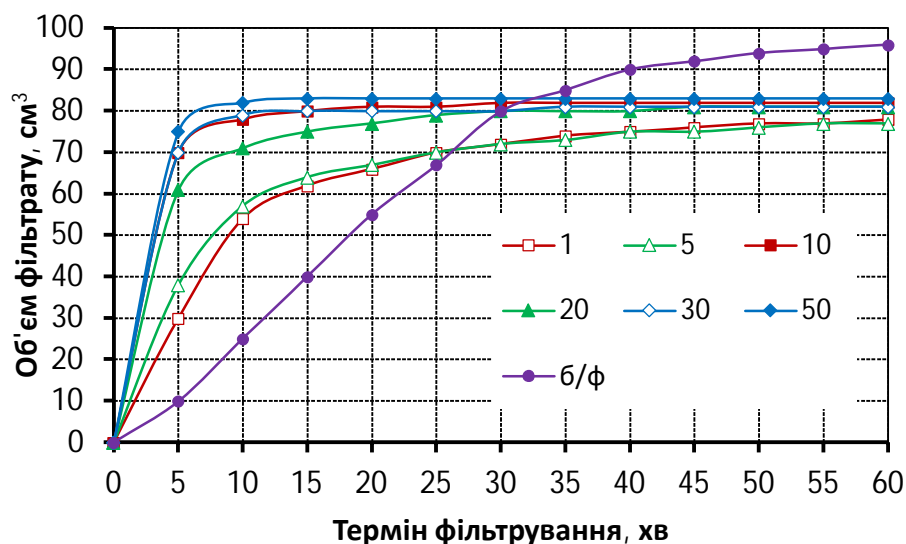


Рисунок 4.29 - Залежність швидкості фільтрування суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, різних концентраціях ПАА (мг/дм³), температурі розчину 21°C, початковій жорсткості 17,0 мг-екв/дм, рН 6,71 (б/ф – без флокулянта)

Використання аніонного флокулянта Magnofloc-336 (рис. 4.30) відрізняється меншою вологістю осаду. При дозі 50 мг/дм³, 80 % загального об'єму суспензії відфільтровується за 5 хвилин, а 96 % - за 60 хвилин. За дози 1 мг/дм³ ці показники становлять 40 % та 88 % відповідно. На відміну від ПАА, Magnofloc-336 забезпечує отримання осадів з меншою вологістю та трохи вищою швидкістю їх зневоднення.

Проте, найкращі результати були отримані при застосуванні катіонного флокулянта Zetag-7692 (рис. 4.31). Використання цього флокулянта дозволяє отримати 96 – 98 % фільтрату за 10 - 15 хвилин фільтрації. Особливо ефективною є концентрація 30 мг/дм³, при якій процес фільтрації завершується за 15 хвилин, і подальше збільшення об'єму фільтрату не спостерігається. Підвищення дози флокулянта призводить до зниження швидкості фільтрації.

Високу ефективність флокулянта Zetag підтверджують також результати відстоювання (рис. 4.32). Суспензія, оброблена цим флокулянтом, характеризується певним періодом формування структури твердої фази, після якого відбувається швидке осідання твердих частинок. Початкова жорсткість води була досить високою - 33 мг-екв/дм³. Після годинного відстоювання уявний об'єм твердої фази становив близько 23 % від початкового об'єму суспензії. Для

порівняння, без флокулянта цей показник становив приблизно 96 %, а при використанні ПАА та флокулянта Magnofloc – 78 % та 51 % відповідно.

Рисунок 4.30 - Залежність швидкості фільтрування суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^3, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, різних концентраціях Magnofloc (мг/дм^3), температурі розчину 21°C , початковій жорсткості $17,0 \text{ мг-екв/дм}$, рН $6,71$ (б/ф – без флокулянта)

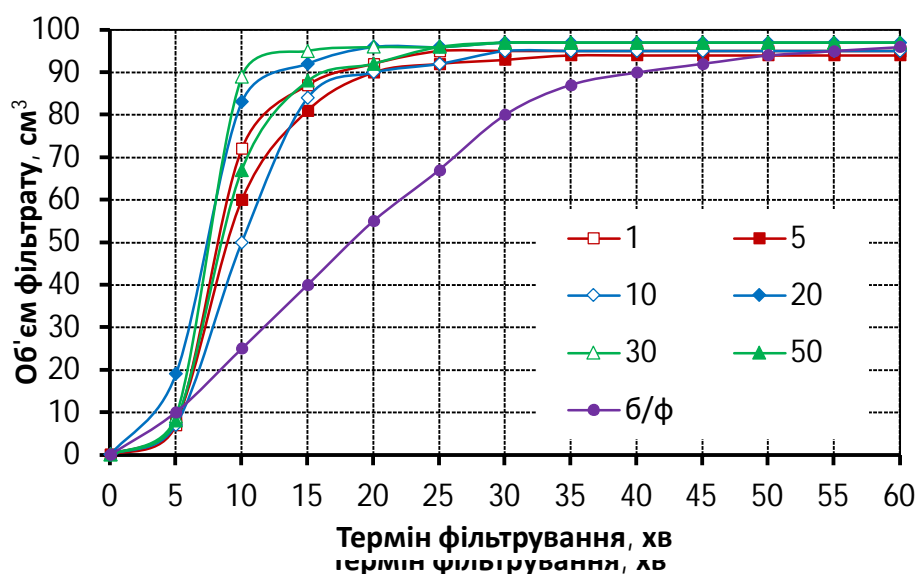


Рисунок 4.31 - Залежність швидкості фільтрування суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^3, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, різних концентраціях Zetag (мг/дм^3), температурі розчину 21°C , початковій жорсткості $17,0 \text{ мг-екв/дм}$, рН $6,71$ (б/ф – без флокулянта)

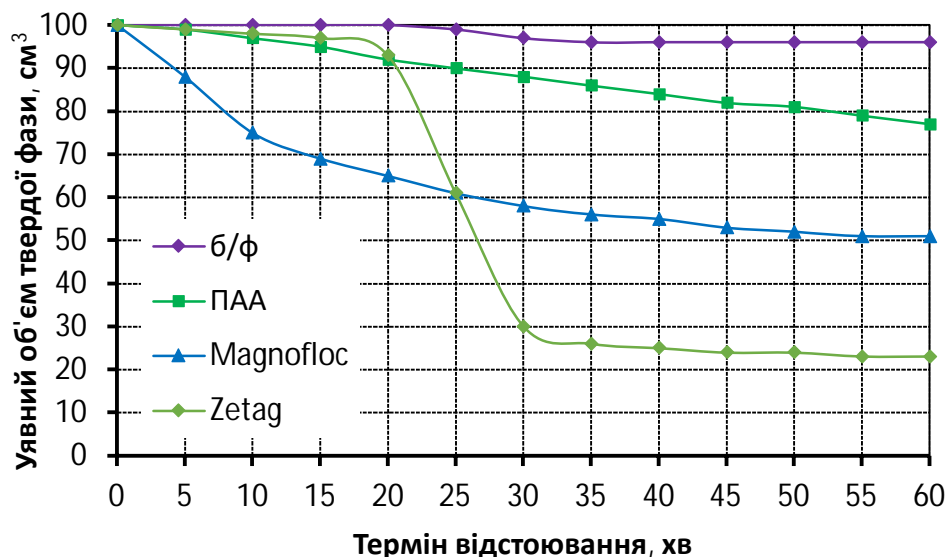


Рисунок 4.32 - Залежність швидкості відстоювання суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^3, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, концентрації флокулянтів 20 мг/дм^3 , температурі розчину 21°C , початковій жорсткості $33,0 \text{ мг-екв/дм}$, рН $6,82$ (б/ф – без флокулянта)

Отже, можна зробити висновок, що для ефективного вилучення твердих частинок фосфату магнію з рідкої фази доцільно застосовувати катіонний флокулянт із молекулярною масою до 20 млн а.о.м., такий як Zetag-7692 від компанії Ciba.

4.6 Ефективність флокулянтів при одночасному вмісті іонів кальцію та магнію

Природні води завжди містять суміш різних солей твердості, тому важливо перевірити отримані результати на модельних розчинах таких вод. Як ми вже зазначали, для ефективного пом'якшення води содово-натрієвим методом за низьких температур і без стадії відстоювання потрібна значна перевитрата осаджувача. У такому випадку процес освітлення води є нестабільним: тверді частинки повільно осідають, займаючи значний об'єм, а мінімальна залишкова жорсткість перевищує 0,6 мг-екв/дм³. Тому застосування содово-натрієвого методу в установках малої та середньої продуктивності видається досить сумнівним. Також раніше дослідили можливість використання фосфату натрію для осадження іонів кальцію і магнію [157 - 151]. Було встановлено, що при досить високій ефективності серйозною проблемою залишається відокремлення рідкої та твердої фаз. Тому було прийняте рішення дослідити вплив різних факторів на формування твердої фази та ефективності використання різних типів флокулянтів у процесах розділення фаз під час пом'якшення води при наявності в ній суми іонів жорсткості. В модельному розчині всієї іонів Ca²⁺ складав 11 мг-екв/дм³, Mg²⁺ - 17 мг-екв/дм³.

Результати досліджень показали, що при відстоюванні додавання ПАА у концентраціях 1–10 мг/дм³ не дає позитивного ефекту (рис. 4.33). Після годинного відстоювання об'єм твердої фази на 30–40 % більший, ніж без застосування флокулянта. Помітний ефект спостерігається лише при дозах флокулянта 30–80 мг/дм³. У цьому випадку освітлення відбувається досить швидко: протягом

10 хвилин об'єм твердої фази досягає мінімуму і надалі майже не змінюється при відстоюванні.

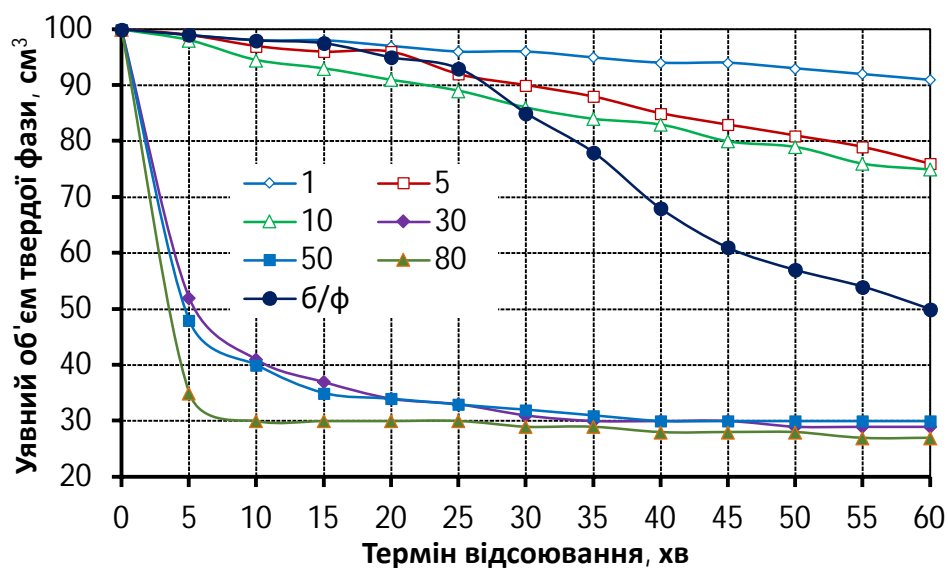


Рисунок 4.33 - Залежність швидкості відстоювання суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^3, \text{ мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}, \text{ мг-екв}] = 1$, різних концентраціях ПАА (мг/дм³), температурі розчину 21°C, початковій жорсткості 27,0 мг-екв/дм, рН_п=7,4 (б/ф– без флокулянта)

На жаль, при фільтрації утвореного осаду через фільтр «біла стрічка» (рис. 4.34) таких позитивних результатів не отримано. Низька ефективність ПАА спостерігалася також при видаленні осаду, утвореного окремо фосфатами кальцію та магнію. Тому очікувати позитивного результату при їх спільному осадженні було б передчасно. Водночас при відстоюванні ПАА цілком може забезпечити достатню ефективність.

Під час фільтрації додавання флокулянта лише уповільнює відокремлення твердої фази і значно збільшує час отримання пом'якшеної рідини. Згідно з отриманими даними (рис. 4.34), додавання флокулянта навіть при концентрації 1 мг/дм³ негативно впливає на параметри фільтрації. Отже, можна однозначно стверджувати, що для систем малої та середньої продуктивності (де планується використовувати фільтрацію) ПАА як інтенсифікатор процесу розділення фаз застосовувати недоцільно.

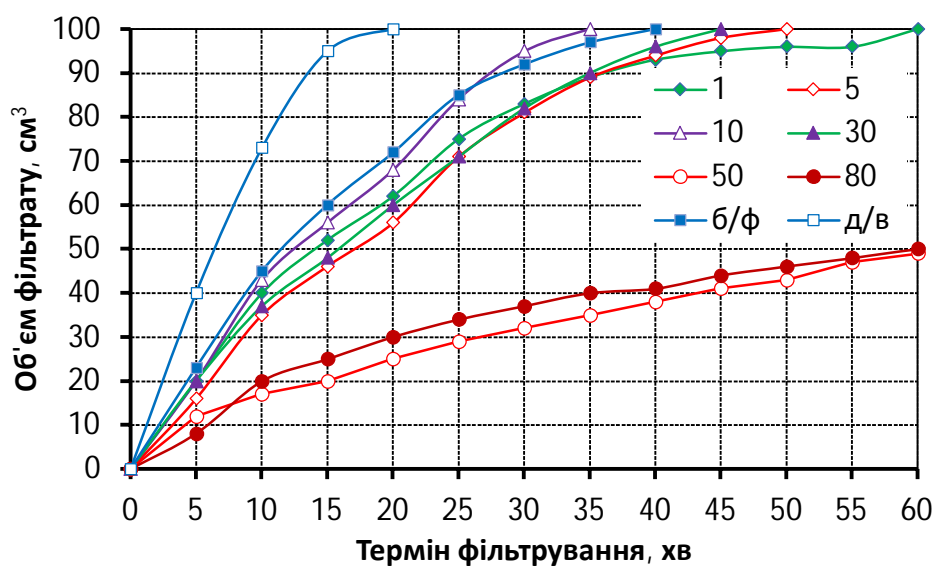


Рисунок 4.34 - Залежність швидкості фільтрування суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^3, \text{ мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}, \text{ мг-екв}] = 1$, різних концентраціях ПАА (мг/дм³), температурі розчину 21°C, початковій жорсткості 27,0 мг-екв/дм, $\text{pH}_\text{п} = 7,4$ (б/ф – без флокулянта, д/в – дистильована вода)

На подальшому етапі ми вивчили ефективність аніонного флокулянта Magnofloc-336 при тих самих умовах. Згідно з рисунком 4.35, ефективність цього флокулянта при відстоюванні трохи перевищує показники ПАА. За концентрації флокулянта 30–80 мг/дм³ більшість твердої фази осідає протягом 5 хвилин, утворюючи об'єм приблизно 30 см³. У відсутності флокулянта пом'якшена вода з такою ж жорсткістю освітлюється надзвичайно повільно. Таким чином, ясно, що цей флокулянт можна застосовувати при відстоюванні за умови правильного співвідношення іонів кальцію та магнію в початковому розчині.

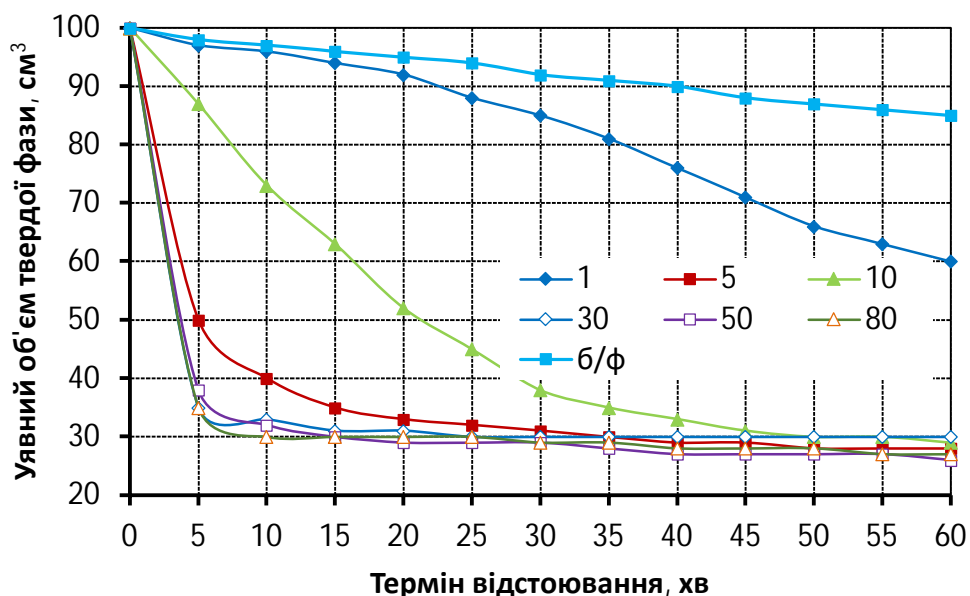


Рисунок 4.35 - Залежність швидкості відстоювання суспензії в часі при $K=[\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]=1$, різних концентраціях Magnofloc–336 (мг/дм^3), температурі розчину 21°C , початковій жорсткості $27,0 \text{ мг-екв/дм}$, $\text{pH}_\text{п}=7,4$ (б/ф– без флокулянта)

Для нас важливішим є вплив флокулянта на процес фільтрації. Як видно з рис. 4.36, аніонний флокулянт виявився ефективнішим порівняно з ПАА. Великі дози флокулянта ($30\text{--}80 \text{ мг/дм}^3$) зазвичай уповільнюють процес фільтрації. При менших концентраціях ефект більш виражений. Так, при дозах флокулянта $1\text{--}10 \text{ мг/дм}^3$ спостерігається підвищення швидкості фільтрації та наближення її до параметрів фільтрації дистильованої води.

Цей результат можна вважати позитивним як з позиції ефективності процесу, так і через зменшення витрат реагентів. Після детальніших досліджень на реальних водах відповідної жорсткості та хімічного складу, аніонний флокулянт Magnofloc–336 можна рекомендувати для використання в системах пом'якшення малої та середньої продуктивності, де фільтрація служить основним етапом відділення твердої фази.

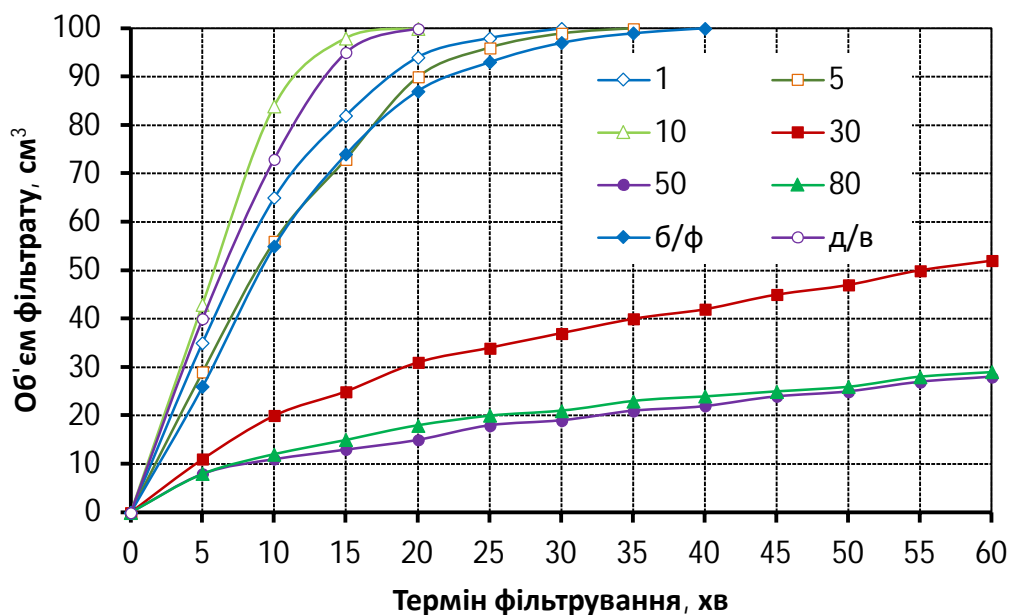


Рисунок 4.36 - Залежність швидкості фільтрування суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^3, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, різних концентраціях Magnofloc – 336 (мг/дм³), температурі розчину 21°C, початковій жорсткості 27,0 мг-екв/дм, рН_п = 7,4 (б/ф – без флокулянта, д/в – дистильована вода)

Катіонний флокулянт Zetag-7692 не показав позитивного ефекту під час відстоювання (рис. 4.37). Не виявлено чіткої залежності швидкості освітлення від концентрації флокулянта, а спостережені зміни лежать у межах похибки експерименту. Можливо, при довшому відстоюванні різниця була б більш помітною, але з практичного боку це не має великого значення. Тому ми обмежилися годинним відстоюванням. У порівнянні з іншими флокулянтами, Zetag-7692 не демонструє різниці в швидкостях відстоювання при різних концентраціях. Загалом, вплив цього флокулянта на утворену тверду фазу є незначним.

Те саме стосується впливу цього флокулянта на швидкість фільтрації (рис. 4.38). У діапазоні концентрацій від 1 до 80 мг/дм³ всі точки на графіках відрізняються від кривої швидкості фільтрації без флокулянта на 5–10% і значно віддалені від кривої фільтрації дистильованої води. Отже, флокулянт цього типу не дає позитивного ефекту в процесі розділення рідкої та твердої фаз, і його використання в процесах пом'якшення є малоперспективним.

