

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

Трус Інна Миколаївна



УДК 504.4.062.2; 628.161; 628.33; 66.081.63; 66.097.8

**СТВОРЕННЯ НАУКОВИХ ОСНОВ РЕСУРСОЕФЕКТИВНИХ
ЕКОЛОГІЧНО-БЕЗПЕЧНИХ ТЕХНОЛОГІЙ
ВИКОРИСТАННЯ ВОДИ У ПРОМИСЛОВОСТІ**

21.06.01 – Екологічна безпека

РЕФЕРАТ
дисертації на здобуття наукового ступеня
доктора технічних наук

Київ – 2024

Дисертацією є рукопис

Робота виконана на кафедрі екології та технології рослинних полімерів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

Науковий консультант: доктор технічних наук, професор
Гомеля Микола Дмитрович
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»,
завідувач кафедри екології та технології рослинних полімерів

Офіційні опоненти: доктор технічних наук, професор
Волошкіна Олена Семенівна
Київський національний університет будівництва і архітектури,
професор кафедри охорони праці та навколишнього середовища

доктор технічних наук, професор
Кватернюк Сергій Михайлович
Вінницький національний технічний університет,
професор кафедри екології, хімії та технологій захисту довкілля

доктор технічних наук, професор
Сабадаш Віра Василівна,
Національний університет «Львівська політехніка»,
професор кафедри екології та збалансованого природокористування

Захист відбудеться "20" лютого 2024 р. о "14.00" годині на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 26.002.05 у Національному технічному університеті України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» за адресою: 03056, м. Київ, просп. Берестейський, 37, корп. 1, ауд. 05.

Захист транслюватиметься на КПМедіа – офіційному YouTube-каналі
КПІ ім. Ігоря Сікорського: <https://www.youtube.com/@kpiua/streams>

З дисертацією можна ознайомитись у Науково-технічній бібліотеці ім. Г.І. Денисенка Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»: 03056, м. Київ, проспект Берестейський, 37, та на сайті Вченої ради Університету за адресою: <https://rada.kpi.ua>.

Про дату та місце захисту громадськість проінформовано "12" січня 2024 року.

Учений секретар
спеціалізованої вченої ради Д 26.002.05
доктор технічних наук, доцент



Олена ІВАНЕНКО

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

Актуальність теми. Останнім часом інтенсивний розвиток промисловості та підвищення соціальних потреб призводять до дестабілізації навколишнього природного середовища, забруднення і виснаження ресурсів, особливо водних. Незважаючи на значні досягнення в галузі досліджень процесів демінералізації води і створення досконалого обладнання для водопідготовки та очищення стічних вод, рівень забрудненості природних поверхневих і підземних вод постійно зростає. Причиною цього є природні фактори, оскільки значна частина підземних та ґрунтових вод характеризуються високим рівнем мінералізації, який виник внаслідок природних процесів. Іншим, більш суттєвим чинником засолення природних водойм, є антропогенний вплив, особливо в промислових густозаселених регіонах України. Головними джерелами забруднення водойм мінеральними домішками є скид недостатньо очищених шахтних вод, скид промислових стічних вод, скид води із водоциркуляційних систем охолодження, інфільтрація розсолів із численних шламосховищ. Питання водозабезпечення населення та промисловості якісною водою набувають все більшого значення. Для ефективного управління водними ресурсами необхідно враховувати екологічні ризики, що базуються на соціально-економічних і екологічних аспектах. Тому розвиток галузі потребує розробки нових і вдосконалення існуючих методів комплексного очищення природних та стічних вод при зменшенні впливу на довкілля і населення та мінімізації екологічних збитків.

Використання різних методів для пом'якшення та знесолення води ускладнюється вимогами щодо обсягу стічних вод, наявністю домішок і конкуруючих іонів, крім того при цьому утворюються величезні об'єми регенераційних розчинів, проблема переробки яких залишається невирішеною.

Робота направлена на вдосконалення існуючих та розробку нових способів і технологій стабілізаційної обробки води для замкнутих систем водоспоживання в промисловості, очищення природних і стічних вод від неорганічних та органічних полютантів для водозабезпечення населення маловодних регіонів, для використання у різних галузях промисловості, а також на розробку способів ефективного зневоднення, регенерації та утилізації побічних продуктів водоочищення. Розробка інноваційних методів дозволить визначити оптимальні умови ефективної демінералізації води для забезпечення раціонального використання водних ресурсів та соціально-економічно-екологічної безпеки.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконувалась на кафедрі екології та технології рослинних полімерів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» в межах науково-дослідних робіт: № 2733-п «Розробка нових реагентів, матеріалів та технологій водоочищення для замкнутих водоциркуляційних систем» (2014–2015 рр., № держреєстрації 0114U000546, автор – виконавець теми), № 2929-п «Захист поверхневих водойм від забруднення біогенними елементами та іонами важких металів» (2016–2017 рр., № держреєстрації 0116U003766, автор – виконавець теми), № 2113-п «Застосування електролізу при створенні безвідходних процесів очищення води» (2018–2020 рр., № держреєстрації 0118U002086, автор – виконавець теми); № 2504-п «Наукові основи розширення фонду джерел водозабезпечення населення,

усунення загроз національній безпеці України в екологічній сфері» (2022–2023 рр., № держреєстрації 0122U001686, автор – виконавець теми); гранту Президента України для підтримки наукових досліджень молодих учених на 2017 рік «Створення маловідходної технології демінералізації природних та стічних вод» (розпорядження Президента України №78/2017-рп, № 0117U006126); наукового проєкту молодих вчених Ф83/50087 «Комплексна маловідходна технологія демінералізації стічних вод та очищення від йонів важких металів для забезпечення екологічної безпеки» (2018 р., № 0118U001605, автор – керівник теми), а також згідно плану основних напрямків наукової діяльності кафедри екології та технології рослинних полімерів Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Мета і завдання дослідження. Метою дисертаційної роботи є створення наукових основ раціонального використання водних ресурсів, ефективного захисту водних екосистем від забруднення шляхом розробки нових та модифікування існуючих процесів водоочищення для забезпечення використання води із різних джерел водопостачання, включаючи шахтні та мінералізовані природні води, що дозволить розширити фонд джерел водозабезпечення в Україні.

Для досягнення зазначеної мети та успішного вирішення важливої науково-технічної задачі створення мало- та безвідходних процесів очищення води та утилізації відходів водоочищення поставлено наступні завдання:

- оцінка перспективних методів очищення природних та стічних вод від органічних й неорганічних поллютантів;
- розробка комплексних маловідходних технологій пом'якшення та демінералізації води для підживлення замкнених водоциркуляційних систем;
- створення високоефективних стабілізаторів накипоутворення та визначення раціональних умов їх застосування;
- розробка ефективних засобів захисту металів від корозії у середовищах різної мінералізації, включаючи енергетичні системи, дослідження ефективних методів знекиснення води в залежності від умов процесу та вихідної якості води;
- дослідження процесів очищення води від біогенних елементів методами іонного обміну та електролізу з подальшою розробкою способів отримання рідких добрив;
- оцінка ефективності процесів баромембранного очищення води від важких металів в залежності від початкових характеристик води, робочого тиску, типу комплексу для повного вилучення іонів важких металів для забезпечення значного виходу перміату при мінімальних об'ємах рідких відходів – концентратів;
- розробка ресурсозберігаючої екологічно орієнтованої технології очищення води від важких металів;
- розробка практичних рекомендації щодо доцільності застосування запропонованих методів очищення води з урахуванням складу стічних вод та концентрації забруднювачів.

Об'єкт дослідження – підвищення екологічної безпеки процесів водоспоживання в промисловості. *Предмет дослідження* – технологічні параметри та фізико-хімічні характеристики процесів водопідготовки та водоочищення, переробки рідких та твердих відходів водокористування.

Методи дослідження. Для розробки інноваційних технологій демінералізації води в ході проведення лабораторних досліджень застосовувались реагентні, іонообмінні, баромембранні, електрохімічні, флотаційні методи очищення води чи глибокого очищення при концентруванні розчинів. Для визначення концентрацій речовин та контролю фізико-хімічних параметрів процесів очищення води використовували методику інверсійної хронопотенціометрії та методи титриметричного, потенціометричного, спектрофотометричного аналізу. Методи математичної обробки даних використовувались для оцінки якості та достовірності отриманих експериментальних даних.

Наукова новизна одержаних результатів. При проведенні теоретичних та експериментальних досліджень з вирішення комплексної наукової задачі захисту водних екосистем від впливу промисловості та забезпечення раціонального використання природних ресурсів вперше було:

- створено новітні реагенти та інноваційні технології на основі комплексу вимог щодо якості води водоциркуляційних систем охолодження та теплопостачання, який забезпечує ресурсоефективність та надійність експлуатації даних систем;

- при комплексному застосуванні процесів зворотнього осмосу, іонного обміну, електродіалізу та електролізу створено високоефективні маловідходні технології демінералізації природних та шахтних вод, що передбачають переробку відходів з отриманням корисних продуктів та забезпечують розширення фонду джерел водопостачання за рахунок використання мінералізованих вод;

- показано, що корозійна активність води в енергетичних системах охолодження, незалежно від рівня мінералізації води, визначається вмістом кисню, для коригування концентрації якого створено новий реагентно-сорбційно-каталітичний метод;

- встановлено граничну ефективність іонного обміну, магнітосорбційного методу та зворотнього осмосу при вилученні з води ряду важких металів з урахуванням типу і умов проведення процесів; визначено залежність ефективності сорбції важких металів при глибокому очищенні води з використанням магнетиту від її характеристик, способу модифікування магнетиту в процесі його синтезу;

- для досягнення раціональних якісно-кількісних показників процесу флотації використано квантово-хімічні розрахунки методом молекулярної динаміки по програмі HyperChem, що сприяє досягненню високої ефективності очищення за рахунок вибору високоселективних збирачів та оптимізації витрат реагентів;

- визначено вплив щільності струму, рН середовища, мінералізації води на ефективність електрохімічного очищення води від амонію в одно- та двокамерних електролізерах, встановлено залежність ефективності електрокоагуляційного вилучення фосфатів із стічних вод від складу розчину і параметрів процесу електролізу;

- визначено залежності виходу за струмом активного хлору, гіпохлориту натрію та інших окислених сполук хлору від концентрації хлориду натрію у воді, анодної щільності струму, типу електролізера, глибини знесолення розчину, визначено умови електролізу (анодної щільності струму, концентрації розчинів хлориду та сульфату натрію, рН середовища) концентрування луку та сірчаної кислоти;

- удосконалено способи вилучення з води фосфатів та нітратів при використанні іонного обміну і зворотнього осмосу в залежності від складу водних розчинів, розроблено технологічні процеси переробки регенераційних розчинів у мінеральні добрива, що дозволило створити безвідходні процеси вилучення біогенних елементів із стічних та природних вод при використанні ресурсозберігаючих технологій;

- продовжено подальший розвиток методи переробки відходів, отриманих при висадженні сульфатів із концентратів вапном та алюмінієвим коагулянтном у складі будівельних матеріалів.

Практичне значення одержаних результатів полягає у розробці інноваційно-технічних рішень щодо питання водозабезпечення підприємств якісною водою шляхом створення маловідходних технологій знесолення, з метою чого в роботі:

- розроблено стабілізатори накипоутворення, проведено модернізацію методів пом'якшення та демінералізації води, які підвищують ефективність роботи теплообмінного обладнання та забезпечують зменшення скиду води для продувки систем, що дозволяє перейти до замкнених водоциркуляційних систем та підвищити рівень екобезпеки;

- створено методи синтезу інгібіторів на основі сульфонатів, що перспективні при захисті обладнання від осадкоутворення та корозії у водоциркуляційних системах охолодження та теплопостачання і які значно дешевші за існуючі. Створено технологію знекиснення води для парових і водогрійних котлів як засіб захисту від корозії;

- запропоновано принципові технологічні схеми очищення природних та стічних вод на основі розроблених надійних, екологічно безпечних і економічно вигідних методів вилучення із води важких металів;

- створено безвідходну технологію очищення води від біогенних елементів, що дозволяє отримати очищену воду та відходи, що придатні для подальшого використання в якості добрив. Розроблені способи водоочистки з урахуванням раціонального водокористування спрямовані на захист підземних та поверхневих вод. Створено підґрунтя для сталого розвитку промислових підприємств та отримання додаткових соціально-економічних, інноваційно-технологічних та екологічних ефектів за рахунок створення комплексних маловідходних технологій демінералізації води.

Цінність очікуваних результатів полягатиме в розробці методичних засад обґрунтування маловідходних технологій знесолення мінералізованих вод, спрямованих на зменшення об'єму скиду забруднених та недостатньо очищених стоків в ґрунті і поверхневі води. Це дозволить покращити стан водних ресурсів, знизити рівень інтегрального забруднення і зневоднення промислових районів, створити передумови для зменшення негативного впливу підприємств на екологічний стан регіонів. Впровадження розроблених комплексних схем сприятиме екологізації промислових виробництв у відповідності до вимог міжнародних документів та стандартів.

Технологічні процеси знесолення мінералізованих та природних вод були апробовані на ТОВ «ІВІК ФОРМУЛА ВОДИ», ТОВ «БВТ Україна», ТОВ «Хлібокомбінат Куличичі», ТОВ «Кальцеструм», ТОВ «Аква Форсайт».

Особистий внесок здобувача. Здобувачем особисто визначено та сформульовано основні наукові ідеї та мету досліджень, вибрані методи і розроблені способи досягнення поставленої мети при вирішенні зазначених науково-технічних задач, проведені експериментальні дослідження з подальшим теоретичним обґрунтуванням, математичною обробкою отриманих даних та їх узагальненням і інтерпретацією. Результати дисертаційної роботи представлені в одноосібних працях [1, 13, 48] чи у співавторстві [2 – 12, 14 – 47, 49 – 55], де здобувач брала участь у визначенні напрямків та задач дослідження, виконанні експериментальних досліджень з послідувачим розрахунком, аналізом та обговоренням результатів, оформленні матеріалів для наукових статей. Значна частина отриманих результатів представлена здобувачем особисто на міжнародних та вітчизняних наукових конференціях.

Дисертаційна робота виконана на кафедрі екології та технології рослинних полімерів КПІ ім. Ігоря Сікорського.

Робота є результатом самостійних досліджень Трус І.М.

Апробація результатів дисертації. Основні наукові теоретичні положення та результати отриманих експериментальних даних за напрямком дисертаційної роботи були представлені та обговорені на наступних конференціях: Second international conference on sustainable futures: environmental, technological, social and economic matters (19–21 May, 2021, Kryvyi Rih, Ukraine), XXXVI Międzynarodowe Sympozjum im. Bolesława Krzysztofika – AQUA 2016 (02–03 czerwca 2016 roku, Plock), Conference Proceedings «The development of technical sciences: problems and solutions» (April 27–28, 2018, Vrnо: Baltija), XI Міжнародній науково-практичній конференції «Комплексне забезпечення якості технологічних процесів та систем» (22–27 травня 2021 р., м. Чернігів), XXIV Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2021» (29–30 квітня 2021 р., м. Харків), міжнародному науковому симпозиумі “Тиждень еколога-2021” (18–20 жовтня 2021 р., м. Кам’янське), IV Міжнародній науково-технічній конференції водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг (20–22 жовтня 2021 р., м. Львів), VII Міжнародній науково-практичній конференції «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (25–26 листопада 2021 р., м. Київ), III Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія. Довкілля. Енергозбереження» (1–2 грудня 2022 р., м. Полтава), XV Всеукраїнській науковій конференції «Хімічні Каразінські читання – 2023» (24–26 квітня 2023 р., м. Харків), 5th International scientific and practical conference «Science, society, education: topical issues and development prospects» (12–14 квітня 2020 р., м. Харків).

Публікації. За темою дисертаційної роботи опубліковано 55 наукових праць, в тому числі: 5 монографій, 33 статті у наукових фахових виданнях, з яких 23 статті у виданнях, індексованих у наукометричній базі Scopus (4 статті – Q2, 11 статей – Q3, 8 статей – Q4), 5 патентів на корисну модель, 12 тез доповідей у збірниках матеріалів конференцій.

Структура дисертації. Дисертаційна робота складається із вступу, 7 розділів, загальних висновків, списку використаних джерел (390 найменувань на 32 сторінках) і 3 додатків (на 22 сторінках), 303 рисунків, 83 таблиць. Обсяг основного тексту становить 416 сторінок, з них площу 104 сторінок повністю займають рисунки та таблиці. Загальний обсяг роботи складає 499 сторінок.

ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ

У **вступі** висвітлено стан водозабезпечення підприємств, тенденції розвитку технологічних процесів водопідготовки та водоочищення, обґрунтована актуальність теми роботи, сформульовано мету та завдання дослідження, визначено об'єкт і предмет дослідження. Показана наукова новизна та практична цінність одержаних результатів, вказано особистий внесок здобувача, наведено відомості про апробацію роботи і структуру дисертації.

Перший розділ присвячено аналізу водозабезпечення різних регіонів України. Аналіз науково-технічної літератури показує, що найбільш проблемним є забезпечення водою промислово розвинених вододефіцитних регіонів, до них відносяться східні, південно-східні і південні регіони. Фактично відсутні поверхневі джерела водопостачання в деяких областях західної України. У Львівській області забезпечення водою в основному відбувається за рахунок використання артезіанських свердловин. Покращення ситуації із водозабезпеченням населення та промисловості можливе при вдосконаленні традиційних технологій водопідготовки та водоочищення із суттєвим розширенням фонду джерел водопостачання.

Підкреслена концепція важливості розробки комплексу технологічних процесів, які дозволять постачати промисловим підприємствам і населенню якісну воду при використанні джерел водопостачання із різними характеристиками води, у разі відсутності чи дефіциту придатної для споживання природної води. Такий підхід дозволить використовувати воду із забруднених поверхневих водойм, мінералізованих підземних горизонтів, шахтних та морських вод. Даний підхід дозволяє передбачити розробку технологій утилізації чи знешкодження рідких та твердих відходів, що утворюються в процесах водопідготовки та водоочищення з отриманням корисних продуктів.

У **другому розділі** дисертаційної роботи наведені відомості про об'єкти і методи досліджень. Описані кількісні характеристики водних середовищ, які використовувались в процесі виконання досліджень. Детально описані методики синтезу алюмінієвих коагулянтів – гідроксоалюмінату натрію, 5/6 гідроксохлориду алюмінію, гідроксоалюмінату кальцію. Наведено перелік приладів і обладнання та його технічні характеристики, що використовуються в роботі під час проведення дослідів. Ґрунтовно описані фізико-хімічні властивості іонітів, властивості гетерогенних іонообмінних мембран та мембран зворотньоосмотичного очищення води. Наведено схеми та опис лабораторних установок іонообмінного, електрохімічного, баромембранного та реагентних процесів. Охарактеризована методологія проведення експериментальних досліджень, наведені методи та описані формули, що дозволяють визначити основні кількісні та якісні параметри дослідження. Для підтвердження достовірності отриманих даних представлено методи їх математичної обробки.

Третій розділ включає результати дослідження ефективних способів кондиціонування води, які дають можливість суттєво зменшити використання води на промислових підприємствах за рахунок переходу від водооборотних до замкнутих систем охолодження та замкнутих водоциркуляційних систем теплозабезпечення

у промисловості та комунальних господарствах. Отримані результати дозволяють суттєво зменшити забір природної води для потреб промисловості і в свою чергу знизити об'єми промислових стічних вод.

Для створення замкнутого циклу використання води систем охолодження та теплопостачання необхідно забезпечити високу якість підживлювальної зворотної води і очищення стічних вод для можливості їх багаторазового використання без скиду у водні об'єкти. В роботі було розглянуто та проаналізовано систему математичних рівнянь, яка всебічно характеризує водоциркуляційні системи.

Шляхом розрахунків згідно даної системи можна визначити основні параметри води, яка використовується для підживлення систем. Приклад результатів розрахунків наведено в табл. 1.

Таблиця 1 – Вплив характеристик вихідної води, її скиду на продувку ($Q_{ск}$, % W) та температури (T , °C) в теплообмінній апаратурі на гідрокарбонатну жорсткість (J_k) та концентрацію сульфатів і хлоридів ($[SO_4^{2-}] + [Cl^-]$) у воді водоциркуляційної системи з об'ємом W , м³ та у воді для підживлення даної системи за умов, що забезпечують термостабільність і низьку корозійну агресивність ($Q_{вип} = 2,5\% W$, $Q_{вир.п.} = 1\% W$, $Q_{кр.в} = 0,03\% W$)

$Q_{ск}$, % W	T , °C	Характеристики вихідної води			Характеристики води водоциркуляційної системи		Характеристики води для підживлення системи	
		Мінералізація, мг/дм ³	$[Ca^{2+}]$, мг/дм ³	pH	J_k , мг- екв/дм ³	$[SO_4^{2-}] + [Cl^-]$, мг-екв/дм ³	J_k , мг- екв/дм ³	$[SO_4^{2-}] + [Cl^-]$, мг-екв/дм ³
0,0	40	250	110	7,7	1,2884	1,0179	0,3759	0,2970
6,0	40	250	110	7,7	1,2884	1,0179	0,9504	0,7508
10,0	40	250	110	7,7	1,2884	1,0179	1,0504	0,8298
0,0	60	250	110	7,7	0,5688	0,4494	0,1660	0,1311
6,0	60	250	110	7,7	0,5688	0,4494	0,4196	0,3315
10,0	60	250	110	7,7	0,5688	0,4494	0,4637	0,3663
0,0	40	750	280	7,7	0,5649	0,4463	0,1648	0,1302
6,0	40	750	280	7,7	0,5649	0,4463	0,4167	0,3292
10,0	40	750	280	7,7	0,5649	0,4463	0,4606	0,3638
0,0	60	750	280	7,7	0,2494	0,1970	0,0728	0,0575
6,0	60	750	280	7,7	0,2494	0,1970	0,1840	0,1454
10,0	60	750	280	7,7	0,2494	0,1970	0,2033	0,1606

Процеси підготовки води для ресурсоефективних водоциркуляційних систем у промисловості та енергетиці насамперед передбачають коригування сольового складу води та її жорсткості. Саме від цих показників залежить стабільність води щодо осадковідкладень та накипоутворення на поверхні трубопроводів і теплообмінного обладнання. Пом'якшення води та зменшення солевмісту є необхідними при підготовці води для водоциркуляційних систем у промисловості та підготовці питної води в разі використання джерел водопостачання з підвищеним рівнем жорсткості та мінералізації. Насамперед це стосується вододефіцитних регіонів.

При підготовці якісної технічної води досить перспективними є методи реагентного пом'якшення та знесолення води. Пом'якшення та освітлення води необхідне при попередній підготовці води перед баромембранним знесоленням,

демінералізацією води, електродіалізом. Реагентне пом'якшення є перспективним при переробці відпрацьованих регенераційних розчинів іонообмінного знесолення води та концентратів мембранної демінералізації.

Це важливо тому, що реагентні процеси дозволяють коригувати склад води і успішно вирішувати проблему переробки відходів. Основними відходами даних процесів є водонерозчинні осади, переважно нетоксичні, придатні для захоронення на звичайних полігонах твердих відходів. Крім того, вони придатні для використання при виробництві будівельних матеріалів. Для їх реалізації використовують доступні дешеві реагенти.

Для реагентного пом'якшення води використовуються методи вапнування, обробки лугом, содою, комбіновані методи. Як допоміжні реагенти використовують фториди, фосфати, алюмінати, сполуки заліза (II). Проведені нами дослідження показали, що найбільш ефективного пом'якшення прісних вод можна досягти при використанні вапняно-содового методу, використанні лугу та застосування цих способів в присутності алюмінату натрію (рис. 1). Застосування даних композицій дозволяє знизити жорсткість води до значень менше 0,2 мг-екв/дм³, вода з такою жорсткістю може застосовуватись без додаткового пом'якшення в котлах низького тиску.

Недоліком даного методу може бути підвищений вміст іонів алюмінію в пом'якшеній воді при передозуванні алюмінату натрію. За певних умов підвищення вмісту алюмінію у воді небажане, але в системах охолодження дані іони є ефективними інгібіторами корозії в слаболужному середовищі.

В цілому сумісне використання гідроксоалюмінату натрію з вапном, содою чи лугом дозволяє більше ніж вдвічі підвищити ефективність пом'якшення гідрокарбонатно-кальцієвих вод, при цьому характерне незначне підвищення рН очищеної води.

Іншою важливою перевагою застосування алюмінату натрію є вирішення проблеми очищення води від сульфатів та демінералізації вод, що містять сульфати поряд з іонами жорсткості. При вапнуванні води в присутності алюмінатів відбувається не лише пом'якшенням води, а й ефективне вилучення сульфатів у вигляді сульфоалюмінатів кальцію. Процеси очищення реалізуються по наступній схемі:

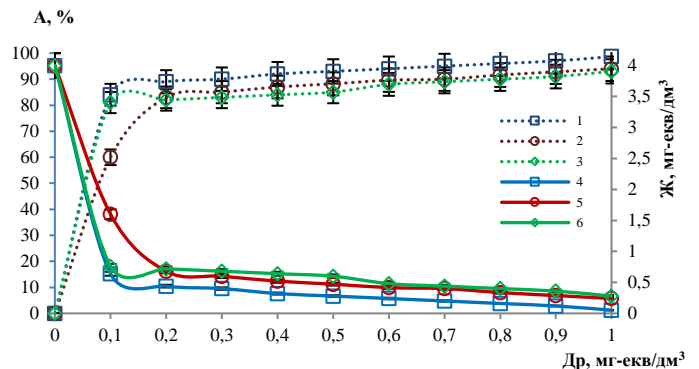
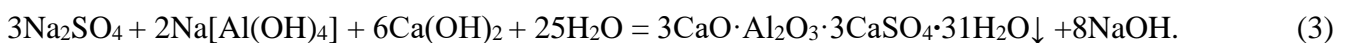


Рисунок 1 – Залежність ефективності пом'якшення (1 – 3) та жорсткості (4 – 6) артезіанської води (Ж = 4,0 мг-екв/дм³) вапном (1, 4), лугом (2, 5) та содою (3, 6) від дози алюмінату при рН = 10,5

Результати застосування алюмінату натрію для демінералізації води вапнуванням приведені на рис. 2. Використання реагентів – вапна та алюмінату натрію в стехіометричній кількості або при їх надлишку до 20 % дозволяє ефективно вилучати сульфати. Ефективність і пом'якшення і вилучення сульфатів перевищує 95 %, що дозволяє говорити про високу ефективність запропонованого методу. При зниженні дози будь-якого з цих реагентів – вапна чи алюмінієвого коагулянту відбувається зниження ефективності вилучення як сульфатів, так і іонів жорсткості з розчину.

Незважаючи на отримані результати, які показують високу ефективність при використанні алюмінату натрію, даний реагент має суттєві недоліки – це високі значення залишкової лужності води та необхідність для вирівнювання рН розчинів додаткової обробки вуглекислотою або магnezитом, що не лише ускладнює технологію, але й призводить до її значного здорожчання. Тому для вирішення даної проблеми запропоновано використовувати заодно із алюмінатом натрію гідроксохлорид алюмінію (табл. 2). Даний метод при комплексній обробці вапном та алюмінієвими коагулянтами забезпечує не лише ефективне пом'якшення розчинів і очищення від сульфатів, але і незначне вторинне забруднення хлорид-аніонами при задовільній лужності води.

Таблиця 2 – Вплив дози вапна, гідроксоалюмінату натрію та 5/6 гідроксохлориду алюмінію на ефективність очищення концентрату баромембранного знесолення

Доза, ммоль/дм ³			SO ₄ ²⁻ , мг-екв/дм ³	Ж, мг-екв/дм ³	Л, мг-екв/дм ³	М, мг/дм ³
CaO	NaAl(OH) ₄	Al ₂ (OH) ₅ Cl				
–	–	–	30,00	48,70	18,65	2175,00
81,00	7,00	7,00	6,51	3,29	2,89	953,00
83,20	7,00	7,00	5,47	3,95	3,95	957,00
85,20	7,00	7,00	5,19	4,11	6,67	963,00
87,40	7,00	7,00	5,01	4,57	6,74	960,00
89,60	7,00	7,00	3,03	6,61	9,05	973,00
102,00	7,00	7,00	2,73	9,01	10,01	987,00

Для підвищення ефективності методу та запобігання вторинного забруднення води лугом або хлоридами в роботі були використані гідроксид алюмінію та металевий алюміній. В лужному середовищі вони забезпечують утворення гідроксоалюмінату, що

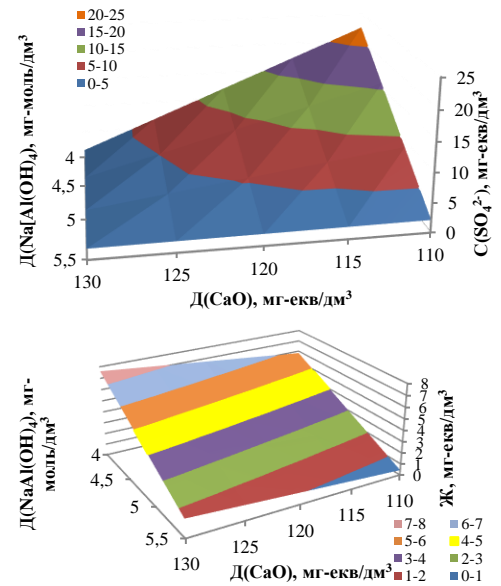


Рисунок 2 – Графічне зображення результатів ПФП типу 2² при вилученні сульфатів та іонів жорсткості від дози вапна і алюмінату натрію

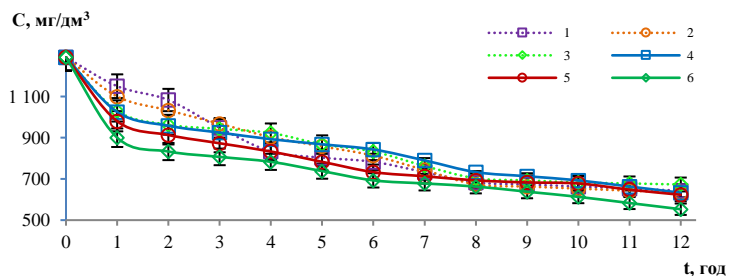


Рисунок 3 – Залежність залишкової концентрації сульфатів від часу обробки при витраті вапна 135,0 мг-екв/дм³ і витраті Al(OH)₃, мг/дм³: 645 (1; 2; 3), 1290 (4; 5; 6); температурі, °C: 25 (1; 2), 60 (3; 4), 95 (5; 6)

сприяє ефективному вилученню з води як сульфатів, так і іонів жорсткості (рис. 3). Недоліком процесів реагентних методів пом'якшення і знесолення води є складність процесів вапнування і необхідність використання дорогих алюмінієвих реагентів.

Іонообмінні процеси пом'якшення води значно простіші при реалізації і забезпечують більш глибоке пом'якшення води. Найбільш вивченими є процеси натрійкатіонного пом'якшення води з використанням сильнокислотних катіонітів. Даний метод є достатньо широко вивченим, хоча до сьогодні не вирішеними є проблеми засолених регенераційних розчинів. Мало дослідженими в даних процесах були слабокислотні катіоніти та високоосновні аніоніти.

Тому для підвищення ефективності демінералізації води при її пом'якшенні були використані як катіоніти, так і аніоніти. В кислій формі катіоніт DOWEX MAC-3 забезпечує зниження жорсткості води до 1 мг-екв/дм³ та повну декарбонізацію води. Проте в даному випадку відбувається зниження рН води до 4 – 5. Катіоніт DOWEX MAC-3 Na⁺ формі забезпечує більш глибоке пом'якшення води без суттєвого її підкислення, хоча в даному випадку не відбувається декарбонізації води. Тому для ефективного пом'якшення та декарбонізації води

доцільно використовувати послідовно катіоніт DOWEX MAC-3 в кислій формі та катіоніт КУ-2-8 в Na⁺ формі. В даному випадку катіоніт КУ-2-8 забезпечує глибоке пом'якшення води та коригування рН на рівні 6,5 – 8,5 (рис. 4).

Застосування слабокислотних катіонітів в кислій формі при пом'якшенні води малоефективне при значних концентраціях аніонів сильних кислот, насамперед хлоридів і сульфатів. Це стосується відкритих водойм та артезіанських вод східних і південних регіонів (приморських територій), а також шахтних вод, мінералізація яких сягає 1,5 – 3,0 г/дм³ при жорсткості до 20 – 30 мг-екв/дм³. В даному випадку доцільно використовувати для пом'якшення води високоосновні аніоніти у основній формі.

Особливістю даного процесу є те, що при низькій карбонатній твердості води при використанні аніоніту в ОН⁻ формі з води вилучаються лише катіони магнію. Гідроксид кальцію достатньо розчинний у воді, щоб не випадати в осад за відносно невисоких концентрацій. Проблема вирішується при використанні аніоніту в карбонатній формі. При цьому вилучаються не лише катіони кальцію, але й іони магнію, як у вигляді гідроксиду магнію, так і магнезиту. За високого вмісту гідрокарбонатів у воді ефективність її пом'якшення досить висока при ефективному очищенні води від хлоридів і сульфатів.

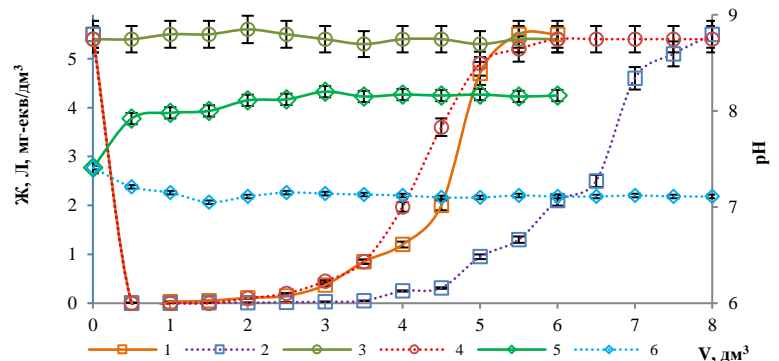


Рисунок 4 – Залежність залишкової жорсткості (1; 2), лужності (3; 4), рН (5; 6) артезіанської води ($J = 5,5$ мг-екв/дм³, $L = 5,4$ мг-екв/дм³, $pH = 7,41$) від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 в Na⁺ формі ($V_i = 20$ см³) (1; 3; 5) та послідовно через катіоніт DOWEX MAC-3 в H⁺ формі ($V_i = 10$ см³) та КУ-2-8 в Na⁺ формі ($V_i = 10$ см³) (2; 4; 6) (ПОДС₁ = 2277 мг-екв/дм³, ПОДС₂ = 3270 мг-екв/дм³)

При вивченні процесів демінералізації води іонообмінним методом важливим є визначення умов розділення хлоридів і сульфатів, що суттєво спрощує процеси переробки концентрованих регенераційних розчинів. В наших дослідженнях було встановлено ефективність розділення сульфатів та хлоридів на високоосновному аніоніті АВ-17-8 в Cl^- формі. Про ефективність іонообмінного розділення аніонів на аніоніті АВ-17-8 можна судити по значенням ПОДЕ та $ОДЕ_{до пр.}$, що наведені на рис. 5.

Виходячи із отриманих даних, для пом'якшення слабомінералізованих вод при наявності у них хлоридів та сульфатів доцільно використовувати 2 аніонообмінні фільтри, заповнені високоосновним аніонітом в OH^- або CO_3^{2-} формі (це залежить від карбонатної жорсткості води), на першому з яких сорбуються сульфати, а на другому – хлориди (рис. 6). Перший фільтр регенерується після проскоку сульфатів, другий – після проскоку хлоридів. Даний метод можна використовувати для іоннообмінного вилучення із води хлоридів та сульфатів з одночасним її пом'якшенням.

Для підвищення ефективності використання шахтних вод, які містять високі концентрації солей кальцію, магнію, карбонатів, сульфатів та хлоридів, внаслідок чого мають високий рівень мінералізації, у водоциркуляційних системах застосовують методи попередньої підготовки води або стабілізатори накипоутворення. Відомо, що найкращими інгібіторами осадковідкладень у системах теплопостачання та системах охолодження є оксиетилендифосфонова кислота (ОЕДФК) та нітрилотриметилфосфонова кислота (НТМФК) або їх натрієві солі.

Недоліком даних реагентів є те, що для їх синтезу використовують важкодоступну фосфористу кислоту (H_3PO_3) або трихлористий фосфор, синтез проводять за високих температур в агресивному середовищі, що обумовлює високу їх собівартість і ціни. Тому нами було розроблено інгібітор на основі сульфонатів, який здатний утворювати хелатні комплекси із іонами жорсткості. Раніше такий інгібітор ми отримували із бісульфіту натрію та формальдегіду. На сьогодні нами вдосконалено методику отримання метилендисульфонату натрію (МДСН). Для його синтезу використано метабісульфіт натрію та параформ, які є доступними дешевими реагентами:

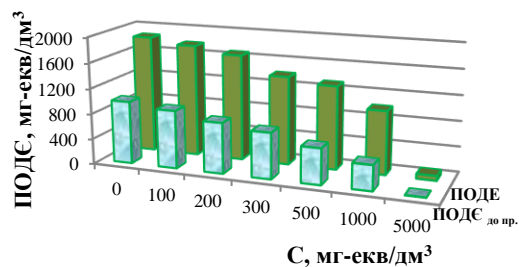
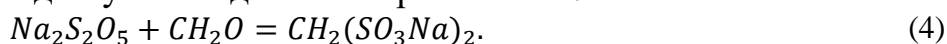


Рисунок 5 – Залежність обмінної ємності до проскоку ($ОДЕ_{до пр.}$) та повної обмінної динамічної ємності (ПОДЕ) аніоніту АВ-17-8 в Cl^- формі в залежності від концентрації хлоридів в розчині при концентрації сульфатів 1000 мг/дм^3

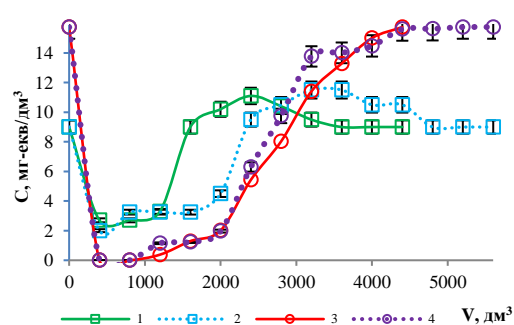


Рисунок 6 – Залежність залишкової концентрації хлоридів (1; 2) та сульфатів (3; 4) від пропущеного об'єму модельного розчину ($J = 15,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, $C(Ca^{2+}) = 5,50 \text{ мг-екв/дм}^3$, $C(Mg^{2+}) = 9,50 \text{ мг-екв/дм}^3$, $J = 16,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, $pH = 7,50$, $C(Cl^-) = 9,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, $C(SO_4^{2-}) = 15,75 \text{ мг-екв/дм}^3$) через аніоніт в OH^- (1; 3) та CO_3^{2-} формі (2; 4) ($ОЕ_1 = 80,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, $ОЕ_2 = 110,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, $ОЕ_3 = 830,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, $ОЕ_4 = 930,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, $ОЕ_{1,3 \Sigma(Cl^-+SO_4^{2-})} = 910 \text{ мг-екв/дм}^3$; $ОЕ_{2,3 \Sigma(Cl^-+SO_4^{2-})} = 1040 \text{ мг-екв/дм}^3$) ($V_i = 20 \text{ см}^3$)

Розроблений інгібітор МДСН за своєю ефективністю не поступається ОЕДФК та НТМФК. Проте даний інгібітор стійкий при $\text{pH} > 6$. В кислому та слабкокислому середовищі при високих температурах він розкладається з виділенням диоксиду сірки. Крім того, в даних умовах може виділятися високотоксичний формальдегід, тому використовувати даний реагент як антискалант при отриманні господарсько-питних вод недопустимо. В дослідженнях як антискалант ми використали гіпан – продукт переробки відходів акрилонітрилу.

Звичайно такий реагент більше перспективний як аніонний флокулянт, а не стабілізатор осадковідкадень. Проте при зменшенні молекулярної маси ефективність продукту як антискаланту повинна зростати. Найпростішим способом руйнування макромолекул є кавітація. Тому для модифікації гіпану з отриманням олігомерів поліакрилової кислоти було використано обробку розчинів гіпану ультразвуком.

Модифіковані ультразвуком гіпан та гідролізований ПАА є ефективними антискалантами при дозах 0,5 – 1,0 мг/дм³. А при підвищенні дози до 20 мг/дм³ вони забезпечують стабілізаційний та протинакипний ефект на рівні 95 %. Слід відмітити, що суттєвої фрагментації молекул гідролізований ПАА та гіпану було досягнуто при озонуванні їх 0,5 %-них розчинів при дозі озону 10 мг/дм³.

Ефективність отриманих при озонуванні реагентів як антискалантів була близькою до ефективності реагентів, отриманих при обробці розчинів ультразвуком. Отримані антискаланти використовували при температурі розчинів до 60 °С, це умови достатні для систем охолодження, де температура води практично не перевищує 40 °С (табл. 3).

Таблиця 3 – Залежність стабільності розчину від дози антискаланту при 60 °С ($\text{C}(\text{Ca}^{2+}) = 16,2$ мг-екв/дм³, $\text{C}(\text{Mg}^{2+}) = 33,8$ мг-екв/дм³, $\text{L} = 17,1$ мг-екв/дм³, $\text{C}(\text{SO}_4^{2-}) = 74,1$ мг-екв/дм³, $\text{C}(\text{Cl}^-) = 15,3$ мг-екв/дм³)

Доза, мг/дм ³	ПАА після ультразвуку		Гіпан після ультразвуку		Гіпан після озонування	
	СЕ, %	ПЕ, %	СЕ, %	ПЕ, %	СЕ, %	ПЕ, %
0,00	–	–	–	–	–	–
0,50	9,17	78,20	12,50	79,00	25,00	82,00
1,00	19,17	80,60	29,17	83,00	33,33	84,00
2,00	47,50	87,40	33,33	84,00	45,83	87,00
5,00	54,17	89,00	37,50	85,00	50,00	88,00
8,00	57,50	89,80	45,00	86,80	58,33	90,00
10,00	63,33	91,20	54,17	89,00	65,00	91,60
12,00	70,83	93,00	63,33	91,20	70,00	92,80
15,00	75,83	94,20	72,50	93,40	75,83	94,20
20,00	99,17	99,80	82,50	95,80	25,00	82,00

Значно вищі температури використовуються в системах теплопостачання. Тому модифіковані ультразвуком гіпан та ПАА використовували для стабілізації артезіанської води, у даному середовищі отримані антискаланти давали помітний ефект уже при дозах 0,2-0,5 мг/дм³. При дозах 2-5 мг/дм³ стабілізаційний ефект сягав 78-95 %. Високими були значення і протинакипного ефекту.

У четвертому розділі зазначено, що аналіз літературних даних та результати власних досліджень показують, що захист металів від корозії за умови використання води з підвищеним рівнем мінералізації з допомогою інгібіторів неефективний при концентраціях солей вищих 1-2 г/дм³. Активність води щодо окислення металів підвищується із підвищенням температури навіть у знесоленій воді. Єдиним надійним способом захисту сталі від корозії у водному середовищі при підвищених температурах є надійне знекиснення води. На сьогодні для підживлення мереж теплопостачання, для підживлення парових та водогрійних котлів воду необхідно знекиснювати. Допустима концентрація кисню не більше 50 мкг/дм³ води.