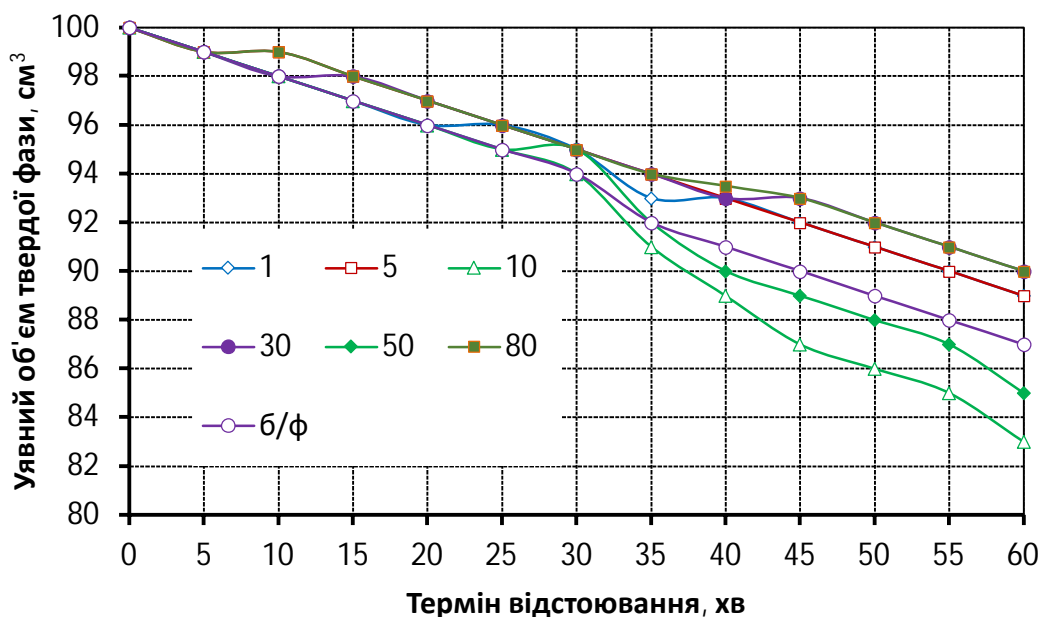


Рисунок 4.37 - Залежність швидкості відстоювання суспензії в часі при $K=[\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]=1$, різних концентраціях Zetag-7692 (мг/дм^3), температурі розчину 21°C , початковій жорсткості $27,0 \text{ мг-екв/дм}$, $\text{pH}_\text{п}=7,4$ (б/ф – без флокулянта)

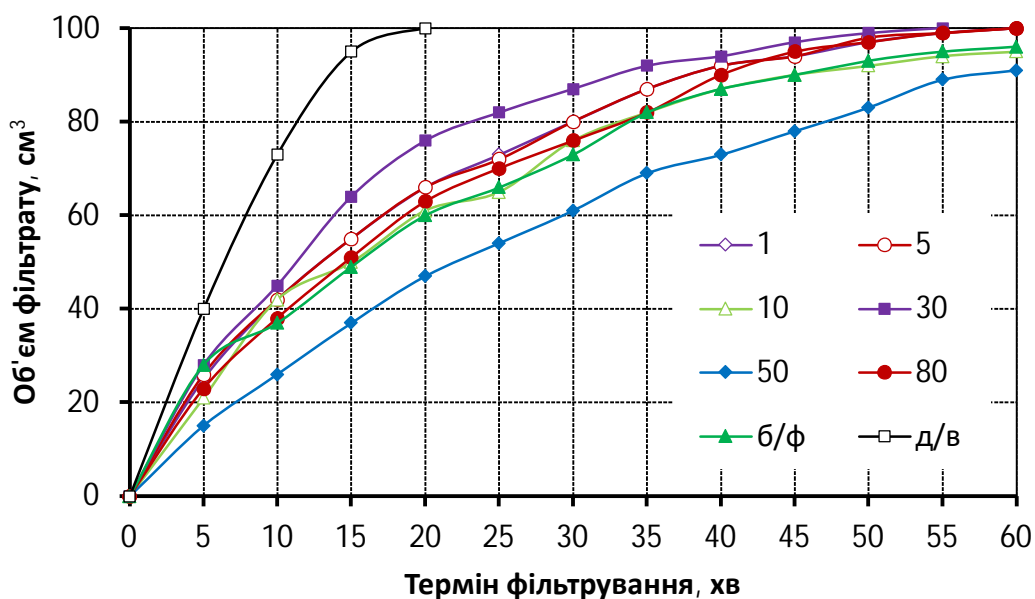


Рисунок 4.38 - Залежність швидкості відстоювання суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]=1$, різних концентраціях Zetag-7692 (мг/дм^3), температурі розчину 21°C , початковій жорсткості $27,0 \text{ мг-екв/дм}$, $\text{pH}_\text{п} = 7,4$ (б/ф – без флокулянта)

Таким чином, найкращі результати фільтрування за цих умов забезпечує аніонний флокулянт Magnofloc-336. Це підтверджують результати, отримані при

застосуванні суміші флокулянтів Magnofloc-336 і Zetag-7692 (рис. 4.39–4.40). У дослідженнях використовували розчини з приблизно однаковим вмістом іонів кальцію та магнію. Концентрація флокулянтів залишалася на попередньому рівні, але складалася з суміші обох флокулянтів у рівних частках.

Як видно з рис. 4.39, інтенсивність освітлення утвореної суспензії практично не відрізняється від аналогічного показника для Magnofloc – 336 і навіть ПАА. Причому, уявний об'єм твердої фази після годинного відстоювання практично однаковий для суміші та зазначених вище флокулянтів при окремому використанні.

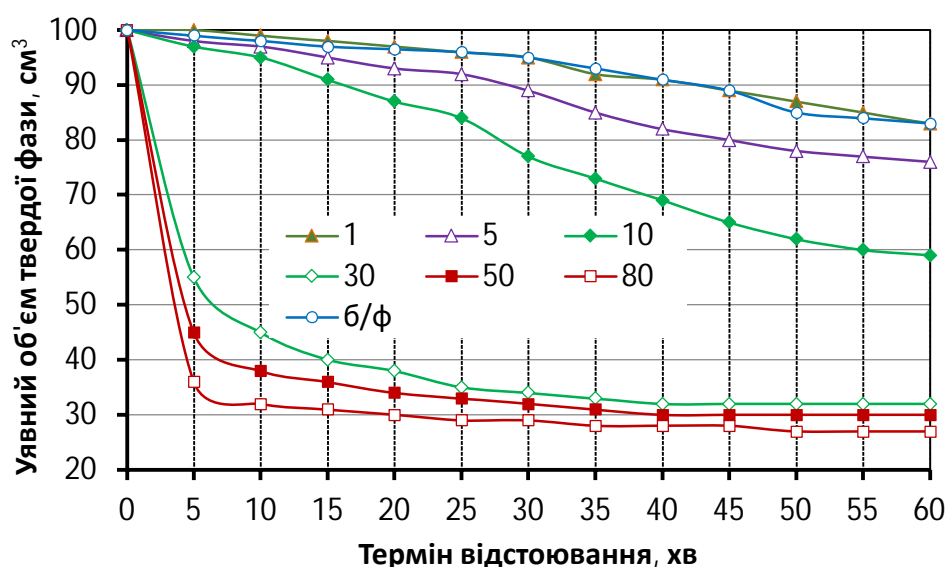


Рисунок 4.39 - Залежність швидкості відстоювання суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, різних концентраціях суми флокулянтів Zetag - 7692 та Magnofloc – 336 (50%+50%, мг/дм³), температурі розчину 21°C, початковій жорсткості 27,0 мг-екв/дм, $\text{pH}_\text{п} = 7,4$ (б/ф – без флокулянта)

Схожа ситуація спостерігається також при відокремленні твердої фази за допомогою фільтрування. Згідно з рис. 4.40, концентрації суміші флокулянтів понад 50 мг/дм³ значно уповільнюють процес фільтрації, тоді як дози в межах 5–30 мг/дм³ дають позитивний результат. При цьому швидкість фільтрації дещо нижча, ніж у випадку дистильованої води, але вища, ніж при фільтрації суспензії без використання флокулянтів. Очевидно, що ефективність фільтрації залежатиме від пропорцій флокулянтів у суміші та від співвідношення іонів кальцію та магнію

в воді, яку пом'якшують. Конкретні параметри процесу пом'якшення підбираються індивідуально, зважаючи на характеристики вихідної води та продуктивність фільтраційного обладнання.

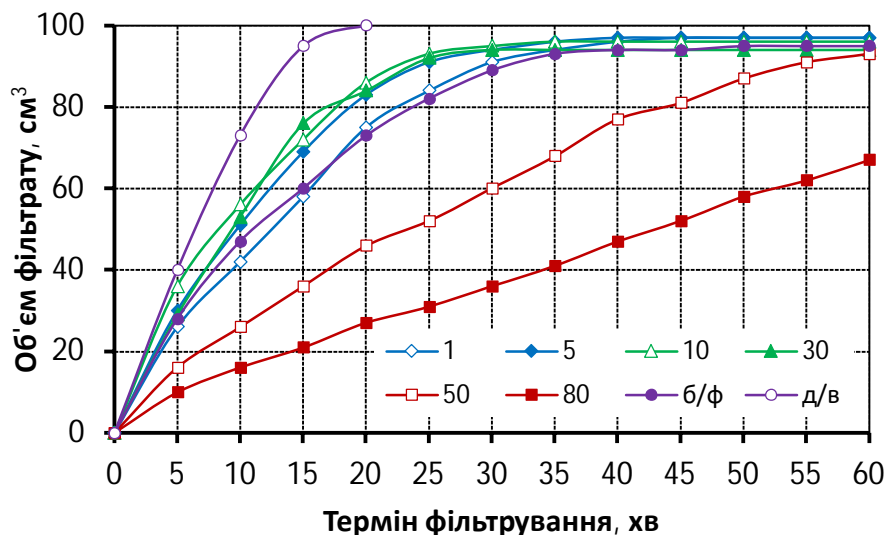


Рисунок 4.40 - Залежність швидкості фільтрування суспензії в часі при $K = [\text{PO}_4^{3-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, різних концентраціях суми флокулянтів Zetag - 7692 та Magnofloc-336 (50%+50%, мг/дм³), температурі розчину 21°C, початковій жорсткості 27,0 мг-екв/дм, $\text{pH}_n = 7,4$ (б/ф – без флокулянта, д/в – дистильована вода)

Проведені дослідження з вибору флокулянтів для посилення процесів розділення фаз під час пом'якшення води показали, що найкраще використовувати аніонні флокулянти з молекулярною масою близько 20 мільйонів а.о.м. Катіонні та неіоногенні флокулянти виявилися малоефективними і лише сповільнювали процес фільтрації, хоча в деяких випадках при відстоюванні давали задовільний результат. Для аніонних флокулянтів за цих умов найбільш придатними були концентрації 1–10 мг/дм³. Збільшення дози флокулянта також сповільнює процеси фільтрації.

4.7 Дослідження ефективності процесів пом'якшення води силікатом натрію

Наші дослідження виявили недоцільність застосування содово-натрієвого методу пом'якшення для установок з невеликою та середньою продуктивністю

через низьку ефективність і значну перевитрату реагентів [161]. Проблему в повній мірі не вирішує і використання поверхнево-активних сполук та фосфатів як осаджувачів [163 - 165]. Таким чином, наразі пом'якшення води в місцях забору залишається невирішеним в цілому аспектом загальної проблеми захисту водних ресурсів від антропогенного впливу.

Одним із реагентів, рекомендованих для зменшення жорсткості води, є силікат натрію [166]. У технологіях очищення води активовану кремнієву кислоту давно застосовують як неорганічний флокулянт. Для виготовлення цього флокулянта використовують силікат натрію (рідке скло) та різні активуючі агенти - кислоти, хлор, сполуки алюмінію тощо. Флокулянт є аніонним поліелектролітом, який взаємодіє з позитивно зарядженими частинками. Крім того, іони кальцію вступають у реакцію з силікат-аніонами, утворюючи нерозчинні сполуки. Оскільки не вдалося знайти детальних досліджень у цій галузі в науковій літературі, ми поставили за мету вивчити ефективність використання силікату натрію як осаджувача солей жорсткості та можливість його застосування в системах пом'якшення води малої та середньої продуктивності.

На початковому етапі увагу було зосереджено на іонах магнію, оскільки вони складніше видаляються з води у формі нерозчинних сполук. Варіюючи співвідношення між силікат-аніонами та магнієвими іонами, досліджували ефективність пом'якшення, швидкість освітлення отриманих суспензій і швидкість їх зневоднення під час фільтрації. На жаль, детальної інформації про особливості формування твердої фази при обробці води з високою магнієвою жорсткістю силікатом натрію нам знайти не вдалося. Також відсутні дані щодо ефективності пом'якшення води за різних умов. Тому наступний етап досліджень було присвячено процесам видалення магнієвих іонів з води у вигляді силікатів.

Проведені експерименти показали, що ефективність пом'якшення розчинів шляхом обробки натрієвим силікатом також виявилася недостатньо високою. Важливою особливістю реакції формування твердої фази між катіонами магнію і силікат-аніонами є суттєва залежність від рівня рН (рис. 4.41). У нейтральному середовищі формування твердої фази в модельних розчинах візуально майже

непомітне. Однак, після фільтрації через «синю стрічку» спостерігається певне зменшення жорсткості. Причому, зі збільшенням рН це зниження стає більш вираженим. Порівнюючи з умовами утворення гідроксиду магнію при регулюванні рН, слід зазначити, що до рН 9,5 зменшення магнієвої жорсткості в цьому випадку зовсім не відбувається. Отже, можна зробити висновок, що формування твердої фази в модельних розчинах при обробці силікат-аніонами за $\text{pH} < 9,5$ пов'язане з утворенням силікату магнію, а не гідроксиду. Проте кількість такого осаду є досить малою, і максимальна ефективність пом'якшення досягається при рН понад 10, що не дуже прийнятно для систем невеликої та середньої продуктивності.

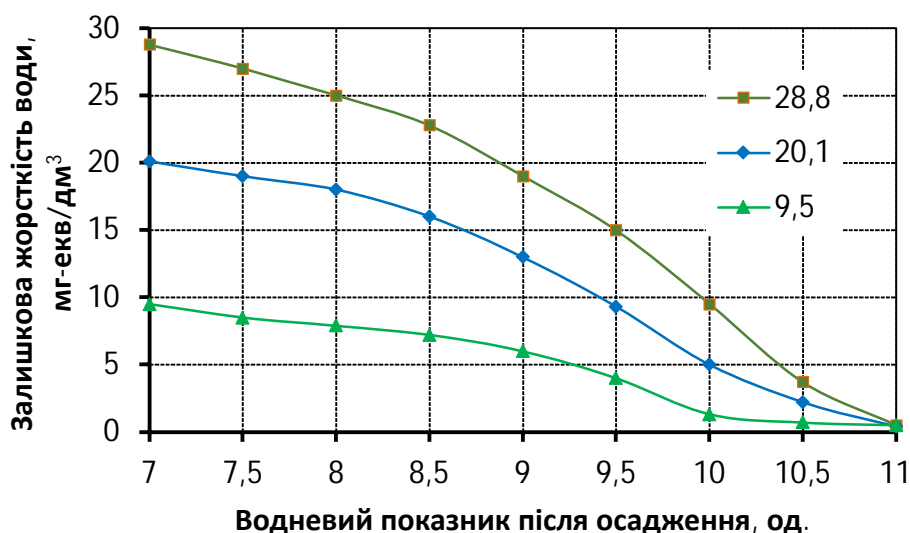


Рисунок 4.41 - Залежність залишкової жорсткості води від рН після обробки еквівалентною кількістю силікат – аніонів та корегування водневого показника при різних початкових значеннях магнієвої жорсткості (мг-екв/дм³), ($T = 21^{\circ}\text{C}$)

Під час дослідження процесів відстоювання та фільтрації отриманої твердої фази не вдалося досягти позитивних результатів. На рис. 4.42 по кривим ми бачимо, що пом'якшені розчини з початковою жорсткістю 28,8 мг-екв/дм³ освітлюються дуже повільно і після години відстоювання займають майже весь об'єм вихідного розчину. Лише модельний розчин з $K = 0,5$ є винятком, оскільки в ньому утворюється значно менше твердих частинок. При цьому зміна співвідношення компонентів практично не впливає на процес освітлення. Якість освітленого

розчину досить висока і за своїми характеристиками близька до фільтратів на фільтрі «синя стрічка».

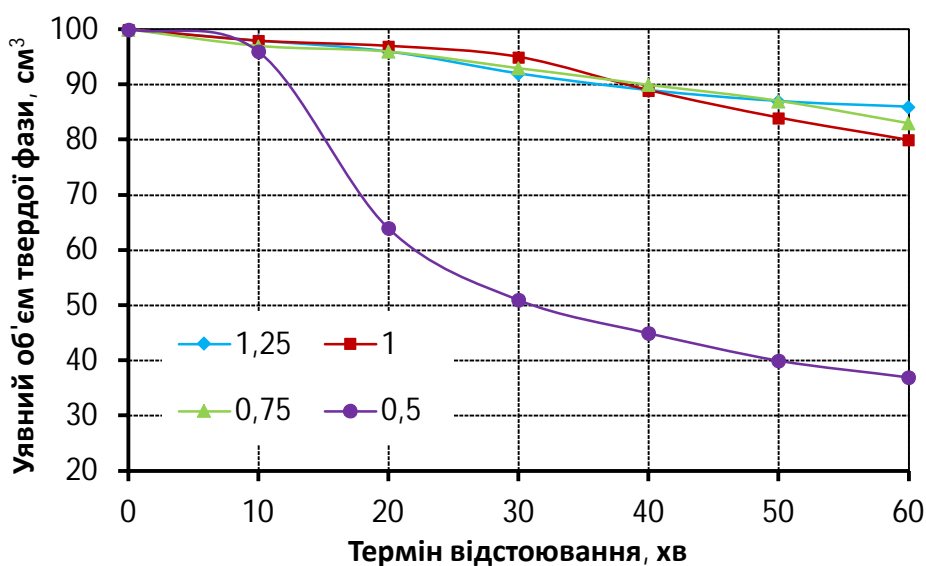


Рисунок 4.42 - Криві відстоювання пом'якшених модельних розчинів при початковій жорсткості 28,8 мг-екв/дм³, різних співвідношеннях $K=[\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]$, ($T = 21^\circ\text{C}$)

Фільтрація таких оброблених розчинів за допомогою фільтра «синя стрічка» (рис. 4.43) також не дала кращих результатів. Як видно з рисунка, криві фільтрації в межах $K = 0,5\text{--}1,0$ майже не відрізняються між собою, проте значно віддалені від кривої фільтрації дистильованої води.

Оскільки початкова магнієва жорсткість 28,8 мг-екв/дм³ є досить високою і не типовою для прісних вод, ми провели аналогічні дослідження на модельних розчинах із меншою початковою жорсткістю—18,4 та 11,5 мг-екв/дм³. Отримані результати наведені в табл. 4.1.

Згідно з табл. 4.1, реагент виявляє достатню ефективність при стехіометричних або вищих співвідношеннях компонентів. Однак суттєвим недоліком є значне підвищення рівня рН після змішування реагентів, що потребує додаткового регулювання кислотності в очищеній воді. Це додає ще одну стадію в процесі обробки води. Крім того, значних відмінностей у результатах освітлення та

фільтрації порівняно з раніше дослідженими суспензіями не виявлено. Отже, малоймовірно, що заміна фосфатів на силікати в цих умовах буде виправданою.

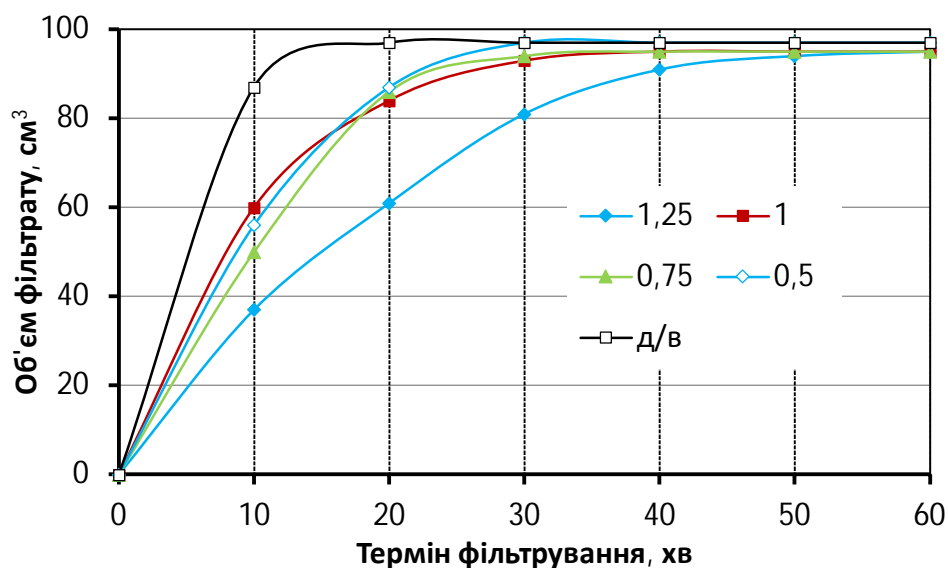


Рисунок 4.43 - Криві фільтрування пом'якшених модельних розчинів при початковій жорсткості 28,8 мг-екв/дм³, різних співвідношеннях $K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]$, ($T=21^\circ\text{C}$, д/в –дистильована вода)

У випадку розчинів із жорсткістю 11,5 мг-екв/дм³ за іонами магнію процес пом'якшення відбувається дуже нестабільно. При дозах натрієвого силікату, що перевищують стехіометричні, утворення твердої фази візуально не спостерігається, хоча фільтрація через «синю стрічку» знижує жорсткість з 11,5 до 0,6 мг-екв/дм³. При стехіометричному співвідношенні компонентів у розчині утворюються великі агрегати: частина піднімається на поверхню, інша осідає на дно.

При подальшому зменшенні дози осаджувача вся тверда фаза, що утворилася під час пом'якшення, піднімається на поверхню і починає осідати лише після енергійного перемішування. При цьому якість освітлення залишається низькою, навіть візуально помітні завислі у воді окремі частинки. Результати цієї серії експериментів лише підтверджують раніше зроблений висновок про недоцільність застосування силікатів у процесах осадження іонів магнію, особливо в системах з малою та середньою продуктивністю.

Таблиця 4.1 – Ефективність процесу пом'якшення води силікатом натрію (початкова жорсткість води – 18,4 мг-екв/дм³; температура – 23°C)

№ п/п	Початкова жорсткість, мг-екв/дм ³	$K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}] / [\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}]$	Термін відстоювання чи фільтрування, хв	Об'єм фільтрату, см ³	Уявний об'єм осаду, % від початкового об'єму	рН після осадження	Залишкова жорсткість, мг-екв/дм ³
1	18,4	1,25	0	0	100	-	18,4
2			10	43	99	10,61	0,6
3			20	73	96		
4			30	83	88		
5			40	96	82		
6			50	98	73		
7			60	98	68		
8		1,00	0	0	100	10,55	1,5
9			10	34	98		
10			20	52	96		
11			30	65	91		
12			40	75	89		
13			50	88	87		
14			60	92	86		
15		0,75	0	0	100	10,51	6,0
16			10	47	99		
17			20	80	95		
18			30	93	90		
19			40	98	88		
20			50	98	86		
21			60	98	84		
22		0,5	0	0	100	9,95	9,5
23			10	56	96		
24			20	87	71		
25			30	97	51		
26			40	98	43		
27			50	98	40		
28			60	98	37		

Позитивних результатів не вдалося досягти і при застосуванні гідроксиду алюмінію як прискорювача відстоювання та фільтрації (рис. 4.44). Як показують графіки, при співвідношенні $K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}] / [\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$ і різних концентраціях іонів алюмінію, значного прискорення процесів відстоювання в діапазоні доз 10–70 мг/дм³ не спостерігається. Більше того, при концентраціях алюмінію менше 30 мг/дм³ навіть відзначається уповільнення процесу відстоювання. За доз 50–70 мг/дм³ відмічається незначне поліпшення процесу

відстоювання, що знаходиться в межах експериментальної похибки, ефективність якого не відповідає зростанню дози коагулянта.

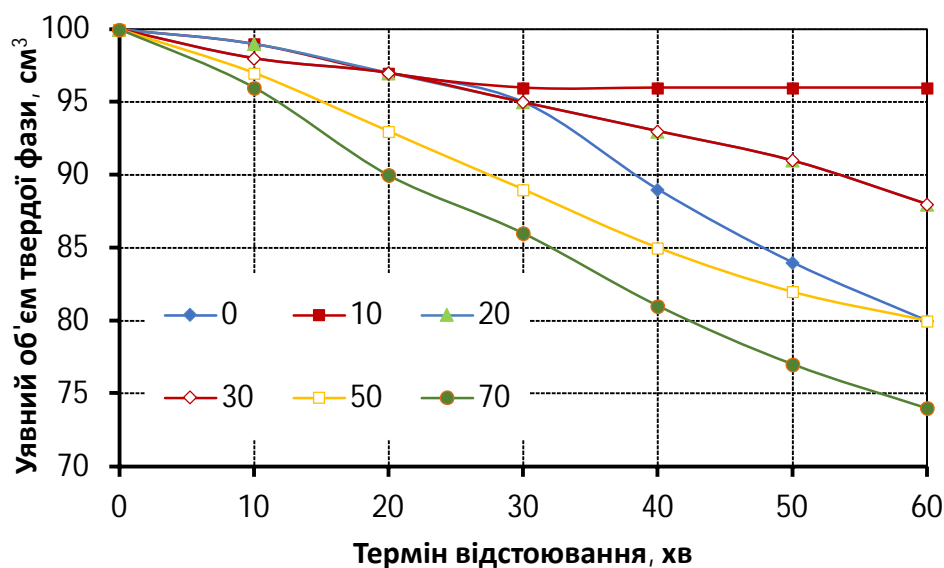


Рисунок 4.44 - Криві відстоювання пом'якшених модельних розчинів при початковій жорсткості 28,8 мг-екв/дм³, співвідношенні $K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$ та різних дозах іонів алюмінію (мг/дм³), ($T = 21^\circ\text{C}$)

Ситуація з процесами фільтрування також не покращується (див. рис. 4.45). Застосування будь-яких доз коагулянта лише уповільнює процеси фільтрування і не призводить до бажаного позитивного ефекту, а швидкість фільтрування значно нижча, ніж при фільтруванні дистильованої води. У цілому, можна зробити висновок, що використання силікату натрію в процесах пом'якшення вод, які містять іони магнію, є недоцільним. Винятком може бути варіант проведення пом'якшення при високих значеннях рН з подальшим коригуванням шляхом додавання необхідної кількості кислоти. Проте це можна здійснити і без застосування вказаного реагенту.

Водночас, основним компонентом більшості природних вод на території України є іони кальцію, тому доцільно дослідити процеси пом'якшення і таких вод. Згідно з [162], розчинність силікату кальцію при осадженні у воді становить до 95 мг/дм³.

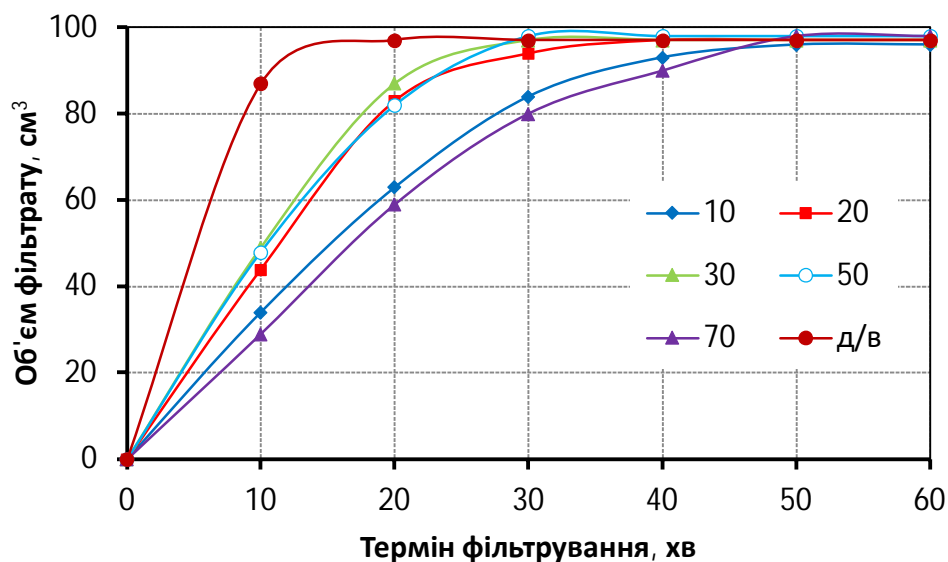


Рисунок 4.45 - Криві фільтрування пом'якшених модельних розчинів при початковій жорсткості 28,8 мг-екв/дм³, співвідношенні $K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$ та різних дозах іонів алюмінію (мг/дм³), ($T = 21^\circ\text{C}$, д/в – дистильована вода)

Виявлено, що, як і при обробці магнієвмісних розчинів силікатом натрію, осадження силікату кальцію значно залежить від рівня рН середовища (рис. 4.46). Висока ефективність досягається лише в сильно лужних умовах. В інших випадках ефективність пом'якшення значно знижується.

При пом'якшенні розчинів у таких умовах істотних змін у формуванні осаду силікату кальцію не спостерігалось. Однак варто зазначити, що при надлишку або нестачі осаджувача утворюються більш компактні частинки, які осідають швидше. Водночас, при стехіометричному або близькому до нього співвідношенні компонентів утворюються частинки з розвиненою структурою, які осідають удвічі повільніше і займають більший уявний об'єм (рис. 4.47).

Слід звернути увагу, що освітлена рідка фаза містить значну кількість завислих частинок, які починають осідати лише після 1–1,5 години відстоювання. Отже, досягти повного освітлення за цих умов неможливо. До того ж, співвідношення компонентів при цьому не впливає на ефективність процесу освітлення.

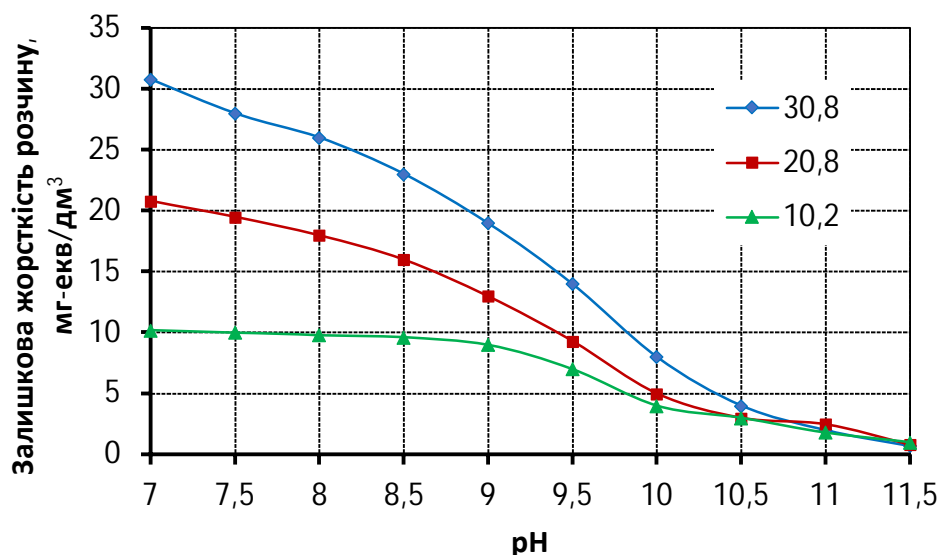


Рисунок 4.46 - Залежність залишкової жорсткості води від рН після обробки еквівалентною кількістю силікат – аніонів та корегування водневого показника при різних початкових значеннях кальцієвої жорсткості (мг-екв/дм³), ($T = 21\text{ }^{\circ}\text{C}$)

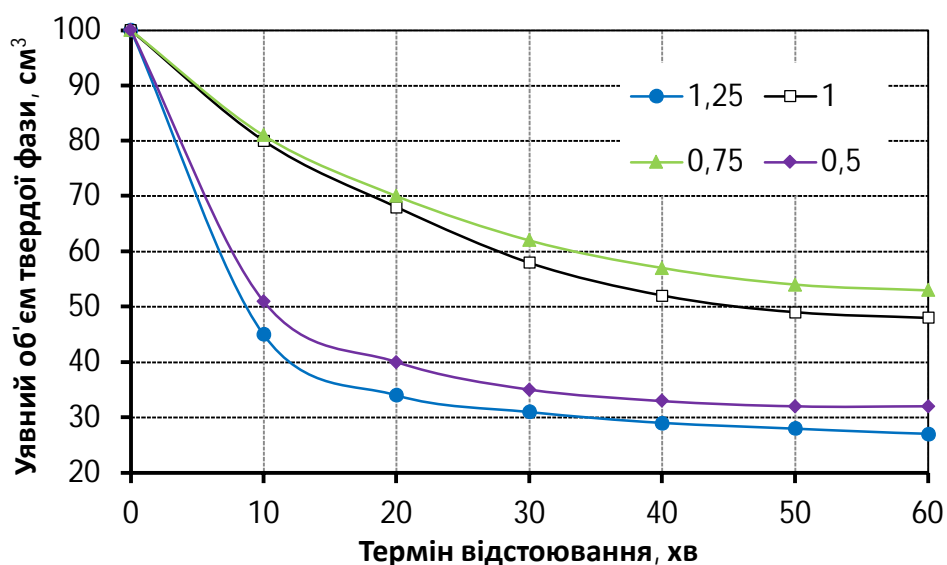


Рисунок 4.47 - Криві відстоювання пом'якшених модельних розчинів при початковій жорсткості 30,8 мг-екв/дм³, різних співвідношеннях $K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$, ($T = 21\text{ }^{\circ}\text{C}$)

Фільтрування отриманих частинок силікату кальцію (рис. 4.48) також не вселяє особливого оптимізму. За малої кількості твердого осаду ($K = 0,5\text{--}0,75$) швидкість фільтрації майже відповідає параметрам дистильованої води. Коли компоненти знаходяться у стехіометричному співвідношенні, швидкість значно зменшується, а при $K \geq 1,0$ за перші 10 хвилин пори фільтра повністю блокуються,

і рух рідини припиняється. Оскільки навіть при стехіометрії компонентів залишкова твердість очищеної води залишається досить високою (табл. 4.2), позитивні результати фільтрації за умов меншої кількості твердої фази не є вирішальними.

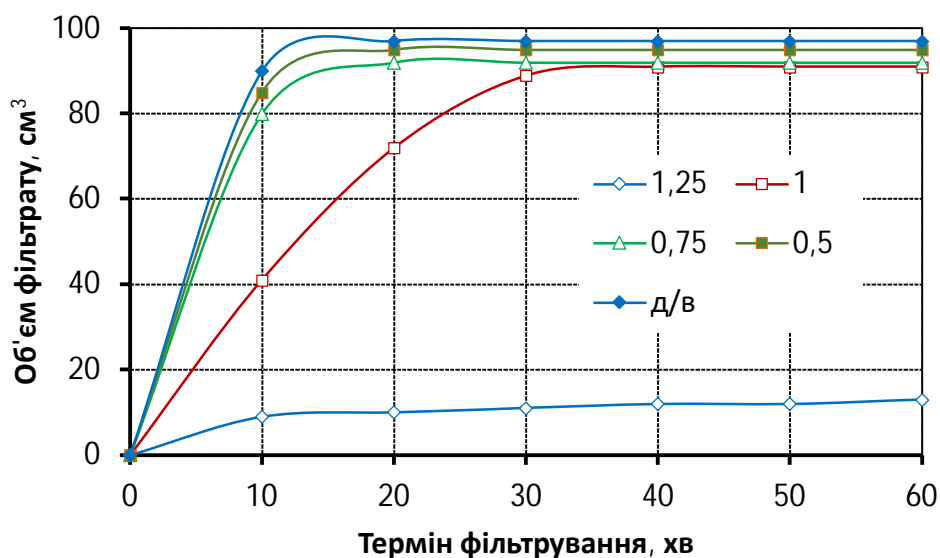


Рисунок 4.48 - Криві фільтрування пом'якшених модельних розчинів при початковій жорсткості 30,8 мг-екв/дм³, різних співвідношеннях $K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$, ($T=21^\circ\text{C}$)

Таблиця 4.2 – Ефективність пом'якшення води силікатом натрію (температура – 21 °C)

Реагент	Початкова жорсткість, мг-екв/дм³	Залишкова жорсткість води при співвідношенні $K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$			
		1,25	1	0,75	0,5
SiO_3^{2-}	30,8	0,7	1,5	5,3	10,5
	20,0	0,8	2,2	4,6	7,0
	10,2	1,8	3,0	4,9	8,8

Зниження первинної жорсткості до 20 мг-екв/дм³ суттєво ситуацію не змінює. Освітлення суспензії відбувається лише частково. У маточному розчині залишається значна кількість завислих частинок. У цих умовах сполуки кремнію не проявляють флокулюючих властивостей. Під час відстоювання (рис. 4.49) освітлення суспензії відбувається практично за однаковою залежністю, незалежно від співвідношень компонентів. Криві осідання твердої фази для $K=0,5$ та $K=1,25$

збігаються, як і криві для $K=1$ та $K=0,75$. Отже, важко говорити про відмінності в хімічному складі частинок твердої фази. При необхідності слід провести більш детальний експеримент з аналізом структури осаду за різних умов осадження силікату кальцію.

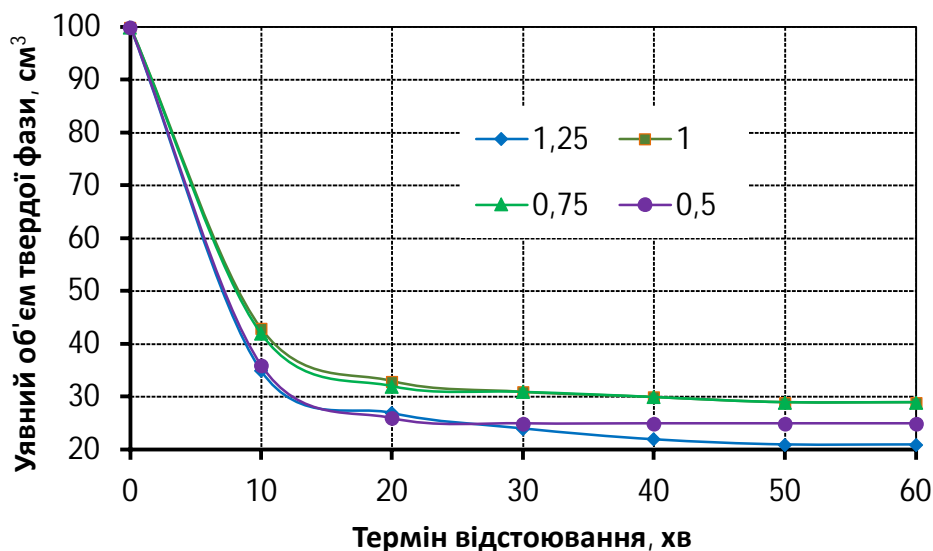


Рисунок 4.49 - Криві відстоювання пом'якшених модельних розчинів при початковій жорсткості 20 мг-екв/дм³, різних співвідношеннях $K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$, ($T=21^\circ\text{C}$)

Фільтрування утвореної суспензії продемонструвало (рис. 4.50), що тверда фаза, яка осідає при значеннях $K=0,5-0,75$, практично не впливає на швидкість руху води і відповідає швидкості потоку дистильованої води. Проте залишкові концентрації іонів кальцію залишаються досить високими - 7,0 та 4,6 мг-екв/дм³ відповідно. Тому зрозуміло, що при такому рівні жорсткості води обробка силікатом натрію може служити підготовчим етапом перед подальшим глибшим очищенням та пом'якшенням і використання його за даних умов для систем пом'якшення води малої та середньої продуктивності необхідно вважати недоцільним.

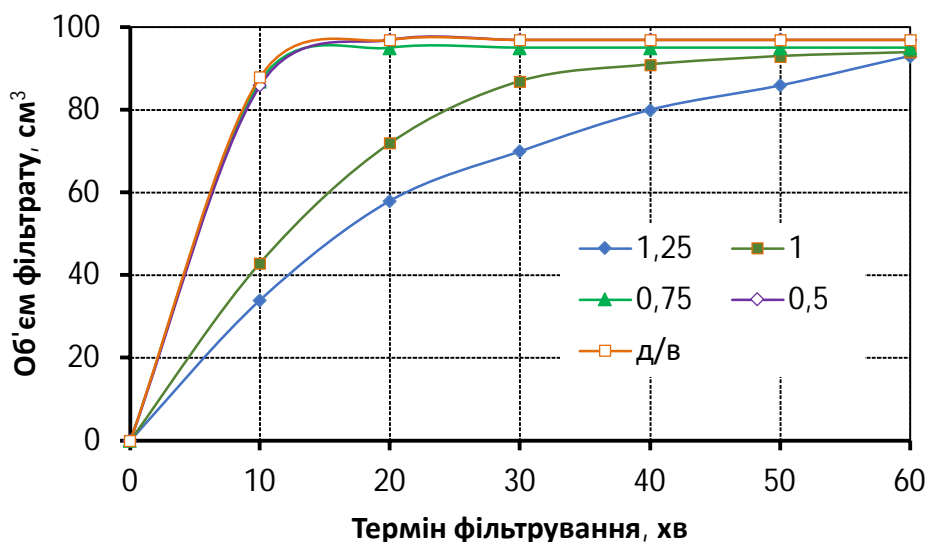


Рисунок 4.50 - Криві фільтрування пом'якшених модельних розчинів при початковій жорсткості 20 мг-екв/дм³, різних співвідношеннях $K = [\text{SiO}_3^{2-}, \text{мг-екв}] / [\text{Ca}^{2+}, \text{мг-екв}]$, ($T=21^\circ\text{C}$)

Цей висновок підтверджується тим, що при зменшенні концентрації іонів кальцію до 10,2 мг-екв/дм³ обробка еквівалентною дозою силікату натрію не призводить до утворення твердої фази, яку можна побачити візуально. Проте після фільтрації через «синю стрічку» жорсткість води зменшується. Враховуючи це, натрієвий силікат за таких умов не рекомендується для застосування в системах пом'якшення води малої та середньої продуктивності при низьких рівнях кальцієвої жорсткості.

Проведені дослідження підтвердили можливість застосування силікату натрію для зниження жорсткості води. При цьому важливо, що для використання цього реагенту потрібно підтримувати високий показник рН, щоб залишкова жорсткість очищеної води була в межах 0,6–2,5 мг-екв/дм³. Досягнення таких результатів можливе при стехіометричних або більших співвідношеннях компонентів. Однак фільтраційні властивості утвореної твердої фази мало відрізняються від характеристик карбонатів, фосфатів і гідроксидів, тому цей реагент не рекомендується для систем малої та середньої продуктивності, де основним методом розділення фаз є фільтрація. Якщо є можливість застосувати

процеси відстоювання, реагент забезпечує високу якість очищеної води, хоча об'єм твердої фази залишається значним.

З огляду на низьку швидкість освітлення обробленої води, необхідно досліджувати в майбутньому ефективність цього реагенту при одночасній присутності в розчині іонів магнію та кальцію, а також вивчити вплив різних флокулянтів на процес утворення твердої фази.

4.8 Регулювання окремих параметрів процесів пом'якшення води

Більшість сучасних реагентів для пом'якшення води мають лужну реакцію. Не є виключенням і найбільш поширений фосфатмісткий реагент - фосфат натрію (Na_3PO_4). Як ми вже відмічали, він забезпечує достатньо високу ефективність, але і йому характерні окремі негативні властивості. Так, сам осаджуючий розчин фосфату натрію загальної концентрації 1 г-екв/дм³ має водневий показник біля 12,55. Тому очевидно, що обробка води таким реагентом супроводжується значним підвищенням рН в пом'якшеній воді. Причому, водневий показник обробленої води зростає із збільшенням її початкової жорсткості. Так, при величині початкової жорсткості 4,3 мг-екв/дм³ після обробки її еквівалентним об'ємом розчину фосфату натрію рН зростає до 10,6, а при початковій жорсткості 13,3 мг-екв/дм³ – до рівня рН 11,6. Очевидно, що споживання чи використання таких лужних вод недопустиме. Використання інших фосфатмістких реагентів цього типу як, наприклад, Na_2HPO_4 чи NaH_2PO_4 , виявилися малоефективними, оскільки не забезпечує необхідного для формування фосфатів кальцію та фосфатів магнію рівня рН. Так, значення рН для розчинів зазначених реагентів концентрації 1 г-екв/дм³ складає 7,45 та 5,15 відповідно. Наявність трьох типів реагентів різного ступеню заміщення дозволяє готувати розчини такого складу, які б, з одного боку містили достатню кількість фосфат-аніонів, а з іншого – їх використання не супроводжувалося значним ростом водневого показника. Проведені нами експерименти показали (рис. 4.51), що для забезпечення необхідної ефективності процесу обробки води та виконання вимог чинних нормативних документів до

води, що споживається людиною або подається на побутову техніку, необхідно підтримувати рН на рівні 8,5. Це викликано тим, що при $\text{pH} < 6,5$ тверда фаза в результаті обробки води візуально не фіксується і зниження жорсткості не відбувається. В діапазоні $6,5 < \text{pH} < 7,0$ тверда фаза утворюється лише в момент зливання води та осаджуючого розчину, а далі вона розчиняється, хоча незначне зниження жорсткості води при фільтруванні через «синю стрічку» фіксується. Тому робочим діапазоном процесу пом'якшення з використанням фосфатів можна вважати діапазон $8,0 < \text{pH} < 8,5$.

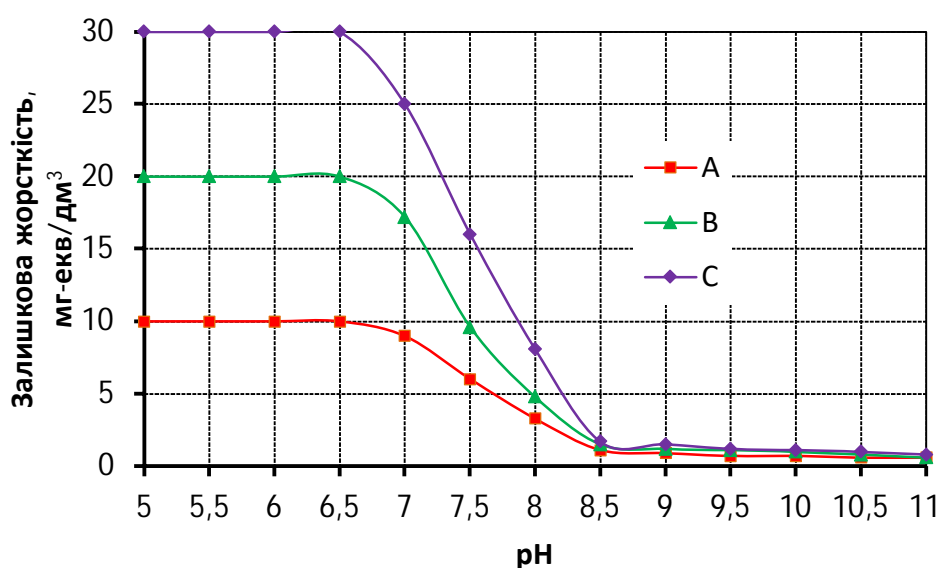


Рисунок 4.51 – Залежність залишкової жорсткості розчину від рН при $K = [\text{PO}_4^3, \text{мг-екв}]/[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}, \text{мг-екв}] = 1$, температурі розчину 21°C , початковій жорсткості: А - $10,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, В - $20,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, С - $30,0 \text{ мг-екв/дм}^3$

Аналіз існуючих фосфатмістких реагентів показує, що використовуючи поєднання окремих із них, можливо забезпечити підтримання в пом'якшеній воді рівня рН, що відповідає вимогам чинних нормативних документів. Наприклад, такий реагент, як гідроортофосфат натрію $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$. Водневий показник насиченого розчину зазначеного реагенту складає 9,26. Якщо таким реагентом обробляти воду із вмістом іонів жорсткості 20 мг-екв/дм^3 в еквівалентній кількості, то гідроортофосфат натрію забезпечує підтримання в обробленій воді значення водневого показника на рівні 7,22.

Правда, суттєвим недоліком цього реагенту є його низька розчинність у воді – 63 г/дм^3 [162]. А це потребує використання більшої кількості осаджуючого розчину та здорожує загальні капітальні витрати на обладнання. Дигідроортофосфат натрію $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ концентрацією 1 г-екв/дм^3 має рН на рівні 5,15. Обробка жорсткої води із вмістом іонів кальцію та магнію на рівні 20 мг-екв/дм^3 еквівалентною кількістю такого реагенту дозволяє забезпечити в пом'якшеній воді рівень рН в 6,02. Але, як ми вже зазначали вище, при таких рівнях рН тверда фаза із солей жорсткості взагалі не формується. Перевагою цього реагенту є його висока розчинність – 1120 г/дм^3 [162], а це забезпечує приготування розчинів досить високої концентрації. Очевидно, використовуючи комбонування зазначених реагентів в різних співвідношеннях, можливо отримувати комплексний реагент, котрий одночасно забезпечуватиме і високу ефективність видалення іонів жорсткості і її допустимий рівень рН. Зрозуміло, що рН такої комплексної осаджуючої суміші буде в повній мірі буде визначатися співвідношенням її компонентів (рис. 4.52. графік 1).