Нині до найбільш відомих сорбентів кисню можна віднести катіоніти, модифіковані сполуками заліза (II) і міді (I), та аніоніти в сульфатній формі. Ефективність роботи даних редокситів підтверджена лабораторними дослідженнями та успішним впровадженням установок для знекиснення води на окремих котельнях. Проте останнім часом надійність роботи таких установок в ряді випадків була невисокою. Різко знижувалася тривалість фільтроциклів та зростала витрата реагентів на відновлення ємності сорбентів по кисню. Тому була створена пілотна установка для визначення ефективності редоксидів із збільшенням розмірів сорбційних фільтрів.

У дослідженнях використовували аніоніт АВ-17-8 у SO_3^{2-} формі, катіоніт КУ-2-8 у Na^+ формі для пом'якшення води, катіоніт, модифікований гідроксидом заліза в Na^+ формі, використовували для знекиснення води.

Встановлено, що на результати процесів деаерації води сильно впливає швидкість реакції взаємодії кисню із сульфитом. У свою чергу, швидкість реакції відновлення (зв'язування) кисню значно залежить від швидкості фільтрування (витрати води), температури та наявності каталізаторів, до яких можна віднести й іони заліза. Про ефективність знекиснення води на іонообмінному фільтрі, заповненому аніонітом АВ-17-8 в SO_3^{2-} формі, можна судити по рис. 7. При концентрації кисню у воді всього $5,025 \text{ мг/дм}^3$ проскок кисню з концентрацією 93 мкг/дм^3 було відмічено уже в першій пробі відібраної води. Навіть при підвищенні витрати води до $3 \text{ дм}^3/\text{хв}$ неочікувано низькою є ефективність зв'язування кисню.

Ефективність процесу знекиснення води можна підвищувати за рахунок прискорення реакції відновлення кисню сульфит аніонами. Швидкість процесу може зростати при підвищенні температури. Проте, як видно з рис. 8, при підвищенні температури процесу знекиснення води до 25°C значних змін у виході знекисненої води не відбулося.

Одним із варіантів підвищення ефективності знекиснення води є зниження швидкості фільтрування. При зниженні витрати води до $1,5 \text{ дм}^3/\text{год}$ швидкість фільтрування було знижено до $2,87 \text{ м/год}$. Це

досить низька швидкість у промислових умовах. Проте навіть при такій низькій швидкості фільтрування час контакту води з іонітом зріс лише на 70 с , що в цілому, як видно з рис. 9, не дало значного підвищення ефективності знекиснення води. Більше того, температуру води підняли до 40°C , але суттєвих змін не було відмічено.

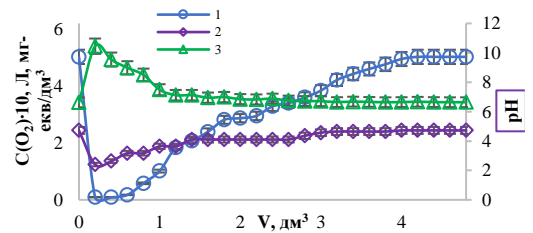


Рисунок 7 – Залежність концентрації кисню (1), лужності (2) та рН (3) водопровідної води від пропущеного об'єму через фільтр, заповнений аніонітом АВ-17-8 в SO_3^{2-} формі ($V_i = 7 \text{ дм}^3$) (ПОДС по SO_3^{2-} 1680 мг-екв/дм^3) при температурі води 20°C , витраті води $2 \text{ дм}^3/\text{хв}$ ($\text{ОДС}_1 = 183,08 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{ОДС}_2 = 275,00 \text{ мг-екв/дм}^3$)

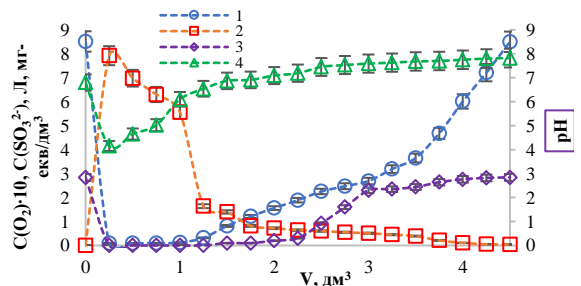


Рисунок 8 – Залежність концентрації кисню (1), сульфіту (2), лужності (3), рН (4) від об'єму пропущеної водопровідної води через фільтр заповнений аніонітом ($V_i = 7 \text{ дм}^3$) АВ-17-8 в SO_3^{2-} формі (ПОДС по SO_3^{2-} 3070 мг-екв/дм^3) при температурі води 25°C та витраті води $3 \text{ дм}^3/\text{хв}$ ($\text{ОДС}_1 = 380,0 \text{ мг-екв/дм}^3$)

При проведенні знекиснення води при 40 °С при витраті води 2 дм³/хв отримали подібні результати.

Виходячи із отриманих результатів можна зробити висновок, що без вивчення кінетики процесу взаємодії сульфїту із киснем визначити умови ефективної роботи редокситів на основі аніонїтів у сульфїтній формі неможливо.

На першому етапі кінетику процесів зв'язування кисню сульфїтом натрію у воді вивчали в статичних умовах. Як середовище використовували дистильовану воду. На початку було визначено залежність швидкості знекиснення води від концентрації сульфїту натрію. Процес взаємодії сульфїту з киснем при низьких концентраціях реагенту був досить повільним. При температурі води 20 °С концентрація кисню при концентраціях сульфїту 52,8 – 264,0 мг/дм³ знижувалася на 27 – 38 % за 80 хвилин, при підвищенні дози сульфїту до 528,0 мг/дм³, тобто 25-ти кратному надлишку сульфїтів по відношенню до кисню, повного знекиснення води було досягнуто лише за 80 хвилин. Очевидно, що розраховувати на успішне використання сорбентів, що містять сульфїти не приходитьсья. В даному випадку процес відновлення кисню краще всього описується рівнянням третього порядку можна, це можна пояснити тим, що можливо лімітуючою стадією процесу є взаємодія двох молекул сульфїту з однією молекулою кисню: $2\text{SO}_3^{2-} + \text{O}_2 = 2\text{SO}_4^{2-}$. Без сумніву, такий варіант, коли взаємодіють 3 молекули малоїмовірний, але можливо саме тому процес зв'язування кисню сульфїтом натрію проходить дуже повільно при надлишку сульфїтів. Очевидно, що без застосування каталізаторів досягти бажаних швидкостей зв'язування кисню неможливо.

Відомо, що сполуки кобальту є ефективними каталізаторами подібних процесів. Нами були використані як каталізатори сульфати кобальту (II) та заліза (II). Останній використовували як найбільш доступний реагент.

Вплив каталізатора на процес зв'язування кисню сульфїтом натрію очевидний. За вихідної концентрації кисню 6,1 мг/дм³ при концентрації сульфїту натрію 105,6 мг/дм³ та концентрації заліза (II) на рівні 0,167 мг/дм³ повне його зв'язування спостерігалось за 140 секунд. З іншої сторони, за такої низької концентрації заліза при проведенні процесу без перемішування на процес знекиснення може впливати швидкість дифузії реагентів у розчині. Швидкість процесу суттєво зростає із зростанням концентрації реагентів. При концентрації сульфїту 158,4 мг/дм³ видалення кисню відбувається за 50 – 70 секунд, при концентрації сульфїту 211,2 мг/дм³ – за 40 секунд, а при концентрації сульфїту 264,0 мг/дм³ – за 30 секунд. Константи швидкості реакції 2-го порядку є найбільш близькими за значенням між собою на початковому етапі окислення сульфїту натрію. Так як у даних процесах каталізатор є головним фактором прискорення реакції, то можна сказати, що саме взаємодія заліза (II) є лімітуючою стадією окислення сульфїту киснем.

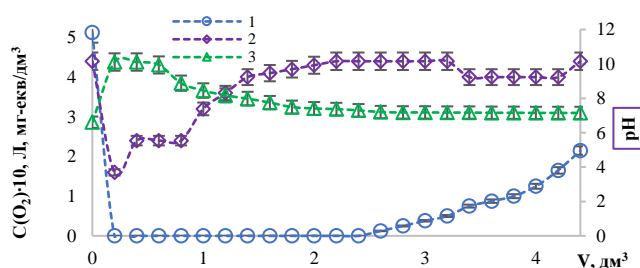


Рисунок 9 – Залежність концентрації кисню (1), лужності (2), рН (3) у водопровідній воді від пропущеного об'єму через фільтр заповнений аніонітом ($V_i = 7$ дм³) АВ-17-8 в SO_3^{2-} формі (ПОДС по SO_3^{2-} 1575 мг-екв/дм³) при температурі води 40 °С та витраті 1,5 дм³/хв ($\text{ОДС}_1 = 296,0$ мг-екв/дм³)

Криві третього порядку на початковому етапі також дуже близькі до прямих, як і для рівнянь другого порядку. Очевидно, як і у випадку кривих другого порядку для кривих третього порядку різке відхилення від лінії на останніх точках обумовлено значним зниженням концентрації кисню у розчині – до десятих долей мг/дм^3 . Якщо врахувати, що у процесі беруть участь відновник, кисень і каталізатор, то очевидно більш ймовірними є процеси другого або третього порядків, у порівнянні з реакціями нульового та першого порядку. Але в даному випадку немає варіантів, коли б вся залежність була визначена прямою лінією.

Якщо розглянути інтегральні кінетичні криві окиснення сульфїту натрію у дистильованій воді киснем при концентрації іонів заліза $0,33 - 1,00 \text{ мг/дм}^3$, то можна сказати, що найближчими до прямих є лінії, що описуються рівняннями першого порядку на всій довжині лінії. Це підтверджують і лінії тренду, що описуються лінійними рівняннями першого порядку, а також значеннями констант швидкості процесу. При зміні рН від 4,8 до 8,2 спостерігаються аналогічні залежності. Очевидно, що при достатньому надлишку сульфїт аніонів у присутності заліза (II) швидкість процесу буде залежати лише від концентрації кисню. Тобто лімітуючою стадією процесу відновлення кисню та його зв'язування у сульфат аніони є реакція першого порядку (рис. 10 – 13).

Високу ефективність при вилученні кисню із води забезпечував каталізатор CoSO_4 у присутності сульфїту натрію (рис. 14). Даний каталізатор забезпечував повне знекиснення води за 30 – 70 с залежно від концентрації сульфїту. Ефективність знекиснення зростала з підвищенням концентрації сульфїт аніонів. Загалом, за ефективністю сульфат кобальту був близький до сульфату заліза. При цьому і механізм його дії був такий же, як і при використанні заліза.

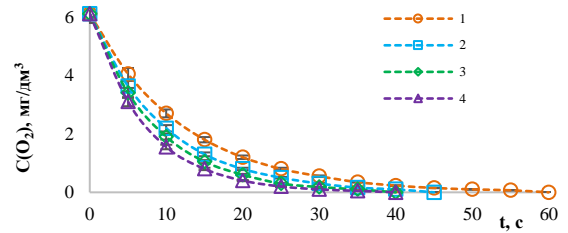


Рисунок 10 – Залежність концентрації кисню у розчині сульфїту натрію у дистильованій воді ($[\text{SO}_3^{2-}] = 212,2 \text{ мг/дм}^3$) від часу взаємодії при концентрації заліза (II), мг/дм^3 : 0,167 (1); 0,33 (2); 0,67 (3); 1,00 (4) при рН 8,330 (1); 8,183 (2); 7,915 (3); 8,044 (4)

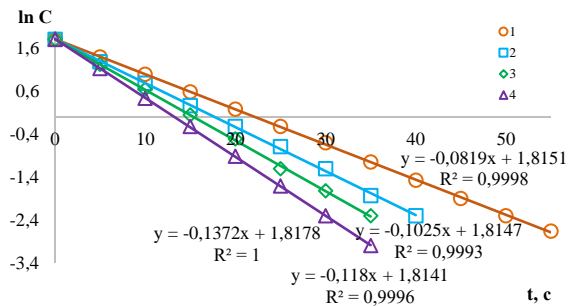


Рисунок 11 – Інтегральні кінетичні криві окиснення сульфїту натрію у дистильованій воді, що описуються рівняннями першого порядку при початкових концентраціях, мг/дм^3 : заліза (II), мг/дм^3 : 0,167 (1); 0,33 (2); 0,67 (3); 1,00 (4); сульфїту натрію 212,2 (1; 2; 3; 4) мг/дм^3 ; кисню 6,1 (1; 2; 3; 4)

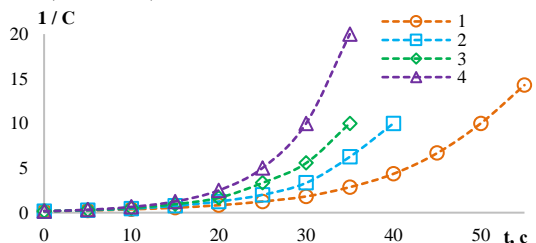


Рисунок 12 – Інтегральні кінетичні криві окиснення сульфїту натрію у дистильованій воді, що описуються рівняннями другого порядку при початкових концентраціях, мг/дм^3 : заліза (II), мг/дм^3 : 0,167 (1); 0,33 (2); 0,67 (3); 1,00 (4); сульфїту натрію 212,2 (1; 2; 3; 4) мг/дм^3 ; кисню 6,1 (1; 2; 3; 4)

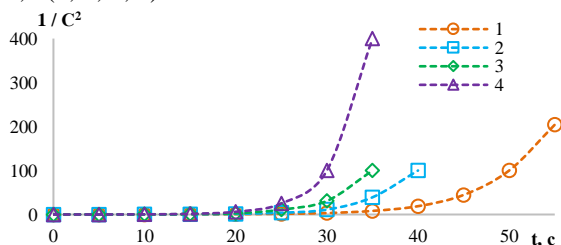


Рисунок 13 – Інтегральні кінетичні криві окиснення сульфїту натрію у дистильованій воді, що описуються рівняннями третього порядку при початкових концентраціях, мг/дм^3 : заліза (II), мг/дм^3 : 0,167 (1); 0,33 (2); 0,67 (3); 1,00 (4); сульфїту натрію 212,2 (1; 2; 3; 4) мг/дм^3 ; кисню 6,1 (1; 2; 3; 4)

Якщо розглянути інтегральні криві окислення сульфїту натрію у присутності іонів кобальту (рис. 15 – 17) – криві, що описуються рівняннями 1-го, 2-го та 3-го порядків, та криві на рисунку 14, що представляють інтегральні кінетичні криві нульового порядку, то можна сказати, що вони подібні до залежностей, отриманих при використанні залізного каталізатора. Найближчими до прямих ліній є залежності інтегральних кінетичних кривих окислення сульфїту натрію, описані рівняннями першого порядку. Очевидно, що надлишок сульфїтів у воді та концентрація каталізатора в даному випадку достатні, щоб забезпечувати повне відновлення кисню. А оскільки концентрація кисню у рази нижча від необхідного стехіометричного відношення, то швидкість процесу буде залежати від концентрації одного компонента – кисню. Це підтверджують і результати розрахунку константи швидкості процесу, які за значеннями були найближчі до рівнянь 1-го порядку.

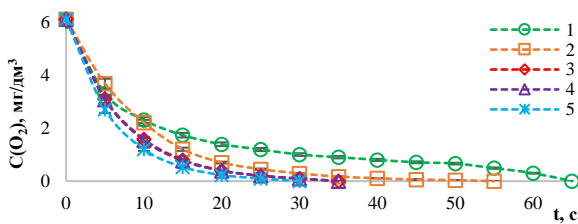


Рисунок 14 – Зміна концентрації кисню у розчині сульфїту натрію у дистильованій воді при концентрації Co^{2+} 0,33 мг/дм³ та концентрації $[\text{SO}_3^{2-}]$, мг/дм³: 105,6 (1); 158,5 (2); 3); 211,2 (4); 264,0 (5) при рН 7,409 (1); 8,292 (2); 9,080 (3); 8,900 (4); 9,020 (5)

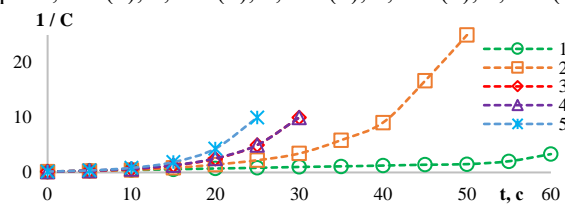


Рисунок 16 – Інтегральні кінетичні криві окислення сульфїту натрію у дистильованій воді, що описуються рівняннями другого порядку при початкових концентраціях, мг/дм³: $[\text{SO}_3^{2-}]$, мг/дм³: 105,6 (1); 158,5 (2); 3); 211,2 (4); 264,0 (5); $[\text{Co}^{2+}]$ 0,33; при $[\text{O}_2]$ 6,1

Подібні результати отримано і при використанні кобальту в концентраціях 0,67 та 1,00 мг/дм³ за концентрацій сульфїтів 105,6 – 264,0 мг/дм³ при рН 7,210 – 8,840. І в даному випадку за високих концентрацій кобальту та сульфїту швидкість процесу залежала лише від концентрації кисню у воді, тому кінетичні процеси описувались рівняннями першого порядку. Повного знекиснення води досягали за 30 – 60 с. В подальшому провели оцінку реагенту Pure Tech 18, що містить сульфїт та іони кобальту в динамічних умовах (табл. 5).

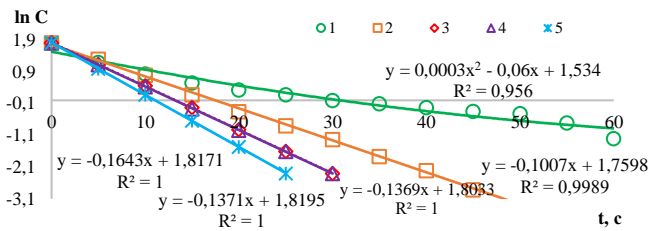


Рисунок 15 – Інтегральні кінетичні криві окислення сульфїту натрію у дистильованій воді, що описуються рівняннями першого порядку при початкових концентраціях, мг/дм³: $[\text{SO}_3^{2-}]$, мг/дм³: 105,6 (1); 158,5 (2); 3); 211,2 (4); 264,0 (5); $[\text{Co}^{2+}]$ 0,33; при $[\text{O}_2]$ 6,1

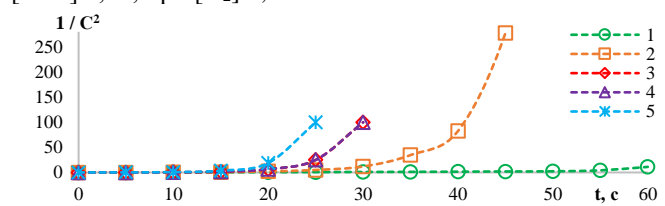


Рисунок 17 – Інтегральні кінетичні криві окислення сульфїту натрію у дистильованій воді, що описуються рівняннями третього порядку при початкових концентраціях, мг/дм³: $[\text{SO}_3^{2-}]$, мг/дм³: 105,6 (1); 158,5 (2); 3); 211,2 (4); 264,0 (5); $[\text{Co}^{2+}]$ 0,33; при $[\text{O}_2]$ 6,1

Таблиця 5 – Визначення ефективності реагенту Pure Tech 18 для знекиснення при обробці водопровідної води (час контакту з реагентом 5 хв) при температурі 30 °С, витраті води 115 дм³/год та початковій концентрації кисню 7,5 мг/дм³

Об'єм обробленої води, м ³	Кінцева концентрація кисню, мг/дм ³	Витрата реагенту, дм ³ /час	SO ₃ ²⁻ , мг/дм ³
Концентрація реагенту 1,4 %			
1,6	0,0	1,4	170,0
Концентрація реагенту 0,7 %			
1,0	0,2	1,4	85,2
1,4	0,0	1,8	109,0
1,7	0,0	4,0	243,5
Концентрація реагенту 0,35 %			
1,1	1,9	1,8	50,4
1,5	0,0	2,7	82,0
1,3	0,0	3,2	97,4

Концентрацію контролювали за вмістом сульфїту. Було досягнуто повного видалення кисню. При проведенні дослїду зменшували концентрацію реагенту та каталїзатора. Найкращий результат отримали при пїдтримцї концентрацї реагенту в розчинї на рївнї 82 мг/дм³. Стехіометрична кїлькїсть сульфїту натрію, необхідна для зв'язування кисню – 61,5 мг/дм³. Надлишок реагенту у даному разї був 33,3 %.

Також були визначенї умови знекиснення води при використаннї розчину метабісульфїту натрію та сульфату залїза. Концентрацію метабісульфїту натрію у водї пїдтримували на рївнї від 39 до 347 мг/дм³, а Fe²⁺ пїдтримували лише на рївнї 0,010 – 0,25 мг/дм³. Повного знекиснення води було досягнуто при витратї метабісульфїту натрію 86 – 230 мг/дм³. Загалом, витрата залїза була достатньою на рївнї 0,05 мг/дм³. Однак, слїд враховувати, що у водопровїднїй водї іони залїза бувають присутнї в концентрацїях до 0,2 мг/дм³. У даному разї їх концентрація у питнїй водї була не вище 0,1 мг/дм³. Тому достатньо у водї пїдтримувати концентрацію іонів залїза на рївнї ~ 0,2 мг/дм³.