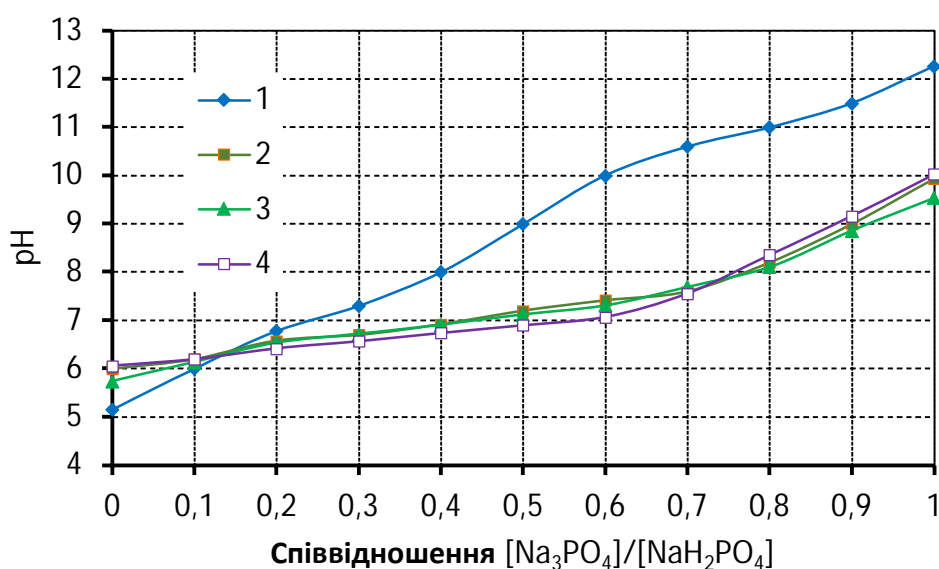


Рисунок 4.52 – Залежність рН суміші від співвідношення концентрацій $[\text{Na}_3\text{PO}_4]/[\text{NaH}_2\text{PO}_4]$ (1) та рН модельного розчину після обробки стехіометричною кількістю суміші (початкова жорсткість розчину: 2 – 10 мг-екв/дм^3 , 3 – 20 мг-екв/дм^3 , 4 – 30 мг-екв/дм^3) при температурі розчину 21°C

На нашу думку, крім фосфату натрію, в якості другого компонента для такого осаджуючого реагенту краще вибирати дигідроортофосфат натрію, котрий вирізняється високою розчинністю у воді і дозволяє досить просто регулювати необхідний об'єм осаджуючого розчину для обробки води різних початкових жорсткостей.

На рис. 4.52 (криві 2,3,4) приведені графіки водневого показника модельних розчинів різної жорсткості (10 - 30 мг-екв/дм³) після обробки еквівалентною кількістю осаджуючої суміші з різним співвідношенням сполук фосфату. Як видно з рисунку, зміна початкової жорсткості практично не впливає на кінцеве значення рН при стехіометричному співвідношенні її компонентів. Використання приведених графіків дозволяє вибрати оптимальне співвідношення між компонентами осаджуючої суміші. Оскільки згідно вимог чинних документів найбільш прийнятним діапазоном рН в пом'якшеній воді є 8,0 – 8,5, то, користуючись приведеними графіками, можливо визначити оптимальний діапазон співвідношень $[\text{Na}_3\text{PO}_4]/[\text{NaH}_2\text{PO}_4] = 0,75 - 0,85$. Саме при зазначених величинах водневого показника пом'якшена вода має низьку залишкову жорсткість та її рН не виходить за межі 8,5 одиниць [3].

Додатково щодо залишкової жорсткості питної води необхідно нагадати, що згідно [3], вміст іонів кальцію в фізіологічно повноцінній по мінеральному складу питній воді повинен коливатися в меж 25 – 75 мг/дм³ (1,25 – 3,75 мг-екв/дм³), магнію – 10 – 50 мг/дм³ (0,83 – 4,17 мг-екв/дм³) при необхідній загальній жорсткості води 1,5 – 7,0 мг-екв/дм³. Тому зрозуміло, що помякшувати воду до м'якої чи, тим більше, дуже м'якої – навіть шкідливо. Щодо побутової техніки, то, як показує досвід її багаторічної експлуатації, для технічних потреб найбільш прийнятною є вода із загальною жорсткістю не більше 3 мг-екв/дм³, оскільки при використанні більш жорстких вод вже може спостерігатися відкладення накипу.

На нашу думку, найбільш доцільно розділяти пом'якшену воду на два потоки – для побутового використання та для споживання. В результаті помякшення може спостерігатися вторинне забруднення води флокулянтами та фосфатами. Щодо флокулянтів, то варто зауважити, що досвід їх використання свідчить, що при

наявності твердої фази їх залишкові концентрації знаходяться на рівні допустимих згідно чинних нормативних документів. Тому використання води в побутовій техніці (пральні машини, посудомийки, душ, ванна) передбачається відразу після помякшення без додаткової обробки. Щодо споживання води, то помякшення розробляється як попередній етап обробки води перед зворотним осмосом. Зважаючи на кілька додаткових етапів обробки води в системах зворотного осмосу фільтрами з активованим вугіллям, навіть мікроскопічні домішки флокулянтів будуть поглинуті при належній експлуатації обладнання.

Відносно фосфатів необхідно зазначити наступне. В значній мірі залишковий вміст фосфатів визначається співвідношенням між компонентами осаджуючої суміші та іонами жорсткості. Навіть при стехіометричному співвідношенні реагентів залишкові концентрації фосфатів знаходяться на рівні $\sim 10 \text{ мг/дм}^3$, що відповідає вимогам [167]. При необхідності цей показник може бути знижений за рахунок зменшення співвідношення між компонентами осаджуючої суміші та іонами жорсткості (рис. 4.53). Зрозуміло, що таке зменшення буде отримано за рахунок збільшення залишкової жорсткості і в даній ситуації найважливіше встановити баланс між параметрами процесу помякшення. Таким чином, пом'якшена описаною технологією вода може бути без перешкод використана в побутових умовах.

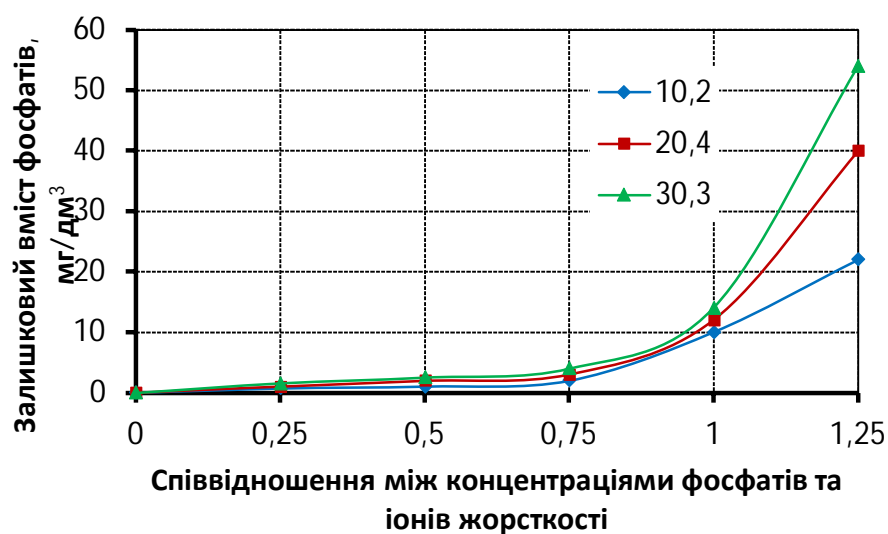


Рисунок 4.53 – Зміна залишкових концентрацій фосфатів в помякшеній воді в залежності від співвідношення між компонентами осаджуючої суміші та іонами жорсткості при різних значеннях початкової жорсткості (мг-екв/дм³); рН 8,46; температура розчину 21 °С

Відносно споживання пом'якшеної запропонованою технологією води можна зауважити, що чинними нормативними документами вміст фосфатів у воді, що споживається людиною, визначено на рівні $3,5 \text{ мг/дм}^3$ [3]. Як видно з рис. 4.54, досягнути таких залишкових концентрацій описаною технологією практично неможливо. Тому для споживання пом'якшеної води її передбачається доочищувати на системі зворотного осмосу. Як показують проведені нашими колегами дослідження [168], при вмісті у вихідній воді фосфатів до 20 мг/дм^3 після мембрани формується вода, котра цілком відповідає вимогам чинних нормативних документів.

Таким чином, використання описаної технології пом'якшення води в якості підготовчого етапу в системах зворотного осмосу може цілком забезпечити потреби споживачів малої та середньої продуктивності.

Висновки до розділу 4

Проведені експериментальні дослідження дозволили встановити:

1. Традиційні методи, як-от содово-вапняне пом'якшення, мають низьку ефективність при низьких температурах, потребують значних перевитрат реагентів і не придатні для систем малої та середньої продуктивності із-за багатоетапності процесу.

2. Фосфатмісткі реагенти ефективно осаджують іони кальцію та магнію навіть при стехіометричних дозах реагенту. Процес відбувається в широкому діапазоні рН і температур, забезпечуючи низьку залишкову жорсткість води навіть при температурі 5°C . Позитивним є також той факт, що тверда фаза формується відразу після зливання розчинів і не потребує інкубаційного періоду.

3. Негативним фактом застосування фосфатів для видалення іонів кальцію та магнію є надзвичайно висока дисперсність осаду та труднощі з відділенням його від маточного розчину. Це обмежує застосування методу в умовах, де відсутні великі відстійники або неможливе тривале відстоювання.

4. Додавання аніонних флокулянтів із високою молекулярною масою (близько 20 млн а.о.м.) покращує процеси відстоювання і фільтрування осадів фосфату кальцію та магнію. Оптимальні концентрації флокулянтів становлять 1–10 мг/дм³. При цьому швидкість освітлення збільшується, а об'єм осаду та вологість зменшується.

5. Дослідження показали, що осадження силікатом кальцію іонів магнію та кальцію ефективно лише при високих значеннях рН (>10). Проте утворений осад важко відокремити через його високу дисперсність і повільне осідання. Крім того, необхідність коригування рН після обробки робить цей метод непридатним для систем малої та середньої продуктивності.

6. Для гарантованого забезпечення в пом'якшеній воді рівня водневого показника не вище 8,5 запропоновано в якості осаджуючого реагенту застосовувати суміш фосфату та дигідроортофосфату натрію у відповідному співвідношенні. При цьому висока ефективність пом'якшення зберігається.

7. Для виконання вимог нормативних документів запропоновано загальний потік пом'якшеної води розділяти на дві частини – для побутового використання та побутового споживання. В останньому випадку перед споживанням воду піддавати обробці системами зворотного осмосу.

РОЗДІЛ 5

ТЕХНОЛОГІЧНА СХЕМА ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ ДЛЯ СИСТЕМ МАЛОЇ ТА СЕРЕДНЬОЇ ПРОДУКТИВНОСТІ

5.1 Обґрунтування основних параметрів технології

Помякшення води всистемах малої та середньої продуктивності вимагає виконання кількох особливих умов. Перш за все – це достатня ефективність процесу видалення іонів кальцію та магнію. З одного боку чинними нормативними документами максимальний рівень жорсткості води для споживання населенням обмежено величиною в 7 мг-екв/дм³, а з іншого – вода після систем зворотного осмосу або інших процесів, в якій сухий залишок сягає 100 мг/дм³ і менше, підлягає домінералізації. Для забезпечення «фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води» встановлені наступні параметри:

1. Загальна жорсткість - мг-екв/дм³ - 1,5 - 7,0.
2. Загальна лужність - мг-екв/дм³ - 0,5 - 6,5.
3. Йод мкг/дм³ - 20 – 30.
4. Калій - мг/дм³ - 2 – 20.
5. Кальцій - мг/дм³ - 25 – 75.
6. Магній - мг/дм³ - 10 – 50.
7. Натрій - мг/дм³ - 2 – 20.
8. Сухий залишок - мг/дм³ - 200 – 500.
9. Фториди - мг/дм³ - 0,7 - 1,2.

Тобто, немає необхідності намагатися досягнути мінімальної жорсткості, як для енергетичних установок. Достатньо подавати споживачам м'яку воду з жорсткістю 1 – 3 мг-екв/дм³.

Наступним особливим параметром є температура вхідної води. Як ми вже зазначали раніше, в централізованих мережах вона може триматися на рівні 13,5°C, знижуючись в зимовий період до 8,5°C. За таких умов окремі реагенти працюють вкрай неефективно. Наприклад, доза карбонату натрію повинна бути на порядок більше від стехіометрії. Звичайно, можливо встановлювати попередній підігрів

води до температури 35 – 40°C, але це тягне за собою збільшення енергетичних затрат. Та й споживання води такої температури навряд чи буде прийнятним. Тому при виборі осаджуючих реагентів необхідно звертати увагу на цю вимогу.

Ще одним обмежуючим фактором є неможливість використання процесу відстоювання, як це робиться в промислових установках. В цьому випадку для розглянутої нами в розділі 3 установки Puricom Denver+ 12 необхідно додатково встановлювати ємність об'ємом, як мінімум, 100 дм³. А це додаткові затрати, значні житлові площі, громіздкість всієї системи пом'якшення. Крім того, відстоювання не є кінцевою фазою технологічного процесу і обов'язково вимагає додаткового етапу зневоднення твердої фази.

Важливим фактором є значення водневого показника пом'якшеної води та необхідність його корегування. Більшість осаджуючих реагентів характеризуються високим значенням рН, тому вода після пом'якшення потребує додаткової обробки. Содово – натрієва технологія передбачає підвищення рН до рівня 10,5 – 11,5 для ефективного видалення іонів магнію. Тому пом'якшену воду обов'язково піддають обробці розчинами кислот. Фосфат натрію також відноситься до лужних реагентів, але зважаючи на можливість осадження іонів жорсткості в нейтральному середовищі, нами запропонований комплексний реагент, який не підвищує рН при збереженні необхідної ефективності.

Зважаючи на високу дисперсність частинок твердої фази, що формується в об'ємі рідини, що обробляється, необхідно в технології пом'якшення передбачати використання додаткових реагентів для підвищення ефективності розділення рідкої та твердої фаз. Найбільш прийнятними можна вважати флокулянти, яких сьогодні виробляється велика кількість імпортних та марок. Звичайно, тип флокулянта та дози вибираються в кожному конкретному випадку від характеристик вихідної води.

Виходячи із отриманих в об'ємі цієї роботи результатів досліджень та викладених вище вимогах до технологічної схеми процесу пом'якшення, в якості осаджувача нами вибрано комплексний реагент із сполук натрію та фосфору, який ми описали раніше. В якості додаткового реагенту запропоновано застосовувати

флокулянт аніонного типу Magnofloc – 336 у відповідних дозах. Застосування такого комплексного реагенту забезпечує високу ефективність видалення іонів кальцію та магнію в широкому діапазоні температур та ефективне розділення твердої та рідкої фаз фільтруванням.

5.2 Основні залежності між компонентами осаджуючої суміші

Для визначення зв'язку між окремими компонентами осаджуючої суміші нами використано метод повного факторного експерименту типу 2^2 .

На першому етапі ми встановили необхідний рівень водневого показника для отримання пом'якшеної води з відповідними характеристиками – залишковою жорсткістю. Для досліджень використовували модельний розчин із вмістом іонів Ca^{2+} - 11 мг-екв/дм³, Mg^{2+} - 16 мг-екв/дм³. Дозу модельного розчину обробляли при температурі 21 °С осаджуючою сумішшю, еквівалентною початковій жорсткості при підтриманні в обробленій воді відповідного рівня рН. В залежності від водневого показника розчину та початкової жорсткості змінювалася залишкова жорсткість пом'якшеної води. Для визначення необхідного значення водневого показника для забезпечення визначеного рівня залишкової жорсткості графічно представлені відповідні розрахунки, які значно спрощують підбір такого параметру (рис. 5.1). План-матриця ПФП 2^2 та результати експерименту приведені в табл. 5.1.

Таблиця 5.1 - План-матриця ПФП 2^2 та результати дослідження зміни залишкової жорсткості обробленої води від водневого показника

№ дос-ліду	Кодові значення факторів		Натуральні значення факторів		Значення параметра оцінки		
					Залишкова жорсткість, мг-екв/дм ³		
	X ₁	X ₂	рН	Ж*, мг-екв/дм ³	У ₁	У ₂	У ₃
1	-1	-1	5,0	5,0	3,26	3,21	3,19
2	+1	-1	11,0	5,0	0,93	0,91	0,97
3	+1	+1	11,0	30,0	1,21	1,26	1,25
4	-1	+1	5,0	30,0	5,12	5,16	5,15

*Ж – початкова жорсткість

В результаті відомих розрахунків та після необхідної перевірки повторюваності отриманих результатів дослідів, відповідної оцінки значущості розрахованих коефіцієнтів та після перевірки отриманого рівняння регресії на адекватність воно приймає наступний кінцевий вигляд:

$$Ж_3 = 2,6350 - 6,1801 \cdot X_1 + 2,2206 \cdot X_2 - 1,6202 \cdot X_1 \cdot X_2.$$

Перехід до натуральних значень виконаємо з використанням наступних залежностей:

$$X_1 = (pH - 8)/3; X_2 = (Ж - 17,5)/12,5.$$

В результаті заміни та виконання всіх математичних операцій отримуємо рівняння регресії в наступному вигляді:

$$Ж_3 = 9,9577 - 1,3039 \cdot pH + 1,2145 \cdot Ж - 0,0433 \cdot pH \cdot Ж.$$

Графічне зображення площини рішень отриманого рівняння регресії приведено на рис. 5.1. Як видно з рисунка, задаючись необхідним значенням залишкової жорсткості пом'якшеної води можна для відомої початкової жорсткості води визначити необхідне значення водневого показника. Як видно, із зміною pH залишкові концентрації змінюються значно інтенсивніше, ніж при зміні початкової жорсткості пом'якшеної води.

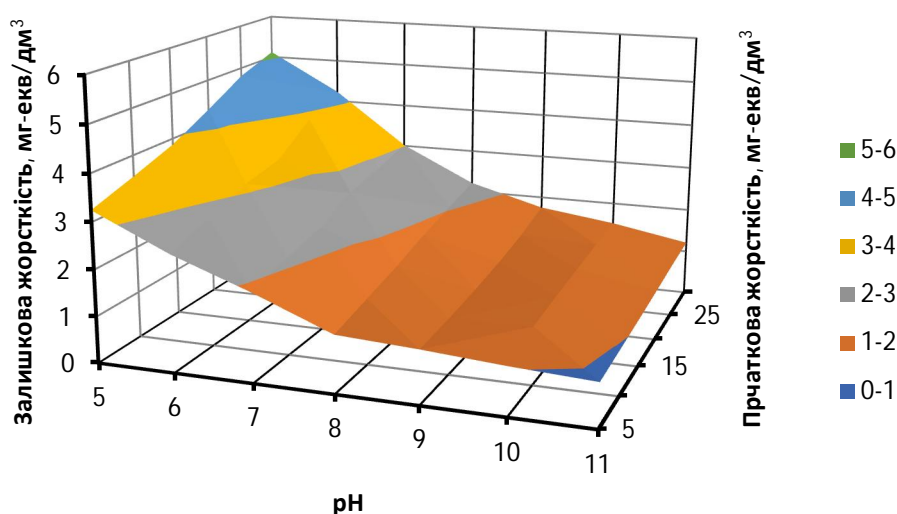


Рисунок 5.1 - Графічне зображення результатів ПФП типу 2² при визначенні необхідного pH для заданої залишкової жорсткості

На другому етапі ми встановили необхідний склад осаджуючої суміші для підтримання в обробленій воді $\text{pH} < 8,5$. Як ми вже зазначали, для цього ми замінили фосфат натрію сумішшю із фосфату та дигідроортофосфату натрію при відповідному співвідношенні ($[\text{Na}_3\text{PO}_4]/[\text{NaH}_2\text{PO}_4]$). В залежності від початкового водневого показника води та початкової жорсткості буде змінюватися водневий показник обробленої води. Для визначення необхідного співвідношення компонентів осаджуючої суміші для підтримання у обробленій воді $\text{pH} \sim 8,5$ графічно представлені відповідні розрахунки, які значно спрощують підбір такого співвідношення (рис. 5.2). План-матриця ПФП 2² та результати експерименту приведені в табл. 5.2.

Таблиця 5.2 - План-матриця ПФП 2² та результати дослідження зміни pH обробленої води від співвідношення компонентів осаджуючої суміші

№ дос-ліду	Кодові значення факторів		Натуральні значення факторів		Значення параметра оцінки pH після помякшення, од.		
	X_1	X_2	K^*	J^* , мг-екв/дм ³	Y_1	Y_2	Y_3
1	-1	-1	0,1	5,0	6,17	6,12	6,09
2	+1	-1	1,0	5,0	10,03	10,12	10,07
3	+1	+1	1,0	30,0	10,21	10,23	10,15
4	-1	+1	0,1	30,0	6,31	6,26	6,25

* $K = [\text{Na}_3\text{PO}_4]/[\text{NaH}_2\text{PO}_4]$; J^* – початкова жорсткість

В результаті відомих розрахунків та після необхідної перевірки повторюваності отриманих результатів дослідів, відповідної оцінки значущості розрахованих коефіцієнтів та після перевірки отриманого рівняння регресії на адекватність воно приймає наступний кінцевий вигляд:

$$\text{pH} = 4,0850 + 1,9675 \cdot X_1 + 0,0675 \cdot X_2 - 0,0025 \cdot X_1 \cdot X_2.$$

Перехід до натуральних значень виконаємо з використанням наступних залежностей:

$$X_1 = (K - 0,55)/0,45; X_2 = (J - 17,5)/12,5.$$

В результаті отримуємо рівняння регресії в наступному вигляді:

$$\text{pH} = 1,5859 + 4,3800 \cdot K + 0,0542 \cdot Ж - 0,0005 \cdot K \cdot Ж.$$

Графічне зображення площини рішень рівняння регресії приведено на рис. 5.2. Як видно з рисунка, знадаючись необхідним значенням водневого показника пом'якшеної води можна для відомої початкової жорсткості води визначити необхідне співвідношення компонентів осаджуючої суміші. Для підтримання рН на рівні 8,5 співвідношення К необхідно тримати в межах 0,83 – 0,86.

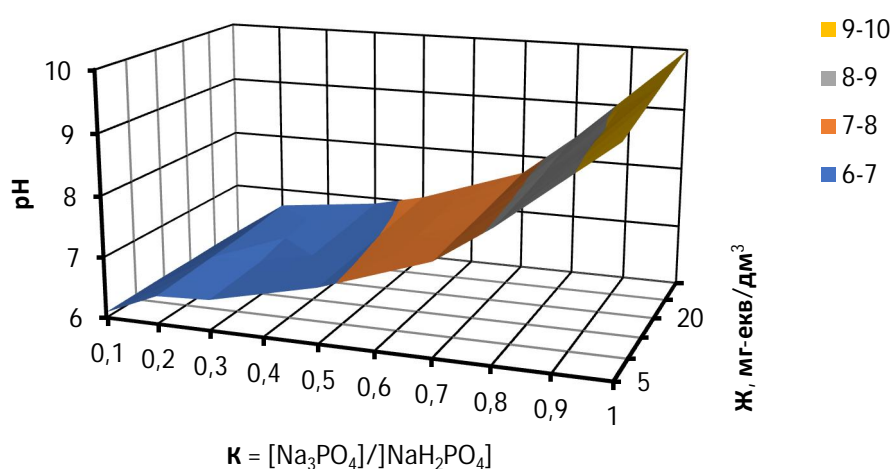


Рисунок 5.2 - Графічне зображення результатів ПФП типу 2² при визначенні співвідношення компонентів осаджуючої суміші

Очевидно, для технологічного процесу досить важливим є вибір дози флокулянту. Тому на третьому етапі ми провели необхідні розрахунки для встановлення прийнятних доз флокулянту аніонного типу Magnofloc – 336 при різних початкових жорсткостях води. Як ми вже зазначали, по приведених вище графіках можна визначити прийнятне значення водневого показника для конкретного складу природної води, потім визначити співвідношення між компонентами осаджуючої суміші і після цього визначити оптимальну дозу флокулянту. Оскільки для питної води $\text{pH} \leq 8,5$, то досліди щодо ефективності флокулянтів проводили в діапазоні рН 8,0 – 8,5. Для визначення необхідної дози флокулянту графічно представлені відповідні розрахунки, які значно спрощують

підбір такого співвідношення (рис. 5.3). План-матриця ПФП 2² та результати експерименту приведені в табл. 5.3.

Таблиця 5.3 - План-матриця ПФП 2² та результати дослідження ефективності різних дох флокулянту при розділенні рідкої та твердої фаз

№ дос-ліду	Кодові значення факторів		Натуральні значення факторів		Значення параметра оцінки		
					Швидкість фільтрування, м/год		
	X ₁	X ₂	Д*, мг/дм ³	Ж*, мг-екв/дм ³	У ₁	У ₂	У ₃
1	-1	-1	5,0	5,0	1,11	1,12	1,06
2	+1	-1	50,0	5,0	0,23	0,26	0,22
3	+1	+1	50,0	30,0	0,42	0,43	0,51
4	-1	+1	5,0	30,0	1,62	1,67	1,59

Д – доза флокулянта; Ж – початкова жорсткість

В результаті відомих розрахунків та після необхідної перевірки повторюваності отриманих результатів дослідів, відповідної оцінки значущості розрахованих коефіцієнтів та після перевірки отриманого рівняння регресії на адекватність воно приймає наступний кінцевий вигляд:

$$V = 0,8534 - 2,0334 \cdot X_1 + 0,7466 \cdot X_2 - 0,3134 \cdot X_1 \cdot X_2.$$

Перехід до натуральних значень виконаємо з використанням наступних залежностей:

$$X_1 = (Д - 27,5)/22,5; X_2 = (Ж - 17,5)/12,5.$$

В результаті отримуємо рівняння регресії в наступному вигляді:

$$pH = 1,5859 + 4,3800 \cdot K + 0,0542 \cdot Ж - 0,0005 \cdot K \cdot Ж.$$

Графічне зображення площини рішень рівняння регресії приведено на рис. 5.3. Як видно з рисунка, задаючись максимальним значенням швидкості фільтрування при заданій початковій жорсткості води можливо точно визначити дозу флокулянта. Варто звернути увагу на екстремальну швидкість фільтрування при дозах реагенту в 5 – 10 мг/дм³.

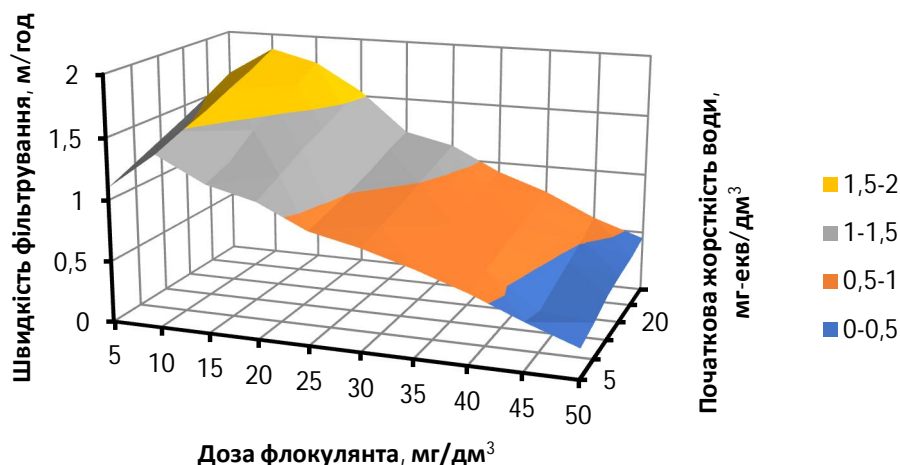


Рисунок 5.3 - Графічне зображення результатів ПФП типу 2² при визначенні необхідної дози флокулянта при пом'якшенні води

Таким чином, використовуючи приведені графіки, можливо досить просто визначити основні параметри технологічного процесу. Очевидно, що при іншому хімічному складі води та інших співвідношеннях між іонами кальцію та магнію необхідно проводити додаткові дослідження з побудовою аналогічних графіків.

5.3 Технологічна схема процесу пом'якшення води для систем малої та середньої продуктивності

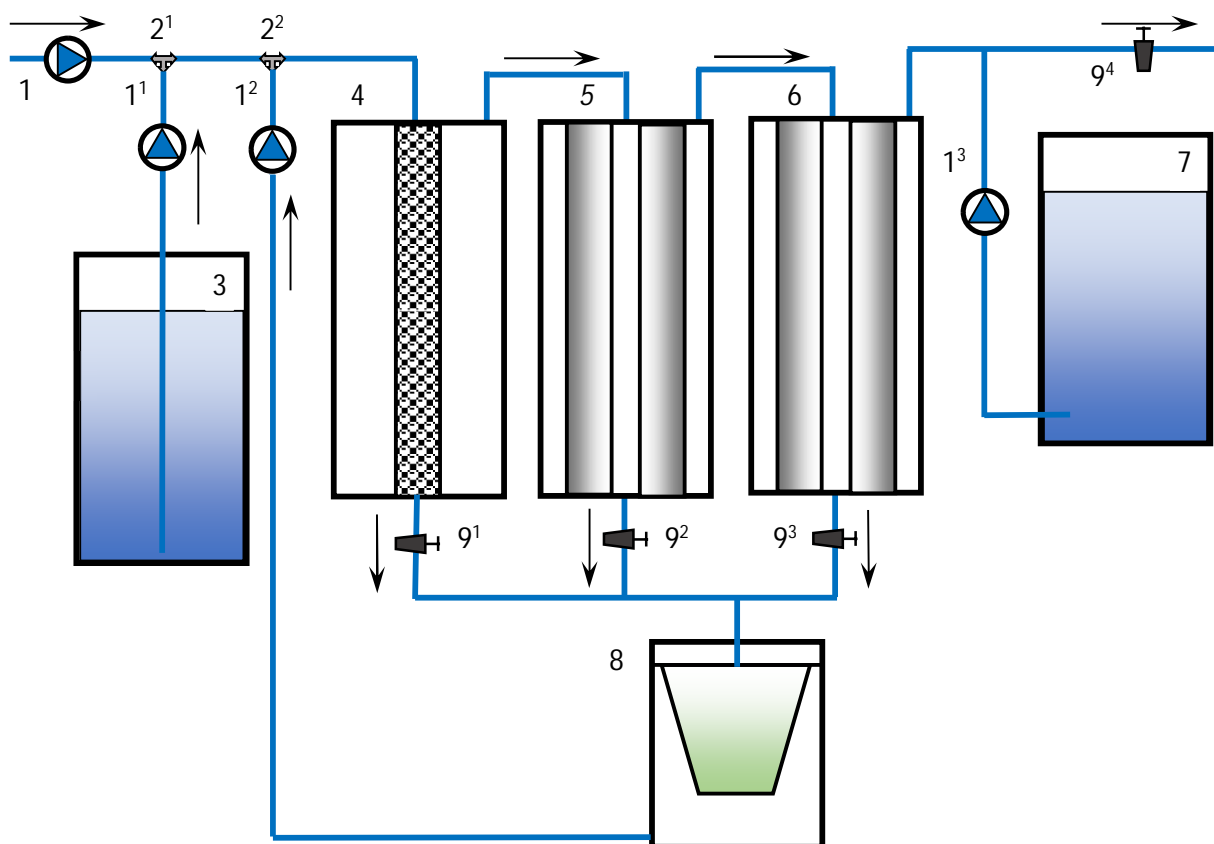
Результати проведених досліджень були використані для розробки технологічної схеми пом'якшення води з використанням фосфатів. Особливістю схеми пом'якшення є використання особливої осаджуючої суміші із фосфатів натрію та флокулянтів. Крім додаткових реагентів у вигляді флокулянтів нами було запропоновано замінити фосфат натрію (Na_3PO_4), використання якого супроводжується ростом водневого показника в обробленій воді, еквівалентною сумішшю $[(0,75 \div 0,85) \text{Na}_3\text{PO}_4 + (0,25 \div 0,15) \text{NaH}_2\text{PO}_4]$. Саме при використанні такої суміші пом'якшена вода має низьку залишкову жорсткість та її рН не виходить за межі 8,5 одиниць. Очевидно, що доза флокулянту та співвідношення між складовими суміші залежать від початкової жорсткості води, співвідношення іонів кальцію та магнію, інших характеристик води, що пом'якшується. Тому

відповідні дози та співвідношення між компонентами підбираються для води кожного конкретного складу.

Технологічна схема передбачає наступні процеси (рис. 5.4). Вихідна вода насосом I для підтримання постійних характеристик потоку подається в систему пом'якшення. З допомогою інжектора 2^I насосом I^I в потік води дозується осаджуючий розчин з баку 3. Далі отримана суміш проходить блок перемішування реагентів 4 із перфорованою трубкою для додаткового перемішування реагентів та дозрівання частинок утвореної твердої фази. Отримана суспензія проходить через механічний фільтр 5 з розміром пор 20 мкм та механічний фільтр 6 з розміром пор 5 мкм. Оброблена вода після проходження через систему зворотного осмосу подається споживачам чи накопичується у відповідній ємкості 7.

В процесі пом'якшення води осаджуючий розчин насосом I^I подається в головну магістраль. При цьому утворена тверда фаза затримується в блоці змішування 4 та механічних фільтрах 5 та 6. Для забезпечення ефективної роботи системи пом'якшення передбачено періодичне промивання блоків 4 – 6 від накопиченої твердої фази. Для цього періодично насос подачі води I відключається, електроклапани 9^I - 9^3 відкриваються, а клапан 9^4 закривається. Далі насосом I^3 блоки 4 – 6 промиваються зворотнім током води, а отримана суспензія перетікає в ємність з рукавним фільтром 8. Рідка фаза накопичується в нижній частині блоку 8 і при досягненні визначеного рівня відкачується насосом I^2 в магістраль системи пом'якшення. Об'єм використаних ємкостей визначається періодичністю та тривалістю процесу видалення твердої фази, початковою жорсткістю вхідної води, наявністю інших домішок, здатних утворювати в процесі пом'якшення тверду фазу, продуктивністю системи, об'ємом механічних фільтрів і т. п. Інжектори застосовані з метою забезпечення можливості використання дозуючих насосів низького тиску і можуть бути видалені при використанні інших типів насосів. В цілому технологічна схема не передбачає використання високооб'ємних споруд і може бути реалізована на основі типових елементів систем зворотного осмосу чи проточних фільтрів малої та середньої

продуктивності. Також вона може бути вбудована в лінію очищення води зворотним осмосом або використовуватися в якості окремого блоку.



1 – насос; 2 – інжектор; 3 – бак осаджуючого розчину; 4 – блок змішування реагентів; 5 – механічний фільтр 20 мкм; 6 – механічний фільтр 5 мкм; 7 – бак пом'якшеної води; 8 – рукавний фільтр; 9 – електроклапан

Рисунок 5.4 – Технологічна схема пом'якшення води з використанням фосфатів

Економічна оцінка результатів використання реагентної технології на основі фосфату натрію приведена в додатку В.

Висновки до розділу 5

В результаті проведених досліджень та розрахунків:

1. Обґрунтовано особливі вимоги до технологій пом'якшення води в побутових та офісних умовах, визначено основний підхід до вибору та модифікації традиційних технологій.

2. На основі повнофакторного експерименту визначено взаємозв'язки між основними параметрами технології пом'якшення, отримано рівняння регресії та побудовано графічні представлення цих зв'язків, що дозволяє досить просто модифікувати технологічну схему до конкретних умов її використання.

3. Розроблено технологічну схему пом'якшення води, орієнтовану на використання в системах малої та середньої продуктивності. Технологічна схема орієнтована на реалізацію з використанням типових елементів систем зворотнього осмосу та проточних фільтрів, що сприятиме швидкому її впровадженню.

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

В результаті виконаних теоретичних та експериментальних досліджень обґрунтовано технологічні засади пом'якшення води в умовах малого та середнього споживання, модифіковано традиційні технології пом'якшення до зазначених умов.

1. Сучасні технології пом'якшення води орієнтовані, перш за все, на використання в промислових умовах і передбачають процеси відстоювання, коагулювання та флокулювання, що в умовах низького споживання води реалізуються надзвичайно важко та потребують додаткового кваліфікованого обслуговування.

2. Найбільш придатними для реалізації в побутових та офісних умовах придатні електрохімічні та іонообмінні методи. Однак, перші сьогодні недостатньо вивчені, другі характеризуються значним вторинним забрудненням довкілля.

3. Концентрати хлориду натрію, що складають основну проблему експлуатації іонообмінних установок пом'якшення води середньої та малої продуктивності, сьогодні не утилізуються, не знешкоджуються і без будь-якої обробки скидаються в каналізаційні системи чи поверхневі водойми, спричиняючи значні негативні наслідки. Це також є вагомим фактором розробки сучасних технологій пом'якшення води.

4. Більшість території України характеризується надмірною жорсткістю як поверхневих, так і підземних вод, тому вирішення проблем технологій пом'якшення води є сьогодні надзвичайно актуальними..

5. Традиційні методи пом'якшення мають низьку ефективність при низьких температурах, потребують значних перевитрат реагентів і не придатні для систем малої та середньої продуктивності із-за багатоетапності процесу.

6. Фосфатмісткі реагенти ефективно осаджують іони кальцію та магнію навіть при стехіометричних дозах реагенту. Процес відбувається в широкому діапазоні рН і температур, забезпечуючи низьку залишкову жорсткість води навіть

при температурі 5 °С. Позитивним є також той факт, що тверда фаза формується відразу після зливання розчинів і не потребує інкубаційного періоду.

7. Негативним фактом застосування фосфатів є надзвичайно висока дисперсність осаду та труднощі з відділенням його від маточного розчину. Це обмежує застосування методу в умовах, де відсутні великі відстійники або неможливе тривале відстоювання. Додавання аніонних флокулянтів покращує процеси відстоювання і фільтрування осадів фосфату кальцію та магнію. Оптимальні концентрації флокулянтів становлять 1–10 мг/дм³. При цьому швидкість освітлення збільшується, а об'єм осаду та вологість зменшується.

8. Для гарантованого забезпечення в пом'якшеній воді рівня водневого показника не вище 8,5 запропоновано в якості осаджуючого реагенту застосовувати суміш фосфату та дигідроортофосфату натрію у відповідному співвідношенні. При цьому висока ефективність пом'якшення зберігається.

9. Для виконання вимог нормативних документів запропоновано загальний потік пом'якшеної води розділяти на дві частини – для побутового використання та побутового споживання. В останньому випадку перед споживанням воду піддавати обробці системами зворотного осмосу.

10. На основі повнофакторного експерименту визначено взаємозв'язки між основними параметрами технології пом'якшення, отримано рівняння регресії та побудовано графічні представлення цих зв'язків, що дозволяє досить просто модифікувати технологічну схему до конкретних умов її використання.

11. Розроблено технологічну схему пом'якшення води, орієнтовану на використання в системах малої та середньої продуктивності. Технологічна схема орієнтована на реалізацію з використанням типових елементів систем зворотнього осмосу та проточних фільтрів, що сприятиме швидкому її впровадженню.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Kose A.B., Nikam N.V., Jaju S.B., Khond V.W. A review on methods of water softening processes for improving efficiency of bio-mass fired boiler // Materials Today: Proceedings. — 2023.
2. Директива Ради 98/83/ЄС про якість води, призначеної для споживання людиною [Електронний ресурс]. — 1998. — Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_963#Text.
3. МОЗ. ДСанПіН 2.2.4-171-10 [Електронний ресурс]. — 2010. — Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>.
4. Николадзе Г.И. Технология очистки природных вод. — М.: Высшая школа, 1987.
5. Панченко В.В., Ходырёв Б.Н., Федосеев Б.С. Исследование процессов известково-натриевого умягчения природных вод // Энергетик. — 1992. — С. 23–26.
6. Абрамов Н.Н. Водоснабжение: Учебник для вузов. — М.: Стройиздат, 1974. — 480 с.
7. Abramova A.A., Gainanova A.I., Belyaeva D.V., Dyagelev M.Yu., Grakhova E.V. Analysis of water softening methods and an algorithm of choosing the best method for using in production cycle // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. — 2021. — Vol. 839. — 042065.
8. Макаренко І., Крісенко Т., Глушко О. Пом'якшення води в процесах водопідготовки виробництв косметичних засобів // Матеріали XXIII Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство». — Київ, 2023.
9. Pawlak M., Pilarska A.A., Zimnicka K., Kujawiak S., Matz R. Water Softener Regeneration Effects on the Operation of Domestic Wastewater Treatment Plants: A Preliminary Study // Applied Sciences. — 2023. — Vol. 13, No. 5: 2853.
10. Skipton S.O., Dvorak B.I., Niemeyer S.M. Drinking Water Treatment: Water Softening (Ion Exchange). — [Б. м.]: University of Nebraska-Lincoln Extension, 2014.

11. Tang C., Rygaard M., Rosshaug P.S., Kristensen J.B., Albrechtsen H.-J. Evaluation and comparison of centralized drinking water softening technologies: Effects on water quality indicators // *Water Research*. — 2021. — Vol. 203.
12. Рябчиков Б.Е. Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования. — М.: ДеЛи принт, 2004.
13. Амосова Э.Г., Гутникова Р.И., Берелович А.Х. Разработка и внедрение усовершенствованного метода реагентного умягчения воды. — М.: Химия, 1989.
14. Ostovar M., Amiri M. A Novel Eco-Friendly Technique for Efficient Control of Lime Water Softening Process // *Water Environment Federation*. — 2013. — С. 2285–2293.
15. Thaxter M. Use of Softening Technologies Based on the Lime. — Department of Chemistry: University of the West Indies, 2014.
16. Ostovar M., Amiri M. A Novel Eco-Friendly Technique for Efficient Control of Lime Water Softening Process // *Water Environment Research*. — 2013. — Vol. 85, No. 12. — С. 2285–2293.
17. Bob M., Walker H.W. Lime-Soda Softening Process Modifications // *Journal of Environmental Engineering*. — 2006. — Vol. 132, No. 2. — С. 158–165.
18. Байбула А.Ф., Трус І.М. Розробка ефективної технології реагентного пом'якшення води // *Матеріали XX Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство»*. — Київ, 2019. — С. 38–39.
19. Shariff R., Cudrak A., Stanley S.J. Lime softening clarifier modeling with artificial neural networks // *Journal of Environmental Engineering and Science*. — 2011. — March. — С. 69–80.
20. Olzhaev D., Nurmurodov T., Khurramov N., Barakayev M., Mansurova S., Ganiev K. Modern methods of industrial wastewater treatment and softening // *E3S Web of Conferences*. — 2024. — Vol. 525.
21. Амосов Э.Г., Гутников Р.И., Берелович А.Х. Способ умягчения природных вод: Патент №4110783/29-26, заявлено 22.08.86; опубл. 07.06.88, Бюл. №4. — 1988.

22. Амосова Э.Г. Интенсификация осаждения взвеси при реагентном умягчении воды алунином и флокулянтами // Осветление и стабилизация воды / Под ред. П.И. Долгополова, Э.Л. Глекеля, В.И. Бондаренко. — М.: Химия, 1988. — С. 75–81.
23. Leentvaar J., Rebhun M. Effect of magnesium and calcium precipitation on coagulation-flocculation with lime // *Water Research*. — 1982. — Vol. 16, No. 5. — С. 655–662.
24. Rainha V.L., Lino A.R., Fonseca T.E. Corrosion of Mild Steel by SRB in the Absence of Sulphate // *Portugaliae Electrochimica Acta*. — 1995. — Vol. 13. — С. 419–422.
25. Wahyuni N., Zaharah T.A., Ria R. Characterization of Hydrochloric Acid Activated Natural Kaolin and its application as adsorbent for Mg^{2+} // *Journal of Physics: Conference Series*. — Vol. 1882. — 012099.
26. Tang C., Hedegaard M.J., Lopato L., Albrechtsen H.-J. Softening of drinking water by the pellet reactor—Effects of influent water composition on calcium carbonate pellet characteristics // *Science of the Total Environment*. — 2019. — Vol. 652. — С. 430–437.
27. Цвенюк В.А., Шаблій Т.О. Маловідходна технологія знесолення води // *Матеріали XIX Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство»*. — Київ: НТУУ «КПІ», 2016. — С. 134–135.
28. Трус І.М., Макаренко І.М., Шаблій Т.О. Вивчення процесів вилучення з води сульфатів та хлоридів для маловідходної технології знесолення води // *Праці Одеського політехнічного університету*. — 2014. — № 2(44). — С. 177–184.
29. Ye C., et al. Ion exchange equilibrium carbonate treatment for anticorrosion in open recirculating cooling water system // *Industrial and Engineering Chemistry Research*. — 2010. — Vol. 49, No. 20. — С. 9625–9630.
30. Entezari M.H., Tahmasbi M. Water softening by combination of ultrasound and ion exchange // *Ultrasonics Sonochemistry*. — 2009. — Vol. 16, No. 3. — С. 356–360.

31. Онищук О.О. До застосування технології пом'якшення води методом катіонного обміну // IX міжнародна науково-практична конференція «Сучасний рух науки». — Харків, 2021.
32. Vishvajit B.A., Pradeep P.G., Rohit A.C., Priyanka M.K., Wagh M.P. Analysis of Water Softening Methods // International Journal of Research in Engineering, Science and Management. — 2019. — Vol. 2, No. 6.
33. Hailu Y., Tilahun E., Brhane A., Resky H., Sahu O. Ion Exchanges Process for Calcium, Magnesium and Total Hardness from Ground Water with Natural Zeolite // Groundwater for Sustainable Development. — 2019. — Vol. 8. — C. 457–467.
34. Aragaw T.A., Ayalew A.A. Removal of water hardness using zeolite synthesized from Ethiopian kaolin by hydrothermal method // Water Practice & Technology. — 2019. — March. — C. 145–159.
35. Campanile A., Liguori B., Ferone C., Caputo D., Aprea P. Zeolite-based monoliths for water softening by ion exchange/precipitation process // Scientific Reports. — 2022. — No. 3686.
36. Ghadamnan E., Nabavi S.R., Abbasi M. Nano LTA Zeolite in Water Softening Process: Synthesis, Characterization, Kinetic studies and process optimization by Response Surface Methodology (RSM) // Journal of Water Environmental Nanotechnology. — 2019. — Vol. 4, No. 2. — C. 119–138.
37. El-Nahas S., Osman A.I., Arafat A.S., Al-Muhtaseb A.H., Salman H.M. Facile and affordable synthetic route of nano powder zeolite and its application in fast softening of water hardness // Journal of Water Process Engineering. — 2020. — Vol. 33.
38. Marques V.L., Lino A.R., Fonseca T.E. Functionalization of SBA-15 with EDTA and its application in removing Ca^{2+} and Mg^{2+} ions from hard water // Revista Verde. — 2020. — Vol. 15, No. 3. — C. 300–308.
39. Sepehr M.N., Zarrabi M., Kazemian H., et al. Removal of hardness agents, calcium and magnesium, by natural and alkaline modified pumice stones in single and binary systems // Applied Surface Science. — 2013. — Vol. 274. — C. 295–305.