При використаннї розчину реагенту Pure Tech 18 застосовували ємнїсть для збїльшення часу контакту води з реагентом до 5 хвилин. Пропускали воду через аніонїт, де сорбувалися сульфат аніони, якї утворюються при відновленнї кисню сульфїтом, і відбувається десорбція сульфїт аніонів, якї також зв'язують кисень. Загалом, використання аніонїту в сульфїтнїй формї дозволяє знизити витрату реагенту і практично повнїстю вилучати з води сульфат аніони, що дозволяє уникнути пїдвищення мїнералїзацїї води перед котлом, попередити загіпсовування теплообмїнних поверхонь. При цьому тривалїсть фїльтроциклу значно збїльшується. Основна маса сульфатів затримується на аніонїтї, що дозволяє уникнути загіпсовування теплообмїнників навїть без попереднього натрїйкатїонного пом'якшення води. Сульфати з іонїту вимиваються при переведеннї його в сульфїтну форму за допомогою 10 % розчину сульфїту натрію.

Розчин сумїші метабісульфїту натрію та сульфату залїза забезпечують, як і реагент Pure Tech 18, ефективно знекиснення води (табл. 5).

При цьому витрата сульфїту натрію скорочується до 35 мг/дм³, що становить 57 % від кїлькостї стехїометричної кїлькостї, а витрата залїза (Fe²⁺) становить всього 0,03 мг/дм³.

Таблиця 5 – Визначення ефективностї розчину для знекиснення води (метабісульфїт натрію і сульфат залїза) при використаннї аніонїту АВ-17-8 у SO₃²⁻ формї при температурї 30 °С, витратї води 115 дм³/год та С (O₂) = 7,5 мг/дм³

Об'єм обробленої води, м ³	Кїнцева концентрація кисню, мг/дм ³	Витрата реагенту, дм ³ /год
С (Na ₂ S ₂ O ₅) = 2 г/дм ³ , С(Fe) = 2 мг/дм ³		
1,0	0,1	0,09 / 86,9
С (Na ₂ S ₂ O ₅) = 10 г/дм ³ , С(Fe) = 2 мг/дм ³		
1,5	0,0	0,02 / 89,9
С (Na ₂ S ₂ O ₅) = 6,7 г/дм ³ , С(Fe) = 1,3 мг/дм ³		
1,5	0,1	0,01 / 58,2
1,7	0,0	0,02/116,5
С (Na ₂ S ₂ O ₅) = 2,5 г/дм ³ , С(Fe) = 0,5 мг/дм ³		
1,8	0,0	0,01 / 69,5
2,0	0,0	0,02 / 102
С (Na ₂ S ₂ O ₅) = 10 г/дм ³ , С(Fe) = 3,7 мг/дм ³		
1,6	0,0	0,03 / 86,5
1,7	0,0	0,06 / 174
С (Na ₂ S ₂ O ₅) = 2,5 г/дм ³ , С(Fe) = 1 мг/дм ³		
1,4	0,0	0,01 / 22,0
1,2	0,0	0,02 / 44,0
1,7	0,0	0,05/103,4
С (Na ₂ S ₂ O ₅) = 4 г/дм ³ , С(Fe) = 1 мг/дм ³		
1,5	0,1	0,02 / 69,5
1,6	0,0	0,02 / 94,0
1,3	0,0	0,03/111,3
1,5	0,0	0,04/163,5
С (Na ₂ S ₂ O ₅) = 4 г/дм ³ , С(Fe) = 3 мг/дм ³		
1,4	0,0	0,026/34,7
1,5	0,0	0,04 / 55,6
1,9	0,0	0,05 / 69,6
1,7	0,0	0,08/113,0
1,6	0,0	0,12/163,5

Реальні концентрація іонів заліза у водопровідній воді та без додавання реагенту досягали $0,1 \text{ мг/дм}^3$. Отже, зв'язування кисню в присутності сульфату натрію проходить ефективно при концентрації заліза $0,3 \text{ мг/дм}^3$ і при концентрації сульфату $> 105 \text{ мг/дм}^3$. В цьому випадку процес проходить при $25 \text{ }^\circ\text{C}$ у статичних умовах без перемішування. В умовах, коли вода нагрівалася до $30 \text{ }^\circ\text{C}$, змішувалася з реагентом, 5 хвилин була в ємності (6) (рис. 18), а потім проходила через фільтр з аніонітом АВ-17-8 (7), процес перебігає у динамічних умовах, тому швидкість відновлення кисню сульфатом суттєво зростає.

У промислових умовах доцільно використовувати двоступінчасту технологічну схему з попереднім підігрівом води з подачею до неї перед фільтрами реагенту з каталізатором. Схема представлена на рис.18. Вода, нагріта до $\sim 30 \text{ }^\circ\text{C}$, змішується з реагентом і каталізатором, проходить два іонообмінні фільтри (7) і (9). Спочатку у воді після змішування з реагентом відбувається часткове зв'язування кисню з утворенням аніонів SO_4^{2-} і частковим переходом катіонів в Fe^{2+} , Fe^{3+} . Основна маса кисню відновлюється у фільтрі 7. При цьому в даному фільтрі сорбуються сульфат аніони та надлишок сульфат аніонів. У фільтрі (9) відбувається повне зв'язування слідів кисню, при взаємодії з сульфат аніонами, і сорбуються аніони SO_4^{2-} , що утворилися. Крім того, на катіоні сорбуються катіони Fe^{2+} , Fe^{3+} .

При знекисненні води на аніоніті в SO_3^{2-} формі відбувається вимивання сульфатів в мережу, що призводить до процесу сульфатування металевих труб котла. За наявності іонів заліза на поверхні металевих труб котла відбувається утворення водонерозчинного сульфату заліза. Утворений нерозчинний FeSO_3 формує на поверхні металу захисну плівку, яка не тільки зменшує площу контакту металу з водою, але й здатна зв'язувати кисень, якщо він проскакує з енергетичною водою. При цьому утворюється 3-валентне залізо, яке з іонами 2-валентного заліза у присутності води при високих температурах на поверхні сталі забезпечує формування щільної водонерозчинної плівки з магнетиту Fe_3O_4 , що захищає метал від корозії. Отже, утворення сульфату заліза на поверхні теплообмінних елементів котла дозволяє зменшити корозійні процеси та продовжити термін його експлуатації.

У п'ятому розділі наведено результати досліджень по визначенню ефективності відомих методів очищення води від іонів важких металів (ВМ) та їх модифікації для досягнення необхідного ступеню вилучення іонів ВМ.

Нині використання іонообмінних методів в процесах практично повної деіонізації води, глибокого пом'якшення та концентруванні солей та іонів в аналітичних методах, в процесах добування рідкісних металів є перспективним. Проте нині не вирішено питання щодо ефективності вилучення іонним обміном з

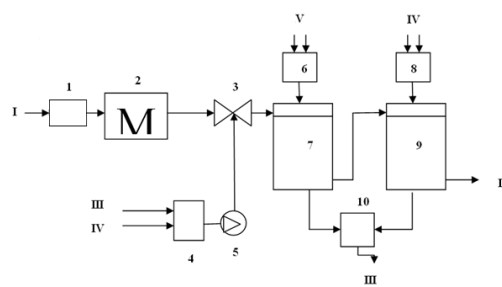


Рисунок 18 – Технологічна схема установки знекиснення води з використанням аніоніту в сульфатній формі

1 – резервуар вхідної води; 2 – нагрівач; 3 – інжектор; 4 – витратний бак розчину реагенту та каталізатора; 5 – насос-дозатор; 6, 8 – витратні баки реагентів для регенерації іонітів; 7 – фільтр з аніонітом у SO_3^{2-} формі; 9 – фільтр із сумішшю аніоніту АВ-17-8 у SO_3^{2-} формі та катіоніту КУ-2-8 у Na^+ формі; I – подача води; II – подача води до системи; III – подача $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$; IV – подача FeSO_4 ; V – подача Na_2SO_3

води іонів важких металів, що містяться у природних водах в концентраціях на рівні або ж навіть нижче рівня їх ГДК, тобто менше 1 мг/дм³.

Оскільки досягнення ПОДЄ за іонами важких і кольорових металів не є обов'язковим як у випадках концентрування розчинів важких металів із надрозведених розчинів, так і при вирішенні питання доочищення цих розчинів за певними іонами, тому важливим при проведенні досліджень є визначення концентрацій проскоку йонів важких металів в різних умовах. При сорбції іонів міді ($C(\text{Cu}^{2+}) = 2 \text{ мг/дм}^3$) із водопровідної води концентрація іонів міді знижувалась до сотих мг/дм³ на початковому етапі експерименту після фільтрування через катіоніт КУ-2-8 в кислій формі (рис. 19). При цьому спостерігалось як значне пом'якшення води, так і її очищення від іонів міді. В Na^+ формі даний іоніт також забезпечує ефективне очищення води. При використанні катіоніту КУ-2-8 в Na^+ формі та H^+ формі концентрація йонів свинцю в пробах фільтрату знижується з 111,0 – 214,5 мкг/дм³ до ~ 0,5 – 9,0 мкг/дм³.

В процесі досліджень використовували сильно- й слабокислотні катіоніти у кислій і сольовій формах для вилучення іонів цинку з розчинів, приготованих на дистильованій або водопровідній воді. При сорбції іонів Zn^{2+} на катіоніті КУ-2-8 в Na^+ і H^+ формі цинк вилучається в значній мірі із 5 дм³ модельного розчину на 20 см³ катіоніту (рис. 20). Використання катіоніту в H^+ формі дозволяє знизити жорсткість від 4,80 до 0,32 – 0,48 мг-екв/дм³ при залишкових концентраціях йонів цинку 30 – 440 мкг/дм³.

При проведенні досліджень щодо вилучення йонів кадмію з розведених розчинів на катіонітах КУ-2-8 й DOWEX MAC-3 було встановлено, що селективність вища по кадмію, ніж по цинку (рис. 21). При сорбції йонів кадмію з водопровідної води на катіоніті КУ-2-8 в Na^+ формі ефективність сорбції була вищою порівняно з дистильованою водою, незважаючи на сорбцію конкуруючих катіонів жорсткості з водопровідної води. Концентрацію йонів кадмію вдалось знизити до 5,9 – 34,1 мкг/дм³

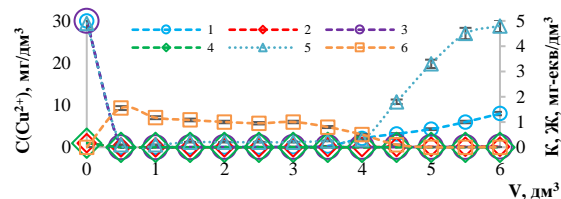


Рисунок 19 – Залежність залишкової концентрації іонів міді (1; 2; 3; 4), жорсткості (5), кислотності (6) у водопровідній воді ($\text{Ж} = 4,8 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{pH} = 7,71$) після фільтрування через катіоніт КУ-2-8 ($V_i = 10 \text{ см}^3$) в кислій формі ($C(\text{Cu}^{2+}) = 30 \text{ мг/дм}^3$ (1; 3; 5; 6), $C(\text{Cu}^{2+}) = 1 \text{ мг/дм}^3$ (2; 4)) (криві 3, 4 розраховані теоретично по моделі Томаса) ($\text{ОДЄ}_1 = 520,9 \text{ мг-екв/дм}^3$; $\text{ОДЄ}_2 = 16,3 \text{ мг-екв/дм}^3$; $\text{ОДЄ}_5 = 2196,0 \text{ мг-екв/дм}^3$)

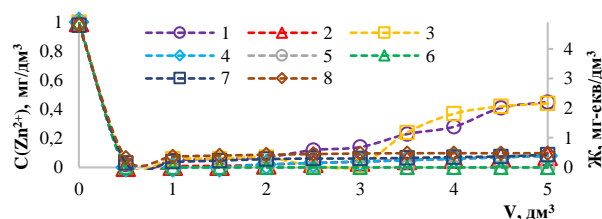


Рисунок 20 – Залежність концентрації йонів цинку (1; 2; 3; 4; 5; 6) та жорсткості (7; 8) розчинів сульфату цинку у водопровідній воді ($\text{Ж} = 4,87 \text{ мг-екв/дм}^3$) (1; 3; 5; 7) та дистильованій воді (2; 4; 6; 8) ($C(\text{Zn}^{2+}) = 1,000 \text{ мг/дм}^3$) від пропущеного об'єму розчину через катіоніт КУ-2-8 ($V_i = 20 \text{ см}^3$) в Na^+ (1; 2; 5; 7) та H^+ (3; 4; 6; 8) формі ($\text{ОДЄ}_1 = 258,8 \text{ мг/дм}^3$, $\text{ОДЄ}_2 = 256,4 \text{ мг/дм}^3$, $\text{ОДЄ}_3 = 235 \text{ мг/дм}^3$, $\text{ОДЄ}_4 = 234 \text{ мг/дм}^3$, $\text{ОДЄ}_7 = 1188,5 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{ОДЄ}_8 = 1183,5 \text{ мг-екв/дм}^3$) (криві 5 та 6 побудовані по моделі Томаса)

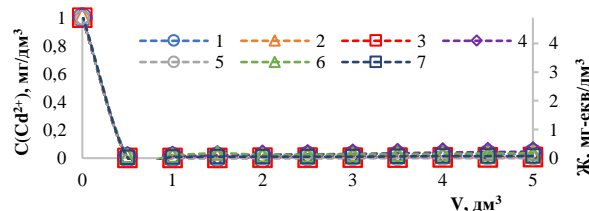


Рисунок 21 – Залежність концентрації йонів кадмію (1; 2; 3; 4; 5) та жорсткості (6; 7) розчинів сульфату кадмію у водопровідній воді (1; 2; 6; 7) ($\text{Ж} = 4,87 \text{ мг-екв/дм}^3$) та дистильованій (3; 4; 5) ($C(\text{Cd}^{2+}) = 1,000 \text{ мг/дм}^3$) пропущеного через катіоніт КУ-2-8 ($V_i = 20 \text{ см}^3$) в Na^+ (1; 4; 6) та H^+ (2; 3; 5; 7) формі ($\text{ОДЄ}_1 = 226,07 \text{ мг/дм}^3$; $\text{ОДЄ}_2 = 240,03 \text{ мг/дм}^3$; $\text{ОДЄ}_3 = 324,77 \text{ мг/дм}^3$; $\text{ОДЄ}_4 = 230,07 \text{ мг/дм}^3$; $\text{ОДЄ}_6 = 1270,23 \text{ мг-екв/дм}^3$; $\text{ОДЄ}_7 = 1157,31 \text{ мг-екв/дм}^3$) (крива 5 побудована по моделі Томаса)

у водопровідній воді та $10,9 - 50,9$ мкг/дм³ у дистильованій воді. Дані концентрації є значно нижчими, ніж при сорбції йонів цинку. При застосуванні катіоніту КУ-2-8 в Н⁺ формі залишкова концентрація йонів кадмію у дистильованій воді знизилась до $1,3 - 6,7$ мкг/дм³. У водопровідній воді сорбція проходить більш ефективно, при цьому залишкові концентрації сягали $0,7 - 3,7$ мкг/дм³.

При переході від катіоніту в Na⁺ формі до катіоніту в Н⁺ формі практично не підвищується ефективність вилучення йонів нікелю із дистильованої води. Цікаво відмітити, що при сорбції йонів нікелю з водопровідної води відбувається повне вилучення йонів жорсткості при заповненні ємності катіоніту на $\sim 50\%$, що є особливістю цього процесу. Ефективність вилучення йонів нікелю з водопровідної та дистильованої води є досить високою на слабокислотному катіоніті DOWEX MAC-3 як в сольовій, так і в кислій формах, і в усіх випадках перевищила $99,5\%$ (рис. 22).

Іонний обмін ефективний при вилученні марганцю із розчинів із концентраціями більше 30 мг/дм³. Але в усіх випадках залишкова концентрація марганцю сягає $0,5 - 1,5$ мг/дм³ (рис. 23).

Баромембранні методи очищення води ефективні при вилученні із води йонів ВМ, проте застосування зворотнього осмосу малоперспективне через низьку продуктивність методу, низькі концентрації йонів важких металів у воді у присутності йонів жорсткості у значних концентраціях. Переробляти такі концентрати досить складно. З іншої сторони при застосуванні комплексоутворювачів, що зв'язують іони ВМ та при відділенні їх методами ультра- та нанофільтрації у концентратах в основному накопичуються іони ВМ за незначних концентрацій йонів жорсткості та інших катіонів і аніонів.

За певних умов можна досягти повного вилучення йонів міді, кадмію і цинку із знесоленої води та повного вилучення йонів міді та кадмію і частково йонів цинку із природних вод. При використанні натрій-катіонованої води селективність мембрани при вилученні йонів цинку при дозуванні ОЕДФК сягала 80% , а йонів кадмію – $95-96\%$. При використанні деіонізованої води вилучення металів було повним (рис. 24).

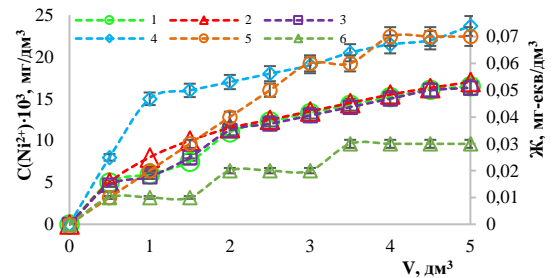


Рисунок 22 – Залежність концентрації йонів нікелю (1; 2; 3; 4) і жорсткості (5; 6) від об'єму пропущених розчинів з концентрацією по йонам Ni²⁺ $1,597$ мг/дм³ приготовлених на водопровідній воді з жорсткістю $4,87$ мг-екв/дм³ (1; 3; 5; 6) мг/дм³ і дистильованій воді (2; 4) при використанні слабокислотного катіоніту DOWEX MAC-3 об'ємом 20 см³ в Na⁺ (1; 2; 5) та Н⁺ формах (3; 4; 6) (ОДЄ₁ = $397,11$ мг/дм³; ОДЄ₂ = $396,51$ мг/дм³; ОДЄ₃ = $396,07$ мг/дм³; ОДЄ₄ = $395,05$ мг/дм³; ОДЄ₅ = $1230,38$ мг-екв/дм³; ОДЄ₆ = $1200,08$ мг-екв/дм³)

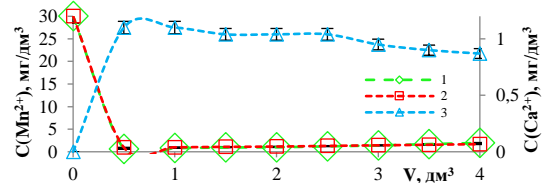


Рисунок 23 – Залежність концентрації йонів марганцю (1; 2), кальцію (3) від об'єму пропущеного розчину сульфату марганцю ($C_{Mn^{2+}} = 30$ мг/дм³) через катіоніт КУ-2-8 в Ca²⁺ формі ($V_i = 10$ см³) (крива 2 розрахована за моделлю Томаса)

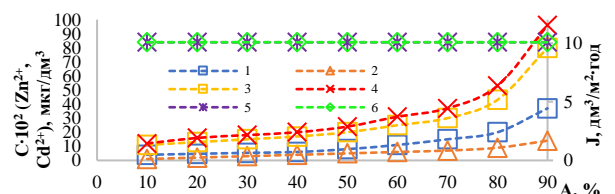


Рисунок 24 – Вплив ступеня відбору перміату на зміну продуктивності (1; 2), концентрацій цинку (3; 5) і кадмію (4; 6) в концентраті при фільтруванні при тиску $0,4$ МПа через нанофільтраційну мембрану ОПМН-П розчинів ZnSO₄ та CdSO₄ у натрійкатіонованій (1; 3; 5) і деіонізованій (2; 4; 6) воді при використанні ОЕДФК в концентрації 50 мг/дм³

При вилученні іонів ВМ у вигляді малорозчинних комплексів з фероціанідом калію ефективність очищення води недостатньо висока. При використанні полікатіонних флокулянтів, які утворюють комплексні сполуки великої молекулярної маси з ціанофератами, ефективність очищення води зростає при відстоюванні та фільтруванні води, або її доочищенні нанофільтрацією (рис. 25), проте доочищення води нанофільтрацією часто супроводжується гелеутворенням на мембрані, що призводить до скорочення терміну її експлуатації.

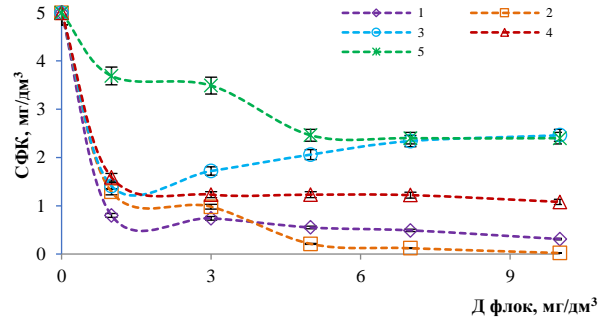


Рисунок 25 – Залежність залишкової концентрації фероціаніду калію (1; 2; 3; 4; 5) в розчині дистильованої води при початковій концентрації 5 мг/дм³ від дози флокулянту Акватон 10 (1), Magnefloc-368 (2), Magnefloc-52504 (3), Zetag-7547 (4), Praestol (5) після відстоювання протягом 24 годин та фільтруванні через фільтр синя стрічка

У випадку забруднення води ПАР, іншими органічними домішками краще для видалення із води комплексів полікатіонітів з фероціанідом калію, що добре сорбують іони ВМ, застосовувати метод флотації. У даному випадку комплекси, які включають фероціаніди ВМ, утворюють комплексні високомолекулярні сполуки з полікатіонними флокулянтами. Вони здатні утворювати комплекси із аніонними ПАР, які забезпечують ефективне піноутворення та вилучення даних комплексів із води флотацією (рис. 26).