40. Gianni E., et al. Ca^{2+} removal from water by the use of Na-palygorskite for potential water softening // *Water Supply*. — 2022. — Vol. 22, No. 1. — C. 156–169.
41. Li J., et al. Aluminum-Cycle Ion Exchange Process for Hardness Removal: A New Approach for Sustainable Softening // *Environmental Science & Technology*. — 2016. — Vol. 50, No. 21. — C. 11943–11950.
42. Umirova N. Use of Glaucinite as a Non-Reagent Sorbent for the Softening of Drinking and Boiler Waters, Industrial Waste Water // *E3S Web of Conferences*. — 2020. — Vol. 216.
43. Alghamdi M.M., El-Zahhar A.A., Idris A.M., et al. Synthesis of novel composite materials for water softening applications // *Separation and Purification Technology*. — 2019. — Vol. 224. — C. 356–365.
44. Swarnamali I.A.D.A. Innovation of Method to Remove Hardness from Drinking Water. — Uva Wellassa University, 2012.
45. Roe F.L., Lewandowski Z., Funk T. Simulating Microbiologically Influenced Corrosion by Depositing Extracellular Biopolymers on Mild Steel Surfaces // *Corrosion Science*. — 1996. — Vol. 52, No. 10. — C. 744–752.
46. Lazar L., Bandrabur B., Tataru-Fărnuș R.E., et al. FTIR Analysis of Ion Exchange Resins with Application in Permanent Hard Water Softening // *Environmental Engineering and Management Journal*. — 2014. — Vol. 13, No. 9. — C. 2145–2152.
47. Lei F., Ding M., Jiang J.X., et al. Water softening method. — 2021.
48. Возна І., Трус І.М., Іваненко О.І. Стабілізаційна обробка розчинів для підвищення ефективності їх зворотньоосмотичного знесолення // VII міжнародна науково-практична інтернет-конференція «Сучасний рух науки». — Київ: «WayScience», 2019. — С. 266–269.
49. Mukhamediev M.G., Bekchanov D.Z., Juraev M.M., et al. A New Sulfonic Acid Cation-Exchange Resin Based on Polyvinyl Chloride and Its Evaluation in Water Softening // *Russian Journal of Applied Chemistry*. — 2021. — Vol. 94. — C. 1594–1601.

50. Maroufi N., Hajilary N. Nanofiltration membranes types and application in water treatment: a review // *Sustainable Water Resources Management*. — 2023. — Vol. 9.
51. Martin M. How Does a Water Softener Work // *Aquanology*. — 2024. — 18 June.
52. Bodzek M., Koter S., Wesółowska K. Application of membrane techniques in a water softening process // *Desalination*. — 2002. — Vol. 145, Issues 1–3.
53. Zarei F., Moattari R.M., Rajabzadeh S., Bagheri M., Taghizadeh A., Mohammadi T., Matsuyama H. Preparation of thin film composite nanofiltration membranes for brackish water softening based on the reaction between functionalized UF membranes and polyethyleneimine // *Journal of Membrane Science*. — 2019. — Vol. 588.
54. Нечухрін О.В., Руденко І.П., Трус І.М., Гомеля М.Д. Підвищення ефективності баромембранного очищення води при попередньому механічному фільтруванні // *Матеріали XIX Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство»*. — Київ: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2016. — Секція №2: Техноекологія.
55. Jurayev O., Sobirova D. Water Softening with Reverse Osmosis and Ultrafiltration // *Problems of Architecture and Construction*. — 2019. — No. 2.
56. Jin H., Yu Y., Chen X. Membrane-based electrochemical precipitation for water softening // *Journal of Membrane Science*. — 2020. — Vol. 597.
57. Tahvildari K., та ін. Remove water hardness from water and wastewater by using magnetic field // *Journal of Current Research in Science*. — 2016. — С. 237–239.
58. Lin L., Jiang W., Xu X., Xu P. A critical review of the application of electromagnetic fields for scaling control in water systems: mechanisms, characterization, and operation // *npj Clean Water*. — 2020. — 1 June.
59. Che Razali M., Abdul Wahab N., Sunar N., Shamsudin N.H. Existing Filtration Treatment on Drinking Water Process and Concerns Issues // *MDPI*. — 2023. — Vol. 3: 285.

60. Maroufi N., Hajilary N. Nanofiltration membranes types and application in water treatment: a review // *Sustainable Water Resources Management*. — 2023. — Vol. 9.

61. Schurer R., de Ridder D.J., Schippers J.C., Hijnen W.A.M., Vredenburg L., van der Wal A. Advanced drinking water production by 1 kDa hollow fiber nanofiltration–biological activated carbon filtration (HFNF–BACF) enhances biological stability and reduces micropollutant levels compared with conventional surface water treatment // *Chemosphere*. — 2023. — Vol. 321. — Article 138049.

62. Boom M.F.A. Investigating the Specific Ion Effects on the Assembly and Performance of Hollow-Fiber Layer-by-Layer Nanofiltration Membranes. — 2024.

63. Li B., та ін. Direct contact membrane distillation with softening pre-treatment for effective reclaiming flue gas desulfurization wastewater // *Separation and Purification Technology*. — 2021. — Vol. 277. — Article 119637.

64. Lin W., Jin W., Chen Q., Wang J., Li P., Dong. Research status and prospect of water softening technology based on pressure-driven and electro-driven membrane processes // *Chemical Industry and Engineering Progress*. — 2022. — Vol. 41, No. 5. — C. 2649–2661.

65. Hao Y., та ін. Tailored design of highly permeable polyamide-based nanofiltration membrane via a complex-dissociation regulated interfacial polymerization // *Chemical Engineering Journal*. — 2023. — Vol. 452, Part 1.

66. Gulamussen N.J., та ін. Softening with Ceramic Micro-Filtration for Application on Water Reclamation for Industrial Recirculating Cooling Systems // *Membranes*. — 2022. — Vol. 12, No. 10. — Article 980.

67. Seo S.-J., та ін. Investigation on removal of hardness ions by capacitive deionization (CDI) for water softening applications // *Water Research*. — 2010. — Vol. 44, No. 7. — C. 2267–2275.

68. Ma Z., та ін. Dual-layer Janus charged nanofiltration membranes constructed by sequential electrospray polymerization for efficient water softening // *Chemosphere*. — 2023. — Vol. 310. — Article 136929.

69. Das R., Kuehnert M., Kazemi A.S., Abdi Y., Schulze A. Water Softening Using a Light-Responsive, Spiropyran-Modified Nanofiltration Membrane // *Polymers*. — 2019. — Vol. 11, No. 2.

70. Micari M., Moser M., Cipollina A., Tamburini A., Micale G., Bertsch V. Towards the implementation of circular economy in the water softening industry: A technical, economic and environmental analysis // *Journal of Cleaner Production*. — 2020. — Vol. 255.

71. Возна І.П., Трус І.М. Опріснення води на зворотноосмотичній мембрані після її пом'якшення на слабокислотному катіоніті // *Матеріали XX Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство»*. — Київ, 2019. — Секція №2: Техноекологія. — С. 41–43.

72. Li C., Cao Z., Shan M., Bing Y. Effect and Mechanism of Induced Crystallization Softening Treatment on Water Quality in Drinking Water Distribution System With High Hardness Water Source // *Journal of Environmental Chemical Engineering*. — 2023. — Vol. 11, No. 5. — Article 110474.

73. Clauwaert P., De Paepe J., Jiang F., Alonso-Fariñas B., Vaiopoulou E., Verliefde A., Rabaey K. Electrochemical tap water softening: A zero chemical input approach // *Water Research*. — 2020. — Vol. 169.

74. Sanjuán I., Benavente D., Expósito E., Montiel V. Electrochemical water softening: Influence of water composition on the precipitation behaviour // *Separation and Purification Technology*. — 2019. — Vol. 211. — С. 857–865.

75. Gabrielli C., Maurin G., Francy-Chausson H., Thery P., Tran T.T.M., Tlili M. Electrochemical water softening: principle and application // *Desalination*. — 2006. — Vol. 201, Issues 1–3. — С. 150–163.

76. Jin H., Yu Y., Zhang L., Yan R., Chen X. Polarity reversal electrochemical process for water softening // *Separation and Purification Technology*. — 2019. — Vol. 210.

77. Zhang C., Tang J., Zhao G., Tang Y., Li J., Li F., Zhuang H., Chen J., Lin H., Zhang Y. Investigation on an electrochemical pilot equipment for water softening with

an automatic descaling system: Parameter optimization and energy consumption analysis // *Journal of Cleaner Production*. — 2020. — Vol. 276.

78. Li H., Wang H. Method for softening water. — 2016.

79. Luan J., Wang L., Sun W., Li X., Zhu T., Zhou Y., Deng H., Chen S., He S., Liu G. Multi-meshes coupled cathodes enhanced performance of electrochemical water softening system // *Separation and Purification Technology*. — 2019. — Vol. 217. — C. 128–136.

80. Lin W., Xiang J., Wang W., Xin Z., Xiang Y., Pan C., Xu J., Yu J., Gong C. The three-dimensional arrangement of the cathode weakens the bubble aggregation during the electrochemical water softening reaction. — 2023.

81. Lin W., Wang Z., Wang W., Chen Q., Xu J., Yu J. Comparative analysis of the performance of electrochemical water softening between high frequency electric fields and direct current electric fields based on orthogonal experimental methods // *Water Science and Technology*. — 2021. — Vol. 83, No. 7. — C. 1677–1690.

82. Wang W., та ін. Effect of operational parameters and material properties on hardness removal efficiency by electrochemical technique // *Water Supply*. — 2021. — Vol. 21, No. 7. — C. 3437–3448.

83. Liu Y., та ін. Efficient and green water softening by integrating electrochemically accelerated precipitation and microfiltration with membrane cleaning by periodically anodic polarization // *Chemical Engineering Journal*. — 2022. — Vol. 449. — Article 137832.

84. Winzeler H.B., Furrer S. Wasserenthärtung mittels Elektromembranverfahren // *Chimia*. — 1999. — Vol. 53, No. 3. — C. 114–116.

85. Mykhaylenko V.G., та ін. Possibility of Electromembrane Softening Treatment of Network Water at a Thermal Power Station // *Thermal Engineering*. — 2018. — Vol. 65, No. 12. — C. 922–926.

86. Yaghmaeian K., та ін. Drinking water softening with electrocoagulation process: Influence of direct and alternating currents as inductive with different arrangement rod electrodes and polarity inverter // *Scientia Iranica*. — 2020. — Vol. 27, No. 3. — C. 1275–1292.

87. Kottehewa T.S., D.J. Performance Evaluation of Electro-Coagulation Process Using Different Electrodes for Removing Hardness from Drinking Water // *Proceedings of the International Research Conference of Uva Wellassa University*. — 2020.

88. Malakootian M., Mansoorian H.J., Moosazadeh M. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water // *Desalination*. — 2010. — Vol. 255. — C. 67–71.

89. Clauwaert P., De Paepe J., Jiang F., Alonso-Fariñas B., Vaiopoulou E., Verliefde A., Rabaey K. Electrochemical tap water softening: A zero chemical input approach // *Water Research*. — 2020. — Vol. 169.

90. Bachiri B., Ayyoub H., Tahaikt M., та ін. Electrodialysis Technology for Water Softening Regarding Water Equilibrium // *Arabian Journal for Science and Engineering*. — 2024. — Vol. 49. — C. 8021–8030.

91. Zeppenfeld K. Electrochemical removal of calcium and magnesium ions from aqueous solutions // *Desalination*. — 2011. — Vol. 277, Issues 1–3. — C. 99–105.

92. Medina-Collana J.T., Reyna-Mendoza G.E., Montaña-Pisfil J.A., Rosales-Huamani J.A., Franco-Gonzales E.J., García X.C. Evaluation of the Performance of the Electrocoagulation Process for the Removal of Water Hardness // *Sustainability*. — 2022. — Vol. 15, No. 1.

93. Bao S., Xin C., Zhang Y., Chen B., Ding W., Luo Y. Application of Capacitive Deionization in Water Treatment and Energy Recovery: A Review // *Energies*. — 2023. — Vol. 16, No. 3.

94. Li X., Wang L., Sun W., Yan Z., He Y., Shu X., Liu G. Study on electrochemical water softening mechanism of high-efficient multi-layer mesh coupled cathode // *Separation and Purification Technology*. — 2020. — Vol. 247.

95. Sambursky G.A., Leont'eva S.V., Molchanova Y.P., Krokhin G.B. The choice of an environmentally oriented technology for water softening at water treatment facilities // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*.

96. Buljubašić A., Stuhli V., Odobašić A., та ін. Experimental Evaluation of Alternative Water Softening Methods [Preprint] // *Research Square*. — 2024. — 12 February.

97. Muniz G.L., Duarte F.V., Rakocevic M. Assessment and optimization of carbonated hard water softening with *Moringa oleifera* seeds // *Desalination and Water Treatment*. — 2020.

98. Madhusudhan M.S., Surendra H.J., Rajendra H.J., та ін. Removal of hardness using natural and synthetic water treatment system for safe and sustainable water supply in the Indian context // *Sustainable Water Resources Management*. — 2023. — Vol. 9. — Article 179.

99. Rolence C., Machunda R.L., Njau K.N. Potentials of agric wastes activated carbons for water softening // *Research Journal in Engineering and Applied Sciences*. — 2014. — Vol. 3, No. 3.

100. Chen Y., Fan R., An D., Cheng Y., Tan H. Water softening by induced crystallization in fluidized bed // *Journal of Environmental Sciences*. — 2016. — Vol. 50.

101. Eltarahony M., та ін. Heavy metals bioremediation and water softening using ureolytic strains *Metschnikowia pulcherrima* and *Raoultella planticola* // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. — 2021. — Vol. 96, No. 11. — C. 3152–3165.

102. Shemeera K.H., та ін. Removal of hardness using coconut shell carbon // *International Journal of Recent Technology and Engineering*. — 2019. — Vol. 8, No. 2. — C. 1252–1254.

103. Abd Aziz N.I., Othman N., Ibrahim N., Yunus Z.M., Setiawan M.I. Optimization of pH and Contact Time of Media in Removing Calcium and Magnesium from Groundwater // *International Journal of Integrated Engineering*. — 2019. — Vol. 11, No. 9. — C. 63–72.

104. Evison M., Muyibi S.A. *Moringa oleifera* seeds for softening hard water // *Water Research*. — 1995. — C. 1099–1104.

105. Janson A., Minier-Matar J.E., Al-Shamari E., et al. Evaluation of new ion exchange resins for hardness removal from boiler feedwater // *Emergent Materials*. — 2018. — C. 77–87.

106. Mautner A., Kobkeatthawin T., Mayer F., Plessl C., Gorgieva S., Kokol V., Bismarck A. Rapid Water Softening with TEMPO-Oxidized/Phosphorylated Nanopapers // *Nanomaterials*. — 2019. — Vol. 9, No. 2.

107. Mautner A., Kobkeatthawin T., Mayer F., Plessl C., Gorgieva S., Kokol V., Bismarck A. Nanocellulose water treatment membranes and filters: a review // *Nanomaterials*. — 2019. — Vol. 9.

108. Li X.-L., Liu Y., Zhang T.-A. Conversion of Activated Calcium in Industrial Water to Micron CaCO_3 Powder Based on CO_2 Absorption and Mineralization // *Minerals*. — 2017. — Vol. 7, No. 3: 979.

109. Balzarotti R., Migliavacca A., Basso Peressut A., Mansutti A. A Novel Approach to Water Softening Based on Graphene // *C – Journal of Carbon Research*. — 2023. — January.

110. Mohammadian M., Sahraei R., Ghaemy M. Synthesis and fabrication of antibacterial hydrogel beads based on modified-gum tragacanth/poly(vinyl alcohol)/ Ag^0 highly efficient sorbent for hard water softening // *Chemosphere*. — 2019. — Vol. 225.

111. Wang L., Lin S. Mechanism of Selective Ion Removal in Membrane Capacitive Deionization for Water Softening // *Environmental Science & Technology*. — 2019. — Vol. 53.

112. Lado J.J., та ін. Sugarcane Biowaste-Derived Biochars as Capacitive Deionization Electrodes for Brackish Water Desalination and Water-Softening Applications // *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*.

113. Nie P., Hu B., Shang X., Xie Z., Huang M., Liu J. Highly efficient water softening by mordenite modified cathode in asymmetric capacitive deionization // *Separation and Purification Technology*. — 2020. — Vol. 250.

114. Yang Z.Y.L., Hui Y. Capacitive Deionization of Divalent Cations for Water Softening Using Functionalized Carbon Electrodes // *ACS Omega*. — 2020. — Vol. 5. — C. 2097–2106.

115. Лабораторна робота №3. Твердість води [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.uzhnu.edu.ua/uk/infocentre/get/23675> .

116. Набиванець Б. Й. Аналітична хімія природного середовища / Б. Й. Набиванець, В. В. Сухан, Л. В. Калабіна – К.: Либідь, 1996. – 201 с.

117. Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт з курсу “Основи біогеохімії” для студентів спеціальності “Екологія та охорона навколишнього середовища”. Частина 1: ” Визначення характеристик якості природних вод” / Укл. Т. О. Шаблій, А. Д. Крисенко, Т. В. Крисенко, Сербіна Р.В. – К.: ІВЦ “Видавництво “Політехніка”, 2003. – 65 с.

118. Методичні вказівки виконання лабораторних робіт з дисципліни «Технологія питної і технічної води» для студентів спеціальності 161 «Хімічні технології та інженерія», 101 «Екологія» всіх форм навчання / Укладачі А.В. Іванченко, Д.О.Єлатонцев, К.Є. Хавікова – Кам’янське: ДДТУ, 2019. – 19 с.

119. Пилипчук М. І. Основи наукових досліджень: Підручник. / М. І. Пилипчук, А. С. Григор’єв, В. В. Шостак. – К.: Знання, 2007. – 270 с.

120. Державне агентство водних ресурсів України. Звіти та статистика [Електронний ресурс]. — Доступ за серпень 2024. — Режим доступу: <http://water.gov.ua>.

121. Дія. Портал відкритих даних [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <https://data.gov.ua/>.

122. Що таке жорстка вода і як її пом’якшити? [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <https://www.aquanova.com.ua/ua/stati-i-obzory/zhestkaya-voda-i-kak-ee-smyagchit-ua/>

123. Савчук І. О. Поняття про жорсткість води та способи її усунення [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <https://naurok.com.ua/tverdist-zhorstkist-vodi-242316.html>.

124. Larin B.M., Yurchevskii E.B. Problems of Ion-Exchange and Membrane Water Treatment Technologies in Power Engineering // Thermal Engineering. — 2019. — Vol. 66. — С. 744–749.

125. Kose A.B., Nikam N.V., Jaju S.B., Khond V.W. A review on methods of water softening processes for improving efficiency of bio-mass fired boiler // Materials Today: Proceedings. — 2023.

126. Mautner A. Nanocellulose water treatment membranes and filters: a review // *Polymer International*. — 2020. — Vol. 69.
127. Liao P.B., Kramer S.S.L. Ion Exchange Systems for Water Recirculation // *Journal of the World Mariculture Society*. — 1981. — Vol. 12.
128. Cobzaru C., Inglezakis V. Ion Exchange // *Progress in Filtration and Separation*. — 2015. — C. 425–498.
129. Ahuchaogu A.A. Reverse Osmosis Technology, its Applications and Nano-Enabled Membrane // *International Journal of Advanced Research in Chemical Science*. — 2018. — Vol. 5.
130. Ezugbe E.O., Rathilal S. Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review // *Membranes*. — 2020.
131. Kavitha J., Rajalakshmi M., Phani A.R., Padaki M. Pretreatment processes for seawater reverse osmosis desalination systems—A review // *Journal of Water Process Engineering*. — 2019. — Vol. 32.
132. Malaeb L., Ayoub G.M. Reverse osmosis technology for water treatment: State of the art review // *Desalination*. — 2011. — Vol. 267, No. 1.
133. Mengesha A., Sahu O. Sustainability of membrane separation technology on groundwater reverse osmosis process // *Cleaner Engineering and Technology*. — 2022. — Vol. 7.
134. Lin S., Elimelech M. Staged reverse osmosis operation: Configurations, energy efficiency, and application potential // *Desalination*. — 2015. — Vol. 366.
135. Gadipelly C., Pérez-González A., Yadav G.D., Ortiz I., Ibáñez R., Rathod V.K., Marathe K.V. Pharmaceutical Industry Wastewater: Review of the Technologies for Water Treatment and Reuse // *Industrial & Engineering Chemistry Research*. — 2014. — Vol. 53.
136. Mohammed H.A., Sachit D.E., Al-Furaiji M. Applications and challenges of the reverse osmosis membrane process: A review // *Journal of Engineering and Sustainable Development*. — 2023. — Vol. 27, No. 5.
137. Rosborg I., Kozisek F., Ferrante M. Health Effects of De-mineralization of Drinking Water // *Drinking Water Minerals and Mineral Balance*. — 2020.

138. De Luca N.N., Nelson A., De Ferrante M. Remineralization and Stabilization of Desalinated Water. — 2021.

139. Harby K., Emad M., Benghanem M., Abolibda T.Z., Almohammadi K., Aljabri A., Alsaiani A., Elgendi M. Reverse osmosis hybridization with other desalination techniques: An overview and opportunities // Desalination. — 2024. — Vol. 581.

140. Magnetic Water Technology Review {Updated August 2024} [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <https://www.watersoftenersolutions.com/magnetic-water-softeners-review/>

141. Water Softeners Vs Magnetic Water Conditioners [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <https://www.aquasoftuk.com/article/water-softeners-vs-magnetic-water-conditioners/>

142. Magnetic Water Softener: Definition, How it works, Types, Installation and Maintenance, Pros and Cons [Электронный ресурс]. — 2024. — Режим доступа: <https://www.softprowatersystems.com/blogs/news/magnetic-water-softener>

143. Yadollahpour A., Rashidi S., Rezaee Z., Jalilifar M. Magnetic Water Treatment in Environmental Management: A Review of the Recent Advances and Future Perspectives // Current World Environment. — 2014.

144. Zhai Y., Liu G., van der Meer W.G.J. One-Step Reverse Osmosis Based on Riverbank Filtration for Future Drinking Water Purification // Engineering. — 2022. — Vol. 9. — C. 27–34.

145. Nguyen T.T., Patra S., Pranudta A., Nguyen T.T., El-Moselhy M.M., Padungthon S. Desalination of brackish groundwater using self-regeneration hybrid ion exchange and reverse osmosis system (HSIX-RO) // Desalination. — 2023. — Vol. 550.

146. Li Y., Zhang L., He Y., Zhang L., Liu X., Shang N. UV-ozone sterilization system: An intelligent solution for Northern shrimp (*Pandalus borealis*) cold chain transportation emergencies // Food Research International. — 2024. — Vol. 191.

147. Kotia A., Yadav A., Raj T.R.R., Keischgens M.G., Rathore H., Sarris I.E. Carbon Nanoparticles as Sources for a Cost-Effective Water Purification Method: A Comprehensive Review // Fluids. — 2020. — Vol. 5, No. 4: 230.

148. Ion Exchange In Water Treatment [Електронний ресурс] // Atlas Scientific. — 2022. — Режим доступу: <https://atlas-scientific.com/blog/ion-exchange-in-water-treatment/>.

149. Science Behind Water Softeners: Understanding the Ion Exchange Process [Електронний ресурс] // ASPE Pipeline. — 2023. — Режим доступу: <https://aspe.org/pipeline/the-science-behind-water-softeners-understanding-the-ion-exchange-process/>.

150. The uses of ion exchange resin [Електронний ресурс] // Puring Pi. — Режим доступу: <http://www.ccdpy.com/ENLCATUOIX.html> .

151. Water Softener [Електронний ресурс] // AquaHow. — 2023. — Режим доступу: <https://aquahow.com/water-softener> .

152. Система пом'якшення води Puricom Denver+ 12 - Режим доступу: <https://formulavody.com.ua/uk/denver-12-water-softening-system>

153. Хоружий П.Д., Хомутецька Т. П., Хоружий В.П. Ресурсозберігаючі технології водопостачання. – К.: Аграрна наука, 2008. – 534 с.