Для удосконалення методу флотації необхідне управління ефективністю процесу при ціленаправленому підборі реагентів-збирачів. Основною вимогою до даних реагентів є утворення речовин, які при взаємодії з іонами металу мають низькі значення добутку розчинності солей. Але при цьому не враховується вплив на

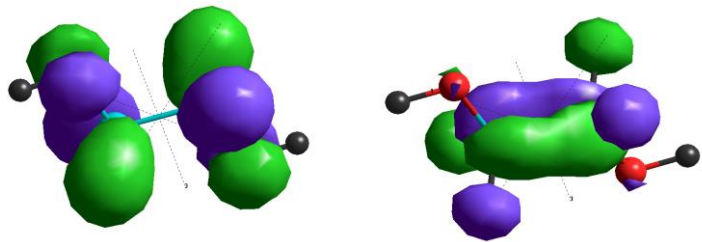


Рисунок 26 – Оптимізована структура сульфону. Щільність вищої зайнятої молекулярної орбіталі (орбітальне значення щільності 0,005)

$E_{ВЗМО}$ (eV)	$E_{НВМО}$ (eV)	$\Delta E_{(В-Н)}$ (eV)	I, eV	A, eV	μ , (eV)	η , (eV)
-9.08	0.71	-9.79	9.08	-0.71	4.185	4.895

хімічні властивості інших металів, що є в розчині, не враховуються вплив особливостей будови реагентів і складу колігенду на їх взаємодію при утворенні координаційного зв'язку реагент-колігенд. Тому для забезпечення високої ефективності процесу флотації, селективності збирачів, зниження втрат флотаційного реагенту, досягнення оптимальних якісно-кількісних показників необхідно для вибору та наукового обґрунтування реагентів, які застосовуються в якості ПАР, використати квантово-хімічні розрахунки методом неемпіричної молекулярної динаміки по програмі HyperChem.

Таким чином, при очищенні природних вод із низькою каламутністю від іонів міді та свинцю із застосуванням ціанофератних комплексів доцільно використовувати відстоювання, механічне фільтрування та нанофільтрацію, а стічних вод, забруднених механічними домішками – флотацію та механічне фільтрування.

Використання магнетиту, модифікованого Na_2S , є економічно доцільним та екологічно безпечним способом очищення води від ВМ (рис. 27). Магнетит можна використовувати для створення наливних мембран та в якості фільтруючого пористого завантаження в фільтрах звичайних конструкцій. При рН розчинів на рівні 7,9 – 8,5 ємність магнетиту по іонах міді перевищує 400 мг/г, а при рН 6,9 – 8,7 ємність магнетиту по іонах свинцю перевищує 400 мг/г та по іонах цинку – 500 мг/г при низьких рівноважних концентраціях металів. Якщо врахувати, що на селективність магнетиту по іонах ВМ не впливають іони жорсткості, то даний сорбент цілком доцільно використовувати для вилучення із води іонів ВМ при наявності іонів жорсткості. Так, витрата води при скиді води із водосховищ атомних станцій сягає $10 \text{ м}^3/\text{с}$. При рівні жорсткості води 4 – 5 мг-екв/дм³ знесолювати таку кількість стічних вод не можливо. Необхідність у їх вилученні обумовлена жорсткими нормативами на скид води у водойми рибогосподарського призначення. Вміст іонів міді та цинку у даному випадку у стічних водах повинен бути не більшим 5 – 7 мкг/дм³. Тому на основі отриманих результатів запропоновано принципову технологічну схему очищення стічних вод АЕС при скиді у водойми рибогосподарського призначення, наведену на рис. 28.

Суспензію магнетиту подають в розрахунку $50 \text{ мг}/\text{дм}^3$, вапно в розрахунку на досягнення рН на рівні 8,0 – 8,5. Дозу магнетиту вибрали виходячи із необхідності формування завислого шару сорбенту. Після того як завислий шар магнетиту в просвітлювачі сформовано, його дозу поступово можна зменшувати аж до $1,25 \text{ мг}/\text{дм}^3$, виходячи із максимальної концентрації міді в оборотних водах $50 \text{ мкг}/\text{дм}^3$ та ємності магнетиту 400 мг/г. В разі зниження ефективності очищення води від міді дозу магнетиту можна поступово підвищувати до 3–5 мг/дм³. Просвітлювач із завислим шаром осаду (5) характеризується високою продуктивністю. При цьому завислий шар магнетиту, який накопичується у просвітлювачі, відіграє роль сорбційного фільтру. Надлишок магнетиту накопичується в зоні накопичення осаду і надходить у шламосховище. Із води залишок магнетиту вилучається на магнітному фільтрі (8). Після промивки фільтру осад разом із осадом із просвітлювача зневоднюється на фільтр-пресі. Отриманий осад надходить на металургійне виробництво на переробку. Фільтрат та очищену воду скидають у водойму. Залишок іонів ВМ у очищеній воді не більше 3–5 мкг/дм³.

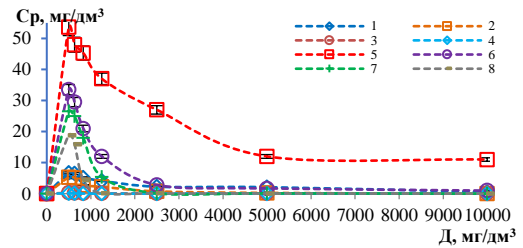


Рисунок 27 – Залежність рівноважної концентрації іонів міді (1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8) від дози магнетиту за концентрації міді $10 \text{ мг}/\text{дм}^3$ (1; 2; 3; 4) та $50 \text{ мг}/\text{дм}^3$ (1; 6; 7; 8) при використанні магнетиту ($K = 1/2$) (1; 3; 5; 7) та ($K = 2$) (2; 4; 6; 8) немодифікованого (1; 2; 5; 6) та модифікованого 2%-ним розчином Na_2S (3; 4; 7; 8)

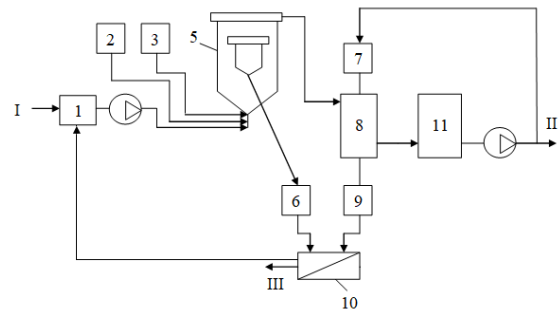


Рисунок 28 – Принципова технологічна схема очищення стічних вод АЕС від іонів ВМ:
 1 – приймальна камера; 2, 3 – витратні баки вапна та магнетиту відповідно; 4, 12 – насоси; 5 – просвітлювач із завислим шаром осаду; 6, 9 – шламосховища; 7 – резервуар промивної води; 8 – магнітний фільтр; 10 – стрічковий фільтр-прес; 11 – резервуар очищеної води; I – забір води із водосховища; II – скид води у річку; III – осад на утилізацію

У шостому розділі досліджено процеси очищення води від амонію, нітратів та фосфатів. Однією із проблем експлуатації водоциркуляційних систем охолодження є запобігання біобростанню в трубопроводах та на елементах споруд охолодження води. В першу чергу це стосується градирень, де температури сягають 25–40 °С. При наявності сполук азоту та фосфору при біологічному зараженні води спостерігається інтенсивне біобростання. Найбільше біобростання спостерігається на поверхні зрошувачів, особливо значне – на поверхні плівкових зрошувачів, які виготовляють із щитів із значною площею поверхні, встановлених вертикально або під кутом 85 ° на відстані 30 – 40 мм один від другого в кілька ярусів. Вода, що стікає по щитам, утворює плівку товщиною 0,3 – 0,5 мм. Це сприяє хорошій аерації води, насиченню її діоксидом вуглецю та інтенсивному розвитку аеробних мікроорганізмів і автотрофів при наявності сполук азоту й фосфору.

Здебільшого для боротьби з біобростанням широко використовують традиційні методи обробки циркуляційної води активним хлором та мідним купоросом. Але при скиді води на продувку систем посилюється загроза отруєння природних водойм або ставків охолоджувачів хлором та іонами міді. Особливо гостро проблема стоїть при експлуатації систем охолодження атомних електростанцій.

Кращим способом запобігання біобростанню є ефективне очищення води, яка подається на підживлення систем охолодження, від сполук біогенних елементів та органічних речовин. В абсолютно чистій воді мікро- і макроорганізми не живуть.

Було досліджено ефективність іонообмінного вилучення йонів амонію на катіонітах КУ-2-8 і DOWEX MAC-3. Незважаючи на досить позитивні результати сорбції і десорбції йонів амонію на катіоніті КУ-2-8, іонообмінний метод не варто рекомендувати для очищення води, яка містить іони жорсткості (рис. 29).

Нині процеси електрохімічного окислення амонію є практично невивченими. Нами було використано електрохімічні методи очищення води від амонію.

Для оцінки ефективності очищення води від амонію використовували розчин хлориду амонію, який поміщали в двокамерний електролізер. Катодна камера була заповнена 0,1 Н розчином NaOH, анодна камера – розчинами NH₄Cl, що мають концентрацію по амонію 2,78; 27,78 та 55,56 мг-екв/дм³ при концентрації хлоридів в аноліті 2,82; 28,17 та 58,82 мг-екв/дм³. Повного очищення від амонію було досягнуто в менш концентрованому розчині за 80 хвилин. Підвищення концентрації хлоридів та амонію призводить до збільшення тривалості процесу для очищення розчину відповідно до 90 та 120 хвилин.

Оскільки в процесі окислення амонію значну роль відіграють хлориди, тому цікаво визначити, як буде відбуватись окислення за умов низьких концентрацій хлоридів або ж взагалі їх відсутності. Тому подальші дослідження були направлені на вивчення процесів окислення сульфату амонію.

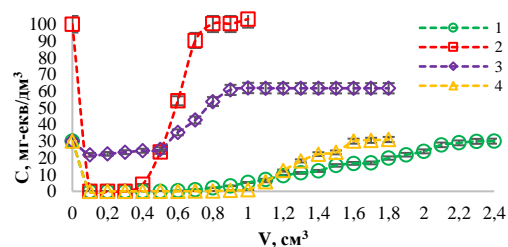


Рисунок 29 – Залежність концентрації йонів амонію (1; 2; 3) та кальцію (4) від пропущеного об'єму розчину NH₄Cl в дистильованій воді (1; 2) та модельному розчині NH₄Cl та CaCl₂ у співвідношенні 1:1 (3; 4) через катіоніт КУ-2-8 в Na⁺ формі при вихідних концентраціях [NH₄⁺], мг-екв/дм³: 30,0 (1; 3), 100,0 (2) (V_i = 20 см³, V_{пр} = 100 см³)

При використанні розчинів сульфату амонію, приготовлених на водопровідній воді за тих же концентрацій, окислення амонію проходить швидше в порівнянні з розчинами на дистильованій воді. В даному випадку вихід за струмом окисленого амонію з концентраціями $0,56 - 2,22$ мг-екв/дм³ в дистильованій воді був в межах $1,24 - 7,68$ %. При підвищенні концентрації до $2,78 - 6,67$ мг-екв/дм³ вихід за струмом сягав $7,37 - 31,2$ % (рис. 30).

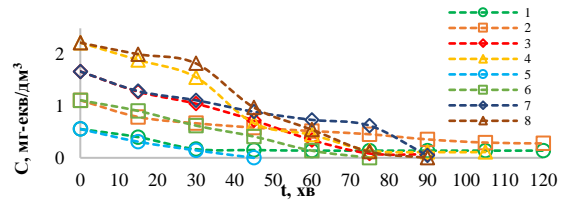


Рисунок 30 – Залежність концентрації амонію в аноліті двокамерного електролізера (мембрана МА-41) від часу електролізу у розчині дистильованої (1; 2; 3; 4) та водопровідної (5; 6; 7; 8) води при щільності струму $84,9$ А/м² (1; 2; 5; 6; 7; 8) і $169,8$ А/м² (3; 4) при вихідних концентраціях амонію ((NH₄)₂SO₄), мг-екв/дм³: $0,55$ (1; 5), $1,11$ (2; 6), $1,67$ (3; 7), $2,22$ (4; 8)

При введенні хлоридів в концентрації $0,84$ мг-екв/дм³ в катоді не відбувається значного прискорення процесу окислення амонію. Головною перевагою процесу окислення амонію, приготованому у розчині водопровідної води, є зниження енерговитрат на окислення амонію внаслідок вищої електропровідності системи.

При окисленні розчинів хлориду та сульфату амонію в анодній камері двокамерного електролізера відбувається значне підкислення розчинів, тому з врахуванням суттєвого запасу лужності природних вод доцільно провести дослідження при використанні у водопровідній воді модельних розчинів аміаку.

Через складність процесу окислення амонію вихід за струмом був невисоким – на рівні $2,20 - 12,85$ %. Електропровідність розведених розчинів також була невисокою, як і у попередніх випадках. При введенні $0,63$ мг-екв/дм³ сульфатів окислення амонію відбувається за 270 хвилин, тобто $4,5$ години (рис. 31). Загалом витрата електроенергії зростає при додаванні сульфатів в катодну і анодну області.

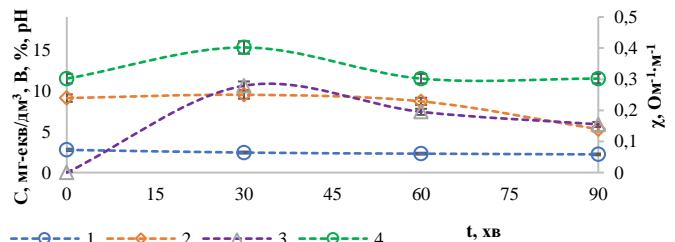


Рисунок 31 – Залежність концентрації амонію (1), виходу за струмом при окисленні амонію (2), значення рН (3) та питомої електропровідності (4) в аноліті двокамерного електролізера (мембрана МА-41) від часу електролізу при щільності струму та $84,9$ А/м² та при вихідній концентрації амонію (NH₄OH) у розчині водопровідної води $2,78$ мг-екв/дм³, при концентрації сульфатів у анодній області $2,50$ мг-екв/дм³

В однокамерному електролізері дослідили можливість окислення іонів амонію при наявності хлориду та сульфату амонію. Порівняно з двокамерним електролізером електропровідність системи виросла в однокамерному електролізері. Витрата електроенергії при електролізі розчину сульфату амонію у дистильованій воді була в межах $5,5 - 14,0$ кВт/г-екв, а у водопровідній – $7,0 - 17,5$ кВт/г-екв. При електролізі розчину хлориду амонію витрата електроенергії була менша та не перевищувала $8,54$ та $12,35$ кВт/г-екв у

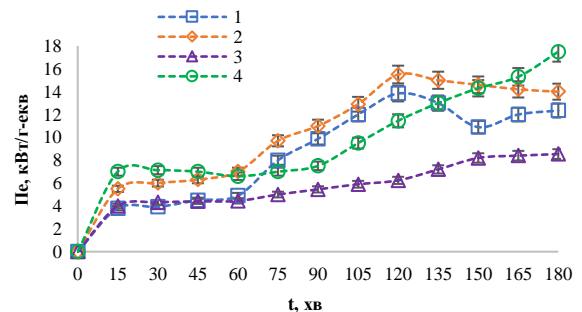


Рисунок 32 – Вплив часу електролізу в електроліті однокамерного електролізера (мембрана МА-41) на витрату електроенергії на окислення амонію при використанні NH₄Cl (1; 3) і (NH₄)₂SO₄ (2; 4) у дистильованій (щільність струму $111,0$ А/м²) (1; 2) та водопровідній воді (щільність струму $166,5$ А/м²) (3; 4) воді (C(NH₄⁺) = $5,55$ мг-екв/дм³)

водопровідній та дистильованій воді (рис. 32). При використанні у дистильованій воді розчину хлориду амонію отримали несподівано гірші результати, оскільки хоча, по перше, у розчині була достатня кількість хлоридів, що необхідна для утворення активного хлору, який може слугувати ініціатором окислення аміаку, а по друге, очікувався позитивний ефект на катодні процеси від відсутності катіонів кальцію та магнію. Очевидно, що внаслідок відсутності гідрокарбонатів в розчині не відбувається стабілізації рН середовища, імовірно саме це перешкоджає утворенню у розчині хлорамінів. Більш повільне окислення сульфату амонію в порівнянні з хлоридом амонію пояснюється наявністю сульфатів, оскільки вони за рахунок зв'язування активного кисню в персульфати інгібують процес окислення.

Вибір конкретного методу вилучення нітратів із води обумовлюється вартістю, технічними засобами очистки, ступенем очищення та кінцевим призначенням очищеної води. Досить перспективним методом очищення води від нітратів є іонний обмін, оскільки він є досить простим та недорогим способом, до якого не висуваються жорсткі умови попередньої підготовки води. Високоосновний аніоніт має задовільну ефективність при використанні у Cl^- та SO_4^{2-} формах в процесі вилучення нітратів із води. Для ефективного розділення сульфатів та нітратів використовували аніоніт АВ-17-8 в NO_3^- формі. Ємність іоніту по сульфатах зменшується зі збільшенням концентрації нітратів у вихідному розчині. При зростанні концентрації сульфатів та нітратів у воді ефективність їх розділення знижується. Із отриманих результатів можна зробити висновок, що при концентраціях сульфатів нижчих за 800 мг/дм^3 та при концентраціях нітратів до 100 мг/дм^3 ефективність розділення даних іонів є достатньою.

Зазвичай природні води містять як нітрати, так і хлориди та сульфати, тому було досліджено можливість вилучення нітратів з води у присутності інших аніонів. Загалом сорбція нітратів відбувалась досить ефективно навіть при досить значних концентраціях сульфатів та хлоридів у розчині. При концентрації сульфатів $8,91 \text{ мг-екв/дм}^3$ і концентрації нітратів $1,68 \text{ мг-екв/дм}^3$ ПОДЕ аніоніту АВ-17-8 по нітратах становила $322,2 \text{ мг-екв/дм}^3$ та по сульфатах – $668,5 \text{ мг-екв/дм}^3$. Отже, для сорбованих іонів співвідношення їх концентрацій становить – $[\text{SO}_4^{2-}] : [\text{NO}_3^-] = 2,07$, при співвідношенні даних аніонів у розчині $5,30$, що свідчить про те, що аніоніт АВ-17-8 має вищу селективність по нітратам, порівняно з сульфатами (рис. 33). При підвищенні концентрації сульфатів та нітратів у розчині до $14,25$ та $2,07$ відбувається підвищення ПОДЕ по сульфатам до $927,7 \text{ мг-екв/дм}^3$, що пояснюється більшою концентрацією сульфатів у розчині. При зменшенні вмісту нітратів та сульфатів відбувається еквівалентне підвищення концентрації хлоридів у розчині. У всіх дослідах вже з перших проб відбувається

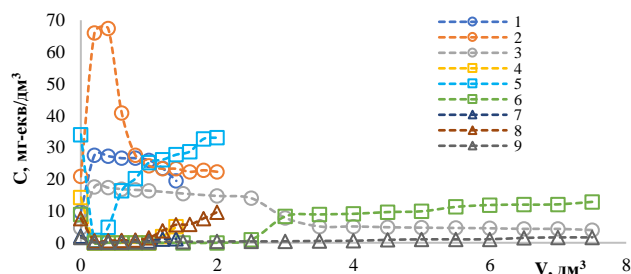


Рисунок 33 – Вплив витрати розчину на вихідні концентрації хлоридів (1; 2; 3), сульфатів (4; 5; 6) та нітратів (7; 8; 9) при пропусканні розчинів ($C(\text{Cl}^-) = 9,74 \text{ мг-екв/дм}^3$, $C(\text{SO}_4^{2-}) = 14,25 \text{ мг-екв/дм}^3$, $C(\text{NO}_3^-) = 2,07 \text{ мг-екв/дм}^3$) (1; 4; 7), ($C(\text{Cl}^-) = 20,90 \text{ мг-екв/дм}^3$, $C(\text{SO}_4^{2-}) = 34,04 \text{ мг-екв/дм}^3$, $C(\text{NO}_3^-) = 7,66 \text{ мг-екв/дм}^3$) (2; 5; 8), ($C(\text{Cl}^-) = 4,66 \text{ мг-екв/дм}^3$, $C(\text{SO}_4^{2-}) = 8,91 \text{ мг-екв/дм}^3$, $C(\text{NO}_3^-) = 1,68 \text{ мг-екв/дм}^3$) (3; 6; 9), через іоніт АВ-17-8 в Cl^- формі ($V_i = 20 \text{ см}^3$)

проскок по нітратах, проте ці концентрації не перевищують норм ГДК, що дозволяє ефективно вилучати з розчину нітрати в присутності інших аніонів.

В подальших дослідженнях використовували низькоосновний аніоніт для очищення води від нітратів. В даному випадку ПОДЄ по нітратах у дистильованій воді становила 962,5 мг-екв/дм³, та знижувалась до 704,2 мг-екв/дм³ при фільтруванні водопровідної води, що містить хлориди та сульфати (рис. 34).

Для регенерації високоосновного аніоніту використовували розчини хлориду калію, натрію і амонію, карбонату калію та аміаку. Використання сполук амонію як регенераційних розчинів дозволяє

відпрацьовані елюати використовувати у виробництві рідких добрив. Використання хлориду натрію дозволяє практично повністю відновити ємність аніоніту, але надлишок хлоридів у регенераційному розчині ускладнює можливість використання таких розчинів як мінеральних добрив. При використанні аміаку ступінь десорбції по нітратах становив лише 54,3 %, що пояснюється недостатньою основністю NH₄OH в умовах переходу аніоніту АВ-17-8 в основну форму.