154. Лифшиц О.В. Справочник по водоподготовке котельных установок. — М.: Энергия, 1980. — 288 с.

155. Дикаревский В.С. Обработка воды для теплоэнергетических установок ж/д транспорта. — М.: Транспорт, 1986. — 460 с.

156. Шаблій Т.О., Радовенчик В.М., Гомеля М.Д. Застосування нових реагентів і технологій в промисловому водопостачанні. — Київ: Інфодрук, 2014. — 302 с.

157. Радовенчик Я. В., Гордієнко К. Ю., Радовенчик В. М., Крисенко Т. В. Особливості хімічного висадження іонів кальцію з розведених водних розчинів // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2022. – №2. – С. 72-78. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.2.2022.260353> .

158. Василенко К. В. Одержання високочистих орто- і пірофосфатів натрію, калію, амонію та кальцію для використання в якості харчових добавок: дис. на

здобуття наук. ступеня доктора філософії: 161 / К. В. Василенко. - Дніпро, 2021. - 199 с.

159. Гордієнко К., Радовенчик Я., Крисенко Т., Радовенчик В. Ефективність висадження іонів кальцію з розведених водних розчинів у вигляді фосфатів // Вісник Хмельницького національного університету. – 2022. – №5 (313). – с. 134-140. <https://doi.org/10.31891/2307-5732-2022-313-5-134-140>.

160. Радовенчик, В. М., Гордієнко, К. С., Радовенчик, Я. В., Крисенко, Т. В. Використання поверхнево-активних речовин для ефективного видалення часток фосфату кальцію із води // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2022. – №3. – с. 94-102. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.3.2022.265365>.

161. Радовенчик Я. В., Гордієнко К. Ю., Крисенко Т. В., Радовенчик В. М. Ефективність видалення іонів магнію з води в процесах її пом'якшення // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2022. – №4. – с. 88-94. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.4.2022.269815>.

162. Гороновский И. Т., Назаренко Ю. П., Некряч Е. Ф. Краткий справочник по химии. Киев : Изд-во АН УССР, 1962. 659 с.

163. Гордієнко К. Ю., Радовенчик Я. В. Використання поверхнево-активних речовин для ефективного видалення часток фосфату магнію із води // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2022. – №3. – с. 94-102. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.3.2022.265365>.

164. Радовенчик Я. В., Гордієнко К. Ю., Крисенко Т. В., Іваненко О. І. Підвищення ефективності видалення сполук магнію з води в процесах її пом'якшення // Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки. – 2023. – №1. – с. 225-230. <https://doi.org/10.32782/2663-5941/2023.1/34>.

165. Гордієнко К. Ю., Радовенчик Я. В. Використання флокулянтів в процесах пом'якшення води // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія:

Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2023. – № 3. – с. 94-100.
<https://doi.org/10.20535/2617-9741.3.2023.288254/>.

166. Радовенчик Я. В., Гордієнко К. С., Бакуновський О. О., Іванова В. П. Дослідження ефективності процесів пом'якшення води силікатом натрію // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2024. – №2. – с. 62-70. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.2.2024.307362>.

167. Правила приймання стічних вод до централізованих систем водовідведення. Наказ Міністерства регіонального розвитку, будівництва та жилого-комунального господарства України №316 від 01.12.2017 р.

168. Gomelya M., Shabliy T., Radovenchyk I., Vakulenko A. Determining the efficiency of reverse osmosis in the purification of water from phosphates // Journal of Ecological Engineering. – 2023. – 24(2). – p. 238-246.
<https://doi.org/10.12911/22998993/157023>.

169. Фосфат натрію. - 2024. - Режим доступу:
<https://megachem.com.ua/ua/fosfat-natriya-orto-gidroorto.html>

ДОДАТОК А

РЕЗУЛЬТАТИ МАТЕМАТИЧНОЇ ОБРОБКИ РЕЗУЛЬТАТІВ

Таблиця А1 – Результати математичної обробки даних методом варіативної статистики

Номер табл.(рис)	Величина, що визначається	Одиниці ви- мірювання	ΔX	Е, %
1	2	3	4	5
Рис. 4.1	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,190	1,255
Рис. 4.2	Об'єм	см ³	1,691	2,415
Рис. 4.3	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,119	1,132
Рис. 4.4	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,223	2,541
Рис. 4.5	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,123	3,519
Рис. 4.6	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,157	2,015
Рис. 4.7	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,174	2,540
Рис. 4.8	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,127	3,423
Рис. 4.9	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,162	3,012
Рис. 4.10	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,188	2,879
Рис. 4.11	Об'єм	см ³	1,459	3,521
Рис. 4.12	Об'єм	см ³	1,923	3,341
Рис. 4.13	Об'єм	см ³	1,633	3,018
Рис. 4.14	Об'єм	см ³	1,365	2,901
Рис. 4.15	Об'єм	см ³	1,876	2,430
Рис. 4.16	Об'єм	см ³	1,547	1,922
Рис. 4.17	Об'єм	см ³	1,214	1,725
Рис. 4.18	Об'єм	см ³	1,423	1,902
Рис. 4.19	Об'єм	см ³	1,134	2,467
Рис. 4.20	ΔpH	од.	0,032	1,354
Рис. 4.21	Об'єм	см ³	1,153	2,114
Рис. 4.22	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,114	1,129
Рис. 4.23	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,123	1,341
Рис. 4.24	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,023	1,310
Рис. 4.25	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,332	1,421
Рис. 4.26	Об'єм	см ³	1,451	2,673
Рис. 4.27	Об'єм	см ³	1,245	2,244
Рис. 4.28	Об'єм	см ³	1,753	2,973
Рис. 4.29	Об'єм	см ³	2,124	3,767
Рис. 4.30	Об'єм	см ³	2,343	3,345
Рис. 4.31	Об'єм	см ³	1,255	2,798
Рис. 4.32	Об'єм	см ³	1,762	3,124

Продовження табл. А.1				
1	2	3	4	5
Рис. 4.33	Об'єм	см ³	2,214	3,997
Рис. 4.34	Об'єм	см ³	1,834	3,563
Рис. 4.35	Об'єм	см ³	1,125	2,981
Рис. 4.36	Об'єм	см ³	2,534	3,887
Рис. 4.37	Об'єм	см ³	2,013	3,325
Рис. 4.38	Об'єм	см ³	1,342	3,347
Рис. 4.39	Об'єм	см ³	1,212	3,123
Рис. 4.40	Об'єм	см ³	1,781	3,902
Рис. 4.41	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,341	1,165
Рис. 4.42	Об'єм	см ³	1,231	2,873
Рис. 4.43	Об'єм	см ³	2,113	2,932
Табл. 4.1	рН	од.	0,342	0,754
	Об'єм	см ³	1,722	3,194
	Об'єм	см ³	1,243	3,218
	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,182	1,434
Рис. 4.44	Об'єм	см ³	1,653	3,143
Рис. 4.45	Об'єм	см ³	2,212	3,567
Рис. 4.46	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,098	2,893
Рис. 4.47	Об'єм	см ³	1,545	2,255
Рис. 4.48	Об'єм	см ³	1,212	3,052
Табл. 4.2	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,231	1,011
Рис. 4.49	Об'єм	см ³	1,815	3,144
Рис. 4.50	Об'єм	см ³	1,828	2,981
Рис. 4.51	Жорсткість	мг-екв/дм ³	0,155	0,756
Рис. 4.52	рН	од.	0,412	0,975
Рис. 4.53	Вміст фосфатів	мг/дм ³	1,254	2,986

ДОДАТОК Б

Таблиця Б-1 - Математична обробка графічних матеріалів

Рисунок	Крива	Рівняння	R^2
1	2	3	4
4.1	1	$y = 0,0357x^2 - 0,4143x + 6,6$	0,9545
	3	$y = 0,0357x^2 - 0,4571x + 4,4429$	0,9954
	5	$y = -0,25x + 3,6857$	0,9676
	8	$y = -0,0643x + 1,1286$	0,9701
	10	$y = 0,0238x^2 - 0,2476x + 1,2$	0,9359
4.2	3	$y = -9,0714x + 105,43$	0,9760
	5	$y = -1,8571x + 100,29$	0,9389
	8	$y = -11,143x + 108,86$	0,9895
	10	$y = 0,4286x^2 - 6,2857x + 103,86$	0,9333
4.3	6.6	$y = 0,0571x^2 - 1,3786x + 9,5429$	0,9906
	8.4	$y = 0,0869x^2 - 1,6417x + 9,6571$	0,9915
	9.65	$y = 0,0988x^2 - 1,7583x + 9,5571$	0,9937
	10	$y = 0,1274x^2 - 2,0798x + 9,8286$	0,9960
4.4	4.4	$y = 0,0679x^2 - 0,975x + 5,2714$	0,9967
	7.6	$y = 0,3381x^2 - 3,6262x + 10,086$	0,9230
	8.7	$y = -0,1558x^3 + 2,3242x^2 - 11,052x + 17,32$	0,9810
	11,8	$y = -0,2556x^3 + 3,7095x^2 - 16,949x + 24,743$	0,9580
4.5	5	$y = 0,0173x^2 - 0,5655x + 5,7021$	0,9856
	6.8	$y = 0,0233x^2 - 0,6376x + 5,9393$	0,9526
	3.7	$y = 4,0544e^{-0,078x}$	0,9560
	10.4	$y = 0,0401x^2 - 1,1985x + 10,193$	0,9657
	15	$y = 0,0807x^2 - 2,1814x + 15,162$	0,9716
4.6	2.7	$y = -0,839\ln(x) + 2,7677$	0,9774
	4.4	$y = -1,517\ln(x) + 4,2968$	0,9833
	6.8	$y = -2,478\ln(x) + 6,6984$	0,9943
	7.7	$y = 0,0553x^2 - 1,2405x + 8,7633$	0,9965
	11	$y = 0,0614x^2 - 1,595x + 12,37$	0,9952
4.7	5	$y = -0,0449x^3 + 1,0061x^2 - 7,0793x + 15,664$	0,9713
	7.6	$y = -0,0471x^3 + 1,0439x^2 - 7,2363x + 15,63$	0,9648
	9	$y = -0,0486x^3 + 1,068x^2 - 7,319x + 15,531$	0,9567
	11	$y = -0,0508x^3 + 1,1057x^2 - 7,4617x + 15,37$	0,9336
4.8	1	$y = 0,809x^{0,1117}$	0,9476
4.9	5	$y = 0,1921x^2 - 3,0413x + 11,394$	0,9172
	15	$y = -0,0449x^3 + 1,0061x^2 - 7,0793x + 15,664$	0,9713
	23	$y = -0,0488x^3 + 1,0165x^2 - 7,0654x + 15,874$	0,9697
	35	$y = -0,0490x^3 + 1,0154x^2 - 7,1047x + 15,922$	0,9634

Продовження табл. Б-1			
1	2	3	4
	50	$y = -0,0493x^3 + 1,0665x^2 - 7,5204x + 16,234$	0,9601
	70	$y = -0,0495x^3 + 1,0962x^2 - 7,5634x + 16,073$	0,9567
4.10	ЖП=17,2	$y = -0,0064x^6 + 0,1583x^5 - 1,5472x^4 + 7,55x^3 - 19,146x^2 + 23,492x - 2,5$	0,9997
	ЖП=8	$y = -0,0043x^6 + 0,1071x^5 - 1,0493x^4 + 5,1229x^3 - 12,946x^2 + 15,77x - 6,6$	1,000
4.11	K=0,5	$y = 0,46x^2 - 11,743x + 109,68$	0,9930
	K=0,75	$y = -2,2582x + 101,42$	0,9968
	K=1,25	$y = -1,3882x + 101,24$	0,9873
4.12	K=0,5	$y = 104,25x^{-0,674}$	0,9885
	K=0,75	$y = -2,4505x + 101,46$	0,9965
	K=1	$y = -1,7692x + 101,23$	0,9965
	K=1,25	$y = -1,5165x + 101,62$	0,9871
4.13	K=0,5	$y = 0,1853x^2 - 6,7647x + 107,22$	0,9972
	K=0,75	$y = 0,0719x^2 - 3,1828x + 102,9$	0,9958
	K=1	$y = -1,4396x + 101,46$	0,9950
	K=1,25	$y = -1,0824x + 100,81$	0,9950
4.14	0	$y = -4,2363x + 107,65$	0,9844
	1	$y = -2,6264x + 103,23$	0,9982
	5	$y = -2,5879x + 102,04$	0,9951
	10	$y = -4,5824x + 104,23$	0,9891
	30	$y = 0,7363x^2 - 15,121x + 111,08$	0,9838
	50	$y = -0,1454x^3 + 3,861x^2 - 32,821x + 126,12$	0,9758
	20	$y = -4,6374x + 100,54$	0,9744
4.15	0	$y = -4,2363x + 107,65$	0,9844
	1	$y = -4,5165x + 106,46$	0,9954
	5	$y = -2,5604x + 103$	0,9985
	10	$y = 0,6134x^2 - 14,357x + 114,7$	0,9990
	20	$y = -0,1836x^3 + 4,8224x^2 - 39,858x + 131,82$	0,9679
	30	$y = -0,2214x^3 + 5,6464x^2 - 44,455x + 133,29$	0,9368
	50	$y = 0,1149x^2 - 2,1688x + 101,56$	0,9599
4.16	0	$y = -4,2363x + 107,65$	0,9844
	1	$y = -4,9341x + 107,85$	0,9919
	5	$y = -3,3132x + 106,58$	0,9905
	10	$y = 0,3731x^2 - 11,328x + 119,71$	0,9663
	30	$y = 0,3657x^2 - 11,122x + 119,79$	0,9673
	50	$y = 0,3666x^2 - 11,155x + 116,29$	0,9866
4.17	ДВ	$y = -0,958x^2 + 21,824x - 23,873$	0,9960
	5	$y = 5,1932x + 5,5211$	0,9754

Продовження табл. Б-1			
1	2	3	4
	15	$y = -0,5045x^2 + 14,829x - 10,956$	0,9940
	23	$y = -0,9245x^2 + 21,078x - 18,989$	0,9903
	35	$y = -0,9425x^2 + 21,017x - 19,019$	0,9870
	50	$y = -0,9544x^2 + 21,107x - 18,908$	0,9913
	70	$y = -0,8995x^2 + 21,210x - 19,120$	0,9823
4.18	5	$y = -1,697x^2 + 29,261x - 25,612$	0,9970
	7	$y = -1,776x^2 + 29,123x - 25,921$	0,9951
	9	$y = -1,967x^2 + 29,601x - 25,612$	0,9903
	11	$y = -0,5045x^2 + 14,829x - 10,956$	0,9940
	ДВ	$y = -1,547x^2 + 28,896x - 25,946$	0,9889
4.19	0,5	$y = 46,889\ln(x) - 0,8182$	0,9837
	1	$y = 47,096\ln(x) - 1,9856$	0,9847
	1,5	$y = 41,936\ln(x) - 8,5653$	0,9849
	2	$y = 38,096\ln(x) - 5,7307$	0,9918
	3	$y = 40,52\ln(x) - 13,863$	0,9646
	5	$y = 40,81\ln(x) - 13,812$	0,9614
4.20	K=1	$y = 8E-06x^6 - 0,0004x^5 + 0,0063x^4 - 0,051x^3 + 0,1765x^2 - 0,1744x + 0,0435$	0,9908
	K=0,5	$y = 0,0006x^3 - 0,0134x^2 + 0,0675x - 0,0528$	0,9973
	K=2	$y = 9E-06x^4 - 0,0002x^3 + 0,001x^2 + 0,0013x + 0,0078$	0,9738
4.21	без ПАР	$y = 64,876\ln(x) + 6,081$	0,9578
	ПАА-30	$y = 53,811\ln(x) - 0,9636$	0,9939
	Zetag-30	$y = 51,685\ln(x) - 5,8873$	0,9851
	Mag-30	$y = 47,742\ln(x) - 6,5758$	0,9843
	Zetag-10	$y = 10,867x - 5,2222$	0,9880
	ПАА-10	$y = 10,117x - 6,6944$	0,9961
	Mag-10	$y = 3,7x - 2,7222$	0,9974
4.22	5.5	$y = -0,0194x^3 + 0,2389x^2 - 0,8159x + 6,1985$	0,9603
	11.6	$y = -0,423x^2 + 3,4419x + 14,541$	0,9301
	19,6	$y = -7,661\ln(x) + 16,114$	0,9600
4.23	3,16	$y = -1,2633x + 11,383$	0,9563
	8,3	$y = -2,6983x + 24,936$	0,9671
	10,07	$y = -2,6983x + 24,936$	0,9671
4.24	4,5	$y = 0,0312x^2 - 0,7184x + 5,0381$	0,9867
	8,3	$y = 0,1684x^2 - 2,5678x + 10,585$	0,9969
	22,9	$y = 38,044e^{-0,472x}$	0,9836
4.25	5	$y = 31,396e^{-0,424x}$	0,9688
	21	$y = 31,419e^{-0,424x}$	0,9768
	35	$y = 31,523e^{-0,421x}$	0,9887
	50	$y = 31,4196e^{-0,426x}$	0,9734
	70	$y = 31,778e^{-0,424x}$	0,9872

Продовження табл. Б-1			
1	2	3	4
4.26	0,5	$y = -0,1094x^2 + 7,7492x - 10,558$	0,9950
	1	$y = -0,2549x^2 + 11,292x - 14,525$	0,9973
	1,5	$y = -0,2333x^2 + 10,563x - 14,559$	0,9967
	2	$y = -0,1479x^2 + 8,1131x - 11,37$	0,9943
	ДВ	$y = 0,0236x^4 - 0,6148x^3 + 4,4205x^2 + 4,1498x - 7,5455$	0,9989
4.27	0,5	$y = 0,0046x^3 - 0,321x^2 + 8,9894x - 10,839$	0,9986
	1	$y = -0,0041x^3 + 0,0321x^2 + 5,7735x - 6,9569$	0,9985
	1,5	$y = 0,0014x^4 - 0,0574x^3 + 0,4247x^2 + 8,2659x - 8,6717$	0,9992
	2	$y = 0,002x^3 - 0,2489x^2 + 9,4939x - 10,77$	0,9984
	ДВ	$y = 0,0236x^4 - 0,6148x^3 + 4,4205x^2 + 4,1498x - 7,5455$	0,9989
4.28	0,5	$y = 0,0037x^5 - 0,1416x^4 + 1,8842x^3 - 10,63x^2 + 33,767x - 25,194$	0,9968
	1	$y = 0,0011x^5 - 0,0504x^4 + 0,823x^3 - 5,84x^2 + 25,098x - 20,827$	0,9991
	1,5	$y = -0,1286x^2 + 7,2781x - 9,0357$	0,9990
	2	$y = -0,2007x^2 + 8,9196x - 6,8348$	0,9833
	ДВ	$y = 0,0236x^4 - 0,6148x^3 + 4,4205x^2 + 4,1498x - 7,5455$	0,9989
4.29	б/ф	$y = -0,8497x^2 + 20,252x - 24,469$	0,9941
	1	$y = -0,9116x^2 + 17,482x - 2,5594$	0,9040
	5	$y = 0,1681x^3 - 4,4082x^2 + 37,111x - 26$	0,9623
	10	$y = -0,0618x^4 + 1,9797x^3 - 22,171x^2 + 100,88x - 72,979$	0,9218
	20	$y = -0,0492x^4 + 1,5997x^3 - 18,321x^2 + 86,967x - 64,042$	0,9494
	30	$y = -0,0618x^4 + 1,9797x^3 - 22,171x^2 + 100,88x - 72,979$	0,9218
	50	$y = -0,0651x^4 + 2,0863x^3 - 23,342x^2 + 105,75x - 75,916$	0,9096
4.30	б/ф	$y = -0,8497x^2 + 20,252x - 24,469$	0,9941
	1	$y = -1,0539x^2 + 20,7x - 2,2727$	0,9228
	5	$y = 0,1719x^3 - 4,4948x^2 + 38,451x - 25,958$	0,9625
	10	$y = -0,0579x^4 + 1,8732x^3 - 21,251x^2 + 99,412x - 72,664$	0,9426
	20	$y = -0,0672x^4 + 2,1376x^3 - 23,778x^2 + 108,44x - 77,273$	0,9109
	30	$y = -0,0714x^4 + 2,2472x^3 - 24,654x^2 + 110,64x - 79,014$	0,9156
	50	$y = -0,0711x^4 + 2,2584x^3 - 24,912x^2 + 110,94x - 79,143$	0,9261
4.31	б/ф	$y = -0,8626x^2 + 20,445x - 24,846$	0,9934
	1	$y = 0,2395x^3 - 6,5452x^2 + 56,657x - 58,51$	0,9324

Продовження табл. Б-1			
1	2	3	4
	5	$y = 0,201x^3 - 5,6891x^2 + 51,544x - 54,469$	0,9561
	10	$y = -1,5005x^2 + 27,798x - 24,056$	0,9050
	20	$y = 0,2716x^3 - 7,1873x^2 + 59,661x - 55,888$	0,9358
	30	$y = 0,2823x^3 - 6,7123x^2 + 60,546x - 54,362$	0,9138
	50	$y = 0,2261x^3 - 6,2792x^2 + 55,53x - 57,916$	0,9458
4.32	б/ф	$y = 0,0152x^3 - 0,3047x^2 + 1,2036x + 98,965$	0,9398
	ПАА	$y = -1,9835x + 102,35$	0,9956
	Magno	$y = 0,4805x^2 - 10,266x + 105,74$	0,9749
	Zetag	$y = 0,2322x^3 - 4,3992x^2 + 13,251x + 92,084$	0,9357
4.33	1	$y = -0,7033x + 100,54$	0,9884
	5	$y = -2,0495x + 103,73$	0,9837
	10	$y = 0,0379x^4 - 1,2409x^3 + 14,386x^2 - 69,989x + 152,38$	0,9657
	30	$y = -0,1786x^3 + 4,5706x^2 - 36,678x + 121,43$	0,9026
	50	$y = 0,0427x^4 - 1,3797x^3 + 15,726x^2 - 74,448x + 154,87$	0,9514
	80	$y = -0,0132x^5 + 0,5187x^4 - 7,6846x^3 + 52,904x^2 - 166,61x + 218,16$	0,9678
	б/ф	$y = -4,7665x + 113,02$	0,9349
4.34	ДВ	$y = 25,5x - 14,9$	0,9314
	б/ф	$y = 12,35x + 2,0278$	0,9312
	1	$y = -0,9146x^2 + 20,546x - 16,895$	0,9953
	5	$y = -1,1071x^2 + 24,369x - 23,179$	0,9972
	10	$y = -0,7917x^2 + 19,678x - 17,35$	0,9986
	30	$y = 3,6703x + 4,1538$	0,9608
	80	$y = 3,7857x + 6,0385$	0,9034
4.35	б/ф	$y = -1,2473x + 100,96$	0,9958
	1	$y = -3,5055x + 106,77$	0,9757
	5	$y = 0,0411x^4 - 1,3357x^3 + 15,335x^2 - 73,474x + 154,85$	0,9641
	10	$y = 0,7188x^2 - 15,706x + 114,35$	0,9963
	30	$y = -0,0128x^5 + 0,5018x^4 - 7,4158x^3 + 51,013x^2 - 160,95x + 213,8$	0,9574
	50	$y = 0,0526x^4 - 1,69x^3 + 18,964x^2 - 86,799x + 162,51$	0,9197
	80	$y = -0,0132x^5 + 0,5187x^4 - 7,6846x^3 + 52,904x^2 - 166,61x + 218,16$	0,9678
4.36	1	$y = 54,566\ln(x) + 1,259$	0,9837
	5	$y = -2,6369x^2 + 37,863x - 35,268$	0,9987
	10	$y = -7,7857x^2 + 72,214x - 66$	0,9956
	30	$y = 20,42\ln(x) - 2,0402$	0,9955
	50	$y = 2,0275x + 3,5769$	0,9372
	80	$y = -2,2944x^2 + 34,977x - 32,119$	0,9946
	б/ф	$y = 25,5x - 14,9$	0,9314
4.37	1	$y = -0,8956x + 100,81$	0,9915