Функціональні групи низькоосновного аніоніту Dowex Marathon WBA при рН >10 переходять в недисоційовану форму, тому аніони легко десорбуються. Цим можна пояснити досить високий ступінь регенерації в межах 87,9 – 97,3 % даного аніоніту при використанні розчинів карбонату калію, аміаку і хлориду амонію. Найбільш ефективним регенераційним розчином виявився аміак: при його концентрації 1,43 г-екв/дм³ ступінь регенерації при q_п = 5 см³/см³ сягав 93,1 %, а при q_п = 10 см³/см³ – 97,3 %. Одним із способів переробки даного регенераційного розчину є електрохімічна переробка, що дозволяє відділити надлишок аміаку або ж отримати розчини аміаку та азотної кислоти. Але даний процес має значний недолік, оскільки низькоосновний аніоніт не сорбує нітрати в основній формі внаслідок підлужнення розчину. Тому для вирішення цієї проблеми і забезпечення ефективної сорбції нітратів з розчину аніоніт необхідно обробляти соляною кислотою для переведення його в Cl⁻ форму.

Для видалення фосфатів з води широко використовується метод іонного обміну. На відміну від нітратів, які добре сорбуються на високо- та низькоосновних аніонах у хлоридній формі, фосфати ефективно сорбуються переважно на високоосновних аніонах у сольовій формі. Проведені дослідження показують, що сорбція на низькоосновних аніонітах залежить від реакції середовища. При підвищеному рН низькоосновний аніоніт Dowex Marathon WBA

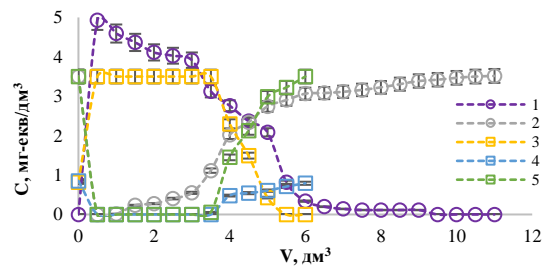


Рисунок 34 – Зміна концентрації хлоридів (1; 3), сульфатів (4) та нітратів (2; 5) в залежності від об'єму пропущеного розчину NaNO₃ у дистильованій воді (1; 2) (C(NO₃⁻) = 3,50 мг-екв/дм³) та у водопровідній воді (3; 4; 5) (C(Cl⁻) = 0,82 мг-екв/дм³, C(SO₄²⁻) = 0,85 мг-екв/дм³; C(NO₃⁻) = 3,50 мг-екв/дм³) через низькоосновний аніоніт DOWEX MARATHON WBA в Cl⁻ формі (V_i = 20 см³)

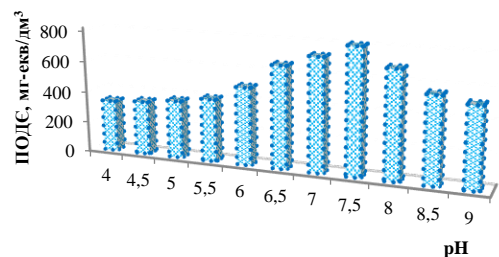


Рисунок 35 – Залежність ПОДЄ від рН при фільтруванні розчину фосфату натрію концентрацією 100 мг-екв/дм³ через низькоосновний аніоніт Dowex Marathon WBA у Cl⁻ формі

практично не сорбує фосфати, з кислих розчинів в основній формі сорбує як дигідроортофосфати натрію, так і ортофосфорну кислоту. Вже з перших проб відібраного розчину відмічається проскок фосфатів (рис. 35). Також визначено вплив температури на процеси іонного обміну через низькоосновний аніоніт Dowex Marathon, можна однозначно стверджувати, що температура (10 – 40 °С) на ПОДЄ не впливає, тому дослідження доцільно проводити при кімнатній температурі (20 °С).

Основною перевагою низькоосновного аніоніту є його висока ефективність регенерації, особливо в лужних і слаболужних середовищах. Регенерація аніоніту у формі $\text{PO}_4^{3-}\text{Cl}^-$ досить ефективна при використанні аміаку та хлориду натрію, ступінь регенерації досягає ~ 97 % відповідно.

При використанні високоосновного аніоніту в хлоридній формі можна ефективно очищати воду від фосфатів при зниженні їх концентрацій до 0,1 – 10,0 мг/дм³. Даний метод дозволяє вилучати з води значну кількість цінного компоненту (рис. 36).

Для створення маловідходної технології іонообмінного очищення води необхідно розробити ефективні методи регенерації аніонітів та утилізації відпрацьованих регенераційних розчинів.

Для регенерації аніоніту АВ-17-8 використовували розчини NH_4Cl , NaCl , Na_2CO_3 , KOH , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Для повторного використання розчину хлориду натрію, що містить фосфати, його обробляли хлоридом амонію і хлоридом магнію, доводячи лугом рН до 9, що дозволяє осадити з нього фосфат магнію амонію (струвіт (MgNH_4PO_4)) і отримати розчин NaCl . Однак цей метод дозволяє отримати розчин, який буде містити фосфати, а також сульфати, оскільки останні досить добре десорбуються з аніоніту АВ-17-8. Тому для відновлення регенераційного розчину, що містить сульфати, краще використовувати обробку хлоридом кальцію, що дозволить висадити з розчину гіпс, придатний для переробки на будматеріали. При обробці розчину содою кальцій, що залишився, випаде в осад у вигляді карбонату кальцію. Регенераційний розчин після освітлення відстоюванням і фільтруванням придатний для повторного використання при регенерації аніоніту АВ-17-8 у сульфатно-фосфатній формі.

Аніоніт у фосфатній формі ефективно регенерується розчином хлориду амонію. У процесі регенерації аніоніту 10 % NH_4Cl утворюється фосфат амонію, який є цінним мінеральним добривом, тому важливо досягти його повної десорбції. При питомій витраті регенераційного розчину 8 см³ на 1 см³ аніоніту фосфати повністю десорбуються. Перевагою цього методу є можливість вилучення водонерозчинного струвіту з регенераційного розчину, а також повторне використання розчину в процесах десорбції фосфатів з аніоніту:



Ефективність видалення фосфатів з розчину хлориду амонію значною мірою залежить від рН і зростає при підвищенні рН до 9,0. Коли рН розчину доводили до 9,0

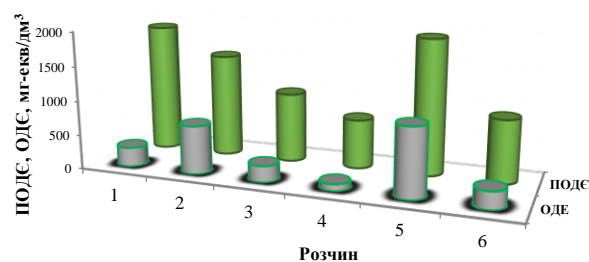


Рисунок 36 – Залежність обмінної динамічної ємності аніоніту АВ-17-8 до проскоку (ОДЄ) та повної обмінної динамічної ємності (ПОДЄ) по фосфатам у Cl^- (1–4), OH^- (5; 6) формах від складу розчину пропущеного через високоосновний іоніт

за допомогою аміаку, було досягнуто майже повне видалення фосфату з розчину. Найбільш ефективно випадання струвіту у вигляді осаду відбувалося при додаванні хлориду магнію в стехіометричній кількості (рис. 37).

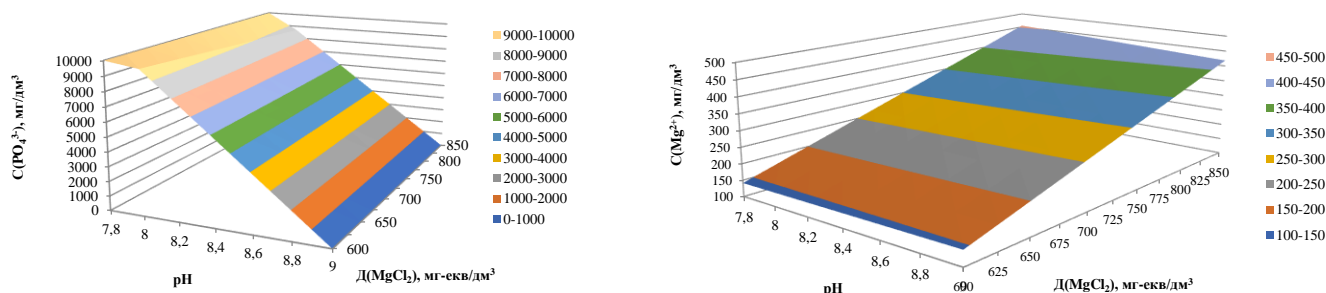


Рисунок 37 – Залежність залишкової концентрації від витрати хлориду магнію при обробці розчину фосфату амонію з вмістом 50 г/дм^3 хлориду амонію

Для очищення водних розчинів від фосфатів можна використовувати реагентний метод, оскільки він досить простий у використанні. Реагентні методи передбачають обробку розчинів солями алюмінію та заліза, що дозволяє висаджувати фосфати у вигляді осаду. Однак при цьому способі внаслідок внесення у розчини солей заліза і алюмінію відбувається вторинне забруднення води сульфатами чи хлоридами. Крім того, високі концентрації фосфатів потребують використання солей металів в значних концентраціях, внаслідок чого відбувається суттєве підкислення води в результаті їх гідролізу. При використанні сульфату алюмінію для висадження фосфатів вдалось досягти ступеня очищення до $80,95\%$ при максимальній витраті реагенту. При використанні хлориду заліза ступінь вилучення фосфатів при їх вихідній концентрації 100 мг/дм^3 не перевищує $48,1\%$. За таких умов вода значно забруднюється іонами металів – заліза та алюмінію. При використанні сульфату алюмінію залишкова концентрація алюмінію сягає $0,19 - 1,87 \text{ мг-екв/дм}^3$, а при використанні хлориду заліза, залишкова концентрація заліза перевищує $1,545 \text{ мг-екв/дм}^3$. Підвищуючи рН середовища до $7,5 - 8,5$ можна досягти кращих результатів, проте це потребує додаткового введення лужних реагентів.

Використання методів електрокоагуляції дозволило забезпечити значно кращі результати. Використання однокамерного електролізера із сталевим катодом (сталь 20) та алюмінієвим анодом (АД-0) показало високу ефективність при обробці о-фосфату натрію, оскільки дозволило досягнути ефективного висадження фосфатів.

При вихідній концентрації фосфатів 100 мг/дм^3 при щільності струму $1,3 \text{ А/дм}^2$ за $2,5$ години електролізу концентрація фосфатів знизилась до $0,46$, $0,36$ та $0,86 \text{ мг/дм}^3$ при вилученні з о-фосфату натрію, о-фосфорної кислоти та дигідрофосфату натрію (рис. 38). При цьому ступінь вилучення фосфатів становить $99,49 - 99,85\%$. При використанні катоду із нержавіючої сталі та аноду із сталі 20 ступінь вилучення фосфатів становив $99,00 - 99,70\%$.

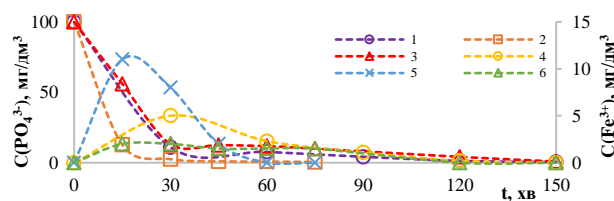


Рисунок 38 – Залежність концентрації фосфатів (1; 2; 3), іонів заліза (4; 5; 6) від часу електролізу розчину о-фосфату натрію (1; 4), о-фосфорної кислоти (2; 5), дигідрофосфату натрію (3; 6) у дистильованій воді ($C(\text{PO}_4^{3-}) = 100 \text{ мг/дм}^3$) при щільності струму $1,3 \text{ А/дм}^2$ в однокамерному електролізері при використанні катоду із нержавіючої сталі та аноду із сталі 20

В роботі детально вивчено процеси вилучення амонію з води шляхом електрохімічного окислення. Отримані результати показують, що ефективно окислити амоній можна при проходженні води через анодну камеру двокамерного електролізера, причому даний спосіб працює в широкому діапазоні початкових концентрацій. При цьому катод захищений аніонною мембраною від негативного впливу йонів жорсткості, що утворюються при гідролізі. Титанові аноди, покриті оксидом рутенію, можуть ефективно окислювати як амоній, так і інші органічні сполуки.

Це допомагає знизити БСК і ХСК води, ефективно дезінфікуючи її та очищуючи від хлоридів. Недоліком цього процесу є певне підкислення очищеної води через утворення нітратів. Якщо концентрації амонію у воді не перевищують 5 мг/дм^3 , то навіть при повному очищенні від них, концентрація нітратів у воді буде нижчою $18,2 \text{ мг/дм}^3$ та кислотність підвищиться не більше ніж на $0,29 \text{ мг-екв/дм}^3$. У випадку нормальної лужності прісної води, тобто в межах $\sim 3,5 - 5,5 \text{ мг-екв/дм}^3$, це не вплине на рН середовища. У той же час, видалення амонію шляхом іонного обміну є неефективним за наявності йонів жорсткості, навіть якщо концентрація амонію перевищує 100 мг/дм^3 . Використання цеолітів або біологічних методів очищення також є неефективним. Тому електродіаліз є найбільш ефективним у цьому випадку. Проблему підкислення води та вилучення нітратів можна легко вирішити, використовуючи аніонообмінний фільтр, наповнений низькоосновними аніонітами (наприклад, DOWEX MARATHON WBA) в їх основній формі.

Принципова технологічна схема очищення природних та стічних вод від амонію представлена на рис. 39. Вода, що містить іони амонію, поступає в приймальну камеру, а потім проходить через анодні камери електролізера, в якому катодні та анодні камери розділені аніонними мембранами. Катодні камери заповнені розчином луку. Окислення аміаку в анодній камері відбувається киснем, що утворюється на аноді при взаємодії гідроксидів з анодом. Гідроксид аніони утворюються на катоді при електролізі води та потрапляють в анодну камеру через аніонообмінні мембрани. В результаті в анодній камері утворюються нітрати.

При необхідності вилучення нітратів оброблену воду пропускають через низькоосновний аніоніт в Cl^- формі, який крім вилучення нітратів забезпечує нейтралізацію розчину. Регенерацію катіоніту доцільно проводити розчином хлориду натрію або суміші хлориду натрію і соди.

Отже, розроблена технологія очищення природних та стічних вод від амонію забезпечує надійне очищення, є високоефективною і практично безвідходною.

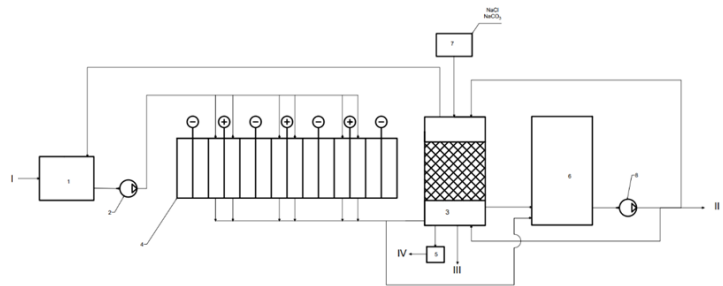


Рисунок 39 – Принципова технологічна схема очищення вод різного складу від амонію: 1 – приймальна камера; 2, 8 – насоси; 4 – електролізер; 3 – низькоосновний аніоніт в $\text{Cl}^- - \text{CO}_3^{2-}$ формі; 5 – резервуар регенераційних розчинів; 6 – резервуар очищеної води; 7 – витратний бак регенераційних розчинів; I – подача води на очищення; II – подача води до споживача; III, IV – відведення слаболужних розчинів на нейтралізацію

У цьому розділі встановлено, що переробку розчинів хлориду натрію в двокамерних електролізерах доцільно проводити при наявності в розчинах іонів жорсткості, оскільки запропонована конструкція електролізера дозволяє запобігти отруєнню катоду продуктами гідролізу йонів жорсткості.

Утворення сполук хлору зі ступенем окислення +3 та +5 відбувається переважно на початку процесу, а далі основною реакцією є утворення Cl_2 та ClO^- . Значна частина хлоридів окислюється не тільки до Cl_2 , але також до гіпохлоритів, хлоритів та хлоратів, що свідчить про те, що реальний вихід активного хлору за струмом є значно вищим. Зменшення виходу активного хлору за струмом спричинене втратами активного хлору та діоксиду хлору через їх випаровування, а не зменшенням концентрації хлоридів у аноліті (рис. 40).

Результати, отримані під час використання реального концентрату зворотньоосмотичного очищення води при розташуванні робочого розчину (пом'якшеного концентрату) в анодній камері, і при заповненні робочої камери 1 Н розчином лугу, представлені на рис. 41. Оскільки робочий розчин розташований в анодній області, іони жорсткості не впливають на стан катоду та процес електролізу. В даному випадку при анодній густині струму $1,622 \text{ А/дм}^2$ було досягнуто максимальних концентрацій активного хлору (до 250 г-екв/дм^3). Протягом 90 хвилин електролізу вихід за струмом був більшим $86,4 \%$, проте з часом зменшувався $55,0 \%$. При анодній густині струму $4,866 \text{ А/дм}^2$ вихід за струмом уже за перших 15 хвилин знизився з $97,0 \%$ до $80,1 \%$, і далі до $17,3 \%$. Отже, при меншій анодній густині струму відбувається постійне зростання концентрації сполук окисленого хлору в розчині.

Втрати активного хлору через дегазацію обмежують підвищення його концентрації в анодній камері двокамерного електролізера до менше ніж 3% . В той же час, у анодній камері, крім Cl_2 , утворюються гіпохлорит та хлорит натрію. Тому використовували аніоніт АВ-17-8 в Cl^- формі для вловлення окислених сполук хлору

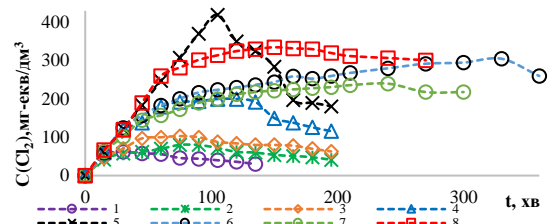


Рисунок 40 – Залежність концентрації активного хлору в анодній камері двокамерного електролізера з аніонною мембраною МА-41 від часу електролізу при концентрації хлоридів в анодній камері, мг-екв/дм³: $C(\text{Cl}^-) = 17,09$ (1); $34,19$ (2); $51,28$ (3); $68,38$ (4); $170,94$ (5); $854,7$ (6); $1367,52$ (7); $1709,4$ (8)

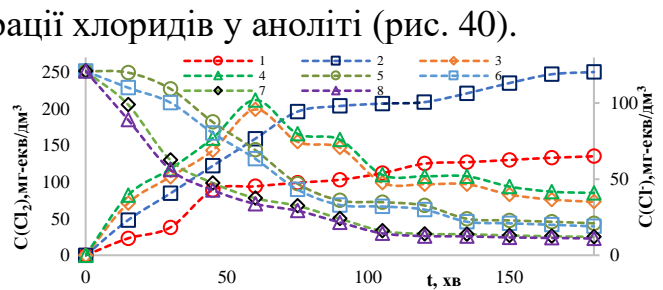


Рисунок 41 – Залежність концентрації активного хлору (1; 2; 3; 4) й хлоридів (5; 6; 7; 8) концентрату ($[\text{Cl}^-] = 121,09 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{pH} = 8,71$, $\text{Ж} = 75,27 \text{ мг-екв/дм}^3$, $[\text{Mg}^{2+}] = 35,63 \text{ мг-екв/дм}^3$, $[\text{Ca}^{2+}] = 39,10 \text{ мг-екв/дм}^3$), від часу електролізу розчину в двокамерному електролізері (мембрана МА-41) при густині струму А/дм^2 : $0,811$ (1; 5); $1,622$ (2; 6); $3,244$ (3; 7); $4,866$ (4; 8)

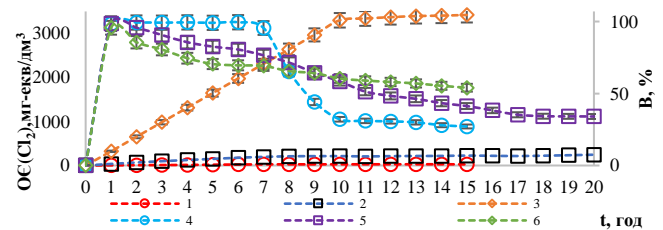


Рисунок 42 – Вплив часу електролізу на залежність обмінної ємності аніоніту АВ-17-8 по активному хлору (1; 2; 3) і виходу за струмом активного хлору (4; 5; 6) в анодній камері двокамерного електролізера з аніонообмінною мембраною МА-41 при вихідній концентрації хлоридів мг-екв/дм³: $85,47$ (1; 4); $854,7$ (2; 5) та $1709,4$ (3; 6) та об'єму іоніту 50 см^3 в анодній камері ($j = 3,244 \text{ А/дм}^2$)

в аноліті. Ємність аніоніту, що сорбувався в ClO^- або ClO_2^- формі, по активному хлору зростала з часом, при цьому за 15 годин електролізу в розчинах з початковою концентрацією хлоридів 85,47; 854,70 та 1709,4 мг-екв/дм³ було сорбовано 25,49; 244,8 та 3420,0 мг-екв активного хлору (рис. 42). Протягом перших 8 годин вихід окислених сполук хлору за струмом був на відносно високому рівні $\approx 65,19 - 99,39\%$ та поступово знижувався з часом до 27,11 – 54,01 % при подальшому зниженні концентрації хлоридів у розчині (рис. 42).

Переведення аніоніту з сольової хлоридної форми в хлоритну є значною перевагою цього методу. Звичайно, цей аніоніт можна використовувати для знезараження води, оскільки через нього десорбуються окислені сполуки хлору під час фільтрування води через нього. Концентровані розчини отримували фільтруванням розчину луку через аніоніт в хлоритній формі. Аніони ClO^- і ClO_2^- ефективно десорбуються з аніоніту

розчином луку, так і розчином соди. При питомій витраті регенераційних розчинів 5 см³/см³ при використанні розчину 4 – 5 % луку ступінь регенерації іоніту сягає 91,0 – 97,1 %, а при використанні 10 – 15 % розчину соди – 71,0 – 84,2 % (рис. 43).

Для електрохімічної обробки шахтних вод з високою жорсткістю було обрано трикамерний електролізер з двома аніонними мембранами, що дозволяє запобігти міграції катіонів жорсткості до катоду. Було вивчено процеси електрохімічного знесолення води з шахти Західно-Донбаська (рис. 44). В даному випадку за три години електролізу було досягнуто повного пом'якшення шахтної води.

Електрохімічні методи ефективні при отриманні і концентруванні сірчаної кислоти та луку із відповідних солей. При використанні двокамерного електролізера концентрацію луку та кислот можна підвищити до 50 % (рис. 45).

Вивчено процеси застосування осадів процесів реагентного очищення води у виробництві в'язучих матеріалів. Фізико-хімічні властивості осаду, який утворюється при реагентному очищенні шахтних вод,

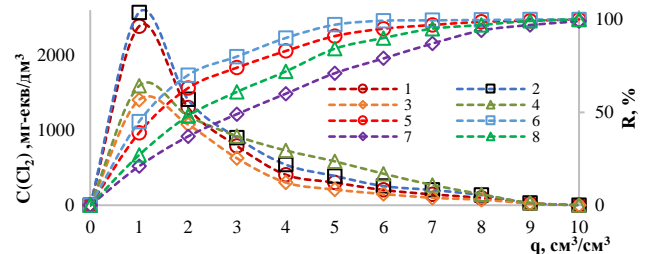


Рисунок 43 – Залежність концентрації активного хлору (1; 2; 3; 4) і ступеню десорбції гіпохлоритів та хлоритів (R) (5; 6; 7; 8) в залежності від пропущених об'ємів 4 %-го розчину луку (1; 5), 5 %-го розчину луку (2; 6), 10 %-го розчину соди (3; 7) та 15 %-го розчину соди (4; 8) через аніоніт АВ-17-8 в хлоритно-гіпохлоритній формі

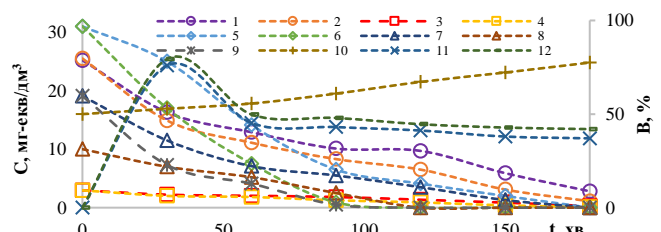


Рисунок 44 – Залежність концентрації сульфатів (1; 2), хлоридів (3; 4), жорсткості (5; 6), кальцію (7; 8), лужності (9; 10) та виходу за струмом (11; 12) при електродіалізованому опрісненні стічної води шахти «Західно-Донбаська» в трикамерному електролізері (мембрана МА-41) від часу електролізу при лужності католіту 0,25 Н (1; 3; 5; 7; 9; 11) та 1,00 Н (2; 4; 6; 8; 10; 12) при дозі магнетиту 3,1 мг-екв/дм³ (дві аніонні мембрани МА-41, I = 0,2 А, U = 20 В, j = 1,0 А/дм²)

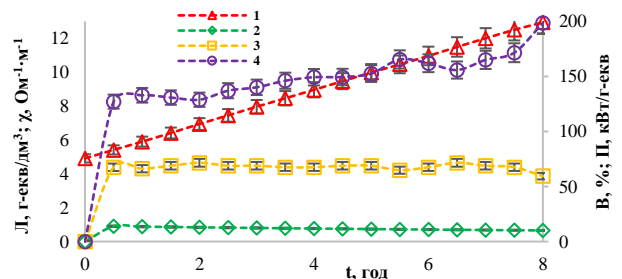


Рисунок 45 – Зміна лужності розчину (1), питомої електропровідності (2), виходу луку за струмом (3) та витрати електроенергії (4) в залежності від часу електролізу в двокамерному електролізері (мембрана МК-40) при початковій лужності в катодній області 4,909 г-екв/дм³ при лужності аноліту 0,8–1,0 г-екв/дм³ при густині струму 20 А/дм²

були встановлені, спираючись на результати дослідження кількості зв'язаної цементами води, ІЧ-спектроскопічний аналіз, ДТА та рентгеноструктурний аналіз.

Враховуючи інтенсивності дифракційних піків гідроалюмінатів, можна вважати, що їх кількість зменшується в ряду клінкер – ШПЦ III/A – ППЦ IV/Б – ПЦ II/A-П. В цьому ж ряду збільшується кількість твердих розчинів С-S-A-F-H невизначеного складу (рис. 46). З врахуванням отриманих результатів, можна припустити, що механізм впливу осаду, що утворюється при реагентному очищенні шахтних вод, на процеси тверднення цементу є таким. Осад у складі цементу виконує роль замітника природного гіпсового каменю. Він взаємодіє з трьохкальцієвим алюмінатом клінкеру та утворює еtringіт. Це сприяє сповільненню термінів тужавлення цементу за рахунок того, що трьохкальцієвий алюмінат вступає в реакцію з іонами кальцію та сульфат-іонами осаду і утворює короткі призматичні кристали еtringіту, тривалість вказаної реакції визначає тривалість тужавлення цементного тіста, і збільшенню міцності за рахунок створення еtringітом первинного кристалічного каркасу, який в подальшому зміцнюється волокнистими гідросилікатами та ущільнюється зернистими гідросилікатами, гексагональними та кубічними гідроалюмінатами і гідроалюмоферитами.

Отже, на основі проведених досліджень можна зробити наступні висновки, що утворений осад при реагентному знесоленні води та вилученні з неї сульфатів чи важких металів можна використовувати у виробництві будівельних матеріалів як добавку-розширювач для розширливих та тампонажних цементів; активатор тверднення цементів з активними мінеральними добавками; замітник природного гіпсового каменю; добавку-прискорювач тужавлення у складі бетонів та розчинів, призначених для торкретних робіт.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі набуло подальшого розвитку вирішення актуальної науково-практичної проблеми знесолення води та очищення від різноманітних поллютантів шляхом розроблення і застосування ефективних методів її демінералізації.

1. Розроблено систему критеріїв оцінки якості води у водоциркуляційних системах охолодження. Модернізовано технологію реагентного пом'якшення води за рахунок використання наряду з вапном гідроксоалюмінату натрію, що забезпечило зниження жорсткості до 0,1 – 0,5 мг-екв/дм³. При застосуванні спільно з вапном гідроксохлоридів алюмінію, гідроксиду алюмінію та інших його похідних визначено умови не лише ефективного пом'якшення води, але і її очищення від водорозчинних сульфатів та розроблено технологію переробки відходів водоочищення – сульфоалюмінатів кальцію у будівельні матеріали.

2. Визначено ефективність гіпану і гідролізованого поліакриламідру як стабілізатора осадковідкладень у воді при її нагріванні та у процесах знесолення.

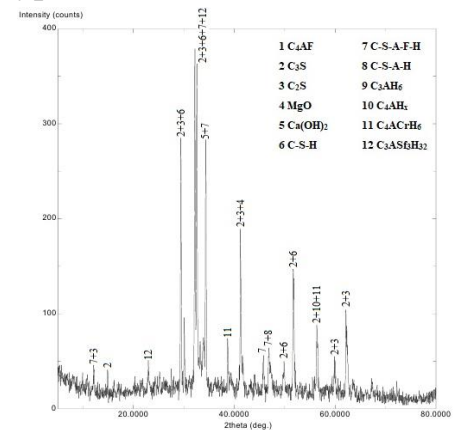


Рисунок 46 – Дифрактограма цементу ПЦ II/A-П з добавкою осаду

Показано, що ефективність антискалантів на основі гіпану та гідролізованого ПАА зростає при їх модифікуванні озонуванням та обробкою ультразвуком, що спричиняє часткову деструкцію макромолекул флокулянтів. Стабілізаційний ефект при цьому зростає до 60 – 95 %, а протинакипний ефект – до 70 – 97 %. Високу ефективність стабілізації осадковідкладень забезпечує новий інгібітор на основі метилдисульфонату натрію у артезіанській воді, значення СЕ та ПЕ якого сягають 85 – 93 %.

3. Модифіковано іонообмінні технології пом'якшення води з повною декарбонізацією при використанні слабокислотних катіонітів у кислій формі, визначено умови глибокого пом'якшення води з одночасним знесоленням при застосуванні високоосновних катіонітів в карбонатній або основній формі. Встановлено умови розділення хлоридів і сульфатів в процесах їх сорбції на катіоніті в основній формі.

4. Показано, що процеси знекиснення води на редокситах на основі аніонітів в сульфатній формі не відбуваються без застосування каталізаторів на основі сполук заліза або кобальту. Визначено, що при відсутності каталізаторів ступінь знекиснення води в присутності сульфатів не перевищує 60 % за годину. В присутності солей заліза (II) та кобальту (II) швидкість відновлення кисню зростає в десятки разів і ступінь знекиснення води на 90 – 100 % можна досягти за 40 – 80 секунд при концентраціях сульфату $> 100 \text{ мг/дм}^3$. За даних умов згідно інтегральних кінетичних кривих процесів відновлення кисню у воді в основному реалізуються процеси першого порядку, коли лімітуючою стадією процесу є зв'язування кисню, що залежить лише від концентрації кисню. При зниженні концентрації сульфату та заліза процеси відновлення кисню реалізуються за механізмами 2-го або 3-го порядків. На основі отриманих результатів розроблено технологію ефективного знекиснення в динамічних умовах при використанні сульфату та каталізаторів на основі кобальту (II) чи заліза (II).

5. Визначено граничну ефективність вилучення важких та кольорових металів на сильно- та слабокислотних катіонітах залежно від вихідних концентрацій металів, форми та типу іоніту. Встановлено мінімальні концентрації металів у воді при вилученні їх на фільтрах змішаної дії. Встановлено, що на сорбцію важких та кольорових металів суттєво впливають іони жорсткості, які можуть знижувати ємність катіонітів по даних іонах на 20 – 40 %. Показано, що двозарядні та трізарядні катіони металів десорбуються із слабокислотних катіонітів лише розчинами кислот, сольова їх десорбція не перевищує 2 – 10 % при будь-якій витраті розчинів солей.

6. Нанофільтрація та зворотній осмос не забезпечують глибокого очищення води від важких та кольорових металів. Досягнути повного вилучення катіонів з води можливо при використанні комплексонів на основі НТМФК чи ОЕДФК. При використанні фероціаніду калію досягнуто ефективного вилучення кольорових та важких металів при підвищенні дози ціаноферату калію та рН до 8,0 – 9,1 та при застосуванні полікатіонітів.

7. Розроблено ефективні сорбенти іонів ВМ на основі магнетиту. Показано, що їх сорбційна ємність по іонах металів, ступінь вилучення даних ВМ із води залежить від співвідношення концентрацій Fe^{2+} і Fe^{3+} (К) в реакційній суміші при синтезі сорбенту. Встановлено, що ємність магнетиту по іонах ВМ зростає з підвищенням рН від 6,0 до 8,6, а найвищий ступінь вилучення іонів металів з води досягнуто на

магнетиті модифікованому сульфідом натрію. Даним способом концентрацію ВМ знижували до 1,2 мкг/дм³. Розроблені технології очищення води від іонів ВМ.

8. Показано, що іонообмінні методи низькоєфективні при очищенні води від іонів амонію. Важкокерованими є процеси біологічного їх окислення. Найбільш надійним способом очищення води від токсичних сполук амонію є їх окислення електрохімічними методами. Процеси окислення аміаку прискорюються в присутності хлоридів, які є джерелом генерації активного хлору. Застосування електрокоагуляторів з алюмінієвими та залізними електродами суттєво прискорює процеси очищення води від фосфатів.

9. Вивчено процеси іонообмінного розділення хлоридів, сульфатів, нітратів та фосфатів на високо- та низькоосновних аніонітах. Розділення аніонів у стічних водах суттєво спрощує процеси їх переробки. Результати досліджень покладені в основу технологій ефективного очищення питної води від нітратів та технологій доочищення комунально-побутових стічних вод від нітратів і фосфатів.

10. В роботі детально вивчено процеси отримання електролізом із сольових відходів зворотньоосмотичного очищення води розчинів сірчаної кислоти та лугу. Визначено умови отримання сірчаної кислоти та лугу з концентраціями до 45 %. Вивчено процеси переробки мінералізованих вод чи концентратів зворотньоосмотичного опріснення води в двокамерних електролізерах з аніонною мембраною з утворенням окислених сполук хлору, які є ефективними реагентами для знезараження води. Це вирішує проблему переробки сольових відходів. Використання високоосновного аніоніту АВ-17-8 в процесах електрохімічного окислення хлоридів дозволяє підвищити вихід продуктів окисленого хлору за рахунок уловлювання летких сполук Cl₂ та ClO₂.

11. Розроблено конструкцію електролізера, що забезпечує знесолення високомінералізованих розчинів зі значною жорсткістю води при висадженні солей жорсткості в камері знесолення за рахунок ефективного її підлужнення. При цьому в катодній області концентрується розчин лугу, а в анодній області – при вилученні сульфатів концентрується сірчана кислота, а при видаленні хлоридів утворюються окислені сполуки хлору, придатні для дезинфекції води.

12. Показано, що осад, який утворюється при очищенні реагентним методом мінералізованих шахтних вод та вод, що містять йони важких металів, може успішно застосовуватися у промисловості будівельних матеріалів з декількома цілями: в якості добавки-розширювача для розширливих та тампонажних цементів; в якості активатора тверднення цементів з активними мінеральними добавками; в якості замітника природного гіпсового каменю; добавки-прискорювача тужавлення у складі бетонів та розчинів, призначених для торкретних робіт. ІЧ-спектроскопічними та рентгеноструктурними дослідженнями доведено, що осад, який утворюється при реагентному очищенні високомінералізованих шахтних вод, складається з сульфогідроксоалюмінату кальцію, сульфату кальцію, напівводного сульфату кальцію та гідроксиду магнію.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ АВТОРОМ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Монографії

1. **Трус І.М.** Маловідходні технології демінералізації води: монографія. – К.: Кондор-Видавництво, 2016. – 250 с.
2. **Трус І.М.,** Флейшер Г.Ю., Гомеля М.Д., Токарчук В.В. Екологічно-безпечні методи знесолення мінералізованих вод та утилізація осадів у складі будівельних матеріалів. – К.: Кондор-Видавництво, 2018. – 164 с. *Особистий внесок здобувача полягає у написанні 3 розділів з 5.*
3. **Трус І.М.,** Галиш В.В., Скиба М.І., Радовенчик Я.В., Гомеля М.Д. Нові високоефективні методи очищення води від розчинних та нерозчинних поліютантів. – К.: Кондор-Видавництво, 2020. – 272 с. *Особистий внесок здобувача полягає у написанні 2 розділів з 5.*
4. **Трус І.М.,** Воробйова В.І., Галиш В.В., Скиба М.І. Розробка поліфункціональних матеріалів для ресурсозберігаючих екологічно безпечних технологій: монографія. – К.: Видавничий дім «Кондор», 2021. – 216 с. *Особистий внесок здобувача полягає у написанні підрозділів 2.4 та 2.5.*
5. **Трус І.М.,** Галиш В.В., Гомеля М.Д. Розробка методів переробки осадів та відпрацьованих біосорбентів для створення маловідходних технологій очищення води. – К.: Кондор-Видавництво, 2023. – 115 с. *Особистий внесок здобувача полягає у написанні 1 розділу з 3.*

Статті у наукових фахових виданнях

6. **Trus I.M.** Desalination of mineralized waters using reagent methods / I.M. Trus, M.D. Gomelya // Journal of Chemistry and Technologies. – 2021. – № 29 (3). – P. 417–424. (Q4, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у синтезі гідроксоалюмінату натрію та проведенні випробування даного реагенту для пом'якшення води та вилучення з неї сульфатів.*
7. **Trus I.** Purification of Mine Waters Using Lime and Aluminum Hydroxochloride / I. Trus, M. Gomelya, M. Tverdokhlib, V. Halysh, I. Radovenchyk, D. Benatov // Ecological Engineering and Environmental Technology. – 2022. – № 5. – P. 169–176. (Q3, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у розробці схеми процесу та визначенні ефективності пом'якшення води та вилучення з неї сульфатів при використанні вапна та 5/6 ГОХА.*
8. **Trus I.M.** Removal of sulfates from aqueous solution by using red sludge / I.M. Trus, Y.P. Kryzhanovska, M.D. Gomelya // Journal of Chemistry and Technologies. – 2022. – № 30 (3). – P. 431–440. (Q4, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень щодо визначення ефективності та сорбційної ємності червоного шламу при вилученні сульфатів, узагальнення результатів.*
9. **Trus I.** The use of coagulants from industrial waste in water treatment processes / I. Trus, M. Gomelya, Y. Kryzhanovska // Journal of Chemical Technology and Metallurgy. – 2023. – № 1 (58). – P. 178–186. (Q3, індексується базою даних Scopus).

Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень щодо освітлення та знебарвлення води при використанні коагулянтів, узагальнення результатів.

10. **Trus I.** Development of Resource-Saving Technologies in the Use of Sedimentation Inhibitors for Reverse Osmosis Installations / I. Trus, M. Gomelya, M. Skiba, T. Pylypenko, T. Krysenko // *Journal of Ecological Engineering*. – 2022. – № 23 (1). – P. 206–215. (Q4, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень щодо визначення стабілізаційного та протинакипного ефектів при використанні антискалантів оброблених ультразвуком чи озонуванням.*

11. **Trus I.** Development of Scaling Reagent for Waters of Different Mineralization / I. Trus, M. Gomelya, O. Levytska, T. Pylypenko // *Ecological Engineering and Environmental Technology*. – 2022. – № 4. – P. 81–87. (Q3, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень щодо визначення впливу часу обробки ультразвуком гіпану на стабілізаційний та протинакипний ефекти для високомінералізованих вод.*

12. **Trus I.** Applications of antiscalants in circulating water supply systems / I. Trus, M. Gomelya // *Journal of Chemical Technology and Metallurgy*. – 2023. – № 58 (2). – P. 360–366. (Q3, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень щодо визначення стабілізаційного та протинакипного ефектів при використанні гіпану в якості антискаланту для вод різного складу.*

13. **Trus I.** Optimal conditions of ion exchange separation of anions in low-waste technologies of water desalination / I. Trus // *Journal of Chemical Technology and Metallurgy*. – 2022. – № 57 (3). – P. 550–558. (Q3, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень для визначення оптимальних умов іонообмінного розділення сульфатів та хлоридів.*

14. **Trus I.** Determining the influence of the medium reaction and the technique of magnetite modification on the effectiveness of heavy metals sorption / I. Trus, N. Gomelya, G. Trokhymenko, N. Magas, O. Hlushko // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. – 2019. – № 6/10 (102). – P. 49–54. (Q2, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень впливу рН середовища на ефективність сорбції іонів важких металів на магнетиті модифікованого сульфідом натрію магнетиту.*

15. Гомеля М.Д. Очистка води від іонів міді при використанні магнетиту / М.Д. Гомеля, **І.М. Трус**, О.В. Глушко // *Вчені записки ТНУ імені В.І.Вернадського*. Серія: технічні науки – 2019. – №30 / 69 (2). – С. 92–97. (Фахове видання категорії Б). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень процесів сорбційного очищення води від іонів міді під час використання синтезованого магнетиту сульфідом натрію, гуанідіном, тіосемікарбазидом та тіокарбамідом.*

16. **Трус І.М.** Використання сорбентів на основі магнетиту для очищення води від іонів важких металів / І.М. Трус, М.Д. Гомеля, Т.В. Крисенко, К.С. Сенькова // *Технічні науки та технології*. – 2019. – № 4 (18). – С. 175–182. (Фахове видання категорії Б). *Особистий внесок здобувача полягає у постановці задачі і узагальненні інформації про ефективність сорбційного очищення та доочищення природних вод,*

вивченні процесів сорбційного очищення води від іонів міді, цинку, нікелю та кадмію на магнетиті модифікованого сульфідом натрію.