Продовження табл. Б-1			
1	2	3	4
	5	$y = -0,9396x + 101,42$	0,9936
	10	$y = -1,4725x + 102,62$	0,9798
	30	$y = -0,8352x + 101,04$	0,9935
	50	$y = -1,2582x + 101,96$	0,9811
	80	$y = -0,8352x + 101,04$	0,9935
	б/ф	$y = -1,1154x + 101,35$	0,9964
4.38	ДВ	$y = 65,402\ln(x) - 1,0227$	0,9898
	1	$y = -0,8407x^2 + 19,313x - 12,231$	0,9911
	5	$y = -0,8277x^2 + 19,131x - 11,699$	0,9907
	10	$y = -0,7652x^2 + 17,988x - 11,937$	0,9901
	30	$y = -1,1628x^2 + 23,18x - 15,682$	0,9845
	50	$y = -0,4316x^2 + 13,372x - 10,797$	0,9980
	80	$y = -0,7433x^2 + 18,175x - 12,399$	0,9939
	б/ф	$y = -0,6923x^2 + 16,989x - 9,4615$	0,9899
4.39	1	$y = -1,4725x + 103,54$	0,9665
	5	$y = -2,1923x + 103,19$	0,9832
	10	$y = -3,7802x + 104,85$	0,9870
	30	$y = -0,162x^3 + 4,1988x^2 - 34,287x + 120,22$	0,9113
	50	$y = 0,0456x^4 - 1,4615x^3 + 16,475x^2 - 76,714x + 155,6$	0,9334
	80	$y = 0,0539x^4 - 1,7216x^3 + 19,2031x^2 - 87,2024x + 162,08$	0,9037
	б/ф	$y = -1,467x + 103,08$	0,9421
4.40	ДВ	$y = 25,5x - 14,9$	0,9314
	1	$y = -1,1528x^2 + 23,426x - 17,965$	0,9901
	5	$y = -1,2737x^2 + 24,524x - 14,58$	0,9693
	10	$y = -1,2882x^2 + 24,249x - 10,587$	0,9505
	30	$y = -1,3232x^2 + 24,728x - 13,427$	0,9467
	50	$y = 7,6374x + 2,9231$	0,9712
	80	$y = 5,3462x - 1,4231$	0,9954
	б/ф	$y = -1,1159x^2 + 22,501x - 14,517$	0,9855
4.41	9,5	$y = -1,2633x + 11,383$	0,9563
	20,1	$y = -2,6983x + 24,936$	0,9671
	28,8	$y = -2,6983x + 24,936$	0,9671
4.42	1	$y = -1,1786x + 100,57$	0,9519
	0,75	$y = -2,8571x + 102,86$	0,9302
	0,5	$y = -9,0357x + 110,86$	0,9410
	0,25	$y = -1,8611x^3 + 27,119x^2 - 124,88x + 195,86$	0,9655
4.43	ДВ	$y = 2,4167x^3 - 34,774x^2 + 156,38x - 119$	0,9546
	1,25	$y = -3,631x^2 + 44,369x - 39,286$	0,9980
	1	$y = -5,1667x^2 + 54,405x - 39,714$	0,9427
	0,75	$y = -5,2857x^2 + 56x - 44,714$	0,9615

Продовження табл. Б-1			
1	2	3	4
	0,5	$y = -5,4167x^2 + 57,012x - 43,857$	0,9557
4,44	0	$y = -3,4286x + 105,57$	0,9381
	10	$y = 0,2024x^2 - 2,2976x + 102,29$	0,9689
	20	$y = -2x + 102,71$	0,9874
	30	$y = -1,9286x + 102,29$	0,9851
	50	$y = -3,5x + 103,43$	0,9921
	70	$y = -4,4643x + 104,14$	0,9940
4.45	ДВ	$y = 2,4167x^3 - 34,774x^2 + 156,38x - 119$	0,9546
	10	$y = -3,8571x^2 + 46,643x - 42,857$	0,9985
	20	$y = -5,131x^2 + 55,726x - 47,143$	0,9769
	30	$y = -5,4167x^2 + 57,512x - 46,857$	0,9657
	50	$y = -5,2619x^2 + 56,738x - 47,143$	0,9779
	70	$y = -3,2976x^2 + 42,917x - 40,857$	0,9982
4.46	10,2	$y = -1,1697x + 12,973$	0,9120
	29,8	$y = 0,0015x^2 - 2,5058x + 24,513$	0,9735
	30,8	$y = -0,0227x^2 - 3,4645x + 35,48$	0,9806
4.47	1,25	$y = 82,336x^{-0,646}$	0,9033
	1	$y = 1,7619x^2 - 22,452x + 119,57$	0,9974
	0,75	$y = 1,619x^2 - 20,381x + 117,29$	0,9946
	0,5	$y = 85,663x^{-0,58}$	0,9172
4.48	1,25	$y = 0,2222x^3 - 3,2024x^2 + 15,075x - 11,571$	0,9656
	1	$y = -4,6429x^2 + 51,143x - 43,857$	0,9867
	0,75	$y = 2,2222x^3 - 32,143x^2 + 145,63x - 111,43$	0,9628
	0,5	$y = 2,3611x^3 - 33,988x^2 + 152,94x - 116,43$	0,9553
	ДВ	$y = 2,5x^3 - 35,774x^2 + 159,58x - 120,71$	0,9444
4.49	1,25	$y = -1,6667x^3 + 24,31x^2 - 112,45x + 186$	0,9590
	0,75	$y = -1,5556x^3 + 22,655x^2 - 104,29x + 180,14$	0,9671
	1	$y = -1,4756x^3 + 22,896x^2 - 104,33x + 180,23$	0,9689
	0,5	$y = -1,6670x^3 + 24,54x^2 - 112,94x + 186,23$	0,9605
4.50	1,25	$y = -2,7262x^2 + 36,274x - 30,429$	0,9904
	1	$y = 0,6944x^3 - 12,702x^2 + 77,746x - 66,143$	0,9996
	0,75	$y = 2,4444x^3 - 35,107x^2 + 157,45x - 119,57$	0,9513
	0,5	$y = 2,4871x^3 - 35,212x^2 + 157,95x - 118,12$	0,9513
	ДВ	$y = 2,1323x^3 - 36,221x^2 + 156,23x - 119,67$	0,9677
4.51	А	$y = 0,03x^3 - 0,5908x^2 + 2,0624x + 8,486$	0,9650
	В	$y = 0,1114x^2 - 3,6759x + 27,776$	0,9839
	С	$y = 0,0887x^3 - 1,704x^2 + 5,3993x + 26,645$	0,9631
4.52	1	$y = 0,7169x + 4,5713$	0,9924
	2	$y = 0,346x + 5,3567$	0,9074
	3	$y = 0,3359x + 5,32$	0,9452
	4	$y = 0,0474x^2 - 0,2067x + 6,4301$	0,9826

Продовження табл. Б-1			
1	2	3	4
4.53	1	$y = 2,9821x^2 - 27,561x + 60,9$	0,9306

ДОДАТОК В

Оцінка економічної ефективності використання реагентної технології пом'якшення води

Як ми відмічали раніше, найбільшого поширення серед систем пом'якшення води малої та середньої продуктивності отримали системи на базі іонного обміну і саме на їх заміну, зважаючи на екологічний вплив, орієнтована реагентна технологія. Тому в базовому варіанті для порівняння ми застосуємо саме таку систему. Ми вибрали типову іонообмінну установки пом'якшення води промислового виготовлення Puricom Denver+ 12 [152]. При об'ємі іоніту 12 дм³ вона може забезпечити водою сім'ю із 3 – 4 осіб. При цьому регенерацію передбачається проводити через кожні 3 м³ обробленої води. Витрата солі на одну регенерацію згідно паспорту установки – 1,4 кг. При середньодобовому споживанні води однією людиною на рівні 150 дм³/добу·людину [153] регенерацію іоніту необхідно проводити через кожні 5 діб. Тоді протягом календарного року необхідно провести $365 : 5 = 73$ регенерації. Виходячи з витрати солі на одну регенерацію, легко порахувати, що на приготування регенераційних розчинів буде використано $73 \times 1,4 = 102,2$ кг хлориду натрію. Таким чином, сьогодні капітальні затрати на придбання такої установки складають 37 380 грн. Експлуатаційні затрати передбачають:

- витрата хлориду натрію на регенерацію смоли – 0,467 кг/м³, що при вартості 1 кг солі 30 грн. складе 13,73 грн;

- витрата води на спущування та промивання після регенерації – 0,233 м³, що при вартості води централізованої системи водопостачання в 35 грн складає 8,17 грн.

При цьому в розрахунку не враховано екологічні наслідки – плата за скид в довкілля понаднормових концентрацій різних речовин. Але оскільки така процедура сьогодні не застосовується до приватних осіб, то до загальної суми вона також не додається. Таким чином, вартість пом'якшення 1 м³ води складає $13,73 + 8,17 = 21,90$ грн.

При виготовленні установки реагентного пом'якшення води із типових елементів систем зворотного осмосу її вартість, за нашими приблизними обрахунками, складе 9 677 грн. Експлуатаційні затрати передбачають:

- дозування у воду суміші фосфатів натрію. Оскільки іонообмінна установка розрахована на пом'якшення води початкової жорсткості 15 мг-екв/дм³, то витарта реагентів також розрахована, виходячи із такої жорсткості. Таки чином, 15 мг-екв фосфату натрію складе 792 мг Na₃PO₄. При вартості реагенту 48,00 грн/кг на 1 м³ помякшеної води необхідно витратити 38,02 грн;

- дозування у воду флокулянта в кількості 5,0 мг/дм³ або 5,0 г/м³. При вартості флокулянту 979 грн/кг вартість дози для 1 м³ води складе 4,89 грн.

Таким чином, вартість пом'якшення 1 м³ води складає $38,02 + 4,89 = 42,91$ грн.

Оцінюючи отримані результати варто зауважити, що здорожчання експлуатаційних затрат у майже 2 рази цілком виправдовується екологічними наслідками, оскільки скид регенераційних розчинів в каналізаційні системи згідно наших нормативних документів взагалі заборонений. Крім цього, термін експлуатації завантаженого катіоніту складає 5 років. А значить, через вказаний термін необхідно додатково витратити 2 112 грн. Цей факт не зазначений в розрахунку. Не можна не враховувати і отруєння катіоніту іонами заліза (III), в результаті якого його обмінна ємкість суттєво та швидко знижується. Так, при ємкості катіоніту 1800 – 2000 мг-екв/дм³ навіть при вмісті у вихідній воді 0,4 мг/дм³ іонів заліза (0,02 мг-екв/дм³) теоретично після пропускання $2000/0,02 = 100\,000$ дм³ = 100 м³ води ємкість 1 дм³ катіоніту буде втрачено. А це лише половина споживаної протягом року води сімєю із 4 х чоловік. Тому цілком очевидно, що приведені розрахунки є лише оціночними, а в реальності ситуація з використанням фосфатів виявиться значно кращою.

ДОДАТОК Г

Акти випробувань та впровадженнь

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Генеральний директор
ТОВ «ЕНВІТЕК», к.т.н.

В. Михайловський

05.02.2024 р.

Акт

передачі результатів наукових досліджень для використання в процесі проектування промислових установок пом'якшення природних та стічних вод

Комісія в складі представників кафедри екології та технології рослинних полімерів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» д. т. н., професора Радовенчика В. М., к. т. н., доцента Радовенчика Я. В. та аспіранта Гордієнко К. Ю. з одного боку та представника Товариства з обмеженою відповідальністю «ЕНВІТЕК» (м. Київ) к.т.н. Михайловського В.Л. з іншого боку, склали цей акт про те, що представниками КПІ ім. Ігоря Сікорського передані, а представниками ТОВ «Енвітек» прийняті до впровадження на промислових підприємствах України результати наукових досліджень в галузі пом'якшення води реагентним методом.

Результати включають оптимальні умови застосування осаджуючих реагентів (рН, дози, температури, концентрації сторонніх домішок, терміни реакції, ефективність пом'якшення і т.п.) у вигляді карбонатів, фосфатів та силікатів натрію, достатні для попередньої оцінки можливості використання їх на конкретному промисловому підприємстві.


Сторони погоджуються на укладанні окремого договору продовження співпраці у разі впровадження технологій на конкретному промисловому підприємстві.


Від ТОВ «Енвітек»




В.Л. Михайловський

Від КПІ ім. Ігоря Сікорського

 В. М. Радовенчик

 Я. В. Радовенчик

 К. Ю. Гордієнко

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор ТОВ «ІВІК ФОРМУЛА ВОДИ»

Бакуновський О. О.

22.11.2023 р.



дослідно – промислових випробувань
процесів пом'якшення води з використанням
фосфатів та поверхнево – активних речовин

Комісія в складі представників кафедри екології та технології рослинних полімерів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» д. т. н., професора Гомелі М. Д., к. т. н., доцента Радовенчика Я. В., аспіранта Гордієнко К. Ю. з одного боку та співробітників компанії ІВІК «Формула води» к.т.н. Іванової В. П. з іншого боку, склали цей акт про те, що комісією проведені випробування осаджуючої суміші для пом'якшення води в системах малої та середньої продуктивності.

Для дослідження було використано модельні розчини жорсткої води на основі води з київського водопроводу, відкориговані шляхом додавання сполук кальцію та магнію. Загальна жорсткість води складала 27 мг-екв/дм³ при однаковому вмісті обох катіонів (по 13,5 мг-екв/дм³). В якості осаджувача застосовували суміш триполіфосфату та дигідроортофосфату натрію $[(0.75 \div 0.85) \text{Na}_3\text{PO}_4 + (0.25 \div 0.15) \text{NaH}_2\text{PO}_4]$, додаючи відповідні кількості флокулянтів. Осаджуюча суміш дозувалася у стехіометричному співвідношенні до загального вмісту солей жорсткості. В якості флокулянтів застосовували поліакриламід (ПАА) – як неіоногенний флокулянт, Magnofloc – 336 фірми Ciba – як флокулянт аніонного типу з молекулярною масою до 20 млн. в.о. та Zetag – 7692 фірми Ciba – як флокулянт катіонного типу з молекулярною масою до 20 млн. в.о.

Суть дослідження полягала в обробці модельних розчинів сумішшю осаджувача та флокулянтів і відділенні отриманої твердої фази від маточного розчину фільтруванням через папір «синя стрічка» з визначенням інтенсивності фільтрування та ефективності пом'якшення. Для цього 0,1 дм³ модельного розчину обробляли осаджуючою сумішшю з додаванням флокулянту в концентраціях 1, 5, 10, 20, 50 мг/дм³. Відразу після зливання розчинів та інтенсивного перемішування суспензію заливали у лійку діаметром 60 мм і фіксували об'єм фільтрату через визначені проміжки часу. У фільтраті визначали залишкову жорсткість при різних дозах флокулянтів. Результати дослідження представлені в таблиці.

№ п/п	Доза флокулянту, мг/дм ³	Флокулянт					
		ПАА		Magnofloc – 336		Zetag – 7692	
		Ж	V	Ж	V	Ж	V
1	Дистильована вода	1,3	98	1,3	98	1,3	98
2	1	1,2	63	1,1	93	1,3	63
3	5	1,3	55	1,1	90	1,2	65
4	10	1,4	68	1,2	99	1,1	56
5	20	1,2	63	1,1	56	1,3	53
6	50	1,1	23	1,0	14	1,2	48

Ж - залишкова жорсткість, мг-екв/дм³, V – об'єм фільтрату через 20 хв фільтрування, мл

В результаті дослідження підтверджено висновок про те, що негативним фактором використання фосфатів є досить висока дисперсність утвореної твердої фази, що суттєво гальмує процес розділення фаз фільтруванням. Використання флокулянтів аніонного типу Magnofloc – 336 дозволяє забезпечити швидкості фільтрування, близькі до швидкостей фільтрування дистильованої води при підтриманні залишкової жорсткості води на значно нижчих рівнях від меж вимог нормативних документів. Для підтримання водневого показника пом'якшеної води в межах, визначених нормативними документами, запропоновано в якості осаджуючого реагенту використовувати суміш $[(0,75 \div 0,85) \text{Na}_3\text{PO}_4 + (0,25 \div 0,15) \text{NaH}_2\text{PO}_4]$ з додаванням необхідної кількості флокулянту. В усіх дослідках водневий показник пом'якшеної води не перевищував 8,5. Отримані результати можуть слугувати для розробки технології пом'якшення води, орієнтованої на використання в якості етапу попередньої обробки води в системах зворотного осмосу малої та середньої продуктивності.

Від ТОВ «ІВІК Формула води»

 В. П. Іванова

Від КПП ім. Ігоря Сікорського

 М. Д. Гомеля

 Я. В. Радовенчик

 К. Ю. Гордієнко

«ЗАТВЕРДЖУЮ»



Генеральний директор ТОВ «Енвітек»

В. Михайловський

23.05.2024 р.

АКТ

дослідно – промислових випробувань
процесів пом'якшення стічних вод з використанням
різноманітних реагентів

Комісія в складі представників кафедри екології та технології рослинних полімерів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» д. т. н., професора Гомелі М. Д., к. т. н., доцента Радовенчика Я. В., аспіранта Гордієнко К. Ю. з одного боку та співробітників компанії «Енвітек» Михайловського В. Л. з іншого боку, склали цей акт про те, що комісією проведені випробування процесів пом'якшення стічних вод з використанням різноманітних реагентів.

Для дослідження було використано стічні води підприємства ПрАТ «Компанія Ензим», склад яких приведено в табл. 1.

Таблиця 1 – Характеристика стічних вод ПрАТ «Компанія Ензим»

Показник	Один. вим.	Концентрати	Стічні води
Об'єм	м ³ /добу	40 - 600	130 – 780
рН	одиниць	6,34 – 6,59	6,13 – 6,56
Температура	° С	21 – 24	21 – 24
ХСК	мг О ₂ /дм ³	15813 – 16250	15810 – 16030
Вміст цукру	мг/дм ³	402 - 526	310 - 624
Лужність	мг-екв/дм ³	13,6 – 15,4	12,6 – 16,4
Жорсткість (Са ²⁺)	мг-екв/дм ³	20,07 – 22,05	20,85 – 22,45
Хлориди	мг/дм ³	264 – 284	264 – 268
Сульфати	мг/дм ³	942 – 1037	1018–1035
Амоній	мг/дм ³	150 - 315	142 – 306
Фосфати	мг/дм ³	0,7 – 30,5	0,9 – 4,5

Зважаючи на результати попередніх експериментів при пом'якшенні природних вод та розбавлених розчинів, було досліджено ефективність видалення іонів кальцію із стічних вод у вигляді карбонатів, силікатів та

фосфатів. При цьому виходили із умови, що вміст іонів кальцію у водах, що подаються на біологічне очищення, не повинен переважати 200 мг/дм³. Вихідна вода після аналізу мала такі показники: рН = 6,73, концентрація іонів Ca²⁺ - 560 мг/дм³. Стічні води в технологічному циклі мають температуру біля 24 °С, тому саме при такій температурі виконані зазначені досліді. Отримані результати приведені в табл. 2.

Таблиця 2 – Результати вилучення іонів кальцію із стічних вод ПрАТ «Компанія Ензим»

№ п/п	Реагент	Доза реагенту відносно стехіометрії, мг-екв/мг-екв	Додатковий реагент	рН після обробки	Залишковий вміст кальцію, мг/дм ³	Витрата основного реагенту, г/л	Витрата додаткового реагенту, г/л
1	Na ₂ CO ₃	1	-	8,26	520	1,48	-
2		1	NaOH	8,92	480	1,48	0,74
3		2	-	8,76	310	2,96	-
4	Na ₂ SiO ₃ ×5H ₂ O	1	-	8,67	560	2,97	-
5		1,5	-	9,64	140	4,46	-
6	Na ₃ PO ₄ ×12H ₂ O	1	-	7,28	320	3,55	-
7		1	NaOH	8,53	80	3,55	0,61
8		1,5	-	8,25	120	5,32	-
9	Na ₃ PO ₄ ×12H ₂ O	-	NaOH	7	560	-	0,17
10		-		8	540	-	0,42
11		-		8,5	310	-	0,75
12		-		9	180	-	1,095
13		-		9,5	120	-	1,44
14		-		10	26	-	1,775
15		0,5	-	6,9	440	1,773	-
16			NaOH	7	420	1,773	0,04
17				8	360	1,773	0,77
18				9	280	1,773	1,07
19				10	60	1,773	2,04
20		1,0	-	7,26	180	3,546	-
21			NaOH	8	120	3,546	0,31
22				9	40	3,546	1,02
23				10	20	3,546	2,0
24		2,0	-	8,57	22	7,092	-
25			NaOH	9	20	7,092	0,22
26				10	16	7,092	1,11

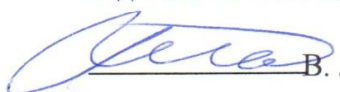
Як видно із табл. 2, у випадку використання карбонату кальцію при стехіометричному співвідношенні компонентів ефективність процесу досить

низька. Не вдається її підвищити і при додатковому корегуванні рН розчином гідроксиду натрію. Лише збільшенням дози карбонату натрію в два рази в порівнянні із стехіометрією вдається досягти деякого результату. Але і в цьому випадку виникають значні труднощі із відділенням твердої фази. Очевидно, що карбонат натрію – не кращий варіант для даної технології, хоча можливо попрацювати над удосконаленням технології.

Деякі кращі результати показав силікат натрію, ефективність якого зростає при збільшенні рН. Як видно з табл. 2, при стехіометричному співвідношенні компонентів видалення іонів кальцію взагалі не спостерігається. Утворення твердої фази в обробленому розчині не фіксується, хоча рН досить високе – 8,67. Збільшення дози реагента в 1,5 рази в порівнянні із стехіометрією призводить до утворення в обробленій воді протягом 10 хв після зливання реагентів крупних агрегатів, котрі починають швидко осідати.

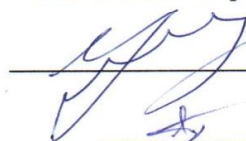
Найкращі результати отримані при використанні фосфатів. Вже при стехіометричному співвідношенні компонентів забезпечується досить значне зниження вмісту іонів кальцію. Покращити ефект дозволяє проведення процесу при більш високих значеннях рН, що встановлювалося з допомогою розчину гідроксиду натрію. Та ж процедура, але з використанням підвищеної дози реагенту мала приблизно ту ж ефективність. Щодо можливості розділення твердої та рідкої фаз, то найкращі результати освітлення суспензії забезпечуються при стехіометричному співвідношенні компонентів. При цьому в суспензії фіксується чітка межа між рідкою та твердою фазами, що дозволяє ефективно їх розділяти. В порівнянні з іншими реагентами, саме фосфат натрію забезпечує найбільші швидкості фільтрування. Як видно з табл. 2, при стехіометрії обробка фосфатом встановлює водневий показник на рівні 7,26 і забезпечує залишковий вміст іонів кальцію на рівні 180 мг/дм³, що прийнятно для використання в технологічному процесі. Подальше підвищення рН супроводжується подальшим зниженням залишкового вмісту іонів кальцію. Аналогічного ефекту можна досягнути і шляхом збільшення дози фосфатів, однак цей шлях неприйнятний при подальшому знешкодженні стічних вод біологічними методами. Таким чином, обробка стічних вод фосфатом натрію дозволяє вирішити проблему надмірного вмісту іонів кальцію та забезпечити їх ефективне знешкодження біологічними методами.

Від ТОВ «Енвітек»



В. Л. Михайловський

Від КПІ ім. Ігоря Сікорського



М. Д. Гомеля



Я. В. Радовенчик



К. Ю. Гордієнко