17. **Trus I.** Study of the efficiency of water purification from heavy metal ions with magnetite sorbent / I. Trus, M. Gomelia, T. Krysenko, Y. Bulhakov // Energy Technologies and Resource Saving. – 2020. – № 1. – P. 46–51 (Фахове видання категорії Б). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень по вивченню впливу співвідношення концентрацій Fe^{2+} Fe^{3+} в реакційній суміші на сорбційну ємність магнетиту.*

18. **Trus I.M.** The Study of the particular aspects of water purification from heavy metal ions using the method of nanofiltration / I.M. Trus, M.D. Gomelya, I.M. Makarenko, A.S. Khomenko, G.G. Trokhymenko // Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu. – 2020. – № 4. – P. 117–123. (Q2, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у розробці високоефективних технологій глибокого очищення природних і стічних вод від сполук та іонів важких металів із використанням нанофільтраційних мембран і комплексонів.*

19. **Trus I.** Effectiveness nanofiltration during water purification from heavy metal ions / I. Trus, M. Gomelya // Journal of Chemical Technology and Metallurgy. – 2021. – № 56 (3). – P. 615–620. (Q3, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень по ефективності нанофільтраційного вилучення йонів свинцю при застосуванні комплексонів ОЕДФК, НТМФК, Акватона, трилонуБ, ДДТН та визначено випадкову похибку експерименту.*

20. **Trus I.** Effectiveness of complexation-nanofiltration during water purification from copper ions / I. Trus, M. Gomelya, M. Skiba, V. Vorobyova // Journal of Chemical Technology and Metallurgy. – 2021. – № 56 (5). – P. 1008–1015. (Q3, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень по вивченню процесів нанофільтраційного очищення води від йонів міді при введенні осаджувача фероціаніду калію та флокулянту Zetag-7547.*

21. Гомеля М.Д. Застосування баромембранних методів в процесі очищення води від іонів важких металів / М.Д. Гомеля, В.П. Іванова, **І.М. Трус**, Є.С. Булгаков // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2018. – № 3. – С. 23–27. (Технічні науки). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень процесів нанофільтраційного вилучення міді з сильно розбавлених розчинів при використанні ОЕДФК та НТМФК.*

22. **Трус І.М.** Очистка води від іонів важких металів відстоюванням, нанофільтруванням та флотацією / І.М. Трус, М.Д. Гомеля, Є.В. Мельниченко, В.О. Мігранова // Технічні науки та технології. – 2019. – № 1 (15). – С. 204–213. (Фахове видання категорії Б). *Особистий внесок здобувача полягає у постановці експерименту та вивченні процесів вилучення йонів міді та свинцю при переведенні важких металів у нерозчинний стан зв'язуванням у фероціанідні комплекси їх відстоюванням та доочищенням методами фільтрування та нанофільтрування.*

23. **Trus I.M.** Evaluation of the contribution of ion exchange in the process of demanganization with modified cation exchange resin KU-2-8 / I.M. Trus, M.D. Gomelya, M.M. Tverdokhlib // Journal of Chemistry and Technologies. – 2021. – № 29 (4). – P. 540–548. (Q4, індексується базою даних Scopus) *Особистий внесок здобувача*

полягає у проведенні досліджень очищення води від йонів марганцю в динамічних умовах шляхом фільтрування води через шар сильнокислого катіоніту КУ-2-8 на H^+ , Na^+ , Ca^{2+} формах, модифікованого магнетитом.

24. Гомеля М. Ефективність вилучення іонів важких металів з розведених розчинів іонообмінним методом / М. Гомеля, В. Іванова, **І. Трус** // Технічні науки та технології. – 2017. – № 4 (10). – С. 154–162. (Технічні науки). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень процесів сорбції та десорбції іонів міді на сильно-та слабокислотних катіонітах із сильно розведених розчинів.*

25. Гомеля М.Д. Залежність ефективності іонообмінного виділення іонів марганцю із води від типу і форми іоніту та її жорсткості / М.Д. Гомеля, **І.М. Трус**, М.М. Твердохліб, В.С. Камаєв // Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2022. – № 4. – С. 65–72. (Фахове видання категорії Б). *Особистий внесок здобувача полягає у вивченні процеси вилучення іонів марганцю із дистильованої та водопровідної води на сильнокислотному катіоніті КУ-2-8 та слабокислотному катіоніті Dowex MAC-3.*

26. **Trus I.M.** Using filter loading for iron removal from water / I.M. Trus, M.M. Tverdokhlib, M.D. Gomelya, A.S. Taranenko // Journal of Chemistry and Technologies. – 2023. – № 31 (2). – P. 334–343. (Q4, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень щодо сорбційного очищення від йонів заліза, проведенні розрахунку швидкості формування шару осаду на поверхні завантаження.*

27. Gomelya M. Evaluation of the efficiency of sorbents-catalysts for the purification of water from manganese compounds / M. Gomelya, **I. Trus**, M. Tverdokhlib, O. Rudenko // Вісник Хмельницького національного університету Серія: «Технічні науки». – 2022. – № 6 / 1 (315). – С. 234–239. (Фахове видання категорії Б). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень щодо вивчення процесів іонообмінного очищення води від йонів марганцю на катіоніті, модифікованому магнетитом в залежності від рН.*

28. Trus I. Promising method of ion exchange separation of anions before reverse osmosis / I. Trus, M. Gomelya, M. Skiba, V. Vorobyova // Archives of Environmental Protection. – 2021. – № 47 (4). – P. 93–97. (Q2, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень для вивчення процесів іонообмінного розділення нітратів та сульфатів.*

29. Trus I. Low-waste technology of water purification from nitrates on highly basic anion exchange resin / I. Trus, M. Gomelya // Journal of Chemical Technology and Metallurgy. – 2022. – № 57 (4). – P. 765–772. (Q3, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень для вивчення процесів іонообмінного очищення води від нітратів на високоосновному аніоніті.*

30. **Trus I.** Low waste technology for the removal of nitrates from water / I. Trus, M. Gomelya, V. Halysh, M. Tverdokhlib, I. Makarenko, T. Pylypenko, Y. Chuprinov, D. Benatov H. Zaitsev // Archives of Environmental Protection. – 2023. – № 49 (1). – P. 74–78. (Q3, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень для вивчення процесів іонообмінного очищення води від нітратів на низькоосновному аніоніті.*

31. **Trus I.M.** Low-waste technologies of ion-exchange extraction of phosphates from solution / I.M. Trus, Y.P. Kryzhanovska, M.D. Gomelya // Journal of Chemistry and Technologies. – 2023. – № 31 (1). – P. 61–71. (Q4, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень для вивчення процесів іонообмінного очищення води від фосфатів на високоосновному аніоніті, розроблені методи вилучення фосфатів із регенераційних розчинів, що робить їх придатними для повторного використання.*

32. Гомеля М.Д. Дослідження процесів сорбційного очищення води від іонів амонію / М.Д. Гомеля, **I.M. Трус**, А.І. Петриченко, О.Ю. Кійченко // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – 2017. – № 28. – С. 113–119. (Технічні науки). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень для вивчення процесів іонообмінної очистки води від іонів амонію з модельних розчинів на катіонітах КУ-2-8 та Dowex Mac-3.*

33. Макаренко І.М. Дослідження ефективності сорбційного очищення води від іонів амонію на природних та штучних сорбентах / І.М. Макаренко, **I.M. Трус**, А.І. Петриченко, О.Ю. Кійченко // Енерготехнології та ресурсозбереження. – 2017. – № 3. – С. 42–48. (Технічні науки). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень для визначення залежності сорбції амонію від форми катіоніту, рівня концентрації йонів амонію в розчині та співвідношення амонію та кальцію у воді.*

34. **Trus I.M.** Utilization of the residues obtained during the process of purification of mineral mine water as a component of binding materials / I.M. Trus, H.Y. Fleisher, V.V. Tokarchuk, M.D. Gomelya, V.I. Vorobyova // Voprosy Khimii i Khimicheskoi Tekhnologii. – 2017. – № 6. – P. 104–109. (Q4, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень щодо можливості застосування осаду в якості розширливої добавки для цементів і сульфатного активатора для шлакопортландцементів.*

35. **Trus I.** Techno-Economic Feasibility for Water Purification from Copper Ions / I. Trus, V. Halysh, M. Gomelya, D. Benatov, A. Ivanchenko // Ecological Engineering and Environmental Technology. – 2021. – № 22 (3). – P. 27–34. (Q4, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень для вивчення впливу осаду, що утворюється в результаті очищення води від йонів міді на властивості цементу.*

36. **Trus I.** Low-Waste Technology for Water Purification from Iron Ions / I. Trus, V. Halysh, M. Gomelya, V. Radovenchyk // Ecological Engineering and Environmental Technology. – 2021. – № 22 (4). – P. 116–123. (Q4, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у проведенні досліджень для вивчення впливу осаду, що утворюється в результаті очищення води від йонів заліза на властивості цементу.*

37. **Trus I.** Innovative Approach in Creation of Integrated Technology of Desalination of Mineralized Water / I. Trus, I. Radovenchyk, V. Halysh, M. Skiba, I. Vasylenko, V. Vorobyova, O. Hlushko, L. Sirenko // Journal of Ecological Engineering. – 2019. – № 20 (8). – P. 107–113. (Q2, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у розробці методів комплексної переробки вод з утилізацією утворенням відходів у корисні продукти.*

38. **Trus I.** Technology of the comprehensive desalination of wastewater from mines / I. Trus, N. Gomelya, V. Halysh, I. Radovenchyk, O. Stepova, O. Levytska // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2020. – № 3/6 (105). – P. 21–27. (Q3, індексується базою даних Scopus). *Особистий внесок здобувача полягає у зборі та узагальненні отриманих результатів та розробці маловідходної технології знесолення мінералізованих вод.*

Патенти на корисну модель:

39. Пат. 101916 Україна МПК С25В 1/00 С01В 17/88. Спосіб електрохімічного отримання сірчаної кислоти / Гомеля М.Д., **Трус І.М.**, Грабітченко В.М., Макаренко І.М.; заявл. 26.03.2015; опубл. 12.10.2015, Бюл. № 19.

40. Пат. 104306 Україна МПК С02F 1/46 С01D 1/42 С25В 1/00. Спосіб електрохімічного концентрування розчинів / Гомеля М.Д., **Трус І.М.**, Грабітченко В.М.; заявл. 26.06.2015; опубл. 25.01.2016, Бюл. № 2.

41. Пат. 113546 Україна МПК С23F 11/08 С02F 5/10. Спосіб отримання інгібітора накипоутворення та корозії металів у водному середовищі / Гомеля М.Д., Шуриберко М.М., Макаренко І.М., Корда Т.А., **Трус І.М.**; заявл. 21.04.2016; 10.02.2017, Бюл. № 3.

42. Пат. 119097 Україна МПК С04В 7/00 С04В 22/00. Багатофункціональна добавка для цементів / Флейшер Г.Ю., **Трус І.М.**, Токарчук В.В., Гомеля М.Д., Воробйова В.І.; заявл. 03.04.2017; опубл. 11.09.2017, Бюл. № 17.

43. Пат. 104306 Україна МПК С02F 5/08. Спосіб стабілізаційної обробки розчинів при нанofільтраційному знесоленні / Гомеля М.Д., **Трус І.М.**, Руденко І.П., Нечухрін О.В., Ткачук В.М., Сердюк О.О.; заявл. 07.12.2018; опубл. 25.04.2019, Бюл. № 8.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

44. **Trus I.** Optimization of dose calculation of modified magnetite during sorption purification of water from copper ions to create environmentally friendly technology / I. Trus, M. Gomelya, E. Chuprinov, T. Pylypenko // Second international conference on sustainable futures: environmental, technological, social and economic matters (19–21 May, 2021, Kryvyi Rih, Ukraine). – № 280. – 2021. – 10001. (індексується базою даних Scopus).

45. **Trus I.**, Fleisher H., Gomelia M., Tokarchuk V. Utilization of the residues obtained during the process of chemical purification of mine water in the building industry // XXXVI Międzynarodowe Sympozjum – im. Bolesława Krzysztofika – AQUA 2016 (02–03 czerwca 2016 roku). – Plock. – 2016. – P. 97–102.

46. **Trus I.M.**, Fleisher H.Yu., Vorobyova V.I., Starchenko V.V. Eco-friendly method of water treatment residue utilization // The development of technical sciences: problems and solutions (27–28 April, 2018). – 2018. – Brno. – P 125–128.

47. **Трус І.М.**, Гомеля М.Д. Методи стабілізаційної обробки низько- та високомінералізованих вод в процесах її баромембранного опріснення // Матеріали XI Міжнародної науково-практичної конференції «Комплексне забезпечення якості

технологічних процесів та систем» (22–27 травня 2021 р.). – м. Чернігів. – 2021. – Т.2. – С. 133–135.

48. **Трус І.М.** Використання зворотнього осмосу для знесолення низькомінералізованих вод // Матеріали XXIV Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2021» (29–30 квітня 2021 р.). – м. Харків. – 2021. – С. 147–149.

49. Толстенкова К.М., **Трус І.М.**, Гомеля М. Д. Сучасні методи знекиснення води – переваги та недоліки // Матеріали міжнародного наукового симпозиуму «Тиждень еколога–2021» (18–20 жовтня 2021 р.). – м. Кам'янське. – 2021. – С. 88–90.

50. **Трус І.**, Гомеля М., Воробйова В., Скиба М., Глушко О., Бенатов Д. Оцінка ефективності реагентів для стабілізаційної обробки води // Матеріали IV Міжнародної науково-технічної конференції «Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг» (20–22 жовтня 2021 р.). – 2021. – м. Львів. – С. 22.

51. Гомеля, М.Д., **Трус І.М.**, Твердохліб М.М. Застосування модифікованого магнетитом катіоніту КУ-2-8 для деманганзації підземних вод // Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (25–26 листопада 2021 р.). – 2021. – м. Київ. – С. 113–116.

52. **Трус І.М.**, Твердохліб М.М., Галиш В.В., Макаренко І.М., Манишева Н.Ю. Вилучення іонів важких металів реагентним методом та утилізація утворених осадів // Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Довкілля. Енергозбереження» (1–2 грудня 2022 р.). – м. Полтава. – С. 287–290.

53. Vorobiova O.I., **Trus I.M.**, Gomelya M.D. Low waste technologies for water softening and decarbonization // Матеріали XV Всеукраїнської наукової конференції «Хімічні Каразінські читання – 2023» (24–26 квітня 2023 р.). – м. Харків. – 2023. – С. 158–160.

54. **Трус І.М.**, Твердохліб М.М., Макаренко І.М., Сіренко Л.В., Тараненко А.С. Оцінка методів іонообмінного очищення води від нітрат-іонів // Збірник тез доповідей XXIII міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Ресурсоенергозберігаючі технології та обладнання». – м. Київ. – 2023. – С. 113–116.

55. **Trus I.**, Radovenchuk I., Nosachova J., Hlushko O., Gomelya M., Vozna I. Development of a waste-free technology of mine water desulphatization involving the use of lime and Aluminium coagulants // The 5th International scientific and practical conference «Science, society, education: topical issues and development prospects» (12–14 квітня 2020 р.). – м. Харків. – 2020. – С. 205–211.

АНОТАЦІЯ

Трус І.М. Створення наукових основ ресурсоефективних екологічно-безпечних технологій використання води у промисловості. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису. Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за

спеціальністю 21.06.01 – Екологічна безпека. – Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Київ, 2024.

Робота направлена на вирішення важливої народногосподарської проблеми розширення державного фонду джерел водозабезпечення промисловості та населення України шляхом створення і реалізації проєктів освоєння альтернативних джерел водопостачання, захисту водних екосистем від шкідливого впливу забруднених стічних вод в умовах дефіциту водних ресурсів держави, військових дій, аварійних ситуацій й інших загроз національній безпеці України.

Уперше на основі вимог до якості води у водоциркуляційних системах охолодження, теплопостачання та виробництва електроенергії, характеристик природних і стічних вод, придатних для повторного використання, створено нові реагенти та технології кондиціонування води для стабілізаційної її обробки, зниження її корозійної активності. Створено високоефективні маловідходні процеси демінералізації природних та шахтних вод, що передбачають переробку відходів з отриманням корисних продуктів і забезпечують розширення фонду джерел водопостачання за рахунок використання мінералізованих вод.

На основі залежностей корозійної активності води, її стабільності щодо осадковідкладень від рівня мінералізації, концентрації в ній кисню, характеристик води визначено напрямки водопідготовки, що забезпечують ефективне використання води в енергетичних системах, системах теплопостачання та охолодження. Обґрунтовано доцільність застосування стабілізаторів осадковідкладення та інгібіторів корозії пасиваційного типу у водоциркуляційних системах, застосування повного знекиснення води в мінералізованих водах і в енергетичних системах в умовах високотемпературного використання води. Вивчено механізми глибокого знекиснення води з допомогою реагентів, редокситів та каталізаторів.

Вперше встановлено граничну ефективність іонного обміну та зворотнього осмосу при вилученні з води ряду важких металів з урахуванням типу та умов використання комплексоутворювачів. Показано, що в умовах сильного розведення розчинів змінюються характеристики іонітів включаючи їх селективність по відношенню до ряду іонів, залежності процесів глибокого знесолення при застосуванні фільтрів змішаної дії. Визначено вплив комплексоутворювачів на ефективність зворотньоосмотичного знесолення води. Вперше показано, що застосування модифікованих феритів забезпечує надійне глибоке очищення води від іонів важких металів. Визначено залежність ефективності сорбції важких металів від характеристик води, способу модифікування магнетиту в процесі його синтезу.

Визначено умови надійного, ефективного очищення води від біогенних елементів. Встановлено параметри процесів електролізу при вилученні із води сполук амонію, показано залежність ефективності очищення води електрохімічним окисленням амонію, ефективності електрокоагуляційного очищення стічних вод від фосфатів від хімічного складу води, рН середовища та інших її характеристик. Удосконалено закономірності вилучення з води фосфатів й нітратів при використанні іонного обміну та зворотнього осмосу в залежності від складу водних розчинів, розроблено технологічні процеси переробки регенераційних розчинів в азотні і

фосфорні добрива, що дозволило створити безвідходні процеси вилучення біогенних елементів із природних та стічних вод в ресурсозберігаючих технологіях.

Встановлено параметри процесів електрохімічної переробки концентрованих сольових розчинів, що утворюються при іонообмінному та зворотньоосмотичному знесоленні води, визначено параметри отримання активного хлору, гіпохлориту натрію та інших окислених сполук хлору електродіалізом. Вперше створено конструкцію електролізера, що забезпечує ефективне електрохімічне окислення сполук хлору в середовищах із високим рівнем жорсткості води. Визначено залежність виходу за струмом лугу, сірчаної кислоти від умов електролізу розчинів хлориду та сульфату натрію, включаючи концентрації солей, рН середовища, анодної густини струму, часу процесу при використанні іонообмінних мембран, встановлено параметри отримання концентрованих розчинів даних реагентів.

Доведена практична доцільність застосування відходів, отриманих при висадженні сульфатів із концентратів вапном та алюмінієвим коагулянтном у складі будівельних матеріалів. Запропоновано принципові технологічні схеми вилучення поллютантів із вод різної мінералізації з повною переробкою утворених відходів.

ABSTRACT

Trus I.M. Development of Scientific Foundations for Resource-Efficient and Environmentally Safe Water Use Technologies in Industry. – Qualification Scientific Work as a Manuscript. Doctoral Dissertation in Technical Sciences, Specialization 21.06.01 – Ecological safety. – National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», Kyiv, 2024.

The work is aimed at addressing an important socio-economic problem of expanding the state's water supply sources for industry and the population of Ukraine by creating and implementing projects to develop alternative water supply sources, protecting aquatic ecosystems from the harmful impact of polluted wastewater in conditions of the country's water resource deficit, military actions, emergencies, and other threats to national security in Ukraine.

For the first time, based on the water quality requirements in water circulation systems for cooling, heating, and electricity generation, as well as the characteristics of natural and wastewater suitable for reuse, new reagents and water conditioning technologies have been developed to stabilize and reduce its corrosion activity. Highly efficient low-waste demineralization processes for natural and mine waters have been created, involving waste processing to obtain useful products and expanding the water supply sources by utilizing mineralized waters.

By considering the dependence of water's corrosion activity and its stability regarding precipitation deposition on the level of mineralization, oxygen concentration, and water characteristics, directions for water treatment have been determined to ensure effective water utilization in energy systems, heating and cooling systems. The feasibility of using precipitation inhibitors and passivation-type corrosion inhibitors in water circulation systems has been substantiated, as well as the application of complete deoxygenation of water in mineralized waters and in energy systems under high-temperature water usage

conditions. Mechanisms for deep deoxygenation of water using reagents, redox agents, and catalysts have been studied.

For the first time, the maximum efficiency of ion exchange and reverse osmosis in removing several heavy metals from water has been established, taking into account the type and conditions of complexing agent use. It has been demonstrated that under conditions of high dilution of solutions, the characteristics of ion-exchange resins change, including their selectivity towards various ions, and the dependence of deep desalination processes when using mixed-bed filters. The influence of complexing agents on the effectiveness of reverse osmosis desalination of water has been determined. It has been shown for the first time that the use of modified ferrites ensures reliable deep purification of water from heavy metal ions. The relationship between the efficiency of heavy metal sorption and water characteristics, as well as the method of magnetite modification during its synthesis, has been determined.

Conditions for reliable and effective water purification from biogenic elements have been identified. Parameters of electrolysis processes for removing ammonia compounds from water have been established, demonstrating the dependence of water purification efficiency through electrochemical oxidation of ammonia on the chemical composition of water, pH, and other characteristics. Patterns of phosphate and nitrate removal from water using ion exchange and reverse osmosis have been improved based on the composition of aqueous solutions, and technological processes for regenerating solutions into nitrogen and phosphorus fertilizers have been developed. This has led to the creation of zero-waste processes for removing biogenic elements from natural and wastewater in resource-saving technologies.

The parameters of electrochemical processes for treating concentrated salt solutions generated during ion exchange and reverse osmosis water desalination have been established. Parameters for obtaining active chlorine, sodium hypochlorite, and other chlorine compounds by electrodialysis have been determined. For the first time, a design of an electrolyzer has been created, ensuring efficient electrochemical oxidation of chlorine compounds in high-hardness water environments. The relationship between the current yield of alkali and sulfuric acid and the conditions of electrolysis of sodium chloride and sulfate solutions, including salt concentrations, pH of the medium, anodic current density, process time using ion exchange membranes, and parameters for obtaining concentrated solutions of these reagents have been established.

The practical feasibility of using waste generated during sulfate precipitation from lime and aluminum coagulant concentrates in building materials has been demonstrated. Conceptual technological schemes for removing pollutants from water with varying mineralization, with full processing of the resulting waste, have been proposed.